

Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD/CNPq



Dinâmica Biológica e a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica do médio Rio Doce – MG

Site 4 – Mata Atlântica e Sistema Lacustre do médio Rio Doce – MG

Relatório Técnico-Científico das atividades de dezembro de 2001 a agosto de 2002

Processo No.: 520031/98-9

Setembro de 2002

Sumário

Sub-projetos.....	3
Apresentação.....	5
Introdução Geral.....	9
Diversidade Genética.....	11
Diversidade Botânica.....	48
Diversidade Aquática.....	84
Diversidade Faunística.....	238
Sócio-Economia.....	364
Educação Ambiental.....	384

Projeto: Dinâmica biológica e a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica do médio Rio Doce, MG (PELD-UFMG)

Coordenador: Francisco Antônio Rodrigues Barbosa

Vice-coordenador: Rogerio Parentoni Martins

Áreas de atuação/Sub-projetos

Diversidade Genética (coordenador: Maria Bernadete Lovato)

1. Diversidade e estrutura genética de *Hymenaea courbaril* (jatobá da mata).
Coordenador: Maria Bernadete Lovato
2. Genética Populacional e Evolutiva da Fauna Endêmica e em Extinção da Bacia do Rio Doce através do Estudo de Polimorfismos de DNA.
Coordenador: Fabrício Rodrigues dos Santos

Diversidade Botânica (Coordenador: Queila de Souza Garcia)

1. Estudo comparativo da produtividade vegetal em solo preservado x solo impactado: crescimento de espécies vegetais na Mata Atlântica e ciclagem de nutrientes de suas liteiras na mata ciliar do Rio Doce.
Coordenador: Maria Rita M. Scotti
2. Mesofauna associada à decomposição de folhas de espécies arbóreas nativas de Mata Atlântica e de eucalipto em área de mata e de eucalipto
Coordenador: Queila de Souza Garcia

Diversidade aquática (Coordenador: Francisco Barbosa)

1. Caracterização física e química de rios e lagos do trecho médio da bacia do Rio Doce - MG
Coordenador: Francisco Antônio Rodrigues Barbosa
2. Avaliação microbiológica de ambientes aquáticos no trecho médio da bacia do Rio Doce - MG
Coordenador: Carlos Augusto Rosa
3. Composição da comunidade fitoplanctônica de rios e lagos do trecho médio da bacia do Rio Doce-MG
Coordenador: Francisco Barbosa
4. Avaliação preliminar das Diatomáceas perifíticas de um córrego de altitude da Serra do Cipó (Vertente da bacia do Rio Doce, MG)
Coordenador: Francisco Barbosa

5. Composição da comunidade zooplanctônica de rios e lagos do trecho médio da bacia do Rio Doce-MG
Coordenador: Paulina Maria Maia Barbosa
6. Composição e distribuição espacial das populações de Copepoda da lagoa Carioca- Parque Estadual do Rio Doce, MG;
Coordenador: Paulina Maria Maia Barbosa
7. Comunidades de macroinvertebrados bentônicos de rios e lagos do trecho médio do Rio Doce-MG
Coordenador: Marcos Callisto de Faria Pereira
8. Avaliação da qualidade das águas na bacia do médio Rio Doce através de parâmetros ecotoxicológicos.
Coordenador: Arnola Cecília Rietzler

Diversidade da Fauna (Coordenador: Rogério Parentoni Martins)

- 1- Diversidade Vegetal II – Pressão de Herbivoria em Plantas Arbóreas Pioneiras.
Coordenador: Sérgio Pontes Ribeiro
- 1.2- Diversidade de coleoptera e formigas de serrapilheira e solo – dados preliminares
Coordenador: Sérgio Pontes Ribeiro
- 3- Variação sazonal na composição e abundância de famílias das subordens Brachycera e Cyclorrhapha (Diptera) do Parque Estadual do Rio Doce (MG), com especial referência a família Stratiomyidae
Coordenador: Julio Cesar Rodrigues Fontenelle-
- 4- Estudos Ecológicos da Fauna de Artrópodes do Médio Rio Doce
Coordenador: Yasmine Antonini Itabaiana-
- 5- Variação Espaço-Temporal De Comunidades De Pequenos Mamíferos Do Parque Estadual Do Rio Doce
Coordenador: Gustavo Alberto Bouchardet da Fonseca

Sócio-Economia (Coordenador: Roberto Luiz Monte-Mor)

- Impactos sócio-econômicos e qualidade ambiental no médio Rio Doce-MG
Coordenador: Roberto Luiz Monte-Mor

Educação Ambiental (Coordenador: Paulina Maria Maia Barbosa)

- Educar para a ação ambiental
Coordenador: Paulina Maria Maia Barbosa



Apresentação

Este Relatório Técnico-Científico contém os resultados das atividades de pesquisa realizadas, no período Dezembro de 2001 a Julho de 2002, nas áreas de pesquisa do projeto “Dinâmica biológica e a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica do médio Rio Doce-MG” integrante do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD/MCT-CNPq.

Os resultados aqui apresentados foram obtidos pelas 6 áreas de atuação do projeto, a saber: Diversidade Genética, Diversidade Botânica, Diversidade Aquática, Diversidade da Fauna, Sócio-Economia e Educação Ambiental.

Considerando-se a complexidade dos assuntos tratados e o estágio atual de integração entre as áreas acima listadas, bem como a necessidade de envio antecipado de relatório técnico-científico, são apresentados os resultados obtidos na 1ª metade do 3º ano de atividades do projeto. Como em sua maioria são resultados parciais, ainda não é possível o relato de conclusões sobre a maioria dos aspectos medidos, para as quais são necessárias medidas de longo prazo. Em vista disto, o relatório apresenta os resultados em capítulos específicos, redigidos por especialistas destas áreas e contando com a participação e colaboração de estudantes nos níveis de doutorado, mestrado e iniciação científica.

Vale ressaltar que a ênfase do projeto é a quantificação/avaliação e monitoramento, a longo prazo, de padrões, processos e características estruturais da diversidade biológica (terrestre e aquática) das comunidades-alvo, em uma das áreas mais importantes do Estado de Minas Gerais, tanto por possuir o maior remanescente de Mata Atlântica no Estado (Parque Estadual do Rio Doce - PERD), como pôr ser uma das regiões com a maior diversidade de atividades sócio-econômicas, incluindo mineração/garimpo, siderurgia, indústria de celulose e extensas áreas de monocultivo de *Eucalyptus* spp.

A equipe do projeto vem planejando suas atividades de pesquisa e monitoramento de modo a responder, basicamente, à duas questões integradoras das áreas componentes do projeto:

i) O desmatamento no médio Rio Doce e nas áreas de entorno do Parque Estadual do Rio Doce contribuiu e possivelmente ainda contribui para diminuir a biodiversidade regional?

ii) Aliada ao desmatamento, a introdução de espécies exóticas (ex. peixes, macrófitas) tem acelerado o processo de diminuição da biodiversidade regional?

Para responder à estas questões, foram formuladas as seguintes hipóteses de trabalho:

i) A biodiversidade do vale do Rio Doce está experimentando um processo de perda (alteração/modificação) em grau ainda desconhecido, embora perceptível;

ii) As grandes áreas remanescentes (terrestres e aquáticas) do vale do Rio Doce contribuem para a manutenção de parcela expressiva dessa biodiversidade

iii) A biodiversidade do vale do Rio Doce ainda encontra condições de persistência a longo prazo, apesar dos impactos verificados tanto nas áreas remanescentes como na matriz da paisagem, desde que estratégias de manejo e recuperação sejam implementadas.

Para que se possa testar estas hipóteses, é fundamental que os estudos iniciados em 1999 sejam mantidos sem interrupção, uma vez que somente após um longo período de tempo será possível concluir sobre a ocorrência ou não de alterações e/ou modificações na biodiversidade desta área, presumindo-se um conhecimento razoável da biodiversidade atual em áreas protegidas e sob diversos impactos antrópicos. Além disso, a proposição de estratégias adequadas de manejo e recuperação somente será viável após conhecer-se o estado atual dos ecossistemas em estudo, particularmente sua biota e processos básicos responsáveis pela sua manutenção.

O capítulo 1 apresenta os resultados obtidos para as pesquisas de diversidade genética das principais espécies vegetais do médio Rio Doce. Foram analisadas a diversidade e a estrutura genética em populações de *Dalbergia nigra* do Parque Estadual do Rio Doce e em dois fragmentos do entorno do PERD, pôr meio de marcadores isoenzimáticos. Foram também analisadas duas populações de *Mabea fistulifera*, em locais com características diferentes, dentro dos limites do PERD.

No ano de 2001 e até o presente, a equipe do laboratório de biodiversidade e evolução molecular trabalhou na coleta, armazenamento e extração de DNA de amostras de aves e mamíferos do PERD. Foram obtidas 16 amostras de mamíferos (9 espécies) e 56 de aves (22 espécies), as quais foram submetidas a procedimentos padrões de extração e análise da qualidade de DNA que, testados para os diferentes tipos de materiais coletados (penas e sangue), resultaram em extratos apropriados para estoque do DNA em *freezer* e futuras análises.

O capítulo 2 trata da diversidade botânica. Os estudos, conduzidos em 3 sub-projetos, objetivaram o levantamento qualitativo e quantitativo das plantas vasculares do Parque Estadual do Rio Doce, análises da mesofauna associada à serrapilheira de folhas de algumas espécies arbóreas nativas do Parque Estadual do Rio Doce, em áreas de mata e em áreas impactadas com eucalipto, durante a decomposição e ciclagem de nutrientes de folhas de algumas espécies arbóreas nativas do PERD, em áreas de mata e em áreas impactadas com eucalipto e o estudo comparativo da produtividade vegetal em solo preservado x solo impactado.

O capítulo 3 aborda a biodiversidade em ambientes aquáticos (lagos e rios) bem como uma caracterização da qualidade das águas considerando aspectos físicos, químicos e biológicos e suas variações sazonais. O balanço hídrico para o trecho médio da bacia do Rio Doce foi também realizado, ampliando-se a base de dados existente com a inclusão de dados no período 1997-2001.

Este capítulo contempla estudos focalizando a riqueza e diversidade de bactérias, leveduras, algas (planctônicas e perifíticas), zooplâncton e macroinvertebrados bentônicos. Uma comparação da composição em espécies de alguns destes grupos é apresentada, com vistas a se identificar mudanças nesta composição, particularmente em função do maior esforço de amostragem, através de análises colhidas a intervalos mensais. Os estudos preliminares da ecologia e genética molecular de *Cylindrospermopsis raciborskii*, mantida em cultura no laboratório, são também incluídos, destacando-se os avanços obtidos no isolamento de cepas e na extração e amplificação do DNA de cepas obtidas no lago Dom Helvécio e comparadas com padrões para cianobactérias.

Finalmente, uma avaliação da qualidade das águas pôr intermédio de parâmetros ecotoxicológicos é também apresentada. Foram também incluídos, neste relatório, os resultados obtidos durante o ano de 2001 e que não tinham sido relatados no Relatório de 2000-2001, a saber: variações diurnas da densidade e biomassa do fito e zooplâncton dos rios e lagos integrantes da rede de amostragem do projeto.

O capítulo 4 trata da diversidade faunística e apresenta os resultados obtidos com os estudos sobre primatas, pequenos mamíferos e insetos. Os primeiros resultados da fauna de cavernas da bacia do médio Rio Doce bem como os resultados sobre um estudo de diversidade genética vegetal e pressão de herbivoria em espécies arbóreas pioneiras do PERD são também apresentados. Além destes são apresentados dados sobre a diversidade de moscas e abelhas de várias áreas no PERD.

No capítulo 5 são apresentados os resultados dos estudos de sócio-economia na região e seus reflexos na qualidade ambiental. Os estudos foram concentrados na definição e proposta de um índice de qualidade ambiental que integrasse aspectos da qualidade de vida das populações, dos impactos antrópicos ligados às principais atividades sócio-econômicas e que pudesse integrar os aspectos políticos do controle ambiental para, finalmente, ser comparado e somado às medidas já realizadas da qualidade da água na bacia. Para tanto, promoveu-se um amplo estudo dos principais índices disponíveis, tanto aqueles que foram objeto de nossos trabalhos anteriores quanto experiências outras que pudessem balizar e atender aos nossos requisitos.

Um seminário interno foi organizado pela equipe de sócio-economia, com o objetivo de se discutir metodologias de avaliação de sustentabilidade ambiental, em especial avaliação monetária de serviços ecológicos e do capital ambiental do Parque Estadual do Rio Doce, sistema de indicadores/índices de qualidade ambiental e sustentabilidade e diretrizes para uma análise comparativa entre resultados de avaliação monetária e resultados de construção dos índices.

O capítulo 6 encerra o Relatório apresentando as atividades de Educação Ambiental desenvolvidas com professores de escolas municipais e estaduais do Ensino Fundamental e Médio, no Vale do Aço. O capítulo apresenta os resultados obtidos com os cursos de curta duração realizados no período, mostrando inclusive os materiais didáticos produzidos e termina relatando os principais desdobramentos destas atividades, destacando os projetos propostos pôr professores participantes das atividades do programa de Educação Ambiental.

A edição deste Relatório foi feita com a colaboração e ajuda imprescindível da Profa. Dra. Paulina Maria Maia Barbosa e dos doutorandos Mauricio Mello Petrucio e Fábio da Cunha Garcia, a quem expressamos nossos agradecimentos sinceros.

Belo Horizonte, 30 de setembro de 2002

Francisco Antonio Rodrigues Barbosa
Coordenador

Rogério Parentoni Martins
Vice-Coodenador



Dinâmica biológica e a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica do médio rio Doce-MG

Introdução Geral

O projeto em questão reúne um conjunto de propostas de pesquisas ecológicas a serem desenvolvidas na área do trecho médio da bacia do rio Doce, em Minas Gerais, tendo o Parque Estadual do Rio Doce (PERD) como área-foco, com áreas complementares em seus entornos. O objetivo é o desenvolvimento de pesquisas em áreas isentas do efeito de ações antrópicas, comparando-as com outras áreas onde há diferentes atividades humanas, destacando-se mineração/garimpo, siderurgia, monocultura de *Eucalyptus* spp e indústria de celulose. Esta área inclui ainda cidades e periferias, nas quais os aspectos sócio-econômicos e culturais e seus impactos sobre a diversidade biológica da região serão também avaliados. Finalmente, serão desenvolvidos programas de educação ambiental com um enfoque regional, com a participação conjunta de grupos organizados da sociedade civil.

A ênfase do projeto é na quantificação e avaliação da diversidade biológica (terrestre e aquática) de uma das áreas mais importantes do Estado de Minas Gerais, tanto por possuir o maior remanescente de Mata Atlântica no Estado como por ser uma das regiões com a maior diversidade de atividades sócio-econômicas com significativos impactos sobre a biota e os ecossistemas da região.

O presente projeto tem como objetivo geral o desenvolvimento de estudos ecológicos de longa duração voltados ao inventário e propostas de conservação da biodiversidade de grupos de organismos aquáticos e terrestres, considerando-se ainda os processos ecológicos responsáveis pela manutenção desta biodiversidade. Complementarmente, estudos voltados para os aspectos sócio-econômicos da região bem como um programa de educação ambiental serão conduzidos, visando particularmente uma avaliação dos principais impactos antrópicos da bacia, sua discussão com os diferentes segmentos da sociedade, na busca de propostas de solução e subsídios para a conservação e uso sustentável dos recursos naturais da região.

Área de estudo

A área de estudos do projeto “Dinâmica biológica e a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica do médio Rio Doce-MG” inclui uma grande diversidade de ambientes nos mais variados estágios de conservação, existindo desde áreas sistematicamente alteradas (plantios de *Eucalyptus* spp, mineração/garimpo) até áreas protegidas (Parque Natural do Caraça, Estação Biológica de Petí, Estação Biológica de Caratinga, Parque Estadual do Rio Doce) oferecendo assim amplas oportunidades para estudos comparativos, básicos e aplicados. Nestas áreas, uma avaliação da qualidade das águas, incluindo sua diversidade biótica, é fundamental para a manutenção das atividades sócio-econômicas da região, além de fornecer elementos essenciais para a definição de políticas e propostas de recuperação, manejo e conservação dos ecossistemas envolvidos.

A Mata Atlântica brasileira, importante bioma caracterizado por elevada biodiversidade e endemismos (Haffer, 1974; Brasil/MMA, 1998) tem o Parque Estadual do Rio Doce-PERD, como seu maior remanescente em Minas Gerais, com uma importante contribuição para a manutenção da biodiversidade regional, considerando-se o grau de devastação da região, particularmente a alta taxa de perda da cobertura vegetal resultando na ameaça de extinção de várias espécies (Bernardes et al., 1990).

As atividades serão desenvolvidas em distintas áreas da região, incluindo áreas preservadas no PERD e outros fragmentos de Mata Atlântica, além de áreas sob impactos antrópicos principalmente resultantes das atividades de mineração, siderurgia, monocultivo de *Eucalyptus* e indústria de celulose. Os ecossistemas aquáticos em estudo incluem trechos de rios (7 sub-bacias) e 7 lagos naturais, sendo três localizados dentro do PERD e quatro localizados em áreas de monocultivo de *Eucalyptus* spp.



Capítulo 1

DIVERSIDADE GENÉTICA

EQUIPE: Maria Bernadete Lovato (docente coordenadora)
Fabrício Rodrigues dos Santos (docente coordenador)
Cleusa Graça da Fonseca (docente coordenadora)
Maria Dolores Porto Acedo (docente)
Daniela Rodrigues Lacerda (doutoranda em Ciência Animal – EV/UFMG)
Gisele Pires de Mendonça Dantas (mestranda ECMVS – ICB/UFMG)
Leandro Martins de Freitas (IC – bolsista CNPq/PELD)
Maíra Figueiredo Goulart (mestranda ECMVS – ICB/UFMG)
Pablo Hendrigo A. Melo (IC – bolsista CNPq/PELD)
Renata Acácio Ribeiro (mestranda em Genética – ICB/UFMG)
Rodrigo A. F. Redondo (mestrando em Genética – ICB/UFMG)
Rosângela Luci Brandão (mestranda em Genética – ICB/UFMG)
Reinaldo Moreira da Silva (IC – bolsista CNPq/PELD)

SUBPROJETO: DIVERSIDADE GENÉTICA DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES VEGETAIS DO MÉDIO RIO DOCE

1. Diversidade e estrutura genética de *Hymenaea courbaril* (jatobá da mata)

A preservação da diversidade genética é fundamental em programas de conservação, já que é importante para a sobrevivência da espécie, aumentando a sua adaptação às alterações ambientais. Consequentemente, o estudo genético das populações tem sido identificado como prioritário para preservação (Rossetto, 1995). Existe uma concordância geral de que as reservas e os parques florestais tropicais deveriam ser estabelecidos e manejados de maneira a preservar a máxima variabilidade genética dentro das espécies (Whitmore, 1980).

A expressão estrutura genética refere-se a distribuição da variabilidade genética dentro e entre as populações de uma espécie. A distribuição espacial fornecem indícios dos fatores que determinam a manutenção da variação dentro da espécie (Ayres e Ryan, 1999). Estudos na área de genética de populações, utilizando marcadores moleculares como RAPD e isoenzimas, têm estabelecido padrões de variação genética dentro e entre as populações naturais. A partir dos conhecimentos adquiridos é possível fazer inferências sobre importantes parâmetros da biologia dessas espécies, como sistema de cruzamentos, fluxo gênico e tamanho efetivo populacional (Milligan *et al.*, 1994). Além disso, o uso de marcadores moleculares, muitas vezes permite inferir sobre processos históricos que modularam a estrutura genética da espécie (Palacios e Gonzáles-Candelas, 1997). Portanto, conhecimentos sobre variação intraespecífica podem contribuir para o desenvolvimento de estratégias de conservação, já que identificam unidades apropriadas para preservação (Newton *et al.*, 1999). Estudos ecológicos e genéticos de populações se complementam, e a contribuição de ambas disciplinas possibilita a conservação biológica, por desenvolver um melhor entendimento da biologia das espécies (Hamrick e Godt, 1996).

O gênero *Hymenaea* pertence à família Leguminosae-Caesalpinioideae, uma das quatro maiores famílias terrestre da flora mundial, importante para a vegetação quanto para a fauna (Goodland, 1979). O gênero, produtor de resina, tem uma distribuição anfi-atlântica (Langenheim *et al.*, 1973), apresenta uma espécie africana de ocorrência ao longo da costa leste da África (Langenheim *et al.*, 1973; Carvalho, 1994) e 13 espécies distribuídas no México, América Central, Índias ocidentais e em quase todos os países da América do Sul (exceto Uruguai e Chile) (Lee e Langenheim, 1975).

Lee e Langenheim (1975) foram os últimos a fazerem revisão taxonômica do gênero *Hymenaea* e consideraram a espécie *H. courbaril* L. polimórfica, com seis variedades: 1) *H. courbaril* var *courbaril*; 2) *H. courbaril* var *villosa*; 3) *H. courbaril* var *altissima*; 4) *H. courbaril* var *longifolia*; 5) *H. courbaril* var *stilbocarpa* e 6) *H. courbaril* var *subsessilis*. Esses pesquisadores diferenciaram as variedades pelo tipo de habitat, distribuição geográfica, porte, características florais e foliares. Porém, Rizzini e Mors (1976) não aceitaram a proposta de reduzir *Hymenaea stilbocarpa* à variedade de *Hymenaea courbaril*, sendo que na literatura encontra-se pesquisadores que ainda consideram *stilbocarpa* uma outra espécie. *H. courbaril*, com suas seis variedades, ocorre em todos os tipos principais de ecossistemas tropicais (Lee e Langenheim, 1975). Devido ao tipo de habitat e à distribuição geográfica, as populações analisadas neste trabalho provavelmente são *H. courbaril* var. *stilbocarpa*, entretanto, será adotada somente a nomenclatura *H. courbaril*. Segundo Lee e Langenheim (1975), a variedade *stilbocarpa* parece ter se radiado em um habitat essencialmente coincidente com o Cerrado, embora ocorra também em florestas ao longo de vales de rio. Carvalho (1994) descreve o habitat da variedade *stilbocarpa* no Brasil em: Floresta Ombrófila Densa (Mata Atlântica), Floresta Estacional Semidecidual e Decidual, Cerradão, preferencialmente na mata ciliar e Encraves vegetacionais na Região Nordeste, nas Serras, ocorrendo na Argentina, Paraguai e Brasil, nos estados do Ceará (sul e noroeste), Bahia (sul), Espírito Santo, Goiás (sul), Minas Gerais (todo), Mato Grosso do Sul (sul), Pernambuco, Paraíba (Serra do Araripe), Piauí (sudeste), Paraná (noroeste) Rio de Janeiro, São Paulo (todo) e no Distrito Federal.

Hymenaea courbaril L., também conhecida como jatobá, jatobá-da-mata, jatobá-amarelo, jatobá-mirim, jatobá miúdo e jatobá da caatinga (Lee e Langenheim, 1974), é uma árvore que varia de pequeno a grande porte, apresentando tronco com casca lisa, cinzento-clara (raramente com fissuras e estrias profundas), os ramos são geralmente glabros (às vezes, levemente piloso). Suas flores hermafroditas, de tamanho médio, estão reunidas em corimbo, apresentam pétalas brancas a creme. Os frutos são oblongos a cilíndricos, fortemente comprimidos, indeiscentes, de coloração marrom à marrom escuro, brilhante. Os frutos são procurados por animais silvestres, como paca, cutia e macacos, entre outros, que comem a polpa e dispersam as sementes pela floresta (Carvalho, 1994). Segundo Lee e Langenheim (1975) a dispersão de sementes no gênero *Hymenaea* é geralmente realizada dentro dos frutos indeiscentes pela água dos rios.

A madeira de *H. courbaril* é empregada na construção civil, como ripas, caibros, vigas; para acabamentos internos, como marcos de portas, tacos e tábuas para assoalhos; para

confeção de artigos de esportes, cabos de ferramentas, peças torneadas, esquadrias e móveis (Lorenzi, 1992). As abelhas são assíduas frequentadoras das flores do jatobá produzindo um mel de alta qualidade. Sua resina, a polpa do fruto e as raízes são utilizadas como terapêuticos para diversas doenças (Carvalho, 1994). Por sua fácil multiplicação, *Hymenaea courbaril* é indicada para participar da composição de reflorestamentos heterogêneos e da arborização de parques e jardins (Lorenzi, 1992; Carvalho, 1994).

O presente trabalho teve os seguintes objetivos:

- Analisar a variação genética dentro e entre populações naturais de *Hymenaea courbaril*, através de marcadores moleculares RAPD;
- Inferir sobre o fluxo gênico entre as populações;
- Contribuir para a conservação dessa espécie.

1.1 Material e métodos

Amostragem populacional

Para a realização deste trabalho foram coletadas, no estado de Minas Gerais, folhas jovens de indivíduos adultos de cinco populações de *Hymenaea courbaril*. Das cinco populações de *H. courbaril*, uma foi amostrada em área de Mata Atlântica, três em mata ciliar, no bioma do Cerrado e outra em uma mata semidecídua em uma região ecotonal entre os biomas de Mata Atlântica e Cerrado.

Todas as áreas de coletas estão localizadas em regiões consideradas pelo governo de Minas Gerais como prioritárias para conservação da biodiversidade no território mineiro (Costa *et al.*, 1998). A população “Serra do Cipó Mata” (SCM, n=20) está localizada próximo do Parque Estadual da Serra do Cipó. A área desse Parque abrange parte dos municípios de Jaboticatubas, Itambé do Mato Dentro, Morro do Pilar e Santana do Riacho, compreendendo uma área de 33.800 hectares. A população de “Campolina” (CPM, n=19) está localizada dentro do Parque Estadual do Rio Doce (PERD). As populações “Furnas Mata” (FM, n=21) está localizada em uma região ecotonal entre os biomas de Mata Atlântica e Cerrado, no município São José da Barra. Finalmente, as populações denominadas “Fazenda do Brejão Mata 1” (FBM1, n=19), “Fazenda do Brejão Mata 2” (FBM2, n=19) foram coletadas dentro de uma área particular, atualmente mantida sob preservação, no município Brasilândia de Minas.

Extração de DNA

A extração de DNA das folhas de *H. courbaril* foi baseada no protocolo originariamente descrito por Doyle e Doyle (1987), com algumas modificações sugeridas por Ferreira e Grattapaglia (1995) e outras estabelecidas no próprio laboratório. Neste protocolo utiliza-se o detergente catiônico CTAB (*cationic hexadecyl trimethyl ammonium bromide*) com a seguinte composição: 100mM de Tris-HCl pH 8,0, 2% de CTAB, 1,4M de NaCl, 20mM de EDTA (*ethylenediaminetetraacetate*), 1% de PVP (*polyvinylpyrrolidone*) e 2% de β -mercaptoetanol.

Seleção de primers

Procurando minimizar os problemas de repetibilidade da técnica de RAPD discutidos na literatura e permitir a seleção de *primers* que apresentassem um melhor perfil de amplificação, foi adotado o esquema sugerido por Clark e Lanigan (1993) e Palacios e Gonzáles-Candelas (1997). Dessa forma, procurou-se selecionar *primers* com um maior número de bandas nítidas, distintas, bem coradas e com melhor repetibilidade em duas repetições da reação, independente do grau de polimorfismo. Para essa seleção, DNAs extraídos de quatro indivíduos escolhidos ao acaso, oriundos de quatro populações de *H. courbaril*, foram amplificados com 40 *primers* dos kits OPA (1-20), OPC (1-10) e OPL (1-10) (Operon Technologies Inc.). Dentre estes, nove *primers* foram selecionados para a realização das amplificações em todos os indivíduos das nove populações.

Reação em Cadeia da Polimerase (PCR)

Para a reação de PCR foi utilizado o protocolo sugerido por Ferreira e Grattapaglia (1995), com algumas modificações. As reações apresentaram um volume final de 16 μ l contendo tampão de reação com 10mM de Tris-HCl pH 8,0, 50mM de KCl, 2mM de MgCl₂, 0,1mM de cada dNTP, 1 unidade de *Taq* polimerase (Phoentria, Biotecnologia e Serviços), 0,25 μ M de *primer* e 1ng/ μ l de DNA genômico. O termociclador (PTC-100TM, M. J. Research, Inc.) foi programado para um ciclo inicial de desnaturação de 95°C por 1 minuto, seguido de 35 ciclos de 94°C por 10 segundos, 36°C por 1 minuto e 72°C por 2 minutos, e um ciclo de extensão final de 72°C por 7 minutos.

O DNA amplificado foi separado por eletroforese em gel de agarose 1%, em tampão TBE 1x (89mM de Tris-HCl pH 8,0, 89mM de ácido bórico e 2mM de EDTA) a 100V durante aproximadamente 3 horas. Os DNAs de todos os indivíduos de uma população foram amplificados com um dos *primers* selecionados na mesma reação de PCR e os produtos das

amplificações foram visualizados no mesmo gel. Controles negativos (todos os componentes da reação, exceto o DNA) foram sempre usados para verificar possíveis contaminações. Para possibilitar comparações mais precisas entre os diferentes géis e permitir um controle constante da repetibilidade da técnica, em cada reação utilizava-se o DNA de um indivíduo de uma população diferente, já amplificado, visualizado e fotografado. Para se estabelecer o tamanho aproximado de cada fragmento amplificado utilizou-se como marcador de peso molecular o DNA-Ladder 100bp (Life Technologies).

Análises estatísticas

Para determinar a frequência de cada banda para cada população, foi feita uma análise cuidadosa das fotografias dos géis. Através desta, foi montado uma matriz fenotípica composta de 0 e 1, sendo 0 a ausência de banda e 1 a presença. Bandas com coloração fraca e que não apresentavam repetibilidade não foram consideradas na análise. Bandas de mesmo tamanho foram consideradas homólogas mesmo quando apareciam em indivíduos de espécies diferentes. A partir dessa matriz estabeleceu-se a frequência de cada banda para cada população e para cada espécie separadamente.

Para determinar a estrutura genética e estimar os níveis de diversidade genética dentro de cada população foram utilizados dois tipos de análises. A primeira se baseia no índice de Shannon de diversidade fenotípica (H_o) e a segunda na análise de variância molecular (AMOVA – Analysis of molecular variance) segundo Excoffier *et al.* (1992).

O índice de Shannon, usado com frequência em estudos ecológicos considerando diversidade de espécies (Krebs, 1989), foi introduzido na genética de populações por Lewontin (1972). King e Schaal (1989) utilizaram esse índice para dados de RFLPs, mas são encontrados na literatura diversos trabalhos utilizando este índice para dados de RAPD (Chalmers *et al.*, 1992; Wachira *et al.*, 1995; Wolff *et al.* 1997, Cardoso *et al.*, 1998, Baryish *et al.*, 2000; Lacerda *et al.*, 2001). A partir da determinação das frequências de cada banda, o índice de Shannon foi então estimado como sendo $H_o = (- \sum p_i \log_2 p_i) / n$, onde p_i representa a frequência da presença ou da ausência da banda i e n , o número de bandas consideradas (Yeh *et al.*, 1995). H_o foi calculado para cada população, considerando os marcadores obtidos a partir de cada um dos *primers* separadamente e com todos os marcadores em conjunto. A diversidade média das populações (H_{pop}) é calculada pela média ponderada pelo número amostral dos valores de H_o . A diversidade total para a espécie (H_{sp}) é calculada pela fórmula acima, sendo que p representa a frequência da presença ou da ausência de cada banda no conjunto de todos os indivíduos amostrados da espécie. A partir desses índices foi possível

determinar a estrutura genética das populações, calculando-se a proporção da diversidade presente dentro (H_{pop}/H_{sp}) e entre populações ($(H_{sp} - H_{pop})/ H_{sp}$) (Chalmers *et al.*, 1992; Wachira *et al.*, 1995; Wolff *et al.*, 1997).

A análise de variância molecular (AMOVA) descrita por Excoffier *et al.* (1992), tem sido muito utilizada para dados de RAPD, tanto em plantas quanto em animais. A fim de verificar a existência de homogeneidade de variância molecular (HOMOVA) entre as populações analisadas, realizou-se um teste baseado na Estatística de Bartlett. AMOVA e HOMOVA são duas análises incluídas no programa WINOMOVA 1.55 (Excoffier, 1995).

1.2 Resultados

Os nove *primers* selecionados resultaram em um total de 69 marcadores, com tamanho variando de 420 a 2700 pares de base (Tabela 1.1). Cada *primer* produziu de 4 a 10 bandas, com uma média de 7,9 bandas/*primer*. A Fig. 1.1 mostra um exemplo dos perfis de amplificação obtidos com o *primer* OPL-07.

Tabela 1.1 *Primers* selecionados, suas sequências de nucleotídeos e faixa de tamanho dos fragmentos.

<i>Primer</i>	Sequência de nucleotídeos (5'→3')	Tamanho dos fragmentos produzidos (pb)
OPA-10	GTGATCGCAG	520-200
OPA-14	TCTGTGCTGG	1450-2700
OPA-16	AGCCAGCGAA	350-1450
OPC-06	GAACGGACTC	520-1850
OPC-08	TGGACCGGTG	450-1620
OPC-09	CTCACCGTCC	590-1100
OPC-15	GACGGATCAG	500-1600
OPC-16	CACACTCCAG	500-1590
OPL-07	AGGCGGGAAC	420-2000

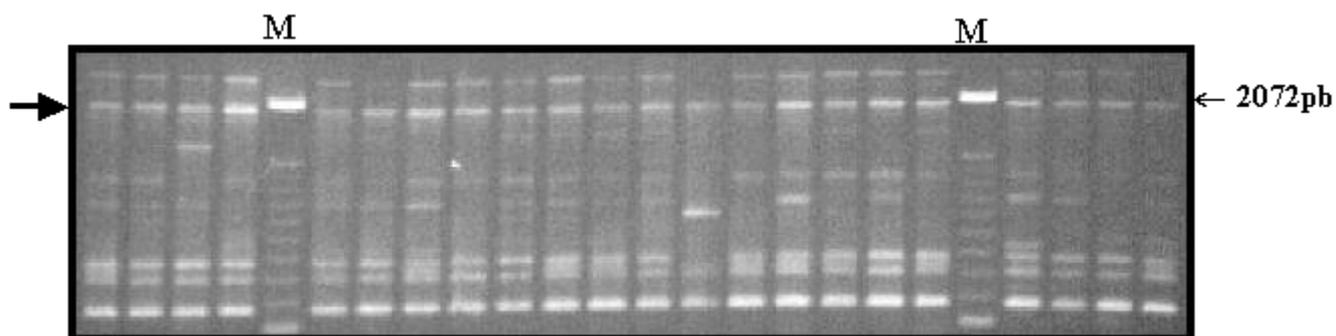


Fig. 1.1 Perfis de amplificação com o *primer* OPL-07. M: marcador de peso molecular (DNA-Ladder 100bp). *H. courbaril* (população FM).

Os nove *primers* selecionados neste estudo estabeleceram 98 perfis distintos de amplificação, indicando que não existiam dois indivíduos iguais. A porcentagem de locos polimórficos a nível específico indica que *H. courbaril* apresenta nível elevado de polimorfismo, igual a 76,8%. As populações apresentam uma variação considerável no grau de polimorfismo, de 37,7% a 47,8% (Tabela 1.2).

Tabela 1.2 Número de locos considerados, número de locos polimórficos, total e por população (proporção de locos polimórficos), para as cinco populações de *H. courbaril*, considerando-se os nove *primers* selecionados.

<i>Primer</i>	<i>Nº de locos</i>	<i>Nº de locos polimórficos</i>	<i>Nº de locos polimórficos por população</i>				
			FM	CPM	SCM	FBM1	FBM2
OPA-10	7	7 (1,000)	2 (0,286)	3 (0,429)	1 (0,143)	5 (0,714)	5 (0,714)
OPA-14	4	1 (0,250)	1 (0,250)	0 (0,000)	1 (0,250)	0 (0,000)	0 (0,000)
OPA-16	10	6 (0,600)	5 (0,500)	5 (0,500)	2 (0,200)	4 (0,400)	4 (0,400)
OPC-06	7	6 (0,857)	1 (0,143)	5 (0,714)	4 (0,571)	3 (0,429)	1 (0,143)
OPC-08	10	8 (0,800)	6 (0,600)	6 (0,600)	6 (0,600)	4 (0,400)	5 (0,500)
OPC-09	6	6 (1,000)	5 (0,833)	5 (0,833)	5 (0,833)	5 (0,833)	3 (0,500)
OPC-15	8	5 (0,625)	4 (0,500)	3 (0,375)	1 (0,125)	2 (0,250)	3 (0,375)
OPC-16	9	8 (0,889)	6 (0,667)	4 (0,444)	3 (0,333)	5 (0,556)	1 (0,111)
OPL-07	8	6 (0,750)	2 (0,250)	2 (0,250)	3 (0,375)	4 (0,500)	5 (0,625)
Total	69	53	32	33	26	32	27
% de polimorfismo		76,8	46,4	47,8	37,7	46,4	39,1

Na estimativa da diversidade calculada através do índice de Shannon (Tabela 1.3) as populações de *H. courbaril* não foram muito diferentes quanto à variação intrapopulacional com valores variando de 0,253 (SCM) até 0,330 (FM). A diversidade intrapopulacional média encontrada em *H. courbaril* foi 0,301. É importante ressaltar, que as médias gerais apresentadas nas Tabela 1.3 representam as médias calculadas desconsiderando a subdivisão

feita para os *primers*, obedecendo à fórmula $H_o = (-\sum p_i \log_2 p_i) / n$, onde n representa o número total de marcadores considerados.

As comparações entre as medidas de variância dentro de populações calculada pela AMOVA e os valores de diversidade obtidos pelo índice de Shannon demonstraram, apesar das diferenças de metodologia, uma nítida relação entre elas (Tabela 1.4). Nos dois sistemas podemos verificar que as populações menos diversas para uma metodologia são também menos diversas para a outra (ver *Ranking*). O teste pareado de Bartlett, para verificação da heterogeneidade de variância molecular, mostrou diferenças significativas ($P < 0,001$), indicando que as populações diferem uma das outras na quantidade de variação que apresentam.

Tabela 1.3 Estimativas dos índices de diversidade fenotípica de Shannon (H_o) e subdivisão da diversidade dentro (H_{pop}/H_{sp}) e entre ($(H_{pop}/H_{sp})/H_{sp}$) as cinco populações de *H.courbaril* para os nove *primers* usados neste estudo.

Primer	FM	CPM	SCM	FBM1	FBM2	H_{pop}	H_{sp}	H_{pop}/H_s	$(H_{sp}-H_{pop})/H_{sp}$
OPA-10	0,153	0,251	0,041	0,478	0,546	0,288	0,614	0,469	0,531
OPA-14	0,176	0,000	0,117	0,000	0,000	0,062	0,235	0,262	0,738
OPA-16	0,422	0,327	0,169	0,297	0,291	0,302	0,391	0,773	0,227
OPC-06	0,447	0,565	0,301	0,175	0,129	0,326	0,534	0,609	0,391
OPC-08	0,506	0,427	0,506	0,245	0,416	0,423	0,664	0,636	0,364
OPC-09	0,564	0,514	0,587	0,303	0,426	0,482	0,624	0,772	0,228
OPC-15	0,091	0,272	0,076	0,247	0,223	0,179	0,277	0,646	0,354
OPC-16	0,359	0,287	0,152	0,473	0,105	0,276	0,444	0,621	0,379
OPL-07	0,158	0,197	0,297	0,341	0,384	0,273	0,568	0,481	0,519
Média geral	0,330	0,329	0,253	0,301	0,292	0,301	0,493	0,611	0,389

Tabela 1.4 Estimativa de variação dentro de populações de *H. courbaril*, calculadas pela AMOVA e pelo índice de diversidade de Shannon e *ranking* dos valores de diversidade.

População	Variâncias (AMOVA)	Ranking	H_o (índice de Shannon)	Ranking
FM	5,443	2	0,330	1
CPM	5,450	1	0,329	2
SCM	4,113	5	0,253	5
FBM1	4,930	3	0,301	3
FBM2	4,918	4	0,292	4
σ^2 dentro	4,972***			
H_{POP}			0,301	

*** $P < 0,001$

A Tabela 1.5 apresenta a análise de variância molecular (AMOVA). A maior parte da diversidade genética total (59,7%) está dentro de populações. A AMOVA (Tabela 1.5) e o índice de Shannon (Tabela 1.3) permitiram o cálculo de índices análogos ao F_{ST} de Wright (1951). Os dois índices mostraram valores muito semelhantes e indicaram uma grande estruturação genética nessa espécie ($\phi_{ST} = 0,403$ e $(H_{sp} - H_{pop})/H_{sp} = 0,389$). Como as populações FBM1 e FBM2 de *H. courbaril* mostraram diferenças consideráveis nas frequências de algumas bandas em relação às outras populações de *H. courbaril*, foi realizada uma outra análise de variância molecular (AMOVA), excluindo as populações FBM1 e FBM2, a fim de verificar se essas populações estariam influenciando muito na divergência genética entre populações dessa espécie. O resultado dessa nova análise mostrou uma diminuição considerável na diversidade interpopulacional de *H. courbaril*, cujo ϕ_{ST} passou de 0,403 para 0,260, indicando, portanto, que essas duas populações são bem diferentes das outras populações de *H. courbaril*.

Tabela 1.5 Análise de variância molecular (AMOVA) para os indivíduos das 5 populações de *H.courbaril* (GL= grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio).

<i>Fonte de variação</i>	<i>GL</i>	<i>SQ</i>	<i>QM</i>	Componentes da variância	<i>%Total</i>	Valor de P
H.courbaril						
Entre populações	4	282,920	70.730	3,356	40,30	<0,001
Dentro de populações	93	462,376	4.972	4,972	59,70	<0,001
H.courbaril *						
Entre populações	2	80,120	40,060	1,754	25,97	<0,001
Dentro de populações	57	285,112	5,002	5,001	74,03	<0,001

* *H.courbaril* sem as populações FBM1 e FBM2

Os valores de ϕ_{ST} calculados para cada par de populações foram todos altamente significativos ($P < 0,001$) (Tabela 1.6), indicando que todas populações podem ser consideradas geneticamente diferente umas das outras. Como indicaram as análises de variância molecular (Tabela 1.5), as populações FBM1 e FBM2 apresentaram-se bem diferentes geneticamente das outras populações da espécie *H. courbaril*. Os ϕ_{ST} de ambas populações com as outras de *H. courbaril* variaram de 0,4227 a 0,5292 (média = 0,4700). As populações FBM1 e FBM2, entretanto, são geneticamente mais semelhantes entre si, apresentando $\phi_{ST} = 0,2755$, valor considerável, uma vez que elas são localizadas geograficamente muito próximas (± 10 Km). De fato, as distâncias geográficas entre

populações não foram correlacionadas com as distâncias genéticas (ϕ_{ST}), uma vez que o teste de Mantel não revelou valores significativos ($r = 0,006$, $P = 0,104$).

Tabela 1.6 Valores de ϕ_{ST} calculados para cada um dos pares de populações (hemimatriz inferior) e número de migrantes (Nm) entre populações dentro de espécies calculado a partir dos valores de ϕ_{ST} (hemimatriz superior).

Populações	FM	CPM	SCM	FBM1	FBM2
FM	-	0,620	1,207	0,325	0,246
CPM	0,2874* **		0,559	0,341	0,298
SCM	0,1716* **	0,3092***		0,278	0,222
FBM1	0,4350* **	0,4227***	0,4734***		0,657
FBM2	0,5042* **	0,4558***	0,5292***	0,2755***	

*** $P < 0,001$

Na hemimatriz superior da Tabela 1.6 encontram-se as medidas de fluxo gênico (Nm) entre as populações de cada uma das espécies, calculadas a partir dos valores de ϕ_{ST} . Pode-se observar que, em geral, o número de migrantes entre as populações de *H. courbaril* variou de 0,222 a 1,207.

1.3 Discussão

Embora sejam encontrados na literatura relatos sobre a dificuldade de se obter DNA de boa qualidade de folhas de arbóreas tropicais devido à presença de compostos secundários (Jun *et al.*, 1997; Swoboda e Bhalla, 1997; Rath *et al.*, 1998), o método de extração utilizado neste trabalho permitiu a obtenção rápida e eficiente de DNA de boa qualidade para a realização das amplificações. Os principais fatores que motivaram a escolha dos marcadores RAPD para a realização desse trabalho foram a possibilidade de comparação com outras espécies, uma vez que existe na literatura grande número de artigos que analisam a diversidade e estrutura genética em plantas com esses marcadores (ver Nybom e Bartish, 2000), e o fato de não ter sido encontrada descrição de outros marcadores, nem qualquer informação genética para a espécie analisada. Além disso, a técnica da RAPD é simples, permite a obtenção de resultados em curto tempo, seu custo é baixo quando comparado a outros marcadores e demanda quantidades mínimas de DNA.

Ainda que Jenczewski *et al.* (1999) afirmem que marcadores de RAPD são ilimitados em número e usualmente muito polimórficos, outros estudos realizados em plantas utilizando esse marcadores, têm apresentado grande variação em relação à porcentagem de locos polimórficos, sendo possível encontrar níveis de polimorfismos para espécies muito baixos como 7%, encontrado em *Vicia psiformis* (Black-Samuelsson *et al.*, 1997), de 20 a 30% em *Acanthus ilicifolius* Linn. e *Limonium dufourii* (Lakshimi *et al.*, 1997; Palacios e Gonzáles-Candelas, 1997) e bem maiores, como 71% para *Plathymenia reticulata* (Lacerda *et al.*, 2001), até quase 100%, em *Oryza rufipogon*, *Triticum dicoccoide* e *Chamaecyparis* (Ge *et al.*, 1999; Fahima *et al.*, 1999; Hwang *et al.*, 2001). Nybom e Bartish (2000) observaram que em média são usados 71 marcadores polimórficos em dados de RAPD em plantas. Porém, é importante ressaltar que vários pesquisadores selecionam os *primers* a serem utilizados, baseando-se no grau de polimorfismo que revelam, o que não ocorreu neste estudo. O nível de polimorfismo encontrado em *H. courbaril*, 77%, pode ser considerado alto. Os níveis de polimorfismos intrapopulacionais de *H. courbaril* também foram elevados (%P de 39 a 48%) e dentro da faixa encontrada por Cardoso *et al.* (1998) para outra leguminosa da Mata Atlântica, *Caesalpinia echinata*, cujos valores foram de 25 a 55%.

Ao estudar a variação genética dentro de populações, através de marcadores moleculares do tipo RAPD e isoenzimas, Yeh *et al.* (1995) analisaram as populações de *Populus tremuloides*, uma planta lenhosa, de ampla distribuição geográfica que se reproduz principalmente de forma clonal. Esses autores, utilizando o índice de Shannon da mesma

forma como foi descrita no presente trabalho, estabeleceram valores de diversidade genética dentro de populações variando entre 0,651 e 0,733, valores considerados muito elevados. Em outra espécie arbórea tropical, *Vanillosmopsis erythropappa*, também de ampla distribuição, Freitas (2001) também encontrou valores elevados de índice de Shannon, variando de 0,382 a 0,487 e de variância estimada pela AMOVA, 9,555 a 12,626. Apesar da espécie *H. courbaril* ter uma distribuição ampla (Lee e Langenheim, 1975), as populações apresentaram diversidade menor (índice de Shannon 0,292 a 0,330 e variância estimada pela AMOVA, de 4,113 a 5,430) do que *P. reticulata* (Lacerda *et al.*, 2001). Em sua revisão de trabalhos com RAPD, Nybom e Bartish (2000) também não encontraram relação dos níveis de variação intrapopulacionais com a amplitude de distribuição geográfica das espécies, resultado diferente do encontrado com isoenzimas (Hamrick e Godt, 1989), que revelam que populações de espécies endêmicas têm menor variação do que populações de todas as outras espécies.

A análise da estrutura genética de *H. courbaril* indica que a maior parte da divergência entre populações deve-se a variações nas frequências das bandas, uma vez que a frequência de bandas exclusivas ou específicas para determinadas populações foi baixa. Através da análise de variância molecular (AMOVA), estas variações permitiram detectar diferenças significativas entre as populações. De acordo com Wright (1978), citado por Hartl e Clark (1997), valores de F_{ST} entre 0 e 0,05 indicam pequena diferenciação genética, entre 0,05 e 0,15 indicam moderada diferenciação, entre 0,15 e 0,25 a diferenciação genética pode ser considerada grande e acima de 0,25 muito grande. Utilizando essa interpretação para analisar os dados aqui apresentados, a diferenciação genética entre as populações de *H. courbaril* pode ser considerada muito grande ($\phi_{ST} = 0,403$). As populações FBM1 e FBM2 de *H. courbaril* foram as principais responsáveis pela grande divergência entre populações dessa espécie, uma vez que o ϕ_{ST} diminuiu de 0,403 para 0,260 quando elas não são consideradas na análise.

Algumas hipóteses podem ser levantadas para explicar a grande estruturação genética e moderada diversidade intrapopulacional de *H. courbaril*. Três populações de *H. courbaril* estão localizadas em mata ciliar, FBM1 e FBM2 e SCM, sendo que as duas primeiras estão na região core do Cerrado, em tributário diferente da última. As outras duas populações de *H. courbaril* não estão em mata ciliar, uma população está localizada na Mata Atlântica primária e outra em região de transição entre Mata Atlântica e Cerrado. Segundo Lee e Langenheim (1975), a água é um importante agente dispersor dos frutos e sementes no gênero *Hymenaea*. As características de localização das populações FBM1 e FBM2 poderiam diminuir o fluxo

gênico através de sementes com as outras populações de *H. courbaril*, o que promoveria um aumento da divergência com as outras populações. Outra possível explicação para justificar a maior divergência das populações de *H. courbaril* em geral e a menor diversidade intrapopulacional é que as áreas de Mata são acentuadamente fragmentadas, principalmente em decorrência de intensa ação antrópica. As populações de *H. courbaril* estariam sofrendo as conseqüências da fragmentação, com redução do tamanho populacional e isolamento. A fragmentação dessas áreas pode reduzir o fluxo gênico entre as populações e aumentar a probabilidade de ocorrência de deriva e endogamia, o que leva à redução da variação genética dentro de populações e ao aumento da diversidade entre populações (Young *et al.*, 1996).

Uma explicação, aparentemente diferente da acima, para justificar a grande divergência das populações FBM1 e FBM2 com as demais populações de *H. courbaril* é que essas duas populações poderiam constituir uma variedade diferente das outras populações analisadas de *H. courbaril*, uma vez que Lee e Langenheim (1975) consideram *H. courbaril* uma espécie polimórfica com seis variedades. Entretanto, para que uma população seja tão diferenciada geneticamente de outras, de tal maneira a ser classificada com uma variedade diferente, é necessário que ela tenha um isolamento considerável, pois do contrário o fluxo gênico tenderia a uniformizar as populações.

Os valores de Nm encontrados para *H. courbaril* (Nm entre 0,222 a 1,207) são menores do que o esperado para espécies arbóreas tropicais, segundo Hamrick e Loveless (1989), que encontraram valores de Nm entre 2,53 e 11,11 (média = 5,12) e Reis (1996) que constatou que em arbóreas tropicais é comum valores de Nm acima de 1,0.

SUBPROJETO: GENÉTICA POPULACIONAL E EVOLUTIVA DA FAUNA ENDÊMICA E EM EXTINÇÃO DA BACIA DO RIO DOCE ATRAVÉS DO ESTUDO DE POLIMORFISMOS DE DNA

No último ano, o Laboratório de Biodiversidade e Evolução Molecular (LBEM – ICB/UFMG) trabalhou na coleta, armazenagem e extração de DNA de amostras de sangue e tecidos de aves e mamíferos do Parque Estadual do Rio Doce e outras localidades dentro da área de abrangência do PELD-UFMG. Além das coletas feitas nestas áreas, amostras de sangue e tecidos também tem sido obtidas em outras regiões do estado de Minas Gerais, o que permitirá a realização de estudos populacionais mais completos. Em relação ao material proveniente da área do PELD-UFMG, atualmente o LBEM conta com amostras de 405 aves pertencentes à 76 espécies (Tabela 1.7) e de 36 mamíferos pertencentes à 20 espécies (Tabela 1.8). Todo material coletado tem sido submetido a procedimentos padrões de extração de DNA (protocolo de fenol ou kits de extração). Diferentes tipos de tecidos tem se mostrado adequados à obtenção de DNA de boa qualidade, apropriado para a realização de diversos tipos de análises. Algumas destas análises vêm sendo executadas no momento e serão brevemente descritas a seguir. Todo o DNA obtido vem sendo devidamente catalogado e armazenado em *freezer*, sendo depositado no Banco de DNA deste laboratório, podendo ser consultado e utilizado em análises futuras. O Banco de DNA do LBEM é parte do sistema de coleções taxonômicas do ICB – UFMG.

Os projetos relacionados à diversidade genética desenvolvidos no LBEM visam caracterizar do ponto de vista genético-evolutivo parte da fauna brasileira. Tal objetivo pode ser dividido em quatro objetivos específicos: (i) identificar os níveis de variação genética em populações naturais e caracterizar como esta variação está distribuída dentro e entre populações; (ii) determinar as consequências da fragmentação de habitats sobre a diversidade e a estrutura genética das espécies estudadas; (iii) determinar padrões filogeográficos de variação genética e (iv) trazer alguns esclarecimentos quanto à sistemática e taxonomia de algumas espécies.

Tabela 1.7 Ordens, famílias, espécies, número de indivíduos e localidades de origem das aves amostradas dentro área de abrangência do PELD-UFMG.

Ordem	Família	Espécies	No. de indivíduos	Localidade
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	1	PERD
Columbiformes	Columbidae	<i>Leptotila rufaxilla</i>	4	Caratinga; PERD; Simonésia
Coraciiformes	Momotidae	<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	1	EB Caratinga
Falconiformes	Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i>	1	PERD
Passeriformes	Conopophagidae	<i>Conopophaga lineata</i>	25	Caratinga; Simonésia; RB Mata do Sossego
		<i>Conopophaga melanops</i>	8	EB Caratinga; RB Mata do Sossego
	Dendrocolaptidae	<i>Campylorhamphus falcularius</i>	1	Simonésia
		<i>Dendrocincla turdina</i>	6	EB Caratinga; PERD
		<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	1	RB Mata do Sossego
		<i>Lepidocolaptes fuscus</i>	4	EB Caratinga; PERD; RB Mata do Sossego
		<i>Lepidocolaptes squamatus</i>	2	Caratinga
		<i>Sittasomus griseicapillus</i>	4	RB Mata do Sossego
	Emberizidae	<i>Arremon semitorquatus</i>	4	Simonésia; RB Mata do Sossego; EB Caratinga;
		<i>Basileuterus culicivorus</i>	15	Caratinga; Simonésia; RB Mata do Sossego
		<i>Cacicus haemorrhous</i>	9	PERD

<i>Coereba flaveola</i>	1	Simonésia
<i>Coryphospingus pileatus</i>	2	Simonésia
<i>Habia rubica</i>	4	PERD
<i>Haplospiza unicolor</i>	3	Simonésia
<i>Ramphocelus carbo</i>	1	PERD
<i>Saltator maximus</i>	1	EB Caratinga
		Caratinga;
<i>Saltator similis</i>	7	Simonésia; RB Mata do Sossego
<i>Schistochlamys ruficapillus</i>	1	Simonésia
<i>Tachyphonus coronatus</i>	9	Caratinga; Simonésia
<i>Tangara cayana</i>	1	Caratinga
<i>Tangara desmaresti</i>	5	RB Mata do Sossego
<i>Thraupis sayaca</i>	7	PERD; Simonésia
		EB Caratinga;
<i>Trichothraupis melanops</i>	27	Caratinga; Simonésia; RB Mata do Sossego
<i>Volatinia jacarina</i>	1	PERD
<i>Zonotrichia capensis</i>	4	Simonésia

Tabela 1.7 (continuação)

Formicariidae
(lato sensu)

<i>Drymophila ochropyga</i>	1	RB Mata do Sossego
<i>Drymophila squamata</i>	12	EB Caratinga
<i>Formicivora serrana</i>	2	Caratinga
<i>Mackenziaena leachii</i>	1	RB Mata do Sossego
<i>Pyriglena leucoptera</i>	8	Caratinga; Simonésia
		Caratinga;
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	6	Simonésia; RB Mata do Sossego
<i>Thamnophilus palliatus</i>	1	PERD
<i>Thamnophilus punctatus</i>	10	EB Caratinga; PERD; Marlieria

Furnariidae

<i>Anabazenops fuscus</i>	10	Caratinga; RB Mata do Sossego
<i>Automolus leucophthalmus</i>	2	PERD
<i>Lochmias nematura</i>	6	Simonésia; RB Mata do Sossego
<i>Phacellodomus rufifrons</i>	1	Simonésia
<i>Synallaxis cinerascens</i>	2	RB Mata do Sossego
<i>Synallaxis frontalis</i>	1	Caratinga
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	6	Caratinga; RB Mata do Sossego;

			Simonésia
	<i>Synallaxis spixi</i>	2	Caratinga
	<i>Xenops minutus</i>	2	PERD
	<i>Xenops rutilans</i>	1	PERD
Hirundinidae			
	<i>Progne chalybea</i>	7	PERD
Muscicapidae			
	<i>Turdus albicollis</i>	3	Simonésia; RB Mata do Sossego
	<i>Turdus amaurochalinus</i>	1	Simonésia
	<i>Turdus leucomelas</i>	6	Caratinga; Simonésia
	<i>Turdus rufiventris</i>	8	EB Caratinga; Caratinga; Simonésia; RB Mata do Sossego
Pipridae			
	<i>Chiroxiphia caudata</i>	8	Simonésia; RB Mata do Sossego
	<i>Ilicura militaris</i>	4	Simonésia; RB Mata do Sossego
	<i>Manacus manacus</i>	42	EB Caratinga; Caratinga; PERD; Simonésia
Troglodytidae			
	<i>Thryothorus genibarbis</i>	2	EB Caratinga; PERD
	<i>Troglodytes aedon</i>	2	PERD; Simonésia
Tyrannidae			
	<i>Attila rufus</i>	1	RB Mata do Sossego
	<i>Hemitriccus diops</i>	4	Simonésia; RB Mata do Sossego
	<i>Lathrotriccus euleri</i>	10	EB Caratinga; Caratinga; Simonésia; RB Mata do Sossego
	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	15	EB Caratinga; Caratinga; Simonésia
	<i>Mionectes rufiventris</i>	3	RB Mata do Sossego
	<i>Myiarchus ferox</i>	2	Caratinga; PERD

Tabela 1.7 (continuação)

	<i>Myiarchus swainsoni</i>	1	Caratinga
	<i>Myiopagis caniceps</i>	2	EB Caratinga
	<i>Myiozetetes similis</i>	2	PERD
	<i>Philohydor lictor</i>	2	PERD
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	1	Simonésia
	<i>Platyrinchus mystaceus</i>	23	Caratinga; Simonésia; RB Mata do Sossego

		<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	5	Caratinga
	Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	1	RB Mata do Sossego
		<i>Hylophilus amaurocephalus</i>	1	Caratinga
		<i>Hylophilus poicilotis</i>	4	RB Mata do Sossego
Piciformes	Bucconidae	<i>Malacoptila striata</i>	9	Caratinga; Simonésia
	Picidae	<i>Veniliornis maculifrons</i>	2	EB Caratinga

Tabela 1.8 Ordens, famílias, espécies, número de indivíduos e localidades de origem dos mamíferos amostrados dentro área de abrangência do PELD-UFGM.

Ordem	Família	Espécies	No. de indivíduos	Localidade
Marsupialia	Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	1	PERD
		<i>Gracilinanus sp.</i>	2	PERD
		<i>Marmosa murina</i>	1	PERD
		<i>Micoureus sp.</i>	1	PERD
Chiroptera	Phyllostomidae	<i>Artibeus sp.</i>	2	PERD
		<i>Artibeus obscurus</i>	1	PERD
		<i>Artibeus lituratus</i>	3	PERD
		<i>Platyrrhinus lineatus</i>	1	PERD
		<i>Chiroderma vilosum</i>	2	PERD
		<i>Glossophaga soricina</i>	1	PERD
		<i>Carollia perspicillata</i>	2	PERD
		<i>Desmodus rotundus</i>	3	PERD
	Vespertilionidae	<i>Myotis nigricans</i>	1	PERD
Primates	Cebidae	<i>Alouatta fusca</i>	2	EB Caratinga
		<i>Brachyteles arachnoides</i>	2	EB Caratinga
Rodentia	Muridae	<i>Calomys sp.</i>	2	PERD
		<i>Oryzomys subflavus</i>	4	PERD
		<i>Bolomys sp.</i>	2	PERD
		<i>Akodon cursor</i>	2	PERD
	Echimyidae	<i>Thrichomys apereoides</i>	1	PERD

2. Diversidade de aves

As aves utilizadas nos estudos genéticos foram capturadas com redes de neblina e anilhadas com anilhas metálicas cedidas pelo CEMAVE. Foram obtidas medidas morfológicas tais como peso e comprimento de asas, cauda, narina e tarso. Aproximadamente 0,2 ml de sangue foram coletados de cada indivíduo, o que não causa prejuízo ou morte de nenhuma ave. Após a coleta o sangue foi conservado em álcool 70 e levado para o laboratório onde foi mantido à uma temperatura de 4°C até a extração do DNA.

No momento, quatro espécies de Passeriformes estão sendo estudadas através da utilização de dois tipos de marcadores genéticos: RAPD e DNA mitocondrial.

2.1 Diversidade, estrutura genética e sexagem molecular de *Conopophaga lineata*

Os Conopophagas, conhecidos popularmente como Chupa-dentes ou cuspidores, devido a suas chamadas de advertência, são animais pequenos, de pernas longas, tronco, pescoço e cauda curto e penas sonoras nas asas (Sick, 1997). *Conopophaga lineata* é uma espécie pouco estudada, típica de regiões serranas, comum em beira de rios e matas secundárias, ocorrendo no Brasil do Ceará ao Rio Grande do Sul (Sick, 1997). São animais insetívoros que vivem em florestas tropicais e temperadas na América do Sul (Sibley e Ahlquist, 1990) e fazem ninho em forma de tigela com folhas do solo, muito comum entre gravatás (Sick, 1997).

Os marcadores RAPD (*Random Amplified Polymorphic DNA*) consistem na amplificação de DNA pela PCR utilizando-se *primers* pequenos e de seqüência arbitrária (Williams *et al.*, 1990). Os RAPDs comportam-se como marcadores genéticos dominantes, sendo que dominância, neste caso, refere-se à interpretação relativa de genótipo e fenótipo de um indivíduo e não às relações mendelianas. Os marcadores produzidos podem ser visualizados diretamente na forma de bandas em um gel de eletroforese (Ferreira e Grattapaglia, 1996). Entre as principais vantagens da técnica pode-se citar a rapidez, a demanda de pequena quantidade de DNA para realização das análises e o baixo custo (Ferreira e Grattapaglia, 1996). Marcadores de RAPD têm apresentado diversas aplicações, entre estas tem sido usados na análise da estrutura e diversidade genética de populações de plantas e animais (Haig, 1994; Lacerda *et al.*, 2001).

A razão sexual é um parâmetro que afeta o equilíbrio demográfico da população, estando diretamente ligada ao número efetivo da população e conseqüentemente à taxa de natalidade da mesma (Primack e Rodriguês, 2001). Por outro lado a razão sexual é afetada pela

fecundidade, pela sobrevivência e pela composição genotípica da população (Leberg, 1998). A razão sexual associada a variação genética dos organismos tem um grande efeito na probabilidade de extinção de uma população, sendo que essa probabilidade tende a ser maior em populações pequenas (Leberg, 1998). Assim é de extrema importância o conhecimento do efeito da fragmentação de ambientes naturais na razão sexual e diversidade genética das populações de animais e vegetais. Em aves, a sexagem pode ser realizada através da amplificação pela PCR do gene CHD, situado no cromossomos sexuais Z e W (Griffiths *et al.*, 1998).

Neste estudo, tanto para a realização da análise de diversidade e estrutura genética com marcadores RAPD quanto para o estudo de sexagem, foram feitas amplificações do DNA pela PCR. Após a amplificação foram feitos géis de poliacrilamida 6% corados com prata. Para análise dos RAPDs (Fig. 1.2) está sendo construída uma matriz fenotípica de presença (1) e ausência (0) de cada marcador. Os géis de sexagem foram analisados da seguinte forma: o genótipo das fêmeas (ZW), representado por duas bandas no gel, e dos machos (ZZ) por uma única banda (Fig. 1.3). Através dos resultados da sexagem genética e foi feito um teste Qui-quadrado (χ^2) para verificar se a razão sexual dos indivíduos de *Conopophaga lineata* tanto de fragmentos grandes quanto de fragmentos pequenos se afasta da frequência esperada 1:1.

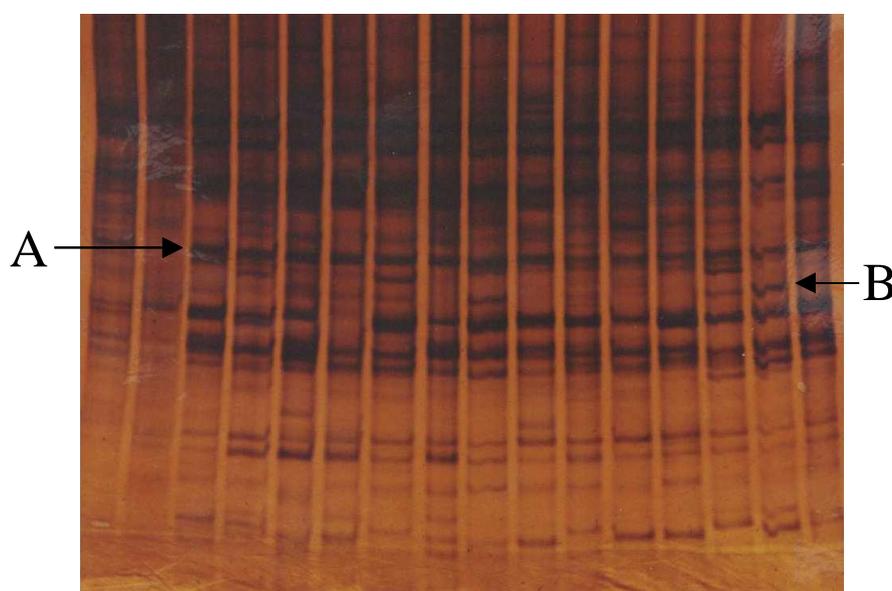


Fig. 1.2 Gel de RAPD de *Conopophaga lineata* utilizando *primer* 172 (A = banda monomórfica; B = banda polimórfica).

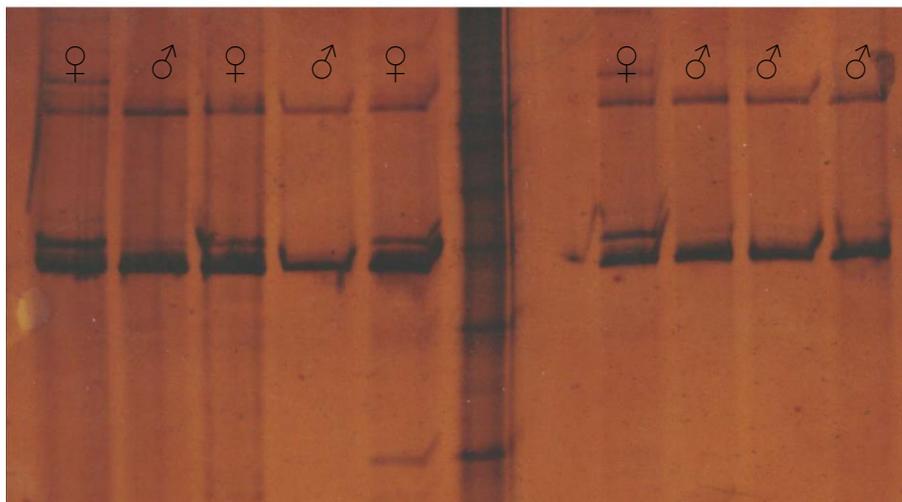


Fig. 1.3 Gel de sexagem de *Conopophaga lineta* (Conopophagidae) utilizando os *primers* P2 e

Resultados preliminares

Estão sendo analisadas amostras de 95 indivíduos de *Conopophaga lineata* de seis regiões de Mata Atlântica do Estado de Minas Gerais. Destas, 25 foram coletadas dentro da área do PELD-UFGM (municípios de Caratinga e Simonésia) (Tabela 1.9). Foram testados 30 *primers* de 15 nucleotídeos em uma subamostra de oito indivíduos. Dos *primers* testados somente 5 apresentaram amplificação com polimorfismo suficiente para estudos de genética de populações desta espécie (Tabela 1.10). Análises preliminares indicam que os *primers* 163, 172, 186, 188 e 189 em conjunto resultaram na amplificação de aproximadamente 110 bandas, das quais cerca de 78 (~70,9%) bandas foram consideradas polimórficas.

As análises dos géis de RAPD ainda estão sendo realizadas. Quando estiverem concluídas a matriz de presença e ausência de bandas será analisada para determinar a diversidade genética dentro e entre as populações.

A amplificação do gene CHD para a sexagem dos indivíduos foi feita utilizando-se os *primers* P2 e P8 descritos por Griffiths *et al.* (1998). A análise da razão sexual indica que a fragmentação do ambiente não tem afetado a razão esperada 1:1 para esta espécie, tanto em fragmentos grandes ($\chi^2=2,00$; $p=0,1576$) como em fragmentos pequenos ($\chi^2=0,13$; $p=0,7235$).

Tabela 1.9 **Indivíduos de *Conopophaga lineata* capturados na região do PELD e incluídos nas análises de RAPD e sexagem.**

Espécie	Sexo	Localidade	Data de coleta	No. da anilha
<i>Conopophaga lineata</i>	F	Caratinga - Mata dos Padres	25/10/01	E52001
<i>Conopophaga lineata</i>	F	Caratinga - Mata dos Padres	25/10/01	E52002
<i>Conopophaga lineata</i>	M	Caratinga - Mata dos Padres	25/10/01	E52003
<i>Conopophaga lineata</i>	F	Caratinga - Mata dos Padres	25/10/01	E52005
<i>Conopophaga lineata</i>	M	Caratinga - Mata dos Padres	25/10/01	E52006
<i>Conopophaga lineata</i>	M	Caratinga - Mata dos Padres	25/10/01	E52007
<i>Conopophaga lineata</i>	M	Caratinga - Mata dos Padres	26/10/01	E52009
<i>Conopophaga lineata</i>	F	Caratinga - Mata dos Padres	26/10/01	E52014
<i>Conopophaga lineata</i>	F	Caratinga - Mata dos Padres	26/10/01	E52015
<i>Conopophaga lineata</i>	M	Caratinga - Mata dos Padres	26/10/01	E52016
<i>Conopophaga lineata</i>	M	Caratinga - Mata dos Padres	27/10/01	E52017
<i>Conopophaga lineata</i>	M	Simonésia - Mata do Lula	24/08/00	E40659
<i>Conopophaga lineata</i>	F	Simonésia - Mata do Lula	24/08/00	E40660
<i>Conopophaga lineata</i>	M	Simonésia - Mata do Lula	24/08/00	E40661
<i>Conopophaga lineata</i>	F	Simonésia - Mata do Lula	24/08/00	E40675
<i>Conopophaga lineata</i>	F	Simonésia - Mata do Lula	24/08/00	E40677
<i>Conopophaga lineata</i>	F	Simonésia - Mata do Lula	24/08/00	E40684/ 4
<i>Conopophaga lineata</i>	M	Simonésia - Mata do Lula	24/08/00	E40685/
<i>Conopophaga lineata</i>	M	Simonésia - Mata do Lula	24/08/00	36 G39853
<i>Conopophaga lineata</i>	M	Simonésia - RB Mata do Sossego	20/08/00	E40572
<i>Conopophaga lineata</i>	In	Simonésia - RB Mata do Sossego	20/08/00	E40575
<i>Conopophaga lineata</i>	M	Simonésia - RB Mata do Sossego	20/08/00	E40584
<i>Conopophaga lineata</i>	F	Simonésia - RB Mata do Sossego	21/08/00	E40587
<i>Conopophaga lineata</i>	M	Simonésia - RB Mata do Sossego	22/08/00	E40591
<i>Conopophaga lineata</i>	In	Simonésia - RB Mata do Sossego	22/08/00	E40651

M=macho, F= fêmea , In= indeterminado

Tabela 1.10 Primers de RAPD usados em *C. lineata*.

Primer	Sequência (5'→3')	No. total de bandas	No. de bandas polimórficas	% de polimorfismo
163	CCCGCGGCCTATGA G	29	23	79,3
172	CCAGGGTGAGCGGC T	17	11	57,9
186	CAGGCCCCGAACAA T	20	15	75,0
188	GCACGCATGGTTTG C	17	11	57,9
189	CCCCGAGAAGCCTG A	27	18	66,7

2.2 Filogeografia e diversidade genética de Passeriformes de Minas Gerais

O presente estudo vem concentrando pesquisas genéticas em três famílias da Ordem Passeriformes: Formicariidae (*lato sensu*), Conopophagidae e Emberizidae. Estão sendo produzidas sequências de DNA mitocondrial (mtDNA) para serem utilizadas em estudos de filogeografia. Este termo, introduzido por Avise *et al.* (1987), indica o estudo da distribuição da variabilidade genética num contexto geográfico e temporal. Estudos filogeográficos permitem produzir informações relevantes ao desenvolvimento de estratégias de conservação baseadas tanto na diferenciação genética observada quanto em processos evolutivos históricos (Pitra *et al.*, 2000). Diversos estudos sobre a filogeografia e a diversidade genética de aves têm sido feitos utilizando-se sequências de mtDNA (Tarr e Fleischer, 1999; Milot *et al.*, 2000; Smith *et al.*, 2000). Por ser uma molécula circular simples, portadora de vários genes em um arranjo estável, sem DNA repetitivo, íntrons ou pseudogenes, de rápida evolução e herdada sem recombinação, o DNA mitocondrial oferece diversas vantagens para análises genéticas, especialmente ao nível microevolutivo (Avise *et al.*, 1987). A chamada região controladora do mtDNA ou *D-loop*, é uma região não codificadora, com cerca de 1-1,5 kb, envolvida na regulação da replicação e transcrição do DNA mitocondrial (Brown *et al.*, 1986). Por apresentar altos níveis de polimorfismo (Milot *et al.*, 2000), e ser adequada às análises propostas, a região controladora foi escolhida para ser sequenciada neste estudo.

Estão sendo utilizadas condições padrão de PCR e sequenciamento para amplificação da região controladora. Diversos *primers* estão sendo testados com esta finalidade. Até o momento, quatro *primers* se mostraram eficientes na amplificação e/ou sequenciamento da região controladora de três espécies da família Formicariidae (*lato sensu*): *Thamnophilus caerulescens*, *Pyriglena leucoptera* e *Dysithamnus mentalis* (Tabela 1.11). Amostras de sangue das duas primeiras espécies, das quais foram feitas extrações de DNA, puderam ser obtidas na região de abrangência do PELD-UFMG (Tabela 1.7), além de outras regiões do estado de Minas Gerais. Os sequenciamentos estão sendo feitos no sequenciador automático MegaBace-1000 (*Amershan-Pharmacia*).

Tabela 1.11 *Primers* em uso para amplificação da região controladora do DNA mitocondrial de três espécies de Formicariidae.

Nome do <i>primer</i>	Sequência (5' → 3')
L16087	TGGTCTTGTAACCARARACTGAAG
H537	CTGACCGAGGAACCAGAGGCGCA
L650	TGTCCATCTTGTGGTCGGCGAG
H16137	AAAATRYCAGCTTTGGGAGTTG

Outros *primers* ainda estão sendo desenhados e/ou testados com o intuito de servirem à amplificação da região controladora das espécies *Basileuterus hypoleucus* e *B. culicivorus*, da família Emberizidae, e *Conopophaga lineata* e *C. melanops*, da família Conopophagidae. Os estudos de DNA mitocondrial feitos em *C. lineata* poderão ser comparados aos resultados obtidos no outro estudo, feito com marcadores do tipo RAPD.

As dificuldades encontradas na obtenção de *primers* eficientes para a amplificação da região controladora destas aves, todas de famílias da subordem Suboscines (que contem 65% das espécies da Ordem Passeriformes presentes no Brasil; Sick, 1997), se deve a dois fatores. Em primeiro lugar o fato de que, nos Suboscines, a região controladora está situada em uma posição diferente no DNA mitocondrial em relação à maioria das outras ordens de Aves, inclusive à subordem Oscines (Mindell *et al.* 1998). Em segundo lugar, a escassez de estudos envolvendo sequências de região controladora em Suboscines. Diversos *primers* utilizados para amplificar a região controladora de indivíduos da subordem Oscines não se mostraram eficientes para as espécies envolvidas neste estudo (Tarr, 1995; Baker e Marshall, 1997).

3. Diversidade de mamíferos

Os mamíferos utilizados nos estudos genéticos da diversidade são provenientes de capturas realizadas pelo grupo de diversidade faunística (roedores), por membros do LBEM com redes de neblina (morcegos) e animais encontrados mortos (primatas).

Todo material será depositado na coleção de referência do Laboratório de Mastozoologia do ICB – UFMG, e o DNA extraído está depositado no Banco de DNA do LBEM.

3.1 Adaptação Molecular e diversidade de hábitos alimentares em Chiroptera

A ordem Chiroptera é a segunda mais numerosa ordem de mamíferos, possuindo cerca de 925 espécies (Nowak, 1997). Cerca de 150 das 925 espécies de morcegos conhecidas (aproximadamente 16%) habitam os Neotrópicos, destas, 141 ocorrem no Brasil, quase 30% do total de mamíferos continentais com distribuição registrada para o território brasileiro (Fonseca *et al.*, 1996; Nowak, 1997; Tavares, 1999).

A mobilidade dada pelo voo, e seus hábitos noturnos, permitiram a estes animais a exploração de nichos relativamente sem competição durante sua evolução e diversificação, e parece ter sido responsável pela grande riqueza de espécies e diversidade de hábitos alimentares existentes nestes animais hoje em dia, que incluem: frugivoria, nectarivoria, carnivoria, piscivoria, insetivoria, onivoria, e, únicos entre os mamíferos, sanguivoria (hematofagia) (Nowak, 1997; Tavares 1999).

Estudos realizados comparando glândulas salivares em mamíferos, sugeriram que a evolução destas estruturas estão relacionadas com a radiação adaptativa destes animais (Phillips e Tandler, 1996).

Parece plausível supor que a diversidade de recursos alimentares explorados pelos morcegos pode estar relacionada à diversificação de suas enzimas digestivas. Este estudo tem por objetivo verificar se existe relação entre a diversidade de hábitos alimentares encontrados em morcegos e modificações adaptativas num segmento do gene codificador da enzima digestiva α - Amilase 1 (Amy1).

Amostras de tecido (fígado ou músculo) foram coletadas dos morcegos e submetidas à extração de DNA pelo método de Fenol-Clorofórmio. O DNA foi amplificado pela PCR, utilizando *primers* desenhados para as regiões dos exons 3 e 4 do gene Amy-1. Estes foram purificados e então seqüenciados em sistema MEGABACE-1000 da Amershan-Pharmacia.

As seqüências foram alinhadas no programa ClustalX (Thompson, 1997) e as análises e reconstruções filogenéticas foram feitas no programa MEGA 2.1 (Kumar *et al.*, 2001).

Resultados Preliminares

Até o momento apenas 7 espécies (13 indivíduos) foram sequenciadas e analisadas: *Artibeus lituratus*, *Chiroderma doriae*, *Platyrrhinus lineatus* e *Myotis nigricans* capturados na área do PERD e *Sturnira lilium*, *Phyllostomus hastatus*, *P. discolor* coletados na Estação Ecológica da UFMG.

Um segmento de aproximadamente 650 pb correspondendo ao éxon 3, íntron C e éxon 4 do gene *Amy1* foi seqüenciado (Fig. 1.4). As árvores filogenéticas obtidas utilizando este

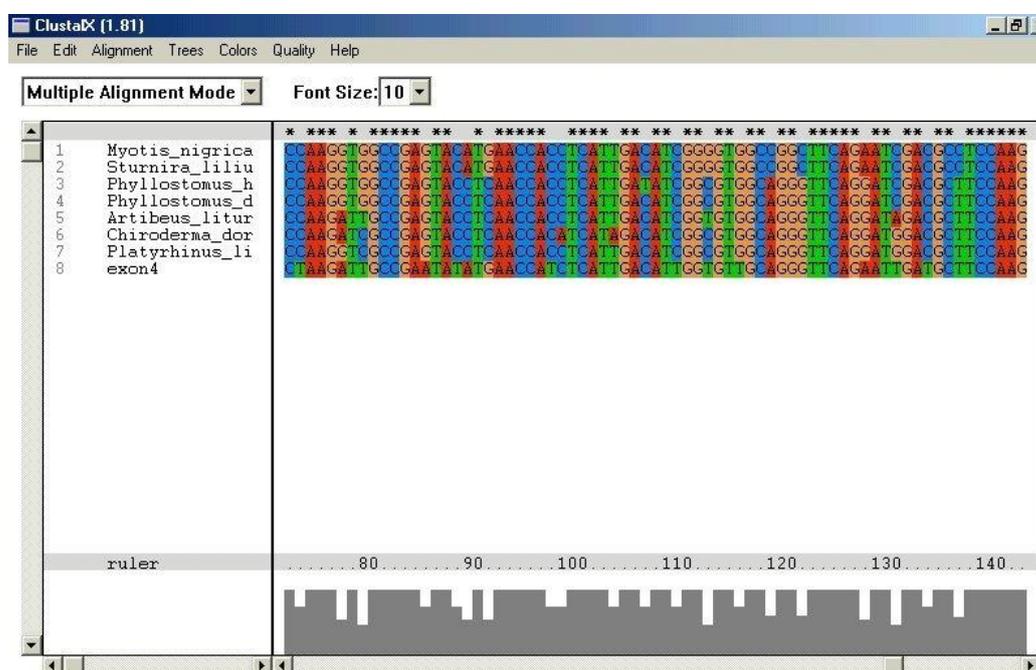


Fig. 1.4 Alinhamento das espécies estudadas. Exon 4 se refere ao exon 4 da α -segmento foram congruentes com a filogenia do grupo atual (Van Den Bussche *et al.*, 1993) e com árvores geradas utilizando-se seqüências de citocromo b depositadas no GenBank (Fig. 1.5).

As árvores geradas apenas com o segmento correspondente ao éxon 4, se comportaram de forma diferente, tanto em análises de parcimônia quanto com “Neighbor Joining”. Neste caso, dois grupos foram gerados, um contendo morcegos frugívoros (*Artibeus lituratus*, *Chiroderma doriae* e *Platyrrhinus lineatus*) e outro contendo os insetívoros de duas famílias (Vespertilionidae: *Myotis nigricans*, Phyllostomidae: *Phyllostomus hastatus*, *P. discolor*) mais um frugívoro (*Sturnira lilium*) (Fig. 1.5).

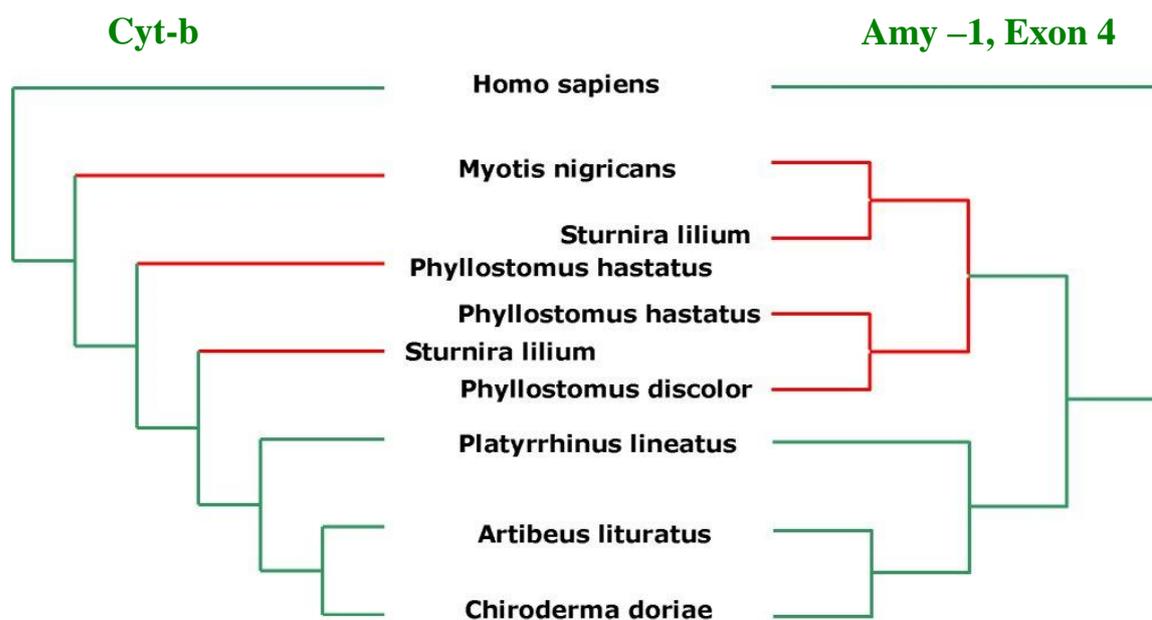


Fig. 1.5 Topologia comparativa das árvores geradas com citocromo b e o éxon 4 do gene Amy-1, em vermelho, os ramos discordante. **Phyllostomus discolor* não foi utilizado na reconstrução do Cyt b, devido à sua ausência nos bancos de dados do GenBank

Estes resultados discordantes entre análise filogenética de segmentos aparentemente neutros (Cyt-B) e porções codificadoras do gene Amy1 com provável papel adaptativo, sugerem que a seleção natural possa estar agindo sobre este último gene.

Esta hipótese foi testada de duas maneiras, primeiro, utilizando o teste de neutralidade de Tajima (Tajima, 1989; Nei e Kumar, 2000), este teste não foi significativo, com valores de $D = 0,60$, porém este valor pode ser tanto associado à evolução neutra, quanto à seleção fraca em amostras pequenas (*weaker selection*; Nei e Kumar, 2000). Portanto o teste não rejeita diretamente o desvio da neutralidade nem o assegura. Um segundo teste foi feito utilizando um teste exato de Fisher sobre a abundância relativa entre substituições sinônimas e não sinônimas a cada sítio (Nei e Gojobori, 1986; Nei e Kumar, 2000). Análise par a par indicou seleção em *Myotis nigricans* ($p=0.021$) e *Sturnira lilium* ($p=0.046$).

Conclusões parciais e perspectivas

- O éxon 4 do gene Amy-1 apresentou uma história evolutiva diferente do éxon 3 que se mostrou congruente ao locus Cyt-b, o qual evolui aparentemente na ausência de seleção.
- A análise filogenética do éxon 4, gerando dois grupos distintos, pode estar indicando evolução convergente para os hábitos alimentares.
- Em duas das espécies estudadas, *Myotis nigricans* e *Sturnira lilium*, as taxas de evolução no éxon 4 parecem desviar da hipótese de neutralidade.

Porém o tamanho da amostra (n=16) e a ausência de várias outras espécies de morcegos podem estar interferindo nas análises, podendo portanto ser precipitado assumir seleção. Além disso, ao contrário das outras espécies, apenas uma sequência de *Sturnira lilium* foi utilizada, o que faz com que erros de sequenciamento ou mesmo limitações dos métodos utilizados possam ter sido responsáveis pela modificação em sua posição na árvore ao invés de seleção. Sequenciamento de mais indivíduos, assim como de indivíduos de outras espécies e com hábitos alimentares distintos podem elucidar a história evolutiva destes genes e esclarecer a hipótese de seleção relacionada a segregação de nichos alimentares nestes animais.

3.2 Variabilidade genética e estrutura de populações de mamíferos

Semelhante à análise mitocondrial em aves, citada acima, este projeto tem por objetivo caracterizar a estrutura genética e populacional de algumas espécies de morcegos e roedores. Experimentos preliminares indicam que *primers* utilizados para a amplificação da região hipervariável do mtDNA (*D-loop*) em humanos são também eficientes nestes animais. As espécies até agora testadas foram: *Artibeus lituratus*, *Carollia perspicillata*, *Glossophaga soricina*, *Bolomys* sp. e *Oryzomys subflavus*.

4. Referências bibliográficas

- Awise, J.C., Arnold, J., Ball, R.M., Bermingham, E., Lamb, T., Neigel, J.E., Reeb, C.A. e Saunders, N.C. 1987. Intraspecific phylogeography: the mitochondrial DNA bridge between population genetics and systematics. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18: 489-522.
- Ayres, D.R. e Ryan, F.J. 1999. Genetic diversity and structure of the narrow endemic *Wyethia reticulata* and its congener *W. bolanderi* (Asteraceae) using RAPD and allozyme techniques. *Am. J. Bot.* 86: 344-353.
- Baker, A.J. e Marshall, H.D. 1997. Mitochondrial control-region sequences as tools for understanding the evolution of avian taxa. In: *Avian molecular systematics and evolution* (Mindell, D.P., ed.). Academic Press, New York. pp. 51-82
- Bartish, I.V., Garkava, K.R. e Nybom, H. 2000. Phylogenetic relationship and differentiation among and with populations of *Chaenomeles* Lindl. (Rosaceae) estimated with RAPDs and isozymes. *Theor. Appl. Genetic* 101: 554-563.
- Black-Samuelsson, S., Eriksson, G., Gustafsson, L. e Gustafsson, P. 1997. RAPD and morphological analysis of the rare plant species *Vicia psiformis* (Fabaceae). *Biol. J. Linnean. Soc.* 61:325-343.
- Brown, G.G., Gadaleta, G., Pepe, G., Saccone, C. e Sbisá, E. 1986. Structural conservation and variation in the D-loop-containing region of vertebrate mitochondrial DNA. *J. Mol. Biol.* 192: 503-511.
- Cardoso, M.A., Provan, J., Powell, W., Ferreira, P.C.G. e Oliveira, D.E. 1998. High genetic differentiation among remnant populations of the endangered *Caesalpinea echinata* lam. (Leguminosae – Caesalpinioideae). *Mol. Ecol.* 7: 601-608.
- Carvalho, P.E.R. 1994. *Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira*. EMBRAPA-CNPQ/SPI, Brasília.
- Chalmers, K.J., Waugh, R., Sprent, J.I., Simons, A.J. e Powell, W. 1992. Detection of genetic variation between and within populations of *Gliricidia sepium* and *G. maculata* using RAPD markers. *Heredity* 69: 465-472.
- Clark, A.G. e Lanigan, C.M.S. 1993. Prospects for estimating nucleotide divergence with RAPDs. *Mol. Bio. Evol.* 10: 1096-1111.
- Costa, M.R.C., Herrmann, G., Martins, C.S., Lins, L.V. e Lamas, I.R. 1998. *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Doyle, J.J. e Doyle, J.L. 1987. Isolation of plant DNA from fresh tissue. *Focus* 12: 13-15

- Excoffier, L. 1995. WINAMOVA, ver. 1.55. Genetics and Biometry Lab., Department of Anthropology, University of Geneva, Geneva.
- Excoffier, L., Smouse, P.E. e Quattro, J.M. 1992. Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: application to human mitochondrial DNA restriction data. *Genetics* 131: 479-491.
- Fahima, T., Sun, G.L., Beharav, A., Krugman, T., Beiles, A. e Nevo, E. 1999. RAPD polymorphism of wild emmer wheat populations, *Triticum dicoccoides*, in Israel. *Theor. Appl. Genet.* 98: 434-447.
- Ferreira, M.E. e Grattapaglia, D. 1995. *Introdução ao uso de marcadores moleculares em análise genética*. EMBRAPA/CENARGEN, Brasília.
- Fonseca, G.A.B., Herrmann, G., Leite, Y.L.R, Mittermeier, R.A, Rylands, A.B. e Patton, J.L. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* n.4. Conservation International.
- Freitas, V.L. 2001. Variabilidade genética em *Vanillosmopsis reythropappa* Schlutz Bip. (Asteraceae) em áreas de candeial e de mata. Dissertação de mestrado, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.
- Ge, S., Oliveira, G.C.X., Schaal, B.A., Gao, L-Z. e Hong, D-Y. 1999. RAPD variation within and between natural populations of the wild rice *Oryza rufipogon* from China and Brazil. *Heredity* 82: 638-644.
- Goodland, R.J.A. 1979. Análise ecológica da vegetação do cerrado. *Ecologia do Cerrado*, 61-62
- Griffiths, R., Double, M.C., Orr, K. e Dawson, R.J.G. 1998. A DNA test to sex most birds. *Mol. Ecol.* 7: 1071-1075.
- Hadrys, H., Balick, M. e Schierwater, B. 1992. Applications of random amplified polymorphic DNA (RAPD). *Mol. Ecol.* 3: 581-595.
- Haig, S.M.; Rhymer, J.M. e Heckel, D.G. 1994. Population differentiation in randomly amplified polymorphic DNA od red-cockaded woodpeckers *Picoides borealis*. *Mol. Ecol.* 3: 581-595.
- Hamrick, J.L. e Godt, M.J.W. 1989. Allozyme diversity in plant species. In: *Plant Population Genetics, Breeding and Genetic Resources* (Brown, A.H.D., Clegg, M.T., Kahler, A.L. and Weir, B.S., eds). Sinauer Associates Inc., Sunderland, pp. 43-63.
- Hamrick, J.L. e Godt, M.J.W. 1996. Conservation genetics of endemic plant species. In: *Conservation genetics case histories from nature* (Avise, J.C. and Hamrick, J.L., eds.). Chapman e Hall, New York, pp. 281-304.

- Hamrick, J.L. e Loveless, M.D. 1989. The genetic structure of tropical tree populations: associations with reproductive biology. In: *The evolutionary ecology of plants* (Bock, J.H. and Linhart, Y.B., eds.). Westview Press, Boulder, pp. 129-146.
- Hartl, D.L. e Clark, A.G. 1997. *Principles of populations genetics*. 3. Ed. Sinauer Associates Inc. Sunderland.
- Hwang, S-Y., Lin, H-W., Kuo, Y-S. e Lin, T-P. 2001. RAPD variation in relation to population differentiation of *Chamaecyparis formosensis* and *Chamaecyparis taiwanensis*. *Bot. Bull. Acad. Sin.* 42: 173-179.
- Jenczewski, E., Prospero, J.M. e Ronfort, J. 1999. Differentiation between natural and cultivated populations of *Medicago sativa* (Leguminosae) from Spain: analysis with random amplified polymorphic DNA (RAPD) markers and comparison to allozymes. *Mol. Ecol.* 8: 1317-1330.
- Jun, Y.H., Dai S.L. e Wu, N.H. 1997. RAPD analysis of natural populations of *Acanthopanax brachypus*. *Cell Res.* 7: 99-106.
- King, L.M. e Schall, B.A. 1989. Ribosomal-DNA variation and distribution in *Rudbeckia missouriensis*. *Evolution* 43: 1117-1119.
- Krebs, C.J. 1989. Ecological methodology. *Harper Collins Publishers, New York*.
- Kumar, S., Tamura, K., Jakobsen, I.B. e Nei, M. 2001. MEGA2: molecular evolutionary genetics analysis software. *Bioinformatics* 17: 1244-1245.
- Lacerda, D.R., Acedo, M.D.P., Lemos Filho, J.P. e Lovato, M.B. 2001. Genetic diversity and structure of natural populations of *Plathymenia reticulata* (Mimosoideae), a tropical tree from the Brazilian Cerrado. *Mol. Ecol.* 10: 1143-1152.
- Lakshmi, M., Rajalakshmi, S., Parani, M., Anuratha, C.S. e Parida, A. 1997. Molecular phylogeny of mangroves I. Use of molecular markers in assessing the intraspecific genetic variability in the mangrove species *Acanthus ilicifolius* Linn. (Acanthaceae). *Theor. Appl. Genet.* 94: 1121-1127.
- Langenheim, J.H., Lee, Y-T. e Martin, S.S. 1973. An evolutionary and ecological perspective of Amazonia Hylaea species of *Hymenaea* (Leguminosae: Caesalpinioideae). *Acta Amazonica* 3: 5-38.
- Leberg, P. 1998. Influence of complex Sex determination on demographic stochasticity and population viability. *Cons. Biol.* 12: 456-459.
- Lee, Y.T. e Langenheim, J.H. 1974. Additional new taxa and new combinations in *Hymenaea* (Leguminosae, Caesalpinioideae). *Journal of the Arnold Arboretum* 55: 441-452.

- Lee, Y.T. e Langenheim, J.H. 1975. Systematics genus *Hymenaea* (Leg. Caesalpinoidea, Ditarieae). *Univ. California Publ. Bot.* 69: 1-109.
- Lewontin, R.C. 1972. The apportionment of human diversity. *Evol. Biol.* 6: 381-398.
- Lorenzi, H. 1992. *Árvores brasileiras - manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do brasil*. Ed. Plantarum, Nova Odessa.
- Milligan, B.G., Leebens-Mack, J. e Strand, A.E. 1994. Conservation genetics: beyond the maintenance of marker diversity. *Mol. Ecol.* 3: 423-435
- Milot, E., Gibbs, H.L. e Hobson, K.A. 2000. Phylogeography and genetic structure of northern populations of the yellow warbler (*Dendroica petechia*). *Mol. Ecol.* 9: 667-681.
- Mindell, D.P., Sorenson, M.D. e Dimcheff, D.E. 1998. Multiple independent origins of mitochondrial gene order in birds. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 95: 10693-10697.
- Nei, M. e Kumar, S. 2000. *Molecular evolution and phylogenetics*. Oxford University Press, New York.
- Nei, M. e Gojobori, T. 1986. Simple methods for estimating the numbers of synonymous and nonsynonymous nucleotide substitutions. *Mol. Biol. Evol.* 3: 418-426.
- Newton, A.C., Allnut, T.R., Gillies, A.C.M., Lowe, A.J. e Ennos, R.A. 1999. Molecular phylogeography, intraspecific variation and the conservation of tree species. *Trends Ecol. Evol.* 14: 140-145.
- Nowak, R.N. 1997. Walker's Mammals of the World on line 5.1. Johns Hopkins University Press, London. <http://www.jhu.edu/books/walker>.
- Nybom, H. e Bartish, I.V. 2000. Effects of life history traits and sampling strategies on genetic diversity estimates obtained with RAPD markers in plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3/2: 93-114.
- Palacios, C. e González-Candelas, F. 1997. Analysis of population genetic structure and variability using RAPD markers in the endemic and endangered *Limonium dufourii* (*Plumbaginacea*). *Mol. Ecol.* 6: 1107-1121.
- Phillips, C.J. e Tandler, B. 1996. Salivary glands, cellular evolution, and adaptative radiation in mammals. *Eur. J. Morphol.* 34:155-161.
- Pitra, C., Lieckfeldt, D. e Alonso, J.C. 2000. Population subdivision in Europe's great bustard inferred from mitochondrial and nuclear DNA sequence variation. *Mol. Ecol.* 9: 1165-1170.
- Primack, R.D. e Rodriguês, E. 2001. *Biologia da conservação*. Midiograf, Londrina.
- Rath, P., Rajaseger, G., Goh, C.J. e Kumar, P.P. 1998. Phylogenetic analysis of dipterocarps using random amplified polymorphic DNA markers. *Ann. Bot.* 82: 61-65.

- Reis, M.S. 1996. Dinâmica da movimentação dos alelos: subsídios para conservação e manejo de populações naturais em plantas. *Braz. J. Genet.* 19: 37-47.
- Rizzini, C.T. e Mors, W.B. 1976. *Botânica econômica brasileira*. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Rossetto, M., Weaver, P.K. e Dixon, K.W. 1995. Use of RAPD analysis in devising conservation strategies for the rare and endangered *Grevillea scapigera* (Proteaceae). *Mol. Ecol.* 4: 321-329.
- Sibley, C.G. e Ahlquist, J.E. 1990. *Phylogeny and classification of birds: a study in Molecular Evolution*. Yale University Press, Michigan..
- Sick, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Smith, T.B., Holder, K., Girman, D., O'Keefe, K., Larison, B. e Chan, Y. 2000. Comparative avian phylogeography of Cameroon and Equatorial Guinea mountains: implications for conservation. *Mol. Ecol.* 9: 1505-1516.
- Swoboda, I. e Bhalla, P.L. 1997. RAPD analysis of genetic variation in the Australian fan flower, *Scaevola*. *Genome* 40: 600-606.
- Tajima, F. 1989. Statistical methods to test for nucleotide mutation hypothesis by DNA polymorphism. *Genetics* 123: 585-595.
- Tarr, C.L. 1995. Amplification and determination of mitochondrial control region sequences in Oscine passerines. *Mol. Ecol.* 4:527-529.
- Tarr, C.L. e Fleischer, R.C. 1999. Population boundaries and genetic diversity in the endangered Mariana crow (*Corvus kubaryi*). *Mol. Ecol.* 8: 941-949.
- Tavares, V.C. 1999. Ecomorfologia do vôo, dieta das espécies e composição de uma taxocenose de morcegos (Mammalia: Chiroptera) do Parque Estadual do Rio Doce, Leste de Minas Gerais, Sudeste do Brasil. Dissertação de mestrado, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.
- Thompson, J.D., Gibson, T.J., Plewniak, F., Jeanmougin, F. e Higgins, D.G. 1997. The CLUSTAL X windows interface: flexible strategies for multiple sequence alignment aided by quality analysis tools. *Nucleic Acids Res.* 24: 4876-4887.
- Van Den Bussche, R., Baker, R.J., Witchman, H.A. e Hamilton, M.J. 1993. Molecular phylogenetics of Stenodermatinae bat genera: congruence of data from nuclear and mitochondrial DNA. *Mol. Biol. Evol.* 10: 944-959.
- Wachira, F.N., Waugh, R., Hackett, C.A. e Powell, W. 1995. Detection of genetic diversity in tea (*Camellia sinensis*) using RAPD markers. *Genome* 38: 201-210.

- Whitmore, T.C. 1980. The conservation of tropical rain forest. In *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective* (M.E.Soulé e B.A. Wilcox. eds). Sinauer Associates, Sunderland, pp.303-318.
- Williams, J.G.K., Kubelik, A.R., Livak, K.J., Rafalski, J.A. and Tingey, S.V. 1990. DNA polymorphisms amplified by arbitrary primers are useful as genetic markers. *Nucleic Acids Res.* 18: 6531-6535.
- Wolff, K., El-Akkad, S. e Abbott, R.J. 1997. Population substructure in *Alkanna orientalis* (Boraginaceae) in the Sinai Desert, in relation to its pollinator behaviour. *Mol. Ecol.* 6: 365-372.
- Wright, S. 1951. The genetic structure of populations. *Ann. Eugenics* 15: 395-420.
- Wright, S. 1978. *Evolution and the Genetics of Populations. Volume 4. Variability within and among Natural Populations*. University of Chicago Press, Chicago.
- Yeh, F.C., Chong, D.K.X. e Yang, R.C. 1995. RAPD variation within and among natural populations of trembling aspen (*Populus tremuloides* Michx.) from Alberta. *J. Heredity* 86: 454-460
- Young, A. Boyle, T. e Brown, T. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends Ecol. Evol.* 11: 413-418.

5. Lista de tabelas

Tabela 1.1 *Primers* selecionados, suas sequências de nucleotídeos e faixa de tamanho dos fragmentos.

Tabela 1.2 Número de locos considerados, número de locos polimórficos, total e por população (proporção de locos polimórficos), para as cinco populações de *H. courbaril*, considerando-se os nove *primers* selecionados.

Tabela 1.3 Estimativas dos índices de diversidade fenotípica de Shannon (H_o) e subdivisão da diversidade dentro (H_{pop}/H_{sp}) e entre ($(H_{pop}/H_{sp})/H_{sp}$) as cinco populações de *H.courbaril* para os nove *primers* usados neste estudo.

Tabela 1.4 Estimativa de variação dentro de populações de *H. courbaril*, calculadas pela AMOVA e pelo índice de diversidade de Shannon e *ranking* dos valores de diversidade.

Tabela 1.5 Análise de variância molecular (AMOVA) para os indivíduos das 5 populações de *H.courbaril* (GL= grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio).

Tabela 1.6 Valores de ϕ_{ST} calculados para cada um dos pares de populações (hemimatriz inferior) e número de migrantes (Nm) entre populações dentro de espécies calculado a partir dos valores de ϕ_{ST} (hemimatriz superior).

Tabela 1.7 Ordens, famílias, espécies, número de indivíduos e localidades de origem das aves amostradas dentro área de abrangência do PELD-UFGM.

Tabela 1.8 Ordens, famílias, espécies, número de indivíduos e localidades de origem dos mamíferos amostrados dentro área de abrangência do PELD-UFGM.

Tabela 1.9 Indivíduos de *Conopophaga lineata* capturados na região do PELD e incluídos nas análises de RAPD e sexagem.

Tabela 1.10 *Primers* de RAPD usados em *C. lineata*.

Tabela 1.11 *Primers* em uso para amplificação da região controladora do DNA mitocondrial de três espécies de Formicariidae.

6. Lista de figuras

Fig. 1.1 Perfis de amplificação com o *primer* OPL-07. M: marcador de peso molecular (DNA-Ladder 100bp). *H. courbaril* (população FM).

Fig. 1.2 Gel de RAPD de *Conopophaga lineata* utilizando *primer* 172 (A = banda monomórfica; B = banda polimórfica).

Fig. 1.3 Gel de sexagem de *Conopophaga lineta* (Conopophagidae) utilizando os *primers* P2 e P8.

Fig. 1.4 Alinhamento das espécies estudadas. Exon 4 se refere ao exon 4 da α -amilase humana.



Capítulo 2

DIVERSIDADE BOTÂNICA

Equipe

Sub-Projeto: *Composição florística e fitossociologia de uma área de Mata Atlântica do sudeste de Minas Gerais, Brasil*

Prof. Dr. Alexandre Salino (Departamento de Botânica, ICB, UFMG)

Prof. Dr. João Renato Stehmann (Departamento de Botânica, ICB, UFMG)

Dra. Tereza Cristina Sposito (Departamento de Botânica, ICB, UFMG)

Fernanda Antunes Carvalho (Bolsista IC)

Sub-Projeto: *Estudo comparativo da produtividade vegetal em solo preservado x solo impactado*

1. *Crescimento e ciclagem de nutrientes de liteiras de espécies vegetais da Mata Atlântica na Mata Ciliar do Rio Doce*

Profa. Dra. Maria Rita M. Scotti (Departamento de Botânica, ICB, UFMG)

Profa. Dra. Nadja Maria Horta de Sá (Departamento de Botânica, ICB, UFMG)

Alexander Diego da Silva (Bolsista IC)

2. *Mesofauna associada à decomposição de folhas de espécies arbóreas nativas de Mata Atlântica e de eucalipto em área de mata e de eucaliptal*

Profa. Dra. Queila de Souza Garcia (Departamento de Botânica, ICB, UFMG)

Bióloga Juliana de Lima Passos Rezende (Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre)

Júlia Campos Coelho (Bolsista IC)

Apresentação

A região do Rio Doce está incluída na província florestal atlântica, também denominada mata atlântica, que originalmente cobria cerca de 12% do território nacional e que agora encontra-se restrita a apenas cerca de 5% da sua cobertura original. Em Minas Gerais, a região do Vale do Aço no Médio Rio Doce, onde situa-se o Parque Estadual do Rio Doce e dominava a floresta tropical, possui hoje menos do que 7% de cobertura florestal, dos quais menos de 1% em estágio primário (Paula 1997).

A biodiversidade vegetal das formações de mata atlântica em Minas Gerais são pouco conhecidas. Poucos estudos publicados sobre a vegetação da bacia do Rio Doce existem, podendo ser destacado apenas os trabalhos de caracterização fisionômica da vegetação do Parque Estadual do Rio Doce (Andrade *et al.* 1997) e sobre as Leguminosas da Estação Biológica de Caratinga (Mendonça Filho 1996). Alguns trabalhos que abordaram aspectos qualitativos e quantitativos de áreas florestais da região não foram contudo publicados (Gentilini *et al.* 1981, CETEC 1989).

No ritmo lento em que os estudos florísticos estão sendo efetuados nos trópicos, e em particular em Minas Gerais, parte da biodiversidade vegetal natural pode ser perdida antes mesmo de ser inventariada. Espécies não descritas e raras, algumas representando o segundo registro da espécie para a ciência ou o primeiro registro para Minas Gerais, foram coletadas recentemente na região da bacia do rio Doce, mais especificamente na Estação Biológica de Caratinga e no Parque Estadual do Rio Doce.

Nesta fase continuamos os estudos de levantamento qualitativo e quantitativo das plantas vasculares do Parque Estadual do Rio Doce, bem como análises da mesofauna associada à serrapilheira de folhas de algumas espécies arbóreas nativas do Parque Estadual do Rio Doce, em áreas de mata e em áreas impactadas com eucalipto, durante a decomposição. Os resultados obtidos estão divididos em três sub-projetos, como descritos a seguir.

Sub-Projeto: *Composição florística e fitossociologia de uma área de Mata Atlântica do sudeste de Minas Gerais, Brasil*

Prof. Dr. Alexandre Salino (Departamento de Botânica, ICB, UFMG)

Prof. Dr. João Renato Stehmann (Departamento de Botânica, ICB, UFMG)

Dra. Tereza Cristina Souza Sposito (Pesquisadora associada ao Departamento de Botânica)

Fernanda Antunes Carvalho (Bolsista IC)

INTRODUÇÃO

A região do Rio Doce está incluída na província florestal atlântica, também denominada Mata atlântica, que originalmente cobria cerca de 12% do território nacional e que agora encontra-se restrita a apenas cerca de 5% da sua cobertura original (Consórcio Mata Atlântica, 1992). Em Minas Gerais, a região do Vale do Aço no Médio Rio Doce, onde situa-se o Parque Estadual do Rio Doce e dominava a floresta tropical, possui hoje menos do que 7% de cobertura florestal, dos quais menos de 1% em estágio primário (Paula, 1997).

A floresta atlântica é sabidamente uma formação vegetal com alta diversidade e que apresenta um grande número de espécies endêmicas. Estima-se que cerca de 50% das árvores sejam endêmicas (Mori et al., 1981) e que entre palmeiras, bromélias e outras epífitas este índice chegue a 70% (Consórcio Mata Atlântica, 1992).

A biodiversidade vegetal das formações de mata atlântica em Minas Gerais é pouco conhecida. Poucos estudos publicados sobre a vegetação da bacia do Rio Doce existem, podendo ser destacado apenas os trabalhos de caracterização fisionômica da vegetação do Parque Estadual do Rio Doce (Andrade et al., 1996), uma revisão das Leguminosas da Estação Biológica de Caratinga (Mendonça Filho, 1996), dois check-list de pteridófitas, sendo um apenas para o PERD (Graçano et al., 1998) e outro para o PERD e Estação Biológica de Caratinga (Melo & Salino, 2002) e um levantamento florístico das espécies de fanerógamas registradas para o Parque Estadual do Rio Doce e Estação Biológica de Caratinga (Lombardi & Gonçalves, 2000). Alguns trabalhos que abordaram aspectos quantitativos de áreas florestais no interior do PERD não foram contudo publicados (Gentilini et al., 1981; CETEC, 1989; Lopes, 1998).

No ritmo lento em que os estudos florísticos estão sendo efetuados nos trópicos e em particular em Minas Gerais, parte da biodiversidade vegetal natural pode ser perdida antes mesmo de ser inventariada. Espécies não descritas e raras, algumas representando o segundo registro da espécie para a ciência ou o primeiro registro para Minas Gerais, foram coletadas recentemente na região da bacia do rio Doce, mais especificamente na Estação Biológica de Caratinga e no Parque Estadual do Rio Doce.

As relações fitogeográficas da flora da região do Rio Doce são também pouco conhecidas. Os estudos florísticos fornecerão dados para a comparação com outras formações florestais, como as matas do planalto, da hiléia bahiana, da amazônia e litorâneas, permitindo inferências sobre a evolução histórica da vegetação.

O conhecimento da vegetação através de levantamentos florísticos e fitossociológicos será um estudo básico para o conhecimento dos recursos naturais de uma região, bem como para subsidiar pesquisas em diversas outras áreas correlatas, uma vez que a vegetação é um subsistema fundamental do sistema ecológico (Matteucci & Colma, 1982).

A possibilidade de se estudar a médio e longo prazo algumas comunidades florestais permitirão uma melhor compreensão sobre sua dinâmica, isto é, dos processos e transformações temporais. Estudos sobre a dinâmica de uma comunidade são fundamentais para se saber qual o papel de cada espécie no ecossistema, se são pioneiras, secundárias ou tardias na floresta. Somente estudos de longa duração e que utilizem uma metodologia específica que permita o monitoramento contínuo das unidades amostrais poderá revelar estas informações.

OBJETIVOS

1. Estudar a estrutura e dinâmica de um trecho de floresta no Parque Estadual do Rio Doce.
2. Subsidiar ações de preservação, manejo e recuperação da vegetação nativa da região, tendo em vista a conservação da biodiversidade.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O Parque Estadual do Rio Doce (PERD) localiza-se nos municípios de Timóteo, Marliéria e Dionísio, estado de Minas Gerais, na confluência dos rios Piracicaba e Doce (42°38'30" e 48°28'18" W e 19°48'18" e 19°29'24" S). Compreendendo uma área de aproximadamente 36 000 ha, é a maior área de floresta tropical do estado de Minas Gerais. Foi criado em 1944, estando sob administração do Instituto Estadual de Florestas-IEF - MG desde 1962 (SIF, 1990a). A cobertura vegetal do PERD, segundo o sistema fitogeográfico do IBGE (1991), pode ser incluída na categoria de floresta estacional semidecidual submontana.

O PERD está inserido na unidade geomorfológica caracterizada como Depressão Interplanáltica do Rio Doce, apresentando altitudes que variam de 230 a 515 m, onde prevalecem duas formas de relevo: as colinas, em sua maioria convexas, originadas da dissecação fluvial de superfícies de aplainamento, datadas do Terciário Superior e Pleistoceno, e as planícies (Gilhuis, 1986; SIF 1990a). Uma característica de fundamental importância na delimitação de micro-habitats no PERD é a existência de um sistema de 38 a 44 lagoas. As lagoas são originárias de uma paleodrenagem do Rio Doce, com evolução geomorfológica e biológica particular, ocupando aproximadamente 6% da área total do PERD (CETEC, 1981).

O clima do PERD é do tipo A_w, segundo a classificação de Köppen, caracterizando um clima tropical úmido de savana, megatérmico. O regime pluviométrico apresenta uma estação chuvosa e uma estação seca bem definidas, com precipitações variando entre 235 a 9 mm, em dezembro e agosto, respectivamente (SIF, 1990b). A ocorrência de uma estação seca no inverno favorece a propagação de incêndios nesta época. O PERD já sofreu um grande incêndio em 1967, na porção sul, que destruiu praticamente 1/3 de toda a sua área florestal. Atualmente, existe um programa de prevenção e combate a incêndios que vem obtendo resultados satisfatórios. O último incêndio ocorrido no PERD foi em 1993, e atingiu apenas as bordas.

A área escolhida para amostragem localiza-se a 40 km da sede, na beira da estrada que corta o PERD ao meio, ligando Timóteo a Bom Jesus do Galho. Foi selecionada através de ortofotocartas em escala 1:10.000, obtidas no IEF-MG, por apresentar árvores muito altas, indicando ser uma área mais preservada. No local, pode-se constatar indícios de extração seletiva de madeira, principalmente o jacarandá-da-Bahia (*Dalbergia nigra*). Houve um

registro de apreensão em 1973, de várias toras desta espécie que possivelmente foram retiradas desta área, ou próximo a ela.

Coleta de dados

A área escolhida para amostragem foi demarcada, num projeto de pesquisa anterior, em 357 parcelas de 50 x 50 m, totalizando 89,25 ha. O esquema da marcação feita na área encontra-se na Figura 1. A marcação das parcelas foi limitada pelo trajeto do Ribeirão do Turvo. Aproximadamente 100 m antes do leito do ribeirão, começa uma declividade, muito acentuada em alguns locais, que dificultou o trabalho de topografia. A presença de um aclive próximo ao início da linha T determinou o final da parcela.

Para amostrar 1 hectare na floresta foram sorteadas 10 sub-parcelas de 100 x 10 m (1000 m²) dentro das parcelas já marcadas (Fig.2.1). A amostragem fitossociológica foi realizada nestas sub-parcelas. Todas as árvores com circunferência à altura do peito (CAP) igual ou maior que 15 cm foram mapeadas, tomando-se a distância entre estas e as linhas que dividiam as parcelas. As árvores mortas em pé também foram incluídas. As árvores foram etiquetadas com placas numeradas de alumínio e tiveram sua circunferência medida. A altura foi estimada com auxílio da vara usada para coleta. Nas árvores que foram escaladas, foi medida a corda usada para descida para obter a medida da altura. Os cipós com CAP \geq 15 cm foram marcados e medidos, mas não foram coletados para identificação. Foram feitas coletas de material fértil ou vegetativo dos indivíduos arbóreos para identificação das espécies. O material fértil foi depositado no Herbário BHCB, do Departamento de Botânica, ICB-UFMG.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram feitas seis viagens ao local de estudo para amostragem fitossociológica, nos meses de maio de 2001 e fevereiro, março, maio, junho e julho de 2002. Os indivíduos marcados totalizaram 1419, incluindo 1195 árvores vivas, 119 mortas e 105 cipós. As árvores identificadas até o momento pertencem a 39 famílias, listadas na Tabela 2.1. A Tabela 2.2 mostra as 102 espécies identificadas. Para algumas famílias falta ainda a identificação das espécies, como é o caso de Lauraceae, Sapindaceae, Meliaceae e Myrtaceae. Na Tabela 2 faltaram espécies das famílias Connaraceae, Lythraceae e Piperaceae, cujas espécies estão ainda identificadas. Portanto, o número de famílias e espécies é ainda provisório, pois o trabalho encontra-se na fase de identificação do material coletado.

A família com maior número de espécies até o momento é Fabaceae, incluindo as três sub-famílias. As famílias com maior número de indivíduos até o momento são Meliaceae e Rutaceae. Neste trecho de floresta, é muito comum a ocorrência da arapoca (*Neoraputia alba*), pertencente à família Rutaceae, que aparentemente é um importante elemento do primeiro estrato da floresta.

As árvores mortas representaram cerca de 9 % das árvores amostradas. Este número está de acordo com o número esperado de mortas para áreas de floresta tropical que fica perto de 10 % do total (Martins, 1991).

A análise dos parâmetros fitossociológicos, como densidade, frequência, cobertura e índice de valor de importância, serão realizados tão logo se processe a determinação de algumas espécies ainda não identificadas. Na oportunidade serão calculados também o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e o índice de equabilidade de Pielou (J').

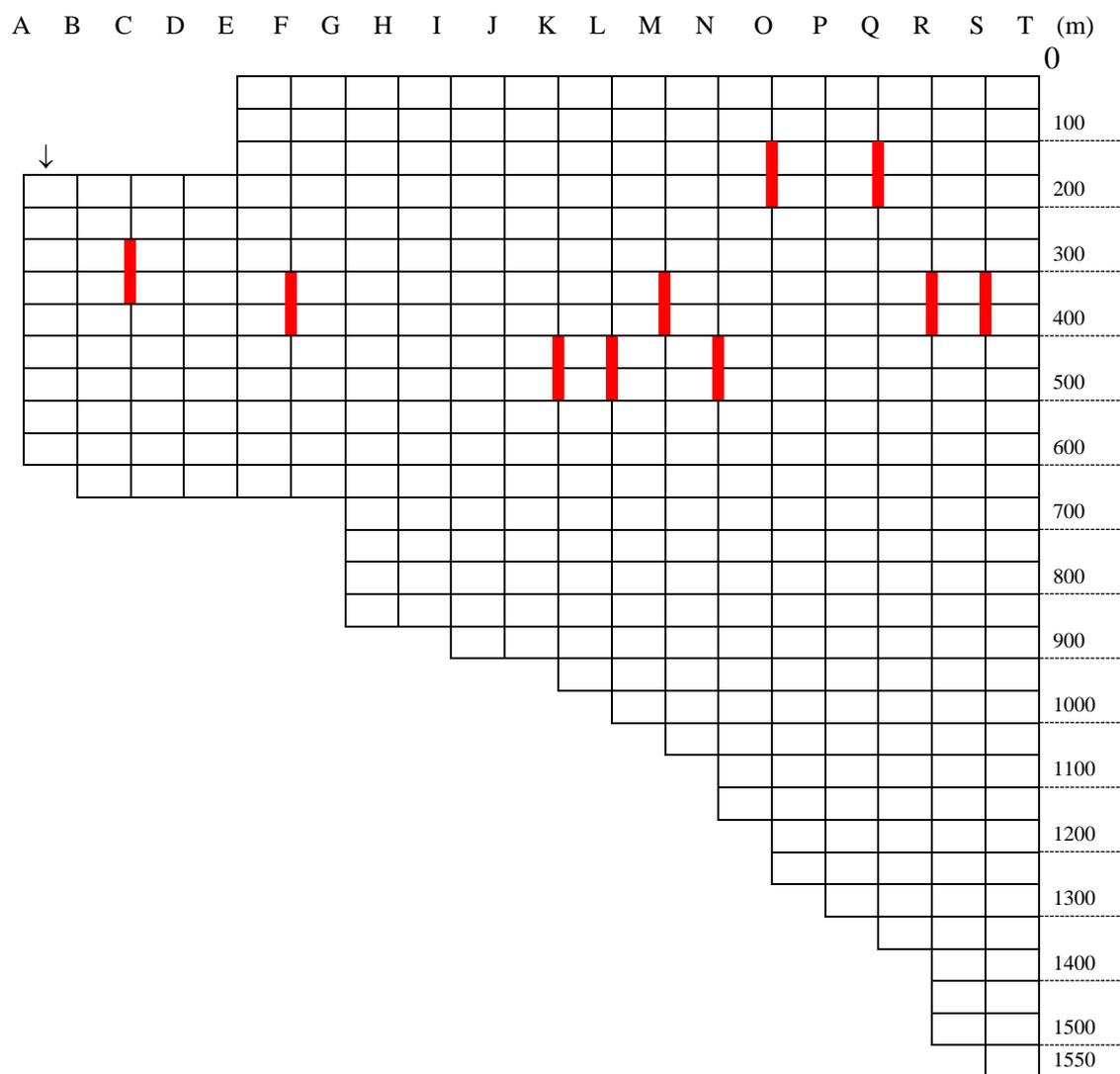


Figura 2.1 - Esquema de marcação da área de estudo, onde a seta indica a trilha principal. Os números à direita indicam a distância da linha zero, e correspondem à direção da linha pontilhada. As linhas acompanham o formato do Ribeirão do Turvo, terminando antes da declividade do leito, com exceção de algumas parcelas que atingiram a proximidade do leito. As linhas em laranja indicam a localização das sub-parcelas de 100 x 10 m, onde foi feita a amostragem fitossociológica.

Tabela 2.1 - Número de famílias, número de espécies por família e número de indivíduos amostrados num trecho de floresta do Parque Estadual do Rio Doce, Marliéria, MG. Resultados preliminares.

Famílias	Número de indivíduos
1. Anacardiaceae	2
2. Annonaceae	26
3. Apocynaceae	2
4. Arecaceae	26
5. Asteraceae	1
6. Bignoniaceae	16
7. Bombacaceae	1
8. Boraginaceae	4
9. Burseraceae	1
10. Caryocaraceae	2
11. Cecropiaceae	1
12. Chrysobalanaceae	1
13. Clusiaceae	8
14. Connaraceae	9
15. Euphorbiaceae	43
16. Fabaceae	21
17. Flacourtiaceae	44
18. Hippocrateaceae	10
19. Lauraceae	76
20. Lecythidaceae	11
21. Lythraceae	2
22. Meliaceae	159
23. Monimiaceae	31
24. Moraceae	67
25. Myristicaceae	12
26. Myrtaceae	81
27. Nyctaginaceae	37
28. Olacaceae	6
29. Phytolaccaceae	2
30. Picramniaceae	26
31. Piperaceae	1
32. Rhamnaceae	3
33. Rubiaceae	25
34. Rutaceae	115
35. Sapindaceae	46
36. Sapotaceae	34
37. Sterculiaceae	17
38. Verbenaceae	31
39. Tiliaceae	1

Tabela 2.2 – Espécies e famílias identificadas num trecho de floresta do Parque Estadual do Rio Doce – MG.

Família	Espécie
Annonaceae	<i>Oxandra martiana</i>
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana laeta</i>
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> <i>Euterpe edulis</i>
Asteraceae	<i>Piptocarpha</i> sp.
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i> <i>Paratecoma peroba</i> <i>Sparattosperma leucanthum</i> <i>Tabebuia serratifolia</i>
Bombacaceae	<i>Eriotheca</i> sp. <i>Pseudobombax grandiflora</i> <i>Quararibea</i> cf. <i>turbinata</i>
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i>
Burseraceae	<i>Protium spruceanum</i>
Caryocaraceae	<i>Jacaratia heptaphylla</i>
Cecropiaceae	<i>Pourouma guianensis</i>
Chrysobalanaceae	<i>Licania kunthiana</i>
Clusiaceae	<i>Rhedia gardneriana</i> <i>Tovomita</i> cf. <i>leucantha</i>
Euphorbiaceae	<i>Croton piptocalyx</i> <i>Joannesia princeps</i> Vell. <i>Pachystroma longifolium</i> <i>Sapium glandulatum</i> <i>Senefeldera</i> sp.
Fabaceae	<i>Acacia</i> cf. <i>polyphylla</i> <i>Pseudopiptadenia warmingii</i> <i>Apuleia leiocarpa</i> <i>Bauhinia</i> sp. <i>Copaifera</i> sp. <i>Dalbergia nigra</i> <i>Enterolobium</i> sp. 1 <i>Enterolobium</i> sp. 2 <i>Hymaenea courbaril</i> <i>Inga</i> cf. <i>capitata</i> <i>Lonchocarpus</i> sp. <i>Ormosia</i> sp. <i>Piptadenia gonoacantha</i> <i>Platyciamus regnelli</i> <i>Platymenia foliolosa</i> <i>Platymiscium floribundum</i>

Família	Espécie
Fabaceae	<i>Pterocarpus rohrii</i> <i>Swartzia myrtifolia</i> <i>Swartzia</i> sp. <i>Zollernia glabra</i>
Flacourtiaceae	<i>Banara kulhmannii</i> <i>Carpotroche brasiliensis</i> <i>Casearia</i> sp.

	<i>Casearia mariquitensis</i>
	<i>Casearia cf. paranaensis</i>
	<i>Casearia sylvestris</i>
	<i>Xylosma sp.</i>
Hippocrateaceae	<i>Tontelea fluminensis</i>
Lauraceae	<i>Ocotea odorifera</i>
	<i>Urbanodendron verrucosum</i>
	<i>Ocotea cf. brachybotra</i>
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>
	<i>Cariniana legalis</i>
	<i>Eischeweilera sp.</i>
	<i>Lecythis pisonis</i>
Meliaceae	<i>Cabrarea cf. canjerana</i>
	<i>Guarea cf. kuntiana</i>
	<i>Guarea macrophylla</i>
	<i>Trichilia lepidota</i>
	<i>Trichilia pallida</i>
	<i>Trichilia silvatica</i>
	<i>Trichilia cf. casaretoi</i>
	<i>Trichilia sp.1</i>
Monimiaceae	<i>Mollinedia shottiana</i>
	<i>Siparuna sp.</i>
Moraceae	<i>Clarisia ilicifolia</i>
	<i>Ficus mexiae</i>
	<i>Helycostylis tomentosa</i>
	<i>Sorocea guilleminiana</i>
Myristicaceae	<i>Virola gardneri</i>
Myrtaceae	<i>Calypthranthes sp.</i>
	<i>Campomanesia guaviroba</i>
	<i>Eugenia sp.1</i>
	<i>Eugenia sp.2</i>
	<i>Eugenia sp.3</i>
	<i>Marlieria cf. obversa</i>
	<i>Marlieria cf. sucrei</i>
	<i>Marlieria parviflora</i>
	<i>Myrciaria disticha</i>
	<i>Myrciaria floribunda</i>

Família	Espécie
Nyctaginaceae	<i>Andradea floribunda</i>
	<i>Guapira opposita</i>
	<i>Guapira venosa</i>
Olacaceae	<i>Tetrastylidium grandifolium</i>
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>
Picramniaceae	<i>Picramnia ramiflora</i>
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i>
Rutaceae	<i>Galipea jasminiflora</i>
Rutaceae	<i>Neoraputia alba</i>
Sapindaceae	<i>Toulicia subsquamulata</i>
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum cf. argenteum</i>
	<i>Chrysophyllum viride</i>

	<i>Pouteria</i> sp.
Sterculiaceae	<i>Pterigota brasiliensis</i>
	<i>Sterculia chicha</i>
Tiliaceae	<i>Luehea</i> sp.
Verbenaceae	<i>Aegiphila</i> cf. <i>sellowiana</i>

Sub-Projeto: Estudo comparativo da produtividade vegetal em solo preservado x solo impactado

Parte I. Crescimento e ciclagem de nutrientes de liteiras de espécies vegetais da Mata Atlântica na Mata Ciliar do Rio Doce

Profa. Dra. Maria Rita M. Scotti (Departamento de Botânica, ICB, UFMG)

Profa. Dra. Nadja Maria Horta de Sá (Departamento de Botânica, ICB, UFMG)

Alexander Diego da Silva (Bolsista IC)

INTRODUÇÃO

A partir da década de 40, as atividades de indústrias de madeira e celulose, siderúrgicas e suas práticas de reflorestamento empresarial com espécies de *Eucalyptus*., assim como a agropecuária, tornaram o Vale do Aço não só o maior Parque siderúrgico Nacional, mas também imprimiram uma acelerada experiência de degradação ambiental, resultando na destruição da Mata Atlântica.

Atualmente, os remanescentes de Mata Atlântica não superam os 5% da sua extensão original e se encontram na condição de fragmentos florestais. Na maioria das vezes, eles são de pequeno tamanho, estão em diferentes estágios sucessionais e em franco processo de degradação (Jesus, 1995). O Parque Estadual do Rio Doce (PERD) está situado no Vale do Aço e é um dos últimos remanescentes da floresta atlântica no estado de Minas Gerais e contempla grande diversidade de formações vegetais (Andrade et al., 1997). A monocultura de eucalipto tem sido extensivamente utilizada, na região do Parque Estadual do Rio Doce, inclusive em área de mata ciliar, devido ao seu rápido crescimento e múltipla utilização de sua madeira.

As matas ciliares estão sendo degradadas intensamente no Brasil; mesmo sendo áreas de preservação permanente, protegidas por legislação federal, sofrem ações antrópicas intensas como a retirada de madeira e a implantação de grandes empreendimentos. o termo MATA CILIAR designa as formações florestais que compõem o ecótono entre os ecossistemas aquático continental e terrestre, caracterizado indistintamente como área de preservação

permanente com extensão mínima de 30m , dependente da largura do rio, (Código Florestal, 1965).

O manejo destas áreas vitais como as matas ciliares implica na manutenção e no incremento dos sistemas naturais atuais e a restauração daqueles degradados. Entretanto, pouco se sabe a respeito do conhecimento do ciclo de vida, a biologia reprodutiva e ritmo de crescimento das espécies, que são relevantes para se propor modelos de reconstituição da vegetação ciliar. O presente trabalho está inserido no “Programa de Reflorestamento da Mata Ciliar do Rio Doce” pela empresa CAF- Santa Bárbara, em convênio com o Instituto Estadual de Florestas e a UFMG. Esse estudo procurou avaliar o potencial de crescimento de *C. tomentosum* cultivado em condições de mata ripária em substituição ao eucalipto, como estratégia para recomposição da área e a contribuição da dupla inoculação de rizóbio e fungos micorrízicos no crescimento dessa espécie e o nível de ciclagem dos nutrientes de suas liteiras.

Objetivos

Estudar comparativamente a produtividade de espécies vegetais da Mata Atlântica (PERD), cultivadas na Mata Ciliar do Rio Doce, área de um antigo eucaliptal, pela avaliação de parâmetros de crescimento e de ciclagem de nutrientes. Estas avaliações pretendem verificar o potencial destas espécies para uso no manejo de ecossistemas florestais.

MATERIAL E MÉTODOS

Descrição da Área

O experimento foi conduzido na área de mata ciliar do Rio Doce, situada a 100 m do rio e cultivada com *Eucalyptus* por longo tempo.

Área 1: Nos últimos 3 anos essa área foi limpa e cultivada com *C. tomentosum* sob diferentes tratamentos de inoculação com rizóbio e fungos micorrízicos.

Área 2: Cultivo de *Eucalyptus grandis* com *Dalbergia nigra* sob diferentes tratamentos de inoculação com rizóbio e fungos micorrízicos.

Área 2: Protocolo experimental do cultivo de *D. nigra* em campo

Os tratamentos usados foram: 1 - Controle adubado; 2 - Adubo sem N + Estirpe de rizóbio BHICBDn-5.3; 3 - Adubo sem N + Estirpe de rizóbio BHICBDn-5.3 + fungos micorrízicos; 4 - Adubo sem N + Estirpe de rizóbio BHICBDn-1.5; 5 - Adubo sem N + Estirpe de rizóbio BHICBDn-1.5 + fungos micorrízicos.

A adubação completa foi feita segundo Somasegaran & Hoben (1985).

EXPERIMENTO DE CAMPO - Transplante

- Plantio em campo

A área selecionada para o plantio foi de 1,26ha e está localizada no município de Marliéria às margens do Rio Doce, onde o *Eucalyptus grandis* vem sendo cultivado por longo tempo. Precipitação ocorre primariamente de novembro a abril. Antes do plantio a área foi limpa entre linhas de eucalipto e nenhum fertilizante aplicado. O plantio foi feito utilizando mudas de 4 meses de idade crescidas em vasos sob condições de viveiro (Figura 6A) e submetidas a diferentes tratamentos (ítem 2.3.2.3) em consórcio com plantas adultas de *Eucalyptus grandis*. Empregou-se coveamento de 35cm x 25cm com espaçamento de 3 x 3m. As plantas foram distribuídas em 3 blocos com 5 parcelas por bloco, correspondendo aos tratamentos A, B, C, D, E. Em cada parcela foram plantadas 40 mudas, obtendo-se 120 plantas totais por tratamento. No momento do plantio e no decorrer dos próximos 4 meses pós plantio (época seca) as plantas foram irrigadas (10 L / planta / semana).

Bloco 1					15
A	D	E	C	B	

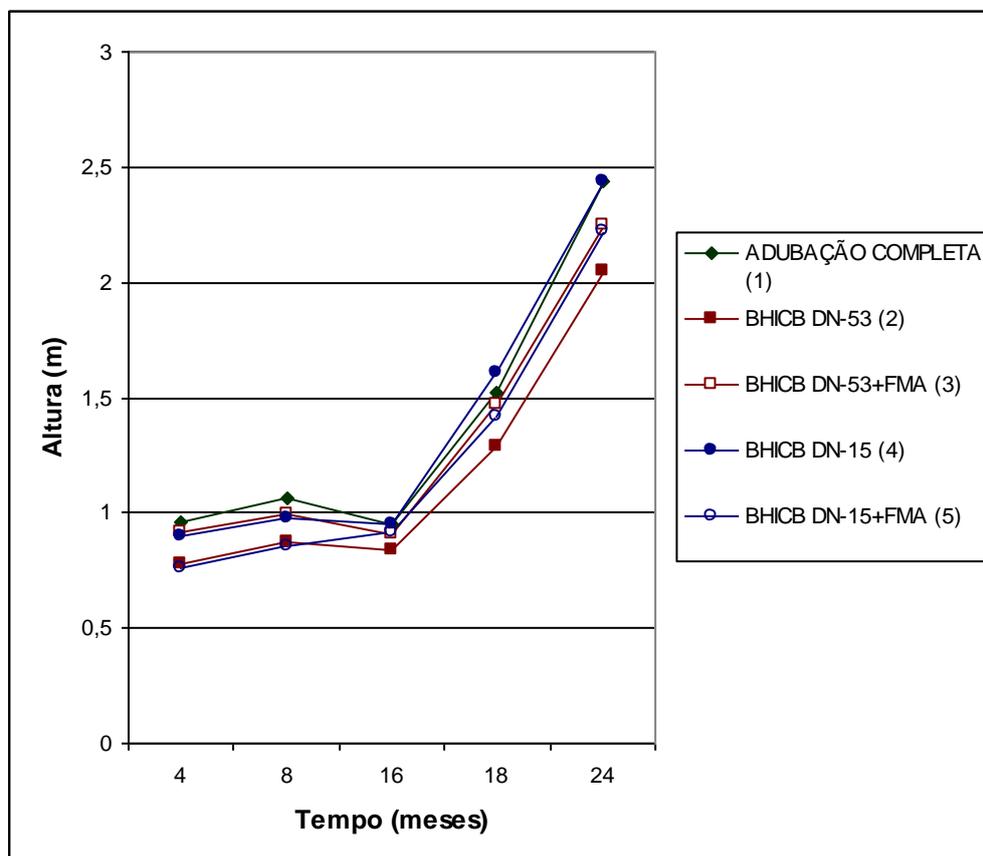
Bloco 2					15
D	A	B	E	C	

Bloco 3					15
C	A	E	B	D	

Análise dos resultados de campo

O estudo de crescimento das plantas foi baseado nas medidas de altura (Comprimento da Parte Aérea -CPA) e diâmetro basal. As medidas de altura e diâmetro, relativas a todas as plantas no campo (120 plantas / tratamento), foram tomadas aos 4, 8, 16, 18 e 24 e 60 meses após plantio. Para as medidas de altura considerou-se todo o crescimento acima do solo, do colo à gema apical, e o diâmetro foi tomado a 20 cm do solo com auxílio de um paquímetro.

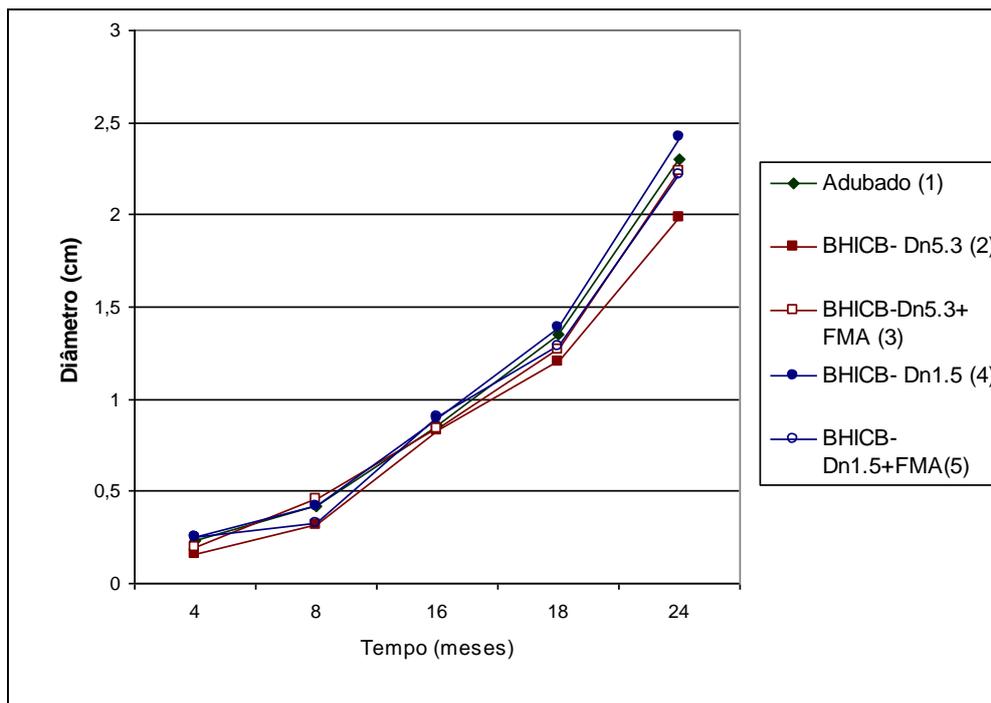
Os resultados apresentados nas figuras 2.2 e 2.3 mostram que o tratamento de inoculação com rizóbio (BHICBDn15) favoreceu significativamente o crescimento de *D. nigra* em altura e em diâmetro.



4 Meses = (1 = 3 = 4) > (2 = 5) 18 Meses = 4 > (1, 3 e 5) > 2 / 1 > 5
 8 Meses = 1 > (3 = 4) > (5 = 2) 24 meses = (1 = 4) > (3 = 5) > 2
 16 Meses = (1 e 4) = (3 = 5) > 2

Segundo teste de comparação de média LSD

Figura 2.2 - Crescimento em altura das plantas de *D. nigra* cultivadas na Mata Ciliar do Rio Doce durante 24 meses.



4 Meses = (4, 5, 1 e 3) > 2 / (4 e 5) > 3 18 Meses = 4 > 1 > (5 = 3) > 2
 8 Meses = 3 > (1 = 4) > (5 = 2) 24 Meses = 4 > 1 > (3 = 5) > 2
 16 Meses = (5 = 4 = 1) > (3 = 2) Segundo teste de comparação de média LSD

Figura 2.3 - Crescimento em diâmetro das plantas de *D. nigra* cultivadas na Mata Ciliar do Rio Doce durante 24 meses em consórcio com Eucalipto

Decomposição de liteira foliar de *Dalbergia nigra* e *Eucalyptus grandis*

Descrição da área

O experimento foi conduzido na área revegetada na mata ciliar do rio Doce, situada a 100 m do rio onde o jacarandá-da-Bahia vem sendo cultivado em consórcio com *Eucalyptus grandis* e na área do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), onde ocorrem espécies de *Dalbergia nigra*.

Preparação dos sacos de decomposição

Amostras de liteira foliar recém caídas foram coletadas próximo às árvores de *Dalbergia nigra* (*D. nigra*) com 2 anos de idade, assim como de plantas de *Eucalyptus grandis* as quais estão sendo cultivadas em área vizinha ao jacarandá, constituindo um plantio de 3 anos.

Para avaliar a decomposição dessas espécies 13 g de folhas foram, secas ao ar e acondicionadas em sacos de decomposição de tela de nylon de malha 1 mm (Bocock & Gilbert, 1957). Os tratamentos consistiram de sacos de decomposição contendo a liteira foliar de *Dalbergia nigra* (*D. nigra*), *Eucalyptus grandis* e liteira mista. Cada saco de decomposição recebeu uma plaqueta numerada e identificada.

A incubação dos sacos de decomposição foi feita na estação seca (Maio de 2002).

Incubação em campo e Coleta

Utilizou-se de um modelo fatorial de 30 amostras x 3 tratamentos (Eucalipto, Jacarandá e Misto) x 3 locais (Mata e Eucaliptal e área Experimental). Os 90 sacos de decomposição foram distribuídos aleatoriamente em 3 blocos conforme modelo anexo (Tabelas 2.3, 2.4 e 2.5) para cada área (Mata e Eucaliptal e área Experimental), um de cada tratamento, estavam próximos de um mesmo ponto. Na área de *D. nigra* em consórcio com *Eucalyptus grandis* (área EX) e na Mata Atlântica (área Mata) e na área de *E. grandis* (Eu) todas as amostras foram colocadas na superfície do solo. Dez sacos de decomposição não foram enterrados e foram analisados como amostras controle. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 2.6.

Tabela 2.3 - Protocolo de distribuição dos bags na área cultivada com *Eucalyptus grandis***ÁREA DE EUCALIPTO****LOTE ALTERADO: NOVA LOCALIZAÇÃO: LOTE LR 985-B**

FIM			FIM			FIM		
EIII80	EIII70	EIII90	EIIM40	EIID50	EIIE60	EIE30	EID20	EIM10
EIII89	EIII79	EIII69	EIIE59	EIIM39	EIID49	EIE29	EIM9	EID19
EIII68	EIII78	EIII88	EIIM38	EIID48	EIIE58	EID18	EIM8	EIE28
EIII77	EIII87	EIII67	EIIE57	EIID47	EIIM37	EID17	EIE27	EIM7
EIII76	EIII86	EIII66	EIIM36	EIID46	EIIE56	EIE26	EIM6	EID16
EIII65	EIII85	EIII75	EIID45	EIIM35	EIIE55	EID15	EIE25	EIM5
EIII64	EIII74	EIII84	EIIM34	EIIE54	EIID44	EIM4	EID14	EIE24
EIII83	EIII63	EIII73	EIIE53	EIID34	EIIM33	EIE23	EID13	EIM3
EIII82	EIII72	EIII62	EIIE52	EIID42	EIIM32	EIE22	EIM2	EID12
EIII81	EIII61	EIII71	EIIM31	EIID41	EIIE51	EIE21	EID11	EIM1
COMEÇO			COMEÇO			COMEÇO		
BLOCO III			BLOCO II			BLOCO I		

Como se localizar com as plaquetas nesta área:

- 1* ÁREA
- 2* BLOCO
- 3* SUBSTRATO
- 4* NUMERO DE IDENTIFICAÇÃO

Tabela 2.4 - Protocolo experimental da área de cultivo consorciado.

ÁREA DE DALBERGIA/EUCALIPTO																		
D			E			C			F			B			A			
DALBERGIA																		
DID	DIM	DIE	DIE	DIM	DID											DID	DIE	DIM
194	184	204	208	208	198											191	201	181
EUCALIPTO																		
DIM	DIE	DID	DIE	DID	DIM											DID	DIE	DIM
185	205	195	209	199	189											192	202	182
DALBERGIA																		
DIE	DIM	DID	DID	DIM	DIE											DIE	DID	DIM
206	186	196	200	190	210											203	193	183
EUCALIPTO																		
DID	DIE	DIM																
206	207	187																
B			E			D			C			A			F			
DALBERGIA																		
			DIIE	DIIM	DIID	DIIE	DIIM	DIID					DIID	DIIM	DIIE			
			237	217	227	233	211	221					224	214	234			
EUCALIPTO																		
			DIID	DIIE	DIIE	DIID	DIIM	DIIE					DIIE	DIID	DIIM			
			228	238	239	222	212	232					235	225	215			
DALBERGIA																		
			DIID	DIIM	DIIE	DIIE	DIIM	DIID					DIIE	DIIM	DIID			
			229	219	239	231	213	223					236	216	226			
EUCALIPTO																		
			DIID	DIIM	DIIE													
			230	220	240													
F			A			B			D			E			C			
DALBERGIA																		
			DIIE	DIIM	DIID				DIIE	DIIM	DIID	DIIM	DIIE	DIID				
			261	241	251				268	248	258	245	265	255				
EUCALIPTO																		
			DIID	DIIE	DIIM				DIID	DIIM	DIIE	DIIE	DIID	DIIM				
			252	262	242				259	249	269	266	256	246				
DALBERGIA																		
			DIIM	DIIE	DIID				DIIM	DIID	DIIE	DIIM	DIID	DIIE				
			243	263	253				250	260	270	247	257	267				
EUCALIPTO																		
			DIIM	DIID	DIIE													
			244	254	264													

Tabela 2.5 - Protocolo do experimento da área de ocorrência de *Dalbergia nigra*.

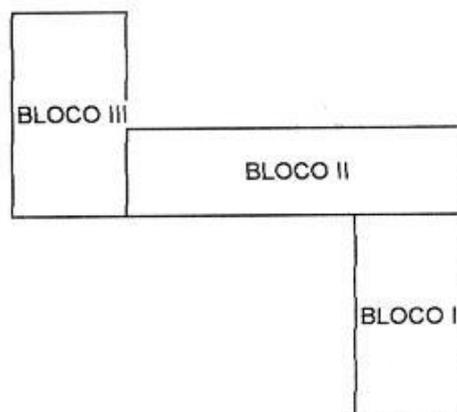
ÁREA DE MATA

1* ÁREA
2* BLOCO
3* SUBSTRATO
4* NUMERO DE IDENTIFICAÇÃO
FIM

MIIM160	MIIE180	MIID170
MIIE179	MIIM159	MIID169
MIIE178	MIIM158	MIID168
MIIM157	MIID167	MIIE177
MIIE176	MIIM156	MIID166
MIIM155	MIIE175	MIID165
MIID164	MIIM154	MIIE174
MIIM153	MIIE173	MIID163
MIIE172	MIIM152	MIID162
MIIM151	MIIE171	MIID161

COMEÇO

BLOCO III



TRILHA
BLOCO
III

MIIM130	MIIE149	MIIM128	MIID137	MIIE146	MIIM125	MIID134	MIID133	MIIM122	MIIM121
MIIE150	MIID139	MIIE148	MIIM127	MIID136	MIID135	MIIE144	MIIE143	MIIE142	MIID131
MIID140	MIIM129	MIID138	MIIE147	MIIM126	MIIE145	MIIM124	MIIM123	MIID132	MIIE141

FIM

BLOCO II

COMEÇO

FIM		
MID110	MIM100	MIE120
MIEM99	MIE119	MID109
TRILHA PARA O BLOCO II	MIE118	MIM98
	MID108	
MIM97	MIE117	MI107
MID106	MIM96	MIE116
MID105	MIE115	MIM95
MIE114	MID104	MIM94
MIE113	MID103	MIM93
MID102	MIM92	MIE112
MIE111	MID101	MIM91
COMEÇO		
BLOCO I		

Tabela 2.6 - Análise de Nitrogênio fósforo, hemicelulose, celulose, lignina FDN e FDA.

substrato	Nitrogênio (%)	Fósforo (%)	Hemicelulose (%)	Celulose (%)	Lignina (%)	FDN (%)	FDA (%)
DAL1	0,865	0,0239	13,3	20,3	41,3	73,9	60,6
DAL2	0,837	0,0271	15	20,6	40,2	75,5	60,5
DAL3	0,882	0,0285	12,9	20,7	42,4	75,9	63
DAL4	0,864	0,0263	14,5	21	41,5	76	61,5
DAL5	0,804	0,0225	13,7	21,1	40,9	75,4	61,7
DAL6	0,758	0,0471	13,1	20,4	40,7	74,3	61,2
DAL7	0,891	0,0230	11,3	20,8	39,7	71,3	60
DAL8	0,849	0,0235	12	20,8	41,6	73,8	61,8
DAL9	0,911	0,0230	12,3	20,6	41	73,3	61
DAL10							
	0,885	0,0257	11,5	20,8	39,4	71,8	60,3
GR1	0,496	0,0567	10,5	17,8	24,5	53,6	43,1
GR2	0,609	0,0389	13,5	16,2	23,9	54,3	40,8
GR3	0,614	0,0387	13,6	17,2	24,3	55,5	41,9
GR4	0,611	0,0416	13,2	17,2	23,9	55	41,8
GR5	0,608	0,0418	16,7	17,4	27	61,3	44,6
GR6	0,674	0,0441	12	15,6	22,2	50,1	38,1
GR7	0,603	0,0384	12,5	16,5	24,1	53,5	41
GR8	0,615	0,0367	12,8	17,4	23,8	54,4	41,6
GR9	0,585	0,0530	13,4	15,2	23,3	52,6	39,2
GR10	0,427	0,0419	14,8	18,4	24,5	58,3	43,5
GR+DAL1	0,732	0,0230					
GR+DAL2	0,613	0,0276					
GR+DAL3	0,676	0,0197					
GR+DAL4	0,848	0,0216					
GR+DAL5	0,765	0,0191					
GR+DAL6	0,763	0,0202					
GR+DAL7	0,778	0,0216					
GR+DAL8	0,748	0,0210					
GR+DAL9	0,833	0,0199					
GR+DAL10	0,864	0,0164					

Após 8 meses de incubação, os sacos de cada tratamento serão coletados e levados ao laboratório. O material remanescente de cada saco será limpo com um pincel macio e posteriormente seco a 60 °C e 80 °C até a estabilização do peso.

Análise dos resultados

As liteiras analisadas no tempo zero, mostram que a *Dalbergia nigra* apresenta um elevado conteúdo de lignina e nitrogênio, contrastando com as folhas de *Eucaliptus grandis*. A porcentagem de massa remanescente dos sacos em decomposição (% MR) será calculada a partir da massa das folhas (X_t) em cada intervalo de tempo em relação à massa inicial (X_0), (Wesemael, 1993). $\% MR = (X_t / X_0) \times 100$.

A constante de decomposição (K) das folhas incubadas será estimada usando o modelo exponencial de Olson (1963): $\ln(X_t / X_0) = -K t$.

A meia-vida, tempo gasto para reduzir 50% da massa inicial, das folhas (Olson, 1963) será calculada expressando-se o tempo em meses: $T(1/2) = 0,693 / K$.

A ciclagem de nutrientes (T_0) das liteiras (Paul & Clark, 1989) será estimada, usando:

$$T_0 = 1 / K$$

Após a pesagem, o material de cada tratamento será analisado quanto ao conteúdo de N pelo método colorimétrico (Oliveira, 1986) e ao teor de P pela digestão nitroperclórica (Sarruge & Haag, 1974). Os componentes estruturais, lignina e celulose serão avaliados segundo o método de fibra em detergente ácido (Van Soest, 1963).

Parte II. Mesofauna associada à decomposição de folhas de espécies arbóreas nativas de Mata Atlântica e de eucalipto em área de mata e de eucaliptal

Profa. Dra. Queila de Souza Garcia (Departamento de Botânica, ICB, UFMG)

Msc Juliana de Lima Passos Rezende (Departamento de Botânica, PUC - MG)

Júlia Campos Coelho (Bolsista IC)

INTRODUÇÃO

O estudo da decomposição da serrapilheira é um importante instrumento na avaliação da ciclagem de nutrientes, uma vez que é através deste processo que os constituintes dos tecidos vegetais são liberados e redistribuídos entre os diversos compartimentos dos ecossistemas, gerando um fluxo de energia (Swift *et al.* 1979). Neste processo, a matéria orgânica é desintegrada gradualmente em seus constituintes inorgânicos (Begon *et al.*, 1996 e Reddy, 1997).

O processo de decomposição é bastante complexo, sendo regulado pela interação entre os organismos do solo (fauna e microrganismos), pelos fatores físicos e ambientais (especialmente temperatura e umidade) e pela qualidade do substrato (propriedades químicas). É postulado que estes fatores exerçam um controle hierarquicamente organizado na decomposição da serrapilheira, seguindo a ordem: clima > composição química do substrato > organismos do solo (Begon *et al.*, 1996, Swift *et al.* 1979; Aerts 1997 e Odum, 1985). A decomposição e conseqüente formação de húmus ocorre pela ação sinérgica dos fatores acima relatados (Reddy, 1997).

A mesofauna presente em serrapilheira destaca-se pela sua importância na ciclagem de nutrientes, degradação da matéria orgânica e formação da base da cadeia trófica-energética.. Os organismos do solo são os principais responsáveis pela fragmentação da serrapilheira acumulada proveniente da vegetação circundante (Seastedt, 1984). Os componentes da mesofauna aceleram o processo de decomposição através do acréscimo de proteínas ou substâncias de crescimento, freqüentemente, através de suas excreções, estimulam o crescimento e a renovação das populações microbianas (Odum, 1985).

O Parque Estadual do Rio Doce (PERD) possui uma área de 35.976 ha e está contido no bioma Mata Atlântica, estando no domínio da floresta estacional semidecídua. A vegetação é

composta por florestas primárias e secundárias, que fazem limite com as plantações de *Eucalyptus* spp. (IEF, 1994).

O trabalho teve por objetivo comparar a composição e a riqueza da mesofauna existente em serrapilheira de uma mata secundária heterogênea e de uma monocultura de *Eucalyptus* sp. que participaram da decomposição de folhas de *Eucalyptus urophylla*, *Macherium brasiliense*, *Senna macranthera*, *Tabebuia serratifolia* e *Trema micrantha* acondicionados em "litterbags". Foi também avaliada a ocorrência de sucessão das comunidades destes organismos do solo presentes nos "litterbags" ao longo do tempo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A primeira etapa do estudo foi conduzida no período de agosto de 1999 a setembro de 2000, no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), município de Mariléia – MG (19°48'18''-19°29'24''S, 48°38'30''-42°28'18''W), situado a 205 Km de Belo Horizonte. Dentro do Parque, foi utilizada a área conhecida como Campolina, característica de mata nativa em avançado estágio de sucessão secundária. Esta área possui grande aporte de serrapilheira, com extrato arbóreo alto e extrato arbustivo de pequeno a médio porte. Nas adjacências do PERD, foi utilizado um eucaliptal de propriedade da companhia de aço ACESITA ENERGÉTICA com plantio de *Eucalyptus urophylla* que na época de implantação do experimento estava em segundo estágio de maturação aos 4 anos de idade e apresentava um sub-bosque de pequeno porte.

Espécies Vegetais

Foram utilizadas folhas de quatro espécies nativas de Mata Atlântica: *Macherium brasiliense* (Vog) Linnaea (Leguminosae/Fabaceae); *Senna macranthera* Irwin & Barneby (Leguminosae/Fabaceae); *Tabebuia serratifolia* (Vahl.) Nichols (Bignoniaceae) e *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae). Também foram utilizadas folhas de *Eucalyptus urophylla* S.T. Blake (Myrtaceae). De todas as espécies foram coletadas folhas senescentes, sendo este caráter determinado visualmente pela cor e pelo fácil desprendimento destas folhas dos galhos quando balançados.

Preparação dos "litterbags" e delineamento experimental

Para se avaliar a decomposição das folhas e identificação da fauna envolvida direta ou indiretamente neste processo, foi utilizada a técnica do "litterbag", onde as folhas são colocadas em sacos confeccionados com tela de nylon, malha de 2 mm e 20x20 cm de tamanho. Após a coleta, as folhas foram secas em estufa a 50°C até a estabilização do peso, e aproximadamente 10 gramas de folhas foi colocada em cada "litterbag".

O delineamento experimental utilizado em campo foi do tipo inteiramente casualizado, com os tratamentos em esquema fatorial 5 x 2 x 9 (5 espécies, 2 ambientes, 9 datas de coletas). Em cada uma das áreas foi delimitado um bloco de 28m x 10m. Este foi subdividido em parcelas menores de 4m x 10m. Os "litterbags" foram presos na superfície do solo e cobertos com a serrapilheira da área.

Para as análises foi utilizada uma amostragem de cinco "litterbags" para cada espécie em cada área de estudo por tempo. As duas primeiras coletas foram realizadas com um intervalo de 45 dias a partir da montagem do experimento. No período das chuvas as coletas foram realizadas com um intervalo de 21 dias, devido ao aumento das mudanças quali-quantitativas no processo de decomposição. Os "litterbags" coletados foram colocados em sacos plásticos e levados ao laboratório onde eram abertos e as folhas limpas com um pincel fino a fim de coletar os organismos presentes. Os indivíduos encontrados foram separados por "litterbags", acondicionados em recipientes plásticos e fixados em álcool 70%, para posterior identificação.

Triagem dos organismos da mesofauna

Os organismos da mesofauna foram triados e organizados em morfo-espécies através de observação visual, sendo identificados, posteriormente, ao nível de classe e ordem (Cloydseley e John, 1980, Santos, 1982 e Ruppert e Barnes, 1996).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A diversidade de espécies animais que podem ser encontrados num dado ecossistema florestal depende do número de nichos disponíveis no habitat (Lima, 1996). Foram identificados 1.988 indivíduos da mesofauna nas folhas dos "litterbags", sendo 1.450 na mata e 538 no eucaliptal (Tab. 2.7). Os "litterbags" que permaneceram na área de mata

apresentaram mesofauna mais diversa e abundante do que os que estavam no eucaliptal. Na mata, 284 organismos estavam em “litterbags” que continham folhas de *Eucalyptus urophylla*, 86 em *Macherium brasiliense*, 473 em *Senna macranthera*, 335 em *Tabebuia serratifolia* e 272 em *Trema micranta*. No eucaliptal, dos 538 indivíduos da mesofauna estavam presentes 33 em “litterbags” contendo *Eucalyptus urophylla*, 35 em *Macherium brasiliense*, 248 em *Senna macranthera*, 19 em *Tabebuia serratifolia* e 203 em *Trema micranta*. Resultados similares em relação às diferenças na quantidade e diversidade de organismos da mesofauna em mata e eucaliptal foram obtidos por Ferreira e Marques (1998). Desta forma, podemos inferir que o eucaliptal, provavelmente, não fornece condições para o estabelecimento de uma fauna análoga à encontrada na mata.

Tabela 2.7 - Organismos da mesofauna presentes na decomposição de quatro espécies vegetais em ambiente de mata e de eucaliptal (E- *Eucalyptus urophylla*; M-*Macherium brasiliense*; S – *Senna Macranthera*; Ta – *Tabebuia serratifolia*; Tr – *Trema micranta*)

Classe	Ordem	Número de Indivíduos										Total
		Mata					Eucaliptal					
		E	M	S	Ta	Tr	E	M	S	Ta	Tr	
Arachnida	Aranea	03	05	03	03	02	04	05	01	02	07	35
	Gamasida	00	24	18	12	08	01	01	02	00	00	66
	Opiliones	00	00	01	00	00	00	00	00	00	00	01
	Pseudoescorpiones	03	00	00	01	02	00	00	00	00	02	08
Chilopoda	-	24	02	11	03	02	00	00	00	00	01	43
Diplopoda	-	18	03	67	05	10	00	01	00	00	00	104
Gastropoda	Univalva	06	04	10	07	17	01	00	01	01	00	47
Insecta	Collembola	01	05	00	00	00	00	00	00	00	00	06
	Coleoptera	33	07	231	179	07	02	14	06	03	25	507
	Diptera	22	00	04	01	01	03	00	08	01	00	40
	Hemiptera	00	01	00	02	00	00	00	00	00	00	03
	Homoptera	01	02	08	00	09	00	01	00	01	01	23
	Hymenoptera	164	29	30	95	201	19	10	06	05	149	708
	Isoptera	03	01	38	19	04	01	00	215	01	12	294
Lepdoptera	04	02	36	02	02	02	03	07	05	03	66	
Oligoqueta		01	00	14	02	01	00	00	00	00	00	18
Symphyla		01	01	02	04	06	00	00	02	00	03	19
Total de	Indivíduos da	284	86	473	335	272	33	35	248	19	203	
Mesofauna												
Total da Mesofauna por ambiente			1450					538				

As florestas tropicais são ambientes complexos que apresentam grande número de espécies vegetais, estratificação vertical e dossel contínuo. Esses fatores favorecem a existência de um microlima estável, com maior sobreamento e umidade, os quais contribuem para elevar a diversidade de organismos nas suas serrapilheiras (Elton, 1973; Vallejo *et al.* 1987; Ferreira e Marques, 1998). Características visualmente observadas, tais como maior cobertura de dossel e maior aporte de serrapilheira na área de mata em relação ao eucaliptal, podem ter favorecido a maior diversidade de organismos da mesofauna no solo de mata.

Por outro lado, uma monocultura, seja composta por *Eucalyptus* sp. ou qualquer outra espécie é reconhecidamente incapaz de suportar uma alta diversidade faunística, podendo reduzir seriamente a quantidade de energia e de nutrientes, assim como a disponibilidade temporária de abrigo (Lima, 1996). A serrapilheira do eucaliptal, era formada quase que exclusivamente por e restos vegetais de *E. urophylla*, tinha aspecto mais seco, com menor diversidade vegetal. Além disso, as folhas de *Eucalyptus* sp. são ricas em compostos fenólicos que conferem uma baixa palatabilidade, podendo atuar como mecanismo de defesa contra herbivoria (Lima, 1996, Ribeiro *et al.* 1999 e Stephan e Vitousek, 2000).

As diferenças observadas entre os componentes da mesofauna presentes nos "litterbags" dos dois ambientes está mais relacionada com a quantidade dos organismos do que com a diversidade. A classe que apresentou maior número de indivíduos foi Insecta. As ordens mais representadas foram Hymenoptera, seguida por Coleoptera e Isoptera (Tab.2.7). Dentre as ordens presentes nos "litterbags" que permaneceram na mata, a mais freqüente foi Hymenoptera, cerca de 35% do total (525 indivíduos). A ordem Isoptera foi mais abundante no eucaliptal, cerca de 40% do total (229 indivíduos).

A classe Oligoqueta e as ordens Opilionida e Colêmbola ocorreram apenas nos "litterbags" mantidos na mata. Estes organismos geralmente têm preferência por locais úmidos e sombreados. Oligoquetas e Colêmbolos são consumidores de matéria orgânica em decomposição, enquanto os Opiliones são predadores, mas também consomem detritos (Reddy, 1997).

A comunidade de organismos encontrados nos "litterbags" não apresentou sinais de sucessão ao longo do tempo nos dois ambientes (Tab. 2.8 e Tab. 2.9). No eucaliptal, as ordens que apresentaram maior freqüência, estando presentes durante quase todo o experimento, foram os Hemipteros, Isopteros e Lepdopteros. A classe Diplópoda e as ordens Gamasida, Coleoptera e Hymenoptera foram as mais constantes nos "litterbags" mantidos na mata.

Tabela 2.8 - Organismos da mesofauna encontrados nos "litterbags" do eucaliptal ao longo do experimento.

Organismos	Tempo								
	48	89	123	152	172	193	214	235	412
Araneae	X	X	-	X	X	X	-	X	-
Gamasida	X	-	X	-	-	-	-	X	-
Opiliones	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pseudoescorpi	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Chilopoda	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Diplopoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Univalva	-	-	X	-	-	X		X	-
Collembola	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coleoptera	X	X	X	X	X	X	-	-	-
Diptero		X	X	X			X	X	-
Hemiptero	-	-	-	X	-	-	-	X	-
Homoptero	-	-	-	-	-	-	-	X	-
Hymenoptero	X	X	X	X	X	X	-	X	X
Isoptera	X	X		X	X	X	X	X	X
Lepdoptera	X	X	X	X	X	X	X	X	-
Oligoqueta	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Symphyla	X	X	-	-	-	X	-	-	X

Tabela 2.9 - Organismos da mesofauna encontrados nos "litterbags" da mata ao longo do experimento.

Organismos	Tempo								
	48	89	123	152	172	193	214	235	412
Araneae	-	X	X	-	X	X	X	X	-
Gamasida	X	X	X	X	X	X	X	X	-
Opiliones	-	-	-	-	-	-	-	X	-
Pseudoescorpi	X	-	X	-	-	-	-	-	-
Chilopoda	-	X	-	X	X	X	X	X	-
Diplopoda	-	X	X	X	X	X	X	X	X
Univalva	X	X	X	X	-	X	X	X	-
Collembola	-	-	-	X	X	-	-	-	-
Coleoptera	X	X	X	X	X	X	X	X	-
Diptero	X	-	X	-	X	-	X	-	-
Hemiptero	-	X	-	-	X	-	-	-	-
Homoptero	-	X	-	X	X	X	X	X	-
Hymenoptero	X	X	X	X	X	X	X	X	-
Isoptera	X	X	X	X	X	-	X	X	-
Lepdoptera	X	X	X	X	X	X	-	X	-
Oligoqueta	-	X	X	-	X	-	-	-	-
Symphyla	X	X	-	-	X	-	-	X	-

Nossos dados ainda serão submetidos a análises estatísticas apropriadas para que possam ser feitas inferências mais precisas sobre o assunto e para a publicação. Porém, os resultados obtidos até o momento indicam que o ambiente de mata, por apresentar maior diversidade vegetal e microclima mais estável, favorece o estabelecimento de uma maior diversidade e riqueza de organismos da mesofauna do que o de eucaliptal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems; a triangular relationship. *Oikos* 79: 439-449.
- Andrade, P. M. et al. 1997. The vegetation of Rio Doce State park. In: Limnological studies on the Rio Doce Valley Lakes. In: J. G. Tundisi & Y. Saijo (Eds). Brazilian Academy of Sciences. University of São Paulo School of Engineering at São Carlos.
- Begon, M, Harper, J. L. & Townsend, C. R. 1996. Ecology: individuals, populations and communities. 3 ed. Blackwell Science, Oxford.
- Begon, M.; Harper, J. L. e Townsend, C. R. 1996. Ecology, individual, populations and communities, 30ª edição. Blackwell Science.
- CETEC - FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS. 1981 Programa de pesquisas ecológicas no Parque Estadual do Rio Doce. Belo Horizonte, MG. vol. 1. 264 p. relatório não publicado
- CETEC. 1989. Tipos vegetacionais e levantamento florístico da Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental de Peti, CEMIG. Belo Horizonte, CETEC. Relatório técnico não publicado.
- Cloudseley, T. e John, L. 1980. Microecologia. Editora da Universidade de São Paulo, 58p.
- Dorval, A.; Zanuncio, J. C.; Pereira, J. M. e Gasperazzo, W. L. 1995. Análise Faunística de *Eupsseudosoma aberrans* SCHAUS, 1905 e *Eupsseudosoma involuta* (SEPP, 1852) (Lepdoptera: Arctiidae) em *Eucalyptus urophylla* e *Eucalyptus cloeziana* na região de Montes Claros (MG). *Revista Árvore* (19)2: 228-240.
- Elton, CS. 1973. The structure of invertebrate populations inside neotropical rain forest. *J. Anim. Ecol.* 42:55-103.
- Ferreira, R. L. e Marques, M.M.G.S.M., 1998. A fauna de Artrópodes de serrapilheira de áreas de monocultura com *Eucalyptus* sp. e mata secundária heterogênea *An. Soc. Entomol. Brasil* 27 (3) 395-403.
- Gentilini, E., Carvalho, I. R. & Teixeira, M. C. B. 1981. Vegetação do Parque estadual do Rio Doce. In: Programa de Pesquisas Ecológicas no Parque Estadual do Rio Doce. Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. 2 vol. 285p. Relatório técnico não publicado.
- Gilhuis, J. P. 1986. Vegetation survey of the Parque Florestal Estadual do Rio Doce, MG, Brasil. Viçosa, MG: UFV, IEF, Agricultural University of Wageningen, 112p.

- Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Instituto Estadual de Florestas, Agricultural University of Wageningen.
- Graçano, D., Prado, J. & Azevedo, A. A. 1998. Levantamento preliminar de Pteridophyta do Parque Estadual do Rio Doce, MG. Acta Bot.Bras., 12 : 165-181.
- IBGE - Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1991. Manual técnico da vegetação brasileira. IBGE, Rio de Janeiro.
- IEF. 1994. Pesquisas prioritárias para o Parque Estadual do Rio Doce. Brasil. Instituto Estadual de Florestas, MG, Engevix Engenharia S.A. .
- Lima, W. P. 1993. Impacto ambiental do eucalipto, 2ª edição. Edusp.
- Lombardi, J.A. & Gonçalves, M. 2000. Composição florística de dois remanescentes de Mata Atlântica do sudeste de Minas Gerais, Brasil. Rev.Brasil.Bot., 23 : 255-282.
- Lopes, V.P. 1998. Florística e fitossociologia de um trecho de vegetação arbórea no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. Viçosa, UFV. Dissertação de mestrado.
- Martins, F. R. 1991. Estrutura de uma floresta mesófila – Campinas, SP : Editora da UNICAMP. (Série Teses) 246p.
- Matteucci, S. D. & Colma, A. 1982. Metodologia para el estudio de la vegetation. Washington, DC, Secretaria General de la OEA.
- Melo, L.C.N. & Salino, A. 2002. Pteridófitas de duas áreas de floresta da Bacia do Rio Doce no Estado de Minas Gerais, Brasil. Lundiana 3(2):
- Mendonça Filho, C. V. 1996. Braúna, Angico, Jacarandá e outras Leguminosas de Mata Atlântica: Estação Biológica de Caratinga. Belo Horizonte: Fundação Botânica Margaret Mee/ Fundação Biodiversitas/ AP.EBC/ IEF/ FZB-BH/ SB-MG.
- Mori, S. A. et al. 1981. Brazilian Coastal Forest Tree Species. Brittonia 33: 233-245.
- Mueller-Dombois, D. & Ellemberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New York, Willey and Sons.
- Odum, E. P. 1985. Ecologia. ed. Interamericana. Rio de Janeiro, 434 p.
- Paula, J. A. (Coord.). 1997. Biodiversidade, população e economia: uma região de mata atlântica. Belo Horizonte, UFMG/Cedeplar, ECMVS, PADCT/ CIAMB.
- Reddy, M. V., 1997. Soil Biota and plant-litter decompositon - A brief over-view. Microbial Biotechnology, 240-246.
- Rezende, J.L.P. 2001. Decomposição de folhas de espécie arbóreas nativas de Mata Atlântica e de folhas de *Eucalyptus urophylla* em área de mata e de eucaliptal. Dissertação de Mestrado UFMG. Belo Horizonte, Brasil.

- Ribeiro, S.P., Braga, A. O., Silva, C.H., Fernandes, G.W. 1999. Leaf polyphenols in Brazilian melastomataceae: sclerophylly, habitats, and insect herbivores. *Ecotropica*. 5: 137-146.
- Ruppert, E.E. e Barnes, R.D. 1996. *Zoologia dos Invertebrados*. Ed. Roca. São Paulo, 10029 p.
- Santos, E. 1982. *O mundo dos Artrópodos*. Itatiaia, 197 p.
- Seastedt, T.R. 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annu. Ver. Entomol.* 29: 25-46.
- SIF - SOCIEDADE DE INVESTIGAÇÕES FLORESTAIS. 1990a. Plano Diretor do Parque Florestal Estadual do Rio Doce. Viçosa, MG SIF/IEF. 99p.
- SIF - SOCIEDADE DE INVESTIGAÇÕES FLORESTAIS. 1990b. O futuro do Parque Florestal Estadual do Rio Doce. Viçosa, MG. Relatório final. SIF/IEF. 64p.
- Soares, J.L. 1993. *Dicionário etmológico e circunstanciado de biologia*. ed. Scipione, São Paulo. 534p.
- Stephan, H. e Vitousek, P.M. 2000. The role of Polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Tree* 5: 238-243.
- Swift, M.J., Heal, O.W. e Anderson, J.M. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, London.
- Vallejo, L.R.; Fonseca, C.L. e Gonçalves, D.R.P., 1987. Estudo comparativo da mesofauna do solo entre áreas de *Eucalyptus citriodora* e mata secundária heterogênea. *Revta. Brasil. Biol.* 47: 363-370.



Capítulo 3

DIVERSIDADE AQUÁTICA

EQUIPE

Docentes

Prof. Dra. Arnola Cecília Rietzler

Prof. Dr. Carlos Augusto Rosa

Prof. Dr. Francisco Antônio Rodrigues Barbosa

Prof. Dr. Marcos Callisto de Faria Pereira

Prof. Dra. Paulina Maria Maia Barbosa

Pesquisadores: Eneida Sant'Anna, Millôr Godoy Sabará, Rosa Maria Menendez, Marcelo Augusto de Resende Costa, Vilma F. Carvalho

Doutorandos: Fábio Vieira; Maria Margarida Granate Sá e Melo Marques
Maurício Petrucio; Fábio da Cunha Garcia

Mestrandos: Adriana Medeiros

Cristiane Barros
Raquel Souza Mendes
Luciana Barbosa
Pablo Moreno Souza Paula

Graduandos:

Ana Paula Diniz
Augusto Mendes de Oliveira
Beatriz Missagia (microbiologia)
Carla Valadares (zooplancton)
Camila Martins
Débora Nogueira Campos (ecotoxicologia)
Elaine Cristina Lopes Brandão (zooplâncton)
Fabiana Alves Mourão
Felipe Campos (ecotoxicologia)
Felipe Garcia Martins (qualidade de água)
Juliana Silva França
Liliana Rodrigues
Luciano Rosa Cota
Marcelo Moretti (macroinvertebrados bentônicos)
Maria Betânia Gonçalves Souza (fitoplâncton)
Paula de Ávila Lacerda (fitoplâncton)
Rodrigo Souza (macroinvertebrados bentônicos)
Simone Aparecida Braz (zooplâncton)
Sofia Brito (zooplâncton)
Thiago Cotta Ribeiro (fitoplâncton)
Viviane R. de Faria (fitoplâncton)
Roberto Vinicius Magela (qualidade da água)
Wander Ribeiro Ferreira

Subprojetos e equipe técnica

1. Caracterização física e química dos ambientes estudados

Coordenador: Francisco Antônio Rodrigues Barbosa-UFMG

Equipe técnica: Maurício Petrúcio, Raquel Souza Mendes, Vilma Carvalho, Rodrigo Souza, Fábio da Cunha Garcia, Marcelo Augusto de Resende Costa

2. Avaliação microbiológica de ambientes aquáticos no trecho médio da bacia do Rio Doce-MG

Coordenador: Carlos Augusto Rosa-UFMG

Equipe: Adriana Medeiros, Beatriz Missagia

3. Composição da comunidade fitoplanctônica de rios e lagos do trecho médio da bacia do Rio Doce-MG

Coordenadores: Francisco Barbosa-UFMG

Equipe: Viviane Faria, Cristiane Barros, Paula de Ávila Lacerda, Maria Betânia Gonçalves Souza, Thiago Cotta Ribeiro

4. Avaliação preliminar das Diatomáceas perifíticas de um córrego de altitude da Serra do Cipó (Vertente da bacia do Rio Doce, MG)

Coordenador: Francisco Barbosa

Equipe: Raquel Souza Mendes; Liliana Rodrigues

5. Composição da comunidade zooplanctônica de rios e lagos do trecho médio da bacia do Rio Doce-MG

Coordenador: Paulina Maria Maia Barbosa-UFMG

Equipe: Rosa Menendes, Simone Braz, Carla Valadares, Sofia Brito, Elaine Brandão, Eneida Sant'Anna

6. Composição e distribuição espacial das populações de Copepoda da lagoa Carioca- Parque Estadual do Rio Doce Minas Gerais

Coordenador: Paulina Maria Maia Barbosa

7. Comunidades de macroinvertebrados bentônicos de rios e lagos do trecho médio do Rio Doce-MG

Coordenador: Marcos Callisto de Faria Pereira-UFMG

Equipe: Maria Margarida Marques, Rodrigo Souza, Marcelo Moretti,

8. Avaliação da qualidade das águas na bacia do médio Rio Doce através de parâmetros ecotoxicológicos.

Coordenador: Arnola Cecília Rietzler-UFMG

Equipe: Débora Nogueira Campos, Felipe Campos.

Caracterização física e química dos ambientes

Francisco Barbosa, Millôr Godoy Sabará, Maurício Petrucio, Raquel Souza Mendes, Rodrigo Souza, Vilma F. Carvalho, Fábio da Cunha Garcia & Marcelo Augusto de R. Costa

Introdução

No Brasil, a caracterização e o conhecimento de diferentes ecossistemas aquáticos continentais tem sido um dos principais objetivos das pesquisas limnológicas, evidenciando a importância de estudos descritivos conduzidos, em muitos casos, simultaneamente com estudos experimentais, descrições taxonômicas e estudos visando o manejo e a conservação de ecossistemas aquáticos.

A qualidade da água é, em termos mais amplos, o reflexo da interação da sua matriz física e química com os diferentes componentes da biota aquática, refletindo as adaptações dos diversos grupos da flora e fauna presentes como também os processos em andamento, sendo um dos fatores mais importantes na determinação e no estabelecimento das comunidades (Firberg & Johnson, 1995) e portanto de importância fundamental para a conservação da biodiversidade dos ecossistemas (Tundisi & Barbosa, 1995).

A ocupação humana das bacias de drenagem associada ao desenvolvimento desordenado das cidades tem alterado drasticamente os ecossistemas aquáticos, principalmente acelerando o aporte de nutrientes para os corpos d'água (eutrofização) e o aporte de quantidades expressivas de sedimentos (assoreamento), afetando a estrutura e o funcionamento das comunidades e suas relações tróficas. Alterações nos ciclos biogeoquímicos estão diretamente relacionadas às concentrações de carbono, nitrogênio, fósforo e de suas razões estequiométricas (Rast & Rolland, 1988; Hecky et al., 1993; Carpenter & Pace, 1997). Em vista disso, o acompanhamento do balanço energético (produção e consumo), dos níveis de nutrientes e da estrutura e composição das comunidades em ecossistemas representativos de uma dada região, constitui estratégia fundamental para se detectar diferentes formas de impactos (Odum, 1985) além de ferramenta essencial para propostas de manejo e conservação de ecossistemas.

Este sub-projeto tem como objetivo geral realizar a caracterização física e química dos ambientes em estudo evidenciando, particularmente, mudanças das variáveis utilizadas no monitoramento da qualidade das águas, ao longo do tempo. Neste relatório, são apresentados os dados obtidos no período maio de 2001 a agosto de 2002, para as variáveis ambientais (temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, alcalinidade total, e as

concentrações de clorofila-a, amônia, nitrito, nitrato, fósforo solúvel reativo, nitrogênio e fósforo total e sílica solúvel reativa).

Área de estudo

Os ecossistemas aquáticos do PERD, apesar de estarem proximamente localizados, apresentam características que os diferenciam ecologicamente, sendo os fatores específicos de cada ambiente os principais responsáveis por esta variação (Tundisi & Saijo, 1997). Além de fatores específicos, estudos anteriores (Rocha & Matsumura-Tundisi, 1997; Barbosa, 1997) salientam a importância e a influência da sazonalidade em diferentes processos ecológicos nos ecossistemas aquáticos do médio rio Doce. Assim, as chuvas no verão, carregam quantidades consideráveis de material alóctone para os ambientes aquáticos, com consideráveis alterações na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia, resultando em diferenças sazonais significativas na produção primária do fitoplâncton, altas taxas de fixação de carbono no escuro (dark fixation) e em complexas interações a nível do bacterioplâncton, como relatado por Barbosa (1981) e Rahaingomanana et al. (2002).

Por sua vez, os ambientes aquáticos no entorno do PERD estão sujeitos à diferentes impactos de atividades antrópicas, destacando-se a monocultura extensiva de *Eucalyptus* spp a qual, em consequência de seu manejo, o que inclui cortes seletivos em diferentes áreas a intervalos de *c.* 7-8 anos, contribui com consideráveis quantidades de material alóctone embora, geralmente, de menor qualidade nutricional, conforme demonstrado por Sabará (1994). Além disso, para o caso específico dos trechos de rios em estudo, a contribuição alóctone inclui também diferentes tipos de efluentes industriais além de esgoto doméstico, em sua grande maioria sem qualquer tratamento, resultando quase sempre, num considerável aporte de matéria orgânica e conseqüentemente, aumento da eutrofização e perda de qualidade das águas (Barbosa et al., 1997).

Os estudos propostos foram desenvolvidos no trecho médio do Rio Doce, em Minas Gerais, em 7 lagos (Dom Helvécio, Carioca e Gambazinho, na área do PERD, Jacaré, Palmeirinha, Águas Claras e Amarela, no entorno, em áreas de reflorestamento com *Eucalyptus* spp.) e 7 trechos de rios (Caraça, Santa Bárbara, Peixe, Piraciacaba, Severo, Ipanema e o rio Doce, a jusante da Cachoeira Escura). O Ribeirão Caraça, em grande parte localizado no Parque Natural do Caraça, foi considerado como uma estação de “referência” para a o trecho médio da bacia por constituir um trecho de nascentes não sujeito a atividades antrópicas.

A figura 3.1 (a) mostra um mapa do trecho médio do rio Doce, com a localização das estações de amostragem nos rios e a figura 3.1 (b) um mapa com o sistema lacustre do trecho médio do Rio Doce, focalizando os ambientes do Parque Estadual do Rio Doce.

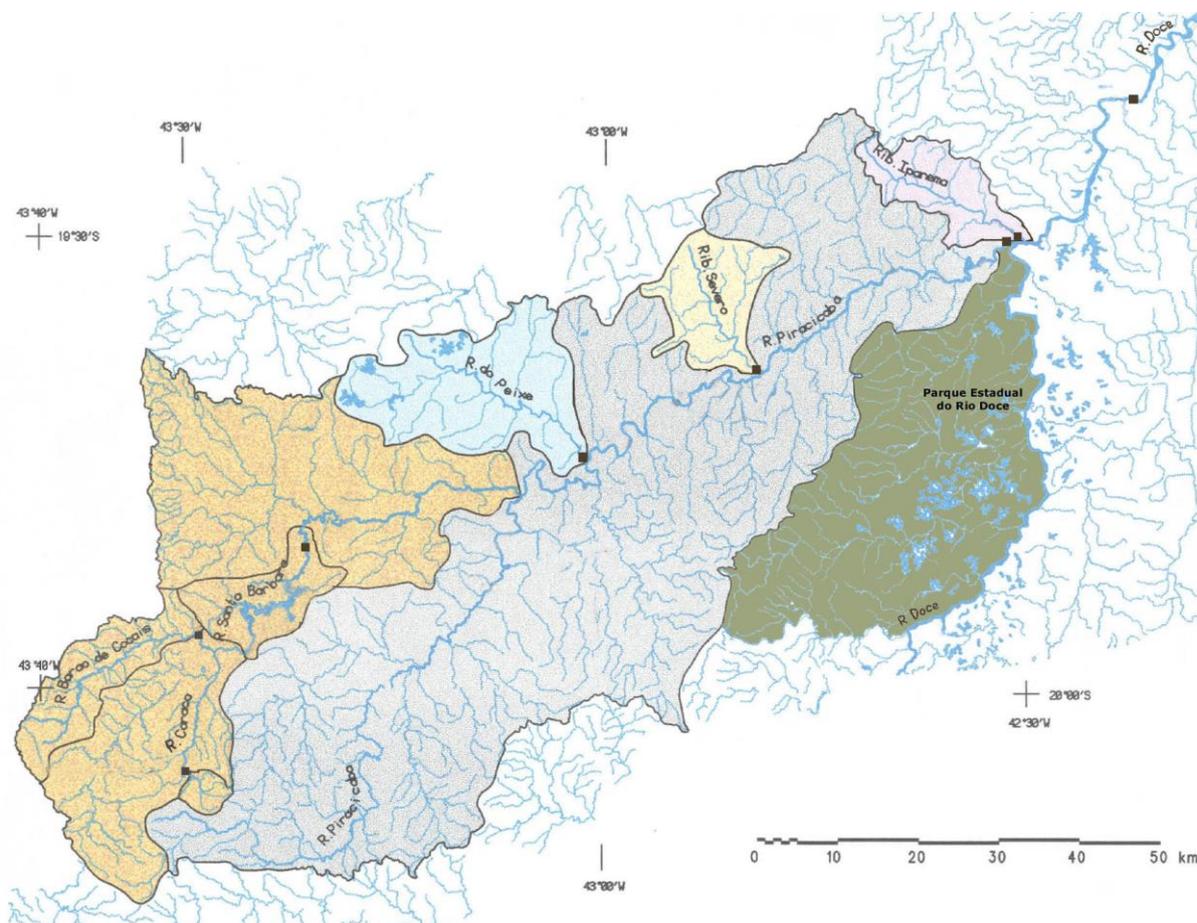


Fig. 3.1(a) Localização dos pontos de amostragens/medidas nas principais sub-bacias do trecho médio do rio Doce-MG.

Material e métodos

As medidas, amostragens e experimentos foram realizados nos períodos de chuvas (março/2002) e seca (julho/2002), exceto aqueles realizados nos lagos Dom Helvécio, Carioca, Gambazinho e Jacaré, que foram realizados de maio de 2001 a agosto de 2002, a intervalos mensais, em uma estação central de cada lago e em quatro profundidades, definidas a partir da penetração da luz na coluna d'água (100%, 10%, 1% e zona afótica).

Nos rios, as amostras foram coletadas, na sub-superfície, preferencialmente na margem esquerda de cada ambiente, utilizando-se uma garrafa de van Dorn, acondicionando-se as amostras em frascos de polietileno, para posterior determinação das concentrações de clorofila-a e nutrientes dissolvidos e totais. A temperatura da água, condutividade elétrica,

pH, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos e potencial de oxidação-redução foram medidas *in situ*, com um multianalisador digital e sensores específicos (Horiba, U-22). Os valores da alcalinidade total foram obtidos a partir da titulação potenciométrica até pH final 4,35, de acordo com Mackereth et al., (1978). A clorofila-a foi obtida após filtração em filtros GF-C e extração com acetona 90%, conforme Lorenzen (1967). As concentrações de nitrogênio total, nitrato, nitrito e sílica solúvel reativa foram obtidas segundo os métodos descritos em Mackereth et al. (1978); aquelas de amônia segundo o método proposto por Koroleff (1976) e aquelas de fósforo total e fósforo solúvel reativo, conforme descrito em Golterman et al. (1978).

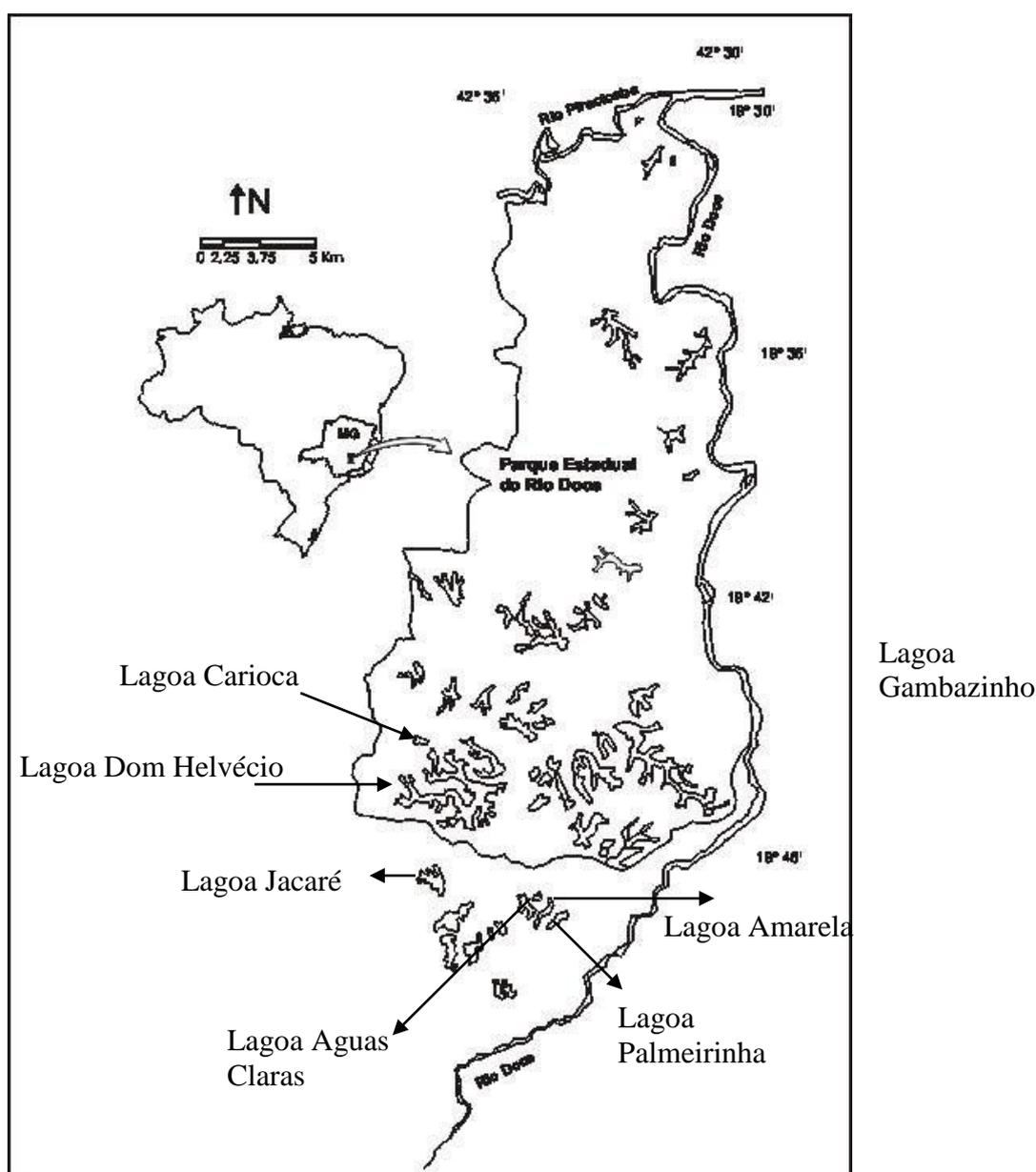


Fig. 3.1 (b). Localização de parte do sistema lacustre do médio rio Doce-MG indicando os lagos amostrados.

Caracterização física e química dos lagos

Os resultados das variáveis abióticas medidas nos lagos Águas Claras, Palmeirinha e Amarela, são mostrados, respectivamente, para os períodos de chuvas (março) e seca (julho) de 2002, nas tabelas 3.1.a, b, 3.2 a,b, 3.3 a, b, 3.4 a, b, 3.5 a, b e 3.6 a, b.

Tabela 3.1. a. Variáveis abióticas medidas na lagoa Águas Claras (entorno do PERD) em março de 2002

Prof m	pH	cond μS/cm	turb NTU	OD mg/l	Temp °C	TDS g/L	Redoxe mV
0,00	6,2	40,0	-5,0	7,5	31,5	0,03	76,0
0,25	6,2	40,0	-6,0	7,2	31,5	0,03	83,0
0,50	6,3	40,0	-5,0	7,0	31,4	0,03	85,0
0,75	6,3	40,0	-5,0	6,9	31,3	0,03	89,0
1,00	6,3	40,0	11,0	6,9	31,1	0,03	85,0
1,50	6,3	40,0	-4,0	6,8	30,8	0,03	89,0
2,00	6,3	40,0	-5,0	6,7	30,6	0,06	94,0
2,50	6,3	40,0	-4,0	6,5	30,5	0,03	97,0
3,00	6,3	40,0	-4,0	6,6	30,4	0,03	100,0
3,50	6,3	40,0	-4,0	6,5	30,3	0,03	99,0
4,00	6,3	40,0	-4,0	6,3	30,2	0,03	113,0
4,50	6,2	40,0	11,0	6,0	30,0	0,03	115,0
5,00	6,2	40,0	-3,0	5,0	29,4	0,03	113,0
5,50	6,0	40,0	-2,0	4,5	29,2	0,03	85,0
6,00	5,9	40,0	1,0	3,9	28,9	0,03	-77,0
6,50	5,7	40,0	10,0	3,4	28,6	0,03	69,0
7,00	5,5	62,0	8,0	2,9	28,0	0,04	-77,0
7,50	5,5	80,0	2,0	2,7	27,7	0,05	-122,0
8,00	5,6	95,0	2,0	2,6	27,3	0,06	-146,0
8,50	5,8	106,0	1,0	2,5	27,1	0,07	-156,0

Tabela 3.1. b. Alcalinidade total e concentrações de nutrientes medidos na lagoa Águas Claras (entorno do PERD) em março de 2002

Prof. m	Alcalin meq/L	Clorofila μg/L	P-tot μg/L	PO4 μg/L	N-tot μg/L	NH4 μg/L	NO3 μg/L	NO2 μg/L	Silicato mg/L
0,0	0,3	2,4	9,4	5,8	192,2	60,4	0,8	0,7	4,1
2,5	0,2	3,5	7,3	4,1	195,9	16,2	2,1	0,9	4,5
7,5	0,4	55,1	17,8	7,6	944,8	872,9	2,0	1,6	5,3
8,0	0,4	49,2	18,4	9,4	1629,0	1482,0	1,3	3,9	4,3

Neste período, o ambiente apresenta-se estratificado com diferenças de temperatura de c. 4° C entre superfície e fundo. Águas bem oxigenadas, existindo inclusive c. 2,5 mg/L de

oxigênio no hipolímnio, levemente ácidas e particularmente ricas em NH_4^+ no hipolímnio que representa c. 90% do nitrogênio total.

Tabela 3.2. a. Variáveis abióticas medidas na lagoa Águas Claras (entorno do PERD) em julho de 2002.

Prof m	pH	cond $\mu\text{S/cm}$	turb NTU	OD mg/L	Temp $^{\circ}\text{C}$	TDS g/L	Redoxe mV
0,0	6,1	45,0	-10,0	7,2	24,6	0,03	60,0
0,3	6,1	44,0	-10,0	6,9	24,6	0,03	64,0
0,5	6,0	44,0	-10,0	6,7	24,6	0,03	68,0
0,8	6,0	44,0	-10,0	6,5	24,4	0,03	71,0
1,0	6,0	44,0	-4,0	6,3	24,3	0,03	73,0
1,5	6,0	44,0	-1,8	6,1	24,1	0,03	76,0
2,0	6,0	44,0	-0,5	6,0	24,0	0,03	78,0
2,5	6,0	44,0	1,2	5,9	24,0	0,03	78,0
3,0	6,1	44,0	5,0	5,8	24,0	0,03	80,0
3,5	6,0	44,0	6,1	5,8	24,0	0,03	80,0
4,0	6,1	44,0	6,4	5,7	23,9	0,03	81,0
4,5	6,1	44,0	6,4	5,6	23,9	0,03	83,0
5,0	6,1	44,0	6,7	5,6	23,9	0,03	83,0
5,5	6,1	44,0	7,9	5,6	23,9	0,03	83,0
6,0	6,1	44,0	8,0	5,6	23,8	0,03	84,0
6,5	6,1	44,0	9,8	5,5	23,8	0,03	86,0
7,0	6,1	44,0	9,0	5,5	23,8	0,03	87,0

Tabela 3.2. b Concentrações de nutrientes medidos na lagoa Águas Claras (entorno do PERD) em julho de 2002.

Prof. m	Alcalin meq/L	Clorofila $\mu\text{g/L}$	P-tot $\mu\text{g/L}$	PO4 $\mu\text{g/L}$	N-tot $\mu\text{g/L}$	NH4 $\mu\text{g/L}$	NO3 $\mu\text{g/L}$	NO2 $\mu\text{g/L}$	Silicato mg/L
0,0	0,3	31,5	17,5	0,5	659,5	178,6	3,8	0,4	2,8
2,0	0,3	42,8	13,9	1,7	617,4	151,5	4,0	0,4	2,8
5,5	0,3	36,9	19,1	0,8	687,7	235,0	4,5	0,8	2,9
7,0	0,3	36,4	26,1	2,0	801,6	155,4	5,6	0,8	2,8

Em julho, o ambiente apresenta-se desestratificado térmica e quimicamente, exibindo um considerável enriquecimento da coluna d'água. Apesar de bem oxigenada, amônia continua sendo a forma mais abundante de nitrogênio neste ambiente.

Tabela 3.3. a Variáveis abióticas medidas na lagoa Palmeirinha (entorno do PERD) em março de 2002.

Prof m	pH	cond μS/cm	turb NTU	OD mg/L	Temp °C	TDS g/L	Redoxe mV
0,00	6,0	40,0	-10,0	6,8	32,9	0,02	104,0
0,25	5,9	40,0	-10,0	6,7	32,9	0,02	104,0
0,50	6,0	40,0	-10,0	6,6	32,9	0,02	106,0
0,75	6,0	40,0	-10,0	6,4	32,8	0,02	109,0
1,00	5,9	40,0	-10,0	6,4	32,5	0,02	108,0
1,50	5,9	40,0	-10,0	6,3	29,5	0,02	121,0
2,00	5,8	40,0	-10,0	5,5	29,5	0,03	130,0
2,50	5,6	40,0	-10,0	3,5	29,0	0,02	127,0
3,00	5,2	40,0	-10,0	3,1	28,4	0,02	99,0
3,50	5,0	40,0	-10,0	3,0	27,8	0,04	-52,0
4,00	5,4	60,0	-10,0	2,9	27,5	0,04	-86,0
4,50	5,6	73,0	-10,0	2,8	27,0	0,05	-122,0
5,00	5,6	73,0	-10,0	2,8	27,0	0,05	-147,0

Tabela 3.3. b. Alcalinidade total e concentrações de clorofila-a e nutrientes medidos na lagoa Palmeirinha (entorno do PERD) em março de 2002

Prof. m	Alcalin meq/L	Clorofila μg/L	P-tot μg/L	PO4 μg/L	N-tot μg/L	NH4 μg/L	NO3 μg/L	NO2 μg/L	Silicato mg/L
0,0	0,2	1,8	25,7	6,9	149,0	68,4	3,6	0,7	5,0
1,5	0,2	17,7	21,8	8,6	186,6	27,0	3,1	4,6	5,2
4,5	0,2	2,3	22,8	9,3	219,5	27,4	4,6	0,6	5,0
5,0	0,3	31,5	167,7	8,1	3089,5	2756,0	3,1	2,5	0,6

Apesar de bastante raso, este ambiente apresenta-se também estratificado térmica e quimicamente neste período, com diferenças consideráveis entre superfície e fundo, existindo c. 5° C, 6 mg/L de oxigênio dissolvido entre estas camadas, sem contudo existir condições de anoxia no hipolímnio. As águas são levemente ácidas (pH = 5,6-6,0) e ricas em amônia.

Em julho, apesar de desestratificada termicamente, observa-se uma considerável diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido nas maiores profundidades (c. 50%) embora os nutrientes estejam distribuídos semelhantemente em toda a coluna d'água. Vale ressaltar o aumento significativo das concentrações de clorofila-a neste período (50,8 a 62,0 μg/L).

Tabela 3.4. a Variáveis abióticas medidas na lagoa Palmeirinha (entorno do PERD) em julho de 2002.

Prof m	pH	cond μS/cm	turb NTU	OD mg/L	Temp °C	TDS g/L	Redoxe mV
0,0	5,8	51,0	22,8	7,3	24,8	0,03	93,0
0,3	5,8	51,0	28,6	6,6	24,7	0,03	94,0
0,5	5,8	51,0	29,0	6,3	24,7	0,03	94,0
0,8	5,8	51,0	28,4	5,8	24,5	0,03	96,0
1,0	5,8	51,0	29,7	5,6	24,3	0,03	97,0
1,5	5,8	51,0	30,0	5,5	23,7	0,03	99,0
2,0	5,8	52,0	42,5	5,2	23,5	0,03	106,0
2,5	5,7	51,0	39,4	4,3	23,5	0,03	108,0
3,0	5,7	52,0	36,6	4,2	23,4	0,03	108,0
3,5	5,7	52,0	39,9	3,9	23,4	0,03	109,0
4,0	5,6	53,0	32,4	3,6	23,3	0,03	109,0
4,5	5,7	52,0	31,7	3,6	23,3	0,03	107,0
5,0	5,7	51,0	28,7	3,6	23,2	0,03	106,0

Tabela 3.4. b. Alcalinidade total e concentrações de clorofila-a e nutrientes medidos na lagoa Palmeirinha em julho de 2002

.Prof. m	Alcalin meq/L	Clorofila μg/L	P-tot μg/L	PO4 μg/L	N-tot μg/L	NH4 μg/L	NO3 μg/L	NO2 μg/L	Silicato mg/L
0,0	0,34	50,8	19,1	12,3	813,7	302,3	6,3	2,2	3,7
1,0	0,36	57,9	19,8	11,1	831,6	300,4	6	2,5	5
2,5	0,36	62,0	31,2	11,2	764,2	270,6	7,2	1,8	4,7
5,0	0,35	56,1	18,3	12,8	848,4	309	9,1	3,1	4,2

Tabela 3.5.a. Variáveis abióticas medidas na lagoa Amarela (entorno do PERD) em março de 2002.

Prof m	pH	cond μS/cm	turb NTU	OD mg/L	Temp °C	TDS g/L	Redoxe mV
0,00	6,0	59,0	-10,0	7,8	31,0	0,04	-10,0
0,25	6,1	69,0	-10,0	6,7	28,3	0,04	-49,0
0,50	6,0	65,0	-10,0	5,6	27,4	0,04	-29,0
0,75	5,9	70,0	-10,0	4,6	26,5	0,05	-71,0
1,00	5,8	96,0	-10,0	3,6	26,1	0,06	-94,0
1,50	5,6	172,0	-10,0	3,2	25,5	0,11	-135,0
2,00	5,9	204,0	-10,0	3,0	25,4	0,13	-147,0

Tabela 3.5. b. Alcalinidade total e concentrações de nutrientes medidos na lagoa Amarela (entorno do PERD) em março de 2002.

Prof. m	Alcalin meq/L	Clorofila µg/L	P-tot µg/L	PO4 µg/L	N-tot µg/L	NH4 µg/L	NO3 µg/L	NO2 µg/L	Silicato mg/L
0,0	0,5	33,4	100,8	10,2	177,3	46,0	2,6	4,3	6,2
0,6	0,5	56,1	67,2	8,9	214,4	57,8	2,9	9,3	6,2
1,8	0,9	115,4	94,6	39,2	815,5	718,2	1,9	21,0	11,5
2,0	0,9	119,8	87,3	22,6	824,8	749,2	1,5	10,9	10,2

Tabela 3.6.a. Variáveis abióticas medidas na lagoa Amarela (entorno do PERD) em julho de 2002.

Prof m	pH	cond µS/cm	turb NTU	OD mg/L	Temp °C	TDS g/L	Redoxe mV
0,0	5,6	99,0	12,1	7,1	22,4	0,06	51,0
0,3	5,6	98,0	10,8	5,4	22,4	0,06	46,0
0,5	5,7	99,0	10,8	5,0	22,2	0,06	37,0
0,8	5,7	98,0	12,7	4,9	21,9	0,06	30,0
1,0	5,8	98,0	13,4	4,8	21,8	0,06	20,0
1,5	5,7	143,0	9,0	5,0	21,7	0,10	-150,0
2,0	5,9	194,0	-	3,6	21,9	0,17	-238,0

Tabela 3.6.b. Alcalinidade total e concentrações de nutrientes medidos na lagoa Amarela (entorno do PERD) em julho de 2002

.Prof. m	Alcalin meq/L	Clorofila µg/L	P-tot µg/L	PO4 µg/L	N-tot µg/L	NH4 µg/L	NO3 µg/L	NO2 µg/L	Silicato mg/L
0,0	0,9	13,6	35,5	13,6	1027,5	259,7	2,9	0,3	6,2
0,8	0,9	8,0	44,3	15,5	1044,2	284,8	2,8	1,4	6,4
1,5	0,9	18,4	43,9	9,7	1136,5	301,3	3,1	1,0	5,9

A lagoa Amarela, apesar de sua pequena profundidade (max. 2 metros) apresenta-se estratificada térmica e quimicamente no verão, com diferenças de c. 5,6° C e 4,8 mg/L de oxigênio dissolvido entre superfície e fundo e considerável acúmulo de nutrientes nesta última camada. Considerando a riqueza de macrófitas aquáticas neste ambiente, neste período observa-se a predominância do processo de amonificação, existindo níveis consideravelmente elevados de nitrito e amônia, nas camadas inferiores. As concentrações de clorofila-a foram particularmente elevadas (33-119 µg/L). Em julho (inverno) este ambiente se desestratifica resultando numa eficiente redistribuição de nutrientes na coluna d'água.

Diferenças consideráveis são evidentes entre estes ambientes nos dois períodos amostrados, existindo uma considerável estratificação térmica e química no verão e uma desestratificação no inverno. Assim, comparando-se por exemplo, as concentrações de clorofila-a, verifica-se que os mesmos oscilaram entre 2,4 e 55,1 µg/L e entre 31,5 e 42,8

$\mu\text{g/L}$ entre os períodos de chuva e seca na lagoa Águas Claras, entre 1,8 e 31,5 $\mu\text{g/L}$ e 50,8 e 62,0 $\mu\text{g/L}$ entre estes períodos, na lagoa Palmeirinha e entre 33 e 119 $\mu\text{g/L}$ e 8-18 $\mu\text{g/L}$ na lagoa Amarela, evidenciando distintos graus de trofia entre estes períodos e entre os ambientes. Semelhantemente, as concentrações de oxigênio dissolvido mostram diferenças significativas entre os ambientes e entre os períodos. Vale destacar que nenhum dos ambientes mostrou condições de anoxia no hipolímnio, para estes períodos analisados. Em linhas gerais, as maiores concentrações de nutrientes foram registradas no período de chuvas, evidenciando os maiores aportes neste período.

Comparando-se os ambientes, verifica-se que, exceto para sílica solúvel reativa e nitrito, as maiores concentrações de nutrientes foram registradas na lagoa Palmeirinha. Esta observação é particularmente importante pois comparando-se os dados deste relatório com aqueles apresentados no ano anterior, este fato era evidente para a lagoa Amarela, ambiente considerado em avançado processo de eutrofização, processo este provavelmente sendo acelerado pelas atividades antrópicas na bacia da lagoa Palmeirinha.

Diagramas de profundidade/tempo da temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, alcalinidade total e clorofila-a, obtidos a intervalos mensais de maio de 2001 a agosto 2002, nos lagos Dom Helvécio e Carioca, e de janeiro a agosto de 2002, nos lagos Gambazinho e Jacaré são mostrados, respectivamente, nas figuras 3.2, 3.3, 3.4 e 3.5.

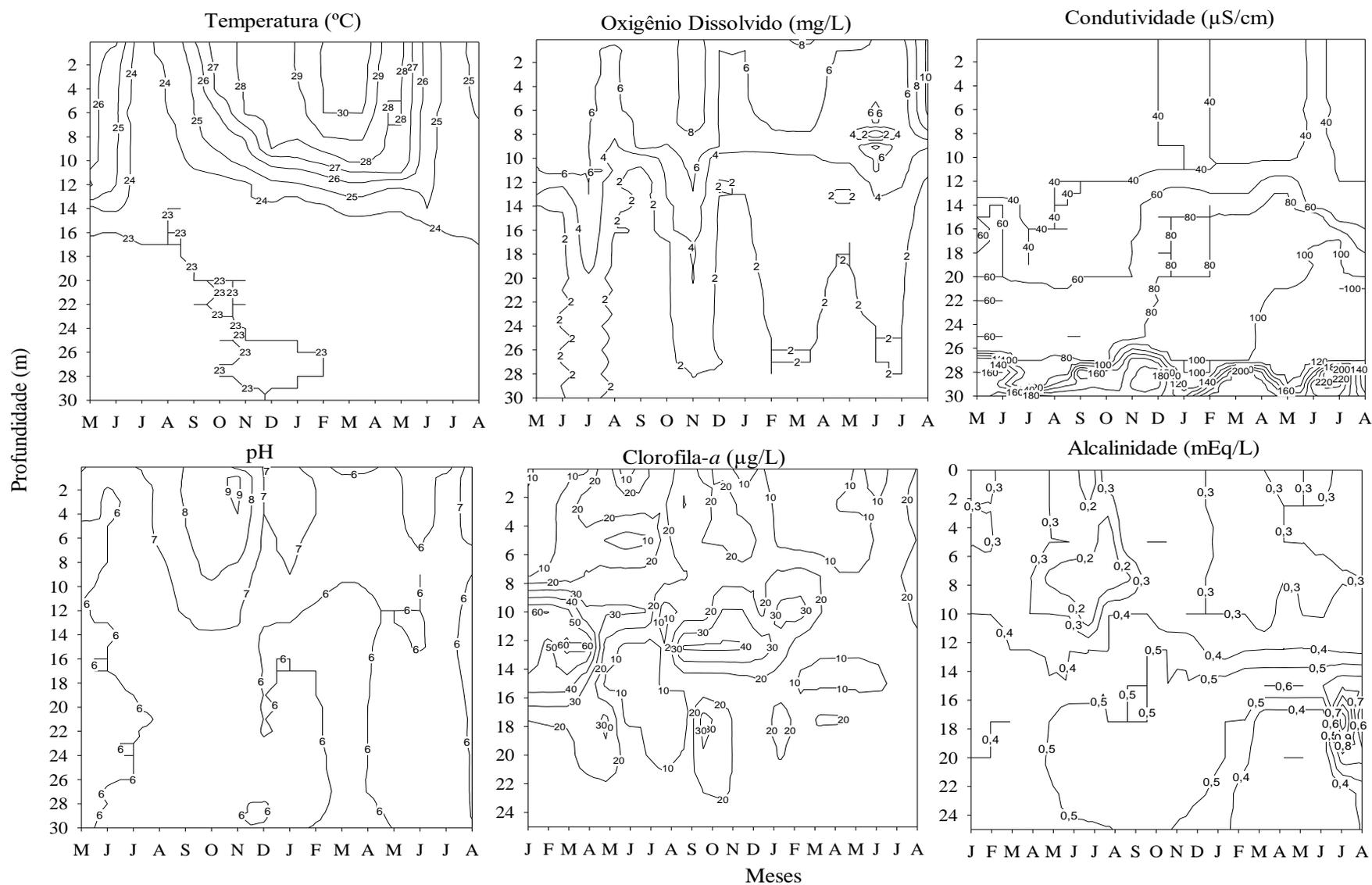


Fig. 3.2. Diagrama de profundidade/tempo de variáveis físicas e químicas no lago Dom Helvécio no período maio/01 a agosto/02

O lago Dom Helvécio manteve-se estratificado térmica e quimicamente ao longo de todo o período, com temperaturas entre 24-25° C nas camadas superiores (até 14 m) e 23° C no restante da coluna d'água. De setembro de 2001 até julho/agosto de 2002 observam-se termoclinas secundárias da superfície até c. 14 m com temperaturas variando entre 24-30° C.

Este comportamento atípico do lago Dom Helvécio, especificamente a ausência de uma completa desestratificação de toda a coluna d'água no período de inverno, é possivelmente uma consequência de eventos climáticos esporádicos, provavelmente efeitos do El Niño.

Como consequência, as variáveis oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, alcalinidade total e concentração de clorofila-a também apresentaram padrão similar. O oxigênio dissolvido variou, no período de maio/01 a julho/02, de 4-6 mg/L no epilímnio existindo contudo 2,0 mg/L no hipolímnio. Em março e julho/agosto de 2002 foram registrados valores acima de 8,0 mg/L, nas primeiras camadas da coluna d'água.

A condutividade elétrica oscilou entre 30-40 μ S/cm no epilímnio, entre 40-80 μ S/cm no metalímnio e entre 70-220 μ S/cm no hipolímnio. O ambiente manteve-se levemente ácido (pH = 6) em toda a coluna d'água de maio a julho de 2001, após o que valores entre 6-9 foram registrados no epilímnio.

As concentrações de clorofila-a (valores não corrigidos pela feofitina) oscilaram entre 10-20 μ g/L no epilímnio, entre 20-60 μ g/L no metalímnio e entre 20-30 μ g/L no hipolímnio. Durante o período abril a junho de 2002 observa-se uma redução (≤ 20 μ g/L). A alcalinidade total oscilou entre 0,3-0,8 meq CO₂/L em toda a coluna d'água.

Ao contrário do observado no lago Dom Helvécio, dois períodos distintos são evidentes no lago Carioca. Assim, de maio a agosto de 2001 este ambiente encontra-se desestratificado, com temperaturas oscilando entre 22-24° C em toda a coluna d'água. A partir de setembro de 2001 até abril de 2002 observa-se o estabelecimento da estratificação térmica, com temperaturas entre 32-26° C no epilímnio e entre 24-28° C no hipolímnio. A partir de maio o ambiente se desestratifica, com temperaturas entre 24-26° C em toda a coluna d'água.

Embora existindo um padrão térmico bem definido, o mesmo não se observou para a estratificação química. Assim, o oxigênio dissolvido variou entre 8-10 mg/L no epilímnio e entre 6-2 mg/L no hipolímnio durante o período de desestratificação térmica de 2001 (maio a agosto). De setembro a abril as concentrações de oxigênio dissolvido oscilaram entre 6-7 mg/L no epilímnio, entre 3-5 mg/L no metalímnio e abaixo de 2 mg/L no hipolímnio. De maio a junho de 2002 as concentrações oscilam entre 4-7 mg/L em toda a coluna d'água e de julho a agosto entre 3-10 mg/L.

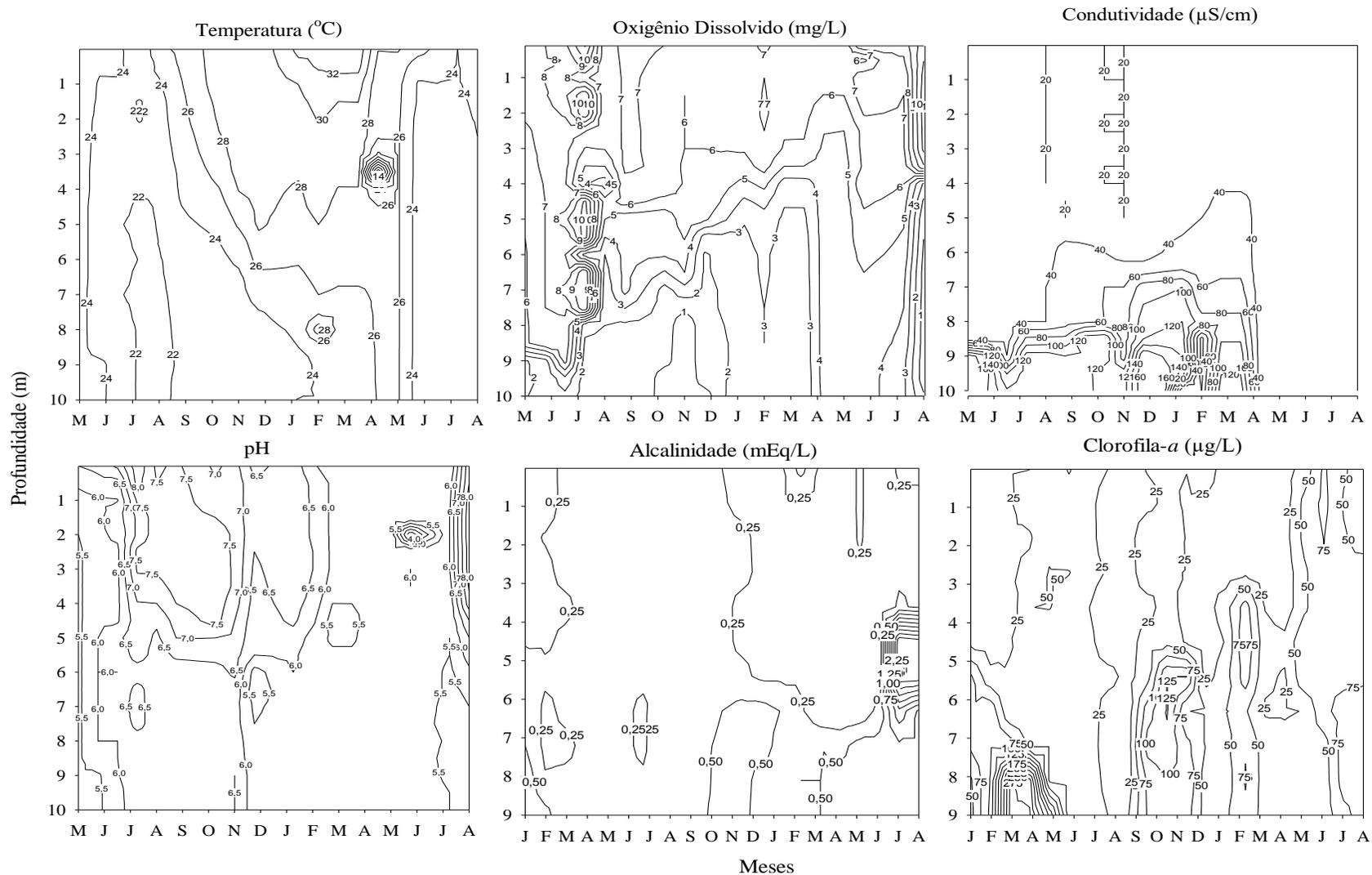


Fig. 3.3. Diagrama de profundidade/tempo de variáveis físicas e químicas no lago Carioca no período maio/01 a agosto/02

A condutividade elétrica oscilou entre 20-30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nas camadas superiores, entre 30-40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no metalímnio e entre 70-170 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no hipolímnio. O pH oscilou entre 5,5 e 7,5 entre maio de 2001 a abril de 2002, manteve-se homogêneo (5,5) em toda a coluna d'água em maio de 2002 e entre 4-8 de junho a agosto de 2002. A alcalinidade total oscilou entre 0,25 a 0,5 em 2001, nos dois períodos e entre 0,25 e 2,25 no inverno de 2002.

As concentrações de clorofila-a variaram entre 25-50 $\mu\text{g}/\text{L}$ no epilímnio e entre 50 e 275 no ano de 2001. Em 2002 as concentrações variaram entre 25-75 $\mu\text{g}/\text{L}$ em toda a coluna d'água.

Este ambiente exhibe também um padrão de estratificação do tipo monomítico quente. Assim, de janeiro a março/abril apresenta-se estratificado, com temperaturas entre 29-31° C no epilímnio e entre 28-29° C no hipolímnio. A desestratificação se estabelece a partir de abril/maio com temperaturas oscilando entre 27-28° C em maio, entre 25-27° C em junho e entre 24-25° C em julho/agosto. A distribuição do oxigênio dissolvido segue, em linhas gerais, este padrão, oscilando entre 6-7 mg/L no epilímnio e 3-5 mg/L no hipolímnio de janeiro a abril e concentrações crescentes de 5 a 9 mg/L em toda a coluna d'água nos meses de maio a agosto de 2002. A condutividade elétrica oscilou entre 10-12 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no epilímnio e entre 12-22 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Durante o período de desestratificação os valores oscilaram entre 12-14 em toda a coluna d'água.

Este ambiente mostra águas ácidas com valores de pH oscilando entre 4,5-6,5 em toda a coluna d'água, com pequenas estratificações no período de janeiro a março de 2002. A alcalinidade total é baixa com valores oscilando entre 0,04 e 0,20 meq CO_2/L .

As concentrações de clorofila-a variaram entre 10-40 $\mu\text{g}/\text{L}$ no epilímnio e entre 10-100 $\mu\text{g}/\text{L}$ no hipolímnio, durante a estratificação térmica. Durante a desestratificação (maio a julho) as concentrações foram de c. 10 $\mu\text{g}/\text{L}$ em toda a coluna d'água.

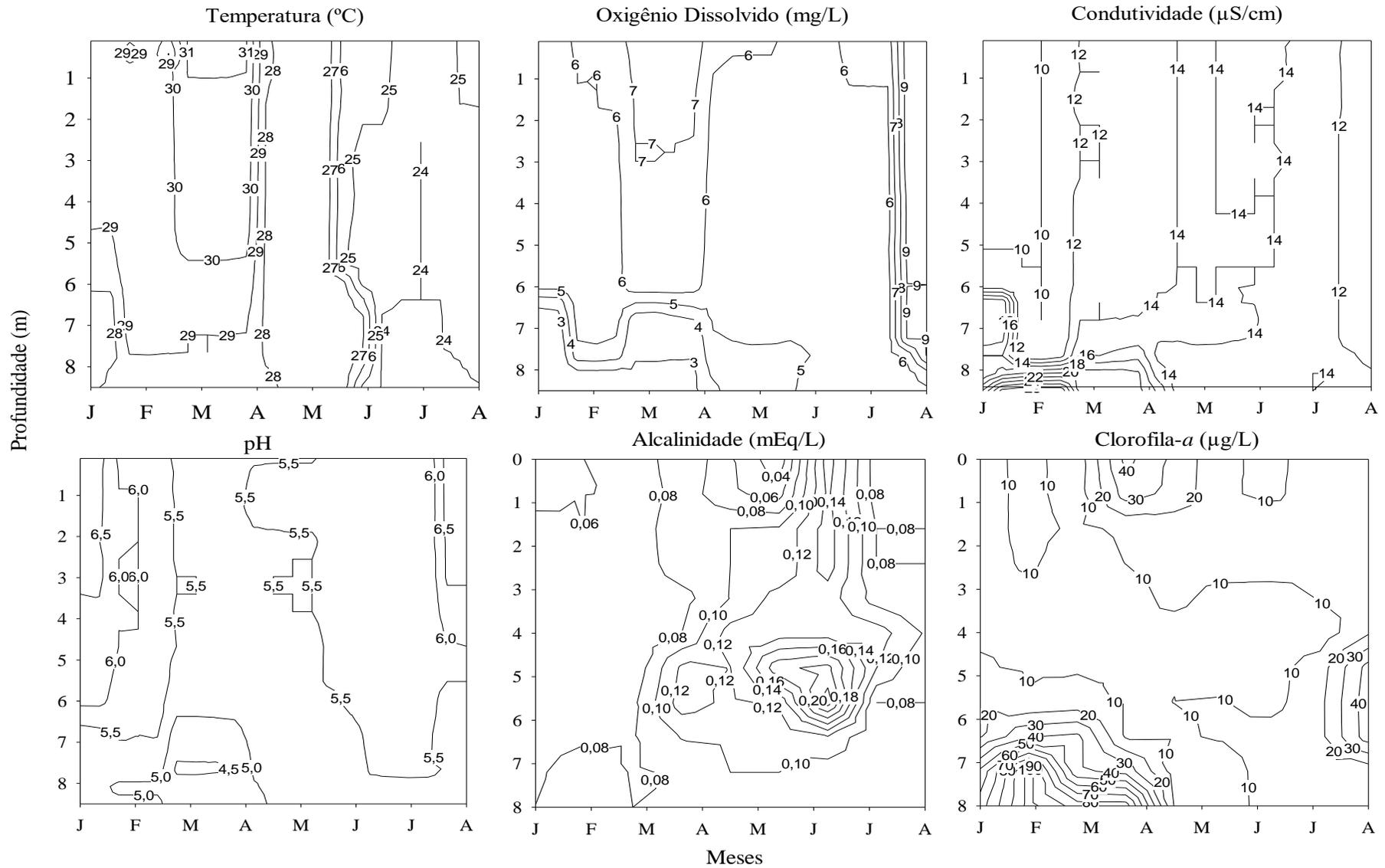


Fig. 3.4. Diagrama de profundidade/tempo de variáveis físicas e químicas no lago Gambazinho no período maio/01 a agosto/02

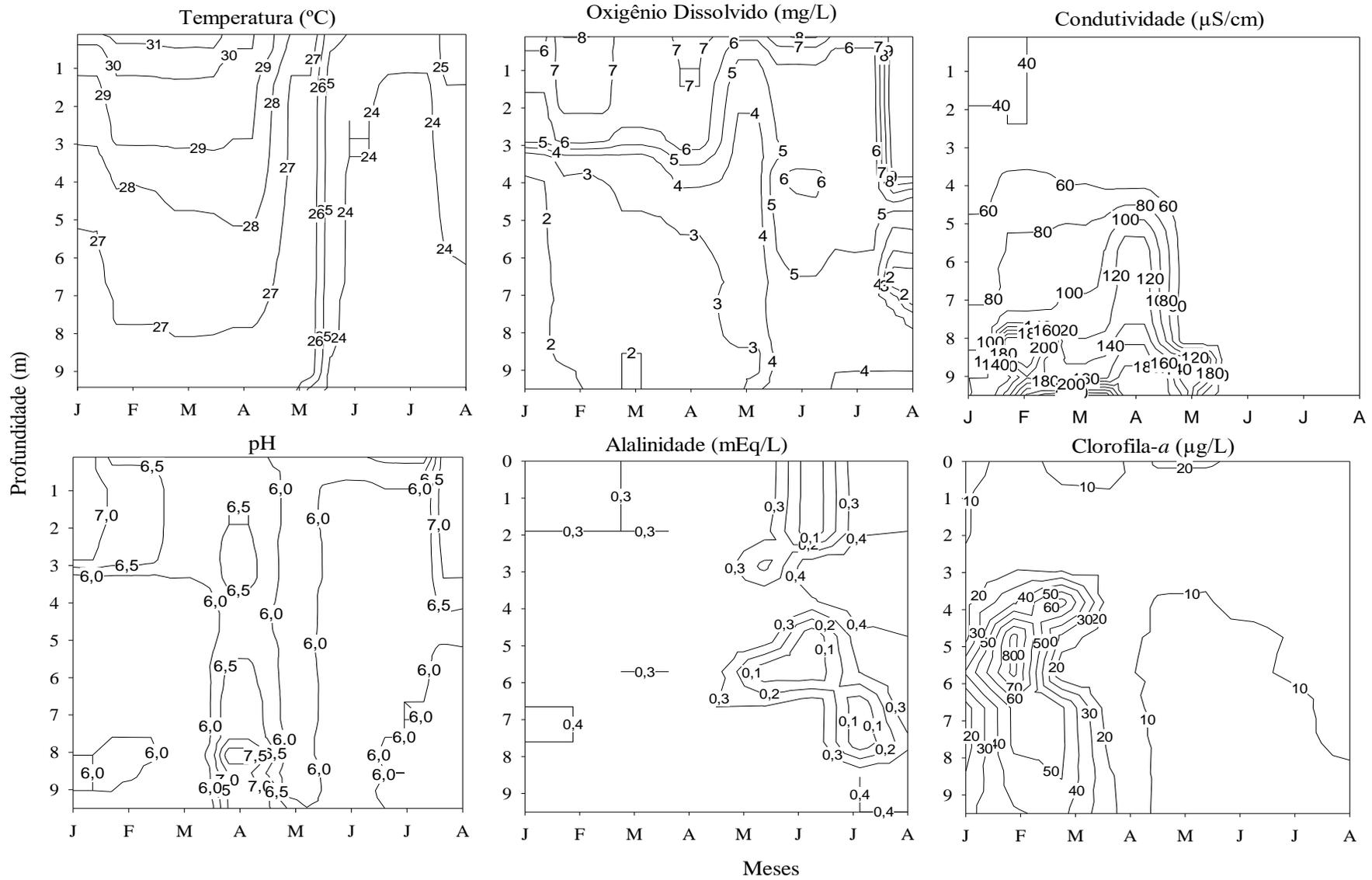


Fig. 3.5. Diagrama de profundidade/tempo de variáveis físicas e químicas no lago Jacaré no período maio/01 a agosto/02

Este ambiente está localizado fora do PERD, em área de reflorestamento com *Eucalyptus* spp, existindo também um clube de pesca cujo esgoto é lançado diretamente no lago. Trata-se também de um lago monomítico quente, estando estratificado de janeiro a abril e desestratificado de maio a agosto. Durante o período de estratificação as temperaturas oscilaram entre 27° C (hipolímnio) e 31° C nas camadas superiores. Durante a desestratificação as temperaturas decresceram ao longo dos meses (27-24° C) em toda a coluna d'água.

Com relação ao oxigênio dissolvido, exceto em maio quando observou-se uma desestratificação em praticamente toda a coluna d'água (c. 4 mg/L), nos demais meses as concentrações variaram entre 4-9 mg/L no epilímnio e entre 2-5 mg/L no hipolímnio.

A condutividade elétrica variou entre 40-60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no epilímnio e entre 60-200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no hipolímnio, durante o período de estratificação térmica. No restante do período a condutividade se manteve em 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em toda a coluna d'água. O pH da água oscilou entre 6 e 7,5 durante todo o período e a alcalinidade total entre 0,1 e 0,4 meqCO₂/L.

As concentrações de clorofila-a oscilaram entre 10-20 $\mu\text{g}/\text{L}$ no epilímnio e entre 20-80 $\mu\text{g}/\text{L}$ no hipolímnio durante o período de estratificação térmica, se mantendo em c. 10 $\mu\text{g}/\text{L}$ em toda a coluna d'água durante o período de desestratificação.

As concentrações de nutrientes obtidas no período janeiro 2001 a agosto 2002 para os lagos Dom Helvécio e Carioca e no período janeiro a agosto de 2002, para os lagos Gambazinho e Jacaré são mostradas através de diagramas de profundidade/tempo nas figuras 3.6, 3.7, 3.8 e 3.9, respectivamente.

A distribuição de nutrientes (nitrogênio e fósforo) no lago Dom Helvécio segue a ausência de um padrão definido de estratificação/desestratificação térmica. Assim, de janeiro a abril de 2001 observa-se uma distribuição das concentrações de fósforo total quase homogênea na coluna d'água, com valores c. 20 $\mu\text{g}/\text{L}$. De maio de 2001 a agosto de 2002, as concentrações variam entre 20-100 $\mu\text{g}/\text{L}$ no epilímnio e metalímnio e entre 20 e 160 $\mu\text{g}/\text{L}$ no epilímnio. A concentração de fósforo solúvel reativo manteve-se relativamente homogênea durante todo o período de 2001 (c. 5 $\mu\text{g}/\text{L}$) elevando-se a partir de fevereiro de 2002, quando os valores oscilaram entre 5-100 $\mu\text{g}/\text{L}$ nas camadas superiores e entre 5-40 $\mu\text{g}/\text{L}$ no hipolímnio.

As concentrações de nitrogênio total estiveram entre 500 e 1000 $\mu\text{g}/\text{L}$ no epi e metalímnio e entre 500 e 2000 $\mu\text{g}/\text{L}$ no hipolímnio durante todo o período.

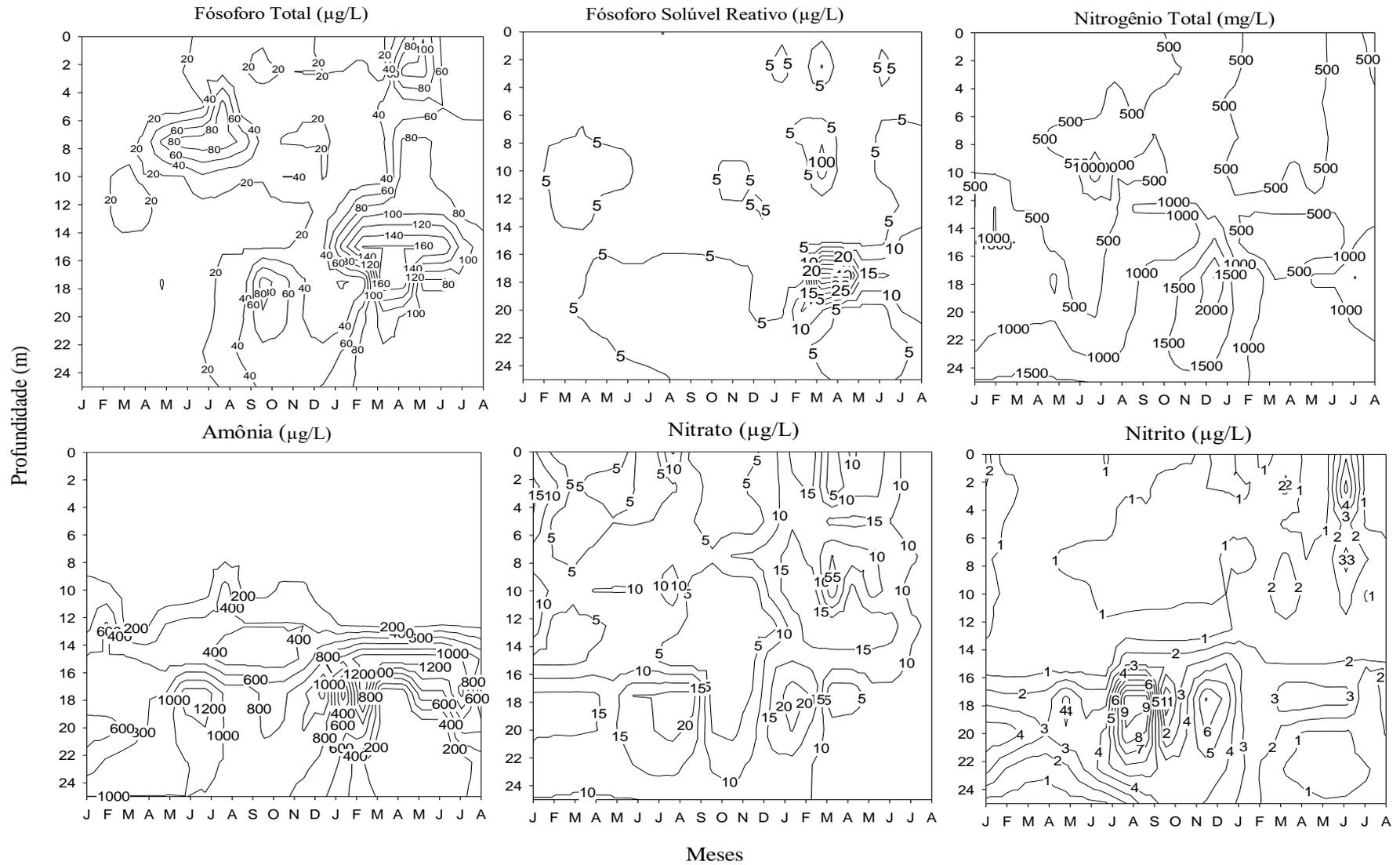


Fig. 3.6. Diagrama profundidade/tempo das concentrações de nitrogênio e fósforo no lago Dom Helvécio no período janeiro/01 a agosto/02

Amônia, principal forma de nitrogênio neste ambiente, mostrou valores abaixo de 200 $\mu\text{g/L}$ no epilímnio e entre 400 e 1200 $\mu\text{g/L}$ no hipolímnio, durante todo o período. Os níveis de nitrito variaram de 1-4 $\mu\text{g/L}$ no epilímnio e de 1-11 $\mu\text{g/L}$ no hipolímnio. Apesar de oxigenado, os níveis de nitrato foram baixos, oscilando entre 5-15 $\mu\text{g/L}$ no epilímnio e entre 5-20 $\mu\text{g/L}$ no hipolímnio.

As concentrações desses nutrientes na lagoa Carioca apresentam padrões similares aqueles descritos para o lago Dom Helvécio. Assim, os níveis de fósforo total oscilaram entre 20 e 90 $\mu\text{g/L}$ em toda a coluna d'água durante todo o período, sendo evidentes alguns "bolsões" com concentrações mais elevadas tanto no epilímnio quanto no hipolímnio. As concentrações de fósforo solúvel reativo contudo mostram valores mais elevados no hipolímnio (entre 3-24 $\mu\text{g/L}$) e menores no epilímnio (3-12 $\mu\text{g/L}$).

Os níveis de nitrogênio total são semelhantes àqueles obtidos no lago Dom Helvécio no epilímnio (c. 500 $\mu\text{g/L}$) mas são consideravelmente mais elevados no hipolímnio do lago Carioca, onde foram registradas concentrações oscilando entre 500 e 5000 $\mu\text{g/L}$. Amônia, também principal forma de nitrogênio deste ambiente mostrou distribuição similar aquela verificada para o lago Dom Helvécio porém exibindo concentrações consideravelmente maiores no hipolímnio (200 a 2200 $\mu\text{g/L}$). Os níveis de nitrito oscilam entre 1-2 $\mu\text{g/L}$ no epilímnio e entre 1-8 $\mu\text{g/L}$ no hipolímnio. Nitrato mostra valores relativamente baixos durante todo o período (10-20 $\mu\text{g/L}$) com exceção de janeiro a março de 2001, no hipolímnio quando foram registradas concentrações de até 100 $\mu\text{g/L}$.

No lago Gambazinho, a distribuição dos nutrientes obedece em linhas gerais ao padrão de estratificação térmica característico de lagos monomíticos quentes. Assim, as concentrações de fósforo total oscilaram entre 10-20 $\mu\text{g/L}$ no epilímnio, de janeiro a março e entre 15-40 $\mu\text{g/L}$ no hipolímnio, neste mesmo período. No restante do período, observou-se uma distribuição mais homogênea na coluna d'água, com valores oscilando entre 15 a 70 $\mu\text{g/L}$ nos diferentes meses amostrados. As concentrações de fósforo solúvel reativo seguem o mesmo padrão de distribuição com valores oscilando entre 2-10 $\mu\text{g/L}$ no epilímnio e entre 2-18 $\mu\text{g/L}$ no hipolímnio. No restante do período a concentração foi c. 2 $\mu\text{g/L}$ em toda a coluna d'água.

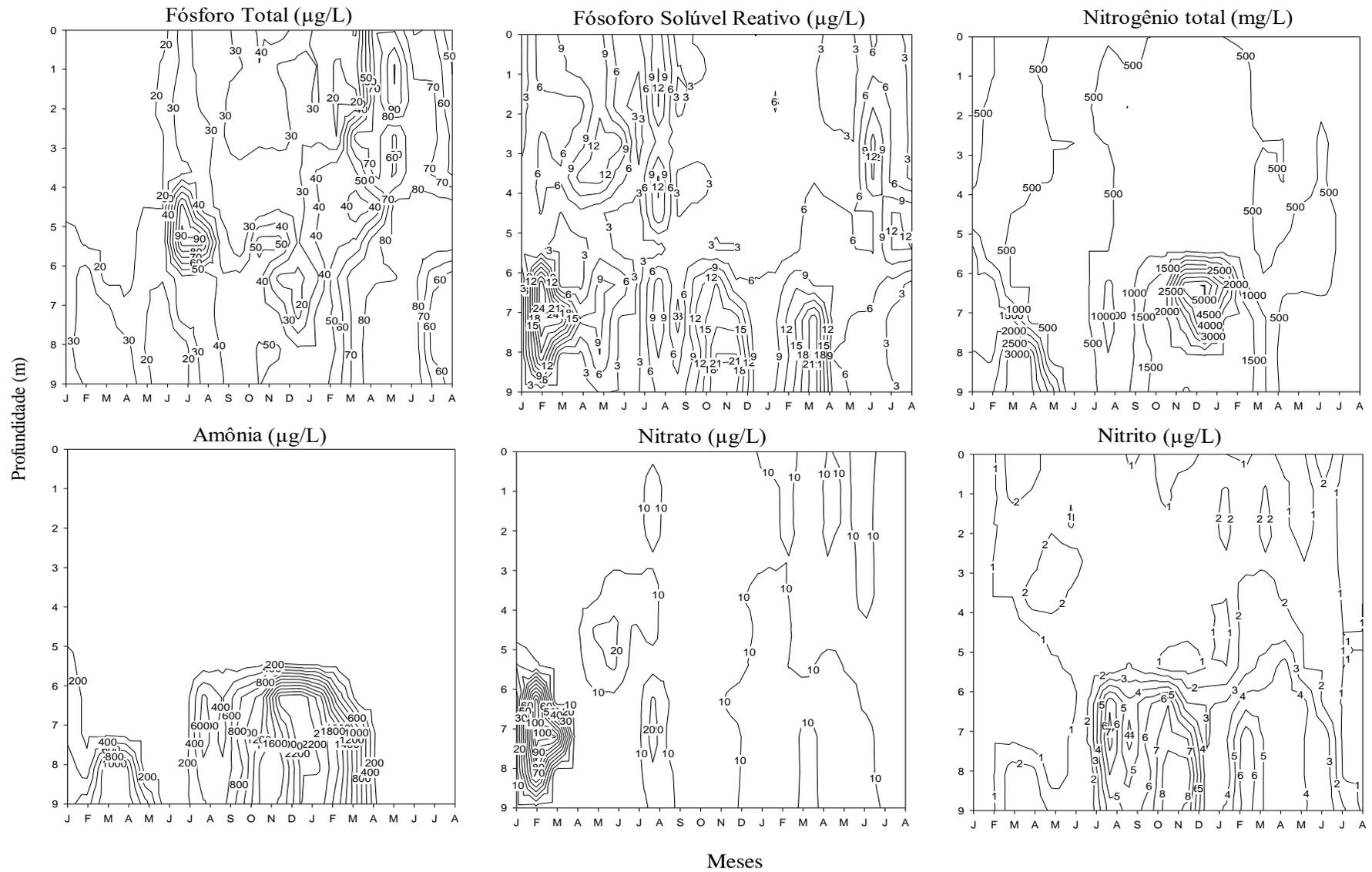


Fig. 3.7. Diagrama profundidade/tempo das concentrações de nitrogênio e fósforo no lago Carioca no período janeiro/01 a agosto/02

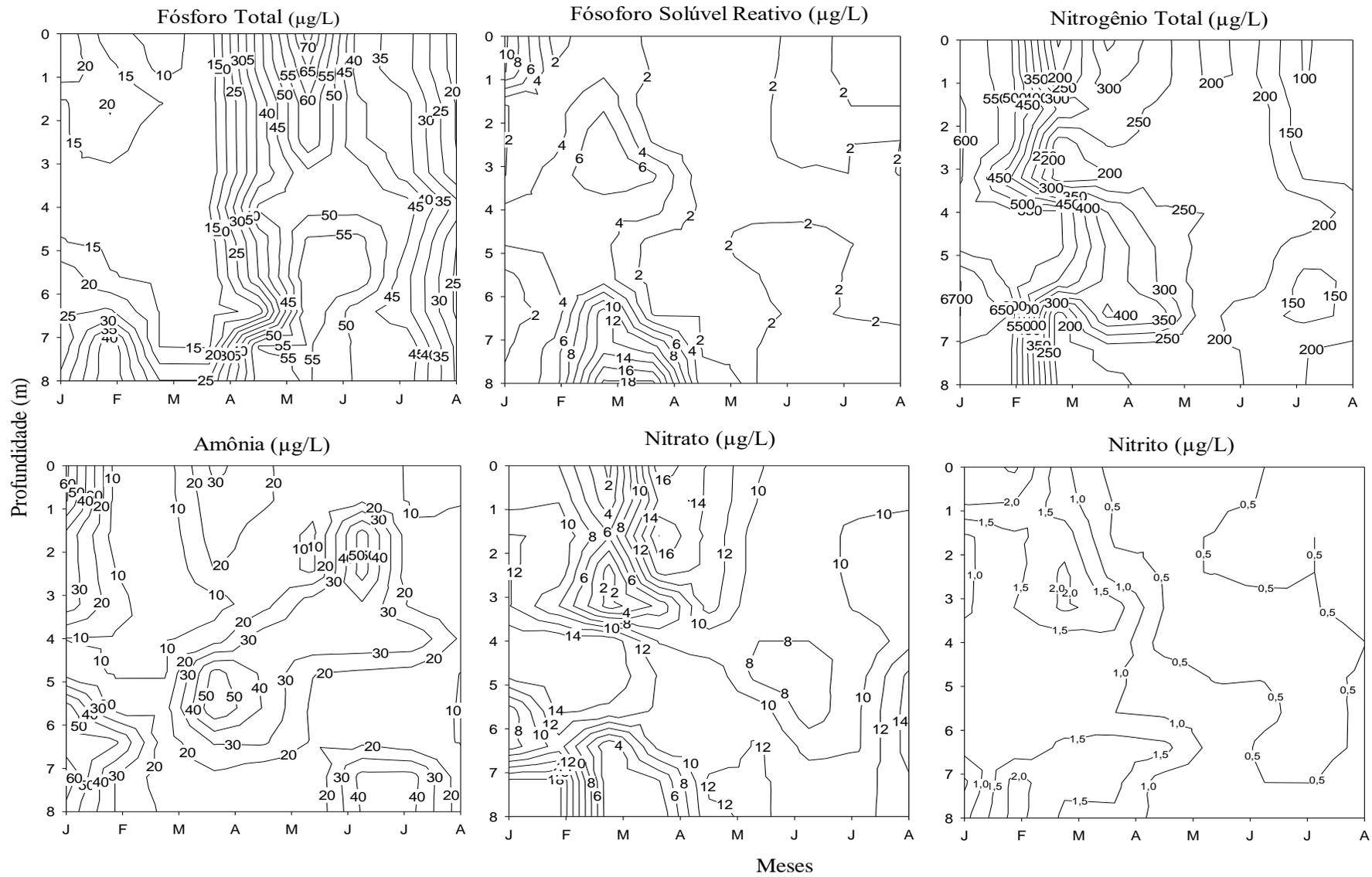


Fig. 3.8. . Diagrama profundidade/tempo das concentrações de nitrogênio e fósforo no lago Gambazinho no período janeiro/01 a agosto/02

As concentrações de nitrogênio total variaram entre 200-600 $\mu\text{g/L}$ durante o período de estratificação térmica e entre 100-200 $\mu\text{g/L}$ no restante do período. As concentrações de amônia contudo, não mostram um padrão de distribuição ao longo de todo o período, com valores oscilando entre 10-60 $\mu\text{g/L}$ em toda a coluna d'água. Distribuição semelhante foi verificada para as concentrações de nitrato, cujos valores oscilaram entre 2-16 $\mu\text{g/L}$ em toda a coluna d'água, demonstrando que amônia não é mais a principal forma de nitrogênio neste ambiente, como verificado para os lagos Dom Helvécio e Carioca.

As concentrações de nitrogênio e fósforo no lago Jacaré não mostram padrões de distribuição bem definidos. Assim, fósforo total mostra valores oscilando entre 20-100 $\mu\text{g/L}$ em toda a coluna d'água e durante todo o período. O fósforo solúvel reativo variou entre 5-45 $\mu\text{g/L}$ de janeiro a abril e entre 5-10 $\mu\text{g/L}$ de maio a agosto. As concentrações de nitrogênio total variaram entre 300-1200 $\mu\text{g/L}$ em toda a coluna d'água e durante todo o período. Amônia mostra maiores concentrações no hipolímnio durante o verão (100-1000 $\mu\text{g/L}$) e valores entre 200-400 $\mu\text{g/L}$ em toda a coluna d'água, durante o período de desestratificação. Os valores de nitrito oscilaram entre 1-3 $\mu\text{g/L}$ no epilímnio e entre 2-8 $\mu\text{g/L}$ no hipolímnio, durante todo o período. As concentrações de nitrato variaram entre 5-15 $\mu\text{g/L}$ na maior parte do período exceção ao período de maio a agosto quando concentrações de até 35 $\mu\text{g/L}$ foram registradas no epilímnio.

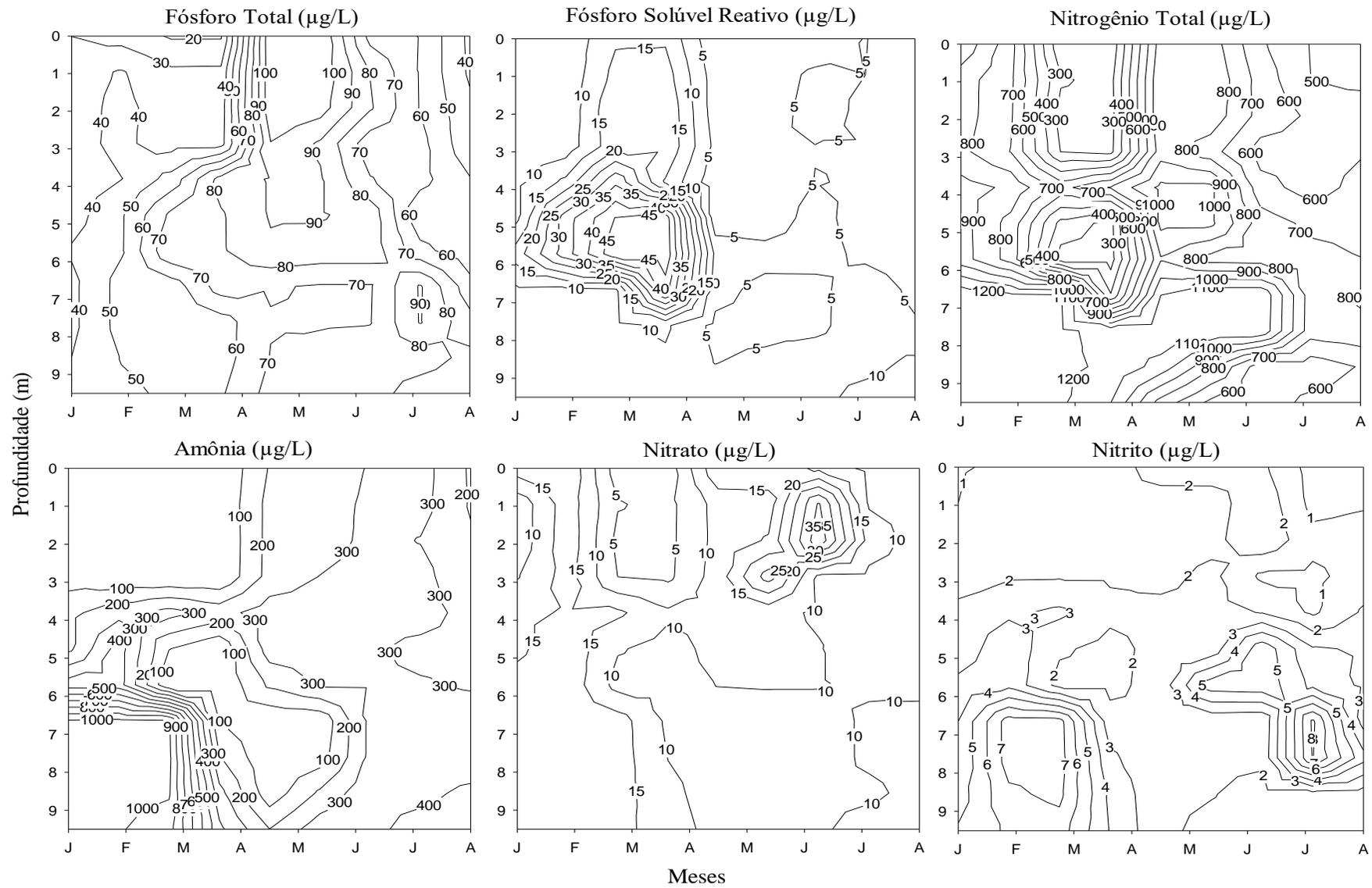


Fig 3.9. Diagrama profundidade/tempo das concentrações de nitrogênio e fósforo no lago Jacaré no período janeiro/01 a agosto/02

Em linhas gerais, estes ambientes mostram um padrão térmico caracteristicamente do tipo monomítico quente, iniciando o processo de desestratificação térmica em maio, estando completamente homogêneos em julho/agosto e iniciando a estratificação em setembro, conforme demonstrado por diversos trabalhos (ex. Barbosa et al., 1989). Este padrão afeta a distribuição das demais variáveis, particularmente o oxigênio dissolvido e as concentrações dos nutrientes. Apesar de bem definido para os lagos do médio rio Doce, este padrão não se repetiu para alguns dos ambientes durante o período considerado (janeiro 2001 a agosto 2002). Esta “aparente discrepância” reflete, provavelmente, os efeitos de chuvas esporádicas localizadas, ou reflete os efeitos de eventos climáticos de maior monta atuando em escalas maiores, dentre os quais o El Niño pode ser o mais provável.

Caracterização dos indicadores microbiológicos de qualidade de água em quatro lagos do trecho médio da bacia do rio doce

MEDEIROS A. O.; MISSAGIA B.; BARBOSA F.A.; ROSA C.A.
Departamento de Microbiologia – ICB - UFMG

Introdução

A bacia do rio Doce drena uma importante área industrial do Estado de Minas Gerais, o chamado Vale do Aço. Nesta região são encontradas grandes siderúrgicas. Ao lado do grande desenvolvimento industrial são encontrados remanescentes de Mata atlântica ainda existentes no estado, destacando-se o Parque Estadual do Rio Doce (PERD) com 360 km². Também são encontradas grandes áreas de reflorestamento com espécies exóticas para a produção de carvão e celulose.

Os corpos d' água desta região vêm sofrendo grandes impactos antrópicos, como despejo de lixos, esgotos domésticos e industriais sem tratamento adequado, irrigação sem planejamento, erosão e assoreamento. Estes impactos vem alterando a comunidade microbiana destes ecossistemas. Considerando os impactos antrópicos sofridos nesta região, é de fundamental importância o conhecimento da microbiota de diferentes habitats, naturais ou modificados, podendo proporcionar excelentes modelos para o estudo do desequilíbrio de ecossistemas aquáticos, pois os microrganismos respondem bem a este tipo de mudanças.

Vários microrganismos vêm sendo utilizados como indicadores de qualidade de água, dentre eles as leveduras. Pesquisas envolvendo leveduras de ambientes tropicais vem sendo conduzidas com uma frequência ainda inferior a desejável, pois muitos ambientes são devastados antes mesmo de se conhecer sua microbiota (HAGLER et al., 1995)

Vários trabalhos têm sido desenvolvidos visando caracterizar as leveduras presentes em ecossistemas aquáticos (HAGLER & MENDONÇA-HAGLER 1981; ROSA et al., 1990, 1995; MORAIS et al., 1996; PEÇANHA, 1996; SLÁVIKOVÁ & VADKERTIOVÁ, 1997a,b). O número e espécies dependem do tipo e pureza da água. A ocorrência e distribuição de leveduras crescem na presença de poluição ou na presença de algas e podem alcançar mais de mil células por litro (HAGLER & MENDONÇA-HAGLER, 1981).

COOKE (1963, 1965) observou a existência de uma grande diversidade de leveduras em todos os estágios de tratamento de esgoto e que estas ocorriam em altas densidades em águas naturais que recebiam efluentes de esgotos domésticos. SPENCER et al. (1970) verificaram que o número mínimo de leveduras isoladas do rio Saskatchewan

(Canadá), antes da passagem pela cidade de Saskatoon, era mil vezes menor do que imediatamente após a cidade. Ainda, SPENCER et al. (1974 a,b), em estudos que englobaram lagos e rios da mesma cidade do Canadá, observaram que na maioria das vezes as contagens de leveduras foram altas em amostras feitas em rios e lagos próximos à cidade. QUINN (1984) sugere que a presença de elevado número de leveduras poderia ser utilizada como um bom indicador de enriquecimento orgânico periódico ou localizado em ambientes aquáticos. Entretanto, existem poucos dados sobre a ocorrência de leveduras em lagos e rios em regiões tropicais (HAGLER & MENDONÇA HAGLER, 1981,1988; HAGLER et al., 1986; ROSA et al., 1995; VIANA, 1995; MORAIS et al., 1996; PEÇANHA et al., 1996; SOARES et al., 1997; TORRES, 1999; MEDEIROS, 2002) sendo a maioria dos trabalhos desenvolvidos em regiões de clima temperado (HEDRICK et al., 1964, 1968; HEDRICK R. L. & SOYUGENE M., 1967; AHEARN et al., 1968; SIMARD & BLACKWOOD, 1971 a,b; SPENCER et al., 1974 a,b; LAZARUS et al., 1974; QUINN, 1984; SLÁVIKOVÁ et al., 1992; SLÁVIKOVÁ E. & VADKERTIOVÁ R., 1995, 1997 a,b).

Segundo HAGLER & AHEARN (1987), em lagos não poluídos são encontradas contagens, geralmente abaixo de 10 unidades formadoras de colônia (UFC) de leveduras por 100 ml. Lagos mesotróficos possuem contagens entre 10 e 50 UFC/100 ml. Águas que já estão recebendo descargas de poluentes, mas que ainda são seguras para uso recreacional, possuem contagens entre 50 e 100 UFC por 100 ml. E, finalmente, águas eutrofizadas apresentam contagens acima de 100 UFC/ml.

O estudo de diversidade e distribuição de leveduras em ambientes aquáticos indica que habitats diferentes possuem comunidades de leveduras características, revelando muitos biótipos diferentes que provavelmente representam novas espécies. Uma grande diversidade de populações de leveduras tem sido encontrada em ambientes aquáticos porém, estas parecem originar de ambientes terrestres incluindo esgotos (HAGLER et al., 1995). MEDEIROS (2002), em trabalho realizado na bacia do rio Doce, encontrou a maior diversidade de espécies de leveduras nos ambientes aquáticos que recebiam maior carga de material alóctone. Estes microrganismos entraram nos corpos d'água carregados pelas chuvas ou outros fatores encontrando ambientes favoráveis para sua sobrevivência. Segundo HAGLER & AHEARN (1987), poucas espécies de leveduras são específicas de habitats aquáticos sendo que diferentes populações destes microrganismos podem ser encontradas em água doce originadas de ambientes terrestres e esgotos. Das espécies encontradas por MEDEIROS (2002), *Candida krusei*, *C. parapsilosis* e *C. guilliermondii* foram predominantes nos ambientes onde foi

observada a maior diversidade de espécies de leveduras e que recebiam grande quantidade de esgoto doméstico.

As contagens de leveduras têm sido sugeridas como complemento às contagens de coliformes, podendo até mesmo tornar-se um melhor indicativo, quando os locais em estudo incluem uma área influenciada por águas cloradas ou marinhas. Estes microrganismos apresentam elevada capacidade de sobrevivência nestes ambientes e podem fornecer evidências de eutrofização devido à descarga de matéria orgânica de qualquer natureza. (SIMARD, 1971; SIMARD & BLACKWOOD 1971 a e b; HAGLER et al., 1986; FUJITA et al., 1987; GREENBERG et al., 1998). TORRES (1999), ao estudar os tributários da lagoa da Pampulha, Belo Horizonte, MG-Brasil, verificou que as maiores densidades de leveduras foram isoladas nos córregos que recebem maior carga de esgoto (doméstico e industrial). MEDEIROS (2002), estudando lagos e rios do trecho médio da bacia do rio Doce encontrou, as maiores contagens de leveduras, nos rios amostrados sendo que estes recebiam grande carga de esgoto.

A determinação de bactérias do grupo coliforme tem sido utilizada no monitoramento de qualidade das águas. A presença destes microrganismos na água é assumida como indicadora de riscos potenciais à saúde, devido à sua associação no intestino com patógenos como *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio*, *Mycobacterium*, *Pasteurella*, *Leptospira* e vírus entéricos (DUTKA, 1973). O grupo coliforme é constituído por bactérias pertencentes aos gêneros *Citrobacter*, *Escherichia*, *Enterobacter* e *Klebsiella*. São bacilos aeróbios ou anaeróbios facultativos, gram negativas e não formadores de esporos, oxidase-negativos, capazes de desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tensoativos que fermentam a lactose com produção de ácido, gás e aldeído a $35,0 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ em 24-48 horas, e que podem apresentar atividade da enzima β -galactosidase.

A presença de *Escherichia coli* na água é assumida como indicadora de riscos potenciais à saúde, devido à sua associação no intestino com patógenos como *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio*, *Mycobacterium*, *Pasteurella*, *Leptospira* e vírus entéricos (DUTKA, 1973). Embora estes microrganismos estejam relacionados com contaminação fecal, proveniente de animais de sangue quente, podem também ser encontrados em outros locais, oriundos de vegetais e do solo (FUJIOKA et al., 1999). CARRILLO et al. (1985) e HAGLER et al. (1993) isolaram *E. coli* de águas naturais preservadas de contaminação fecal, como as águas de chuvas em florestas tropicais e águas de bromélias, respectivamente.

Segundo o CONAMA, que rege todos os corpos d'água de Minas Gerais, através da resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000, águas próprias para balneabilidade, recreação de contato primário, deve apresentar até 800 NMP de *Escherichia coli*/100mL de amostra. Águas que apresentarem contagens acima destes valores são consideradas impróprias para balneabilidade. MEDEIROS (2002) em trabalho realizados em lagos no trecho médio da bacia do rio Doce verificou que os ambientes estudados encontravam-se dentro dos valores de coliformes permitidos pelo CONAMA para fins recreacionais.

O objetivo deste trabalho é avaliar a qualidade da água através da densidade de leveduras, bactérias heterotróficas e *Escherichia coli* em lagos da região do trecho médio da bacia do rio Doce, sujeito a diferentes impactos antrópicos.

Metodologia

As coletas estão sendo realizadas mensalmente durante todo ano de 2002. Estão sendo amostrados três lagos dentro do Parque Estadual do Rio Doce: lagoa Dom Helvécio, lagoa Carioca e lagoa Gambazinho e uma lagoa encontrada fora do limite do PERD e utilizada como clube de pesca (lagoa Jacaré). As amostras de água estão sendo coletadas na região litorânea e limnética de cada lagoa. Na região limnética foram feitos perfis na coluna d'água. As profundidades selecionadas foram 100%, 10%, 1% de penetração de luz e a zona afótica, medida utilizando-se um disco de Secchi de 20,0 cm de diâmetro.

As amostras d'água foram coletadas em frascos previamente esterilizados, transportados para o laboratório em frascos contendo gelo e processadas no máximo em 24 horas. Em todas as amostras foram feitas as determinações do Número Mais Provável (NMP) de coliformes totais e fecais, contagem de leveduras e bactérias heterotróficas. As leveduras estão sendo estocadas para posterior identificação.

Para análise da densidade de leveduras utilizou-se a amostra de água bruta (sem diluição) onde alíquotas de 0,1 ml de cada amostra foram semeadas, em triplicata, por esgotamento, em placas contendo Meio YM (extrato de levedura 0,3 %; peptona 0,5 %; glicose 1 %; extrato de malte 0,3 %; ágar 2 % e cloranfenicol 20 mg, sendo o pH ajustado para 3,7 – 4,0 com HCl 1N). As amostras de água foram inoculadas e espalhadas homogeneamente com auxílio de alça de vidro. As placas foram então incubadas à temperatura de $25 \pm 1^\circ\text{C}$ e a leitura feita do terceiro ao décimo dia de incubação. As colônias de leveduras que cresceram foram descritas, enumeradas, purificadas e repicadas para tubos contendo meio GYMP (ágar 2 %; NaH_2PO_4 0,2 %;

glicose 2 %; extrato de malte 1 % e extrato de levedura 0,5 %), inclinado e, após crescimento por 48 horas a 25 °C, estocadas em geladeira sob camada de óleo mineral estéril a 4 °C até o momento da identificação. A identificação será realizada segundo metodologia padrão como descrito por KURTZMAN & FELL (1998). A densidade de leveduras é expressa em UFC/ml.

Para a análise da *Escherichia coli* foi utilizada a metodologia da Técnica de tubos múltiplos (GREENBERG et al., 1998). A determinação do NMP de *E. coli* foi realizada através da tabela de cálculos do número mais provável (GREENBERG et al., 1998). O número de coliformes está expressa em NMP por 100mL.

Para a determinação da densidade de bactérias heterotróficas foi realizado o procedimento da técnica de contagem de bactérias heterotróficas em placa (GREENBERG et al., 1998). Para tanto foi utilizada a diluição 10^{-3} . O meio de cultura utilizado foi o agar NWRI (HPCA) (peptona 3 %, caseína solúvel 0,5 %, K_2HPO_4 0,2 %, $MgSO_4$ 0,05 %, $FeCl_3$ 0,001 % e agar 1,5 %), que produz uma alta contagem de colônias (GREENBERG et al., 1998). A densidade é dada em unidade formadora de colônias por ml (UFC/ml).

Resultados e discussão

A tabela 3.7 mostra a densidade de coliformes totais e fecais nos lagoa Dom Helvécio, lagoa Carioca e lagoa Jacaré. A presença *Escherichia coli* foi detectada em todos os pontos de coleta em todos os meses amostrados. O mês de abril apresentou os maiores valores para este grupo de microrganismos em todos os lagos, sendo que a lagoa Carioca apresentou a maior densidade de *E. coli* (300 NMP/100ml). A contagem de *E. coli* nos lagos amostrados foi baixa mostrando que estes lagos, quase sempre, não apresentam uma contaminação fecal e quando isto ocorre, é pouco significativa. Segundo determinação do CONAMA, através da resolução de novembro de 2000 (BRASIL, 2000), considerando-se os valores permissíveis para *E. coli*, na determinação de seus padrões para balneabilidade (recreação de contato primário), todos os lagos amostrados estão dentro dos limites permitidos para fins recreacionais sendo consideradas águas muito boas para este fim.

A tabela 3.8 mostra a densidade de leveduras nos lagos Dom Helvécio, lagoa Carioca, lagoa Gambazinho e lagoa Jacaré. A densidade de leveduras apresentou grandes variações ao longo dos períodos amostrados, sendo que a maior densidade foi encontrada a 10% de luminosidade na lagoa Jacaré no mês de abril (206 UFC/mL). O

lago Dom Helvécio vem apresentando as menores contagens de leveduras ao longo do ano, onde em alguns meses de coleta (abril, agosto e setembro) não foram isoladas colônias. Deve-se levar em conta que a sobrevivência de um organismo, em um ambiente no qual ele não seja autóctone, é dependente da habilidade deste em tolerar uma série de estresses físicos e biológicos, diferentes de seu habitat natural (KLEI & ALEXANDER, 1986). Alguns autores sugerem que o número de leveduras que ocorrem em lagos e rios pode servir como um índice da quantidade de poluição presente nesses corpos d'água (SIMARD, 1971; GREENBERG, 1998; HAGLER et al., 1986 e FUGITA et al., 1987).

A tabela 3.9 mostra os resultados da contagem de bactérias heterotróficas nas lagoas amostradas. As maiores contagens para bactéria heterotróficas foram encontradas no mês de setembro na maioria dos lagos amostrados. O enriquecimento orgânico, entre outros fatores, de um determinado ambiente lacustre pode acarretar alterações significativas na sua microbiota. Essas alterações podem ser observadas através dos estudos das flutuações sazonais das populações microbianas já que estas podem responder rapidamente às mudanças ambientais (RAI, 1978). As bactérias, presentes em corpos d'água, utilizam a matéria orgânica dissolvida, multiplicando-se rapidamente quando as condições são favoráveis. As contagens de bactérias heterotróficas mostram que estes ambientes recebem baixa carga de matéria orgânica.

Conclusões

- Todos as lagoa amostradas apresentaram níveis de *Escherichia coli* dentro dos valores permitidos pela resolução do CONAMA, para balneabilidade.
- A baixa densidade de leveduras e bactérias heterotróficas sugerem que os corpos d'água estudados recebem pouca carga de matéria orgânica.

Tabela 3.7. Número de isolados de leveduras (UFC/ml) nas lagoas amostradas no trecho médio da bacia do Rio Doce.

Lagoa		Data da coleta					
		março	abril	maio	Junho	julho	agosto
Jacaré	Litorânea	0	15	10	ND	20	0
	100%	0	0	0	20	20	0
	10%	0	0	206	10	23	0
	1%	0	0	30	0	85	0
	afótica	10	0	ND	0	5	0
Carioca	Litorânea	20	0	10	15	0	145
	100%	10	0	10	10	0	0
	10%	0	0	0	10	20	10
	1%	10	0	0	0	26	10
	afótica	0	0	0	0	20	10
Dom Helvécio	Litorânea	0	10	0	15	0	0
	100%	10	0	0	0	50	0
	10%	0	0	0	0	0	0
	1%	10	0	0	0	0	0
	Afótica	0	0	0	30	10	0
Gambazinho	Litorânea	163	10	23	0	0	50
	100%	0	10	0	0	10	0
	10%	0	20	10	0	0	10
	1%	0	0	0	10	0	0
	afótica	20	0	0	10	0	110

ND = não determinado

Tabela 3.8. Número de isolados de bactérias heterotróficas nas lagoas amostradas no trecho médio da bacia do Rio Doce.

Lagoa		Data da coleta						
		março	abril	mai	junho	julho	agosto	setembro
				o				
Jacaré	Litorânea	ND	3000000	ND	ND	100000	ND	8000
	100%	ND	3800000	ND	ND	200000	>300000	4000
	10%	ND	3400000	ND	ND	1200000	30000	32000
	1%	ND	30000000	ND	ND	500000	20000	10000
	afótica	ND	-			30000000	30000	2000
Carioca	Litorânea	ND	100000	ND	ND	100000	4000	ND
		ND	ND	ND	ND	100000	17000	1000
	10%	ND	ND	ND	ND	ND	25000	ND
	1%	ND	100000	ND	ND	3500000	128000	3000
	afótica	ND	100000	ND	ND	ND	11000	1000
Dom Helvécio	Litorânea	257000	ND	ND	ND	6030000	2500	16000
	100%	300000	100000	ND	ND	ND	12000	300000
	10%	195000	ND	ND	ND	ND	4000	3000
	1%	218000	100000	ND	ND	ND	10000	ND
	Afótica	256600	100000	ND	ND	ND	ND	ND
Gambazinho	Litorânea	300000	0	ND	ND	ND	15000	6000
	100%	269000	2700000	ND	ND	ND	ND	ND
	10%	240000	ND	ND	ND	ND	6000	6300
	1%	326000	1000000	ND	ND	ND	2600	300000
	afótica	300000	300000	ND	ND	ND	ND	50100

ND = não determinado

Tabela 3.9. Número mais provável de *Escherichia coli* (NMP/100ml) nas lagoas amostradas no trecho médio da bacia do Rio Doce.

Lagoas	Data da coleta						
	Março	Abril	Mai	Junho	Julho	Agosto	Setembro
Jacaré	8	220	170	170	300	ND	23
Carioca	30	300	30	30	26	ND	300
Dom Helvécio	70	140	13	110	130	110	33

ND = não determinado

Variação sazonal da composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica dos lagos do Médio Rio Doce

Cristiane Freitas de A. Barros, Maria Betânia G. Souza, Paula de Ávila Lacerda, Viviane R. de Faria, Luciana Barbosa & Francisco A.R. Barbosa

Introdução

A utilização do fitoplâncton como indicador sensível da qualidade de um ecossistema aquático se fundamenta no fato de que constitui a base da cadeia alimentar, na qual os efeitos oriundos das alterações ambientais serão refletidos no bioma como um todo. Assim, o fitoplâncton é um importante indicador de poluição e alteração nos ambientes aquáticos (Round 1983).

Segundo Reynolds (1997), a região do PERD é particularmente atraente para estudos de ecologia do fitoplâncton: a elevada temperatura da água acelera processos como seleção, competição e dominância; a sazonalidade moderada (comparada com as regiões temperadas), combinada com o relativo isolamento hidrológico dos lagos, a extensa cobertura vegetal e a relativa ausência de impacto antrópico, em conjunto, permitem uma “quase ausência” de distúrbios físicos.

Considerando-se o grande número de atividades potencialmente impactantes na bacia do Rio Doce (mineração/garimpo, siderurgia, produção de celulose, reflorestamento de grandes áreas com *Eucalyptus* spp., despejos de esgotos domésticos e industriais), a expectativa de uma significativa redução da biodiversidade aquática é bastante razoável. (Barbosa *et al.*, 1997).

Materiais e métodos

A comunidade fitoplanctônica foi avaliada através de análises qualitativa e quantitativa. Para a análise qualitativa as amostras foram coletadas com o auxílio de uma rede de 20 μ m de abertura de malha, através de arrastos horizontais sucessivos, fixadas com solução de lugol acético e analisadas sob microscópio óptico, com aumento de 400 e 1000X. As amostras para análise quantitativa foram coletadas com uma garrafa de van Dorn (3 litros) nas profundidades determinadas a partir das leituras de desaparecimento visual do disco de Secchi (100%, 10%, 1% da luz incidente na superfície e na zona afótica) e fixadas com solução de lugol acético. Durante o período

de chuvas, foram também coletadas 5 e 3 amostras intermediárias, além daquelas definidas pelo perfil de luz, para as lagoas Dom Helvécio e Carioca, respectivamente. As contagens foram feitas em câmara de sedimentação em microscópio invertido em campos aleatórios, através da técnica de Utermöhl (1958). A densidade dos organismos foi calculada segundo Vilafañe e Reid (1995).

Foram analisadas amostras qualitativas das lagoas Amarela, Dom Helvécio, Carioca, Gambazinho, Jacaré, em dois meses na estação chuvosa (janeiro e fevereiro) e em dois meses na estação seca (julho e agosto). À exceção da lagoa Carioca, onde na estação seca esta análise foi realizada apenas no mês de julho.

Para as lagoas Dom Helvécio, Carioca, Gambazinho, Jacaré foram realizadas análises quantitativas em dois meses da estação chuvosa (janeiro e fevereiro) e dois da seca (julho e agosto). À exceção da lagoa Carioca, onde na estação seca esta análise foi realizada apenas no mês de julho.

O índice de equitabilidade e diversidade de espécies foi obtido através da fórmula de Shannon & Weaver:

$$H' = -\sum \log_2 P_i$$

Onde:

$$P_i = N_i / N$$

N_i = número da espécie

N = número total de espécies na amostra

Foram determinadas a riqueza de espécies e a similaridade entre as comunidades dos ambientes. A similaridade foi determinada através do Índice de Jaccard, conforme a equação que se segue:

$$S = c / (a + b - c),$$

onde:

a = no. de espécies que ocorrem no local a

b = no. de espécies que ocorrem no local b

c = no. de espécies que ocorrem em ambas as amostras

As mudanças na composição, na densidade, estrutura e distribuição em espécies serão estimadas através da comparação qualitativa (diversidade e riqueza) e quantitativa das espécies presentes.

Resultados

Foi observado um total de 195 espécies, distribuídas em 8 classes, 12 ordens e 28 famílias nas amostras analisadas (Tabela 3.10).

Zygnemaphyceae foi o grupo que mais contribuiu na riqueza de espécies em todos os ambientes estudados em ambos os períodos. Assim como nos anos anteriores (2000 e 2001), a família desmidiácea predominou, também destacando-se os gêneros *Staurastrum*, *Staurodesmus* e *Cosmarium*. Isto reafirma as condições de oligotrofia, boa mistura de nutrientes e isolamento geográfico (Reynolds, 1997), sobretudo das lagoas localizadas dentro do PERD. As cianobactérias também foram bem representadas, sobretudo por espécies filamentosas como *Planktolyngbya* sp., *Spirulina* sp., *Lyngbya* spp. e *Limnothrix* sp. Outro grupo que também deve ser mencionado, por sua participação relevante na riqueza total em todas as lagoas amostradas, é a classe Chlorophyceae, a qual apresentou grande diversidade de famílias. A classe Bacillariophyceae foi pouco representada, mas esteve presente em todos os ambientes nos dois períodos, à exceção da lagoa Jacaré, onde não ocorreu nas chuvas (Figura 3.10).

Apesar de ser um ambiente tropical oligotrófico, não-impactado, rodeado por mata primária e isolado, a lagoa Gambazinho apresenta uma dominância quase absoluta de cianobactérias em todas as amostras (períodos e profundidades), mesmo tendo sido encontradas 34 espécies no período de chuvas e 49 na seca, e Zygnemaphyceae ser a classe mais rica (Figura 3.11). Além disso, uma única espécie, *Lyngbya* sp.2, foi a mais abundante em quase todas as amostras, sendo substituída em apenas alguns casos, por outras cianofíceas filamentosas, como *Pseudoanabaena* sp., que dominou na região afótica em fevereiro e agosto, e *Planktolyngbya* sp., que dominou entre 10 e 1% de luz no mês de janeiro. Assim, este ambiente pode ser considerado homogêneo em relação à sua composição fitoplanctônica, o que pode estar sendo influenciada pelas condições geográficas, físicas e químicas do lago. Segundo Deberdt *et al.*, (2002), a estabilidade, bem como a temperatura, estão entre os principais fatores que promovem a dominância de cianobactérias em ambientes lênticos. Assim, apesar de pequeno e relativamente raso (se comparado a ambientes como o lago Dom Helvécio, por exemplo), com cerca de 10 m de profundidade, o que facilitaria o *mixing* pela ação dos ventos, esta lagoa localiza-se num vale, e os ventos podem estar sendo barrados, o que pode lhe conferir uma maior estabilidade.

Tabela 3.10. Composição do fitoplâncton dos lagoas Amarela, Dom Helvécio, Gambazinho e Jacaré nos períodos de seca e chuva de 2002.

Taxa/Locais	L. Amarela		L. Carioca		L.D. Helvécio		L. Gambazinho		L. Jacaré	
	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca
Classe Bacillariophyceae										
Ordem Centrales										
Família Melosiraceae										
<i>Melosira</i> sp2										
<i>RHisozolenia</i> sp.										
Ordem Pennales										
Pennales N.I.										
Pennales N.I.1										
Pennales N.I.2										
Pennales N.I.3										
Pennales N.I.6										
Pennales N.I.7										
Família Eunotiaceae										
<i>Eunotia</i> sp.										
Família Naviculaceae										
<i>Cymbella</i> sp.										
<i>Cymbella</i> sp2										
<i>Frustulia rhomboides</i>										
<i>Gomphonema</i> sp.										
<i>Gyrosigma</i> sp.										
<i>Navicula</i> sp.										
<i>Pinnularia</i> sp.										
<i>Pinnularia</i> cf. <i>platycephala</i>										
Família Surirellaceae										
<i>Surirella</i> sp.										
Classe Chlorophyceae										
Chlorophyceae N.I.1										
Ordem Chlorococcales										
Chlorococcales N.I.1										
Chlorococcales N.I.2										
Chlorococcales N.I.4										
Chlorococcales N.I.5										
Família Botryococcaceae										
<i>Botryococcus braunii</i>										
<i>Botryococcus</i> sp.										
<i>Dinophorococcus</i> sp.										
Família Chlorellaceae										
<i>Ankistrodesmus densus</i>										
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>										
<i>Ankistrodesmus tortus</i>										
<i>Chlorella</i> sp.										
<i>Closteriopsis</i> sp.1										
<i>Closteriopsis</i> sp.2										
<i>Cystodinium</i> sp.										
<i>Elakatothrix</i> sp.										
<i>Monorraphidium</i> sp.1										
<i>Monorraphidium</i> sp.2										
<i>Nephrocytium</i> sp.										
<i>Quadrigula</i> sp.										
<i>Scroederia</i> sp.										
<i>Selenastrum</i> sp										
<i>Tetraëdron caudatum</i>										

Tabela 3.10. Continuação.

Taxa/Locais	L. Amarela		L. Carioca		L.D. Helvécio		L. Gambazinho		L. Jacaré	
	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca
Classe Dinophyceae										
Ordem Peridinales										
Família Peridiniaceae										
<i>Gymnodinium</i> sp.			+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Peridinium gatunense</i>	+	+			+					
<i>Peridinium volzii</i>		+								
<i>Peridinium</i> sp.2			+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Peridinium</i> sp3			+		+	+				
<i>Peridinium</i> sp.4								+		
<i>Peridinium</i> sp.5							+			
<i>Peridinium</i> sp.							+	+	+	
Classe Euglenophyceae										
Ordem Euglenales										
Euglenales N.I.										
Euglenales N.I.2		+			+			+		+
Família Euglenaceae										
<i>Euglena</i> cf. <i>acus</i>	+	+			+					+
<i>Phacus longicauda</i>	+	+								
<i>Phacus</i> sp.	+	+								+
<i>Trachelomonas armata</i>		+							+	+
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>cilindrica</i>										
<i>Trachelomonas robusta</i>		+								
<i>Trachelomonas volvocina</i>	+			+	+	+			+	+
Classe Oedogoniophyceae										
<i>Oedogonium</i> sp.	+	+					+			
Classe Zygnemaphyceae										
Ordem Desmidiaceae										
Família Closteriaceae										
<i>Closterium</i> sp.					+	+	+	+		
<i>Closterium</i> cf. <i>gracile</i>								+		
<i>Closterium moniliferum</i>					+				+	+
<i>Closterium tumidum</i>									+	
<i>Closterium</i> cf. <i>turgidum</i>							+			
Família Desmidiaceae										
<i>Cosmarium bioculatum</i>			+	+	+	+			+	+
<i>Cosmarium</i> cf. <i>blytii</i>	+	+								
<i>Cosmarium</i> cf. <i>botrytis</i>		+								
<i>Cosmarium</i> cf. <i>punctulatum</i>										+
<i>Cosmarium contractum</i>			+	+	+	+			+	+
<i>Cosmarium depressum</i>								+		
<i>Cosmarium moniliforme</i>	+									
<i>Cosmarium ornatum</i>								+		
<i>Cosmarium pseudoconatum</i>								+		
<i>Cosmarium</i> cf. <i>turpini</i>	+									
<i>Cosmarium</i> sp1			+		+			+	+	+
<i>Cosmarium</i> sp2					+					
<i>Cosmarium</i> sp1				+						
<i>Cosmarium</i> sp5			+	+	+	+			+	+
<i>Desmidium swatizii</i>	+									
<i>Euastrum</i> sp3							+	+		

Tabela 3.10. Continuação.

Taxa/Locais	L. Amarela		L. Carioca		L.D. Helvécio		L. Gambazinho		L. Jacaré	
	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca
Familia Desmidiaceae (cont.)										
<i>Hyalotheca dissilens</i>	+	+								
<i>Micrasterias laticeps</i>							+	+		
<i>Micrasterias radiata</i>								+		
<i>Micrasterias radiosa</i>								+		
<i>Sphaeroszoma</i> sp.					+			+		
<i>Spondylosium planum</i>					+			+		
<i>Spondylosium panduriforme</i>	+	+	+	+		+	+		+	
<i>Staurastrum bicornis</i>									+	+
<i>Staurastrum bifurcatum</i>			+	+	+	+			+	
<i>Staurastrum</i> cf. <i>brebissoni</i>							+	+		
<i>Staurastrum tetracerum</i>			+		+					
<i>Staurastrum</i> cf. <i>astroideum</i>						+				+
<i>Staurastrum</i> cf. <i>hirsutum</i>							+	+		
<i>Staurastrum laeve</i>			+	+	+	+			+	
<i>Staurastrum leptocladum</i>		+							+	+
<i>Staurastrum chaetoceras</i>	+		+	+	+	+			+	+
<i>Staurastrum depressiceps</i>										
<i>Staurastrum gemelliparum</i>			+		+	+			+	
<i>Staurastrum geracile</i>							+	+	+	+
<i>Staurastrum pingue</i>			+	+					+	
<i>Staurastrum rotula</i>	+				+			+		
<i>Staurastrum smithii</i>			+	+		+			+	+
<i>Staurastrum</i> sp1					+					
<i>Staurastrum</i> sp5			+					+	+	+
<i>Staurastrum subunguiferum</i>					+				+	
<i>Staurastrum tetracerum</i>									+	
<i>Staurastrum trifidum</i>										+
<i>Stauroidesmus convergens</i>	+				+				+	+
<i>Stauroidesmus</i> cf. <i>curvatus</i>								+		
<i>Stauroidesmus cuspidatus</i>					+	+	+		+	+
<i>Stauroidesmus dejectus</i>										+
<i>Stauroidesmus incus</i>			+		+	+		+	+	+
<i>Stauroidesmus jaculiferus</i>					+		+	+	+	
<i>Stauroidesmus</i> cf. <i>megacanthus</i>										+
<i>Stauroidesmus</i> cf. <i>sparsus</i>										+
<i>Stauroidesmus O'Mearii</i>								+		
<i>Stauroidesmus pachyrynchus</i>									+	
<i>Stauroidesmus spencerianus</i>					+	+			+	+
<i>Stauroidesmus</i> sp.			+							
<i>Teilingia</i> sp1			+	+	+	+			+	+
<i>Teilingia</i> sp2				+	+	+			+	+
Ordem Zygnematales										
Família Mesoteniaceae										
<i>Gonatozygon</i> sp.								+		
Família Zygnemataceae										
<i>Mougeotia</i> sp.	+					+	+	+		
<i>Spirogyra</i> sp.		+								
<i>Xanthidium</i> sp1					+					
<i>Xanthidium</i> sp2					+					
Total	22	21	52	34	71	52	34	49	65	87

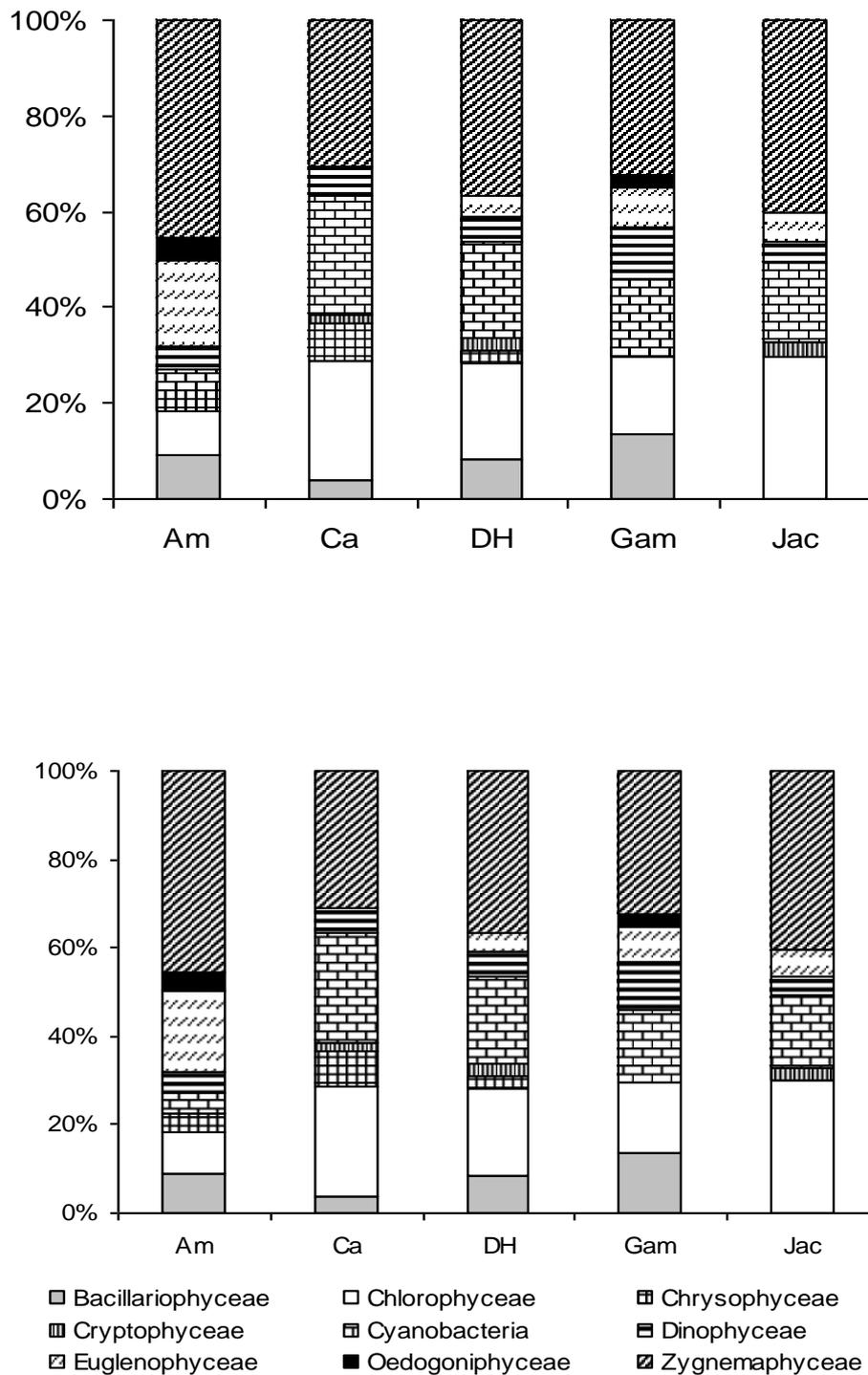


Figura 3.10. Contribuição das diferentes classes na riqueza de espécies para as lagoas Amarela, Carioca, Dom Helvécio, Gambazinho e Jacaré (Am, Ca, DH, Gam e Jac, respectivamente), nos períodos de chuvas (Janeiro e Fevereiro) e seca (Julho e Agosto) de 2002 .

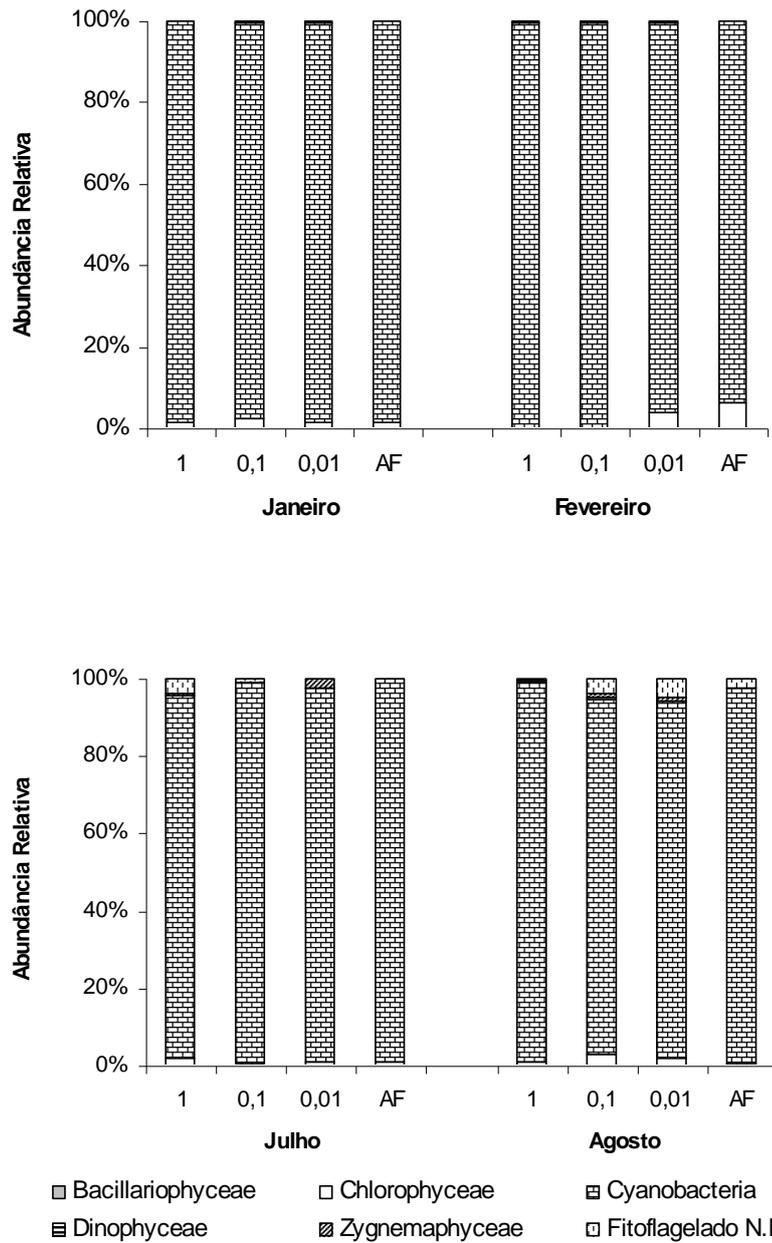


Figura 3.11. Contribuição das diferentes classes na densidade do fitoplâncton da lagoa Gambazinho nas quatro profundidades amostradas nos períodos de chuvas (Janeiro e Fevereiro) e seca (Julho e Agosto) de 2002.

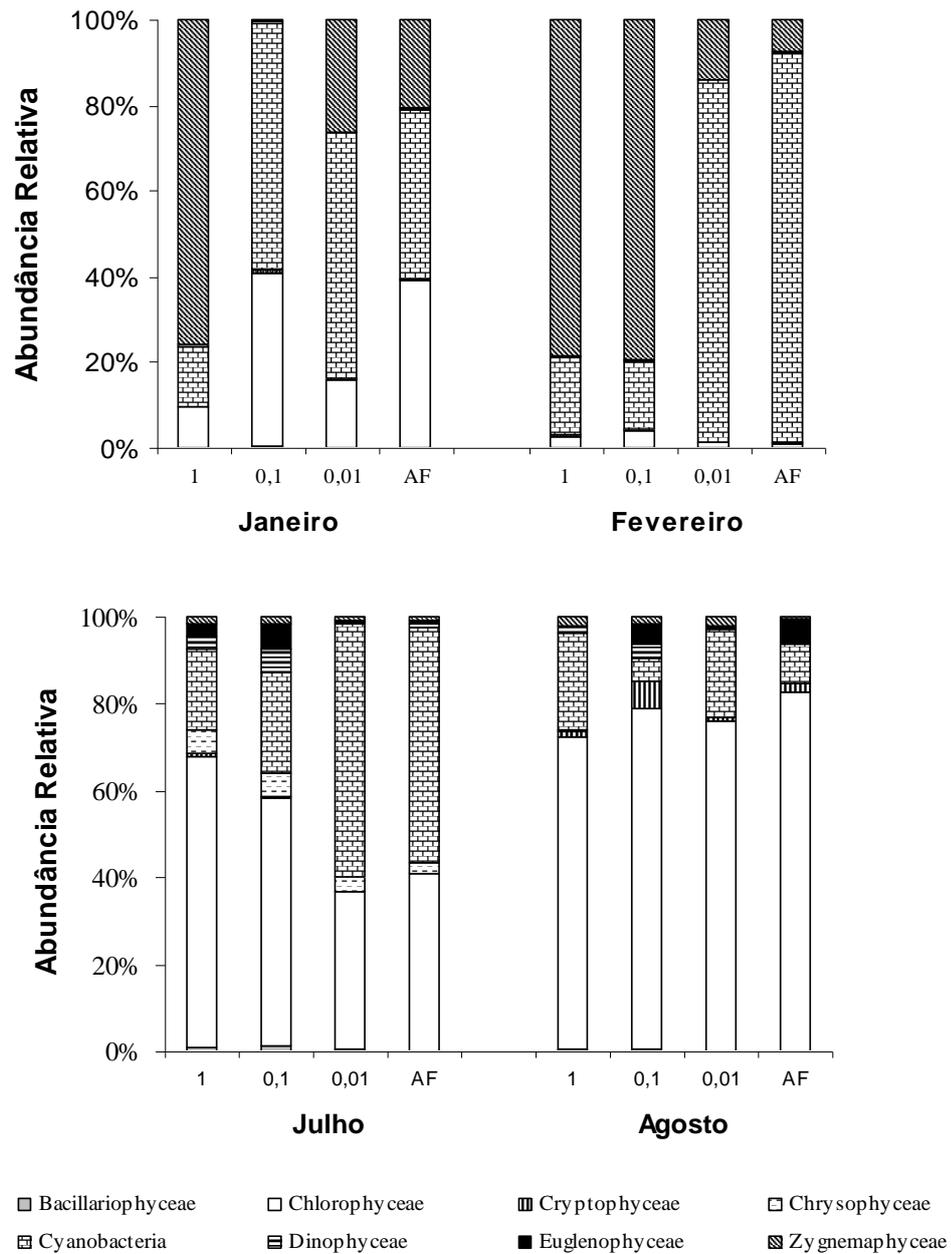


Figura 3.12 Contribuição das diferentes classes na densidade do fitoplâncton da lagoa Jacaré, nas quatro profundidades amostradas, nos períodos de chuvas (Janeiro e Fevereiro) e seca (Julho e Agosto) de 2002.

Ao contrário da lagoa Gambazinho, de uma maneira geral, a lagoa Jacaré apresentou uma alternância dos grupos dominantes entre as estações e as profundidades com diferentes disponibilidades de luz. Chlorophyceae, principalmente *Chlorella* sp. e *Botryococcus* sp., dominou no período de seca em todas as profundidades, com exceção das regiões de menor luminosidade em julho. Nestas faixas, as cianobactérias predominaram, especialmente *Planktolyngbya* sp., e também foram dominantes, nestas regiões, na estação chuvosa. Zygnemaphyceae, representada principalmente por *Staurodesmus incus* e *Cosmarium* sp.5, dominou apenas nas zonas com maior disponibilidade de luz, no período de chuvas (Figura 3.12). Este ambiente encontra-se fora dos limites do PERD, numa área impactada, circundada por monocultura de *Eucalyptus* spp., além de receber cargas frequentes de esgoto proveniente da atividade turística e ser ambiente de pesca. Conforme sugerido por Lund (1973), as condições ambientais afetam diferentemente os organismos fitoplanctônicos, de modo que sua variação favorece diferentes grupos numa escala temporal. De acordo com Reynolds (1988), neste contexto, os níveis de perturbação aos quais a lagoa está sujeita podem estar favorecendo as mudanças na composição da comunidade.

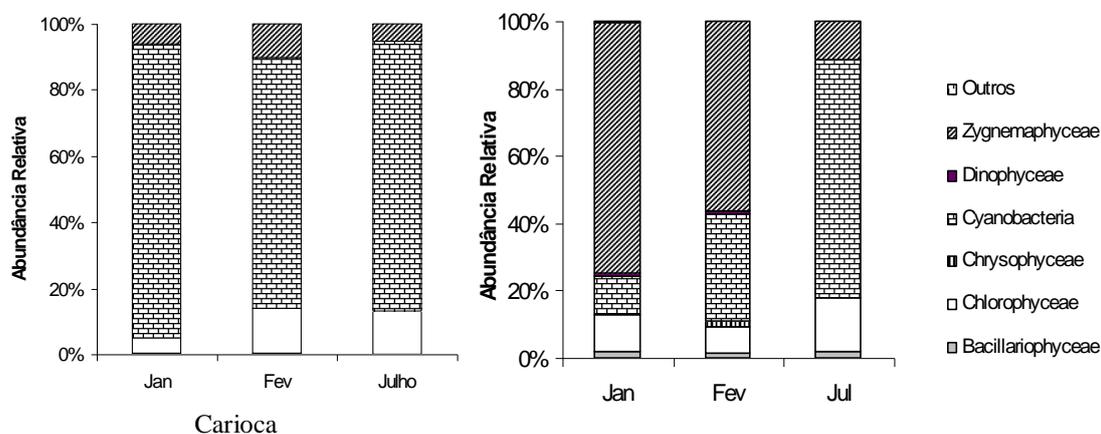


Figura 3.13. Contribuição das diferentes classes na densidade do fitoplâncton das lagoas Carioca e Dom Helvécio em 2002.

Como a lagoa Gambazinho, a lagoa Carioca apresentou dominância quase absoluta de cianobactérias, sobretudo espécies filamentosas, principalmente *Spirulina* sp., em ambas as estações, além de *Planktolyngbya* sp., *Lyngbya* sp.2 e *Pseudoanabaena* sp., na seca (Figura 3.13). É interessante salientar a elevada densidade no mês de janeiro, alcançando cerca de 60.000 org/ml a 4,5m de profundidade (1% da radiação incidente), onde *Lyngbya* sp.2 foi a espécie dominante, juntamente com outras cianobactérias filamentosas. A lagoa apresentou homogeneidade quanto à distribuição dos organismos na coluna d'água, no período de seca, apresentando cerca de 20.000 org/ml nas quatro profundidades amostradas, dos quais *Spirulina* sp. foi sempre a dominante. Tal distribuição pode estar relacionada à condição de desestratificação térmica do lago, que permite uma homogeneização dos nutrientes disponíveis e freqüente redistribuição dos organismos na coluna d'água (Barbosa & Padisák, 2002) (Figura 4.5).

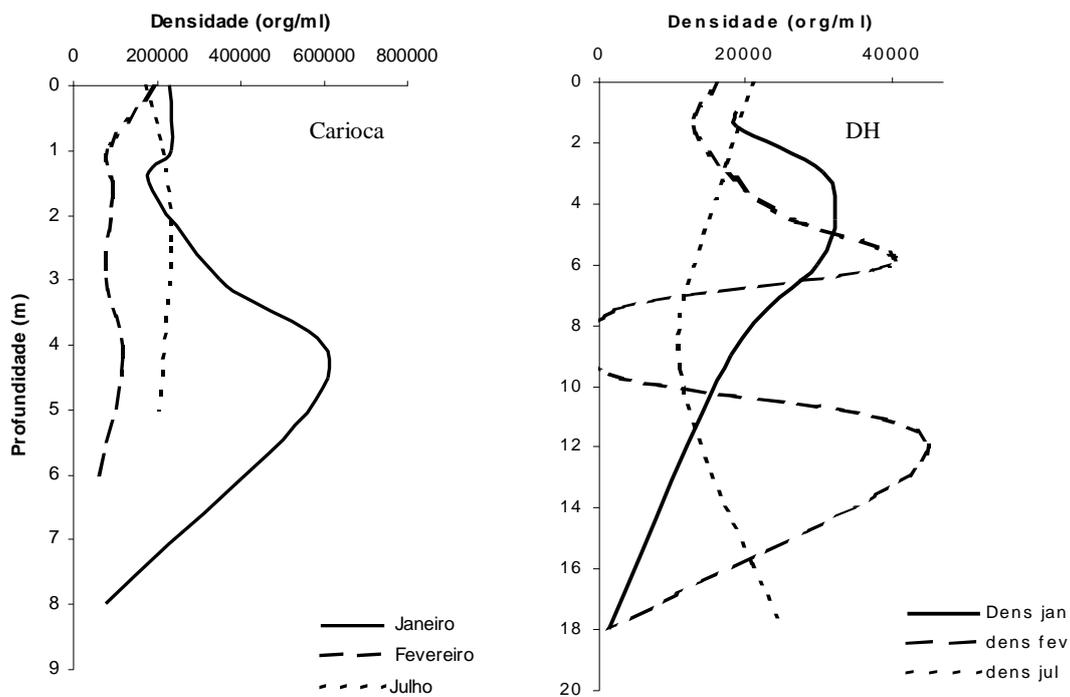


Figura 3.14. Densidade do fitoplâncton total das lagoas Dom Helvécio e Carioca nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2002 no lago Dom Helvécio PERD/MG.

No lago Dom Helvécio, foi observada uma mudança na estrutura da comunidade fitoplanctônica entre os períodos de chuvas, dominado por Zygnemaphyceae, e seca, dominado por Cyanobacteria (Figura 3.13). No período de chuvas, a resposta da comunidade à estratificação térmica foi bem evidente, sendo observada grande variação quali e quantitativa na distribuição vertical dos organismos. No mês de janeiro, a 10% de luz incidente (4,5 m), aproximadamente 30.000 org/ml foram estimados, dos quais *Staurodemus incus* foi a espécie dominante. Em fevereiro, foram verificados dois picos de densidade, com cerca de 40.000 org/ml: um a 10% de luz (6 m), devido principalmente à contribuição de Zygnemaphyceae, principalmente, *Staurodesmus incus*, e outro a 1% de luz (12 m), onde Cyanobacteria dominou, sobretudo devido à *Spirulina* sp. (Figura 3.14). Como observado na lagoa Carioca, o mês de julho apresentou densidade de aproximadamente 20.000 org/ml em toda a coluna d'água, com predomínio também de Cyanobacteria (*Planktolyngbya* sp.).

A partir da análise de amostragens quali e quantitativas de 2000, 2001 e 2002, ou seja, desde o início do projeto PELD/PERD, foi determinada uma curva de acúmulo de espécies para as lagoas Dom Helvécio e Carioca (Figuras 3.15 e 3.16, respectivamente). As formas destas curvas sugerem uma tendência à estabilização da riqueza nos dois ambientes. Tal fato indica que, pelo menos quanto à região limnética, a maioria das espécies já é conhecida, sendo esperados poucos acréscimos em relação à comunidade fitoplanctônica.

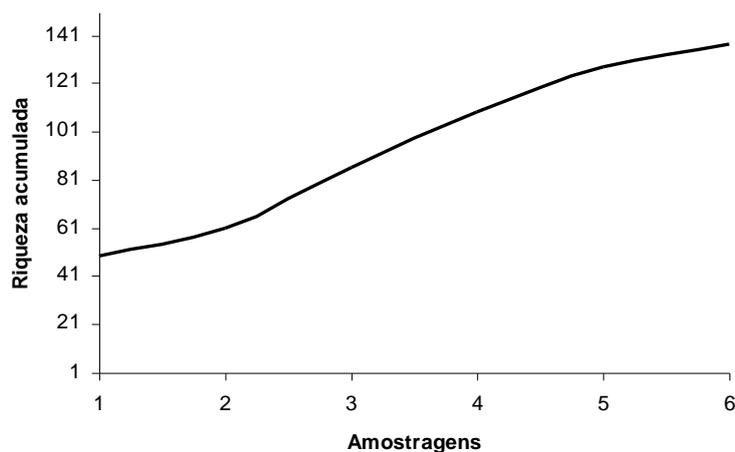


Figura 3.15. Número de espécies acumuladas ao longo dos três anos de amostragem na Lagoa Dom Helvécio, PERD/MG; onde 1 a 6 correspondem às amostragens realizadas nos períodos de chuva e seca de 2000, 2001 e 2002, respectivamente.

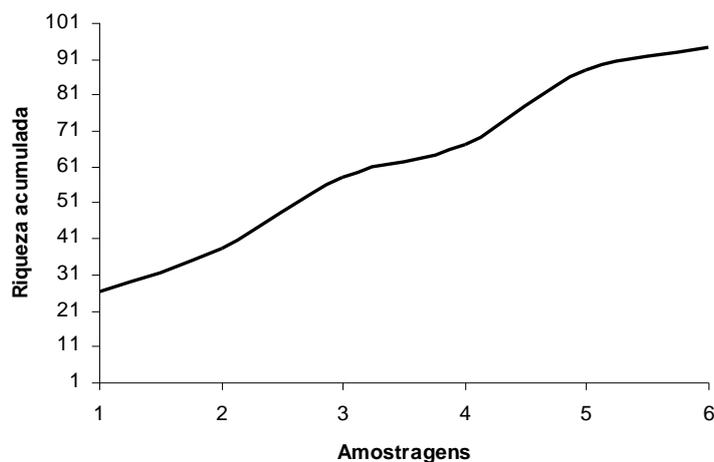


Figura 3.16. Número de espécies acumuladas ao longo dos três anos de amostragem na Lagoa Carioca, PERD/MG; onde 1 a 6 correspondem às amostragens realizadas nos períodos de chuva e seca de 2000, 2001 e 2002, respectivamente.

Os valores mais altos de diversidade e equitabilidade foram observados na lagoa Dom Helvécio, no período de chuvas, e na Jacaré, na seca. No entanto, a diferença tanto entre estes ambientes, quanto entre as duas estações no mesmo ambiente, foram pequenas. Neste contexto, a variação sazonal estaria interferindo na comunidade fitoplanctônica como agente promotor de substituição e não de restrição. Já a lagoa Gambazinho, apresentou os menores valores nas duas estações, devido ao predomínio de *Lyngbya* sp.2. e à raridade dos outros *taxa* (Tabela 3.11). Tal fato, sugere mais uma vez que a constância deste ambiente pode estar promovendo uma seleção de Cyanobacteria em detrimento dos outros grupos.

De maneira geral, os valores de similaridade foram muito reduzido entre todas as lagoas na duas estações, sendo observada similaridade máxima de 10,5%, no período de chuvas, entre Gambazinho e Dom Helvécio, e de 32,4%, na seca, entre Dom Helvécio e Carioca (Tabelas 3.12 e 3.13). Este quadro pode indicar uma sinergia entre as variações ambientais e as características inerentes a cada ambiente, ou seja, cada lago é um ambiente único a ser considerado, pois apresenta características próprias em decorrência das distintas condições geológicas, morfológicas, históricas e de impacto antrópico, entre outras, a que estão sujeitos.

Tabela 3.11. Diversidade (Shannon-Weaver) e equitabilidade das lagoas em dois meses dos períodos de chuvas e seca de 2002.

Períodos	Ambientes							
	Carioca		D. Helvécio		Jacaré		Gambazinho	
	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E
Chuva 1	2,24	0,62	2,64	0,64	2,36	0,58	1,17	0,47
Chuva 2	2,06	0,60	2,45	0,63	2,14	0,56	1,25	0,60
Seca 1			2,23	0,57	2,52	0,62	0,92	0,36
Seca2	1,56	0,44	2,29	0,57	2,46	0,54	1,03	0,38

Tabela 3.12. Matriz de similaridade para o período de chuvas de 2002

	Amarela	Carioca	D. Helvécio	Gambazinho	Jacaré
Amarela	1	0,028	0,069	0,077	0,061
Carioca		1	0,28	0,1	0,3
Dom Helvécio			1	0,105	0,36
Gambazinho				1	0,18
Jacaré					1

Tabela 3.13. Matriz de similaridade para o período de seca de 2002.

	Amarela	Carioca	D. Helvécio	Gambazinho	Jacaré
Amarela	1	0,038	0,028	0,029	0,08
Carioca		1	0,36	0,12	0,274
Dom Helvécio			1	0,13	0,324
Gambazinho				1	0,16
Jacaré					1

Experimentos de enriquecimento *in situ*: respostas de algas bentônicas à adição de nutrientes em um córrego de altitude da Serra do Cipó-MG.

Raquel Sousa Mendes & Francisco Antonio R. Barbosa

Introdução

Os prejuízos decorrentes do mau uso dos recursos hídricos têm se manifestado de duas maneiras: através da introdução de substâncias tóxicas nas águas subterrâneas e através do fenômeno da eutrofização artificial (Esteves, 1998).

A contribuição do nitrogênio na forma inorgânica, através da fixação biológica, é um dos fatores primordiais para a produtividade de ecossistemas aquáticos (Stewart, 1969; Ryther & Dunstan, 1971). Porém, na maioria das águas continentais, o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade. Além disso, tem sido apontado como principal responsável pela eutrofização artificial (Esteves, 1998) e, mais recentemente, tem sido utilizado como um dos principais estimadores do grau de trofia destes ecossistemas (Salas & Martino 1991).

A utilização de experimentos de enriquecimento *in situ* possibilita uma resposta mais rápida de toda a comunidade do que de uma única espécie em particular e estes experimentos são apropriados para testar uma provável resposta a uma futura eutrofização (Kelly & Whitton, 1998), podendo fornecer informações valiosas sobre os ambientes aquáticos (Henriques & Ibañez, 1988).

O presente estudo teve como objetivos identificar alterações quantitativas na assembléia de algas bentônicas causadas pelo enriquecimento artificial e identificar o nutriente preferencialmente assimilado no ambiente, além de verificar se existe uma melhor absorção quando estes são fornecidos em conjunto.

Hipótese de trabalho

O fósforo é o principal elemento limitante para o crescimento de algas bentônicas no córrego Indaiá, Serra do Cipó-MG.

Área de estudo

A Serra do Cipó localiza-se no centro do estado de Minas Gerais, ao sul da Cordilheira do Espinhaço (19°-20° S; 43°-44° W). A vegetação característica é peculiar às regiões de elevadas altitudes (campos rupestres, 1200-1400m) e cerrado nas altitudes

menores (até 1000m). O substrato predominante é formado por quartzitos, com solos pouco profundos. O Parque Nacional da Serra do Cipó é reconhecido como área particularmente rica em espécies endêmicas (Madeira & Fernandes, 1999; Affini & Ladeira, 1992). Além disto destaca-se o fato de constituírem reservas importantes de água para o abastecimento futuro da região metropolitana de Belo Horizonte.

Nesta região foi objeto de estudo o córrego Indaiá, localizado a 1210m de altitude, no interior do Parque Nacional da Serra do Cipó, que drena para a vertente leste e portanto, inserido no trecho médio da bacia do rio Doce. Suas águas são de boa qualidade (77 - 137% de oxigênio dissolvido, 5,5 - 6,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de condutividade elétrica, 0,03 mEq/lCO₂ de alcalinidade total, baixas concentrações de nutrientes) e baixa produtividade primária fitoplanctônica-média de 0,406 mgC/m³.h. (Barbosa *et. al.*, dados não publicados). Constitui-se em pequeno riacho com escassa mata ciliar e praticamente sem influência antrópica.

Material e métodos

Em uma estação de amostragem foram feitas medidas *in situ* da temperatura da água, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, antes (04/05/02-15/06/02) e após (01/06/02-13/07/02) o período de enriquecimento dos respectivos experimentos. A alcalinidade total foi medida pelo método Gran, modificado por Carmouze (1983) e as concentrações de sílica solúvel "reativa", amônio, nitrito, nitrato, fósforo solúvel "reativo", nitrogênio total e fósforo total, foram medidas a partir de amostras de água colhidas nos mesmos pontos e nos mesmos períodos, segundo técnicas descritas em Golterman *et al.* (1978) e Mackereth *et al.* (1978), bem como concentrações de clorofila-*a*, que seguiram metodologia descrita em Lorenzen (1967).

O efeito da adição de formas dissolvidas de nitrogênio e fósforo, sobre a biomassa da comunidade perifítica, foi testado de acordo com metodologia descrita por Lindstrøm (1996) modificada, como se segue: cada conjunto experimental constou de 40 potes de plástico (5 para cada tratamento) de 250 ml (Fairchild *et al.*, 1985; Stanley *et al.*, 1990; Pan & Lowe, 1995) com tampas perfuradas por orifícios de 45 mm de diâmetro, montados em uma cuba de polietileno de 52 cm de comprimento por 32cm de largura e cobertos por uma tampa de madeira. Sobre esta tampa foram fixadas régua de 4 cm de altura, também de madeira, que serviram de moldura entre os tratamentos. Antes de serem usados, estes potes foram lavados copiosamente com água de torneira e

em seguida com água destilada, imersos em solução sulfocrômica por 24 horas e novamente lavados com água destilada.

Cada pote continha 250 ml de ágar 2 % (Fairchild *et al.*, 1985; Hill & Knight, 1988; Stanley *et al.*, 1990; Corkum, 1996) enriquecido com fósforo (0,0264; 294,5; 589,0 e $1.178,0 \times 10^{-3} \mu\text{g/l}$), nitrogênio (0,232; 2.600,0; 5.200,0 e $10.400,0 \times 10^{-3} \mu\text{g/l}$) e nitrogênio + fósforo. Conforme sugerido por Scrimgeour & Chambers (1997), foram testadas quatro concentrações de fósforo (na forma de K_2HPO_4) e nitrogênio (na forma de NH_4CL), com o objetivo de se verificar aquela que represente um balanço entre maximizar o aumento da biomassa algal e minimizar a variância da amostra.

Uma revisão bibliográfica detalhada demonstrou que a maioria dos trabalhos utilizou, em experimentos de enriquecimento, concentrações entre 0,05 e 0,5M/l de K_2HPO_4 (por ex. Fairchild *et al.*, 1985; Stanley *et al.*, 1990; Chessman *et al.*, 1992; Pan & Lowe, 1995; Corkum, 1996; Scrimgeour & Chambers, 1997). Porém, em trabalho recente de Mosisch *et al.* (2001) feito em córregos subtropicais, conseguiu-se bom resultado com 0,15M/l, sendo que o tempo de permanência no ambiente foi de 7 semanas (o dobro do presente trabalho) e a abertura do pote foi de 8 cm (também o dobro). Considerando estes trabalhos, concordou-se em testar as seguintes concentrações: 0,038, 0,019, 0,0095 M/l de K_2HPO_4 . A menor concentração utilizada foi baseada em valores do ambiente obtidos no período de seca, a qual foi aumentada 4 vezes. Para os tratamentos com nitrogênio bem como para aqueles com fósforo + nitrogênio, manteve-se a relação N/P (dissolvidos) de 8,8. Foram feitos dois controles (somente ágar 2%) em cada experimento, colocados com o objetivo de verificar-se qualquer interferência entre os tratamentos. Os quatro controles, ao término dos estudos, foram ordenados da seguinte maneira: 1) aquele que se localizou entre a borda da cuba e a concentração mais baixa de fósforo (0,0 e $0,0264 \times 10^{-3} \mu\text{g/l}$); 2) aquele que se localizou entre a borda da cuba e a segunda concentração de fósforo (0,0 e $294,5 \times 10^{-3} \mu\text{g/l}$); 3) aquele que se localizou entre as concentrações 1 e 2 do tratamento fósforo + nitrogênio ($0,0264 + 0,232$ e $294,5 + 2600,0 \times 10^{-3} \mu\text{g/l}$); 4) aquele que se localizou entre as concentrações 3 e 4 do tratamento fósforo + nitrogênio ($589,0 + 5200,0$ e $1178,0 + 10400,0 \times 10^{-3} \mu\text{g/l}$).

Em cada pote foi fixado, através de sua tampa, um filtro de fibra de vidro (Lindstrøm, 1996; Matlock, 1999) de 47mm de diâmetro o qual, após 28 dias (Vollenweider, 1974; Peterson, 1985; Whitton *et al.*, 1991; Schwarzbald, 1990) de exposição (enriquecimento), foi coletado para análise em laboratório. Foram utilizados

três filtros (triplicata) para análise da biomassa algal perifítica (clorofila-*a* segundo método descrito em Lorenzen, 1967) e os dois filtros restantes serão utilizados para análise qualitativa do material colonizado. Um terceiro conjunto de 16 filtros foi incorporado ao experimento, com a finalidade de permitir uma análise da colonização de algas perifíticas fora do experimento. Estes 16 filtros foram divididos em duas placas de borracha e colocados em dois pontos: a) poço A, em que foi realizado o experimento e b) poço B, adjacente e semelhante a este.

Para verificar possíveis diferenças de biomassa entre as duas placas, bem como entre os tratamentos e os controles, foi realizado o teste t de Student (paramétrico) ou o teste Mann-Whitney (não paramétrico). Também foi testada uma possível correlação entre concentração de nutrientes e biomassa algal perifítica.

Resultados e discussão

Os valores das variáveis físicas e químicas mostraram que as concentrações de nitrato (0,05 µg/l a 8,8 µg/l), amônio (8,5 µg/l a 154,4 µg/l), fósforo total (entre 8,1 e 38,1 µg/l), nitrogênio total (56,3 e 566,2 µg/l) e clorofila-*a* (0,9-3,3 µg/l) foram baixas e que não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os poços A e B (Tab. 3.14). Porém, houve diferença significativa entre a biomassa algal perifítica das placas localizadas nestes poços ($z = -1,99$ e $p = 0,046$). Estes resultados sugerem que talvez a composição da comunidade, independente das condições físicas e químicas do ambiente, seja responsável pela diferença nos valores da biomassa local.

Também não houve diferença significativa entre os valores das variáveis físicas e químicas obtidos no período do primeiro experimento e aqueles obtidos no período do segundo experimento (Fig. 3.17). Este fato torna possível o tratamento estatístico de ambos os experimentos, em conjunto.

Em análises de regressão foi observada uma interação significativa entre clorofila-*a* e concentração de nitrogênio, bem como entre clorofila-*a* e concentração de fósforo + nitrogênio (Fig. 3.18). Estes resultados sugerem uma possível concentração inibitória do crescimento algal, a qual foi corroborada pelos testes de hipóteses realizados entre as concentrações destes mesmos tratamentos: a menor concentração (1) de nitrogênio obteve uma resposta significativamente maior do que o tratamento com a maior concentração (4) ($t = 6,463$, $p = 0,007$); também nos tratamentos onde foram fornecidos fósforo e nitrogênio em conjunto, a maior concentração (4) foi significativamente menor que todas as concentrações 1 ($t = 5,499$, $p = 0,005$), 2 ($t = 5,256$, $p = 0,006$) e 3 ($t = 3,358$,

$p=0,028$). Estes resultados também sugerem que talvez as concentrações ideais para experimentos de enriquecimento em ambientes semelhantes ao córrego Indaiá sejam as menores.

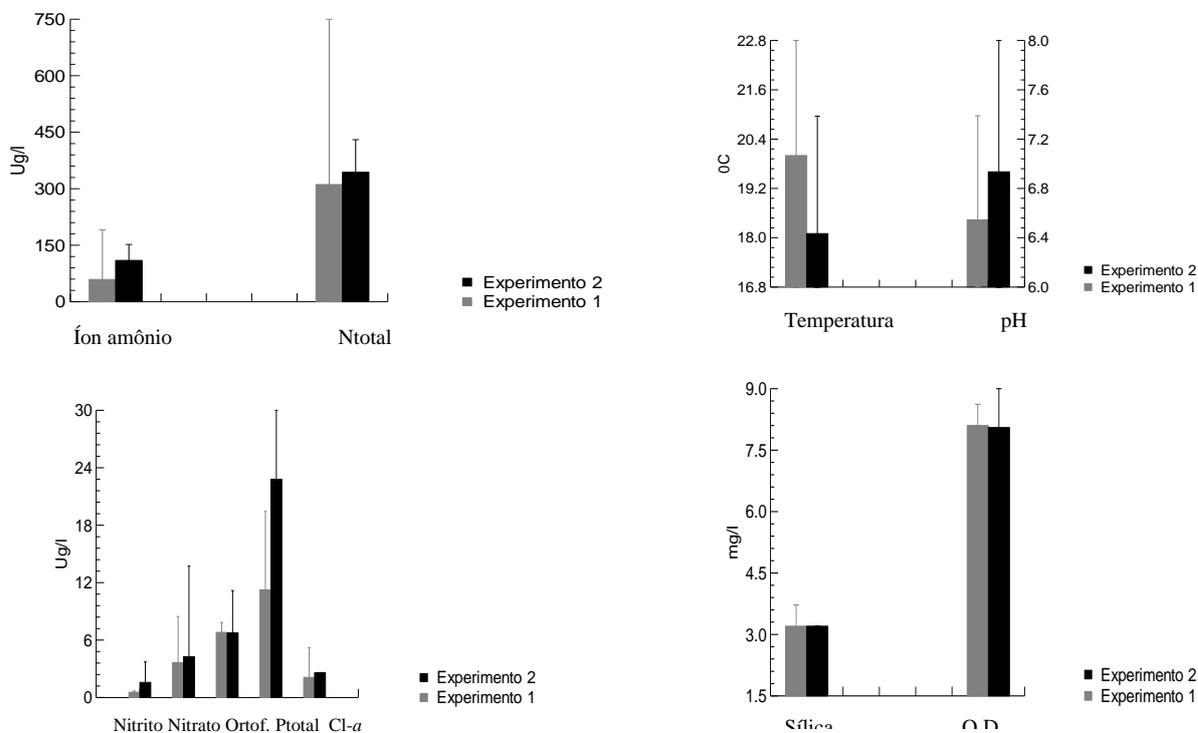


Figura 3.17. Valores das variáveis físicas e químicas obtidos durante os experimentos I (n=2) e II (n=4) com seus respectivos desvios padrões.

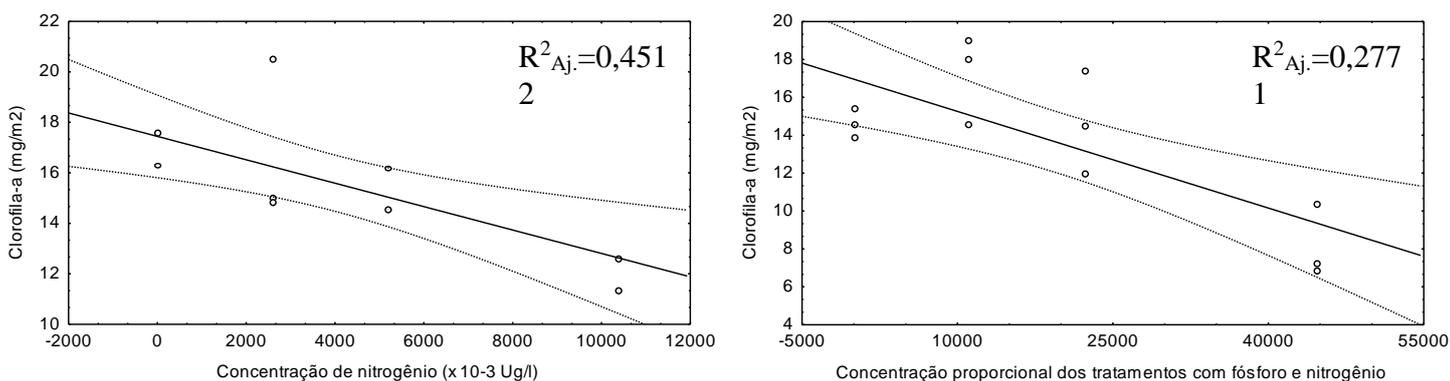


Figura 3.18. Resposta da biomassa algal perifítica às concentrações de nitrogênio e de fósforo mais nitrogênio.

Os valores de clorofila-*a* obtidos nas placas de borracha oscilaram entre 0,0 e 2,2 mg/m² e são considerados baixos quando comparados com aqueles obtidos por Guasch *et al.*(1995), em um córrego não impactado na Espanha (40-70 mg/m²). Este fato, aliado às baixas concentrações de fósforo solúvel reativo verificadas no córrego Indaiá no período estudado (6,2-7,3 µg/l) sugerem o predomínio de características oligotróficas deste ambiente. Entretanto, quando comparamos as respostas aos experimentos de enriquecimento (Fig. 3.19), verificamos que o fósforo talvez não seja o principal responsável pela baixa produção perifítica. Além disso, possivelmente, o nitrogênio tenha um papel relevante neste córrego visto que este nutriente apresentou respostas significativamente maiores quando comparado com o fósforo ($t=-2,859$, $p=0,045$) e com o tratamento fósforo + nitrogênio ($t=3,426$, $p=0,026$) na concentração 1. Lembrando que o pH, levemente ácido, juntamente com a coloração escura da água sugerem a presença de ácidos húmicos no ambiente. Estes ácidos, por reterem compostos nitrogenados em suas grandes moléculas, podem favorecer uma limitação por nitrogênio neste córrego. Porém, quando foi utilizada a concentração 2 a melhor resposta foi ao tratamento fósforo + nitrogênio, sendo esta significativamente maior que aquela do tratamento com fósforo ($t=3,292$, $p=0,030$) sugerindo uma possível sinergia entre este nutriente e o nitrogênio.

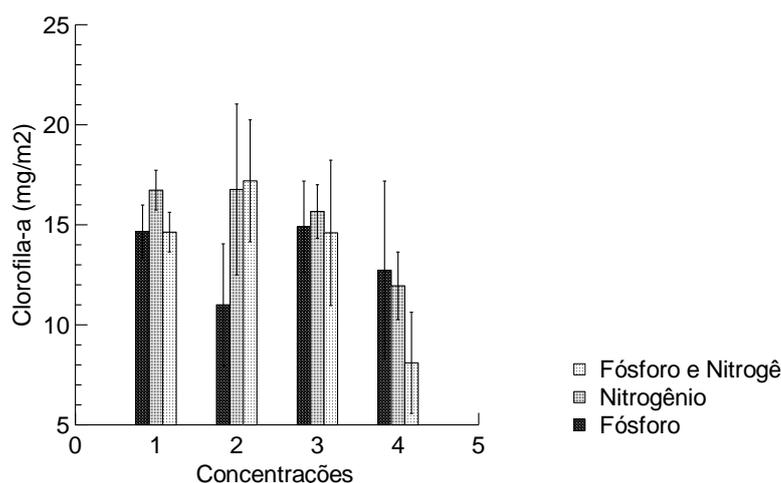


Figura 3.19. Resposta da biomassa algal perifítica aos tratamentos com fósforo, nitrogênio e fósforo+nitrogênio.

Houve uma diferença significativa entre as respostas aos controles 2 e 3 ($t=4,3027$, $p=0,037$), sendo que a do controle 2 foi menor (média=8,23 mg cl-*a*/m²) do que a do controle 3 (média=16,9 mg cl-*a*/m²), o que sugeriria uma possível interferência entre os tratamentos. Porém, os outros resultados não permitem esta conclusão já que houve apenas mais uma diferença significativa entre as respostas aos controles 1 e 2 ($t=4,3027$, $p=0,033$) e, sendo a do controle 2 menor do que a do controle 1 (média=17,23 mg cl-*a*/m²), este resultado torna-se contrário à hipótese de interferência. Assim, decidiu-se trabalhar com a média de todos os controles em conjunto, o que refletiria mais realisticamente a resposta do ambiente ao desenho experimental.

Segundo Stanley *et al.* (1990) o grau em que as algas são limitadas por fósforo pode ser inferido a partir dos níveis deste elemento necessários para produzir uma concentração de clorofila-*a* significativamente maior que o controle. Foram feitos então os testes comparando a média (14,1mg cl-*a*/m²) das respostas aos controles 1,2,3 e 4 com cada tratamento em particular e houve diferença significativa apenas quando foram comparados controle e tratamento fósforo + nitrogênio na concentração 4 ($t=2,462$, $p=0,028$). Sendo a resposta à este último menor (8,1 mg cl-*a*/m²) do que a média das respostas aos controles, este resultado somente reforça a sugestão de uma concentração inibitória ao crescimento da comunidade algal perifítica.

As razões N/P totais obtidas durante os experimentos (Tabela3.14) foram comparadas com aquelas propostas por Borchardt (1996) onde, razões maiores que 20:1 indicam limitação por fósforo, razões menores que 10:1 indicam limitação por nitrogênio e razões entre 10:1 e 20:1 não sugerem limitação para o crescimento do perifiton por nenhum destes nutrientes. Portanto, apesar de os valores 23,13 e 22,86 sugerirem uma limitação por fósforo, o valor 11,63 sugere que não há limitação por estes nutrientes. Este fato corrobora as respostas negativas aos tratamentos quando comparadas às respostas aos controles e, apesar de o ambiente aparentar oligotrofia, fatores como luz, por exemplo, poderiam estar controlando o crescimento perifítico. Segundo Bushong & Bachmann (1989), níveis de saturação por nutrientes podem ser altos tanto em ambientes eutróficos, mesotróficos ou oligotróficos já que pode existir um gradiente vertical de concentração de nutrientes dentro da própria comunidade perifítica e onde há a saturação por nutrientes, a luz e a temperatura controlarão então a biomassa algal. Kjeldsen (1996) salienta que se a biomassa algal não for regulada por herbivoria ou pela luz disponível, pode ainda ser regulada pelo auto-sombreamento (camadas superpostas).

Observação interessante foi feita ao verificarmos que, apesar de baixa produtividade primária fitoplanctônica (Barbosa *et al.*, dados não publicados) e limitação por fósforo para o crescimento desta comunidade (razão N/P >9 segundo proposta de Vollenweider apud Salas & Martino, 1991), o ambiente parece não oferecer limitação por nutrientes à comunidade perifítica, demonstrando a complexidade existente em ambientes lóticos e a importância de se estudar separadamente estas duas comunidades.

Tabela 3.14. Valores médios (n = 2) das variáveis físicas e químicas do córrego Indaiá obtidos durante os experimentos I (04/05/02-01/06/02) e II (15/06/02-13/07/02).

	Temp. (°C)	pH	Condut. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Ox. Dis. (mgO_2/l)	Alcalinid. ($\text{meqCO}_2 \text{l}^{-1}$)	SiO_2 (mg l^{-1})	NO_2^- ($\mu\text{g l}^{-1}$)	NO_3^- ($\mu\text{g l}^{-1}$)	NH_4^+ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	PO_4^{3-} ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N T ($\mu\text{g l}^{-1}$)	PT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Chl-a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N/P total
Experimento I	20,0	6,54	6,4	8,12	0,052	3,2	0,6	3,7	59,2	6,8	311,3	11,3	2,1	23,13
Experimento II- poço A	18,2	7,02	5,4	8,16	0,057	3,1	1,95	3,5	120,9	7,3	394,7	17,6	2,3	22,86
Experimento II- poço B	18,0	6,85	5,9	7,90	0,054	3,3	1,2	5,0	98,5	6,2	292,9	28,0	2,95	11,63

Flutuação mensal do zooplâncton dos lagos Carioca, Dom Helvécio e Gambazinho (Parque Estadual do Rio Doce)

Elaine Cristina Lopes Brandão; Simone Aparecida Braz; Sofia Luiza Brito - estagiárias

Rosa Maria Menendez - Bióloga

Paulina Maria Maia Barbosa – orientadora

Introdução

A flutuação sazonal do zooplâncton é um fenômeno comum em ambientes aquáticos de regiões tropicais e temperadas, e reflete a ação de fatores abióticos e bióticos.

Para regiões temperadas os padrões de flutuação das populações planctônicas e os fatores determinantes destas flutuações são relativamente bem descritos. O mesmo não ocorre para populações de regiões tropicais, onde mudanças climáticas temporárias, imprevisíveis e algumas vezes de curta duração podem determinar flutuações nem sempre regulares (Payne, 1986; Dumont, 1994; Twombly, 1983).

No Brasil vários estudos têm procurado descrever as modificações na composição e abundância do zooplâncton de águas continentais e identificar os possíveis fatores responsáveis por estas alterações (Carvalho, 1983; Maia-Barbosa & Matsumura-Tundisi, 1984; Bozelli, 1991; Arcifa, 1992; Espindola *et al*, 1996, dentre outros).

Nos lagos do Parque Estadual do Rio Doce estudos sobre a comunidade zooplânctônica vêm sendo realizados desde 1978, enfocando diferentes aspectos (Tundisi & Saijo, 1997). Apesar do grande número de informações contidas nestes estudos, dados sobre as variações sazonais foram apresentados apenas para Cladocera, a partir de amostras bimensais (Santos, 1980).

O presente estudo teve como principal objetivo analisar a composição e flutuação mensal de rotíferos, copépodes e cladóceros das lagoas Carioca e Dom Helvécio, durante 2001/2002 e Gambazinho/2002. Para esta última lagoa os dados apresentados são inéditos já que nenhum estudo limnológico tinha sido realizado anteriormente.

Material e Métodos

As coletas foram realizadas mensalmente, no período de janeiro de 2001 a agosto de 2002 nas lagoas Carioca e Dom Helvécio, e janeiro a agosto de 2002 na lagoa Gambazinho.

Em um ponto fixo da região limnética, foram amostradas quatro profundidades variáveis de acordo com as leituras do disco de Secchi. Para a análise quantitativa do zooplâncton foram coletados 10 litros de água, com auxílio da garrafa de Van Dorn, e filtrados em rede de plâncton de 68 μ m de abertura de malha. O material foi fixado com formaldeído 4% e corado com Rosa de Bengala. As contagens foram efetuadas sob microscópio óptico em câmara de Sedgwick-Rafter. Pelo menos três sub-amostras foram analisadas ou até que um total de 250 indivíduos da espécie dominante fosse obtido sendo os resultados expressos em org/m³. As amostras com baixa densidade de organismos foram contadas na sua totalidade. As amostras utilizadas para análise qualitativa foram coletadas com a rede de plâncton descrita acima, através de arrastos horizontais. Para comparação da similaridade foi aplicado o índice de Jaccard.

Neste relatório serão apresentados dados relativos ao período de maio/2001 a agosto/2002 para as lagoas Carioca e Dom Helvécio, e janeiro a agosto/2002 para a lagoa Gambazinho. Comparações foram feitas entre densidades de grandes grupos nas diferentes lagoas, sem considerar a distribuição vertical dos organismos.

Resultados e Discussão

Quarenta e sete táxons foram identificados na comunidade zooplanctônica dos lagos Dom Helvécio (31), Carioca (37) e Gambazinho (25), sendo 29 pertencentes ao grupo Rotifera, 13 a Cladocera e apenas 4 a Copepoda. Copepoda foi o grupo dominante nas três lagoas contribuindo com mais de 70% dos organismos identificados, e Cladocera o que menos contribuiu (máxima de 12% na lagoa Dom Helvécio) Figura 3.20.

A maior participação de Copepoda foi devida à abundância dos estágios naupliares que na Carioca, Dom Helvécio e Gambazinho contribuíram com 55, 53 e 59% do zooplâncton total respectivamente (67, 75 e 63% do total de Copepoda). Segundo Matsumura-Tundisi (1997) o predomínio de estágios jovens parece ser uma situação comum para vários ambientes aquáticos. Cabianca & Sendacz (1985) consideram que esta pode ser uma estratégia reprodutiva do grupo, já que os adultos constituem um item alimentar importante na dieta de várias espécies de peixes.

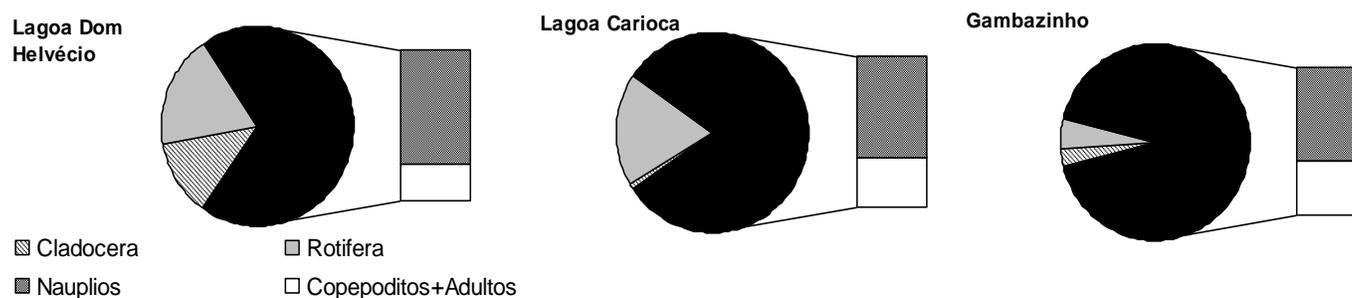


Fig. 3.20. Abundância relativa dos principais grupos zooplânctônicos, com destaque para a contribuição de náuplios e copepoditos + adultos.

Bonecker *et al* (2001) associaram as abundâncias de náuplios e copepoditos a maior disponibilidade de alimento no reservatório de Corumbá (GO). Em estudo realizado na lagoa Dom Helvécio há quase vinte anos, Matsumura-Tundisi (*op. cit.*) relata a maior contribuição de copépodes para o zooplâncton total (70%) Entretanto, a proporção de náuplios era bem inferior à encontrada neste estudo (apenas 19,1%).

Densidades mais elevadas foram quase sempre registradas na lagoa Carioca com máximos nos meses de maio/2001 (2.405.667 org/m³) e fevereiro/2002 (2.742.933 org/m³). Para os lagos Dom Helvécio e Gambazinho os valores foram bem inferiores com máximos nos meses de outubro/2001 (647.300 org/m³) e maio (1.530.833 org/m³) para o primeiro e em julho (952.640 org/m³) para o segundo. (Figura 3.21). De uma maneira geral, para as três lagoas as densidades mostraram-se mais elevadas durante o período de chuvas (outubro a abril) com redução nos meses de seca (junho a setembro). Observa-se que os valores registrados no segundo período de seca (junho e julho/2002) foram mais elevados do que no anterior. Com as chuvas o aporte de material alóctone aumenta, enriquecendo o ambiente (Rocha *et al.* 1982) e embora os lagos apresentem uma estratificação térmica, espécies oportunistas capazes de utilizar mais rapidamente estes recursos responderiam com aumentos de densidade, o que explicaria pelo menos em parte, as densidades mais elevadas neste período.

Em outubro observou-se um aumento temporário da densidade de zooplâncton, principalmente pelo predomínio de *Bosminopsis deitersi* (Cladocera) que contribuiu com 80% do zooplâncton total identificado no lago Dom Helvécio e *Thermocyclops minutus* e náuplios, que contribuíram com 74% na lagoa Carioca.

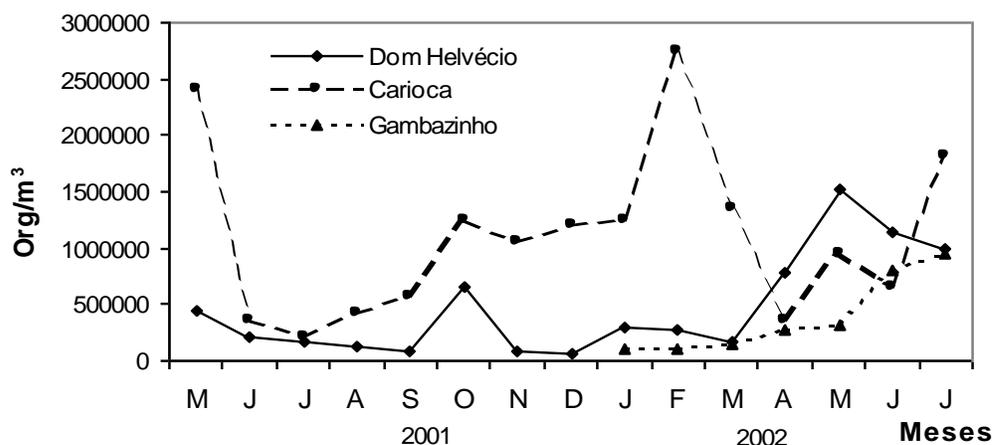


Fig.3.21- Flutuação mensal do zooplâncton total em três lagos do Parque Estadual do Rio Doce no período de maio/2001 a julho/2002.

A flutuação mensal dos principais grupos considerados separadamente (Fig.3.22) mostra claramente o predomínio de copépodes nas três lagoas. Gannon & Stemberger (1978) demonstraram que, em sistemas oligotróficos, copépodes dominam e nos eutróficos, rotíferos e cladóceros. As lagoas Carioca e Dom Helvécio foram classificadas como mesotróficas e oligotólicas (Henry et al., 1997; Barbosa, 1979). Entretanto, segundo Matsumura-Tundisi (1997) dentre os copépodes Cyclopoida dominaria sobre Calanoida em lagoas eutróficas. Há cerca de vinte anos atrás, Calanoida foi considerado o grupo dominante na lagoa Dom Helvécio representado por duas espécies: *Argyrodiaptomus furcatus* e *Scolodiptomus corderoi* (Matsumura-Tundisi, 1987). Atualmente, apenas os últimos são encontrados, ocorrendo principalmente no período de maio a setembro e em baixas densidades (< 15% do zooplâncton total). *Thermocyclops minutus* foi dominante nas três lagoas com predomínio dos estágios jovens e *Paracyclops fimbriatus* foi registrado apenas no lago Dom Helvécio.

As alterações observadas na composição específica, substituição de espécies dominantes e eliminação de outras, indicam que alterações naturais no grau de trofia destes ambientes podem ter ocorrido ao longo destes vinte anos, mas podem também ser um reflexo da ação de peixes predadores introduzidos no sistema (efeito “top-down”).

Os cladóceros tiveram ocorrência esporádica e sempre apresentaram baixos números (< 5% do total), à exceção do aumento registrado na lagoa Dom Helvécio nos meses de outubro e janeiro, quando representaram 80 e 35% do total identificado. *Bosminopsis deitersi* foi espécie responsável por tais aumentos. Esta espécie ainda não tinha sido descrita como componente do zooplâncton da lagoa Dom Helvécio. Das espécies identificadas, apenas três espécies foram comuns a todos os ambientes estudados (*Bosmina hagdmani*, *Bosmina tubicen* e *Bosminopsis deitersi*), duas foram específicas da lagoa Dom Helvécio (*Ceriodaphnia cornuta* e *Chydorus eurinotus*), quatro específicas da lagoa Carioca (*D.gessneri*, *Illiocryptus spinifer*, *Ceriodaphnia silvestris* e *Moina* sp.) e apenas uma específica da lagoa Gambazinho (*Daphnia laevis*).

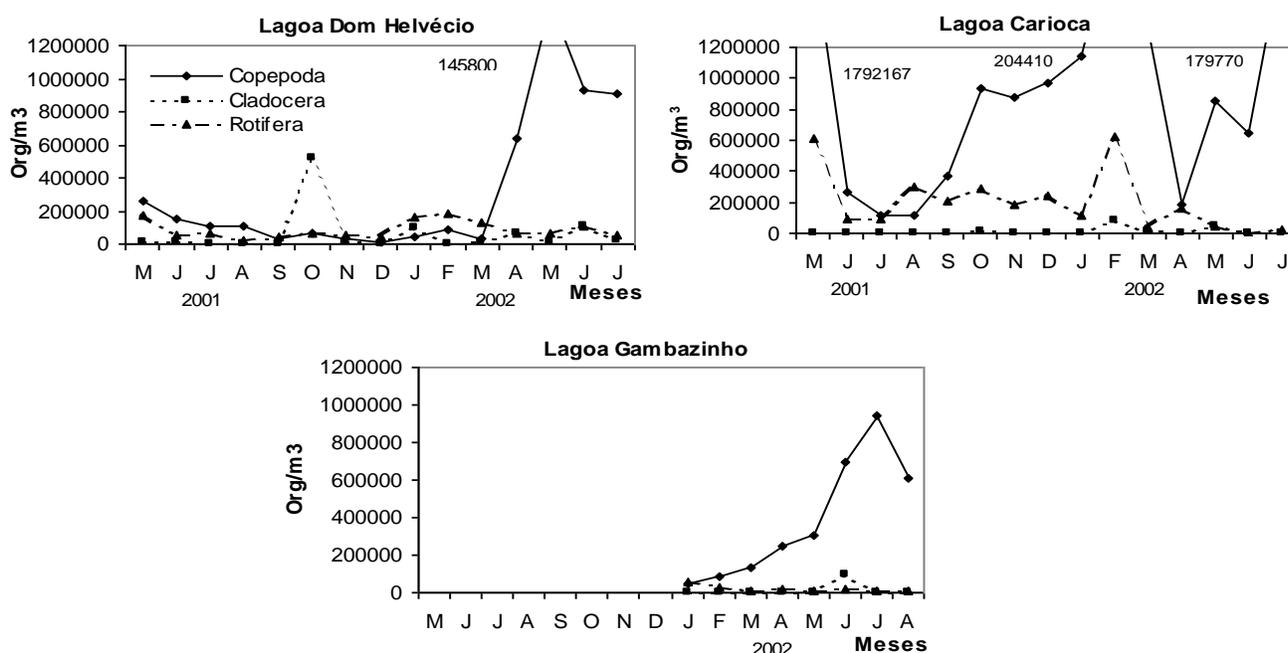


Figura 3.22. Flutuação mensal dos principais grupos zooplancctônicos em três lagoas do Parque Estadual do rio Doce, durante o período de maio/2001 a agosto/2002.

O fato de *Bosmina*, *Bosminopsis* e *Moina* terem sido encontradas nas três lagoas analisadas reflete seu oportunismo. Os dois primeiros gêneros são considerados *r* estrategistas e o último, tem sido considerado mais resistente a alterações ambientais (Bozelli, 1998; Maia-Barbosa, 2000). Das lagoas analisadas, a Carioca apresentou as menores densidades de cladóceros, fato já observado por Santos em 1980. Esta lagoa

apresenta altas densidades de larvas de Chaoboridae, que provavelmente exercem uma pressão de predação maior sobre este grupo.

Rotifera foi o principal grupo em riqueza de espécies (29) e também em densidade, quando os náuplios não são considerados. Treze espécies foram comuns a todas as lagoas (Tabela 3.15). Apenas uma espécie, *Brachionus quadridentatus* foi exclusiva da lagoa D. Helvécio, sete foram exclusivas da lagoa Carioca (*Brachionus* sp., *B. bidentata*, *B. dolabratus*, *Lecane quadridentata*, *Macrochaetus longipes*, *Mytilina* sp e *Platyonus quadricornis*) e uma exclusiva da lagoa Gambazinho (*Lecane curvicornis*). A maioria das espécies ocorreu com baixas densidades (<5% do total identificado) apresentando aumentos esporádicos. As famílias Brachionidae, Lecanidae e Trichocercidae foram as mais representativas em relação ao número de táxons, com o predomínio dos gêneros *Brachionus*, *Lecane*, *Keratella* e *Trichocerca*. Estas associações têm sido consideradas típicas de regiões tropicais (José de Paggi, 1977; Lanzac-Tôha *et al.* 1997; Sendacz, 1997). A família Brachionidae, representada por gêneros planctônicos, apresentou densidades mais elevadas no período de seca. A dominância de alguns gêneros, como *Brachionus* e *Conochilus* tem sido relacionada com aumento de produção primária e bacteriana (Serafim, 2002).

A similaridade entre as lagoas, obtida pelo índice de Jaccard, foi baixa variando entre 65% (lagoas Dom Helvécio e Gambazinho) e 51% (Carioca e Gambazinho).

Tabela 3.15- Ocorrência das espécies de copépodes, cladóceros e rotíferos em três lagoas do Parque Estadual do rio Doce (MG) no período de maio/2001 a agosto/2002.

Espécies	Lagoas		
	DOM HELVÉCIO	CARIOCA	GAMBAZINHO
COPEPODA			
<i>Microcyclops anceps</i>	X	X	X
<i>Notodiaptomus ihering</i>	X	X	X
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	X		
<i>Thermocyclops minutus</i>	X	X	X
CLADOCERA			
<i>Bosmina hagdmani</i>	X	X	X
<i>Bosmina tubicen</i>	X	X	X
<i>Bosminopsis deitersi</i>	X	X	X
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		X	
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	X		
<i>Chydorus eurinotus</i>	X		
<i>Chydorus sp</i>		X	
<i>Daphnia gessneri</i>		X	
<i>Daphnia laevis</i>			X
<i>Diaphanosoma birgei</i>	X	X	
<i>Ephemeropus barroisi</i>	X		X
<i>Illyocryptus spinifer</i>		X	
<i>Moina sp</i>		X	
ROTIFERA			
<i>Bdelloidea sp</i>	X	X	X
<i>Brachionus angularis</i>	X	X	X
<i>Brachionus bidentata</i>		X	
<i>Brachionus calyciflorus</i>	X	X	
<i>Brachionus dolabratus</i>		X	
<i>Brachionus falcatus</i>	X	X	X
<i>Brachionus mirus</i>	X	X	X
<i>Brachionus patulus</i>		X	X
<i>Brachionus quadridentatus</i>	X		
<i>Brachionus sp</i>		X	
<i>Collotheca sp</i>	X	X	X
<i>Conochilus sp</i>	X	X	X
<i>Filinia longiseta</i>	X	X	X
<i>Hexarthra sp</i>	X	X	X
<i>Keratella americana</i>	X	X	X
<i>Keratella cochlearis</i>	X	X	X
<i>Keratella tropica</i>	X	X	
<i>Lecane bulla</i>	X	X	X
<i>Lecane curvicornis</i>			X
<i>Lecane leontina</i>	X	X	X
<i>Lecane quadridentata</i>		X	

<i>Macrochaetus longipes</i>		X	
<i>Mytilina</i> sp		X	
<i>Platyonus quadricornis</i>		X	
<i>Polyarthra</i> sp	X	X	X
<i>Ptygura</i> sp	X	X	X
<i>Trichocerca pusilla</i>	X		X
<i>Trichocerca similis</i>	X		
<i>Trichocerca</i> sp	X	X	
Total de táxons	31	37	25

Estrutura da Comunidade Zooplanctônica em Três lagoas do entorno do Parque Estadual do Rio Doce (MG)

Sofia Luiza Brito, Carla de Fátima Valadares – estagiárias
Rosa Maria Menendez – Bióloga
Paulina Maria Maia Barbosa - Orientadora

Introdução

A bacia do Médio Rio Doce, terceira maior bacia do Estado de Minas Gerais, apresenta um mosaico de problemas ambientais, frutos principalmente da exploração inadequada dos recursos naturais. O desenvolvimento do projeto Biodiversidade, População e Economia, durante o período de 1990 a 1996, permitiu, além do levantamento de dados sócio-econômicos desta região, a caracterização físico-química e biológica de vários ambientes lóticos e lênticos, considerados representativos dos principais impactos das atividades antrópicas nesta área. A estrutura da comunidade zooplanctônica nestes pontos também foi avaliada (Paula, 1997). Como parte do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração, e baseados nas informações obtidas com o projeto anterior, foram escolhidas 4 lagoas do entorno do Parque Estadual do Rio Doce (PERD) sujeitas a diferentes tipos de impactos, e três de dentro da unidade de conservação, para monitoramento e realização de estudos específicos envolvendo as comunidades aquáticas.

Neste relatório serão apresentados dados sobre a composição e densidade da comunidade zooplanctônica de três lagoas do entorno do Parque Estadual do rio Doce, (lagoas Jacaré, Águas Claras e Palmeirinha), durante os períodos de seca e chuva de 2000 a 2002. Estas lagoas estão localizadas em áreas com cultivo de eucaliptos intercaladas com áreas de mata. Na lagoa Jacaré além do impacto de cultivo de eucaliptos, funciona um clube de pescadores com área de camping.

As únicas informações sobre a comunidade zooplanctônica destas lagoas foram relatadas num estudo realizado na década de 80, envolvendo quinze lagoas do médio rio Doce (Tundisi et al., 1977).

Material e Métodos

As coletas foram realizadas nos períodos de seca e chuva de 2000 a 2002, em um ponto fixo da região limnética e em quatro profundidades variáveis de acordo com a leitura do disco de Secchi.

Para a análise quantitativa do zooplâncton foram coletados 10 litros de água, com auxílio da garrafa de Van Dorn, e filtrados em rede de plâncton de 68 μ m de abertura de malha. O material foi fixado com formaldeído 4% e corado com Rosa de Bengala. As contagens foram efetuadas sob microscópio óptico em câmara de Sedgwick-Rafter. Pelo menos três sub-amostras foram analisadas ou até que um total de 250 indivíduos da espécie dominante fosse obtido sendo os resultados expressos em org/m³. As amostras com baixa densidade de organismos foram contadas na sua totalidade. As amostras utilizadas para análise qualitativa foram coletadas com a rede de plâncton descrita acima, através de arrastros horizontais. Para comparação da similaridade foi aplicado o índice de Jaccard.

Resultados e Discussão

Cinquenta e um táxons foram identificados na comunidade zooplanctônica dos lagos sendo 35 pertencentes a Rotifera, 12 a Cladocera e 4 a Copepoda. A lagoa Palmeirinha apresentou a maior riqueza: 41 táxons (28 de rotíferos, 4 de copépodes e 9 de cladóceros) e a lagoa Águas Claras a menor (33 táxons sendo 24 de rotíferos, 3 de copépodes e 6 de cladóceros).

Nas lagoas Jacaré e Palmeirinha, Copepoda foi quase sempre o grupo dominante (> de 50% do zooplâncton total), seguido por Rotifera (quase sempre superior a 10%). Na lagoa Palmeirinha este grupo predominou no período de seca/2002 (80% do zooplâncton total). Cladóceros ocorreram em baixas densidades apresentando valores mais elevados apenas no período de seca/2001 na lagoa Jacaré (47% do total identificado). Na lagoa Águas Claras copepodes também tiveram uma contribuição importante, no entanto percebe-se, em alguns períodos, uma participação mais significativa de cladóceros (chuva de 2001/2002) e rotíferos (seca/2001 e chuva/2002) Figura 3.23.

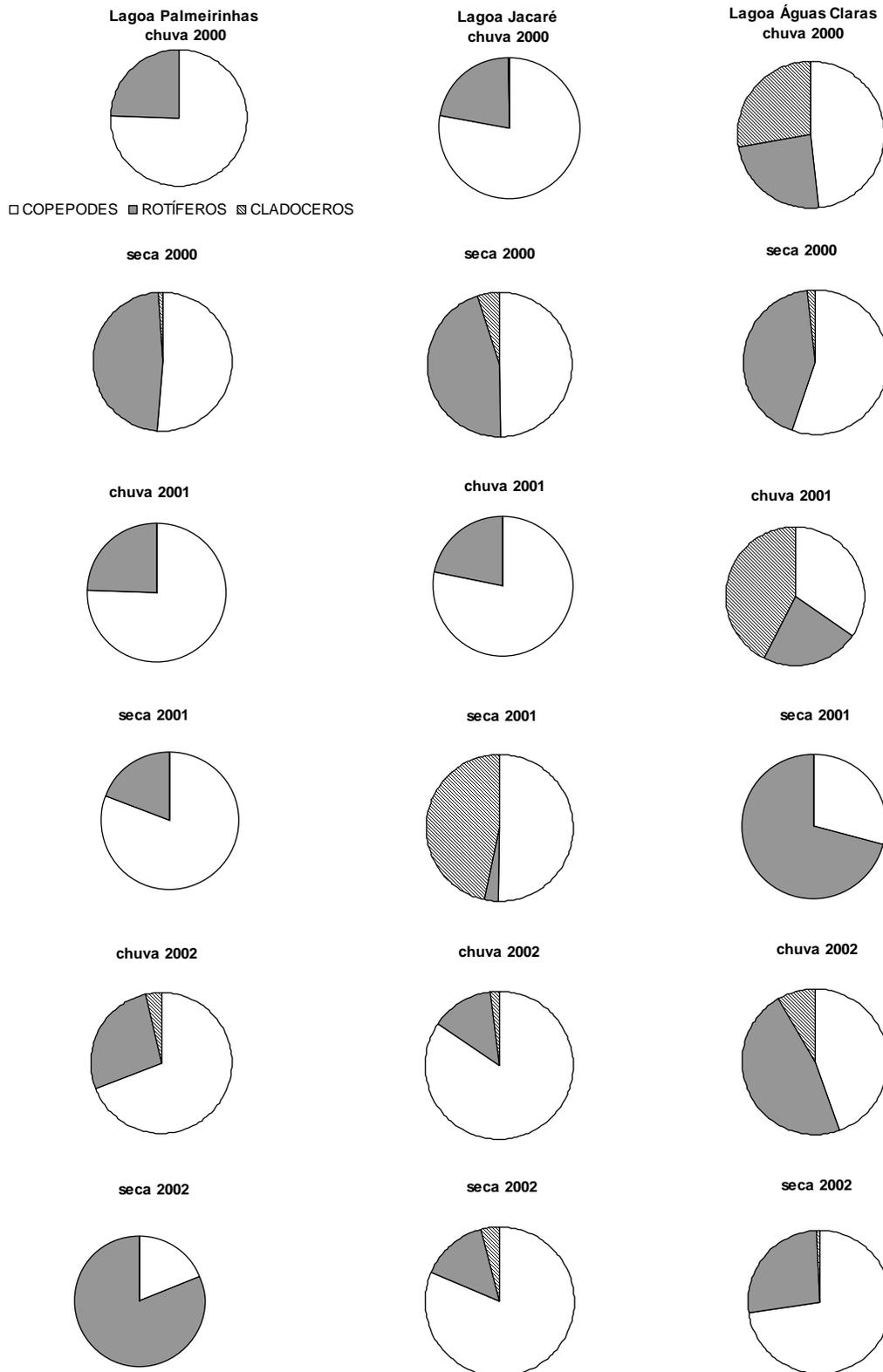


Fig 3.23. Abundância relativa dos grupos zooplancônicos em três lagoas do entorno do Parque Estadual do Rio Doce nos períodos de seca e chuva de 2000 a 2002.

Na lagoa Palmeirinha densidades máximas foram observadas nos períodos de chuva/2000/01 (704233 e 1752893 org/m³ respectivamente) e seca/2002 (3493166 org/m³), principalmente pelos elevados números de *Brachionus mirus*, *Ptygura* sp, *Thermocyclops minutus* além dos estágios naupliares, que contribuíram juntos com mais de 70% do total identificado. Cladocera teve ocorrência esporádica e em baixos números (< 1% do zooplâncton total).

Na lagoa Águas Claras densidades máximas foram registradas no período de seca/2000/02 (1.296.440 e 703.300 org/m³ respectivamente) e chuva/2001 (843.633 org/m³). Em termos específicos foram registradas como dominantes, as mesmas espécies descritas anteriormente. Destaca-se a participação de *Diaphanosoma birgei*, responsável pelos altos valores registrados no período de chuvas/2001 (42% do zooplâncton total).

Na lagoa Jacaré densidades máximas foram registradas nos períodos de seca/2000/2002 (1.990.000 e 1.034.635 org/m³ respectivamente) e chuvas/2001 (783.209 org/m³). Contribuíram para estas densidades as mesmas espécies de copépodes e rotíferos citadas anteriormente além de *Filinia longiseta*. A figura 3.24 apresenta as densidades registradas nas três lagoas durante os períodos analisados.

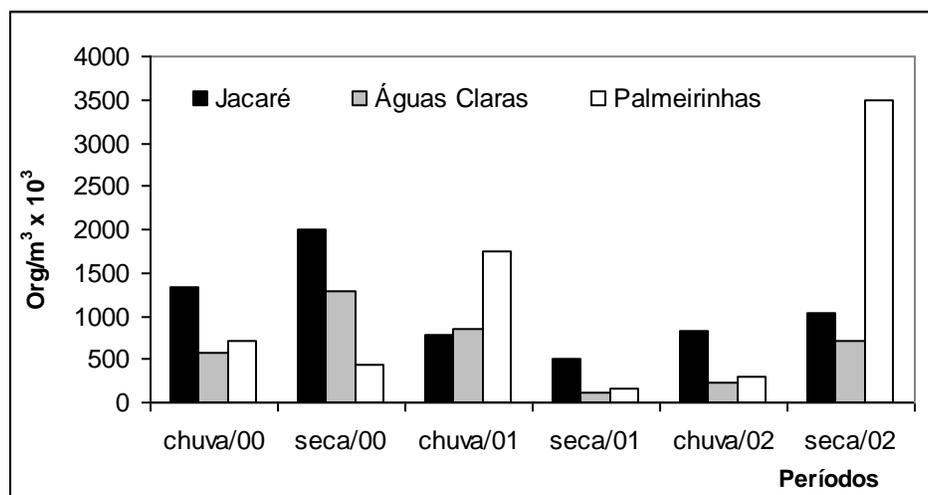


Figura 3.24. Densidade do zooplâncton total em três lagoas do entorno do Parque Estadual do rio Doce durante os períodos de chuva e seca de 2000 a 2002.

Tundisi *et al.* (1997) ressaltaram a maior participação de rotíferos e copépodes na maioria dos 12 lagos estudados na região do médio rio Doce. Dentre as espécies de rotíferos *Filinia longiseta* e *Brachionus falcatus* foram consideradas por estes autores, como as espécies mais abundantes. Embora rotíferos ainda constituam um grupo importante, na lagoa Palmeirinha apenas em um momento (seca/2002) superaram, em número, os copépodes. As espécies citadas como dominantes naquele trabalho foram substituídas por *B. mirus* e *Ptygura sp.* Dentre os copépodes *Thermocyclops minutus* manteve a dominância, mas *Notodiaptomus isabelae*, identificado como dominante para a lagoa Palmeirinha não foi registrado.

A figura 3.25 apresenta a distribuição vertical do zooplâncton nas três lagoas amostradas, durante os períodos de chuva e seca de 2000 a 2002.

Na lagoa Palmeirinha, durante as chuvas, copépodes concentraram-se entre 1,0 e 4,0m com densidades mais elevadas em 2000/01. Em 2002 apresentaram baixas densidades e distribuídos mais uniformemente na coluna d'água. No período de seca sua distribuição foi mais uniforme não sendo possível identificar um padrão. Rotíferos distribuíram-se uniformemente por toda a coluna d'água com densidades um pouco mais elevadas nas camadas de fundo durante o período de chuva de 2001. Este padrão não foi mantido nos outros anos. No período de seca vale ressaltar suas maiores densidades e concentrações nas camadas superficiais em 2002. Cladocera apresentaram baixas densidades e distribuição também uniforme na coluna d'água. Apenas na seca/2000 suas densidades mostraram-se um pouco mais elevadas nas camadas intermediárias (1,5-2,0m).

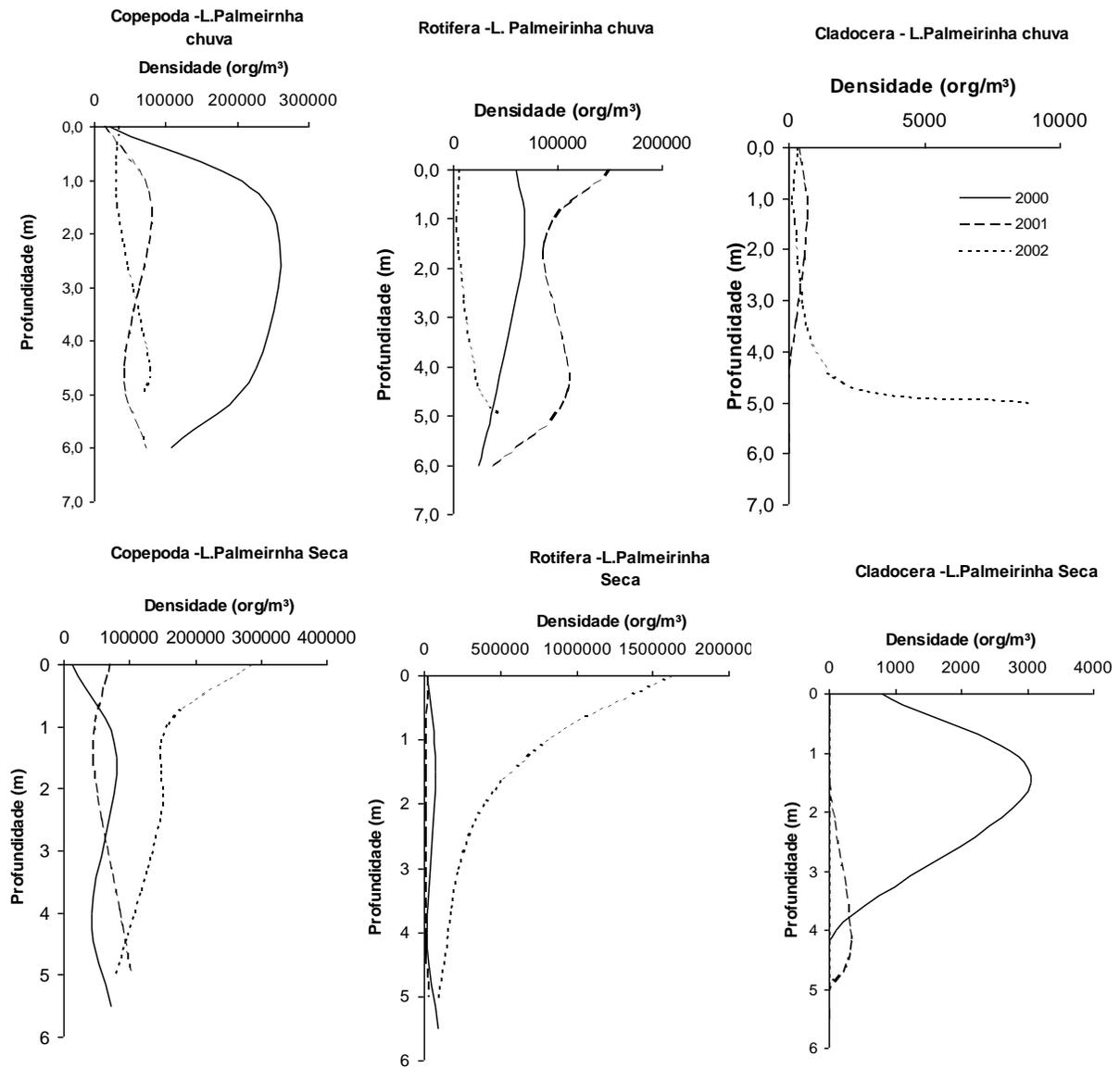


Fig.3.25. Distribuição vertical dos principais grupos zooplancctônicos na lagoa Palmeirinha (PER/MG) durante os períodos de chuva e seca de 2000 a 2002.

Na lagoa águas Claras (Fig. 3.26) os três grupos distribuíram-se de forma mais homogênea pela coluna d'água apresentando, próximo ao fundo (7-8,0m), um ligeiro aumento das densidades. Na seca as densidades foram mais elevadas, quase sempre com concentrações na superfície.

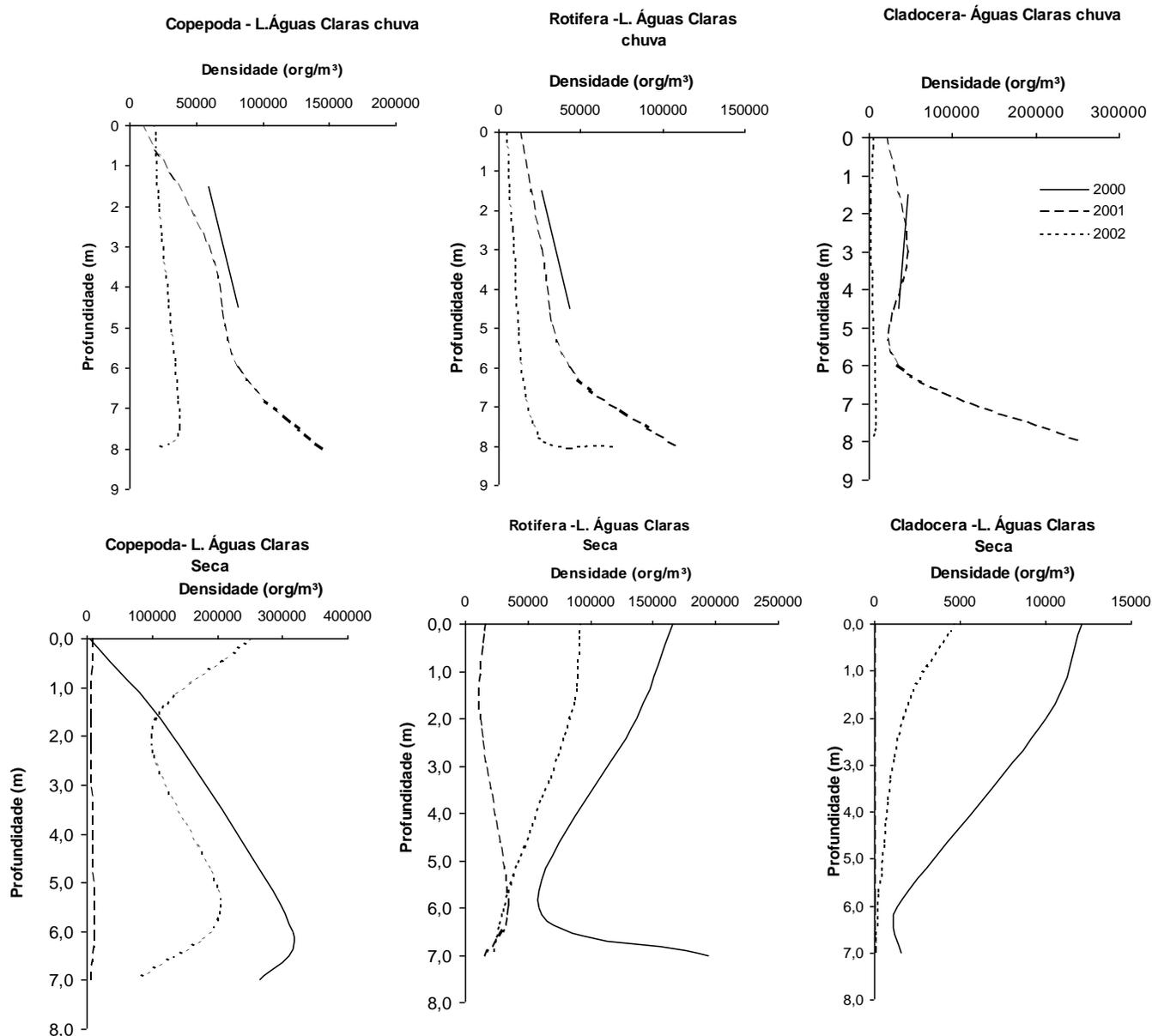


Fig. 3.26. Distribuição vertical dos principais grupos zooplancctônicos na lagoa Águas Claras (PER/MG) durante os períodos de chuva e seca de 2000 a 2002.

Na Lagoa Jacaré (Fig.3.27) os três grupos distribuíram-se com densidades mais elevadas entre 1,5 e 3,0 m durante o período de chuva. Esta distribuição foi mantida durante o período de seca, com curvas menos acentuadas apenas para copépodes. Rotíferos e cladóceros distribuíram-se por toda a coluna d'água.

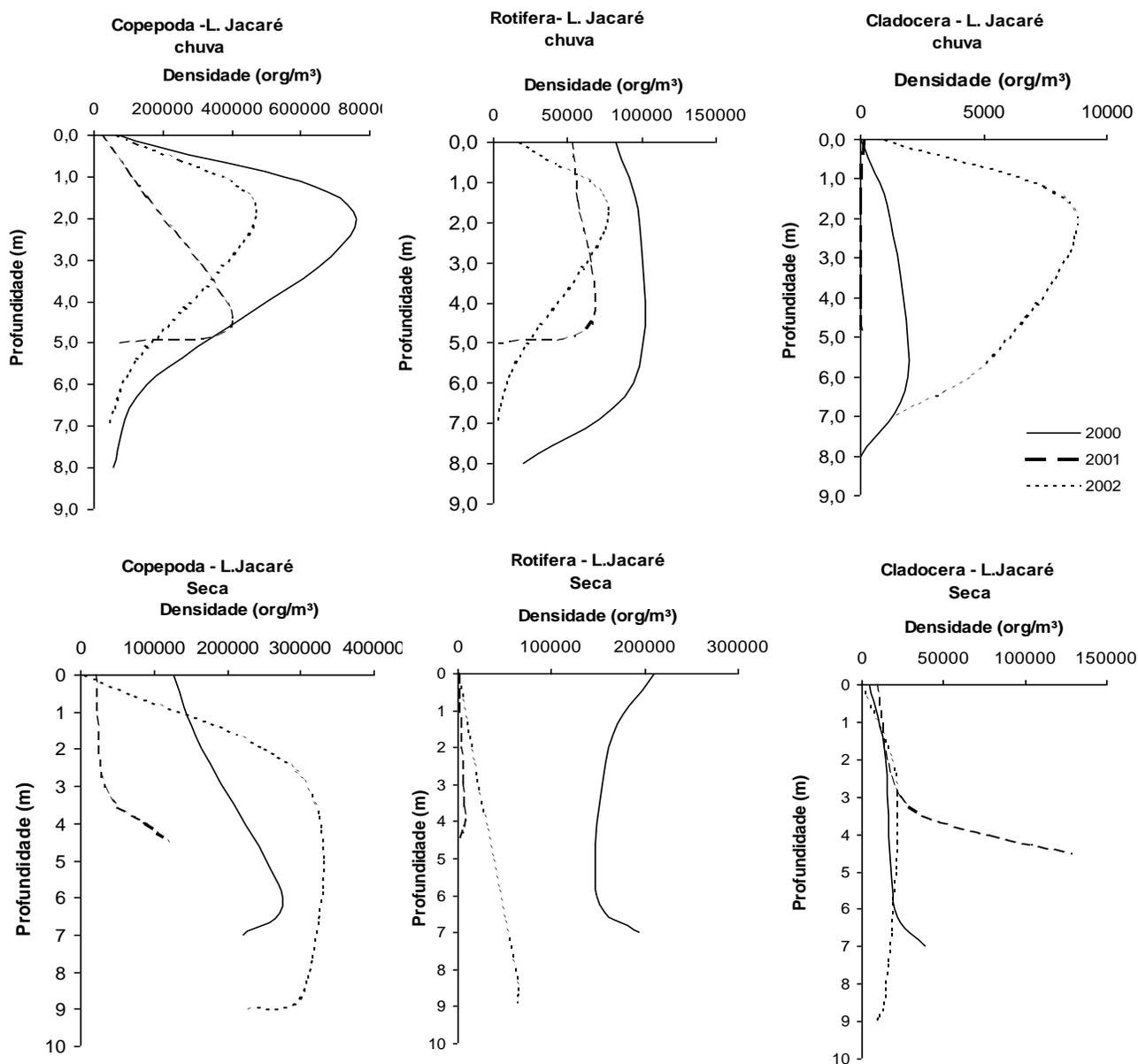


Fig. 3.27. Distribuição vertical dos principais grupos zooplanctônicos na lagoa Jacaré, durante os períodos de seca e chuva de 2000 a 2002.

Ainda não foi possível identificar, para estas três lagoas um “padrão” de distribuição em relação ao período amostrado. A análise dos gráficos acima mostrou uma variação muito grande entre as densidades registradas nos três anos analisados e um perfil de distribuição na coluna d’água muito irregular. A ausência de um padrão típico, embora já com três anos analisados, talvez possa ser explicada pelos impactos a que estas lagoas estão sujeitas. Como são lagoas em área de cultivo de eucaliptos (cortados de tempos em tempos), recebem interferência direta do manejo das áreas ao redor. Além disso, estas lagoas são visitadas com frequência por pescadores. Por outro lado a ausência de um período típico de chuvas, e uma seca mais prolongada, podem também ter contribuído para os resultados obtidos.

Comunidade zooplanctônica de sete ambientes lóticos da Bacia do Médio Rio Doce (MG)

Rosa Maria Menendez – Bióloga

Paulina Maria Maia Barbosa

Introdução

A estrutura da comunidade zooplanctônica de um ambiente é o resultado da interação de uma grande variedade de fatores bióticos e físicos, que atuando de formas diferentes determinam as variações entre épocas, entre lagos e mesmo entre regiões de um mesmo lago. Para ambientes lóticos a turbulência e velocidade do fluxo podem ser considerados como determinantes da distribuição e permanência dos organismos zooplanctônicos na área. Como a maioria das espécies deste grupo apresenta mecanismos de locomoção pouco eficientes nestes ambientes normalmente predominam espécies oportunistas que apresentam ciclo de vida curto e alta taxa de crescimento (r-estrategistas) (Allan, 1976).

No Brasil a comunidade zooplanctônica de ambientes lóticos tem sido pouco estudada. A maior parte dos estudos são desenvolvidos nas áreas alagáveis dos grandes rios como o Paraná (Paggi & Paggi, 1990; Bonecker *et al*, 1994; Lansac-Tôha *et al*, 1992, 1993;) e Amazonas (Brandorff *et al*. 1982; Robertson & Hardy, 1984; Bozelli, 1992 dentre outros), Além destes ambientes, uma descrição da comunidade zooplanctônica do rio São Francisco e de algumas de suas lagoas marginais, e de lagoas de várzea do Pantanal pode ser encontrada nos trabalhos de Neumann-Leitão & Nogueira-Paranhos (1987); Dabés (1995); Green (1972).

A bacia do Médio Rio Doce, terceira maior bacia do Estado de Minas Gerais, apresenta um mosaico de problemas ambientais, frutos principalmente da exploração inadequada dos recursos naturais.

Como dados de seca e chuva de 2000 e chuva de 2001 foram apresentados no relatório anterior, serão discutidos agora apenas os dados relativos à seca de 2001.

Materiais e Métodos

As coletas nos ambientes lóticos foram realizadas durante o mês de agosto/2001. Para a análise quantitativa foram filtrados 100 litros em rede de plâncton de 68 µm de abertura de

malha na sub-superfície. Após as coletas, as amostras foram coradas com Rosa de Bengala e fixadas com solução de formaldeído a 4%. No laboratório foram identificadas sob microscópio ótico, utilizando bibliografia específica.

Utilizando-se o número total de taxa identificados foi calculado, para os ambientes lóticos, o índice de similaridade de Jaccard, comparando-se os períodos de 2000 e 2001.

Resultados e Discussão

Foram identificados no período de seca de 2001, nos 7 rios amostrados (Caraça, Santa Bárbara, Severo, Piracicaba, Peixe, Doce e Ipanema), um total de 95 táxons do zooplâncton, sendo 41 para o grupo Protozoa, 31 para Rotifera, 11 para Cladocera e 9 para Copepoda. Também foram registrados os grupos Ostracoda e Nematoda. (Tabela 3.16).

Dentre os Protozoa, as amebas testáceas (*Arcella discoides* e *Centropyxis aculeata*) e ciliados representantes das famílias Vorticellidae e Epistylidae (*Vorticella* spp e *Epistylis* spp) apresentaram maior frequência, ocorrendo em pelo menos 5 dos locais amostrados.

Os gêneros mais representativos em número de espécies foram, *Arcella* (7), *Centropyxis* (9) e *Diffugia* (9).

A maior riqueza foi encontrada no ribeirão Severo (22 táxons) e as menores, encontradas nos rios Caraça (9) e Ipanema (8). Protozoa foi o grupo dominante do zooplâncton em todos os ambientes, com densidades totais que variaram de 340 org/m³ (rio Santa Bárbara) a 105.000 org/m³ (rio Ipanema) (Figura 3.26). Uma maior abundância relativa de Protozoa também foi constatada por Lansac-Tôha et al. (1993) em estudos do zooplâncton em ambientes lóticos de uma planície de inundação do rio Paraná.

As concentrações mais elevadas para o grupo foram registradas nos rios Piracicaba (21810 org/m³), Ipanema (105000 org/m³) e Doce (13800 org/m³). A contribuição dos ciliados foi importante nestes ambientes, compreendendo, respectivamente 56%, 93% e 78% dos totais dos protozoários. Estes resultados seguem o mesmo padrão observado nos períodos anteriores de 2000 e chuva de 2001.

Com relação a Rotífera, foram registradas 11 famílias, das quais, Brachionidae (7 espécies), Lecanidae (7 espécies) e Colurellidae (4 espécies), foram as mais representativas em número de táxons. As famílias Brachionidae e Lecanidae são consideradas típicas de regiões tropicais.

As densidades mais elevadas para o grupo foram encontradas nos rios Piracicaba (10234 org/m³) e Ipanema (5825 org/m³), e as menores nos rios Santa Bárbara (80 org/m³) e Caraça (860 org/m³). O maior número de táxons foi registrado no ribeirão Severo (13) e o menor no rio Ipanema (2), este último, com dominância exclusiva de *Rotaria* sp. Bdelloidea e *Keratella cochlearis* foram os táxons mais freqüentes nos ambientes amostrados neste período. Bdelloidea destacou-se em abundância atingindo os maiores picos de densidade nos rios Piracicaba (76%), Severo (53%), Peixe (50%) e Ipanema (100%).

Máximos valores nas densidades de Bdelloidea, principalmente nos rios Piracicaba e Ipanema, vêm sendo observados em todos os períodos sazonais de 2000 e 2001. Considerando os diversos impactos sofridos na região, a dominância destes organismos pode estar indicando o estado trófico de suas águas. Segundo Havens & Hanazato (1993) os rotíferos mostram-se tolerantes a poluentes químicos e, particularmente, algumas espécies do gênero *Rotaria* (Bdelloidea), são altamente resistentes às condições anaeróbicas do meio (Sladeczek, 1983). Estas espécies têm sido encontradas em ambientes eutróficos, de acordo com Gannon e Stemberg (1978).

O grupo Cladocera esteve representado por 11 espécies, distribuídas em 5 famílias: Moinidae (*Moina minuta*), Daphnidae (*Daphnia gessneri*, *Simocephalus* sp), Sididae (*Diaphanosoma birgei*, *D. spinulosum*), Ilyocryptidae (*Ilyocryptus spinifer*) e Chydoridae (*Acroperus harpae*, *Alona guttata*, *Alona monacantha*, *Alona poppei* e *Biapertura intermedia*).

Os cladóceros foram pouco abundantes em todos os ambientes, atingindo percentuais sempre abaixo de 1% em relação ao total do zooplâncton, exceto no ribeirão Severo (3,7%). A densidade máxima foi encontrada nos rios Piracicaba e Severo (200 org/m³), e a mínima nos rios Caraça e Peixe (10 org/m³). Nos rios Santa Bárbara e Ipanema este grupo não foi registrado.

Para o grupo Copepoda foram identificadas 6 espécies de adultos pertencentes à subordem Cyclopoida (*Thermocyclops minutus*, *T. crassus*, *Eucyclops serrulatus*, *Paracyclops fimbriatus*, *Haplocyclops* cf *torresi* e *Microcyclops anceps*), 1 espécie da subordem Harpacticoida e 1 representante de copépode parasita (*Ergasilus* sp). Os estágios naupliares

e de copepoditos dominaram no grupo, com percentuais acima de 70% nos rios Piracicaba, Severo e Doce. No rio Santa Bárbara Copepoda também não foi encontrado neste período.

Deve-se ressaltar que, no período de seca do ano anterior (2000) o rio Santa Bárbara registrou as densidades máximas tanto para Cladocera (2210 org/m³) quanto para Copepoda (6900 org/m³).

Nematoda esteve presente em todos os ambientes, sendo a densidade mais elevada encontrada no Rio Ipanema (18125 org/m³).

De um modo geral, Protozoa, seguido de Rotifera, foram os grupos dominantes da comunidade zooplânctônica nos ambientes aquáticos amostrados na seca de 2001. As maiores riquezas foram registradas nos rios Peixe (39), Severo (38) e Piracicaba (34), e as menores nos rios Ipanema (12) e Caraça (20).

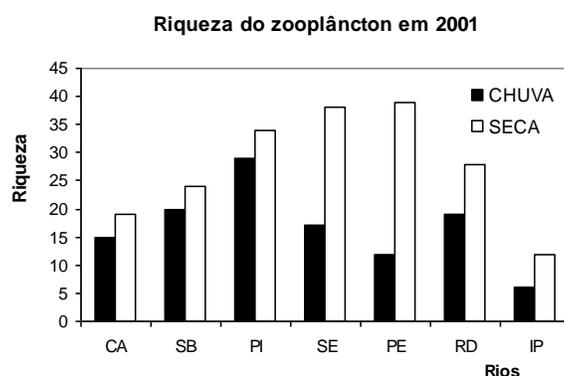


Figura 3.26. Riqueza de táxons em sete ambientes lóticos da bacia do médio rio Doce, no período de chuva e seca de 2001.

As densidades totais do zooplâncton foram mais elevadas nos rios Ipanema (182500 org/m³) e Piracicaba (32744 org/m³), e menores nos rios Santa Bárbara (530 org/m³) e Caraça (2400 org/m³) (Figura 3.27).

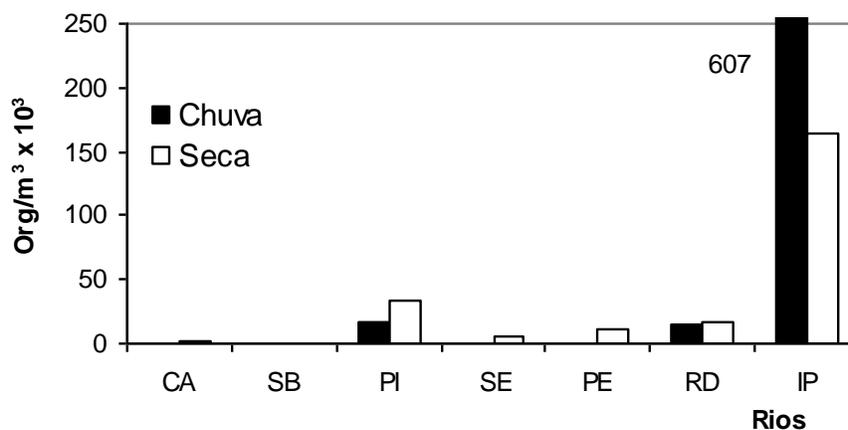


Figura 3.27. Densidades do zooplâncton total em sete rios da bacia do médio rio Doce, durante os períodos de chuva e seca de 2001.

Considerando os anos amostrados de 2000 e 2001, os organismos que apresentaram maior frequência de ocorrência foram, *Arcella costata*, *Arcella discoides*, *Arcella vulgaris*, *Centropyxis aculeata*, *C. minuta*, *Epistylis* spp, *Vorticella* spp., Bdelloidea, *K. cochlearis*, *K. amricana*, *Lecane bulla* e *L. lunaris* (Tabela 3.17).

A Similaridade entre os rios amostrados nos 2 anos, foi calculada de acordo com o Índice de Jaccard. As similaridades mais baixas estiveram entre os rios Santa Bárbara e Ipanema (0,12), Severo e Ipanema (0,16) e Piracicaba e Ipanema (0,18) e as maiores, entre os rios Peixe e Doce (0,55) e Piracicaba e Doce (0,50).

Tabela 3.16. Composição e densidade (org/m³) do zooplâncton em sete rios da bacia do médio rio Doce na seca de 2001.

GRUPOS	RIOS						
	CA	SB	PI	SE	PE	RD	IP
PROTOZOA							
<i>Arcella conica</i>				100			6250
<i>Arcella costata</i>		10	130	167	100		
<i>Arcella crenulata</i>	40			100			
<i>Arcella gibbosa</i>			400	33		100	
<i>Arcella discoides</i>	20	20	390	200	600	150	1875
<i>A. hemisphaerica</i>			800	433		100	
<i>A. vulgaris</i>		x	130	333		100	
<i>Campanella</i> sp					300		
<i>Centropyxis</i> sp		10	660	67		100	x
<i>C. aerophila</i>					100		
<i>Centropyxis ecornis</i>		80		200	x		
<i>C. aculeata</i>	210	130	5060	500	2600	1850	
<i>C. constricta</i>		10					
<i>C. discoides</i>					200		
<i>C. hirsuta</i>	30		660				
<i>C. minuta</i>	10		260	67		200	
<i>C. platystoma</i>		20					
<i>Cyclopyxis kahli</i>			660	33			
<i>C. impressa</i>				67	200		
<i>C. arcelloides</i>				33			
<i>Cyphoderia ampulla</i>		20		67	300	50	
<i>Diffflugia</i> sp				100	200	100	
<i>Diffflugia corona</i>					210	50	
<i>Diffflugia difficilis</i>		10	10				
<i>Diffflugia elegans</i>		x					
<i>Diffflugia oviformis</i>		10					
<i>D. lanceolata</i>						100	
<i>Diffflugia lobostoma</i>			130				
<i>D. muriformes</i>			130				
<i>D. urceolata</i>					100		
<i>Epistylis</i> sp	440		3200	33	1600	8400	18750
<i>Euglypha laevis</i>				100			
<i>Euglypha ciliata</i>	10						x
<i>E. acanthophora</i>		10					
<i>L. modesta</i>			130	233	500		
<i>L. spiralis</i>	10			33			
<i>Phryganella hemisphaerica</i>						50	
<i>Trinema lineare</i>				100	400		
<i>Vorticella</i> sp	670	10	2260	200	800	1150	2500
<i>Zoothamnium</i> sp			400			1100	13750
Ciliado NI			6400		200	200	61875

Tabela 3.16. (continuação)

GRUPOS	RIOS						
	CA	SB	PI	SE	PE	RD	IP
Sub-total densidade	1440	340	21810	3199	8410	13800	105000
Sub-total riqueza	9	14	18	22	17	16	8
ROTIFERA							
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	350						
<i>Brachionus angularis</i>			4				
<i>B. calyciflorus v. dorcas</i>			660				
<i>B. falcatus</i>				67		250	
<i>B. mirus</i>	10	10					
Bdelloidea	70	10	7860	667	1300		
<i>Cephalodella</i> sp1					400		
<i>C. gibba</i>				33	100	50	
<i>Collotheca</i> sp	20			300			
<i>Colurella obtusa</i>		10					
<i>Dicranophorus</i> sp			260	33	100		
<i>Dissotrocha aculeata</i>			400	33		100	
<i>Keratella cochlearis</i>	10	10	660		100	200	x
<i>K. americana</i>		20				150	
<i>K. lenzi</i>			130				
<i>Lecane bulla</i>				33	100		
<i>L. clostercerca</i>			130		200		
<i>L. flexilis</i>	10						
<i>L. hamata</i>					x		
<i>L. luna</i>		10				50	
<i>L. lunaris</i>				33	100	50	
<i>L. stenroosi</i>		10					
<i>Lepadella acuminata</i>					100		
<i>L. patella</i>				33	100		
<i>L. ovalis</i>				33			
<i>Polyarthra</i> sp		x				50	
<i>Rotaria</i> sp					x	900	58125
<i>T. cilyndrica chattoni</i>					x		
<i>Trichocerca similis</i>	390						
<i>Trichotria tetractis</i>			130				
Sub-total densidade	860	80	10234	1265	2600	1800	58125
Sub-total riqueza	7	8	9	10	13	9	2
CLADOCERA							
<i>Acroperus harpae</i>				100	10		
<i>Alona guttata</i>				33			
<i>Alona monacantha</i>				33			
<i>Alona popei</i>					10		
<i>Biapertura intermedia</i>	10			33	20		
<i>Daphnia gessneri</i>			130				
<i>Diaphanosoma birgei</i>			40				
<i>D. spinulosum</i>			20				
<i>Ilyocryptus spinifer</i>					10		

Tabela 3.16. (continuação)

GRUPOS	RIOS						
	CA	SB	PI	SE	PE	RD	IP
<i>Moina minuta</i>						10	
<i>Simocephalus</i> sp			10				
Sub-total densidade	10	0	200	199	50	10	0
Sb-total riqueza	1	0	4	4	4	1	0
COPEPODA							
<i>Ergasilus</i> sp					20		
<i>Eucyclops serrulatus</i>			10				
<i>Thermocyclops crassus</i>							625
<i>Thermocyclops minutus</i>			30				
<i>Haplocyclops cf torresi</i>						10	
<i>Paracyclops fimbriatus</i>				33			
<i>Microcyclops anceps</i>					10		
<i>Potamocaris</i> sp						80	
Harpacticoida	20				10		
Copepodito Cyclopoida			130	67	50	60	
Copepodito Harpactic.						30	
Nauplius Calanoida						20	
Nauplius Cyclopoida			130	100	60	70	625
Nauplius Harpacticoida	30		50	33		60	
Sub-total densidade	50	0	350	233	150	330	1250
Sub-total riqueza	1	0	2	1	3	2	1
NEMATODA	20	100	150	433	40	120	18125
OSTRACODA	0	10	0	0	230	0	0
TOTAL DENSIDADE	2380	530	32744	5329	11480	16060	164375
TOTAL RIQUEZA	19	24	34	38	39	28	12

continuação

GRUPOS	RIOS																											
	CA				SB				PI				SE				PE				RD				IP			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
<i>Diffugia corona</i>					x	x																	x		x	x	x	x
<i>D. difficilis</i>											x				x													
<i>Diffugia elegans</i>						x		x							x													
<i>D. globularis</i>														x														
<i>Diffugia oblonga</i>	x					x			x		x			x									x					
<i>D. pseudogramen</i>	x																											
<i>D. lanceolata</i>																												x
<i>D. lobostoma</i>	x	x											x	x	x				x				x	x				
<i>D. lithophila</i>									x																			
<i>D. muriformes</i>						x									x													
<i>D. oviformis</i>								x																				
<i>D. schuurmani</i>						x																						
<i>D. urceolata</i>									x														x					
<i>Epistylis sp</i>			x	x	x	x			x	x	x	x	x	x			x	x			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Eughypha laevis</i>														x				x										
<i>Euglypha ciliata</i>	x		x	x										x														x
<i>E. acanthophora</i>								x	x																			
<i>Lesquereusia gibbosa</i>						x																						
<i>L. modesta</i>						x			x		x	x	x	x				x			x	x	x	x				
<i>L. spiralis</i>				x		x	x		x					x					x									
<i>Nebela caudata</i>	x																											
<i>Nebela vas</i>	x																											
<i>Nebela sp</i>	x					x				x			x	x	x			x				x						
<i>Phryganella hemisph.</i>																												x
<i>Pontigulasia sp</i>	x													x														
<i>Quadrulella simmetric</i>	x																											
<i>Systylis sp</i>						x				x				x					x			x				x		
<i>Trigonopyxis arcula</i>	x																											
<i>Trinema lineare</i>						x								x				x					x					
<i>T enchelys</i>															x													
<i>Vorticella sp</i>			x	x	x	x			x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Zoothamnium sp</i>						x				x	x	x							x			x	x	x	x	x	x	x

Continuação

GRUPOS	RIOS																											
	CA				SB				PI				SE				PE				RD				IP			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
<i>T. similis</i>		x		x	x																							
<i>T. cylindrica</i>						x														x								
<i>T. stylata</i>						x																						
<i>Trichotria tetractis</i>						x						x																
Sub-total riqueza	6	7	5	7	28	13	9	8	13	14	8	9	9	9	5	10	8	10	2	13	9	12	4	9	2	2	1	2
CLADOCERA																												
<i>Acroperus harpae</i>															x					x								
<i>Alona guttata</i>						x									x													
<i>Alona poppei</i>															x					x	x							
<i>Alona retang. pulch.</i>								x							x													
<i>Alona monacantha</i>															x													
<i>Alona sp</i>						x				x				x										x				
<i>Biapert. intermed.</i>	x			x										x		x				x								
<i>Bosmina hagmani</i>						x														x								
<i>Bosmina tubicen</i>						x								x														
<i>Bosminopsis deitersi</i>					x	x				x									x					x				
<i>Ceriodaph. cornuta</i>																												
<i>Daphnia ambigua</i>						x																						
<i>Daphnia gessneri</i>										x		x																
<i>Diaphanos. birgei</i>						x				x	x	x		x										x				
<i>D. spinulosum</i>												x																
<i>Ilyocryptus spinifer</i>						x														x				x				
<i>Leydigia ipojucae</i>																												
<i>Macrothr. laticornis</i>																								x				
<i>Moina minuta</i>					x	x			x	x											x	x					x	
<i>Simoceph. serrulatus</i>						x						x																
Sb-total riqueza	1	0	0	1	2	10	1	0	1	5	1	4	1	3	2	4	0	0	2	4	2	6	1	1	0	0	0	0

Continuação

GRUPOS	RIOS																											
	CA				SB				PI				SE				PE				RD				IP			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
COPEPODA																												
<i>Thermocycl crassus</i>										X	X		X				X					X					X	
<i>T. minutus</i>					X	X			X	X	X	X		X			X		X			X						
<i>Haplocyclop. torresi</i>									X	X												X			X			
<i>Paracycl. fimbriatus</i>					X	X							X	X		X		X			X	X						
<i>Metacycl. mendocin.</i>									X					X														
<i>Microcycl. anceps</i>						X			X					X						X	X							
<i>Ectocyclops sp</i>						X								X														
<i>Ergasilus sp</i>																					X							
<i>Eucycl. serrulatus</i>													X															
Copepodito Cyclop.					X	X	X		X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X		X		X	
<i>Argirodiapt. furcatus</i>					X																							
<i>Scolodiapt. corderoi</i>									X																			
<i>Notodiapt. iheringi</i>												X																
<i>Notodiaptomus sp</i>										X																		
Copepodito Calan.					X				X	X	X																	
Harpacticoida	X			X									X		X						X					X		
<i>Potamocaris sp</i>					X				X	X	X										X	X	X	X				
Copepodito Harpac.									X		X		X												X			
Nauplius	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
NEMATODA	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
OSTRACODA							X	X	X							X				X	X							
GASTROTRICHA																												
<i>Chaetonotus sp</i>					X								X															
TOTAL	28	15	15	19	52	49	20	24	39	34	29	34	44	35	17	38	16	31	12	39	36	36	19	28	7	7	6	12

1 - chuva de 2000

3 - chuva de 2001

2 - seca de 2000

4 - seca de 2001

Comunidades Bentônica

Introdução

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos refere-se ao conjunto de organismos que apresentam o predomínio de larvas de insetos aquáticos, anelídeos, moluscos, crustáceos e nematódeos que ficam retidos em malhas maiores que 200 - 500 μm de diâmetro de poro (Esteves, 1998) e que habitam os substratos de fundo de ecossistemas aquáticos continentais (sedimentos, pedaços de madeira, restos de troncos, pedras, macrófitas aquáticas, algas filamentosas, etc), ao menos durante parte de seus ciclos de vida.

Estes organismos possuem papel central na dinâmica de nutrientes e no fluxo de energia de ecossistemas aquáticos pois participam no processo de decomposição da matéria orgânica, reduzindo o tamanho das partículas, e também na cadeia alimentar de vários organismos aquáticos, notadamente peixes. Participam também do processo de liberação de nutrientes da superfície do sedimento para a coluna d'água, devido à sua atividade mecânica, conhecido como biorrevolvimento ou bioturbação (Esteves, 1998).

Para o entendimento dos padrões de distribuição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos é de fundamental importância caracterizar os habitats onde estes organismos vivem. A concentração de oxigênio dissolvido, o pH, a alcalinidade total, a temperatura, a condutividade elétrica da coluna d'água, além dos teores de carbono orgânico, fósforo disponível, nitrogênio total e a composição granulométrica do sedimento são as variáveis às quais os organismos bentônicos são mais sensíveis. Em pesquisas sobre a ecologia de macroinvertebrados bentônicos em lagos, vários autores têm indicado que a composição granulométrica de sedimentos é um fator importante na determinação dos padrões de distribuição dos organismos e estrutura da comunidade (Callisto & Esteves, 1996; Fonseca *et al.*, 1998). Muitas vezes as porcentagens das frações de areias, siltes e argilas, constituem variáveis explicativas mais eficientes que aquelas físicas, químicas e físico-químicas, tradicionalmente utilizadas pelos limnólogos interessados na distribuição de macroinvertebrados bentônicos (Ward, 1992). Neste sentido, a análise de fatores físicos e químicos e da composição granulométrica do sedimento possibilita evidenciar diferenças fundamentais que contribuam para o entendimento dos padrões de distribuição dos organismos e sua influência sobre a composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

Os macroinvertebrados bentônicos participam de uma série de processos ecológicos e têm importante função na estruturação e funcionamento dos ecossistemas. Como indicadores de

qualidade de água têm cada vez mais aceitação entre os ecólogos e constitui-se em uma das variáveis mais utilizadas na avaliação de impactos ambientais causados pela construção de represas, atividades industriais e mineradoras, entre outros, que de alguma forma afetam os ecossistemas aquáticos continentais (Pérez, 1988; Rosenberg & Resh, 1993). Estes autores abordam extensamente o tema e salientam as bases para o estudo da fauna aquática, especialmente os macroinvertebrados bentônicos, como indicadores da qualidade de água. O princípio é relativamente simples: submetidos a condições adversas, os organismos se adaptam ou morrem, portanto, o tipo de comunidade que se encontra em um dado ecossistema deve refletir as condições ambientais que ali estão prevalecendo. A saúde de um ecossistema aquático é refletida na saúde dos organismos que nele habitam. Assim, qualquer perturbação imposta a um ecossistema aquático manifesta seu impacto sobre os organismos biológicos que habitam esse ecossistema (Loeb, 1994).

Dentre os macroinvertebrados bentônicos é importante considerar-se a alta diversidade biológica de insetos aquáticos, sendo a grande maioria desconhecida taxonomicamente (Callisto & Esteves, 1998). As larvas da família Chironomidae (Diptera, Insecta) merecem especial atenção, devido à sua ampla distribuição, à elevada diversidade de espécies, abundância, e sua participação na composição faunística dos mais variados biótopos lacustres, devido à sua capacidade de adaptação a diferentes condições ambientais. Diante disso, alguns gêneros são considerados indicadores de condições ambientais particulares e pela proporção que se apresentam nas comunidades bentônicas podem ser usados em estudos de avaliação ambiental e biomonitoramento (Lindergaard, 1995). Estudos realizados no rio Piracicaba, bacia do médio Rio Doce - MG têm indicado a existência de relação entre a ocorrência de malformações estruturais em larvas de Chironomidae e ambientes alterados, que pode ser usado para avaliar o impacto de contaminantes ambientais como metais pesados, pesticidas, fungicidas e organoclorados em ecossistemas de água doce.

A bacia do médio Rio Doce compreende sistemas terrestres e aquáticos geograficamente definidos, compostos por sistemas físicos, econômicos e sociais que se relacionam (de Paula *et al.*, 1997). Sendo assim, a demanda crescente e contínua pelos recursos aquáticos causada pelo crescimento populacional, urbanização, industrialização e irrigação podem levar a uma rápida e contínua degradação destes ambientes.

A região do trecho médio da bacia do Rio Doce pode ser considerada como um microcosmos dos grandes problemas ambientais brasileiros (Paula *et al.*, 1997). A devastação da cobertura vegetal da Mata Atlântica original, o desenvolvimento de atividades econômicas que produzam impactos significativos como mineração, siderurgia de grande porte, indústria

de celulose, garimpo de ouro, reflorestamento com a monocultura de eucalipto e a intensa ocupação urbana, são alguns exemplos. Neste contexto, pesquisas vêm sendo desenvolvidas nesta região com o objetivo de avaliar a qualidade das águas, incluindo a diversidade biótica existente, por ser fundamental para a manutenção das atividades sócio-econômicas da região, além de fornecer elementos essenciais para definição de políticas e propostas de conservação, recuperação e manejo dos ecossistemas envolvidos (Barbosa *et al.*, 1997).

Neste relatório são apresentados os resultados acerca do inventário da diversidade de macroinvertebrados bentônicos em 7 sub-bacias do Rio Doce e em 4 lagos no Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e áreas de entorno durante o segundo ano de desenvolvimento do projeto.

Objetivos

1. Caracterizar as condições ecológicas das estações amostrais com base na composição granulométrica e no teor de matéria orgânica dos sedimentos.
2. Avaliar a composição taxonômica e estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

Área de estudos

Foram realizados estudos em 7 estações localizadas em ambientes lóticos da bacia do médio Rio Doce. As estações de amostragem foram selecionadas de forma a representar todas as sub-bacias que drenam este trecho do Rio Doce levando em consideração a presença das atividades de mineração, garimpo de pedras preciosas, indústria de celulose, reflorestamento com monocultura de eucaliptos, agropecuária extensiva de pequeno porte e concentrações urbanas. Foram também estudados dois lagos naturais (Carioca e Dom Helvécio) localizados dentro do Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e 2 lagos situados em áreas impactadas por plantações de *Eucalyptus* spp. fora do PERD (Amarela e Águas Claras).

A descrição de cada estação de amostragem é dada a seguir:

- **Estação 01:** Localizada na nascente do rio Piracicaba no Parque do Caraça, município de Santa Bárbara. A estação representa a micro-bacia do Ribeirão Caraça que apesar de estar contida na sub-bacia do Rio Santa Bárbara, pode ser tratada isoladamente por se tratar de uma unidade de conservação. O impacto das atividades urbanas e de serviços é pequeno restringindo-se a atividades orientadas de turismo e lazer, concentradas em feriados e finais de semana.

Nesta estação foram amostrados 04 habitats distintos:

A- Remanso próximo a uma cachoeira, com presença de matéria orgânica particulada grossa, de origem alóctone;

B- Trechos de rápidos, coletando nos musgos que crescem sobre as pedras;

C- Trechos de rápidos, com forte correnteza, 5 minutos de esforço amostral;

D- Remanso com musgos.

- **Estação 02:** Representa a sub-bacia do Rio Santa Bárbara. A estação está localizada no município de São Gonçalo do Rio Abaixo, a jusante do Reservatório de Peti. A extração de areia do leito do rio se apresenta como o principal impacto.

Nesta estação as amostragens em réplicas foram feitas em ambas as margens junto à vegetação ripária:

A- Margem esquerda

B- Margem direita

- **Estação 03:** Representa a sub-bacia do Rio Peixe e está localizada pouco antes da confluência com o Rio Piracicaba. Sofre principalmente o impacto decorrente da atividade de mineração da Companhia Vale do Rio Doce, muito concentrada no minério de ferro, mas também na exploração de ouro. Recebe também parte do esgoto urbano do município de Itabira.

Foram feitas as amostragens na calha central do rio (região limnética) e em ambas as margens (região litorânea):

A- Calha central do rio;

B- Margem direita;

C- Margem esquerda.

- **Estação 04:** Representa a sub-bacia do Ribeirão Severo, que sofre relativamente poucos impactos antrópicos e apresenta-se numa situação relativamente estável. A estação está localizada no município de Antônio Dias e tem como principal atividade, a agropecuária de subsistência concentrada em pequenas propriedades, e o reflorestamento com a monocultura de eucaliptos.

As amostragens foram feitas na calha central do rio (região limnética) e em uma das margens (região litorânea):

A- Margem esquerda;

B- Margem direita;

C- Calha central do rio.

- **Estação 05:** Representa a sub-bacia do Rio Piracicaba como um todo. Esta sub-bacia é a maior e a mais impactada entre as sub-bacias do trecho médio do Rio Doce. A estação está

localizada onde o Rio Piracicaba encontra o Rio Doce, a cerca de 250 m de altitude e recebe o enorme impacto oriundo das atividades industriais da planta da USIMINAS, além de parte do esgoto urbano do município de Coronel Fabriciano e de pequena parte dos esgotos do município de Ipatinga.

Em virtude do alto volume de água e do difícil acesso a amostragem foi feita apenas na margem esquerda (A) do rio.

- **Estação 06:** Representa a sub-bacia do Ribeirão Ipanema que drena a totalidade do município de Ipatinga, apresentando altos níveis de degradação ambiental. O Ribeirão Ipanema é hoje caracterizado como o coletor da grande massa de esgotos domésticos de Ipatinga, além dos efluentes de diversas pequenas indústrias como curtumes, matadouros, empresas de transporte, entre outras.

A amostragem foi feita apenas na margem esquerda (A) do rio.

- **Estação 07:** Representa a sub-bacia do Rio Doce. A estação está localizada no Rio Doce, à jusante dos lançamentos de efluentes da Companhia Celulose Nipo-Brasileira (CENIBRA), imediatamente abaixo da Cachoeira Escura, elemento natural importante para a recuperação da qualidade das águas do Rio Doce a partir deste trecho.

As amostragens foram feitas em ambas as margens do rio:

A- Margem direita (A)

B- Margem esquerda (B)

- **Estação 08 -- Lagoa Amarela:** Apresenta profundidade máxima de 2m. Um terço da superfície da lagoa apresenta-se coberta com folhas flutuantes de Nymphaeaceae (Saijo & Tundisi, 1997).

A amostragem foi realizada no centro (região limnética) da lagoa:

A - Região limnética.

- **Estação 09 - Lagoa Águas Claras:** Apresenta uma profundidade máxima de 8 m (Tundisi *et al.*, 1997).

A amostragem foi feita no centro (região limnética) da lagoa:

A - Região limnética.

- **Estação 10 - Lago Dom Helvécio:** É o maior do sistema lacustre da região, com área de 687 ha, profundidade máxima de 35 m (Saijo & Tundisi, 1997), forma dendrítica com lenta circulação de água (De Meis & Tundisi, 1997), monomítico quente (Esteves, 1998) com isotermia em junho e julho (Tundisi, 1987).

As amostragens foram realizadas nas regiões litorânea:

A- Região litorânea;

- **Estação 11 - Lagoa Carioca:** Pouco profunda, máximo de 12 m (Saijo & Tundisi, 1997), ocupando uma área de 13 ha, forma redonda com circulação mais efetiva que o lago D. Helvécio (De Meis & Tundisi, 1997), monomítico quente com isoterminia em junho e julho (Barbosa, 1997).

As amostragens foram feitas na região litorânea junto a *Nymphaea*:

A - Região litorânea;

Estas lagoas apresentam estratificação térmica na maior parte do ano. Carioca e D. Helvécio, em termos de sua estrutura vertical, são lagoas estratificadas, e apresentam uma grande diferença de temperatura da água entre o epilimnion e hipolimnion. As lagoas Amarela e Águas Claras apresentam uma queda mais gradual nas condições físicas e químicas, não havendo estratificação térmica definida (Tundisi *et al.*, 1997).

Material e Métodos

1. Período de coletas

As coletas foram realizadas no período de chuvas (janeiro/fevereiro) e seca (julho/agosto) de 2001. As coletas nos ambientes lóticos foram realizadas entre os dias 23 a 28 de abril e de 02 a 09 setembro e as coletas nos lagos foram realizadas entre os dias 11 a 15 de janeiro e de 16 a 19 de julho.

2. Coleta das amostras de sedimento

As amostras quantitativas de sedimento dos lagos foram coletadas com um coletor modificado do modelo proposto por AMBUHL & BUHRER (1975) na região litorânea (amostrando junto a cada espécie de macrófita aquática existente) e na região limnética dos lagos. A utilização deste equipamento possibilitou retirar perfis ("cores") de 0,050 m² de área sem a mistura das diferentes frações de sedimento. Foram retiradas três amostras junto a cada espécie de macrófita aquática existente. Foi utilizada para este estudo a fração superficial (0 - 10 cm).

As amostras de sedimentos nos sete ambientes lóticos foram coletadas utilizando-se uma draga de Petersen (área de 375cm²) e os dados calibrados e extrapolados para indivíduos/m². As amostras foram condicionadas em sacos plásticos, fixadas e levadas para o laboratório da UFMG onde foram lavadas sobre peneiras com abertura de malhas de 1,00, 0,50 e 0,25 mm,

triadas com auxílio de microscópio estereoscópico e os exemplares fixados em álcool. Os organismos coletados foram depositados na Coleção de Macroinvertebrados Bentônicos do ICB/UFMG, segundo metodologia descrita por Callisto *et al.* (1998).

3. Composição granulométrica do sedimento

A determinação da composição granulométrica dos sedimentos foi realizada segundo metodologia de Suguio (1973) e modificada por Callisto & Esteves (1996). Após secagem do sedimento por 48 horas, em estufa, a temperatura constante de 60 °C, foi macerada para separação dos aglomerados e retiradas porções de 100g. Essas porções foram passadas em uma série de peneiras de 4,00, 1,000, 0,500, 0,250, 0,125 e 0,063 mm (gravimetria) por 30 minutos e as frações retidas em cada peneira foram pesadas individualmente e, em seguida, reunidas e pesadas para a verificação de variações no peso inicial.

Resultados

1. Composição granulométrica dos sedimentos

A avaliação da composição granulométrica dos sedimentos evidenciou padrões bem diferenciados para cada uma das estações de coleta (Figuras 3.27 a 3.30). No córrego do Caraça não foi possível coletar amostras para granulometria devido ao fato de que o substrato é basicamente rochoso. Nos demais pontos de coleta evidenciou-se uma grande mistura de frações granulométricas, como resultado do forte hidrodinamismo nas sub-bacias, além do evidente assoreamento, resultado da erosão das margens, fruto do desmatamento da vegetação ripária em grande parte dos rios na região. A análise da composição granulométrica das amostras de sedimento dos lagos evidenciou o predomínio de partículas finas, típicas de ambientes lânticos com intensa sedimentação.

2. Avaliação da composição taxonômica e estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

Durante a 1ª coleta (23 a 28 de abril nos rios), foram identificados 27 *taxa*, dos quais 21 representantes da ordem Insecta, 1 Annelida e 3 Mollusca e 2 de outros grupos. Dos insetos, a família Chironomidae (Diptera) foi dominante, com representantes nas 7 estações de amostragem (Tabela 3.18). Outras famílias também podem ser citadas como tendo ampla distribuição ao longo do trecho médio do Rio Doce: Elmidae (Coleoptera) e Baetidae (Ephemeroptera). Os anelídeos foram representados por duas classes: Oligochaeta e Hirudinea, sendo a primeira presente em 14 estações de amostragem, enquanto a segunda foi

encontrada apenas em uma estação amostral. Nos lagos (11 a 15 de janeiro) foram identificados 16 *taxa*, quais 13 eram representantes da ordem Insecta, 1 Annelida e 2 de outros grupos (Tabela 3.19). Novamente, houve um predomínio da família Chironomidae (Diptera), sendo encontrada nas 4 estações amostrais. A família Tiaridae (Gastropoda) foi bastante representativa nos lagos Dom Helvécio e Águas Claras.

Na 2ª coleta (02 a 09 setembro), foram identificados 41 *taxa*, dos quais 35 representantes da ordem Insecta, 1 Annelida, 2 Mulusca e 3 de outros grupos. Dos insetos, a família Chironomidae (Diptera) foi dominante, com representantes todas estações de amostragem (Tabela 3.20). Outras famílias também podem ser citadas como tendo ampla distribuição ao longo do trecho médio do Rio Doce: Elmidae (Coleoptera) e Baetidae (Ephemeroptera). Os anelídeos foram representados pela classe Oligochaeta, sendo presente também em todas as estações de amostragem. Nos lagos (16 a 19 de julho), foram encontrados 26 *taxa*, sendo 22 Insecta, 1 Gastropoda e 1 Annelida e 2 de outros grupos (Tabela 3.21). A classe Oligochaeta foi a mais abundante, estando presente nas quatro estações amostrais, seguida pela família Chironomidae (Diptera) que apareceu em 3 estações de amostragem. Os gastrópodes foram representativos nos lagos dom Helvécio e Carioca.

Ao compararmos o período de chuva e seca percebemos uma diferenciação entre os mesmos no tocante à porcentagem dos grupos dominantes. No período de chuvas houve um maior percentual de indivíduos da família Chironomidae quando comparado ao período de seca, o mesmo ocorrendo com o percentual de indivíduos da família Oligochaeta (tabelas 3.18 e 3.20). Os indivíduos da ordem Bivalvia apresentaram um percentual significativo no período de seca, apresentando uma densidade extremamente alta em algumas estações amostrais (Tabela 20).

Os resultados apresentados nas tabela 3.18, 3.19, 3.20 e 3.21 evidenciam que a diversidade taxonômica de macroinvertebrados bentônicos nas sub-bacias do rio Doce encontrada no período de seca de 2001 foi maior do que a obtida nos mesmos trechos no período de chuvas de 2001.

Tabela 3.18. Densidade (ind/m²) de macroinvertebrados bentônicos encontrados nos rios da bacia do Médio Rio Doce no período de chuvas de 2001.

Taxa	Caraça				Santa Bárbara			Peixe			Severo	Piracicaba	Ipanema	Doce	
	1A	1B	1C	1D	2A	2B	3A	3B	3C	4A	5A	6A	7A	7B	
Insecta															
Diptera															
Chironomidae	1701	3699	1134	81	2356 ± 322,12	2421 ± 1542,15	1296 ± 468,43	2925 ± 1963,09	2637 ± 2688,41	1242 ± 867,79	13176 ± 7459,19	387 ± 189,64	81 ± 54	1413 ± 315,26	
Tipulidae										54 ± 54					
Dolichopodidae											126 ± 86,79				
Psychodidae												9 ± 15,59			
Empididae								9 ± 15,59							
Simuliidae		81						9 ± 15,59							
Culicidae			432	783											
Stratiomyidae											9 ± 15,59				
Odonata															
Gomphidae					9 ± 15,59	54 ± 46,76	9 ± 15,59			63 ± 31,18			72 ± 77,94	81 ± 0,0	
Libellulidae					9 ± 15,59					72 ± 124,71					
Coleoptera															
Psephenidae						9 ± 15,59									
Elmidae	243	459	54		72 ± 62,35	261 ± 86,79		9 ± 15,59	18 ± 31,18	270 ± 235,38	9 ± 15,59				
Trichoptera															
Hydroptilidae		108	405					27 ± 46,76		18 ± 31,18					
Helicopsychidae	567			243											
Hidrobiosidae		81													
Hydropsychidae		135						36 ± 62,35							
Ephemeroptera															
Baetidae	135	108	2052	513	81 ± 46,46	99 ± 56,20		18 ± 31,18	18 ± 31,18	27 ± 0			9 ± 15,59		
Heteroptera															
Naucoridae	54			459											
Notonectidae				135											
Belostomatidae			27												
Lepidoptera															
Pyralidae	81	27													
Outros Grupos															
Bivalvia					261 ± 82,48	747 ± 480,21				9 ± 15,59			846 ± 1372,85	3465 ± 839,32	
Planorbidae												9 ± 15,59			
Hydrobiidae														414 ± 291,22	
Oligochaeta					2349 ± 1593,69	1062 ± 216,56	216 ± 328,47	891 ± 1381,23	3609 ± 6157,68	1242 ± 867,79	13176 ± 7459,19	387 ± 189,64	477 ± 155,88	9 ± 15,59	
Hirudinea								27 ± 46,76							
Collembola								9 ± 15,59			9 ± 15,59				
Hidracarina	27	54	27		9 ± 15,59					9 ± 15,59					
Ostracoda						207 ± 82,49			9 ± 15,59	81 ± 81			9 ± 15,59		

Tabela 3.19. Densidade (ind/m²) de macroinvertebrados bentônicos encontrados nos lagos da bacia do Médio Rio Doce no período de chuvas de 2001.

Taxa	Amarela 8	Águas Claras 9	Dom Helvécio 1	Carioca 11
Insecta				
Chironomidae	24 ± 53,66	48 ± 43,82	16 ± 21,91	1232 ± 499,12
Ceratopogonidae				8 ± 17,89
Chaoboridae				8 ± 17,89
Tabanidae				8 ± 17,89
Odonata				
Gomphidae				8 ± 17,89
Libellulidae				24 ± 35,78
Coleoptera				
Dytiscidae		8 ± 17,89		
Trichoptera				
Leptoceridae				56 ± 6,66
Polycentropodidae				8 ± 17,89
Ephemeroptera				
Caenidae				368 ± 11,99
Heteroptera				
Corixidae				
Notonectidae				
Nepidae				8 ± 17,89
Outros Grupos				
Gastropoda		124 ± 469,4	92 ± 355,53	
Oligochaeta		8 ± 17,89	8 ± 17,89	
Decapoda	8 ± 17,89			

Tabela 3.20. Densidade (ind/m²) de macroinvertebrados bentônicos encontrados nos rios da bacia do Médio Rio Doce no período de seca de 2001.

Taxa	Caraça				Santa Bárbara			Peixe			Severo			Piracicaba		Ipanema		Doce	
	1A	1B	1C	1D	2B	2A	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	6A	7A	7B			
Insecta																			
Diptera																			
Chironomidae	1647	10287	297	243	495 + 530,69	189 + 81	1269 + 728,00	756 + 963,33	261 + 229,63	1548 + 959,29	378 + 318,32	315 + 191,55	90 + 112,41	27 + 27	2385 + 2273,35	648 + 1075,94			
Ceratopogonidae					405 + 468,43		63 + 67,95	18 + 15,59		252 + 273,13		342 + 413,31	18 + 15,59	9 + 15,59	9 + 15,59	9 + 15,59			
Chaoboridae																			
Tipulidae					270 + 164,23	9 + 15,59				27 + 27		126 + 121,75							
Tabanidae																			
Dolichopodidae																			
Psychodidae													9 + 15,59	63 + 31,18					
Simuliidae		810					9 + 15,59												
Odonata																			
Coenagrionidae																			
Gomphidae							9 + 15,59	9 + 15,59		27 + 27		9 + 15,59		27 + 27	18 + 31,18				
Libellulidae										54 + 46,76	18 + 31,18								
Coletoptera																			
Elmidae		1080	27	135	18 + 15,58	54 + 71,43		9 + 15,59		378 + 142,45	36 + 31,18	54 + 71,43	9 + 15,59		126 + 121,75	63 + 86,79			
Dytiscidae	81																		
Dryopidae																			
Scirtidae																			
Hydrophilidae																9 + 15,59			
Noteridae																			
Trichoptera																			
Hydroptilidae		135		27			18 + 15,59			18 + 15,59	9 + 15,59								
Calamoceridae																			
Leptoceridae		54	27			9 + 15,59													
Hydropsychidae	27																		
Odontoceridae	27																		
Helicopsychidae		351	108	216															
Hidrobisidae		27																	

continua

Tabela 3.21. Densidade (ind/m²) de macroinvertebrados bentônicos encontrados nos lagos da bacia do Médio Rio Doce no período de seca de 2001.

Taxa	Águas Claras 9	Dom Helvécio 10	Carioca 11	Amarela 8
Insecta				
Diptera				
Chironomidae		296 ± 214,66	776 ± 655,19	432 ± 248,84
Ceratopogonidae		16 ± 21,91		
Chaoboridae		16 ± 35,78		
Tipulidae			16 ± 21,91	8 ± 17,89
Tabanidae				8 ± 17,89
Dolichopodidae			8 ± 17,89	
Psychodidae				8 ± 17,89
Odonata				
Coenagrionidae		8 ± 17,89		8 ± 17,89
Gomphidae			4 ± 28,28	
Libellulidae			12 ± 123,29	
Coleoptera				
Dytiscidae	8 ± 17,89		56 ± 77,97	24 ± 21,91
Dryopidae		8 ± 17,89		
Scirtidae				24 ± 21,91
Hydrophilidae				8 ± 17,89
Noteridae			24 ± 35,78	
Trichoptera				
Hydroptilidae		8 ± 17,89		
Calamoceratidae			32 ± 33,47	
Ephemeroptera				
Baetidae		16 ± 21,91	4 ± 89,44	64 ± 1,4
Leptophlebiidae		8 ± 17,89		
Caenidae			24 ± 22,91	8 ± 17,89
Heteroptera				
Corixidae			32 ± 71,55	
Notonectidae				24 ± 21,91
Outros Grupos				
Gastropoda	2 ± 17,17	96 ± 147,66		128 ± 13,54
Oligochaeta	264 ± 261,69	128 ± 11,99	1448 ± 1317,69	256 ± 232,55
Nematoda		8 ± 17,89	64 ± 45,61	
Decapoda		32 ± 33,46		

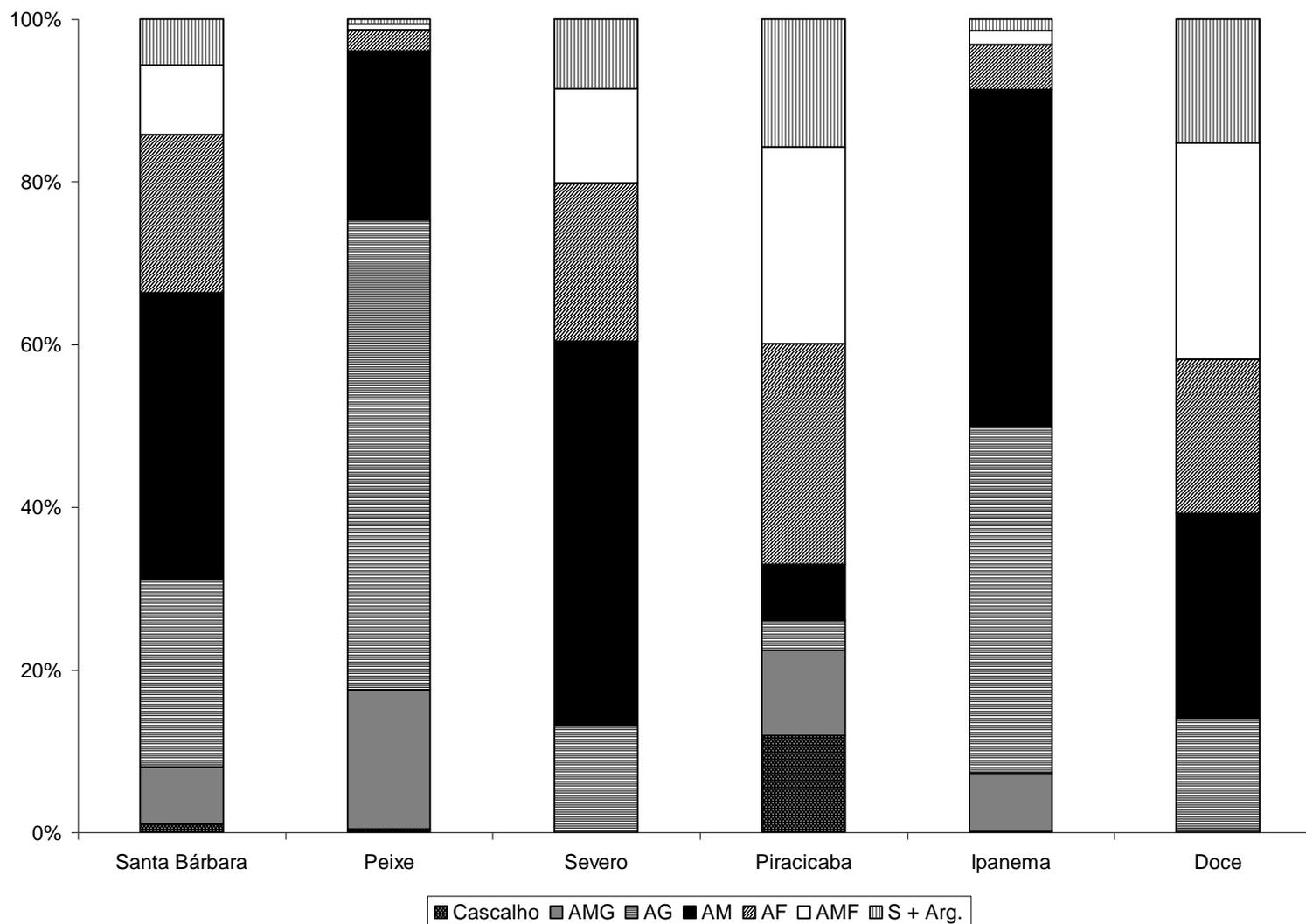


Figura 3.27. Perfil granulométrico do sedimento dos rios da bacia do Médio Rio Doce no período de chuvas de 2001 (AMG: areia muito grossa; AG: areia grossa; AM: areia média; AF: areia fina; AMF: areia muito fina; S + Arg.: silte e argila).

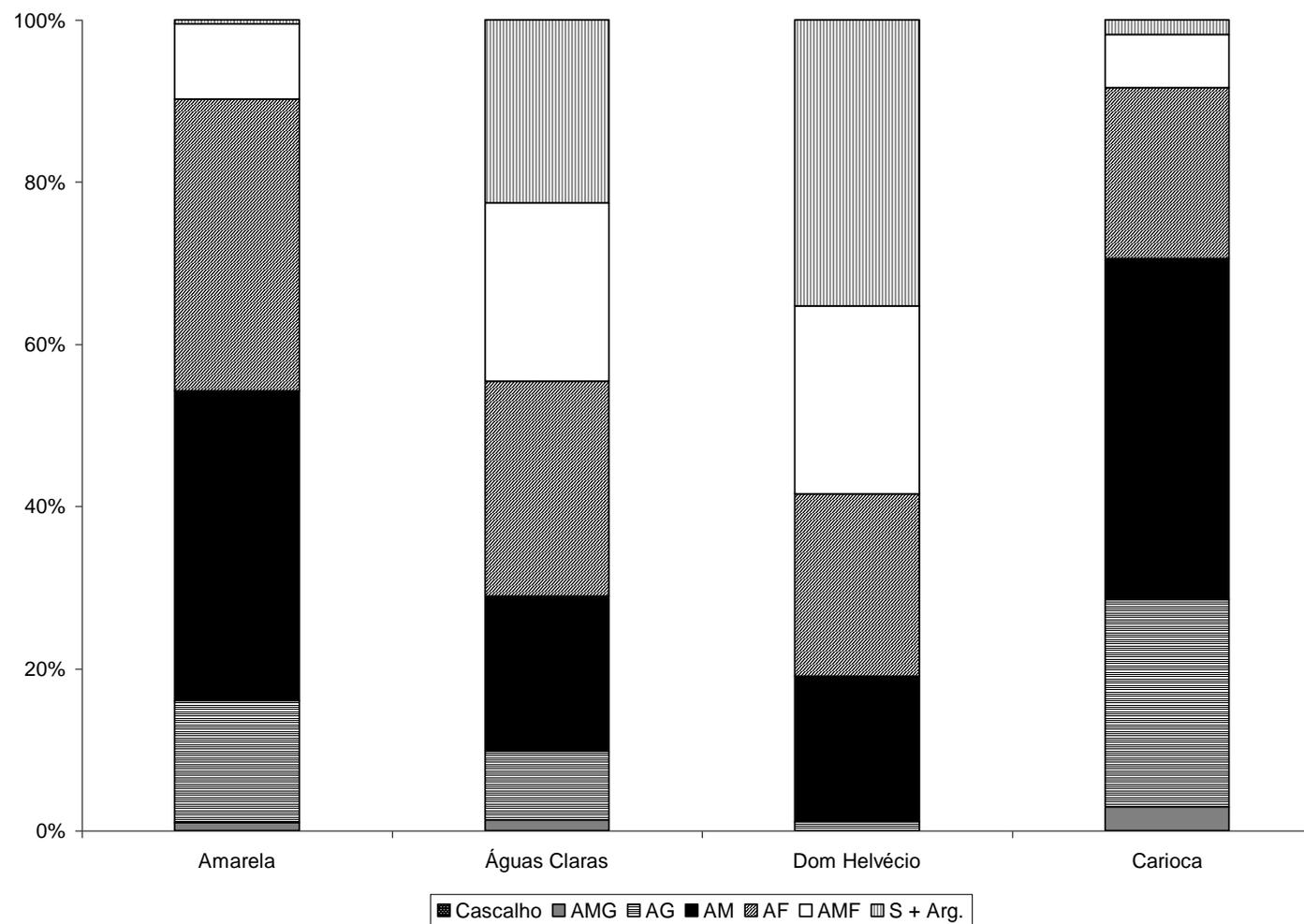


Figura 3.28. Perfil granulométrico do sedimento dos lagos da bacia do Médio Rio Doce no período de chuvas de 2001 (AMG: areia muito grossa; AG: areia grossa; AM: areia média; AF: areia fina; AMF: areia muito fina; S + Arg.: silte e argila).

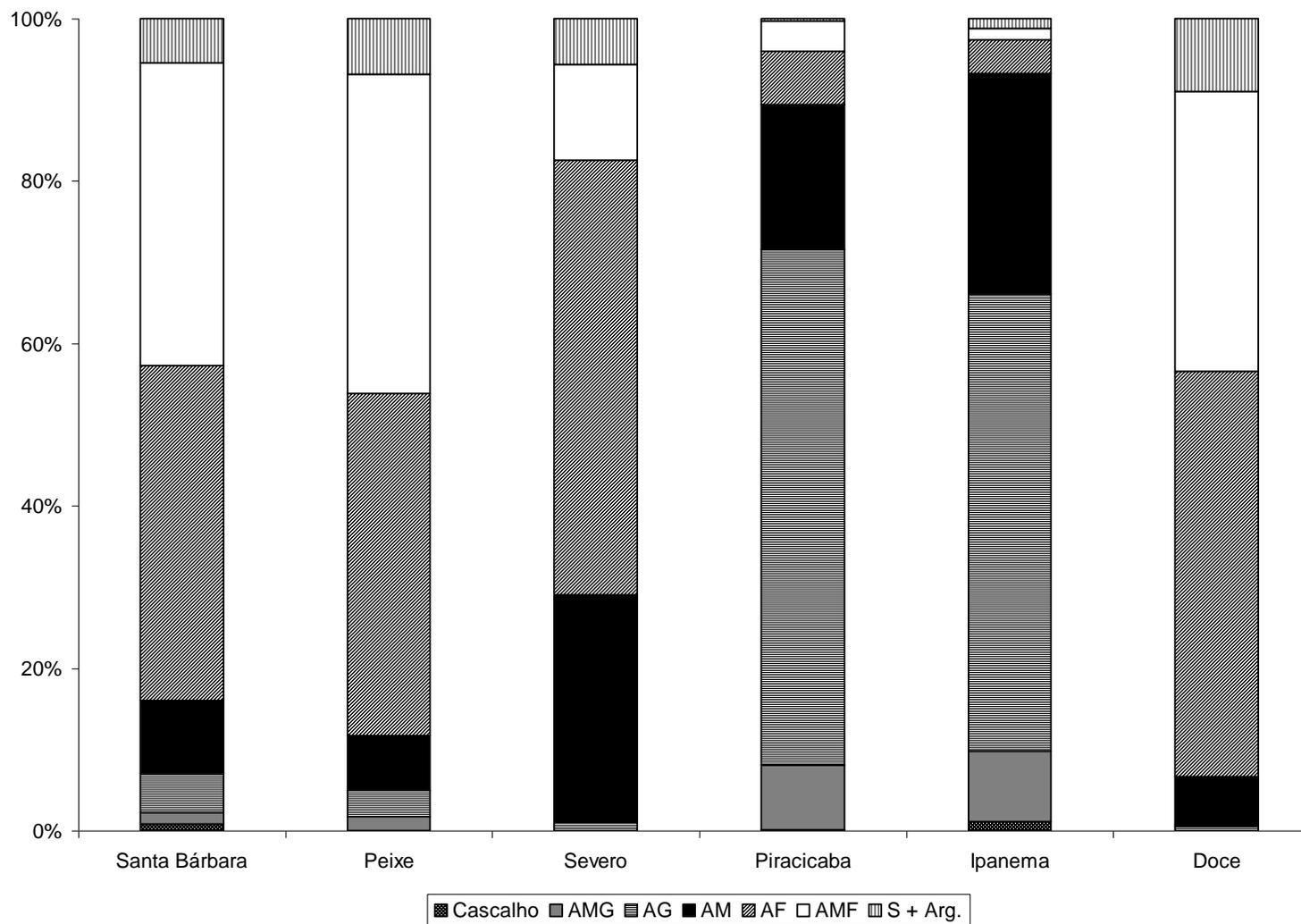


Figura 3.29. Perfil granulométrico do sedimento dos rios da bacia do Médio Rio Doce no período de seca de 2001 (AMG: areia muito grossa; AG: areia grossa; AM: areia média; AF: areia fina; AMF: areia muito fina; S + Arg.: silte e argila).

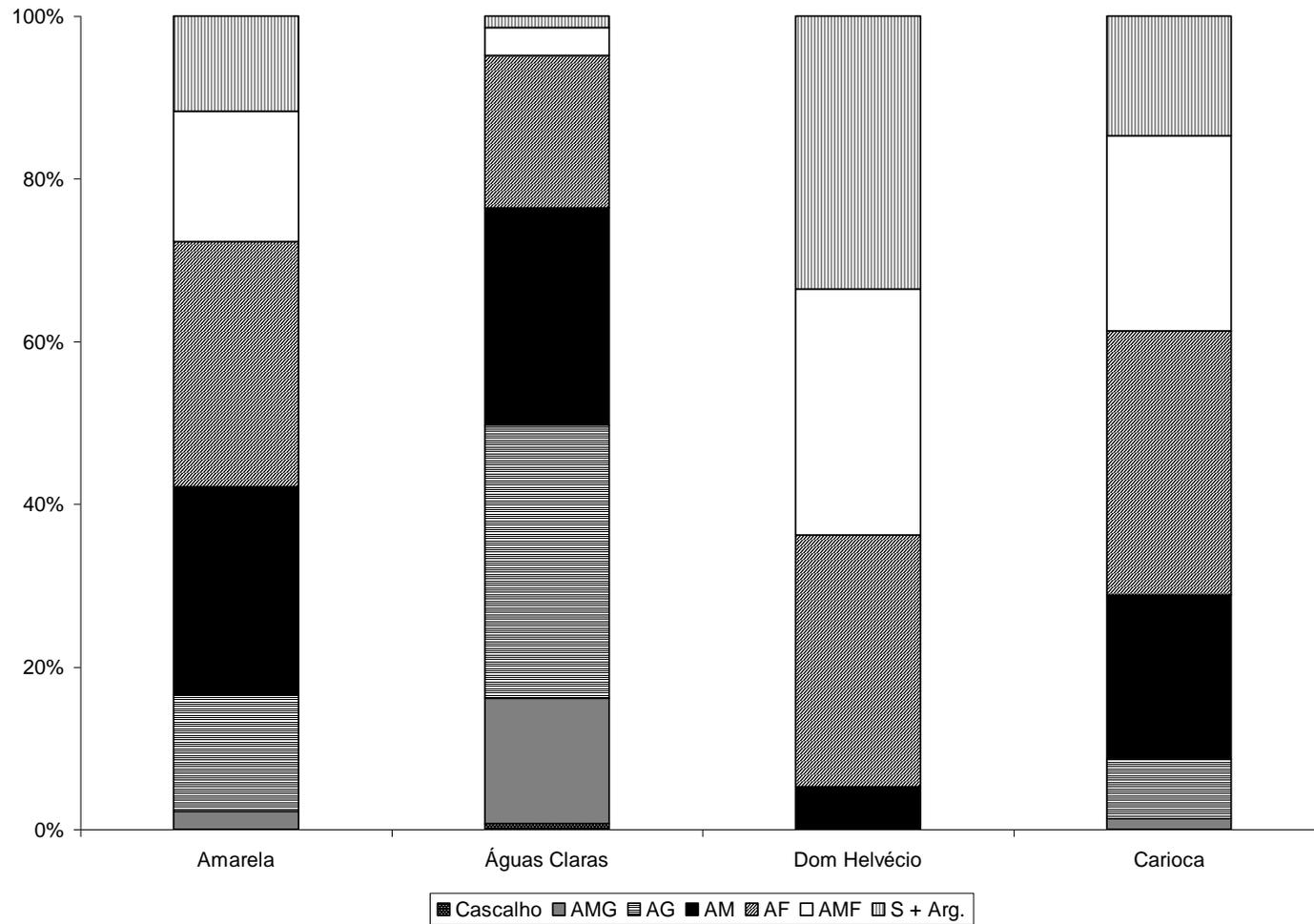


Figura 3.30. Perfil granulométrico do sedimento dos lagos da bacia do Médio Rio Doce no período de seca de 2001 (AMG: areia muito grossa; AG: areia grossa; AM: areia média; AF: areia fina; AMF: areia muito fina; S + Arg.: silte e argila).

Aplicação da teoria de Habitat-Templets à avaliação de qualidade de água: proposta de protocolo de biomonitoramento no trecho médio da bacia do rio Doce-MG.

Doutoranda: Maria Margarida Granate Sá e Melo Marques

Orientador: Prof. Dr. Francisco Barbosa

Introdução

Ao longo da história da humanidade, um dos ecossistemas que mais tem sido modificado e alterado de suas condições originais são os ambientes aquáticos principalmente os de natureza lótica. As principais alterações que as atividades antrópicas provocam nos cursos d'água podem ser agrupadas em cinco categorias: qualidade da água, estrutura dos habitats, regime de fluxo, fontes de energia e interações biológicas (KARR *et al.*, 1997).

Mudanças nas condições ambientais em quaisquer das categorias acima irão levar a mudanças na composição e no funcionamento das comunidades do sistema aquático. Avaliações e comparações dessas mudanças nas comunidades permitem a mais direta e efetiva medida da integridade do sistema. Através da análise da biota de um rio, a qual integra e responde às condições abióticas ao seu redor, as avaliações podem diagnosticar impactos físicos, químicos e biológicos, assim como seu efeito acumulativo (KARR *et al.*, 1997).

As vantagens dos métodos biológicos de monitoramento e avaliação de qualidade de água em relação aos métodos físicos e químicos vêm sendo apontadas há bastante tempo (CHANDLER, 1970; MARVAN, 1979). CHANDLER (1970) já afirmava que as amostras químicas representavam apenas o estado da água em um determinado ponto e em um determinado momento e que variações significativas entre dois momentos de amostragem são facilmente perdidas e portanto não consideradas. Em contraste, segundo o autor, “a biota de um rio depende dele 24 horas por dia e é sensível o bastante para mostrar os efeitos mesmo de uma poluição bastante suave”.

Muitos organismos podem ser estudados e usados para comparar mudanças temporais e espaciais na qualidade das águas (CHARVET *et al.* 1998). Algas e macroinvertebrados bentônicos são os dois grupos mais frequentemente recomendados para a realização de biomonitoramento, e, entre os dois, macroinvertebrados são os mais comumente usados (ROSENBERG & RESH, 1993). Esta preferência se deve às vantagens que possuem sobre

os demais grupos, dentre as quais se destacam: i) sua ubiquidade, possibilitando serem utilizados nos mais variados tipos de ecossistemas aquáticos; ii) o grande número de espécies envolvidas oferece um grande espectro de respostas aos vários tipos de impactos; iii) sua natureza relativamente sedentária permitindo fácil amostragem, além de uma eficiente análise espacial dos efeitos dos distúrbios; iv) o fato de possuírem ciclos de vida relativamente longos, permitindo a elucidação de mudanças temporais causadas pelas perturbações.

Recentemente, têm sido desenvolvidas técnicas de avaliação de qualidade de água que adotam a abordagem multimétrica, ou seja, o uso de uma série de medidas (métricas) para avaliar a degradação ambiental (THORNE & WILLIAMS, 1997). Uma vantagem do uso do sistema multimétrico é que um gradiente completo de poluição pode ser avaliado apesar das limitações que cada medida individual possa apresentar (BARBOUR *et al.*, 1995).

Revisando as técnicas multimétricas mais utilizadas na avaliação de qualidade de água, RESH & JACKSON (1993) identificaram cinco categorias principais nas quais as medidas mais difundidas se encaixam: i) medidas de riqueza, que descrevem o número de distintas unidades taxonômicas; ii) enumerações, que são estimativas da abundância relativa de diferentes grupos taxonômicos; iii) medidas de diversidade e similaridade, as quais combinam riqueza e enumeração; iv) índices biológicos, que utilizam valores pré-estabelecidos de tolerância à poluição de determinados taxa e v) medidas dos grupos funcionais de alimentação, baseados em características morfo-comportamentais dos organismos em questão.

Apesar dos resultados promissores, o grande número de índices e medidas propostos a cada ano revela que a comunidade científica ainda não chegou a um consenso sobre o assunto.

Desde a década de 80 que a Ecologia Aquática vem desenvolvendo trabalhos com ênfase na relação entre os vários tipos de características da história de vida dos organismos e a heterogeneidade, previsibilidade e/ou produtividade dos habitats (STATZNER *et al.*, 1997). Entre os trabalhos utilizando a abordagem de habitat-templets destacam-se o de USSEGLIO-POLATERA (1994), no qual estabeleceu-se que características do ciclo reprodutivo de insetos aquáticos, como fecundidade e número de gerações por ano, estão relacionadas com as dimensões variabilidade espacial e temporal dos habitats, e o de TOWNSEND *et al.* (1997), no qual verificou-se que características do ciclo de vida conferindo às espécies a capacidade de resistência e/ou resiliência (características de resistência: capacidade de fixação ao substrato, forma do corpo achatado e presença de

pelo menos dois estágios de vida fora do ambiente aquático; características de resiliência: pequeno tamanho do corpo, alta mobilidade e hábito generalista) estavam conectadas a dimensões do habitat definidas como frequência de distúrbio (dimensão temporal) e disponibilidade de refúgios (dimensão espacial).

A primeira tentativa de se aplicar a teoria de habitat-templates ao biomonitoramento e na avaliação de qualidade de água foi feita recentemente por CHARVET *et al.* (1998). Os autores compararam métodos tradicionais de biomonitoramento, como diversidade, índices bióticos e estrutura da comunidade com a nova abordagem, usando características da história de vida dos organismos. Esta nova abordagem foi capaz de discriminar com maior eficiência os locais impactados dos não-impactados, mostrando que organismos possuindo características de resistência são encontrados em locais de menor variabilidade ambiental e condições mais adversas (locais impactados), enquanto organismos com características de vida conferindo resiliência são típicos de ambientes mais variáveis mas com condições mais favoráveis (não impactados).

O sucesso da aplicação da Teoria de Habitat Templates dependerá da definição das dimensões do habitat que se relacionam a escalas de espaço e tempo relevantes aos organismos de interesse e da escolha de quais características da história de vida das espécies estariam associadas com as diferentes partes do habitat. Assim, ao se medirem dimensões do habitat afetadas por atividades humanas, como a qualidade química das águas e do substrato, diversidade e integridade de microhabitats, inputs de energia autóctone e alóctone, alterações no fluxo e mudanças nas interações biológicas, e tomando-se características da história de vida dos organismos que estejam conectadas com a capacidade de tolerância/intolerância, será possível discriminar quais características permitem quais organismos se manterem ou não sob diferentes condições!

A região da bacia do Rio Doce pode ser considerada como um microcosmo dos grandes problemas ambientais brasileiros (PAULA, 1997). Entre estes problemas destacam-se a quase completa devastação da cobertura vegetal de Mata Atlântica original, a intensa ocupação humana formando conglomerados urbanos e o desenvolvimento de atividades econômicas geradoras de impactos ambientais significativos. Neste contexto, o presente projeto tem como objetivos gerais:

i) - Aplicar a teoria de habitat-templates à avaliação de qualidade de água, utilizando-se a comunidade de macroinvertebrados aquáticos, de modo a definir quais características de vida são susceptíveis a quais dimensões do habitat afetadas pelas atividades humanas.

ii) - Selecionar grupos taxonômicos e características de suas histórias de vida passíveis de serem aplicados ao biomonitoramento de qualidade ambiental nas águas dos rios e lagoas do trecho médio da bacia do rio Doce.

iii) - Definição de dois protocolos de biomonitoramento, específicos para ambientes lóticos e lênticos, para a bacia do rio Doce, com base nas características de organismos da comunidade de macroinvertebrados aquáticos.

Área de Estudo

A bacia do rio Doce localiza-se na região leste do Brasil, entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo, abrangendo uma área de drenagem de 83.400 km², dos quais 86% pertencem a Minas Gerais e 14% ao Espírito Santo. A população total é de 2,8 milhões distribuída em 163 municípios (FEAM, 1990).

O estudo concentrou-se no seu trecho médio, em particular na sub-bacia do rio Piracicaba, abrangendo uma área de 5.896 km², na qual estão localizados 22 municípios. Aproximadamente 700 mil pessoas vivem nesta região cuja economia é baseada principalmente em 3 atividades interligadas: mineração, reflorestamento e siderurgia (GUERRA, 1992).

Foram definidas 16 estações de amostragem (8 rios e 8 lagoas) visando identificar os principais efeitos das atividades antrópicas potencialmente impactantes sobre as águas dos rios e lagoas da região, assim como a flutuação natural da comunidade e das variáveis ambientais. Cerca de metade destas estações são consideradas não impactadas ou de impacto mínimo (Quadro 3.1), os ambientes lóticos foram classificados como impactados ou não de acordo com o trabalho de MARQUES & BARBOSA (2001) e os lênticos de acordo com o fato de estarem dentro ou fora dos limites do Parque Estadual do Rio Doce.

Quadro 3.1: Estações de amostragem no trecho médio do Rio Doce.

RIO		LAGOA	
Impactado	Não-impactado	Impactada	Não-impactada
R. Piracicaba	R. Caraça	L. Jacaré	L. Carioca
R. Barão de Cocais	R. Santa Bárbara	L. Amarela	L. Dom Helvécio
R. Ipanema	R. Severo	L. Palmeirinha	
R. Peixe	R. Doce	L da Barra	
		L. Águas Claras	

Materiais e Métodos

Protocolo de amostragem

As coletas foram concentradas nos períodos de chuva e seca. As variáveis ambientais foram medidas em cada estação em todos os períodos de coleta. As amostras da bentonofauna foram colhidas em replicatas, utilizando-se draga de Ekman, rede de arrasto (surber) ou conchas metálicas de fundo perfurado, dependendo do tipo de substrato de cada local. Os organismos encontrados foram identificados, até o momento, a nível família, e quando possível, gênero.

Variáveis ambientais

Em cada estação de amostragem foi determinada uma série de variáveis ambientais selecionadas a partir das 5 categorias propostas por KARR *et al.* (1997) como formas de alteração do sistema aquático por atividades humanas. Foram escolhidas variáveis relacionadas a cada uma destas categorias:

1- Qualidade da água: teores de oxigênio dissolvido, nitrogênio total e fósforo total na coluna d'água e matéria orgânica no sedimento. Estas variáveis serão determinadas através das técnicas descritas em MACKRETH *et al.* (1978) GOLTERMAN *et al.* (1978) e JACKSON (1974).

2- Estrutura do habitat: granulometria do sedimento, biomassa de serrapilheira (g peso seco/ m²).

3- Regime de fluxo: Nos rios: velocidade da correnteza (m/s), vazão (m³/s) e amplitude da vazão. Nas lagoas: profundidade e amplitude de variação da profundidade.

4- Fontes de energia: produtividade primária, biomassa de serrapilheira.

5- Interações biológicas (peixes): presença de espécies exóticas, extinção de espécies nativas.

Resultados Parciais e Discussão

Até o final de 2001 todas as coletas e viagens de campo para este projeto foram finalizadas com sucesso. O material biológico coletado foi inteiramente triado, todos os espécimens encontrados foram contados e estão em fase de identificação taxonômica; fase esta que está bem adiantada visto que todos os organismos estão já separados em famílias e, em alguns casos, como a ordem Odonata, os indivíduos já estão identificados por gêneros.

O número total de organismos coletados foi de 23.297, pertencentes às classes Insecta, Arachnida e Crustacea e aos filos Mollusca e Annelidae. A classe Insecta dominou a comunidade bentônica tanto em termos numéricos (10.454 indivíduos) quanto em termos de riqueza taxonômica (cerca de 70 famílias). Dentre os insetos, a família Chironomidae (Diptera) destaca-se como a de maior frequência e densidade, estando presente em 90% das amostras. Estes resultados estão compatíveis com os achados por MARQUES (1998).

Os ambientes lóticos tiveram maior riqueza taxonômica no período de chuvas de 2001, entretanto este parâmetro foi bastante homogêneo ao longo do tempo, não apresentando sazonalidade significativa, ou seja, diferenças marcantes entre os períodos de seca e chuva (FIG. 3.31). As estações de amostragem consideradas impactadas por ação humana apresentaram em geral, menor número de taxa de macroinvertebrados bentônicos do que as estações não-impactadas. Assim, o rio Piracicaba, os ribeirões Barão de Cocais e Ipanema apresentaram sempre baixo número de taxa (variando de 3 a 11 unidades taxonômicas), enquanto os rios Caraça, Severo e Sta. Bárbara alcançaram até 21 unidades taxonômicas. É notável que, apesar desta maior riqueza, as estações de boa qualidade estão sujeitas a uma maior heterogeneidade ao longo do tempo, assim as flutuações no valor da riqueza são também maiores, variando de 6 a 21 unidades taxonômicas (FIG. 3.32). Os rios do Peixe e Doce apresentaram resultados surpreendentes para este parâmetro; contrariamente ao esperado o rio do Peixe teve alta riqueza taxonômica, principalmente em agosto de 2000, enquanto o rio Doce teve a riqueza comparável à das estações consideradas de má qualidade de água.

Nos ambientes lênticos, observou-se uma enorme heterogeneidade temporal em relação à riqueza taxonômica. O primeiro período de coleta mostrou uma fauna bastante rica e diversificada, alcançando uma riqueza total de 73, no período de seca de 1999. A partir de então a riqueza diminuiu drasticamente nas coletas seguintes valores variando entre 10 e 23 (FIG. 3.33). Não é possível notar padrões sazonais na riqueza das lagoas, provavelmente devido a esta brusca alteração na sua riqueza, entretanto o lento acréscimo no número de espécies a partir das chuvas de 2000 até as chuvas de 2001 sugere que existe uma tendência da riqueza aumentar e se restabelecer em um nível próximo ao da primeira coleta. Contrariamente ao esperado, não se observou diferença significativa entre as lagoas dentro e fora do Parque Estadual do Rio Doce. Todas as lagoas apresentaram o mesmo padrão: alta riqueza no primeiro momento e, em seguida, uma queda súbita neste parâmetro (FIG. 3.34). Entretanto destaca-se a lagoa Carioca, dentro do PERD, como a que apresentou notavelmente a maior riqueza faunística (38 unidades taxonômicas). A queda

súbita nos valores de riqueza pode ser devida à ausência de chuvas no final do ano de 1999 e que perdurou durante todo o ano de 2000. A diminuição da pluviosidade pode ter alterado ou interrompido o ciclo reprodutivo normal de algumas espécies, e as populações sofreram assim uma diminuição na sua abundância e densidade. O fato de que somente os ambientes lênticos e não os lóticos mostraram tal diminuição pode ser indicativo de sua maior fragilidade frente a alterações ambientais, tanto naturais quanto impostas pelo ser humano.

A malacofauna encontrada na área de estudo (Tabela 3.22) chama a atenção pela presença, em mais de metade dos pontos amostrais, do molusco *Biomphalaria* sp., hospedeiro intermediário do *Schistosoma mansoni*. A presença de tal gênero de moluscos em áreas cujas águas são reservadas ao lazer e à recreação de contato primário, como na lagoa Dom Helvécio, traz consigo uma preocupação de natureza médico-sanitária em relação às populações humanas que utilizam o PERD. Em alguns pontos, é notável também a presença em altas densidades do caramujo exótico *Melanoides tuberculata*, que foi introduzido recentemente na região. Moluscos do gênero *Physa* são considerados indicadores de águas poluídas por enriquecimento orgânico; nas lagoas do PERD este gênero quase não é encontrado, entretanto é bastante comum nos rios Piracicaba e Barão de Cocais, ambientes reconhecidamente impactados

Tratando ainda da fauna de macroinvertebrados bentônicos, os heteroptera são mostrados na tabela 3.23. Nos rios, observa-se que as estações de amostragem pouco impactadas (Caraça, Sta. Bárbara e Severo) apresentaram riqueza de espécies sistematicamente maior do que as demais, sendo que a estação de pior qualidade de água, no ribeirão Ipanema, não apresentou nenhum indivíduo desta ordem. As lagoas do parque e do seu entorno não apresentaram o padrão esperado, que seria as lagoas no interior do parque com alta riqueza e as demais empobrecidas em espécies. Ao contrário, a lagoa Palmeirinha, fora do parque, foi a que se destacou como a mais rica, enquanto a lagoa Dom Helvécio, dentro dos limites do PERD, apresentou a menor riqueza: apenas duas espécies.

A entrada de energia e matéria disponíveis para a comunidade bentônica foi medida através do peso seco de serrapilheira alóctone ao sistema aquático. Além de representar um importante recurso alimentar a biomassa vegetal também contribui para aumentar a complexidade do habitat, servindo de abrigo e refúgio contra predadores e local de nidificação e oviposição para muitas espécies.

Nos ambientes lóticos a serrapilheira foi dividida em material lenhoso, de pouco valor nutritivo para os organismos bentônicos, e em folhiço, que representa em geral o que de

fato os organismos consomem como alimento. A quantidade de biomassa vegetal presente nas estações de amostragem foi extremamente variável, tanto de uma estação para a outra, quanto de um período amostral para o outro, como mostrado na FIG 3.35. Tal variação depende das características físicas e hidrológicas de cada uma das estações de amostragem (inclinação do terreno, velocidade da correnteza, quantidade e tipo de vegetação marginal). Assim alguns ambientes tendem a acumular a serrapilheira que cai nas suas margens, outros são quase que permanentemente “lavados” pelo fluxo da água.

Nos ambientes lênticos, além do folhiço e da matéria lenhosa, havia um outro importante componente vegetal: as macrófitas aquáticas. Apesar de serem de natureza autóctone e não alóctone, as macrófitas também desempenham importante papel na ecologia da comunidade bentônica, seja como suprimento de matéria e energia, seja como uma estrutura a mais de habitats complexos. Assim como a quantidade de folhiço e matéria lenhosa, a quantidade de macrófitas e a sua importância relativa como componente da biomassa vegetal também foi muito variável dentro das lagoas que compõe este estudo e ao longo do tempo (FIG 3.36). Entretanto, diferentemente do que acontece para os rios, neste caso tal variação pode ser um artefato da amostragem já que boa parte das macrófitas encontradas nas lagoas é flutuante (*Salvinia*, por exemplo) e os bancos de macrófitas se deslocam livremente na água pela ação do vento. Entretanto é possível notar que para algumas lagoas este componente é de suma importância; é o caso da lagoa Amarela, que sempre apresentou grandes quantidades de macrófitas e em algumas coletas este era o componente dominante da biomassa vegetal. Já a lagoa Carioca tinha poucas macrófitas, enquanto a lagoa Dom Helvécio devido a seu maior tamanho apresentava em alguns locais próximos à margem uma quantidade significativa, mas na região limnética estas não eram encontradas.

Em relação à caracterização do sedimento, na Tabela 3.24 observam-se os valores de matéria orgânica e a classificação granulométrica dos vários habitats amostrados. A região limnética das lagoas mostrou-se em geral mais rica em matéria orgânica do que as margens, exceto nas regiões litorâneas onde abundavam as macrófitas. O substrato das lagoas é predominantemente argiloso, com variações entre argilo-arenoso e muito argiloso. Já no substrato dos rios a fração predominante é areia (mais de 75% das amostras), embora também se encontrem substratos siltsos (Barão de Cocais) e argilosos.

Conclusão

A partir dos dados já obtidos é possível fazer algumas considerações sobre a ecologia da comunidade bentônica nos diversos habitats que ela ocupa dentro dos ecossistemas lóticos e lênticos da bacia do médio rio Doce e suas relações com o meio. Entretanto para alcançar os objetivos principais propostos neste trabalho são ainda necessários alguns passos, quais sejam: a identificação dos organismos até o menor nível taxonômico possível, atribuição a cada um de diversas características de história de vida e a realização da análise de correlação canônica de cada uma dessas características com as variáveis ambientais já mensuradas neste e em outros trabalhos realizados nos mesmos locais.

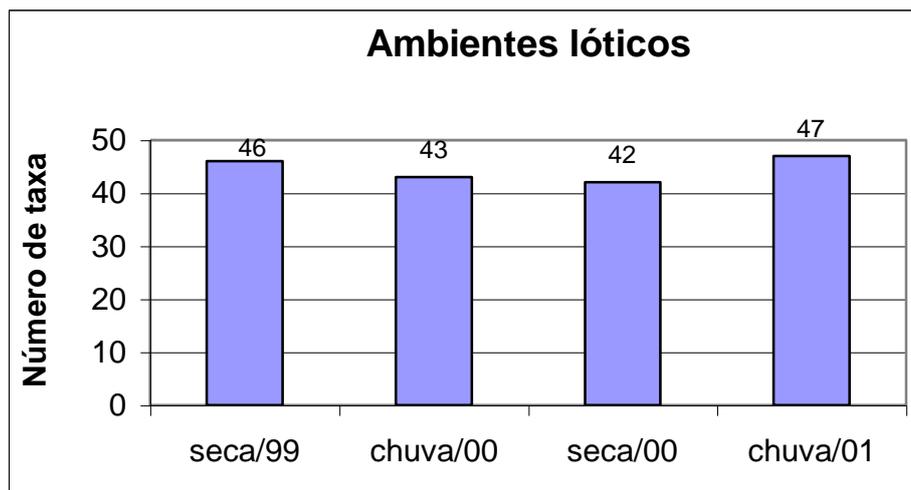


FIG. 3.31. Riqueza taxonômica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos quatro períodos de amostragem no trecho médio da bacia do rio Doce, em 1999-2001.

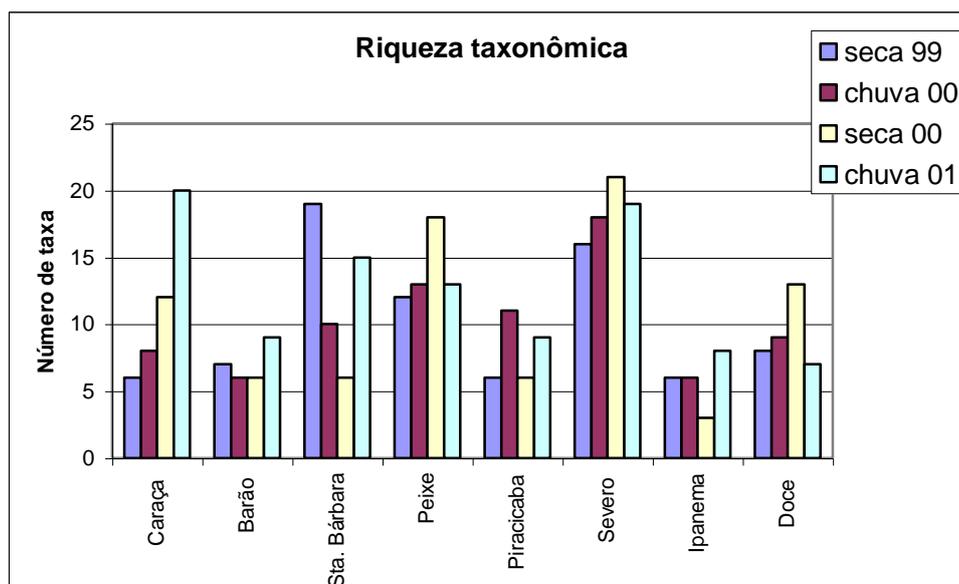


FIG. 3.32 Riqueza taxonômica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nas oito estações de amostragem dos rios do trecho médio da bacia do rio Doce, em 1999-2001

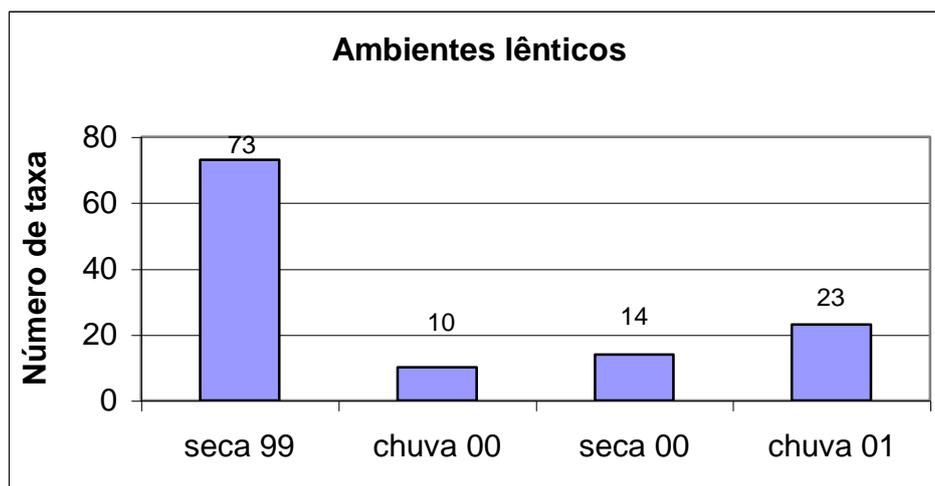


FIG. 3.33 . Riqueza taxonômica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos quatro períodos de amostragem no Parque Estadual do Rio Doce e seu entorno, em 1999-2001.

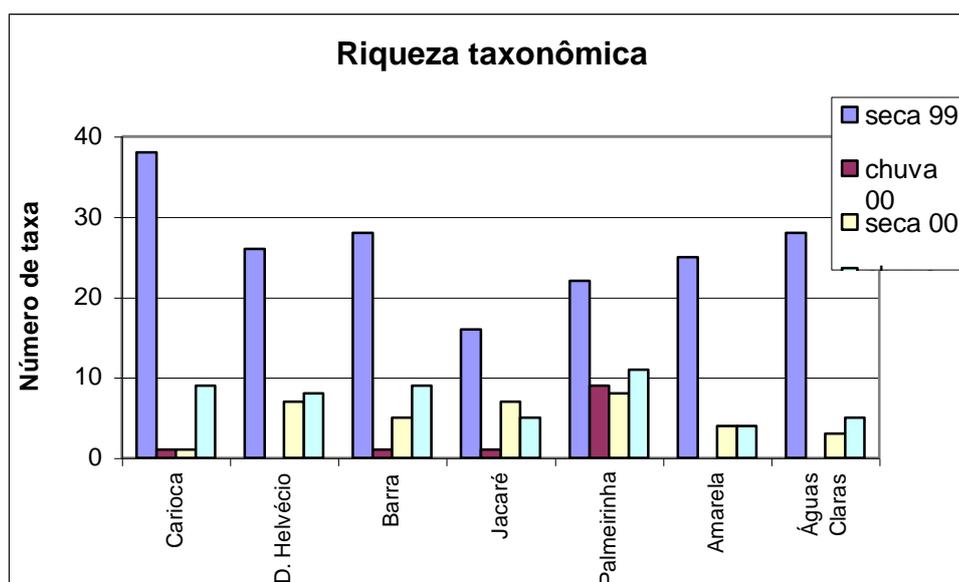


FIG. 3.34 Riqueza taxonômica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nas sete lagoas no Parque Estadual do Rio Doce e seu entorno, em 1999-2001.

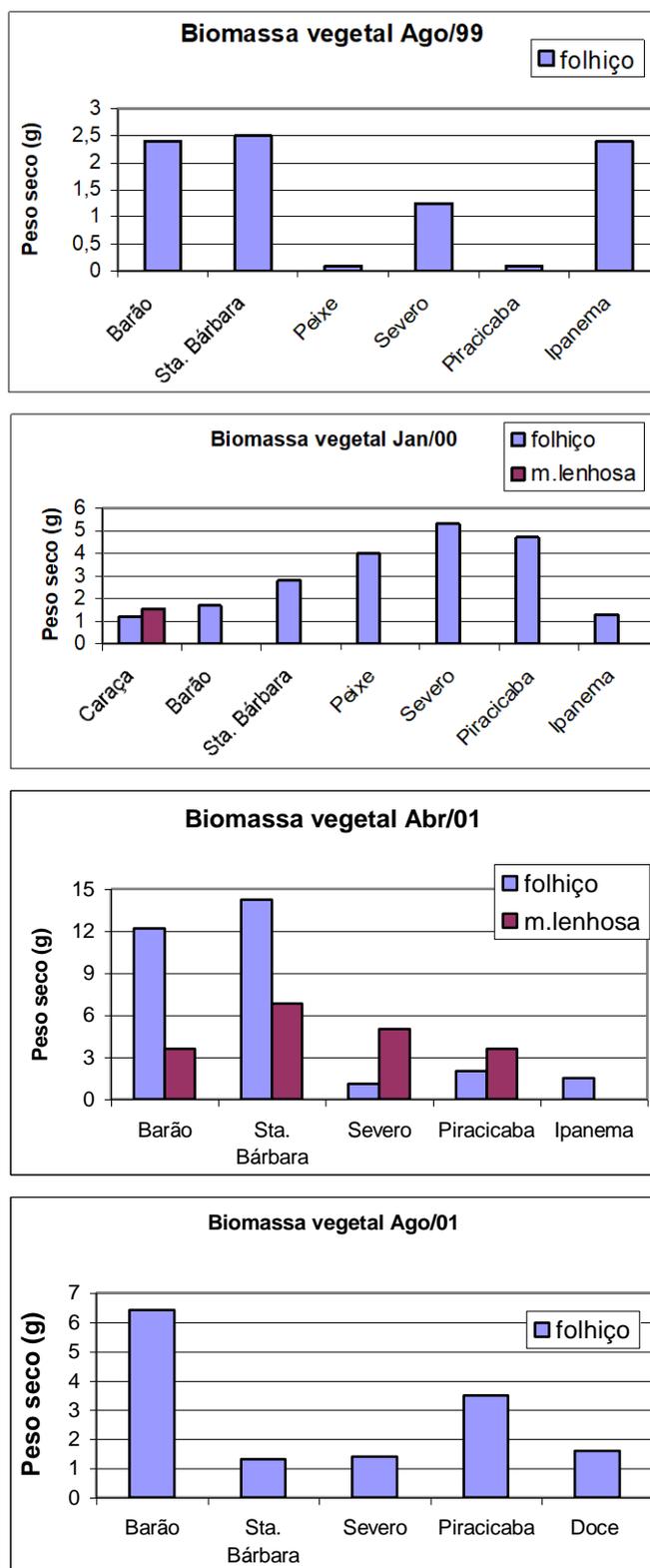


FIG. 3.35 Biomassa vegetal presente nas estações de amostragem dos rio da bacia do médio rio Doce, 1999-2001.

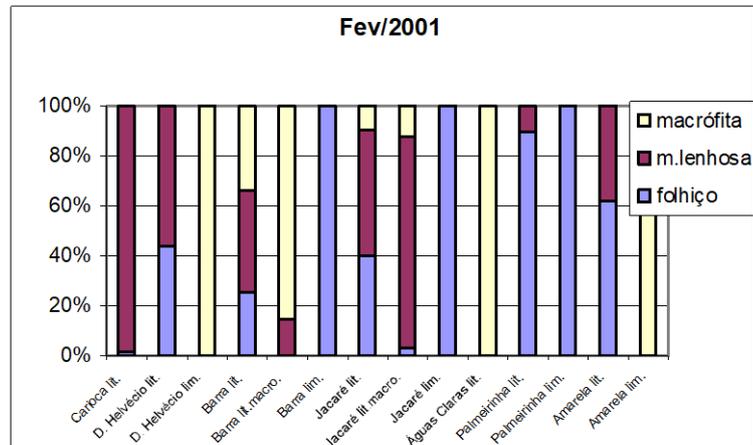
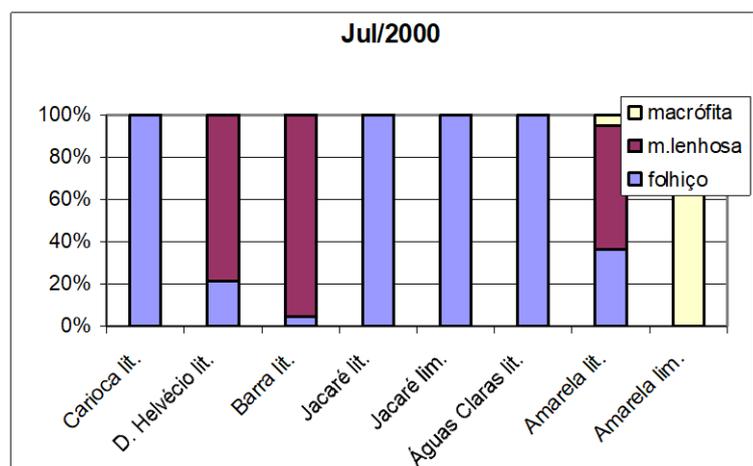
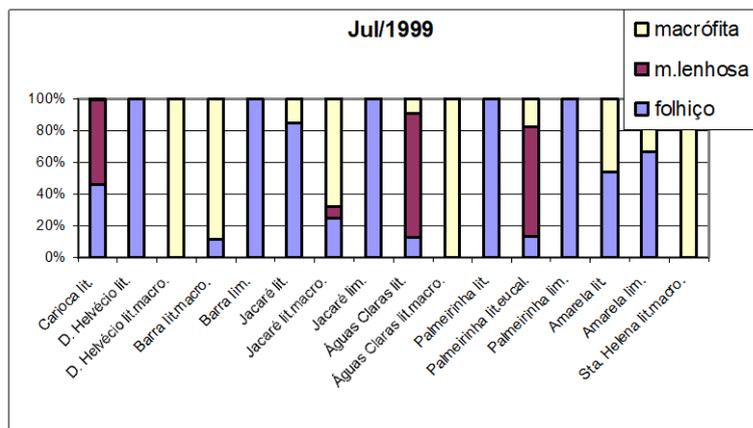


FIG. 3.36 Importância relativa dos componentes da biomassa vegetal presente nas lagoas dentro e fora do Parque Estadual do Rio Doce, 1999-2001.

Tabela 3.22. Malacofauna dos rios e lagos do trecho médio da bacia do rio Doce, entre 1999 e 2001.

RIOS	<i>Physa</i> sp.	Hydrobiidae	<i>Melanoide tuberculatus</i>	<i>Corbicula</i> sp.	<i>Biomphalaria</i> sp.
SECA/1999					
Caraça					
Barão de Cocais	23				
Sta. Bárbara	14			1	9
Peixe				1	
Severo		1			
Piracicaba	126	3	401	1	4
Ipanema					
Doce			99	56	
CHUVA/2000					
Caraça					
Barão de Cocais					
Sta. Bárbara					
Peixe			1	1	
Severo				2	
Piracicaba	1	1	1201		
Ipanema					
Doce		33	134		
SECA/2000					
Caraça					
Barão de Cocais	73				
Sta. Bárbara					
Peixe			1		
Severo					
Piracicaba	151		86		
Ipanema					
Doce	1	9	10	1970	
CHUVA/2001					
Caraça					1
Barão de Cocais					
Sta. Bárbara	2				82
Peixe			1		
Severo			1		
Piracicaba			226		
Ipanema	1				1
Doce		5		50	

Tabela 3.22. Continuação.

LAGOAS	<i>Pomacea</i> sp.	<i>Physa</i> sp.	<i>Diplodon</i> sp.	Hydrobiidae	<i>Melanoide tuberculatus</i>	<i>Corbicula</i> sp.	<i>Biomphalaria</i> sp.
seca/1999							
Sta. Helena		13					47
Águas Claras					55		11
Amarela						1	
Barra		1			2		
Carioca		6					25
Jacaré	6				1	1	
Dom Helvécio				223	504		2
Palmeirinha					41	1	4
chuva/2000							
Águas Claras							
Amarela		1					
Barra							
Carioca							
Jacaré			3		21		
Dom Helvécio							
Palmeirinha					233		
seca/2000							
Águas Claras							
Amarela					1		
Barra					1		
Carioca							
Jacaré					100		
Dom Helvécio					1		
Palmeirinha					42		
chuva/2001							
Águas Claras							
Amarela					1		
Barra	1				4		
Carioca							
Jacaré	1		4		4		
Dom Helvécio					2		
Palmeirinha			4				

Tabela 3.23. Heteroptera encontrados nas estações de amostragem dos rios e lagos do trecho médio do rio Doce, entre 1999 e 2001.

RIOS

SECA/1999

	Caraça	Sta. Bárbara	Severo	Peixe	Piracicaba	Doce
Limnocoris sp.	3		1			
Ranatra sp.		1			1	
Martarega uruguayensis						2
Cryphocricos vianai		2				
Rhagovelia sp.			1			

CHUVA/2000

Limnocoris sp.			7			
L. espinolai	3					
Notonecta sp.		4				
Martarega uruguayensis		4				

SECA/2000

Limnocoris sp.	5					
L. maculiceps				1		
Rhagovelia sp.				1		

CHUVA/2001

Limnocoris sp.	7		3			3
L. maculiceps			1			
Buenoa sp.	9					
Ranatra sp.		1				
Montandonius angulatus					1	

Tabela 3.24. Caracterização dos sedimentos dos rios e lagoas da região do médio rio Doce, entre 1999 e 2001.

RIOS	MO	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila	Classificação
SECA/1999	%	%	%	%	%	
Caraça	0,29					
Barão de Cocais	9,59					
Sta. Bárbara	0,38	72	24		4	Areia
Peixe	1,43					
Severo	0,89	7	68	13	12	Franco arenoso
Piracicaba	5,71	11	15	45	29	Franco argiloso
Ipanema	0,35					
Rio Doce	1,12					
CHUVA/2000						
Barão de Cocais	1,29		1	84	15	Franco siltoso
Peixe marg.esq.	2,21	1	30	40	29	Franco argiloso
Severo	1,76					
Ipanema	0,35	46	40	2	11	Areia franca
Piracicaba	1,13					
rio Doce m.esq	0,48	1	74	15	10	Franco arenoso
SECA/2000						
Caraça	0,7					
Barão de Cocais	2,56					
Sta. Bárbara	0,72	34	57		9	Areia
Peixe marg.esq.	0,18					
Peixe	0,25	61	31	2	6	Areia
Severo	0,22	85	10		5	Areia
Ipanema	0,12					
Piracicaba	2,45	56	22	12	10	Franco arenoso
Rio Doce m.dir.	1,89	4	60	16	20	Franco argil-arenoso
CHUVA/2001						
Barão de Cocais	0,33	40	52	2	6	Areia
Sta. Bárbara	0,28	54	40		6	Areia
Peixe/margem	2,57					
Severo	0,23					
Ipanema	0,41	47	42	1	10	Areia franca
Piracicaba p/n	0,39	92	3	1	4	Areia
Rio Doce	0,34	16	72	3	9	Areia franca
Rio Doce fundo	0,09					

Tabela 3.24. Continuação.

LAGOAS	MO	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila	Classificação
SECA/1999	%	%	%	%	%	
D. Helvécio m. junco	0,67	58	31	1	10	Areia franca
D. Helvécio m s/ macrófita	0,66	34	34	8	24	Franco argilo-arenoso
D. Helvécio litoral	23,17					
Carioca m. litter	5,42	12	13	21	54	Argila
Carioca m. macrófita	4,85					
Carioca limnética	39,19					
Sta. Helena limnética	23,04					
Sta. Helena m. junco	65,95					
Amarela litoral	2,13	31	18	7	44	Argila arenosa
Águas Claras m. litter	3,25	13	16	17	54	Argila
Águas Claras litoral	1,59					
Águas Claras limnética	25,21					
Barra litoral	4,3	10	20	18	52	Argila
Barra limnética	4,31			20	80	Muito argiloso
Jacaré junco c/ litter	6,7	1		43	56	Argila siltosa
Jacaré m. macrófita						
Elodea	1,06	32	39	5	24	Franco argilo-arenoso
Jacaré limnética	33,52					
Palmeirinha limnética	22,04					
Palmeirinha litoral	2,88	23	17	21	39	Franco argiloso
CHUVA/2000						
D. Helvécio praia de areia	15,13					
D. Helvécio limnética	14,24					
Carioca margem	29,27	27	21	35	17	Franco argilo-arenoso
Carioca limnética	46,33					
Amarela litoral	2,75	39	20	7	34	Franco argilo-arenoso
Águas Claras m. litter.	1,64	36	30	10	24	Franco argilo-arenoso
Águas Claras limnética	28,67					
Barra litoral	2,35	14	28	28	30	Franco argiloso
Barra	4,22		1	17	82	Muito argiloso
Jacaré limnética	35,1					
Jacaré litoral	3,57	22	24	9	45	Argila arenosa
Palmeirinha litoral	3,45	23	27	19	31	Franco argilo-arenoso
Palmeirinha limnética	27,45					
CHUVA/2001						
D. Helvécio limnética	27,65					
D. Helvécio litorânea	20,11					
D. Helvécio litorânea s/macrófita	6,33					
Carioca limnética	47,61					
Amarela litoral	22,39					
Águas Claras litoral	11,54					
Barra litoral	3,37					
Barra limnética	5,83					
Jacaré litoral	11,44	10	18	21	51	Argila
Jacaré limnética	32,91					
Palmeirinha limnética	30,57					

Avaliação da qualidade das águas na bacia do médio rio Doce através de parâmetros ecotoxicológicos.

Profa. Arnola Cecília Rietzler

Laboratório de Ecotoxicologia/Limnologia

Introdução

Os ecossistemas aquáticos continentais vêm sofrendo com maior intensidade os impactos causados pelas atividades humanas nas últimas décadas. Conseqüentemente, as comunidades aquáticas de muitos ecossistemas lóticos e lênticos têm estado sujeitas à estes impactos, a exemplo do Parque Estadual do Rio Doce e sua área de entorno em que sérios problemas ambientais do ponto de vista ecotoxicológico são encontrados, particularmente os relacionados à mineração, garimpo, siderurgia e indústria de celulose.

Assim, o monitoramento ambiental de áreas sujeitas à impactos provocados pelo lançamento de resíduos de fontes pontuais e não pontuais na bacia de drenagem necessitam de programas de monitoramento com uma abordagem sistêmica, integrando métodos químicos, físicos e biológicos.

Neste contexto, foram realizados estudos ecotoxicológicos nos rios Piracicaba e seus afluentes e no rio Doce, nos quais efluentes industriais e domésticos tem levado a um aumento no processo de eutrofização e contaminação, com deterioração da qualidade da água e necessidade de medidas para a recuperação e manutenção destes ecossistemas.

Estudos ecotoxicológicos constituem uma eficiente forma de avaliação da qualidade de água, e possibilitam um melhor monitoramento das condições ambientais, lembrando que estudos desta natureza devem ser feitos a longo prazo, fornecendo assim uma base sólida para a avaliação de impactos ambientais e extrapolação do monitoramento em si.

Objetivos

Para os estudos ecotoxicológicos foram considerados os seguintes objetivos:

- analisar características físicas e químicas da água e sedimento em pontos de amostragem nos rios Doce, Piracicaba e confluência destes dois rios;
- analisar dados biológicos dos locais de amostragem, particularmente a comunidade bentônica, tendo como base as informações sobre a estrutura de comunidades obtidas dentro do projeto;

- determinar a concentração de metais encontrados na água, verificando-se a fração biodisponível do sedimento na água intersticial;

- verificar o efeito de bioacumulação de metais em peixes;

- realizar ensaios de toxicidade aguda e crônica com água e sedimento dos locais de amostragem, utilizando-se *Daphnia laevis*, *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii* como organismos- teste.

- realizar testes de sensibilidade para a padronização de *Daphnia laevis* e verificação dos demais cultivos.

Assim, dos objetivos propostos, considerou-se a avaliação ecotoxicológica das sub-bacias do médio rio Doce, tendo como base a caracterização física, química e biológica destas sub-bacias, a determinação de alguns metais pesados em amostras de água, sedimento (incluindo a biodisponibilidade da água intersticial) e peixes, e os ensaios de toxicidade. Dentro do contexto da avaliação de qualidade da água no trecho do médio rio Doce, foram realizados ensaios de toxicidade com cladóceros, avaliando-se efeitos de toxicidade aguda e crônica da água e sedimento à estes organismos. Para o ano de 2002, particularmente, os estudos concentraram-se no Vale do Aço, com pontos de amostragem nos trechos do rio Piracicaba em que se situam as indústrias Acesita e Usiminas (siderúrgicas) bem como no trecho do rio Doce onde se encontra a indústria Cenibra (indústria de celulose). Neste contexto, foram considerados os seguintes objetivos:

- Caracterizar física e quimicamente a água e sedimento nos locais de amostragem;
- Realizar um levantamento mais detalhado sobre a fauna bentônica encontrada nos locais de amostragem;
- Determinar as concentrações de Cd, Hg, Zn, Pb, Cu Ni e Cr encontrados na água e água intersticial;
- Realizar novos ensaios de toxicidade aguda e crônica com água e sedimento, utilizando diferentes organismos-teste, procurando-se incluir a utilização da água intersticial dos locais de amostragem;
- Dar continuidade aos testes de sensibilidade para padronização de *Daphnia laevis* bem como para a avaliação da manutenção de cultivos;
- Fornecer através de uma abordagem ecotoxicológica, alguns subsídios para o monitoramento da qualidade da água na bacia do médio rio Doce.

Materiais e Métodos

1) Área de estudo

Os locais de amostragem, definidos com base em informações obtidas pelo Programa Biodiversidade, População e Economia (PADCT), entre 1993 e 1995, foram os mesmos considerados na primeira etapa de estudos. Foram incluídos seis pontos de amostragem, sendo quatro deles na sub-bacia do rio Piracicaba, um no rio Doce e um na confluência dos rios Doce e Piracicaba. Já em 2002, os pontos de amostragem adotados restringiram-se ao Vale do Aço.

2) Procedimentos metodológicos de campo e laboratório

Dados de temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido foram obtidos “in situ” através de um multisensor de qualidade de água. Amostras de água e sedimento foram coletadas em 06 e 03 pontos de coleta, em 2001 e 2002, respectivamente. Para a coleta de amostras de água utilizou-se galões diretamente colocados na água, enquanto para as amostras de sedimento utilizou-se draga de Eckman, para os testes de toxicidade, granulometria, matéria orgânica e caracterização da macrofauna bentônica e um amostrador tipo core para a extração de água intersticial.

A determinação de metais na água, água intersticial e peixes foi feita de acordo com os procedimentos da APHA (1995), WATSON (1994), KRUG (1996), TESSIER & CAMPBELL (1987) e USEPA (1992) considerando-se a digestão de amostras com ácidos nítrico e clorídrico além de água oxigenada no caso dos tecidos musculares, e posterior leitura espectrofotométrica das amostras.

Os bioensaios para avaliação de possíveis efeitos biológicos de contaminantes foram feitos com água e sedimento utilizando-se cladóceros como organismos-teste, de forma a complementar as informações preliminares apresentadas nos relatórios anteriores. O acondicionamento do sedimento foi feito a 4°C por um período de 2 a 3 semanas.

Os experimentos avaliaram efeitos de toxicidade aguda e crônica seguindo as normas estabelecidas pela USEPA (1990) e ABNT (1993a). A água utilizada para manutenção de organismos e experimentos consistiu inicialmente de água reconstituída à dureza entre 40 e 48 mg/L de CaCO₃, considerando-se no caso de *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia* spp a reconstituição a partir de água natural de boa qualidade (Fonte Catarina/Copasa, MG), e para *Daphnia laevis*, manteve-se as condições pré-estabelecidas, utilizando-se água reconstituída a partir de água deionizada. Entretanto, modificações foram incorporadas aos cultivos, adotando-se água proveniente de outra fonte para a manutenção das culturas. Neste caso, manteve-se as condições da água natural (condutividade de aproximadamente

115 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e dureza variando entre 32 e 36 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$), com breve aeração para ajuste do pH próximo ao neutro.

Quanto a alimentação, forneceu-se aos organismos *Selenastrum capricornutum* (alga clorofícea mantida em meio W.C.), além de um composto preparado com fermento biológico e ração de truta.

Para a continuidade da obtenção de dados para a padronização de *Daphnia laevis* e verificação das condições de cultivo, foram utilizadas duas substâncias-referência nos testes de sensibilidade com os organismos-teste: cloreto de sódio, no caso de *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii* e dicromato de potássio para *Daphnia laevis* e *Daphnia similis*. Os testes de sensibilidade basearam-se na norma NBR 12713, utilizando-se o programa “LC50 Programs JSPear Test” para o cálculo de CE50 (48h) e o modelo proposto pela USEPA (1994) para o estabelecimento da faixa de sensibilidade.

Resultados e Discussão

1) Metais pesados na água e água intersticial

Os dados obtidos quanto a concentração de metais na água e fração biodisponível para dois pontos amostrados em fevereiro de 2001, que incluíram o ribeirão Timotinho, um afluente do rio Piracicaba onde se localiza a Acesita (indústria siderúrgica) e o rio Doce no trecho em que se localiza a Cenibra (indústria de celulose), encontram-se nas Tabela 3.25 e 3.26.

Tabela 3.25 Concentração de alguns metais na água no ribeirão Timotinho (Acesita) e rio Doce (Cenibra), expressos em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Ponto	Zn	Cd	Cu	N i	Pb	Cr
Rib.Ti motinho	0,1 82	0,0 09	0,0 86	0, 189	0,2 12	0,2 50
Rio Doce	0,1 66	0,0 01	0,0 88	0, 045	0,1 19	0,1 60

Tabela 3.26. Concentração de alguns metais na água intersticial no ribeirão Timotinho(Acesita) e rio Doce (Cenibra), expressos em mg/kg de sedimento.

Ponto	Zn	Cd	Cu	N i	Pb	Cr
Rib.Ti motinho	0,7 71	0,0 01	0,1 02	0, 179	0,2 12	0,0 60
Rio Doce	0,0 41	nd	0,0 24	0, 003	0,1 19	0,0 10

Os valores encontrados nas amostras de água para os metais Cd, Cu, Ni, Pb e Cr estiveram muito acima dos valores permitidos para águas classe 2, particularmente no caso de chumbo e cromo. Os valores de Zn também foram elevados, e estiveram próximos do limite estabelecido para águas classe 2 (CONAMA,1986).

Quanto às amostras de água intersticial, verificou-se valores mais elevados no ribeirão Timotinho comparado ao rio Doce, sendo que os valores encontrados para zinco e cobre foram superiores aos encontrados nas amostras de água. No caso do chumbo, os valores foram semelhantes.

Estes resultados comparados a dados obtidos anteriormente pelo PADCT, em locais de amostragem próximos, mostraram valores mais elevados em relação a todos os metais, chegando a serem cinco vezes superiores aos anteriormente encontrados, como no caso do chumbo no ribeirão Timotinho.

2) Metais pesados em peixes

Os dados obtidos quanto a concentração de metais na musculatura de peixes coletados nos pontos de amostragem descritos no item 1 acima, encontram-se na tabela 3.27.

Tabela 3.27. Valores médios da concentração de metais na musculatura de exemplares de *Tilapia rendalli* coletados no ribeirão Timotinho e *Astyanax* sp coletados no rio Doce, expressos em mg/kg .

Ponto	Zn	Cd	Cu	N i	Pb	Cr
Rib.Ti motinho	0,5 13	0,0 46	0,0 30	0, 001	0,6 81	0,0 30
Rio Doce	0,7 51	0,0 65	0,0 25	0, 007	0,6 66	0,0 76

Dos metais analisados, chumbo e zinco representaram as maiores concentrações encontradas, sendo que, em geral, verificou-se maior efeito cumulativo em *Astyanax* sp.

3) Caracterização do sedimento em pontos de amostragem no Vale do Aço

Tabela 3.28 Dados de granulometria e matéria orgânica dos diferentes pontos de amostragem.

% Fração granulométrica	Acesita	Cariru	Cenibra
Areia muito grossa	0,7	0,6	0,06
Areia grossa	6,8	2,6	0,5
Areia média	30,7	9,8	2,0
Areia fina	27,7	10,5	9,0
Areia muito fina	20,5	24,8	41,5
Silte e argila	13,8	52,2	47,3
%Matéria orgânica	0,0	17,0	1,0

4) Caracterização da macrofauna bentônica em pontos de amostragem no Vale do Aço

Os dados de composição e densidade numérica dos organismos bentônicos encontram-se na tabela abaixo.

Tabela 3.29. Listagem taxonômica e número de indivíduos/ m² para amostras de fauna bentônica.

Lista Taxonômica	Acesita	Cariru	Cenibra
Filo Mollusca			
Classe Pelecypoda			
Ordem Heterodonta			
Corbiculidae			
<i>Corbicula fluminea</i>		2*	9
Classe Gastropoda			
Subclasse Pulmonata			
Ordem Basommatophora			
Physidae Fitzinger, 1833			
Physa Draparnaud, 1801		2	
Thiaridae			
<i>Melanoides tuberculata</i>			221
Filo Annelida			
Classe Oligochaeta	9	9	
Filo Arthropoda			
Classe Insecta			
Ordem Odonata Fabricius, 1793			
Subordem Anizoptera			
Gomphidae			
<i>Aphylla</i>			5
Ordem Diptera			

Subordem Orthorrhapha			
Serie Nematocera			
Chironomidae			
Não Tanypodinae	247	185	
Psychodidae	5		

OBS: * vestígios

5) Ensaios de toxicidade aguda e crônica com amostras de água e sedimento

Os testes realizados em maio de 2001 não mostraram efeito de toxicidade aguda para as amostras de água e sedimento. Entretanto, em setembro de 2001, verificou-se efeito de toxicidade aguda de amostras de água, como mostra a tabela 3.30.

Tabela 3.30 Testes de toxicidade aguda com amostras de água à *D. laevis*, *C. dubia*, *D. similis* e *C. silvestrii* água realizados em setembro de 2001. (I representa o nº inicial de organismos e F o nº final de organismos).

Pontos de amostragem	<i>D. laevis</i>		<i>D. similis</i>		<i>C. dubia</i>		<i>C. silvestrii</i>	
	Nº de indivíduos I - F	% Imobilidade	Nº de indivíduos I - F	% Imobilidade	Nº de indivíduos I - F	% Imobilidade	Nº de indivíduos I - F	% Imobilidade
Controle	20-20	0,0	20-20	0,0	14-13	7,1	18-17	5,6
Carça	19-14	26,3	20-19	5,0	10-10	0,0	16-15	6,2
Stª Bárbara	21-20	4,8	23-23	0,0	15-15	0,0	20-18	10,0
Peixe	19-01	94,7	20-01	95,0	17-08	52,9	20-16	20,0
Severo	23-22	4,4	22-3	86,4	16-15	6,2	20-19	5,0
Cariru	19-19	0,0	23-23	0,0	17- 0	100,0	15-0	100,0
Cenibra	22-20	4,6	21-20	4,8	17-13	23,5	17-15	11,8

Em 2002 (setembro/02), verificou-se efeito de toxicidade aguda para as amostras de água intersticial do ponto Cariru, e indício de toxicidade nos pontos Acesita e Cenibra à *D. similis*, como mostra a figura 1d. Já as amostras de água e sedimento não apresentaram efeito de toxicidade aguda à nenhuma das espécies, como pode-se verificar pela figura 3.37 (a,b,c,e,f).

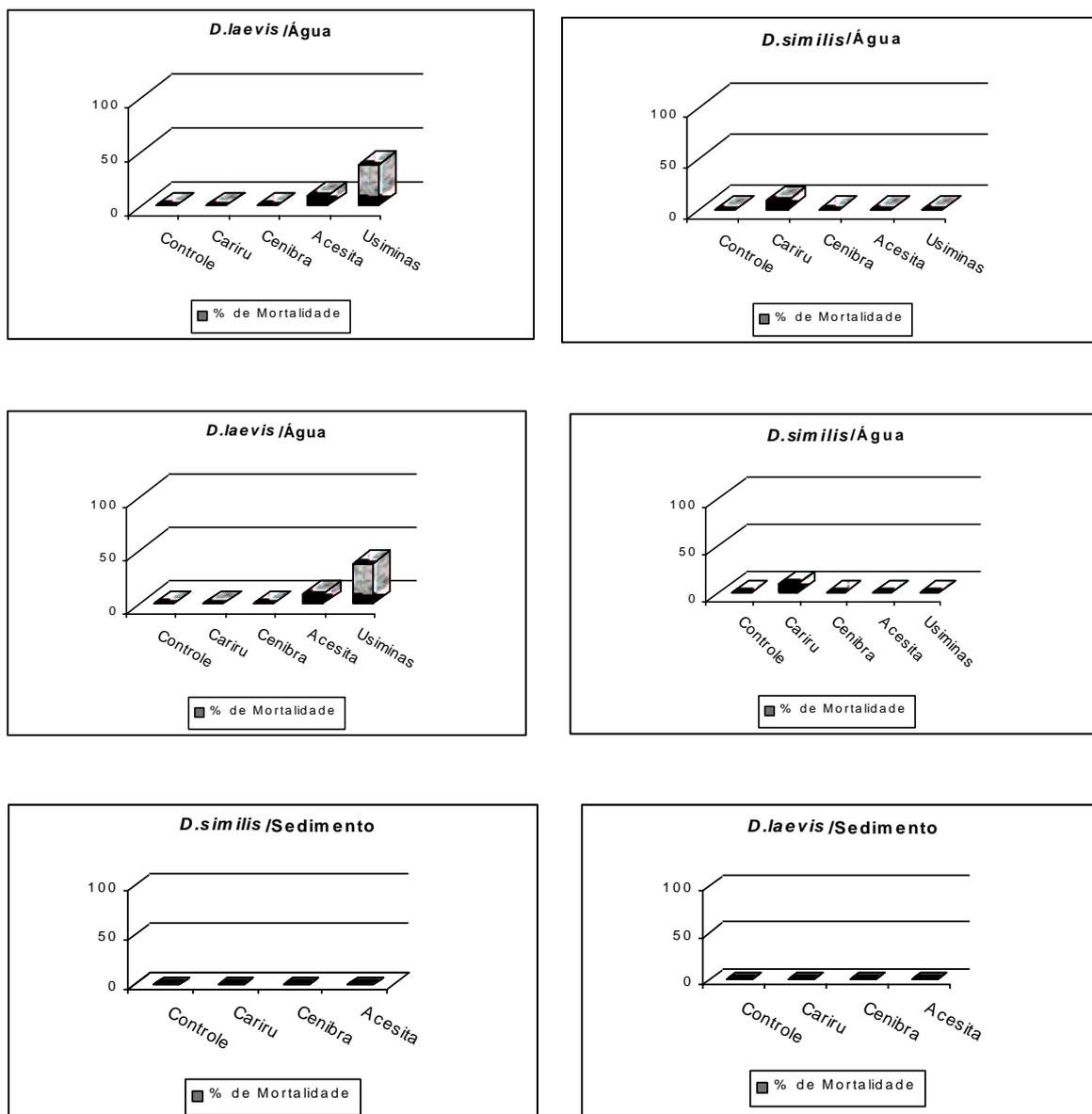


Figura 3.37. Porcentagem de mortalidade de *Daphnia laevis* e *Daphnia similis* em testes de toxicidade aguda com amostras de água, água intersticial e sedimento realizados em setembro/02.

Nas tabelas abaixo, são apresentados os valores de variáveis químicas monitoradas nos testes de toxicidade aguda e crônica com amostras de água.

Tabela 3.31. Valores das variáveis químicas monitoradas (iniciais e finais) nos teste de toxicidade aguda com amostras de água (18/09/02 a 20/09/02).

Pontos de amostragem	Variáveis químicas							
	pH		Oxigênio dissolvido (mg. L ⁻¹)		Condutividade (µS.cm ⁻¹)		Dureza (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Controle	7,7	8,1	6,9	7,9	145,0	144,0	46,6	46,6
Cariru	7,6	7,7	8,0	7,6	201,0	136,4	85,4	85,4
Cenibra	8,5	9,0	7,5	6,8	1960,0	1885,0	38,8	38,8
Usiminas	7,9	8,0	8,9	7,4	625,0	678,0	136,0	136,0
Acesita	7,8	8,3	8,8	6,8	537,0	610,0	73,7	73,7

Tabela 3.32. Valores das variáveis químicas monitoradas (iniciais e finais) nos testes de toxicidade aguda com amostras de sedimento (18/09/02 a 20/09/02).

Pontos de amostragem	Variáveis químicas							
	pH		Oxigênio dissolvido (mg. L ⁻¹)		Condutividade (µS.cm ⁻¹)		Dureza (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Controle água	8,0	8,1	7,2	7,7	126,0	124,0	54,3	54,3
Cariru	8,0	7,7	5,1	3,6	216,0	210,0	85,4	85,4
Cenibra	8,0	7,7	6,6	7,6	195,0	146,0	38,8	38,8
Acesita	8,1	8,0	6,1	6,1	240,0	234,0	101,0	101,0

Quanto aos testes de toxicidade crônica realizados com amostras de água em maio de 2001, não verificou-se efeito de toxicidade à *Ceriodaphnia* spp quanto a reprodução (figura 3.38). Já em setembro de 2001, observou-se efeito de toxicidade à *C. dubia* quanto a reprodução nos pontos Santa Bárbara e Severo e à *C. silvestrii* quanto aos três parâmetros de avaliação em diferentes pontos de amostragem, como mostram as figuras 3.39 e 3.40 e a tabela 3.33 .

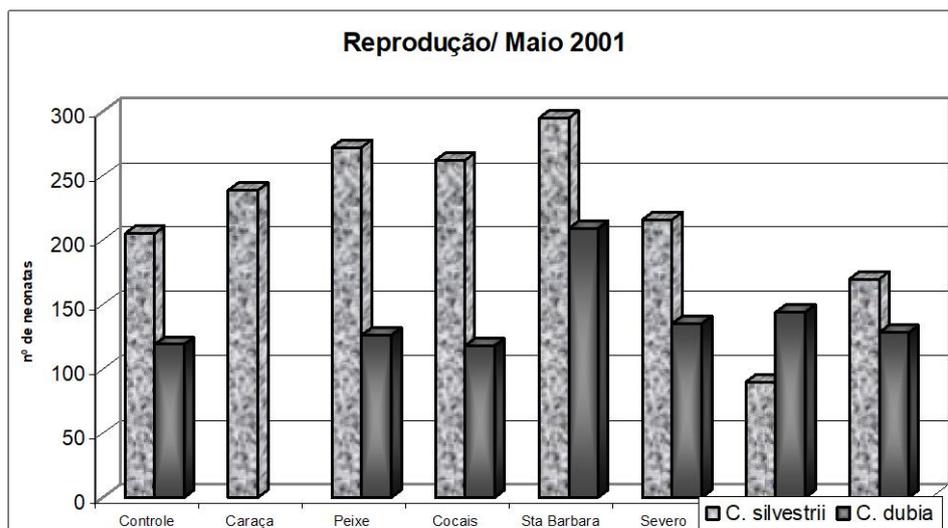


Figura 3.38. Total de neonatas de *C. dubia* e *C. silvestrii* em testes de toxicidade crônica com amostras de água em maio/2001.

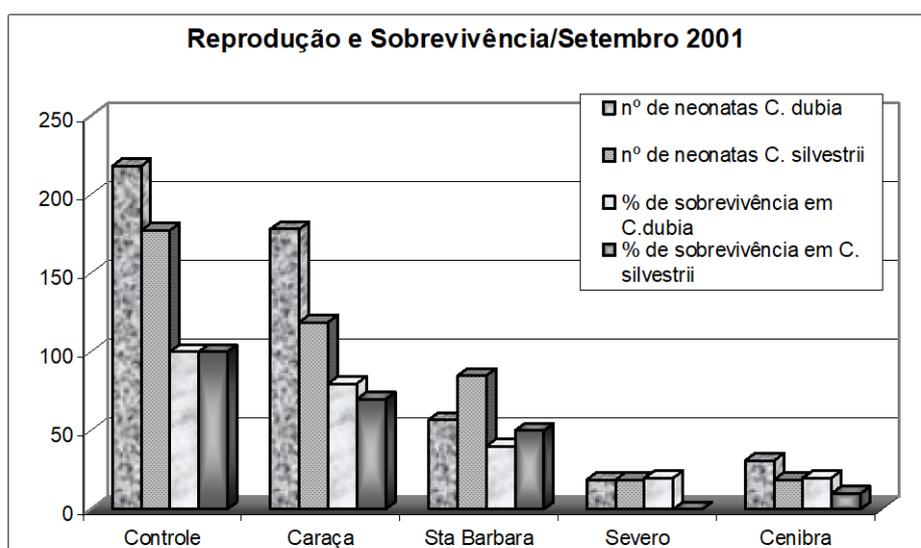


Figura 3.39. Reprodução e sobrevivência de *C. dubia* e *C. silvestrii* em testes de toxicidade crônica com amostras de água em setembro/2001.

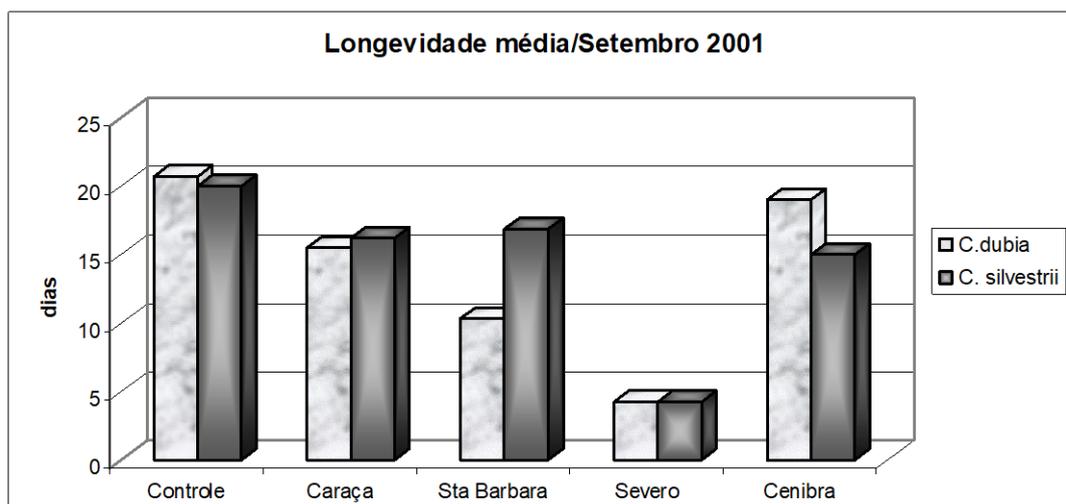
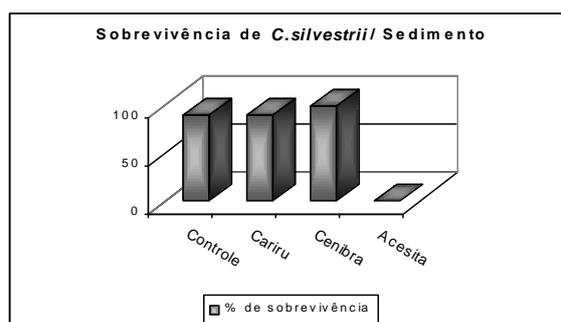
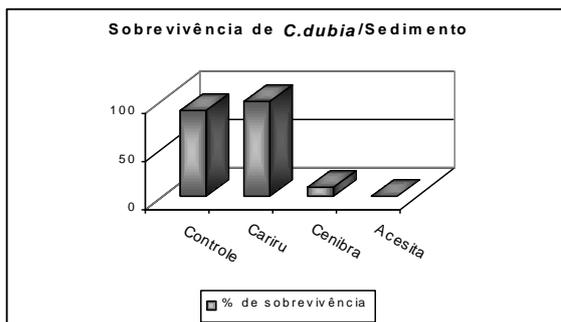
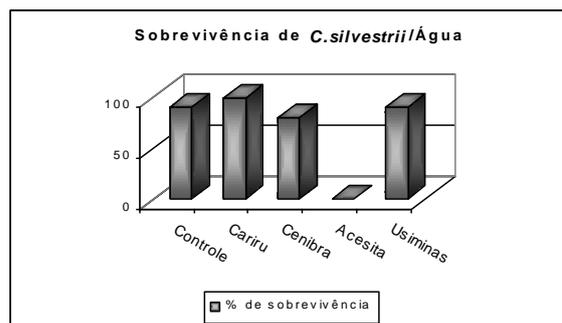
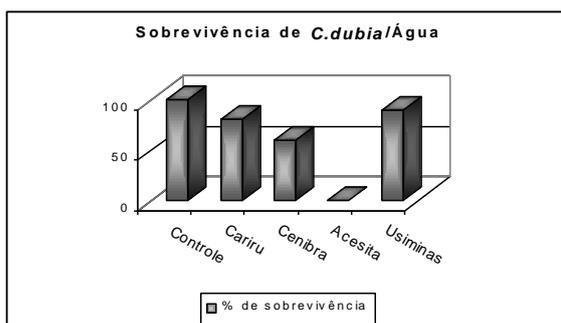
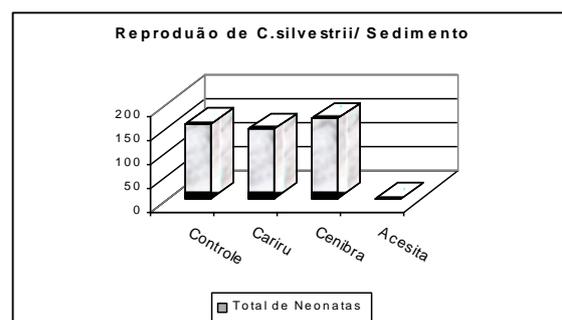
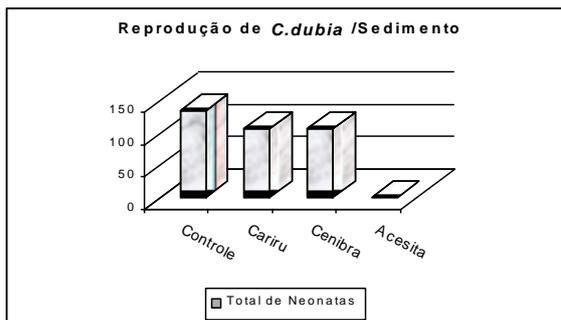
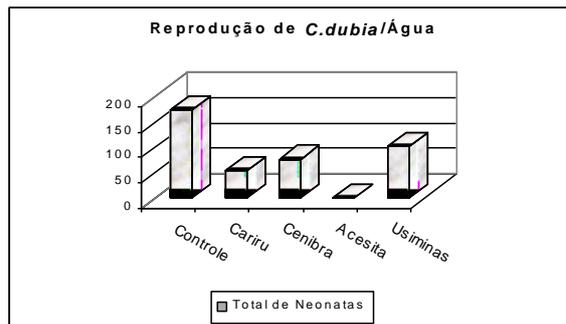
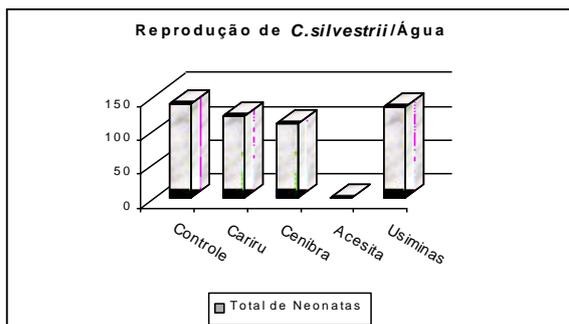


Figura 3.40. Longevidade média de *C. dubia* e *C. silvestrii* em testes de toxicidade crônica com amostras de água em setembro/2001.

Tabela 3.33. Teste de toxicidade crônica com amostras de água em setembro de 2001.

Parâmetro de avaliação	<i>C. dubia</i>	<i>C. silvestrii</i>
Reprodução	Sta Bárbara; Severo	Caraça ; Severo
Sobrevivência	-	Sta Bárbara; Severo e Cenibra
Longevidade	-	Severo

Em setembro de 2002, verificou-se efeito de toxicidade crônica de amostras de água à *C. silvestrii* no ponto Acesita e à *C. dubia* em todos os pontos de amostragem (Acesita, Cariru e Cenibra), exceto no ponto Usiminas.



Os testes de toxicidade crônica com amostras de sedimento, mostraram efeito de toxicidade à *C. dubia* quanto a longevidade no ponto Santa Bárbara. Em setembro de 2001, os dados obtidos estiveram fora da normalidade e homogeneidade. Entretanto, os

resultados mostraram baixa sobrevivência e ausência de reprodução dos organismos nos pontos Peixe, Severo, Cariru e Cenibra, comparados ao Controle.

Os testes realizados com amostras de sedimento em setembro de 2002 mostraram efeito de toxicidade à *Ceriodaphnia dubia* e *C. silvestrii* apenas no ponto Acesita. Nas tabelas abaixo, são apresentados os valores médios de variáveis químicas monitoradas nos testes de toxicidade crônica com amostras de água e sedimento.

Tabela 3.34. Valores médios das variáveis químicas monitoradas durante os testes de toxicidade crônica com amostras de água (18/09/02 a 27/09/02).

Pontos de amostragem	Variáveis químicas monitoradas			
	pH	Oxigênio dissolvido (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Dureza ($\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$)
Controle	8,8	7,4	169,0	53,0
Cariru	8,9	7,4	205,6	64,4
Cenibra	9,4	7,2	2329,0	93,1
Usiminas	9,0	7,4	606,3	247,0
Acesita	8,8	7,2	700,0	262,0

Tabela 3.35. Valores médios das variáveis químicas monitoradas durante os testes de toxicidade crônica com amostras de sedimento (18/09/02 a 27/09/02).

Pontos de amostragem	Variáveis químicas monitoradas			
	pH	Oxigênio dissolvido (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Dureza ($\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$)
Controle	8,3	6,7	137,6	45,0
Cariru	8,2	5,6	231,0	77,6
Cenibra	8,2	6,5	223,0	63,2
Acesita	8,2	5,7	273,0	104,8

6) Testes de sensibilidade

6.1) *Daphnia laevis* e *Daphnia similis*

Dando continuidade à avaliação do potencial de utilização de *Daphnia laevis* em testes de toxicidade e a padronização desta espécie como organismo-teste, com a substância de referência dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), as novas faixas de sensibilidade obtidas foram menores que as anteriormente encontradas com valores de CE50-48h entre 0,02 e 0,03mg/l de dicromato de potássio. Os resultados continuam indicando uma maior sensibilidade de *Daphnia laevis* comparada à *Daphnia similis*,

considerando-se a faixa de sensibilidade estabelecida por ZAGATTO (1986), para esta mesma substância.

Quanto aos testes de sensibilidade para verificação das condições de cultivo de *Daphnia similis* em laboratório, foram encontrados valores abaixo da faixa 0,04 a 0,17 mg/L de dicromato de potássio, a qual corresponde à faixa estabelecida por ZAGATTO (1986). Os resultados encontrados tanto para *D.laervis* quanto para *D. similis* devem estar relacionados a mudança da água de cultivo.

6.2) *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii*

Com relação à *Ceriodaphnia* spp, os valores de sensibilidade continuaram dentro dentro das faixas encontradas para a espécie já padronizada *Ceriodaphnia dubia*, que corresponderam à 1,47-1,67 mg/L de cloreto de sódio. No caso de *C. silvestrii*, os valores encontrados mantiveram-se próximos aos valores encontrados por OLIVEIRA-NETO (1,33-1,82mg/L de NaCl; comunicação pessoal), correspondendo à 1,60-1,80 mg/L de cloreto de potássio.

Conclusões

Mediante os resultados dos testes de sensibilidade que vem sendo obtidos para *Daphnia laevis*, verifica-se tratar-se de um excelente organismo-teste, espécie esta que deverá ser padronizada para ser utilizada em ensaios de toxicidade.

Os testes de toxicidade realizados em 2000 mostraram apenas indícios de toxicidade aguda à *C.dubia* com amostras de sedimento. Amostras de água coletadas em setembro/2001 mostraram efeito de toxicidade aguda à *Daphnia* e *Ceriodaphnia* nos pontos Peixe e Cariru indicando que as condições nos locais de amostragem não eram satisfatórias.

Embora não tenha sido verificado efeito de toxicidade aguda com amostras de água em 2002, observou-se efeito ou indício de toxicidade da água intersticial nos pontos Cariru, Acesita e Cenibra. Por outro lado, verificou-se efeito de toxicidade crônica de amostras de água em todos os pontos estudados, indicando a continuidade de condições não satisfatórias.

Os dados apresentados pelo relatório quanto a diversidade da comunidade bentônica (com dominância de Chironomidae), bem como os valores encontrados para algumas variáveis químicas, a exemplo dos elevados valores de condutividade e das formas

nitrogenadas, também mostraram qualidade não satisfatória da água, particularmente nos pontos Peixe, Acesita, Cariru, Usiminas (lançamento) e Cenibra.

Os dados de granulometria do sedimento mostraram elevada contribuição de areia na maioria dos pontos de coleta, bem como baixos teores de matéria orgânica. Estas características conferem ao sedimento menor capacidade de retenção de contaminantes.

Os resultados mostraram, portanto, a necessidade de continuidade de monitoramento do médio rio Doce, o qual deverá ser mantido em locais cujas fontes de poluição são pontuais (Vale do Aço), buscando-se assim a melhoria das condições ambientais da região.

Desdobramentos e perspectivas do sub-projeto

Pretende-se com a continuidade do sub-projeto analisar mais detalhadamente a qualidade da água e sedimento no Vale do Aço. Serão incluídos no próximo relatório os dados de metais na água e água intersticial, para se comparar as concentrações de metais aos dados anteriormente apresentados.

Pretende-se ainda, dentro da abordagem ecotoxicológica do projeto, verificar o efeito de fenóis naturais de *Eucalyptus grandis* sobre a biota aquática, a partir de testes de toxicidade em laboratório.

Referências bibliográficas

- Affini, M. & Ladeira, C. 1992. Serra do Cipó - o jardim rochoso de Minas. *Superinteressante*, 8: 54-59.
- Ahearn, D.G.; Roth JR. J.J.; Meyers, S.O. Ecology and characterization of yeasts from aquatic regions of south Florida. *Mar. Biol.*, v.1, p.291-308, 1968.
- American Public Health Association- APHA (1995). American Water Works Association Water Pollution Control Federation, Standard Methods for the Examination of Water and waste Water. 19th. ed. N.York.
- Arcifa, M.S., Gomes,E.A.T. & Meschiatti, A.J. 1992. Composition and fluctuations of the zooplankton of a tropical Brazilian reservoirs. *Arch. Hydrobiol.* 123(4) p.479-495.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas.(1993a).NBR 12713 Água - Ensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro, 16p.
- Barbosa, F.A.R.; Souza, E.M. de M.; Vieira,F.; Renault, G.P.C.P.; Rocha, L.^a; Maia-Barbosa,P.M.; Oberdá, S.M. & Mingoti, S.A. 1997. *Impactos antrópicos e biodiversidade aquática. In: Biodiversidade, população e economia: uma região de Mata Atlântica.* UFMG/Cedeplar- ECMVS/PADCT/CIAMB. Belo Horizonte, MG. 672p.
- Barbosa, F.A.R.1979. Produção Primária e Fatores Ambientais na Lagoa Carioca – Parque Florestal do Rio Doce – MG. Universidade de São Carlos.
- Barbosa, P. M. M. 2000. Ecologia de cinco espécies de Cladóceros de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita (Lago Batata, Pará – Brasil). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Departamento de Ecologia. Programa de Pós – Graduação em ecologia.
- Barbosa, P. M.M. & Tundisi, T.M.1984. Consumption of zooplanktonic organisms by *Astyanax fasciatus* Cuvier, 1819 (Osteichthyes, Characidae) in Lobo (Broa) Reservoir, São Carlos, SP, Brazil. *Hydrobiologia* 113, 171-181.
- Barbour, M.T.; Stribling, J.B. & Karr, J.R. 1995. Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision- making.* W.S. Davies & T.P. Simon. CRC Press, Boca Raton. 63-77 pp.
- Bonecker, C. C.; Lansac-Tôha, F. A., Staub, A. 1994. Qualitative study of rotifers in different environments of the High Paraná river floodplain (MS) – Brazil. *Ver. Unimar*, 16 (suplemento 3): 1-16.

- Bonecker, C.C.; Lanzac-Tôha, F.A.; Velho, L.F.M & Rossa, D.C. 2001. The temporal distribution pattern of copepods in Corumbá Reservoir, State of Goiás, Brazil. *Hydrobiologia*, 453/454:375-384.
- Borchardt, M. A. 1996. Nutrients. In: Stevenson, R. J., Bothwell, M. L. & Lowe, R. L. (eds) *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems* Academic Press, San Diego. p. 183-226.
- Bozelli, R. L. 1992. Composition of the zooplankton community of Batata and Mussurá Lakes and of the Trombetas River, State of Pará, Brazil. *Amazoniana*, 12 (2): 239-261
- Bozelli, R.L. & Esteves, F.A.1991. Influência da flutuação do nível d'água sobre a densidade da comunidade zooplânctônica do lago Mussurá e o rio Trombetas, Oriximiná, PA, Brasil. São Carlos.
- Bozelli, R.L. 1998. The influence of bauxite tailings on the functional response of carbon incorporation rates of three species of tropical cladocerans. *Ver.Internat.Verein.Limnol.*, 26:1894-1897.
- Brandorff, G.O.; Koste, W & Smirnov, N.N. 1982. The composition and structure of rotiferan and crustacean communities of the lower Rio Nhamundá, Amazonas, Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.*, 17 p.69-121.
- Bushong, S. J. & Bachmann, R. W. 1989. In situ nutrient enrichment experiments with periphyton in agricultural streams. *Hydrobiologia*, 178: 1-10.
- Cabianca, M.A. de A & Sendacz, S. 1985. Limnologia do reservatório do Borba (Pindamonhangaba, S.P.) II- Zooplâncton. *Bol.Inst. Pesca, São Paulo*, 12(3):83-95
- Callisto, M. & Esteves, F.A. 1996. Composição granulométrica do sedimento de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural (Pará, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensis*, 18: 137-147.
- Callisto, M. & Esteves, F.A. 1998. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central (Brasil). *In: Nessimian, J.L. & A.L. Carvalho (eds.). Ecologia de Insetos aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis, vol. V. PPGE- UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil. pp. 223-234.*
- Callisto, M.; Barbosa, F.A.R. & Vianna, J.A. 1998. Qual a importância de uma coleção científica de organismos aquáticos em um projeto de biodiversidade? *In: Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*, 2: 432-439.
- Carmouze, J. P. 1983. Ecology and productivity of a shallow tropical ecosystem. *The Hague: W. Junk*, 575p.

- Carvalho, M.L. 1983. Efeitos da flutuação do nível da água sobre a densidade e composição do zooplâncton em um lago de várzea da Amazônia, Brasil. *Acta Amazônica*, 13(5-6) p.715-724.
- Chandler, J.R. 1970. A biological approach to water quality management. *Water Pollution Control*, 69 (4): 415-422.
- Charvet, S.; Kosmala, A. & Statzner, B. 1998. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Arch. Hydrobiol.*, 142 (4): 415-432.
- Chessman, B. C., Hutton, P. E. & Burch, J. M. 1992. Limiting nutrients for periphyton growth in sub-alpine, forest, agricultural and urban streams. *Freshwater Biology* 28: 349-361.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente (1986). Resolução nº 2, 10 junho.
- Cooke, W.B. A laboratory guide to fungi in polluted water, sewage, and sewage treatment systems. Cincinnati: PHS Publication. 1963.
- Cooke, W.B. The enumeration of yeasts population in sewage treatment plant. *Mycologia*. v.57, p.969-703, 1965.
- Corkum, L. D. 1996. Responses of chlorophyll-a, organic matter, and macroinvertebrates to nutrient additions in rivers flowing through agricultural and forested land. *Arch. Hydrobiol.* 136(3): 391-411.
- Dabés, M.B.G.S., 1995, Composição e descrição do zooplâncton de cinco lagoas marginais do rio São Francisco, Pirapora, Minas Gerais-Brasil. *Rev. bra. Biol.*, 55: 831-845.
- Debert, G.L.B.; Azevedo, S.M.F.O & Calijuri, M.C. 2001. *Estudo das cianobactérias tóxicas em um reservatório tropical hipereutrófico (Salto Grande- Americana- SP)*. Trabalho apresentado no 1º. Seminário Latino-americano sobre Cianobactérias tóxicas e saúde pública Rio de Janeiro, RJ.
- Dumont, H. J. 1994. On the diversity of the Cladocera in the tropics. *Hidrobiologia*, 272 p.27 – 38.
- Espíndola, E.G., Matsumura-Tundisi, T. & Moreno, I.H. 1996. Efeitos da dinâmica hidrológica do sistema Pantanal Matogrossense sobre a estrutura da comunidade do zooplâncton da Lagoa Albuquerque. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 8 p.37-57.
- Esteves, F.A. 1998. *Fundamentos de limnologia*. 2da. ed. Editora Interciência/FINEP, Rio de Janeiro, 602 p.
- Fairchild, G. W., Lowe, R. L. & Richardson, W. B. 1985. Algal periphyton growth on nutrient-diffusing substrates: in situ bioassay. *Ecology*. 66(2): 465-472.

- Feam. 1990. *Projeto Rio Doce*. Relatório Técnico. 12p.
- Fonseca, J.J.; Gonçalves, J.F.JR. & Callisto, M. 1998. C, N, P e composição granulométrica do sedimento em quatro ecossistemas lóticos amazônicos sob influência de uma mineração de bauxita. *In: Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia*, 8: 1373-1380.
- Fujita, T.; Komemushi, S.; Yamagata, K. Relationship between environmental factors, yeasts and coliforms in the Yodo river. *J. Ferment. Technol.*, v.65, p.193-197, 1987.
- Gannon, J.E. & Stemberger, R.S. 1978. Zooplankton (specially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Amer. Micros. Soc.* 97(1):16-35.
- Golterman, H. L., Clymo, R. S. & Ohnstad, M. A. M. 1978. Methods for physical & chemical analysis on freshwaters. IBP Handbook no 8. 2^a ed., Oxford and Edinburgh: Blackwell Scientific Publications. 166p.
- Golterman, H.L.; Clymo, R.S. & Ohnstad, M.A.M. 1978. *Methods for chemical analysis of freshwaters*. Blackwell Scientific Publications, 210 p.
- Green, J., 1972, Freshwater ecology in the Mato Grosso, Central Brazil. II. Associations of Cladocera in meander lakes of the Rio Suiá Missú. *J. nat. Hist.*, 6:215-227.
- Greenberg, A.E.; Clesceri, L.S.E; Eaton, A.D. *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water*. 20^{ed}. A.P.H.A, Washington. 1998. 1268p.
- Guasch, H., Martí, E. & Sabater, S. 1995. Nutrient enrichment effects on biofilm metabolism in a Mediterranean stream. *Freshw. Biol.* 33:373-383.
- Guerra, C. 1992. *Impactos ambientais na bacia do rio Piracicaba*. Monografia. Instituto de Engenharia Ambiental, Delft, Holanda. 77pp.
- Hagler, A. N.; Mendonça-Hagler, L. C.; Santos, E. A.; Farage, S.; Silva Filho, J. B.; Schrank, A. Microbiol pollution indicators in Brazilian tropical and subtropical marine surface water. *Sci. Total. Environ.*, v.58, p.151-160, 1986.
- Hagler, A.N.; Mendonça-Hagler, L.C. Yeasts from marine and estuarine waters with different levels of pollution in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Appl. Environ. Microbiol.*, v.41, p.173-178, 1981.
- Hagler, A.N.; Mendonça-Hagler, L.C. Microbiologia sanitária. In ROITMAN, I.; TRAVASSOS, L.R.; AZEVEDO, J.L. *Tratado de microbiologia*, Manole. São Paulo, Brasil. 1988.
- Havens, K. E., Hazanato, T., 1993, Zooplankton community responses to chemical stressors: a comparison of results from acidification and pesticide contamination research. *Environmental Pollution*, Oxford, v.82, p. 277-288

- Hedrick, L. R.; Cook, W.; Woollett, L. Yeasts and molds in Lake Superior water and some of its tributaries. In: Conf. Great Lakes Res. v.11 p.1108-1110, 1964.
- Hedrick, L. R.; Soyugenc, M. Yeasts and molds in water and sediments of Lake Michigan and Lake Eire. In: Conf. Great Lakes Res. v.10 p.20-30, 1967.
- Hedrick, L. R.; Soyugenic, M.; Dupont, P.; Ambrosini, R. Yeasts in Lake Michigan and Lake Erie. In: Conf. Great Lakes Res. v.7, p.538-543. 1968.
- Henriques, R. P. B. & Ibañez, M. S. R. 1988. O efeito da estrutura de comunidades planctônicas em experimentos de enriquecimento artificial. *Acta Limnol. Brasil.* 2: 431-446.
- Henry, R.; Tundisi, J.G.; Calijuri, M.C. & Ibanez, M.S.R. 1997. A comparative study of thermal structure, heat content and stability of stratification in three lakes. In Tundisi, J.G. & Saijo, Y. (Ed). *Limnological Studies on The Rio Doce Valley Lakes, Brazil.* SP. 512pp.
- Hill, W. R. & Knight, A. W. 1988. Nutrient and light limitation of algae in two northern California streams. *J. Phycol.* 24: 125-132.
- Jackson, M.L. 1974. *Análisis químico de suelos.* Ediciones Omega SA. Barcelona. 662pp.
- José de Paggi, S.1977. First observations on longitudinal succession of zooplankton in the main course of Paraná river between Santa Fe and Buenos Aires harbour. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.*, 13:143-156.
- Karr, J.R.; Fore, L.S. & Chu, E.W. 1997. *Making biological monitoring more effective: integrating biological sampling with analysis and interpretation.* Technical Report. USA/EPA. 160 p.
- Kelly, M. G. & Whitton, B. A. 1998. Biological monitoring of eutrophication in rivers. *Hydrobiologia* 384: 55-67.
- Kjeldsen, K. 1996. Regulation of algal biomass in a small lowland stream: field experiments on the role of invertebrate grazing, phosphorus and irradiance. *Freshw. Biol.* 36: 535-546.
- Krug,F.J.(1996). Pré-tratamento de amostras. 1º Workshop on Methods of sample decomposition.CENA, Piracicaba, 108 p.
- Lansac- Tôha, F. A ., Lima, A . F., Thomaz, S. M., Roberto, M. C., 1993, Zooplâncton de uma planície de inundação do Rio Paraná. II. Variação sazonal e influência dos níveis fluviométricos sobre a comunidade. *Acta Limnol. Brasil.*, VI:42-55.
- Lansac-Tôha, F.A.; Bonecker, C.C.; Velho, L.F.M.& Lima, A.F. 1997. Comunidade zooplantônica. In Vazzoler, A.E.A.M.; Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. (Ed). A

- planície de inundação do alto Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: EDUEM, p.117-155.
- Lindergaard, C. 1995. The faunas Response on Human Impacts in Running Waters with Special reference to Lowland Conditions. *In*: Toman, M.J. & Steinman, F. (eds.) Biological Assessment of Organic Pollution in streams, University of Ljubljana. p. 11 - 49.
- Lindstrøm, E-A. 1996. River algal studies Norway. *In*: Whitton, B. A. & E. Rott (eds). Use of algae for monitoring rivers II, Institut fur Botanik. Universitat Innsbruck. Austria. p. 143-148.
- Loeb, S.L. 1994. An ecological context for biological monitoring. *In*: Loeb, S.L. & Spacie, A. (eds.) Biological Monitoring of Aquatic Systems. Lewis Publishers, p. 3-10.
- Lorenzen, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12: 343-346.
- Lund, J.W.G. 1973. *Phytoplankton as indicators of change in lakes*. Environment and change, 2(4):273-281.
- Mackereth, F.J.H.; Heron, J. & Talling, J.F. 1978. *Water Analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association. Windermere 120 pp.
- Madeira, J. A. & Fernandes, G. W. 1999. Reproductive phenology of sympatric taxa of *Chamaecrista* (Leguminosae) in Serra do Cipó, Brazil. *J. Trop. Ecol.*, 15: 463-479.
- Marques, M.M. & Barbosa, F. 2001. Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. *Hydrobiologia*, 457: 69-76.
- Marques, M.M.G.S.M. 1998. *A comunidade de macroinvertebrados aquáticos no trecho médio da bacia do rio Doce, MG: bases para a conservação da biodiversidade e avaliação de qualidade de água*. 119 p. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais (Dissertação. Mestrado em Ecologia Conservação e Manejo de Vida Silvestre)
- Marvan, P. 1979. *Algal assays- an introduction into the problem in algal assays and monitoring eutrophication*. Marvan, Pribil, Lhotsky eds. Stuttgart 253pp.
- Matlock, M. D., Storm, D. E., Smolen, M. D. & Matlock, M. E. 1999. Determining the lotic ecosystem nutrient and trophic status of three streams in eastern Oklahoma over two seasons. *Aquatic Ecosyst. Health and Manag.* 2: 115-127.

- Matsumura-Tundisi, T. 1997. Composition and Vertical migration of zooplankton in Lake Dom Helvécio. In Tundisi, J.G. & Saijo, Y. (Ed). *Limnological Studies on The Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. SP. 512pp
- Medeiros, A. O. *Caracterização dos indicadores de qualidade de água e da diversidade de leveduras em ambientes aquáticos da bacia do rio Doce, Minas Gerais, Brasil*. Belo Horizonte. Departamento de Microbiologia da UFMG, 2002. 92p. (Dissertação de Mestrado).
- Morais, P.B.; Resende, M.A.; Rosa, C. A.; Barbosa, F.A.R. Occurrence and dial distribution of yeast in a Paleo-karstic lake of Sotheastern Brazil. *Rev. Microbiol.*, v.27, p.182-188, 1996.
- Mosisch, T. D., Bunn, S. E. & Davies, P. M. 2001. The relative importance of shading and nutrients on algal production in subtropical streams. *Freshwater Biology* 26: 1269-1278.
- Neumamm-Leitão, S. & Nogueira-Paranhos, J.D. ,1989, Zooplâncton do rio São Francisco, região nordeste do Brasil. *Trab. Ocenográf.*, 20: 173-196.
- Paggi, J. C. & José de Paggi, S. 1990. Zooplâncton de ambientes lóticos e lênticos do rio Paraná Médio. *Acta Limnol. Brasil.*, 3: 685-719.
- Pan, Y. & Lowe, R. L. 1995. The effects of hydropsychid colonization on algal response to nutrient enrichment in a small Michigan stream, U.S.A. *Freshwater Biology* 33: 393-400.
- Paula, J. A. de 1997. Biodiversidade, População e Economia: uma região de mata Atlântica. Belo Horizonte: UFMG/CEDEPLAR; ECMXC; PADCT/CIAMB, 672p.
- Paula, J.A.; Guerra, C.B.; Brito, F.R.A.; Barbosa, F.A.R. & Nabuco, M.R. 1997. Dinâmica capitalista, divisão internacional do trabalho e meio ambiente. In: *Biodiversidade, População e Economia*. Rel. Téc. CEDEPLAR-ECMVS/UFMG. 27-46 p.
- Payne, A. L. 1986. The ecology of tropical lakes and rivers. Chinchester. John wiley, 301 234p4.
- Peçanha, M.P.; Pagnocca, F.C.; Rugani, C.A.; Neves, F.A. Yeast and other parameters of pollution of Ribeirão Claro stream in Rio Claro, São Paulo. *Rev. Microbiol.*, v. 27, p.177-181, 1996.
- Perez, G.R. 1988. *Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Fondo Fen. Colombia/Colciencias, Universidade de Antioquia. 132p.
- Peterson, B. J., Hobbie, J. E., Hershey, A. E., Lock, M. A., Ford, T. E., Vestal, J. R.,

- McKinley, V. L., Hullar, M. A. J., Miller, M. C., Ventullo, R. M. & Volk, G. S. 1985. Transformation of a tundra river from heterotrophy to autotrophy by addition of phosphorus. *Science* 229: 1383-386.
- Quinn, J.P. Seasonal occurrence of yeasts and other fungi in freshwater lake. *Trans. Br. Mycol. Soc.*, v.83, p.53-58, 1984.
- Resh, V.H. & Jackson, J.K. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates *in: Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrate*. Rosenberg and Resh ed. 488pp.
- Reynolds, C. S. 1997. *On the Vertical Distribution of Phytoplankton in the Middle Rio Doce Valley Lakes*. In: TUNDISI, J. G. & SAIJO, Y. (Eds.) *Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. Brazilian Academy of Sciences, University of São Paulo, School of Engineering at São Carlos, Center for Water Resources and Applied Ecology. p. 227-241.
- Reynolds, C.S. 1988. *The concept of biological succession applied to seasonal periodicity of phytoplankton*. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 23: 683-91.
- Robertson, B.A. & Hardy, E.R. 1984. Zooplankton of Amazonian lakes and rivers. *In* SIOLI, H. *The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*, The Hague, Dr. W. Junk. p. 337-352. (Monographie Biologicae, 56).
- Rocha, O.; Matsumura-Tundisi, T.; Tundisi, J.G. 1982. Seasonal fluctuation of *Aryrodiaptomus furcatus* population in Lobo Reservoir (São Carlos, SP, Brasil). *Tropical Ecology*, 23 (61): 134-150.
- Rosa, C.A.; Resende, M.A.; Franzot, S.P.; Morais, P.B.; Barbosa, F.A.R. Distribuição de leveduras e coliformes em um lago do Karst do planalto de Lagoa Santa, MG-Brazil. *Rev. Microbiol.*, v.21, p.19-24, 1990.
- Rosa, C.A; Resende, M.A; Barbosa, F.A.R; Morais, P.B; Franzot, S.P. Yeast diversity in a mesotrophic lake on the karstic plateau of Lagoa Santa, MG-Brazil. *Hydrobiologia*, v.308, p.103-108, 1995.
- Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (eds.) 1993. *freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrate*. Chapman & Hall, New York. 488 p.
- Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrate *in: Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrate*. Rosenberg and Resh ed. 488pp.
- Round, F.E. 1983. *Biologia das Algas*. 2 ed. Guanabara Dois: Rio de Janeiro. 263 p.
- Ryther, J. & Dunstan, W. 1971. Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal

- marine environment. *Science* 171: 1008-1013.
- Salas, H. J. & Martino, P. 1991. A simplified phosphorus trophic state model for Warm-water Tropical lakes. *Wat. Res.* 25(3): 341-350.
- Santos, L.C. 1980. Estudos das populações de Cladocera em cinco lagos naturais (Parque Florestal do Rio Doce – MG), que se encontram em diferentes estágios de evolução. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ciências Biológicas. UFSCar. São Carlos, SP.
- Schwarzbald, A., 1990. Métodos ecológicos aplicados ao estudo do perifíton. *Acta Limnol. Brasil.* 3: 545-592.
- Scrimgeour, G. J. & Chambers, P. A. 1997. Development and application of a nutrient-diffusing bioassay for large rivers. *Freshwater Biology* 38: 221-231.
- Sendacz, S. 1997. Zooplankton studies of floodplain lakes of the upper Paraná river, São Paulo State, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 621-627.
- Serafim, M.J. 2002. Efeitos do represamento em um trecho do médio rio Iguacu sobre a estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica. UEM, PR. (Tese)
- Simard, R. E; Blackwood, A. C. Yeasts from the Lawrence river. *Can. J. Microbiol.*, v. 7, p.197-203, 1971a. Simard, R. E; Blackwood, A. C. Ecological studies on yeasts in the St. Lawrence river. *Can. J. Microbiol.*, v.17, p.197-203, 1971b.
- Simard, R. E; Blackwood, A. C. Yeasts from the St. Lawrence river. *Can. J. Microbiol.*, v.17, p. 197-203, 1971a.
- Sláviková E.; Vadkertiová R. Yeast and yeast-like organisms occurring in the river Morava. *Food Technol. Biotechnol.*, v.35, p.293-297, 1997a.
- Sláviková E.; Vadkertiová R. Seasonal occurrence of yeasts and yeast-like organisms in the river Danube. *Antonie van Leeuwenhoek.*, v.72, p.77-80, 1997b.
- Soares, C. A. G.; Maury, M. Pagnocca, F. C. Araujo, F. V.; Mendonça-Hagler L. C.; Hagler, A. N. Ascomycetous yeasts from tropical intertidal dark mud of southeast Brazilian estuaries. *J. Gen. Appl. Microbiol.*, v. 43, p. 265-272, 1997.
- Spencer, J.F.T., Gorin, P.A.J., Gardner, N.R. Yeasts isolated from the South Saskatchewan, a polluted river. *Can. J. Microbiol.*, v.16, p.1051-1057, 1970.
- Spencer, J.F.T.; Gorin, P.A.J.; Gardner, N.R. Yeasts isolated from some lakes and river of Saskatchewan. *Can. J. Microbiol.*, v.20, p.949-954, 1974b.
- Spencer, J.F.T.; Gorin, P.A.J.; Gardner, N.R. Yeasts occurring in the effluent disposal basins of a pulp mill in Saskatchewan. *Can. J. Microbiol.*, v.20, p.993-998, 1974a.
- Stanley, E. H., Short, R. A., Harrinson, J. W., Hall, R. & Wiedenfled, R. C. 1990.

- Variation in nutrient limitation of lotic and lentic algal communities in a Texas (USA) river. *Hydrobiologia*, 206: 61-71.
- Statzner, B.; Hoppenhaus, K.; Arens, M.F. & Richoux, P. 1997. Reproductive traits, habitat use and templet theory: a synthesis of world-wide data on aquatic insects. *Freshwater Biology*, 38: 109-135.
- Stewart, W. D. P. 1969. Biological and ecological aspects of nitrogen fixation by free living microorganisms. *Proc. Roy. Soc. B.* 172: 367-388.
- Suguio, K. 1973. Introdução à sedimentologia. Ed. Edgard Blucher Ltda, EDUSP, 317 pp.
- Tessier, A.T. & Campbell, P.G.S. (1987). Partitioning of trace metals in sediments: relationship with bioavailability/ Ecological effects of in situ sediments contaminants. *Hydrobiologia*, vol. 149 : 43-51.
- Thorne, R.S.J. & Williams, W.P. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology*, 37: 671-686.
- Torres, I.C. *Determinação da influência dos tributários na qualidade da água da represa da Pampulha*. Belo Horizonte. Departamento de Ecologia Geral da UFMG, 1999. 130p. (Dissertação de Mestrado).
- Townsend, C.R.; Dolédec, S. & Scarsbrook, M.R. 1997. Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of habitat templet theory. *Freshwater Biology*, 37: 367-387.
- Tundisi, J. G. & Saijo, Y. 1997. *Limnological Studies On the Rio Valley Lakes, Brazil*. Brazilian academy of Sciences, University of São Paulo School of Engineering at São Carlos, Center For Water Resources and Applied Ecology.
- Twombly, S. 1983. Seasonal and short term fluctuations in zooplankton abundance in tropical lake Malawi. *Limnol. Oceanogr.*, 28(6), p 1214 – 1224.
- US Environmental Protection Agency (1990). USEPA / 600/4- 90/030. *Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters*. Washington DC, 256 p.
- US Environmental Protection Agency (1992). Methods for the determination of metals in environmental samples. Method 200.3. Sample preparation procedure for spectrochemical determination of total recoverable elements in biological tissues, p.25-34.

- US Environmental Protection Agency (1994). USEPA/600/R -94/024. *Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment associated contaminants with freshwater invertebrates*. Washington.D.C.,133p.
- Usseglio-Polatera, P. 1994. Theoretical habitat templets, species traits, and species richness: aquatic insects in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31:417-437.
- Utermöhl, H.. 1958. *Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik*. Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol, vol. 9:1-38.
- Viana E. M. *Avaliação de parâmetros microbiológicos e físico-químicos na represa Várzea das Flores – região metropolitana de belo Horizonte, nos períodos de inverno e verão*. Belo Horizonte: Departamento de Microbiologia da UFMG, 1995. 134p. (Dissertação de Mestrado).
- Villafañe, V.E. e Reid, F.M.H. 1995. *Metodos de microscopia para la cuatificacion del fitoplancton*. In: Manual de metodos ficologicos. Aveal, K. e Ferrario, M.E. Eds. Oliveira, E.C. e Sar, E. Universidad de Concepción, Chile. Vilafañe e Reid (1995).
- Vollenweider, R. A., 1974. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. IBP Handbook no. 12, Oxford and Edinburgh: Blackwell Scientific Publications. 225pp.
- Ward, J.V. 1992. *Aquatic Insect Ecology: 1. Biology and habitat*. John Wiley & Sons, New York. 438p.
- Watson,T.P. (1994). Analytical methods for the determination of trace metals and other elements. In: *Official and standardized methods of analysis*, p.446-471.
- Whitton, B. A., Rott, E. & Friedrich, G. (eds) 1991. *Use of algae for monitoring rivers*. Institut fur Botanik. Universitat Innsbruck. Austria. 193p.
- Zagatto, P. (1986). *Faixa de sensibilidade de Daphnia similis*. Cetesb, São Paulo.



Capítulo 4

DIVERSIDADE FAUNÍSTICA

EQUIPE

Rogério Parentoni Martins: Coordenador
(Departamento de Biologia Geral, ICB/UFMG)

Pesquisadores: Sérvio Pontes Ribeiro
(Departamento de Ciências Biológicas, ICEB/UFOP)

Yasmine Antonini Ytabaiana

Júlio César Fontenelle

Marco Antônio A. Carneiro

(Departamento de Ciências Biológicas, ICEB/UFOP)

Bolsistas - Janaína Pizzatti Soareas (PIBIC/UFOP), Ricardo Ildfonso Campos (PIP/UFOP)

Sabrina S.P. de Almeida, Igor Rismo Coelho, Syomara K. Melo

Cinthia B Costa (voluntários UFOP), Ana Paula Valença Americano

Cesar de Sá Carvalho Neto, Eduardo, Fabrícia, Flávio Siqueira de Castro,

Glenda, Ivan Luiz Leite Costa, Julia Calhau Almeida e Luana.

Sub-Projeto 4.1: Diversidade Vegetal II – Pressão de Herbivoria em Plantas Arbóreas

Pioneiras

Supervisor – Rogério Parentoni Martins
(Departamento de Biologia Geral, ICB/UFMG)

Coordenador - Sérgio Pontes Ribeiro
(Departamento de Ciências Biológicas, ICEB/UFOP)

Bolsistas - Janaína Pizzatti Soareas (PIBIC/UFOP)
- Ricardo Ildfonso Campos (PIP/UFOP)

Co-financiamento a partir de 2002 – Programa PROFIX/CNPq, processo 540552/2001-1

Resumo

Mudanças na composição e abundância de insetos no dossel podem conduzir a alterações nos processos e dinâmicas de uma floresta como um todo, em função da importância que tem as interações entre insetos e plantas. Este trabalho visou estudar a pressão de herbivoria em espécies arbóreas pioneiras e descrever a assembléia de formigas associadas à este sistema. As coletas foram realizadas em diferentes estágios sucessionais no Parque Estadual do Rio Doce/MG. Em região de ecótono, foi realizada amostragem por batimento em 40 indivíduos de *Byrsonima sericea* DC. e 49 de *Mabea fistulifera* Mart. O mesmo foi feito em região de mata, sendo amostrados 12 indivíduos de *B. sericea* e 15 de *M. fistulifera*. Também foram realizadas medidas de dano foliar por herbivoria. Os espécimes de insetos foram identificados até ao nível de família ou subfamília e separados em morfoespécies. Riqueza e abundância de insetos foram comparadas entre hospedeiros e habitats com uso de modelos lineares gerais, com erro Poisson. A similaridade da fauna de insetos herbívoros entre as plantas hospedeiras (17%) e entre os habitats foi baixa (*M. fistulifera* = 28%; *B. sericea* = 22%). Uma análise discriminante separou significativamente os centróides em estudo (populações de plantas hospedeiras em diferentes habitats) e mostrou que as populações de ambas espécies de plantas no habitat de mata são as populações que mais contribuíram para a entrada de novas espécies raras no sistema. Houve diferença significativa entre os estratos inferior e superior da copa de indivíduos de *B. sericea*, tanto para riqueza e abundância de insetos herbívoros coletados na estação chuvosa. O estrato inferior de *B. sericea* foi mais rico e abundante em insetos que o

superior. O mesmo foi observado apenas para a riqueza de insetos em *M. fistulifera*. Já na estação seca, foi encontrada variação significativa somente para a abundância de insetos herbívoros entre os estratos da copa de indivíduos de *B. sericea*, sendo o estrato superior mais abundante em insetos que o inferior. Este fato se deve em função da elevada quantidade de indivíduos de uma espécie de Cossoninae (Coleoptera, Curculionidae) no estrato superior de *B. sericea*. Não foi observada interação significativa entre os fatores planta hospedeira e habitat para riqueza e abundância de insetos herbívoros. Entretanto, as espécies arbóreas apresentaram variação significativa tanto para riqueza quanto abundância de insetos, sendo *B. sericea* mais rica e abundante em insetos herbívoros que *M. fistulifera*. Além disso, uma tendência de maior riqueza de espécies foi percebida no habitat de mata, mesmo que tenha sido marginalmente significativa ($p < 0,06$). *Mabea fistulifera* apresentou menor pressão de herbivoria, provavelmente por possuir látex que é um inibidor de apetite para os insetos herbívoros.

Houve diferença significativa entre dois estratos de copa (inferior e superior) em *B. sericea* tanto para riqueza quanto para abundância de formigas em ambas as estações de coleta (Riqueza: Test t-student; $t = 2,65$, $p < 0,05$ - estação chuvosa; Test t-student; $t = 2,35$, $p < 0,05$ - estação seca e Abundância: Teste t-student; $t = 3,14$, $p < 0,05$ - estação chuvosa e Teste t-student; $t = 2,37$, $p < 0,05$ - estação seca). Ao contrário, em *M. fistulifera* não foi observado estratificação em nenhuma estação, devido provavelmente ao fato de que a mesma possui um baixo número de formigas por copa, apresentando uma fauna homoganeamente distribuída. Para o efeito da sazonalidade, foram encontrados resultados significativos para *B. sericea* e *M. fistulifera* mostrando uma menor riqueza de formigas na estação seca (*B. sericea*: Riqueza - Teste t-student; $t = 3,52$, $p < 0,05$; Abundância - Test t-student; $t = 3,23$, $p > 0,05$ e *M. Fistulifera*: Riqueza - Teste t-student; $t = 3,87$, $p < 0,05$). Apenas em *B. sericea* foi encontrado uma menor abundância de formigas na estação seca. Para riqueza de formigas por copa, não foram observados efeitos significativos dos fatores “habitat” e “espécies arbóreas” e nem da interação entre eles. Já para a abundância foram encontrados valores maiores em *B. sericea* ($s^2 = 138,26$; g.l. = 170; $X^2 = 13,19$; $p < 0,05$). Entretanto, os valores cumulativos de espécies e abundância de formigas foram maiores para os ecótonos do que para as matas. Isso pode estar relacionado com o fato de que habitats de ecótono possuem um maior número de formigas generalistas associadas á transições vegetacionais.

INTRODUÇÃO

Sucessão ecológica e herbivoria

O sucesso de estabelecimento de uma população de espécie de árvore em uma comunidade depende dos fatores que afetam as pressões competitivas com indivíduos de outras espécies. Estas forças variam em função do estágio sucessional e da composição original de espécies da comunidade. Sucessão ecológica é a seqüência de alterações em uma comunidade ecológica, iniciada por uma perturbação e que gera mudanças na composição das espécies e nos processos interativos da comunidade no decorrer do tempo (Connell & Slatyer 1977). O papel da herbivoria na substituição de espécies vegetais é pouco estudado ao longo da sucessão, porém fundamental (Brown 1990, Edwards-Jones & Brown 1993, Crawley 1997, Ribeiro 1999, Ribeiro & Brown 1999).

Por investirem em altas taxas reprodutivas e em crescimento rápido, as espécies de árvores pioneiras não alocam muita energia em estruturas de defesa, normalmente ocupam habitats perturbados e predominam onde a sucessão natural está em estágios intermediários. Sendo assim, alta intensidade de danos foliares por insetos é esperada, bem como uma grande diversidade de insetos herbívoros e de seus predadores (Coley 1983, Coley *et al.* 1985). Além disto, herbivoria em uma determinada espécie arbórea é geralmente maior quando esta ocorre em agrupamentos monoespecíficos do que em comunidades de plantas mais diversas, o que eventualmente poderia aumentar a vulnerabilidade de plantas pioneiras que ocorram em populações mais adensadas no espaço (Pimentel 1961, Root 1973, Brown & Eweel 1987, Gross *et al.* 2000, mas veja padrões contraditórios em Ribeiro & Brown 1999). A pressão de herbivoria tem sido considerada um dos fatores que influenciam a sucessão (Connell & Slatyer 1977, Edwards-Jones & Brown 1993).

A herbivoria é uma forma de parasitismo. Toda forma de parasitismo gera pressão seletiva que pode favorecer alelos raros na planta hospedeira, particularmente se associados com resistência ou tolerância ao parasita (Moran 1981, Fritz & Price 1988, Maddox & Root 1990, Weis & Campbell 1992, veja também Frank 1997). A manutenção de alta variabilidade genética tem sido interpretada como uma estratégia de escape e controle de parasitismo e doenças (Hamilton *et al.* 1990). Desta forma, o sucesso competitivo dos indivíduos de uma dada espécie, e sua capacidade de colonização de novas áreas ficam comprometidos pelo custo da manutenção de resistência e defesa (Sumida *et al.* 1990, Hamilton *et al.* 1990,

Hamilton 1991, Herms & Mattson 1992), o que caracteriza uma demanda evolutiva conflitiva (“trade-off”) entre defender e colonizar novas áreas.

Insetos herbívoros e ecologia de dosséis florestais

Com relação a florestas, um habitat de grande importância em termos de processos de trocas energéticas e manutenção de diversidade biológica é o chamado dossel florestal, que consiste do conjunto de copas arbóreas, suas folhas, galhos, ramos, epífitas, espaços e microclima associados (Basset *et al.* 1992, Parker 1995, Moffett 2000). A estrutura dos dosséis florestais e os processos ecológicos que ali ocorrem são fortemente determinados pela grande diversidade e abundância de invertebrados que existem neste habitat. Mudanças na composição e abundância de espécies de insetos em dossel podem conduzir a mudanças nos processos e dinâmicas de uma floresta como um todo, em função da importância que tem as interações entre insetos e plantas (Schowalter *et al.* 1986, Coley & Aide 1991, Fox & Morrow 1992).

Uma razão pela qual os dosséis florestais sustentam um elevado número de artrópodes é sua alta heterogeneidade espacial. De forma mais específica, a alternância de folhas jovens e maduras de diversas espécies no tempo e no espaço é um importante componente estrutural do dossel capaz de explicar a distribuição dos insetos herbívoros (Basset 1991). Além disto, árvores de florestas tropicais podem sustentar faunas de insetos herbívoros tanto especialistas quanto generalistas, e a relação entre estes dois tipos de herbívoros é de grande importância para a compreensão de padrões de distribuição e diversidade de insetos nos trópicos (Basset 1992a, Barone 1998, Novotny *et al.* 2002, Ribeiro 2003).

Em florestas tropicais, onde a flora é muito diversa e rica em espécies raras, o custo de localização de folhas jovens no hospedeiro específico pelos insetos herbívoros é elevado e seu deslocamento torna-se complicado e arriscado, tanto no sentido de tempo quanto na exposição aos predadores. Estas circunstâncias, então, favoreceriam a existência de insetos herbívoros generalistas (Beaver 1979), visto que a imprevisibilidade ambiental representa uma poderosa força no desenvolvimento da polifagia (Futuyma 1976). Por outro lado, a elevada raridade das plantas de florestas tropicais, coloca os insetos herbívoros frente a uma enorme variedade de defesas químicas. Isso pode direcionar os insetos a uma dieta mais restrita, devido ao custo de localização e seleção do hospedeiro e dispersão dos herbívoros, aumentando a aptidão específica destes insetos (Ehrlich & Raven 1964, Janzen 1985, 1988, Wterman & Mckey 1989). Estudos recentes têm mostrado que generalistas são mais comuns em florestas úmidas

do que o esperado (Novotny *et al.* 2002), embora florestas semidecíduais, como as aqui estudadas, tendam a apresentar uma proporção maior de especialistas por planta hospedeira, de forma similar ao que ocorre nas savanas (Ribeiro 2003).

O conhecimento da organização da comunidade de artrópodes arbóreos numa floresta tropical é fragmentado. Poucos estudos vão além da descrição da composição da fauna e estrutura de guildas (Norse *et al.* 1988, Basset 1991, Basset 1992b, Basset *et al.* 1996). Também, existem poucos dados disponíveis sobre a distribuição vertical e espacial dos artrópodes dentro de árvores tropicais (Basset 1992b, Basset *et al.* 2001). O acesso aos dosséis florestais através do uso de técnicas de escalada e logísticas como guindastes e passarelas, tem sido melhorado, permitindo um estudo crescente e com maiores detalhes sobre as interações inseto-planta. Dessa forma, a herbivoria pode ser examinada em alturas diferentes dentro das florestas tropicais (Lowman & Moffett 1993, Lowman 1995, Basset *et al.* 2001) permitindo assim, entender o papel dos insetos herbívoros na manutenção da diversidade das árvores de florestas tropicais.

Formigas são insetos dominantes em quase todos os ambientes terrestres do planeta. Apesar de não serem o grupo de insetos com maior diversidade de espécies, elas representam 10% ou mais da biomassa animal total de florestas tropicais, pradarias e outros habitats de grande importância (Wilson 2000). Para a região Neotropical, formigas estão entre os principais predadores. Sua distribuição, riqueza e abundância parece influenciar de forma definitiva a diversidade de insetos herbívoros (Del-Claro 1995, Oliveira & Brandão 1991, Del-Claro & Oliveira 1999, Heil *et al.* 2001). De um modo geral, as formigas ao forragearem, podem causar um ganho substancial para as plantas, por afastarem ou mesmo predarem insetos herbívoros (Diel-Fleig 1995). Com isso, a função defensiva que as formigas podem exercer sobre uma planta, será diretamente proporcional à sensibilidade dos herbívoros aos ataques das formigas (Huxley 1991).

Além disso, formigas ocupam também um lugar de destaque em termos de riqueza e abundância de insetos em dosséis florestais (revisão em Davidson 1997a). Erwin (1989a, 1989b) constatou que dois terços (69,6%) de sua amostragem de artrópodes de copa era composta de formigas. Os dosséis das florestas tropicais sustentam incontáveis espécies de plantas e animais, que representam um importante reservatório de diversidade biológica (Morse *et al.* 1988, Erwin 1989a, 1991, Basset 2000). Por esta razão, pesquisar os dosséis florestais tornou-se um objetivo coletivo de um grande número de pesquisadores (Moffett 2000).

Formigas arbóreas são, geralmente, bastante territorialistas. Por isso mudanças no ambiente surtem fortes efeitos, diretos ou indiretos, na atividade das espécies dominantes (Scougall et al 1993). Características naturais do habitat de entorno, como a textura do solo e mudanças na cobertura vegetal, podem exercer um efeito claro na riqueza e composição das assembléias de formigas (Bestelmeyer & Weins 2001). Entretanto, é preciso contextualizar as mudanças em composição de espécies, riqueza e abundância de formigas em função de respostas comportamentais à sazonalidade.

Poucos estudos enfocam a influência da mudança de temperatura e umidade ao longo do ano em assembléias de formigas. Para certas regiões tropicais, a quantidade de chuva muda de uma forma muito evidente ao longo do ano, definindo a uma estação seca e uma chuvosa, o que claramente deve interferir na distribuição e atividade de forrageamento das formigas. Ambientes mais úmidos parecem ser mais ricos em espécies de formigas (Morton & Davidson 1988), embora durante a estação seca, em florestas semidecíduas Neotropicais, várias espécies sejam mais amostradas, em função de maior atividade de forrageamento e produção de sementes e frutos das árvores.

O objetivo geral deste trabalho envolve o estudo das relações entre populações de árvores pioneiras com: diversidade da fauna de insetos herbívoros e formigas, estrutura de habitat, estágio sucessional, e a pressão de herbivoria causada por insetos na sobrevivência e estabelecimento de indivíduos arbóreos.

Os objetivos específicos são: a) quantificar a riqueza, abundância e composição de insetos herbívoros e formigas associados às copas das arvores pioneiras estudadas: *Mabea fistulifera* Mart. (Euphorbiaceae) e *Byrsonima sericea* DC. (Malpighiaceae); b) caracterizar a fauna de insetos herbívoros e formigas, sua composição, distribuição e diversidade em diferentes estratos dentro das copas das árvores pioneiras estudadas; c) caracterizar a fauna de insetos herbívoros e formigas, sua distribuição e diversidade em diferentes condições de habitat (mata e ecótone); d) avaliar o efeito da sazonalidade sobre a fauna de insetos herbívoros; e) avaliar a perda foliar por herbivoria entre as espécies arbóreas.

Para este trabalho foram testadas as hipóteses de que a diversidade e composição de espécies de insetos herbívoros variam em função da estratificação das copas (estrato inferior e superior), da espécie arbórea hospedeira (*M. fistulifera* e *B. sericea*), do habitat (mata e ecótone) e da sazonalidade (estação chuvosa e seca). Além disso, foi testada a hipótese de que a pressão de herbivoria, causada por insetos herbívoros, seria diferente entre *M. fistulifera* e *B. sericea*.

As seguintes predições foram feitas com relação às hipóteses acima: há diferença na composição e diversidade de insetos herbívoros: a) verticalmente dentro das copas; b) entre as espécies hospedeiras, sendo *B. sericea* mais rica em insetos do que *M. fistulifera*, em função da primeira ter uma copa mais estruturada e a segunda possuir látex que pode funcionar como inibidor de apetite para os insetos herbívoros; c) entre os habitats, sendo o habitat de ecótono mais diverso em insetos, devido à presença de insetos generalistas, visitantes associados à transição vegetacional e a ocorrência de uma maior produtividade primária neste habitat; d) entre as estações de coleta, encontrando maior diversidade de insetos na estação chuvosa devido a maior oferta de recursos. Por fim, há maior pressão de herbivoria em *B. sericea* por ser mais palatável (ausência de látex) que *M. fistulifera*.

Material e Métodos

1 - Área de Estudo

As áreas escolhidas para o estudo estão situadas dentro do Parque Estadual do Rio Doce – MG. Este parque possui a maior área de mata atlântica preservada no estado de Minas Gerais. São aproximadamente 36.000 ha, que abrange parte dos municípios de Timóteo, Marliéria e Dionísio – entre os paralelos 19° 48' 18" – 19° 29' 24" S e meridianos 42° 38' 30" – 42° 28' 18" W limitado ao Leste pelo rio Doce e ao Norte pelo rio Piracicaba (IEF 1994).

O parque é caracterizado por baixa altitude que varia de 230m a 515m (SOCT 1981), apresentando uma transição de clima tropical úmido mesotérmico e temperado chuvoso mesotérmico (Antunes 1986) com estações chuvosa (outubro – março) e seca (abril – setembro) bem determinadas (Gilhuis 1986). Sua vegetação pode ser considerada do tipo floresta estacional semidecidual submontana (Lopes 1988) sendo caracterizado por uma porcentagem de árvores caducifólias entre 20 e 50% (Veloso *et al.* 1991).

Os sítios eleitos para as coletas foram: a “Trilha do Gambá” (mata baixa e aberta), “Trilha da Lagoa Preta” (mata fechada) e as áreas de ecótono do “Salão Dourado” (borda de mata secundária com aceiro, junto à brejo e capoeira) e “Orla da Lagoa do Bispo Dom Helvécio” (borda de mata com lagoa contínua à trilha do gambá). Este levantamento foi feito nos meses de setembro e outubro de 2000 em uma seqüência de viagens que duraram ao todo cerca de 20 dias. As coletas quantitativas foram realizadas em fevereiro/2001 (estação chuvosa), setembro 2001 (estação seca) e janeiro de 2002 (estação chuvosa) somando um total de 139 árvores

amostradas. Coletas de estação seca do ano dois foram realizadas no início de setembro de 2002, e os dados ainda não foram analisados.

2 - Plantas estudadas

Este levantamento de áreas permitiu-nos descobrir populações de espécies que eram mais frequentes e abundantes, potencialmente de grande importância ecológica e de distribuição espacial mais ampla. Assim, foram escolhidas as espécies *Mabea fistulifera* Mart. (Euphorbiaceae) e *Byrsonima sericea* DC. (Malphigiaceae). *M. fistulifera* (“canudo de pito”) é muito comum na borda de estradas e em matas baixas (10-15 metros em média) e abertas enquanto *B. sericea* (“murici”) é muito comum nas bordas dos lagos e em antigos escoadouros em baixadas mais úmidas.

Além dessas espécies, *Pourouma guianensis* Aublet (Cecropiaceae), também, foi escolhida para se estudar a distribuição de formigas em sua copa. Esta espécie é chamada popularmente de “fruto de macaco” e sua escolha foi influenciada pela estrutura de copa, que permitiu um levantamento sistemático de copas inteiras, dada sua simplicidade e baixo número de folhas (que são porém grandes e ocupadas por uma fauna diversificada). Os resultados deste estudo em particular serão apresentados em futura publicação.

3 - Desenho Amostral

3.1 - Coletas em *Mabea fistulifera* e *Byrsonima sericea*

Para a coleta das formigas em *M. fistulifera* e *B. sericea*, foi utilizado o método do batimento (*beating*), tendo sido realizadas um total de 105 amostras em 64 indivíduos de *M. fistulifera* e 78 amostras em 52 indivíduos de *B. sericea*. A cada estação de coleta novas árvores eram marcadas para estudos de longa duração. Assim, árvores inicialmente marcadas eram amostradas nas coletas subsequentes, além de novos indivíduos adicionados nas amostragens. Este método foi realizado com o uso de um guarda-chuva entomológico que seguiu os padrões propostos por Basset & Novotny (1999). Os batimentos foram realizados com um número exato de 10 batidas por amostra determinadas após uma série de coletas pilotos. O número de indivíduos de ambas espécies arbóreas amostradas, o período de coleta e os sítios estudados foram distribuídos conforme a tabela 1. Também, a CAP (circunferência a altura do peito), a altura total e a altura de coleta de cada árvore, foram estimadas por um mesmo estimador.

Para o acesso de folhas e ramos das espécies estudadas, foi utilizada uma escada de 4m de comprimento, nos habitats de ecótone. Já no habitat de mata, devido a maior altura em que se iniciavam as copas das árvores (altura média de 10m), foi necessária a utilização de duas técnicas de escalada: escalada livre, com auxílio de fitas e mosquetões e a escalada em cabo solteiro (“Single Rope Technic” – Perry 1978).

Com o objetivo de comparar a fauna de formigas em diferentes estratos dentro das copas de *M. fistulifera* e *B. sericea*, foram realizados dois batimentos (um na copa inferior e outro na copa superior) por planta amostrada, nas regiões de ecótone. Para testar o efeito da sazonalidade, foram comparadas as coletas de ecótone na estação chuvosa e seca de 2001. Além disso, as amostras foram feitas em indivíduos de árvores dentro da mata e na região de ecótone onde eles predominam.

Os espécimes foram montados, identificados e depositados na coleção temática de zoologia do Departamento de Ciências Biológicas do Instituto de Ciências Exatas e Biológicas da Universidade Federal de Ouro Preto.

3.2 - Coleta em *P. guianensis*

Para esta espécie, foram realizadas amostras piloto nas áreas da Trilha da Lagoa Bonita, Lagoa do Queroga, Trilha da Teresa e Campolina, utilizando apenas o método do batimento, a fim de levantar informações qualitativas sobre a fauna associada.

Na coleta de estação seca, foram feitas coletas pelo método do batimento em 15 indivíduos de *P. guianensis* situados na Trilha da Lagoa Preta. Foi realizado um batimento em cada indivíduo marcado, sendo que em alguns indivíduos foram feitos dois batimentos em locais diferentes da copa. Nos indivíduos amostrados desta espécie foi estimada, pelo mesmo estimador, a altura total, altura de coleta e a CAP. Mais uma coleta foi realizada em janeiro de 2002 (estação chuvosa) em alguns indivíduos marcados na expedição anterior (Tabela 4.1.1).

3.3 - Herbivoria

Na segunda estação chuvosa (janeiro de 2002) foram realizadas medidas de dano foliar em *M. fistulifera* e *B. sericea*. Para isto foram estabelecidas sete classes de dano foliar para estimar perda foliar no campo (Tabela 4.1.2), ou seja, em cada galho amostrado por batimento, era escolhido aleatoriamente um ramo. Neste ramo foram escolhidas 10 folhas ao

acaso e estimada a classe de dano. Tal procedimento foi repetido em mais dois galhos independentes dentro das copas.

Foram calculadas as seguintes medidas de dano foliar:

a) Média Relativa de Dano Foliar por Herbivoria

$$\text{MRDF} = \frac{\sum (\text{n}^\circ \text{ de folhas referente à classe de dano} \times \text{média \% área foliar perdida da classe})}{\text{N}^\circ \text{ de folhas danificadas}}$$

b) Média Total de Dano Foliar por Herbivoria

$$\text{MTDF} = \frac{\sum (\text{n}^\circ \text{ de folhas referente à classe de dano} \times \text{média \% área foliar perdida da classe})}{\text{N}^\circ \text{ total de folhas}}$$

c) Proporção de Folhas Danificadas

$$\text{PFD} = \frac{\text{N}^\circ \text{ de folhas danificadas}}{\text{N}^\circ \text{ total de folhas}}$$

As médias de cada classe de dano encontram-se na Tabela 4.1.2. A herbivoria, através da média relativa e total de dano foliar e a proporção de folhas danificadas entre as plantas hospedeiras, foi testada utilizando teste t de *student*.

4 - Análise Estatística

Para testar a hipótese de que insetos herbívoros se distribuem de forma diferenciada entre galhos baixos e altos, em zonas de ecótono e que existe diferença entre a riqueza e abundância de formigas entre estação seca e chuvosa, foi utilizado o teste t-pareado de student, para amostras de *M. fistulifera* e *B. sericea*. A equitabilidade faunística entre as espécies arbóreas, os habitats e as estações de coleta foi avaliada utilizando técnicas de cluster pelo método do vizinho mais próximo, com distância euclidiana (UPGMA). Com a mesma finalidade, foi utilizado também o Índice de Sorenson, para comparações mais gerais. Análise discriminante foi utilizada para testar se componentes da fauna de formigas eram diferentes entre as plantas e os habitats amostrados. O efeito de “planta hospedeira” (*B. sericea* x *M. fistulifera*) e “habitat” (mata x ecótono) foram testados com o uso de procedimento de simplificação de modelos lineares gerais (MLG), de acordo com Crawley (1993).

Resultados

Insetos herbívoros: Análise de similaridade e caracterização das populações de plantas hospedeiras em função da comunidade de insetos herbívoros

Ao todo foram amostrados em *M. fistulifera* e *B. sericea* 475 indivíduos de insetos herbívoros, divididos em 101 morfoespécies. Destas, 56 morfoespécies ocorreram em *M. fistulifera* e 55 morfoespécies em *B. sericea*. A similaridade faunística observada entre as espécies arbóreas estudadas foi muito pequena (Índice de Sorensen: *M. fistulifera* x *B. sericea* = 17%). Da mesma forma, estas espécies arbóreas apresentaram pouca equitabilidade faunística entre os habitats nos quais elas se encontram (Índice de Similaridade de Sorensen: *M. fistulifera* – ecótone x mata = 28% e *B. sericea* – ecótone x mata = 22%). As famílias de insetos herbívoros mais representativas, tanto em riqueza quanto em abundância, foram Chrysomelidae, Curculionidae e Nitidulidae para ambas espécies arbóreas. As famílias Cicadellidae e Pentatomidae foram representatividade em *M. fistulifera* (Figuras 4.1.1a e 4.1.1b).

Muitas espécies de insetos herbívoros foram raras em ambas plantas hospedeiras estudadas, isto é, elas foram encontradas nas amostras apenas uma vez (“singletons”). Para *M. fistulifera*, aproximadamente 70% das espécies de insetos herbívoros foram “singletons” e para *B. sericea*, 67% das espécies, também foram encontradas apenas uma vez nas amostras. Da mesma forma, considerando o total de amostras feitas nestas plantas hospedeiras, 71% das espécies de insetos herbívoros foram “singletons”. A elevada quantidade de “singletons” encontrada obviamente resulta na baixa similaridade das espécies de insetos entre habitats, plantas hospedeiras, estações e até estratos de uma mesma copa. Além disso, a fauna de insetos associados a *M. fistulifera* e *B. sericea* não foi ainda amostrada exaustivamente, como evidenciado pelas curvas de acumulação de espécies e espécie-área (Figuras 4.1.2a e 4.1.2b). O número de espécies cresceu continuamente sugerindo que muitas outras espécies de insetos herbívoros ocorrem nestas plantas hospedeiras, embora parte deste padrão de acúmulo de espécies é reflexo da alta frequência de espécies raras.

Analisando a comunidade de insetos herbívoros sobre quatro grupos de plantas (*M. fistulifera*/SD, *M. fistulifera*/TG, *B. sericea*/OLG e *B. sericea*/TG), as três primeiras funções discriminantes (vetores matriciais gerados a partir das variáveis famílias ou subfamílias de

insetos) separaram significativamente os centróides em estudo, ou seja, as populações de hospedeiras em diferentes de habitats (Wilks Lambda = 0,232; F aprox. = 2,187; gl = 114; 396; $p < 0,0001$). O eigenvalue de cada função discriminante e a porcentagem da variação explicada por estas funções encontra-se na Tabela 4.1.3.

Mabea fistulifera/SD não apresentou correlação direta com nenhuma das funções discriminantes, apresentando-se fracamente correlacionada com as três funções significativas. Isso indica, que de uma forma geral, o ecótono do Salão Dourado não apresenta espécies de insetos herbívoros especializados apenas neste tipo de habitat e espécie hospedeira, sendo formada em sua maioria de insetos generalistas associados à transição vegetacional. Por outro lado, esta mesma análise indicou que, existem espécies aparentemente especializadas em habitats de mata, nas respectivas espécies arbóreas hospedeiras. A população de *M. fistulifera*/TG foi positivamente correlacionada com função 3 (Tabela 4.1.3 e Figura 4.1.3). Isto pode ter ocorrido devido ao fato de que indivíduos da família Coreidae (maior coeficiente canônico) tornaram esta população distinta das outras. Esta mesma análise indicou para *B. sericea*/TG uma forte correlação positiva com as funções 1 e 2 (Tabela 4.1.3 e Figura 4.1.3), sendo que um representante da família Scarabaeidae, Bruchidae, Aethalionidae e Scutelleridae, com maiores coeficientes canônicos, tornaram a população de *B. sericea* no habitat de mata distinta das outras populações. Entretanto, *B. sericea*/OLH apresentou correlação negativa com a função 1 (Tabela 4.1.3 e Figura 4.1.3), mostrando que a população desta espécie no habitat de ecótono é diferente das outras devido a presença de um indivíduo de Tingidae e a ausência de indivíduos de Microlepideoptera e de Bruchidae que existem nas outras populações.

Diante da grande raridade das espécies de insetos herbívoros encontrados nas amostras, a análise discriminante mostrou que as populações tanto de *M. fistulifera*, quanto de *B. sericea* no habitat de mata, são as populações que mais contribuíram para a entrada de novas espécies raras no sistema.

Tabela 4.1.1. Número de indivíduos de *B. sericea* e *M. fistulifera* amostrados por batimento nos sítios de coleta dentro do Parque Estadual do Rio Doce/MG em cada período de coleta.

Período de coleta	<u><i>Byrsonima sericea</i></u>		<u><i>Mabea fistulifera</i></u>	
	OLH	TG	SD	TG
Chuvoso 1 (Fevereiro/2001)	10*	6	10*	6
Seca (Setembro/2001)	15*	-	20*	-
Chuvoso 2 (Janeiro/2002)	15	6	19	9

OLH – Ecótono natural (Orla da Lagoa do Bispo Dom Helvécio); TG – Mata (Trilha do Gambá); SD – Ecótono antrópico (Aceiro do salão Dourado). (*) Realização de dois batimentos (um no estrato inferior e outro no estrato superior) por planta amostrada.

Tabela 4.1.2. Porcentagem de área foliar perdida por herbivoria e média do dano de cada classe.

Classe de dano foliar	% área foliar perdida	Média das classes de dano
A	0%	0
B	1 – 5%	3
C	6 – 25%	15,5
D	26 – 50%	38
E	51 – 75%	63
F	76 – 90%	83
G	91 – 100%	95,5

Tabela 4.1.3. Coeficientes das Funções canônicas discriminantes.

	Funcões		
	Função 1	Função 2	Função 3
Eigenvalues	0,855	0,634	0,545
% Variância explicada	44,7	33,2	22,1
Variáveis			
Alleculidae	3.169	2.355	0.765
Alticinae	0.690	0.241	0.208
Chlamysinae	-0.480	0.162	0.007
Chryptocephalinae	-1.048	-0.170	2.514
Eumopinae	-0.748	0.805	-0.036
Hispinae	.	.	.
Bruchidae	-4.116	10.686	2.409
Buprestidae	0.487	-1.802	-0.268
Byrrhoidae	-0.129	-2.295	-1.426
Cossoninae	-0.356	0.259	0.014
Curculioninae	1.014	1.006	0.643
Otiorhynchinae	-0.945	2.276	0.416
Dascillidae	1.235	-0.693	-2.180
Elateridae	0.984	-1.045	-0.759
Lycidae	3.134	0.733	-0.366
Aethalionidae	3.986	-2.209	-1.230
Aleirodidae	-0.119	-1.344	-4.428
Cicadellidae	0.528	-0.610	-0.650
Coccoidae	-1.287	-1.274	1.136
Fulgoridae	-1.349	0.398	-0.087
Membracidae	0.005	1.460	-0.955
Nilionidae	-3.647	1.903	2.205
Nitidulidae	-0.350	-0.596	1.397
Oedemeridae	-2.051	1.861	0.291
Lepioptera	-2.051	1.861	0.291
Scarabaeidae	9.245	-5.414	-1.735
Staphylinidae	-0.347	0.780	-0.087
Coreidae	0.443	2.109	4.863
Pentatomidae	0.221	-1.699	-2.823
Scutelleridae	3.561	-4.226	-0.199
Tingidae	-4.079	-0.151	-0.995
Thysanoptera	0.018	-0.816	0.902
Microlepidoptera	-4.612	3.333	-0.275
Lagarta Lepidoptera	-0.019	-0.299	-0.193
Larva	-0.840	1.724	-2.851
Ninfa Hemiptera	0.336	-2.110	-1.224
Ninfa Homoptera	0.549	0.821	0.441
Ninfa Orthoptera	1.597	-0.042	-1.914
Chrysomelidae	0.886	-1.289	-0.783

Correlação entre os centróides (população hospedeira) e as funções discriminantes

<i>M. fistulifera</i> /SD	0.379	-0.655	-0.366
<i>M. fistulifera</i> /TG	0.191	-0.605	1.947
<i>B. sericea</i> /OLH	-0.975	0.567	-0.047
<i>B. sericea</i> /TG	2.335	1.891	0.067

Efeito da estratificação da copa e da sazonalidade nos insetos herbívoros

A fauna de insetos herbívoros varia em resposta à estratificação das copas das árvores para ambas plantas hospedeiras. Entretanto, esta resposta difere em intensidade (riqueza e abundância) e qualidade (composição da fauna) de acordo com sazonalidade e outros fatores bióticos. Na primeira estação chuvosa (fevereiro de 2001) no habitat de ecótono, foi observada diferença significativa em riqueza de insetos herbívoros entre os estratos (copa inferior e superior) de *M. fistulifera* (Test t-student; $t_{0,05, 9} = 3,25$; $p < 0,05$; Figura 4.1.4a), sendo a copa inferior mais rica em insetos que a copa superior. Porém, não foi observada diferença em abundância de herbívoros, entre os estratos da copa desta espécie (Test t-student; $t_{0,05, 9} = 1,32$; $p > 0,05$; Figura 4.1.4a). Já em *B. sericea*, foi observada variação em resposta à estratificação tanto para riqueza (Test t-student; $t_{0,05, 9} = 4,58$; $p < 0,05$; Figura 4.1.4b) quanto para abundância de insetos herbívoros (Test t-student; $t_{0,05, 9} = 6,00$; $p < 0,05$; Figura 4.1.4b). Então, o estrato inferior da copa de *B. sericea* mostrou-se mais rico e abundante em insetos que o estrato superior.

Considerando a estação seca (setembro de 2001), não foi encontrada diferença significativa tanto para riqueza (Test t-student; $t_{0,05, 19} = 0,72$; $p > 0,05$; Figura 4.1.5a) quanto para abundância (Teste t-student; $t_{0,05, 19} = 0,77$; $p > 0,05$; Figura 5a) de insetos herbívoros entre os estratos inferior e superior da copa de *M. fistulifera*. O mesmo resultado foi encontrado para riqueza de insetos herbívoros em *B. sericea* (Test t-student; $t_{0,05, 12} = 1,17$; $p > 0,05$; Figura 4.1.5b). Entretanto, para esta espécie foi encontrada diferença significativa entre os estratos inferior e superior para abundância de insetos herbívoros (Test t-student; $t_{0,05, 12} = 2,14$; $p < 0,05$; Figura 4.1.5b). Assim, pôde ser observado um maior número de indivíduos de insetos no estrato superior de *B. sericea* nesta estação de coleta do que no estrato inferior. Este resultado foi grandemente devido a alta densidade populacional de uma espécie de Cossoninae (Coleoptera – Curculioninae) nas copas superiores de *B. sericea*.

Apesar da riqueza e abundância de insetos herbívoros, entre os estratos das plantas hospedeiras estudadas não se mostrar diferente em determinadas circunstâncias, a composição de espécies de insetos herbívoros varia entre os estratos e entre as estações de coleta (chuvosa e seca). O estrato inferior das copas de *M. fistulifera* é diferente daquela do estrato superior, apresentando apenas 37% de espécies em comum (Índice de Similaridade de Sorensen). Insetos mastigadores como Alticinae, Curculioninae, Elateridae, Nitidulidae, lagartas de Lepidoptera e ninfas de Orthoptera foram predominantes nos estratos inferiores de *M. fistulifera* em ambas estações, e também nos estratos superiores na estação seca. Entretanto, o

número de morfoespécies de sugadores (Cicadellidae) e raspadores-sugadores (Thysanoptera) foi superior ao de mastigadores nos estratos inferiores durante a estação chuvosa (Tabela 4.1.4).

Da mesma forma, *B. sericea* apresentou baixa sobreposição de fauna entre os estratos (Índice de Similaridade de Sorensen = 39%). Tanto na estação chuvosa quanto na seca, o número de espécies de insetos herbívoros mastigadores foi maior em ambos estratos de *B. sericea* (Tabela 4.1.5). Assim, o estrato inferior desta planta teve a dominância de representantes da família Chrysomelidae (Alticinae, Chlamysinae, Cryptocephalinae, Eumopinae e Hispinae) e representantes da família Curculionidae (Curculioninae e Otiorhynchinae). Já o estrato superior apresentou insetos da subfamília Alticinae, Eumopinae, Curculioninae e Otiorhynchinae, além de lagartas de Lepidoptera (Tabela 4.1.5).

Não foi observado efeito da sazonalidade sobre a riqueza e abundância de insetos herbívoros em *M. fistulifera* (riqueza - Test t-student; $t_{0,05, 58} = 0,73$; $p > 0,05$; abundância - Test t-student; $t_{0,05, 58} = 0,94$; $p > 0,05$; Figura 6a). O mesmo resultado foi encontrado para riqueza de insetos em *B. sericea* (Test t-student; $t_{0,05,44} = 1,58$; $p > 0,05$; Figura 4.1.6b). Porém, nesta espécie hospedeira foi observada diferença significativa para abundância de insetos herbívoros entre a estação chuvosa e seca (Test t-student; $t_{0,05, 44} = 2,73$; $p < 0,05$; Figura 4.1.6b). Na estação seca, as copas de *B. sericea* mantiveram um maior número de indivíduos de insetos do que na estação chuvosa.

Tabela 4.1.4. Morfoespécie de insetos herbívoros pertencentes a guildas de mastigadores e sugadores, associados aos estratos de *M. fistulifera* na estação chuvosa e seca, no Parque Estadual do Rio doce/MG.

Estação Chuvosa – <i>Mabea fistulifera</i>		
Guildas	Morfoespécie - Estrato inferior	Morfoespécie - Estrato superior
Mastigador	Alticinae sp7 Curculioninae sp19 Elateridae sp2 lagarta de Lepidoptera	lagarta de Lepidoptera
Sugador	Thysanoptera sp1	Thysanoptera sp1 Cicadellidae sp11
Estação Seca – <i>Mabea fistulifera</i>		
Mastigador	Alticinae sp7 Nitidulidae sp3 Nitidulidae sp5 Nitidulidae sp8 Nitidulidae sp9 lagarta de Lepidoptera ninfas de Orthoptera	Alticinae sp2 Alticinae sp7 Nitidulidae sp2 Nitidulidae sp3 Curculioninae sp10 Dascillidae sp1 ninfas de Orthoptera
Sugador	Coccoidae sp8 Coreidae sp1 Pentatomidae sp1 Pentatomidae sp2 Pentatomidae sp3 Scutelleridae sp1	Aleirodidae sp1 Cicadellidae sp2 Cicadellidae sp7

Tabela 4.1.5. Morfoespécies de insetos herbívoros pertencentes as guildas de mastigadores e sugadores, associados aos estratos de *B. sericea* na estação chuvosa e seca, no Parque Estadual do Rio doce/MG.

Estação Chuvosa – <i>Byrsonima sericea</i>		
Guildas	Morfoespécie - Estrato inferior	Morfoespécie - Estrato superior
Mastigador	Alticinae sp1 Cryptocephalinae sp1 Eumopinae sp1 Curculioninae sp4 Otiorhynchinae sp5 Nitidulidae sp6	Alticinae sp1 Cossoninae sp2 Otiorhynchinae sp4 lagartas de Lepidoptera
Sugador	Fulgoridae sp3 Tingidae sp2	Thysanoptera sp1
Estação Seca – <i>Byrsonima sericea</i>		
Mastigador	Alticinae sp1 Chlamysinae sp1 Chlamysinae sp2 Hispiniae sp2 Cossoninae sp1 Nitidulidae sp8	Alticinae sp1 Eumopinae sp1 Cossoninae sp1 Curculioninae sp24 Nitidulidae sp3 lagarta de Lepidoptera
Sugador	ninfa de Homoptera	Aethalionidae sp1 Coccoidae sp5 Scutelleridae sp2 ninfa de Homoptera

Tabela 4.1.6: Coeficientes de variáveis, eigenvalues, porcentagem de variação explicada e correlação com os centróides (população hospedeira) das funções canônica discriminantes.

Variável	Função		
	1	2	3
Rogéria sp1	0.525	2.250	0.618
<i>M. goeldii</i>	0.154	1.572	0.024
<i>Crematogaster sp1</i>	0.694	0.284	-0.033
<i>Crematogaster sp5</i>	-3.572	-0.394	0.334
<i>Camponotus (M.) sp1</i>	0.289	0.236	0.381
<i>C. crassus</i>	0.285	-0.538	0.183
<i>C. bidens</i>	0.209	1.445	0.144
<i>C. sericeiventris</i>	-0.560	-2.105	-0.838
<i>C. retangulatus</i>	0.357	-0.734	0.472
<i>C. latangulus</i>	-3.083	1.095	0.886
<i>C. depressus</i>	0.562	-1.748	2.260
<i>C. fastigatus</i>	0.150	1.451	-0.025
<i>C. trapezoidens</i>	0.412	1.613	0.511
<i>C. novo-grandensis</i>	0.154	1.572	0.024
<i>P. graciles</i>	0.410	-1.635	0.727
<i>P. elongatus</i>	0.004	-0.507	-3.151
<i>P. (Pallidus) sp1</i>	0.076	-0.177	0.239
<i>P. simplex</i>	-0.260	0.339	-6.024
<i>P. rochai</i>	0.340	1.911	0.321
<i>Azteca sp2</i>	0.018	-0.316	0.163
<i>Azteca sp3</i>	0.047	-0.133	0.274
<i>E. tuberculatum</i>	-0.206	-0.475	-0.526
<i>Solenopsis sp1</i>	-0.892	0.035	0.041
<i>Cephalotes Pusilus</i>	0.185	0.339	0.297
<i>C. maculatus</i>	-0.051	-0.193	-0.079
<i>C. povonii</i>	0.206	1.950	0.052
<i>C. grandinosus</i>	0.309	-1.184	1.199
<i>Brachymyrmex sp1</i>	0.244	3.124	-0.512
<i>Brachymyrmex sp2</i>	2.309	2.181	0.536
<i>Pheidole sp1</i>	0.164	2.966	0.197
<i>L. tristani</i>	0.396	0.051	0.579
<i>Myrmelachysta sp1</i>	-1.601	-0.085	0.418
<i>Myrmelachysta sp2</i>	0.291	-1.366	0.344
Eigenvalues	0.722	0.397	0.360
% da variação explicada	48,8%	26,8%	24,4%
Correlação centróides			
M. Fistulifera /Ecótone	0.209	0.651	0.110
M. Fistulifera / Mata	0.004	-0.254	-1.842
B. sericea / Mata	-2.928	-0.116	0.202
B. sericea / Ecótone	0.330	-0.706	0.280

Distribuição de insetos herbívoros entre plantas hospedeiras e habitats

A resposta da riqueza de insetos herbívoros aos efeitos dos fatores “planta hospedeira” e “habitat” foi analisada em um modelo linear geral com estrutura de erro de Poisson. *Byrsonima sericea* apresentou maior riqueza de insetos herbívoros do que *M. fistulifera* (MGL, Deviancia escalonada = 249,64; g.l. = 171; $X^2 = 7,00$; $p < 0,05$; Figura 4.1.7a). Uma tendência de maior riqueza de espécies na mata do que no ecótone pode ser percebida, embora tenha sido apenas marginalmente significativa (MGL, Deviancia escalonada = 246,38; g.l. = 171; $X^2 = 3,73$; $p < 0,06$; Figura 4.1.7a). Com base neste modelo não foi observada interação significativa entre estes fatores (MGL, Deviancia escalonada = 242,64; g.l. = 170; $X^2 = 0,13$; $p > 0,05$; Figura 4.1.7a)

Um modelo linear geral similar para abundância (estrutura de erro Poisson e correção para super dispersão de variância) mostrou que houve diferença significativa em função da planta hospedeira, sendo que *B. sericea* comportou um número maior de indivíduos herbívoros do que *M. fistulifera* (MGL, Deviancia escalonada = 151,14; g.l. residual = 172 ; $X^2 = 16,51$; $p < 0,05$; Figura 4.1.7b).

Herbivoria

A perda de área foliar causada por insetos herbívoros diferiu entre as plantas hospedeiras estudadas. Analisando os dados de herbivoria em *M. fistulifera* e *B. sericea*, foram encontradas diferenças significativas entre ambas espécies para todas medidas de dano aqui utilizadas: média relativa de dano foliar por herbivoria (Test t-student; $t_{0,05, 48} = 5,21$; $p < 0,05$; Figura 4.1.8), média total de dano foliar por herbivoria (Test t-student; $t_{0,05, 48} = 12,48$, $p < 0,05$; Figura 4.1.8) e proporção de folhas danificadas por herbivoria (Test t-student; $t_{0,05, 48} = 15,35$; $p < 0,05$; Figura 4.1.8). Assim, *M. fistulifera* apresentou média relativa e total de dano foliar e proporção de folhas danificadas por herbivoria menor que do *B. sericea*. Embora, ambas plantas hospedeiras tenham apresentado um valor cumulativo de morfoespécies semelhante (Figura 4.1.9), a média de espécies de insetos herbívoros por copa foi maior para indivíduos de *B. sericea*, o que está de acordo com o resultado acima. Além disto, nos habitats de ecótone *B. sericea* apresentou maior abundância de insetos do que *M. fistulifera* (figura 4.1.7b), o que pode estar relacionado com populações bem sucedidas de insetos especialistas, capazes de danos extensivos sobre as plantas.

Formigas - Resultados gerais

Ao todo foram coletados 645 indivíduos de formigas distribuídos dentro de quatro subfamílias, 16 gêneros e 47 espécies (Anexos 4.1.1 a 4.1.3).

Dentro das coletas em *M. fistulifera* e *B. sericea* foram observadas uma riqueza de espécies de *Camponotus* (n=10), seguidos dos gêneros *Pseudomyrmex* e *Cephalotes* com cinco e quatro espécies respectivamente (Anexo 4.1.3).

Em particular, *B.sericea* na orla da lagoa apresentou uma maior abundância dos gêneros *Pseudomyrmex* enquanto *Myrmelachysta* foi mais abundante na região de mata (Trilha do Gambá). Em termos de frequência, podemos notar que os gêneros *Camponotus*, *Pseudomyrmex* e *Cephalotes* obtiveram destaque tanto na região de ecótone quanto na mata (Figura 4.1.10). Na coleta realizada em *M. fistulifera* os gêneros mais abundantes foram *Cephalotes* e *Camponotus* em ecótone (Salão Dourado) e *Pseudomyrmex* na mata (Trilha do Gambá), e os mais frequentes foram *Camponotus* em ecótone e *Pseudomyrmex* novamente na mata (Figura 4.1.11).

De forma geral, observou-se que o gênero *Pseudomyrmex* foi muito abundante em todos os sítios estudados. Destaca-se a espécie *Pseudomyrmex (Gp. Pallidus) sp1* que foi dominante tanto em habitats de ecótone quanto de mata (Figura 4.1.12). Formigas deste gênero realmente se mostram extremamente especializadas em habitats de copa. Exemplos de co-evolução de mutualismos já foram comprovados entre o gênero *Pseudomyrmex* e algumas espécies de planta (Janzen 1967). Outro gênero que merece destaque é *Cephalotes* que também possui várias espécies especializadas em forrageamento arbóreo. *Cephalotes pusillus* foi a espécie mais abundante do gênero (Figura 4.1.12).

Em termos de riqueza, teve destaque o gênero *Camponotus* com 10 espécies diferentes aparecendo tanto em ecótone como em mata e também em ambas as árvores. As espécies *Camponotus crassus* e *Camponotus bidens* foram as mais abundantes (Figura 4.1.12). *Camponotus* é um gênero comum na região Neotropical, quase sempre apresentando uma espécie dominante ou co-dominante em uma dada comunidade.

Alguns gêneros apresentaram espécies com distribuições mais restritas, como é o caso de *Brachymyrmex*, com duas espécies diferentes, que apareceram apenas em habitats de ecótone em *M. fistulifera*. Diferente disso, o gênero *Myrmelachista*, foi abundante apenas em *B. sericea* na Trilha do Gambá sendo freqüente porém em baixas densidades em amostras de outros locais.

Acúmulo de espécies e curva espécie-área

Apesar de o número de espécies coletadas na estação seca ter sido menor, houve o aparecimento de várias espécies não amostradas anteriormente (Figura 4.1.13).

Ainda em relação ao acúmulo de espécies, foi observado que existe uma tendência à estabilização da curva espécie-área mostrando uma diminuição gradual na inclusão de espécies novas no sistema (Figura 4.1.14). Isso demonstra que o esforço amostral da coleta pode ser considerado satisfatório para o habitat de dossel estudado, abrangendo uma parcela substancial da fauna existente.

Hipótese da estratificação de copa

Era esperada uma diferença substancial entre a riqueza e abundância de formigas entre os galhos superiores e inferiores das árvores em ecótonos tanto na estação chuvosa quanto na seca. Houve diferença significativa entre dois estratos de copa em *B. sericea* tanto para riqueza de formigas (Teste t-student; $t = 2,65$, $p < 0,05$ - estação chuvosa e Teste t-student; $t = 2,35$, $p < 0,05$ - estação seca) quanto para a abundância (Teste t-student; $t = 3,14$, $p < 0,05$ - estação chuvosa e Teste t-student; $t = 2,37$, $p < 0,05$ - estação seca) em ambas as estações de coleta (Figura 4.1.15A e B). Entretanto, embora na estação chuvosa a riqueza e abundância de formigas tenha sido superior nas copas inferiores, na estação seca este padrão se inverteu. Ao contrário, em *M. fistulifera* não foi observado estratificação diferencial da riqueza e abundância em nenhuma estação (Riqueza: Teste t-student; $t = 0,32$, $p > 0,05$ - estação chuvosa; Teste t-student; $t = 1,14$, $p > 0,05$ - estação seca e Abundância: Teste t-student; $t = 0,18$, $p > 0,05$ - estação chuvosa; Teste t-student; $t = 1,00$, $p > 0,05$ - estação seca - Figura 4.1.16A e B).

Em relação a similaridade das espécies entre os estratos, foi observado que ambas as espécies arbóreas possuem faunas diferenciadas dentro da copa (Índice de similaridade de Soresson entre copa inferior e superior = 0,43 para *B. sericea* e 0,50 para *M. fistulifera*). Realmente, algumas espécies se mostraram mais abundantes em determinados estratos sendo determinantes para estratificação de fauna significativa apresentada em *B. sericea*. Esse foi o caso de *Pseudomyrmex (Gr. Pallidus) sp1*, *Azteca sp2*, *Cephalotes pusilus* e *Cephalotes maculatus* no estrato inferior na estação chuvosa e *Camponotus Bidens* e *Camponotus retangulatus* no estrato superior na estação seca. A composição de espécies de formiga também variou entre os estratos de *M. fistulifera* (apenas 50% de similaridade), sendo a

espécie *Pseudomyrmex (Palidus) sp1* a principal responsável por esse padrão por ter sido capturada sempre em maior abundância em estratos inferiores.

Hipótese do efeito da sazonalidade

Para o efeito da sazonalidade, foram comparadas as coletas de ecótone na estação seca e chuvosa de 2001. Foram encontrados em *B. sericea* valores de riqueza e abundância significativamente maiores na estação chuvosa do que na estação seca (Riqueza - Teste t-student; $t = 3,52$, $p < 0,05$; Abundância - Teste t-student; $t = 3,23$, $p > 0,05$; figura 4.1.17A e B). Para *M. fistulifera* também foi encontrada maior riqueza de espécies na estação chuvosa que na seca (Teste t-student; $t = 3,87$, $p < 0,05$; figura 4.1.18A). Entretanto, a abundância não diferiu entre estações (Teste t-student; $t = 1,10$, $p > 0,05$; figura 4.1.18B).

Similaridade faunística

Sobre a equitabilidade da fauna de formigas entre as plantas hospedeiras e os habitats, ao compararmos quatro manchas de populações de espécies arbóreas (*M. Fistulifera* – Ecótone/SD e Mata/TG; *B. sericea* – Ecótone/OBH e Mata/TG), podemos inferir que a fauna de formigas é mais similar em função de habitat (Índice de similaridade de sorensen = 0,54 para ecótones e 0,59 para matas) do que de planta hospedeira (Índice de similaridade de sorensen = 0,33 para *M. fistulifera* e 0,40 para *B. sericea* - Figura 4.1.19).

Ainda analisando a fauna desses quatro grupos de planta, uma análise discriminante demonstrou que as três primeiras funções discriminantes (vetores matriciais gerados a partir das variáveis do modelo – espécies de formiga) separaram significativamente os centróides em estudo, ou seja, as populações de espécies arbóreas hospedeiras em diferentes tipos de hábitat (Wilks Lambda = 0.306; F aprox. = 2.017 ; gl = 99, 411 ; $p < 0.0000$). A variação dos dados foi explicada significativamente pelas três primeiras funções discriminantes (a média de cada função e porcentagem de variação explicada por elas se encontram sumarizadas na tabela 4.1.6).

A função discriminante canônica para os grupos centróides indicou que a fauna dos ecótones tanto em *B. sericea* como em *M. fistulifera* não apresentou uma correlação direta com as funções discriminantes, apresentando-se fracamente correlacionada com as três funções significativas (Tabela 4.1.6). Isso demonstra, que de uma forma geral, os ecótones não apresentam espécies de formigas especializadas apenas nestes tipos de habitats e espécies arbóreas, sendo formada em sua maioria de formigas generalistas associadas a transição

vegetacional. Ao contrário, esta mesma análise indicou que, existem espécies aparentemente especializadas em habitats de mata, nas respectivas espécies arbóreas hospedeiras. Assim, o centróide 3 (Byrsonima/Mata) se mostrou altamente correlacionado negativamente com a função 1 (Figura 4.1.20), indicando que as espécies que tiveram um maior coeficiente canônico (*Crementogaster sp5*, *Camponotus langulus*, *Brachymyrmex sp1* e *Myrmelachysta sp1* vide tabela 4.1.6), eram realmente abundantes e praticamente restritas a *B. sericea* na mata da trilha do gambá. Já para o centróide *M. fistulifera* na mesma mata (altamente correlacionado com a função 3, vide figura 4.1.20), as espécies *Pseudomyrmex elongatus* e *Pseudomyrmex simplex* (variáveis que apresentaram maior coeficiente canônico com a função 3, vide tabela 4.1.6) se mostraram realmente mais abundantes em *M. fistulifera* na mata que em outros habitats ou espécies arbóreas.

Ainda sobre similaridade, foi observado que *M. fistulifera* apresenta uma diferenciação em sua fauna durante diferentes estações do ano e períodos de coleta (sorensen entre estação seca e chuvosa = 0,33), embora mantendo uma certa fidelidade faunística em cada habitat nos dois anos de coleta (Figura 4.1.21).

Já para a *B. sericea* este padrão foi alterado pela presença de uma fauna substancialmente distinta na estação chuvosa 2. A cheia do lago Dom Helvécio neste ano, que inundou toda a vegetação herbácea das orlas pode estar relacionada com a diferenciação destas amostras no conjunto do trabalho (veja discussão e Figura 4.1.22).

Hipótese da estrutura de habitat e das espécies arbóreas

Para a análise destes dados foram utilizadas coletas em diferentes estações de coleta, ignorando a interferência da sazonalidade, devido ao fato de a diversidade de formigas ter variado de forma semelhante durante os dois anos. Para riqueza de formigas, não foram observados efeitos significativos dos fatores “habitat” e “espécies arbóreas” e nem da interação entre eles (MGL com estrutura de erro em Poisson - Deviância escalonada = 204,18 ; g.l. = 169; $X^2 = 3,83$; $p > 0,05$ - Figura 4.1.23).

Para os dados de abundância, o modelo linear geral (com estrutura de erro em Poisson e correção para sobre dispersão de variância), mostrou que a abundância de formigas foi significativamente diferente entre as plantas hospedeiras (MGL, Deviância escalonada = 138,26; g.l. = 170 ; $X^2 = 13,19$; $p < 0,05$ – Figura 4.1.23), mas não houve diferenças entre habitats (MGL, Deviância escalonada = 138,81 ; g.l. = 170 ; $X^2 = 0,55$; $p > 0,05$ – Figura 4.1.24). Não foi observada interação significativa entre os fatores habitats (ecótone e mata) e

espécies arbóreas (*M. fistulifera* e *B. sericea*) (MGL, Deviância escalonada = 151,44; g.l. = 169; $X^2 = 0,38$; $p > 0,05$).

Apesar de a abundância e riqueza globais não serem significativamente diferentes, os habitats de ecótone possuem um maior número cumulativo de espécies do que habitats de mata.

Discussão

A fauna de insetos herbívoros do sistema em estudo (espécies arbóreas pioneiras de floresta estacional semidecidual submontana) apresentou uma elevada proporção de espécies raras e a curva de acumulação de espécies não alcançou uma estabilidade. Estes resultados foram semelhantes a vários outros trabalhos de comunidades de insetos de floresta tropical (por exemplo, Erwin 1988, Price *et al.* 1995, Novotny & Basset 2000). Para Novotny & Basset (2000), o número de espécies raras é aumentado por uma contínua entrada de espécies de insetos herbívoros de plantas próximas às estudadas. Este fenômeno pode estar acontecendo neste estado. Também, muitas espécies de insetos podem parecer raras porque estariam na planta hospedeira por acidente e não se alimentado dela. Poderiam também utilizar várias plantas e assim serem raras em cada uma delas, ou ainda terem sido amostradas em habitats marginais (Novotny & Basset 2000), ou seja, *M. fistulifera* e *B. sericea* podem não ser plantas hospedeiras ótimas para determinados insetos que ali foram amostrados. É interessante que o esforço amostral seja aumentado e que se façam coletas na vegetação adjacente às plantas estudadas para a obtenção de informações mais consistentes sobre a fauna de insetos e para avaliar se as espécies consideradas raras neste estudo são realmente raras.

Efeito da estratificação da copa e da sazonalidade nos insetos herbívoros

Os insetos herbívoros podem se distribuir de forma diferenciada entre os estratos das copas das árvores estudadas. Entretanto a resposta destes à estratificação das copas varia quanto à riqueza, abundância, sazonalidade e outros fatores bióticos. Em *B. sericea* foi observada distribuição estratificada de insetos herbívoros tanto para riqueza quanto para abundância dos mesmos na estação chuvosa. O estrato inferior manteve maior diversidade de insetos que o superior. O efeito da estratificação sobre determinados grupos de artrópodes, como de insetos herbívoros, nas copas das árvores de florestas tropicais pode ocorrer devido a fatores como iluminação, microclima ou recurso alimentar (Basset 1992b). Cada camada

vertical de uma árvore de dossel pode representar um habitat distinto com diferenças de recursos (Lawton 1983, Lawman 1985). Assim, o estrato inferior de *B. sericea*, nesta estação de coleta, pode estar oferecendo condições de habitat como sombra e proteção contra extremos ambientais, diferente das condições existentes no estrato superior (maior insolação e dessecação), o qual, por sua vez manteria uma fauna de insetos mais diversa. Isto pode também ser considerado para *M. fistulifera* com relação da riqueza de insetos herbívoros. O estrato inferior da copa de *M. fistulifera* mostrou-se mais rico em espécies de insetos que o estrato superior, padrão observado na estação chuvosa. Apesar da riqueza de espécies de insetos ter sido distinta entre os estratos de *M. fistulifera*, não houve diferença na média do número de indivíduos de insetos herbívoros por estrato. Isto pode ter ocorrido porque, havia poucos indivíduos de insetos por copa amostrada, sendo a distribuição destes mais homogênea em toda copa.

Na estação seca, os insetos herbívoros não se distribuíram de forma estratificada nas copas dos indivíduos amostrados de *M. fistulifera*, nem para riqueza e nem para abundância dos mesmos. De forma semelhante, não foi encontrado efeito da estratificação em *B. sericea*, sobre a riqueza de insetos. Entretanto, *B. sericea* manteve um número de indivíduos de insetos herbívoros no estrato superior maior que no estrato inferior. Este fato se deu em função da elevada quantidade de indivíduos de uma espécie de Cossoninae (Coleoptera, Curculionidae) no estrato superior desta espécie arbórea. Esta espécie de inseto pode ser especialista e estar adaptada as condições de habitat encontradas nas copas de *B. sericea*, como descrito em Ribeiro (2003).

Nos trópicos, onde a temperatura é relativamente constante em todo ano, o período de chuva pode produzir mudanças nas populações dos herbívoros. Geralmente a dinâmica alimentar dos insetos herbívoros acompanham o sincronismo da estação chuvosa, sendo também o período de maior produtividade e crescimento de suas planas hospedeiras (Wolda 1988, Janzen 1993). Entretanto, no habitat de ecótone não foi observada uma resposta clara da riqueza e abundância de insetos herbívoros em ambas espécies hospedeiras, ao efeito da sazonalidade (estação chuvosa e seca). Isto provavelmente pode ter ocorrido devido ao fato de que *M. fistulifera* e *B. sericea* não perdem totalmente suas folhas na estação seca e apresentam um certo grau de crescimento foliar ao longo de todo ano (particularmente *B. sericea*). Assim, poderiam estar oferecendo recurso alimentar constante para os insetos herbívoros que habitam suas copas durante todo o ano. Um fato em acordo com esta hipótese foi a observação de uma

maior abundância de insetos em *B. sericea* na estação seca, mesmo que este padrão tenha sido causado por uma espécie apenas.

Distribuição de insetos herbívoros entre plantas hospedeiras e habitats

Alguns estudos, como os de Lawton & Schröder (1977) e Strong & Levin (1979), corroboraram a hipótese de que a arquitetura da planta hospedeira contribui com uma parte considerável da explicação para a maioria das variações na riqueza e abundância de insetos herbívoros. A existência de uma grande variedade de elementos estruturais no tempo e no espaço (folhas novas e maduras, flores, galhos e ramos) proporciona uma maior diversidade de microclimas para o estabelecimento de insetos herbívoros (Lawton 1978, Southwood 1978). Diante disso, a maior riqueza de insetos herbívoros em *B. sericea* pode ser explicada em partes por sua característica arquitetônica. Indivíduos desta planta hospedeira possuem vários nós de crescimento e ramificações surgindo ao longo de todo tronco. A forma de crescimento e ramificação de *B. sericea* pode estar criando microclimas e estratos verdadeiros e assim, manter uma fauna de insetos mais diversificada.

Além de características arquitetônicas, a riqueza de espécies de insetos associados com cada espécie de planta depende da extensão geográfica e abundância local da planta (Neuvonen & Niemelä 1981, Lawton 1982, Leather 1986, Marquis 1991), bem como, de propriedades bioquímicas da mesma (Connor *et al.* 1980, Strong *et al.* 1984). *Mabea fistulifera* é uma espécie arbórea que possui látex. O látex usualmente age como inibidor de apetite para vários insetos herbívoros, particularmente para mastigadores de folhas (veja Farrell *et al.* 1991). A presença de látex em *M. fistulifera* pode talvez, estar funcionando como uma barreira alimentar para muitos insetos, principalmente insetos generalistas.

A tendência de uma maior riqueza de insetos herbívoros na mata da Trilha do gambá comparada com plantas nos ecótonos pode ser atribuída pela característica peculiar desta mata, sendo uma mata com dosséis descontínuos de superfície rugosa (Richards 1996, Ribeiro 2003). Essa descontinuidade do dossel permite que vários graus de insolação alcancem diferentes áreas do dossel, tornando o microclima desta mata relativamente indiferenciado com o da borda da mata. Este padrão permitiria formas de distribuição de espécies e indivíduos aparentemente contraditórios ao esperado, de que o habitat de ecótono, por ser um habitat de transição vegetacional, possuiria maior riqueza e abundância de insetos herbívoros. Isso aconteceria devido à presença de insetos generalistas, de insetos visitantes associados à transição vegetacional e a ocorrência de uma maior produtividade primária neste habitat. O

microclima presente nas camadas do dossel difere claramente em temperatura, umidade e luminosidade, o que pode influenciar na composição dos insetos herbívoros em cada parte do dossel que eles exploram. Além dos insetos herbívoros simplesmente utilizarem a planta hospedeira como alimento, eles também a utilizam para sítios de oviposição, abrigo e proteção contra condições climáticas severas e contra seus predadores. Para Moore *et al.* (1988), a alta temperatura e iluminação no dossel podem aumentar o forrageamento de herbívoros adultos, oviposição e subseqüentemente aumentar a sua densidade. Este fenômeno poderia estar acontecendo em grandes extensões foliares nos dosséis da mata da Trilha do Gambá.

Um outro aspecto que não pode deixar de ser considerado é o grau de distúrbio do sítio do Salão Dourado que possui uma certa influência antrópica. Por ser uma região de ecótone de mata com aceiro, esta área é periodicamente perturbada por causa da manutenção do aceiro. Esse fato pode ter influenciando nos resultados. Habitats com vários graus de distúrbio natural e antrópico podem manter comunidades com baixa diversidade, incluindo espécies de insetos tolerantes e não tolerantes ao distúrbio (Samson *et al.* 1997). Pode ser que os distúrbios periódicos que o ecótone do Salão Dourado vem sofrendo possa ter determinado a baixa diversidade de insetos herbívoros associados às copas de *M. fistulifera* neste habitat.

Herbivoria

A perda de área foliar causada por insetos herbívoros foi diferente entre as espécies arbóreas estudadas. Porém, esta perda pode variar de acordo com a riqueza, abundância e composição da fauna de herbívoros, bem como, com a característica bioquímica da planta. *Mabea fistulifera* apresentou média relativa e média total de dano foliar e proporção de folhas danificadas por herbivoria menor do que *B. sericea*. Tal situação já era esperada devido às características bioquímicas de *M. fistulifera*. Esta espécie arbórea possui látex que pode estar funcionando como inibidor de apetite para muitos insetos herbívoros. Porém, a maior incidência de espécies novas com o passar do tempo, em *M. fistulifera*, sugere que parte da fauna coletada possa ser composta de insetos visitantes ou generalistas, cuja capacidade de forrageamento nas folhas da planta seria reduzida. Novotny *et al.* (2002) argumentaram que insetos herbívoros monófagos (especialistas) são provavelmente raros nas florestas tropicais, e que mesmo entre plantas hospedeiras filogeneticamente distantes, a comunidade de herbívoros compartilha um terço de suas espécies. Isto não suporta a visão clássica de que a ocorrência de espécies de insetos herbívoros nos trópicos é uma consequência da divisão de recursos na planta. Dessa forma, Novotny *et al.* (2002) sugere que os modelos do não-equilíbrio da

diversidade tropical deveriam ser considerados. Além disso, alguns autores têm mencionado que grande parte dos artrópodes de dossel não está se alimentando ativamente das plantas que compõe este habitat (Moram & Southwood 1982, Stork 1987 e 1991 e Novotny & Basset 2000). Muitos insetos herbívoros presentes nas folhagens de *M. fistulifera* podem estar lá por acidente ou estar usando tal planta hospedeira para outros propósitos como se esconder de algum predador, por exemplo.

Diferenciação de fauna de formigas dentro de estruturas de copa

A distribuição de espécies de formigas, como observada nos ecótonos aqui estudados, pode ser determinada principalmente pela competição. Várias pesquisas envolvendo distribuição espacial de formigas em dosséis de florestas tropicais aceitam a competição como fator principal na estruturação de comunidades (Room 1971, Majer 1972, Majer 1993, Delabie 1995). Assim, a estratificação da fauna de formigas observada em *B. sericea* pode estar diretamente relacionada a fatores competitivos. Para essa espécie hospedeira, gêneros com maior potencial invasor parecem ter sido os principais causadores da estratificação de copa. Realmente, gêneros como *Pseudomyrmex* e *Azteca* geralmente se mostram extremamente agressivos e possuem uma grande capacidade de ocupação em habitats arbóreos. Como exemplo, nas amostras onde a espécie *Azteca sp2* foi encontrada, nenhuma outra espécie de formiga estava presente.

Por outro lado, quando as espécies dominantes se mostram homoganeamente distribuídas na copa, outras espécies menos agressivas podem desenhar a estratificação. Esse foi o caso encontrado em *B. sericea* na seca, onde *Camponotus bidens* e *Camponotus retangulatus* se mostraram mais abundantes nos estratos superiores, ao mesmo tempo que a espécie *P. (Palidus) sp1*, apesar de estar em maior número, não se encontrava isolada a um só estrato.

De uma forma geral, as assembléias de formigas são caracterizadas por um número limitado de espécies numericamente predominantes, ocupando a maioria do dossel de uma floresta (Leston 1978, Majer 1993, Majer et al 1994, Delabie 1995).

Tobin (1997) concluiu que o fato de ocorrerem espécies dominantes não está diretamente ligado à co-ocorrência de espécies com baixa abundância. As últimas, ao contrário, muitas vezes têm a mesma abundância tanto na presença quanto na ausência das primeiras. Por outro lado, as interações competitivas entre formigas estão restringidas a zonas bem definidas (Harper 1981). Assim, sua distribuição espacial é mais importante que sua própria densidade em termos de competição (Andersen 1991).

Outros fatores que podem ter influenciado a estratificação de copa em *B. sericea*, são a tolerância a insolação e a capacidade de busca de alimento por parte das formigas e a disponibilidade de recursos diferenciada na copa por parte das plantas.

Formigas que possuem guildas alimentares semelhantes podem reduzir a competição através de um forrageamento em horas diferentes do dia ou pela especialização em tamanhos diferentes de alimento (Andersen 1991).

Ao contrário, em *M. fistulifera* não foi observado efeito da estratificação na riqueza e abundância de formigas em ambas as estações. Eventualmente, o fato de que essa espécie possui um baixo número de formigas por copa, impossibilita a distinção destes valores de forma estatística. Apesar disso, a composição de espécies de formiga variou entre os estratos de *M. fistulifera* (apenas 50% de similaridade), sendo a espécie *Pseudomyrmex (Palidus) sp1* a principal responsável por esse padrão por ter sido capturada sempre em maior abundância em estratos inferiores. Isso demonstra que apesar de poucas espécies estarem forrageando em *M. fistulifera*, existem espécies que obrigatória ou preferencialmente irão forragear em um determinado estrato.

Efeito da sazonalidade climática na diversidade e composição de formigas

Estudos que enfocam o efeito de sazonalidade climática e precipitação sobre assembléias de formigas são pouco frequentes (Kaspari 2000). Porém, uma pesquisa realizada por Pizo & Oliveira (2000) concluiu que o uso dos recursos derivados de plantas por uma formiga pode variar por mudanças nas condições abióticas. Foi observado, que formigas são sensíveis a umidade (Kaspari 1993) e normalmente tem a sua abundância diminuída durante estações secas prolongadas (Levings 1983). Pode-se dizer com segurança que recurso, clima e competição juntos são responsáveis por regularem assembléias de formigas (Brown 1973). Mudanças climáticas (principalmente precipitação), ainda é um fator cuja influência nas comunidades ecológicas não é completamente entendida. Suas conseqüências irão variar sensivelmente para diferentes grupos taxonômicos. Além disso, formicidae pode ser considerado um táxon termofílico evitando lugares frios e sombreados e reduzindo seu número de indivíduos no inverno (Brian & Brian 1951).

Além da menor diversidade de formigas encontrada na estação seca, houve também uma baixa similaridade de formigas entre as estações de coleta para *M. fistulifera*. Isso parece indicar que a amostragem representaria um maior esforço de busca de recursos que seriam escassos, assim aumentando a probabilidade de coleta de algumas espécies nesta estação.

Realmente, diferentes padrões de atividade de forrageamento podem levar a uma partição temporal ou até sazonal de recursos dentro de uma comunidade de formigas (Wilson 1971).

No caso de *B. sericea*, o fato da fauna de formigas da segunda coleta chuvosa ter sido muito dissimilar à todas as coletas pode estar relacionada com uma maior pluviosidade ocorrida naquela estação. Assim, como as espécies *B. sericea* estão dispostas na orla da Lagoa do Bispo, uma fauna diferenciada de formigas pode ter sido deslocada para as árvores quando o nível da lagoa subiu, inundando a população herbácea. Coletas sobre essa vegetação de zona de depleção precisam ser feitas para confirmar essa hipótese.

Espécies arbóreas e estrutura de hábitat X Composição e diversidade de formigas

Em relação a equitabilidade faunística, os habitats de mata possuem fauna similar independentemente da planta hospedeira, enquanto os ecótonos são distintos entre si. Realmente, parece que tanto na mata quanto no ecótono, existe uma fauna de formigas especializadas em habitats arbóreos em geral não havendo uma especialização por uma determinada espécie de planta hospedeira.

Por outro lado, parece que as assembléias de formigas apresentadas aqui estão se distribuindo de acordo com o tipo de micro-clima e estágio de conservação do habitat de entorno. Então, as discontinuidades ambientais entre habitats de mata fechada (trilha do gambá), habitats abertos preservados (ecótono natural da orla da lagoa do bispo) e habitats abertos constantemente modificados (ecótono antrópico do aceiro do salão dourado) devem estar causando a diferença de fauna entre esses habitats.

Estudos recentes demonstram que realmente há em assembléias de formiga uma adaptação a determinados tipos de habitat (Estrada & Fernandez 1999, Vasconcelos 1999, Vasconcelos et al 2000, Fisher e Robertson 2002). Assim, habitats de entorno diferentes, irão proporcionar diferentes condições como temperatura, cobertura do solo, complexidade estrutural da mata, composição e biomassa de artrópodos que acabaram determinando a fauna de formigas dessa área (Greenslade & Greenslade 1977, Wilson 1987, Andersen 1990).

Experimentos de campo mostram que a quantidade de luz que atinge o solo tem um importante papel na distribuição de espécies de formiga (Torres 1984, Estrada e Fernandez 1999). Assim, a temperatura pode determinar atividades de forrageio, nidificação e ainda ser um fator primordial para o desenvolvimento de larvas e pupas (Wilson 1971). Habitats de ecótono são significativamente mais quentes e menos úmidos que habitats de mata.

Um outro fator também responsável pela modificação da fauna de formigas é a frequência e intensidade de distúrbio causado em uma determinada área (Vasconcelos 1999). Assim, áreas onde frequentemente se geram distúrbios, como por exemplo, os ecótonos de mata com aceiros, espera-se uma fauna diferenciada onde apenas as espécies de formigas mais generalistas (grande potencial de colonização) estariam presentes (Greenslade & Greenslade 1977, Molano 1994, Roth et al 1994, Vasconcelos et al 2000). Isso corrobora com nossos resultados, onde a fauna do ecótono antrópico é bem diferenciada dos outros habitats.

Em relação à riqueza e abundância de formigas entre as espécies arbóreas pioneiras, o maior número de indivíduos de formiga encontrados nas copas de *B. sericea* parece estar relacionado com uma maior quantidade de recursos disponibilizado pela mesma (maior número de insetos herbívoros, por exemplo), atraindo dessa forma colônias com um maior número de indivíduos de formigas. Por outro lado, a riqueza de espécies de formiga não variou entre as espécies hospedeiras. Isso pode ter ocorrido pelo fato de que as espécies de formiga presentes em *B. sericea* parecem ser potencialmente boas competidoras, agindo de forma a não permitir que espécies com potencial competitivo menor forrageassem nessa planta, diminuindo assim a riqueza de espécies nessa planta.

Em relação a diferença não significativa na diversidade de formigas entre habitats, vários fatores podem estar atuando ao mesmo tempo. É de se esperar que ambientes com cobertura vegetal mais heterogênea (por exemplo, interiores de mata) suportem uma quantidade maior de espécies (Bell et al 2000, Nico et al 2000). Essa suposição é baseada na idéia de que habitats mais complexos ofereçam mais nichos em potencial do que os habitats mais simples (Heck & Wetstone 1997). Além disso, plantas mais altas irão disponibilizar um maior número de micro-habitats e mais sombreamento, o que fará com que um maior número de formigas possa conviver com um nível de competição reduzido (Vasconcelos & Davidson 2000). A abundância de formigas tende também a aumentar a medida que composição de espécies de planta muda da borda em direção ao centro da mata (Vasconcelos et al 1998)

Por outro lado, a maior diversidade estrutural da mata, pode atuar reduzindo o número de micro-habitats climáticos, diminuindo número de formigas neste tipo de habitat (Torres 1984). Além disso, ecótonos vegetacionais, podem apresentar uma grande diversidade de insetos associados a transições vegetacionais. Isso, pode gerar uma maior disponibilidade de presas, (insetos herbívoros atraídos por uma maior produtividade primária) aumentando assim a diversidade de formigas.

Assim, vários são os fatores que podem estar causando a não diferenciação da diversidade de formigas nesses diferentes tipos de habitat. É possível afirmar apenas que existe realmente uma composição de fauna diferenciada de formigas entre os diferentes tipos de habitats estudados, mostrando a importância da preservação de todos os tipos de vegetações.

Informações mais precisas sobre a composição da fauna de herbívoros, suas relações com seus predadores e a influência direta dos mesmos na dinâmica das espécies arbóreas de florestas naturais, são de suma importância tanto no ponto de vista ecológico como no ponto de vista conservacionista, podendo ajudar até em alternativas para manejos florestais utilizando espécies nativas pioneiras.

Agradecimentos

Programas de Iniciação Científica PIP/UFOP e PIBIC/CNPq; a FAPEMG e CNPq que financiaram bolsa de pesquisa a SPR. Agradecimentos ao IEF e ao Parque Estadual do Rio Doce que sempre forneceu grande suporte logístico e apoio nas coletas.

Prof. Dr. Carlos Alberto Brandão (MZUSP) e ao Prof. Dr. Jacques Delabie (CEPLAC/BA) pela ótima recepção e é claro pela identificação das formigas.

Anexo 1 – Espécies de formigas coletadas nas copas de *B.sericea*, *M.fistulifera* e *P.guianensis*.

Formigas	M. fistulifera	B. sericea	P. guianensis
<i>Azteca</i> sp1			+
<i>Azteca</i> sp2	+		+
<i>Azteca</i> sp3	+		+
<i>Brachymyrmex</i> sp1		+	
<i>Brachymyrmex</i> sp2		+	
<i>Camponotus (Myrmaphoenus)</i> sp1	+	+	
<i>Camponotus (Tahaemyrmex)</i> sp1			+
<i>Camponotus bidens</i>	+	+	+
<i>Camponotus crassus</i>	+		+
<i>Camponotus depressus</i>	+	+	
<i>Camponotus fastigatus</i>		+	+
<i>Camponotus latangulus</i>		+	
<i>Camponotus melanoticus</i>		+	
<i>Camponotus novo-grandensis</i>		+	+
<i>Camponotus retangulatus</i>	+	+	+
<i>Camponotus sericeiventris</i>	+		
<i>Camponotus singulatus</i>		+	
<i>Camponotus trapezoidens</i>		+	
<i>Cephalotes atratus</i>	+		
<i>Cephalotes grandinosus</i>	+	+	
<i>Cephalotes maculatus</i>	+	+	
<i>Cephalotes pavonii</i>		+	+
<i>Cephalotes pusilus</i>	+	+	
<i>Crematogaster</i> sp1		+	+
<i>Crematogaster</i> sp2		+	
<i>Crematogaster</i> sp3			+
<i>Crematogaster</i> sp4			+
<i>Crematogaster</i> sp5	+		
<i>Crematogaster</i> sp6			+
<i>Dolichoderus imitator</i>		+	
<i>Ectatomma tuberculatum</i>	+	+	+
<i>Leptotorax asper</i>		+	
<i>Leptotorax tristani</i>			+
<i>Mycocepurus goeldii</i>		+	
<i>Myrmelachysta</i> sp1	+		
<i>Myrmelachysta</i> sp2	+		
<i>Pachycondyla striadinodis</i>			+
<i>Pheidole phalax</i>	+		
<i>Pheidole</i> sp1		+	
<i>Pseudomyrmex (Pallidus)</i> sp1	+	+	+

<i>Pseudomyrmex elongatus</i>	+	+	+
<i>Pseudomyrmex graciles</i>	+		+
<i>Pseudomyrmex rochai</i>	+		
<i>Pseudomyrmex simplex</i>		+	+
<i>Rogeria sp1</i>	+		
<i>Solenopsis (Diplorhopteum) sp1</i>	+		+
<i>Tapinoma sp1</i>	+		

Anexo 2 – Formigas coletadas nas espécies arbóreas *M. fistulifera* e *B. sericea* em habitats de ecótono e mata (coleta quantitativa).

Formigas	Mab/Eco	Mab/Mata	Byr/Eco	Byr/Mata
<i>Azteca sp2</i>			+	+
<i>Azteca sp3</i>			+	
<i>Brachymyrmex sp1</i>	+			
<i>Brachymyrmex sp2</i>	+			
<i>Camponotus (Myrmaphoenus) sp1</i>	+		+	
<i>Camponotus bidens</i>	+	+	+	
<i>Camponotus crassus</i>	+	+	+	
<i>Camponotus depressus</i>	+		+	
<i>Camponotus fastigatus</i>	+			
<i>Camponotus latangulus</i>	+			+
<i>Camponotus novo-grandensis</i>	+			
<i>Camponotus retangulatus</i>	+		+	
<i>Camponotus sericeiventris</i>			+	
<i>Camponotus trafezoidens</i>	+			
<i>Cephalotes grandinosus</i>		+	+	
<i>Cephalotes maculatus</i>		+	+	+
<i>Cephalotes pavonii</i>	+			
<i>Cephalotes pusilus</i>	+		+	+
<i>Crematogaster sp1</i>	+		+	
<i>Crematogaster sp5</i>				+
<i>Dolichoderus imitator</i>				
<i>Ectatomma tuberculatum</i>	+	+	+	+
<i>Leptotorax tristani</i>	+		+	
<i>Mycocepurus goeldii</i>	+			
<i>Myrmelachysta sp1</i>				+
<i>Myrmelachysta sp2</i>			+	
<i>Pheydole sp1</i>	+			
<i>Pseudomyrmex (Pallidus) sp1</i>	+	+	+	+
<i>Pseudomyrmex elongatus</i>	+	+	+	+
<i>Pseudomyrmex graciles</i>	+		+	
<i>Pseudomyrmex rochai</i>	+			

Pseudomyrmex simplex		+	+
Rogeria sp1	+		
Solenopsis (Diplorhopteum) sp1	+		+
Tapinoma sp1			+

Anexo 3 - Coletas piloto em *B.sericea*, *M.fistulifera* e *P.guianensis*, em regiões de diferentes estágios sucessionais, dentro do Parque Estadual do Rio Doce.

Sítio de amostragem	Estágios sucessionais	Sub-Família	Gênero	Nº indivíduos	Nº espécies	Planta Hospedeira
T.L.P.	Primária baixa	Myrmicinae	Rogeria	1	1	P.guianensis
T.L.P.	Primária baixa	<i>Myrmicinae</i>	<i>Crematogaster</i>	8	2	P.guianensis
T.L.P.	Primária baixa	<i>Formicinae</i>	<i>Camponotus</i>	3	2	P.guianensis
T.L.P.	Primária baixa	<i>Pseudomyr.</i>	<i>Pseudomyrmex</i>	1	1	P.guianensis
T.L.P.	Primária baixa	<i>Dolychoderinae</i>	<i>Azteca</i>	2	1	P.guianensis
T.L.B.	Primária baixa	<i>Myrmicinae</i>	<i>Crematogaster</i>	1	1	P.guianensis
T.L.B.	Primária baixa	<i>Formicinae</i>	<i>Camponotus</i>	3	2	P.guianensis
T.L.B.	Primária baixa	<i>Ponerinae</i>	<i>Ectatoma</i>	1	1	P.guianensis
T.L.B.	Primária baixa	<i>Myrmicinae</i>	<i>Solenopsis</i>	3	1	P.guianensis
S.D.	Ecótone	<i>Myrmicinae</i>	<i>Crematogaster</i>	1	1	M.fistulifera
S.D.	Ecótone	<i>Formicinae</i>	<i>Camponotus</i>	9	2	M.fistulifera
S.D.	Ecótone	<i>Myrmicinae</i>	<i>Cephalotes</i>	7	1	M.fistulifera
T.L.B.	Primária baixa	<i>Myrmicinae</i>	<i>Crematogaster</i>	100	2	M.fistulifera
T.L.B.	Primária baixa	<i>Formicinae</i>	<i>Camponotus</i>	8	2	M.fistulifera
T.L.B.	Primária baixa	<i>Formicinae</i>	<i>Camponotus</i>	18	4	B.sericea
T.L.B.	Primária baixa	<i>Pseudomyr.</i>	<i>Pseudomyrmex</i>	6	1	B.sericea
T.L.B.	Primária baixa	<i>Myrmicinae</i>	<i>Solenopsis</i>	3	1	B.sericea
T.L.B.	Primária baixa	<i>Myrmicinae</i>	<i>Zacryptocerus</i>	6	2	B.sericea
T.L.B.	Primária baixa	<i>Dolychoderinae</i>	<i>Dolichoderus</i>	1	1	B.sericea
T.L.B.	Primária baixa	<i>Myrmicinae</i>	<i>Pheidole</i>	1	1	B.sericea
T.L.B.	Primária baixa	<i>Myrmicinae</i>	<i>Cephalotes</i>	2	1	B.sericea

T.L.P. = Trilha da Lagoa Preta, T.L.B. = Trilha da Lagoa Bonita, S.D. = Salão Dourado.

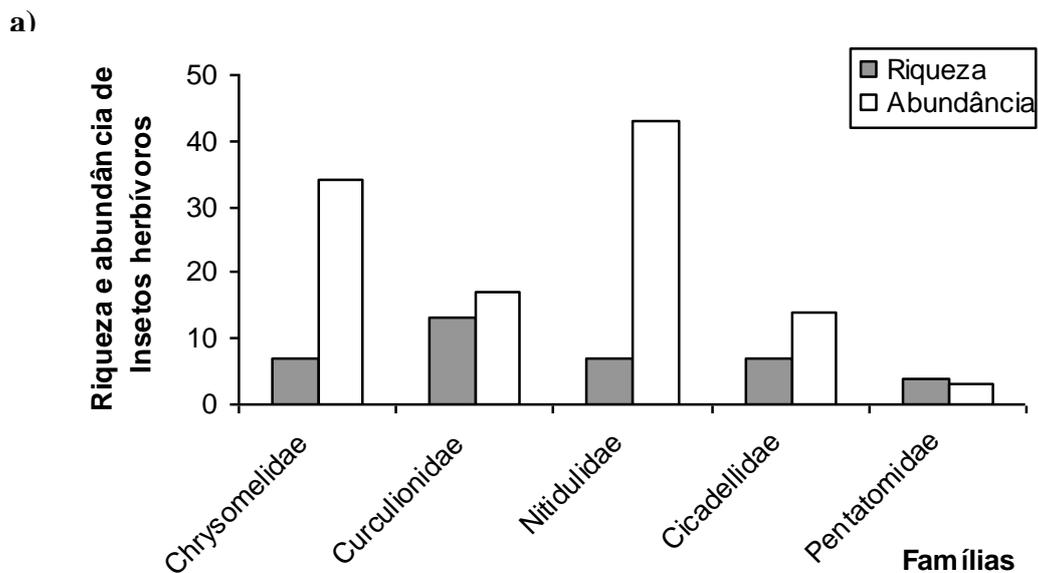


Figura 4.1.1a. Riqueza e abundância de insetos herbívoros das famílias mais representativas em *M. fistulifera*, no Parque estadual do Rio Doce/MG.

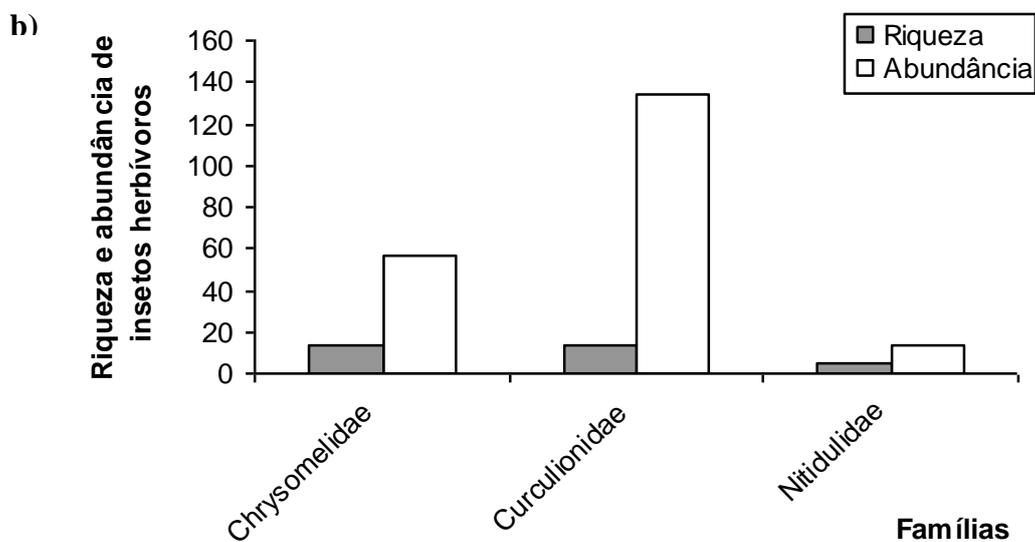


Figura 4.1.1b. Riqueza e abundância de insetos herbívoros das famílias mais representativas em *B. sericea*, no Parque estadual do Rio Doce/MG.

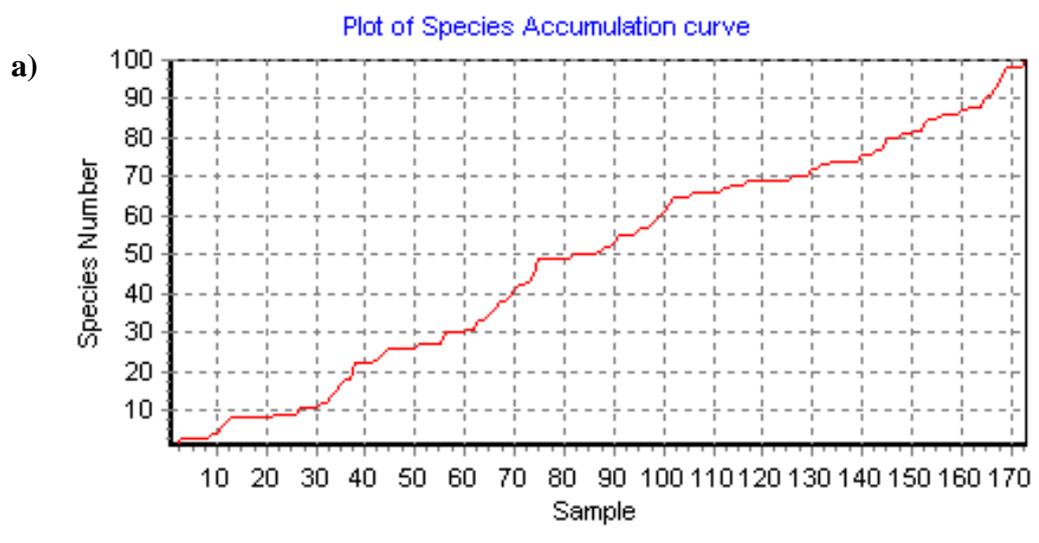


Figura 4.1.2a. Curva de acumulação de espécies em *B. sericea* e *M. fistulifera* para insetos herbívoros. As amostras estão acumuladas na seqüência em que foram realizadas nos períodos de coleta.

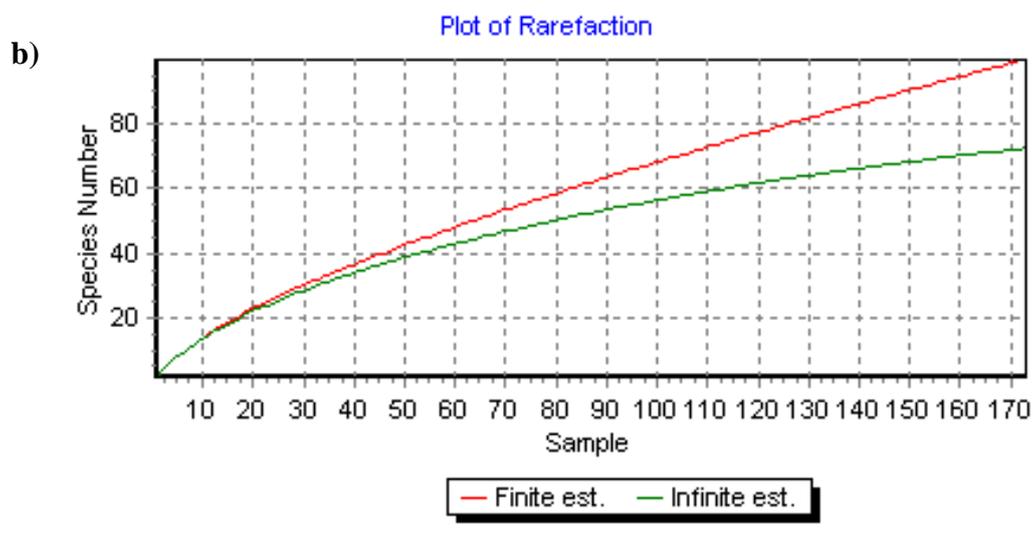


Figura 4.1.2b. Rarefação - Curva espécie-área em *B. sericea* e *M. fistulifera* para insetos herbívoros.

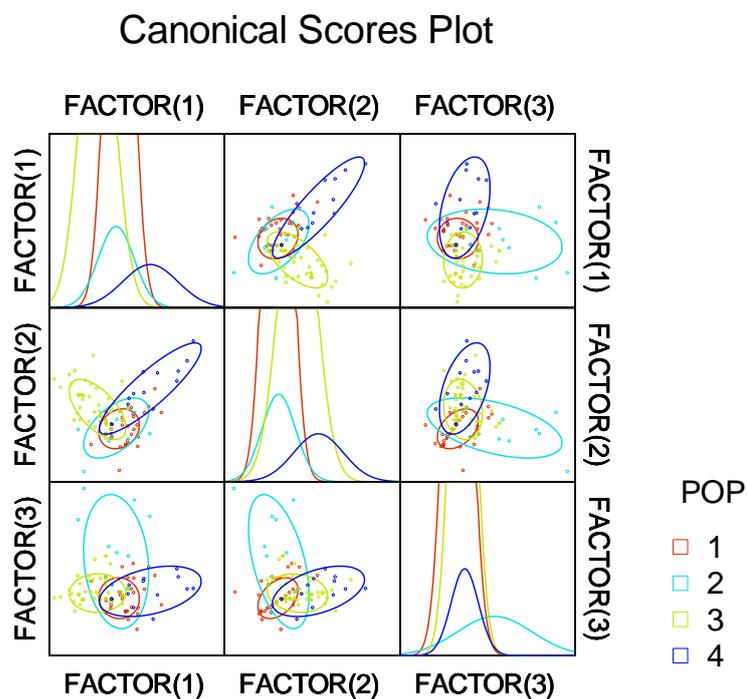


Figura 4.1.3. Análise discriminante para os 4 centróides de população hospedeira (POP). 1 – *M. fistulifera*/SD; 2 – *M. fistulifera*/TG; 3 – *B. sericea*/OLH; 4 – *B. sericea*/TG.

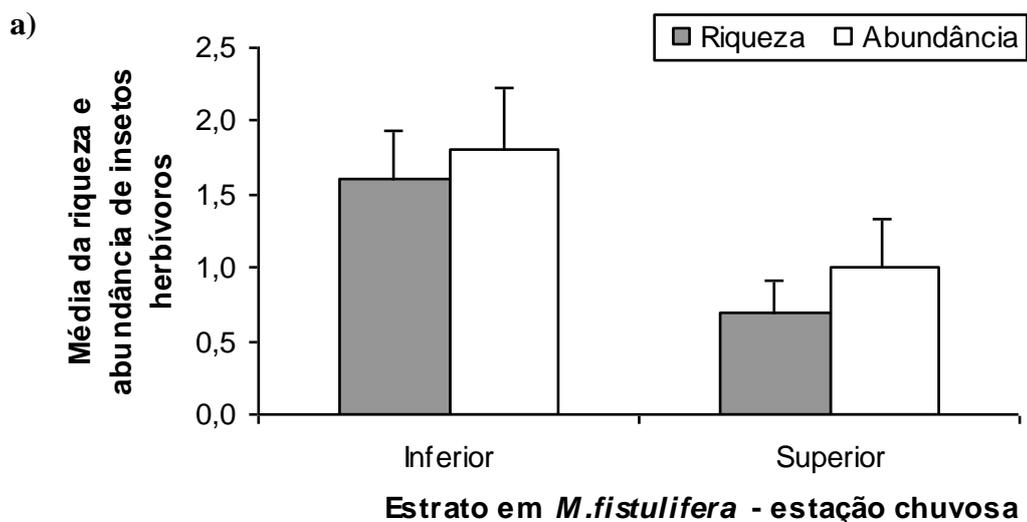


Figura 4.1.4a. Média da riqueza e da abundância de insetos herbívoros associados aos estratos (inferior e superior) da copa de *M. fistulifera*, na estação chuvosa (fevereiro de 2001), situadas no Parque Estadual do Rio Doce/MG.

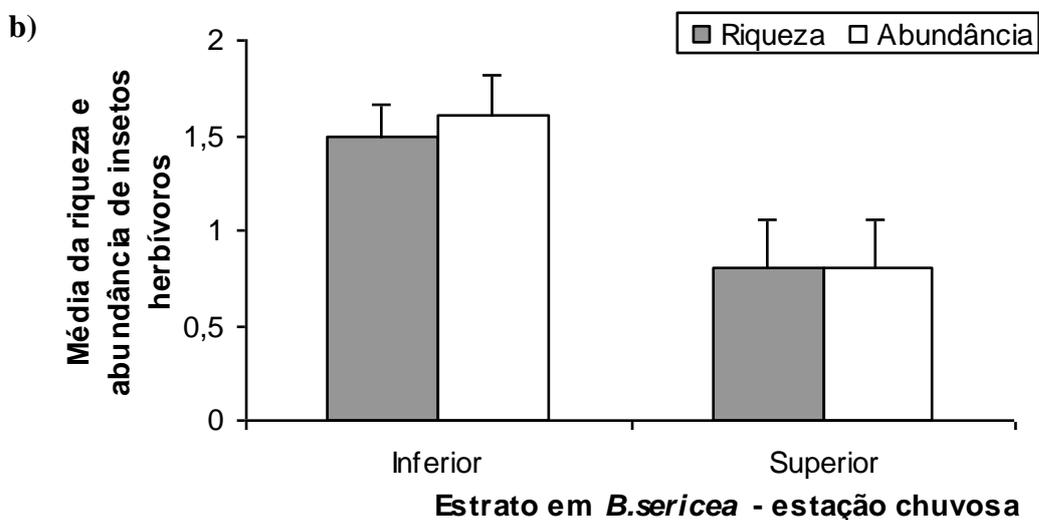


Figura 4.1.4b. Média da riqueza e da abundância de insetos herbívoros associados aos estratos (inferior e superior) da copa de *B. sericea*, na estação chuvosa (fevereiro de 2001), situadas no Parque Estadual do Rio Doce/MG.

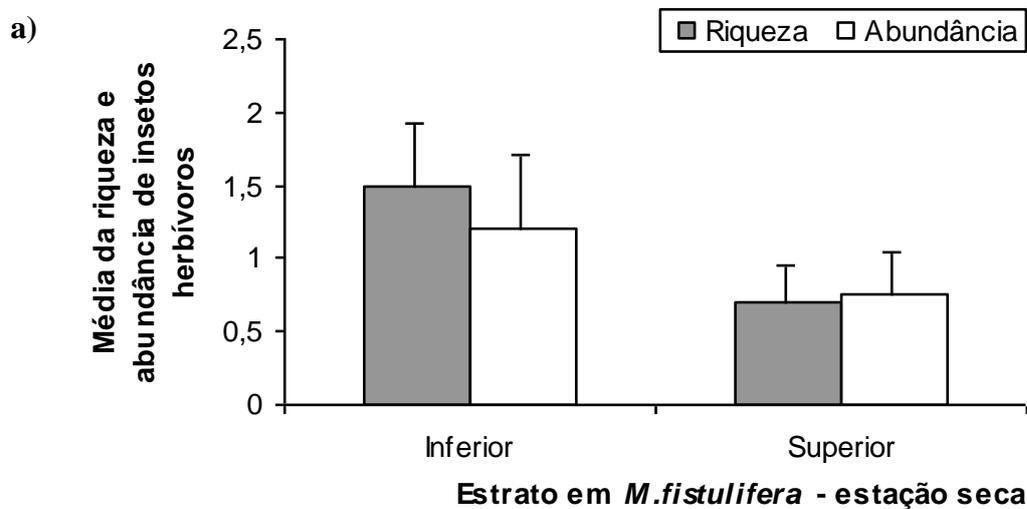


Figura 4.1.5a. Média da riqueza e da abundância de insetos herbívoros associados aos estratos (inferior e superior) da copa de *M. fistulifera*, na estação seca (setembro de 2001), situadas no Parque Estadual do Rio Doce/MG.

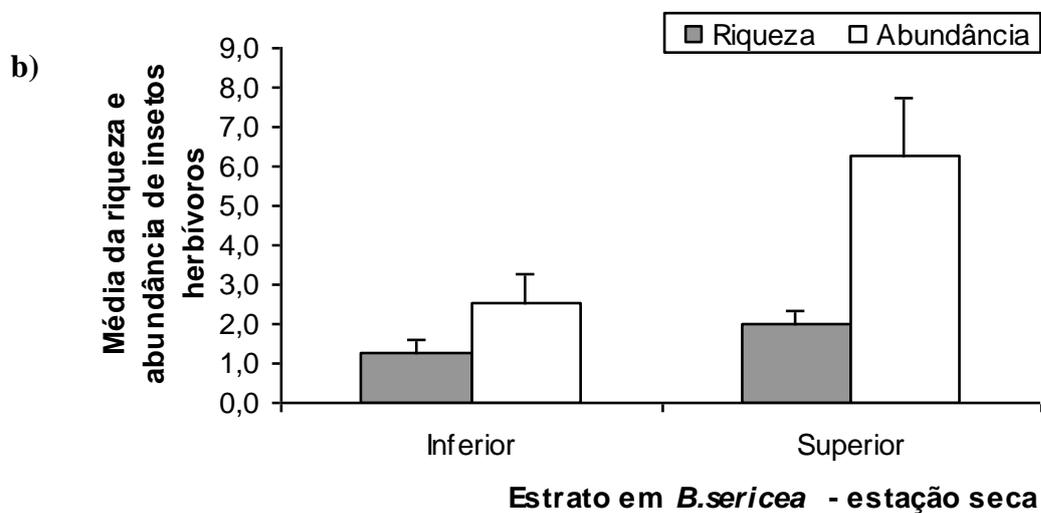


Figura 4.1.5b. Média da riqueza e da abundância de insetos herbívoros associados aos estratos (inferior e superior) da copa de *B. sericea*, na estação seca (setembro de 2001), situadas no Parque Estadual do Rio Doce/MG.

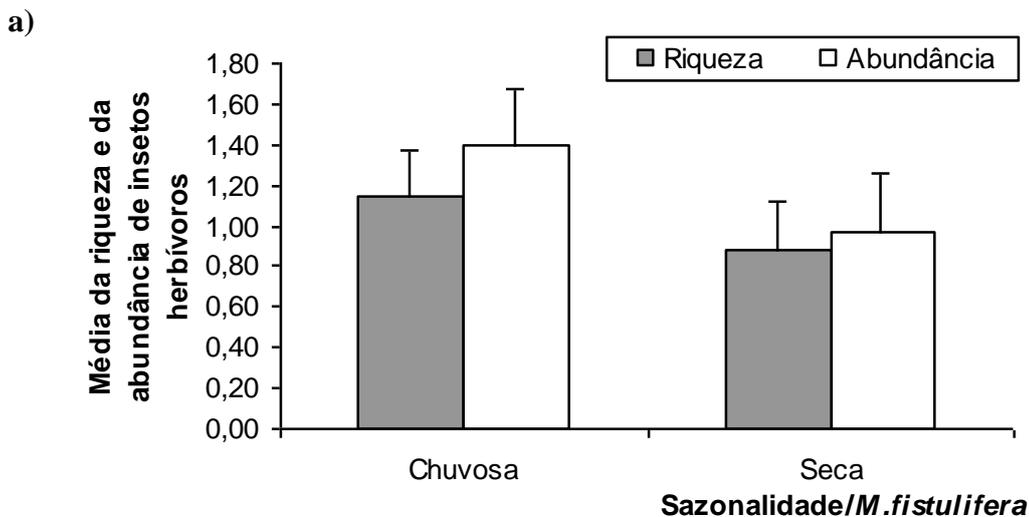


Figura 4.1.6a. Média da riqueza e da abundância de insetos herbívoros associados à copa de *M. fistulifera*, quanto a sazonalidade (estação chuvosa e seca), situadas no Parque Estadual do Rio Doce/MG.

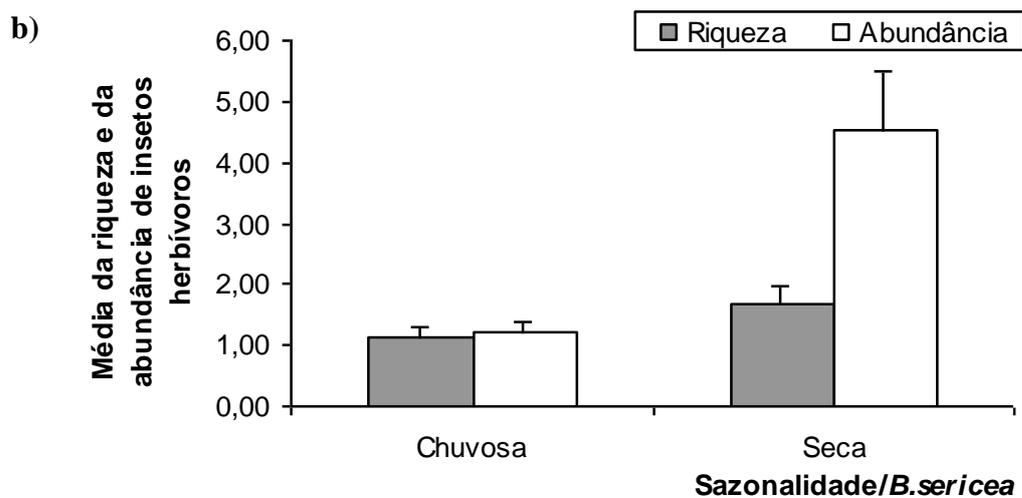


Figura 4.1.6b. Média da riqueza e da abundância de insetos herbívoros associados à copa de *B. sericea*, quanto a sazonalidade (estação chuvosa e seca), situadas no Parque Estadual do Rio Doce/MG.

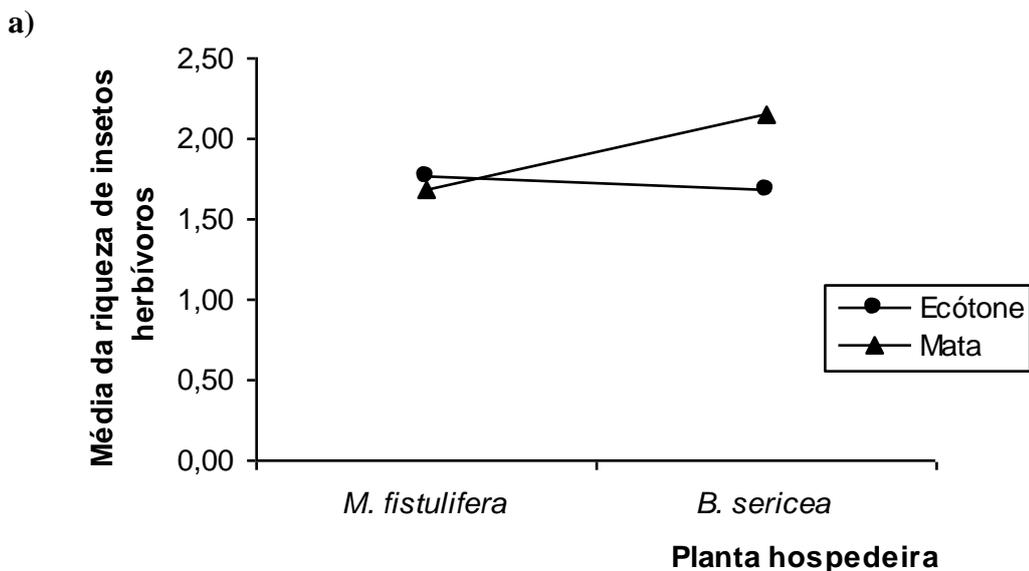


Figura 4.1.7a. Média da riqueza de insetos herbívoros por planta hospedeira (*M. fistulifera* e *B. sericea*) combinada em função do habitat (mata – Trilha do Gambá; ecótone – Salão Dourado e Orla da Lagoa do Bispo Dom Helvécio), no Parque Estadual do Rio Doce/MG.

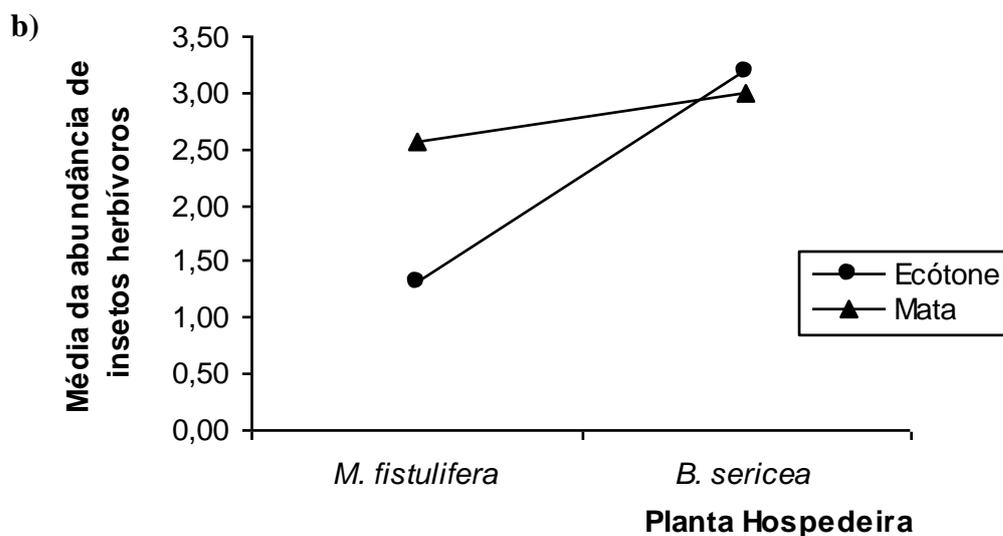


Figura 4.1.7b. Média da abundância de insetos herbívoros por planta hospedeira (*M. fistulifera* e *B. sericea*) combinada em função do habitat (mata – Trilha do Gambá; ecótone – Salão Dourado e Orla da Lagoa do Bispo Dom Helvécio), no Parque Estadual do Rio Doce/MG.

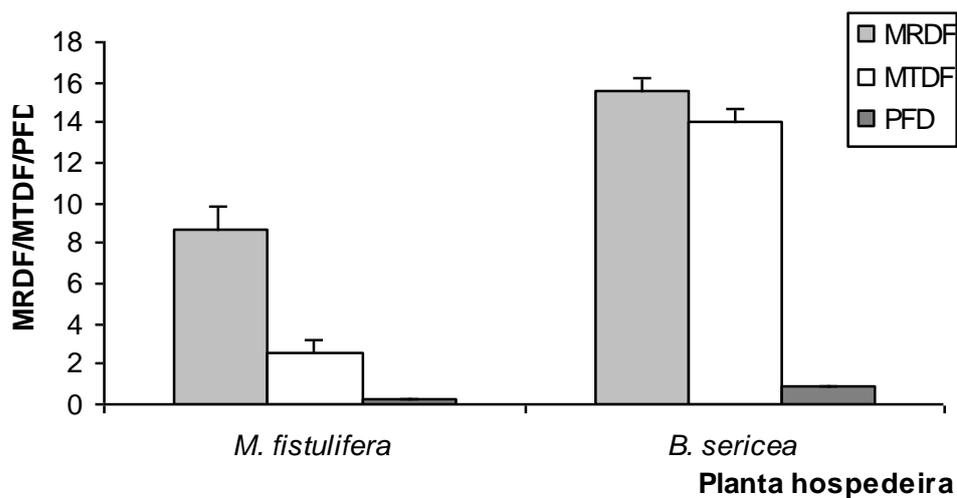


Figura 4.1.8. Média relativa de dano foliar por herbivoria (MRDF), média total de dano foliar (MTDF) e média da proporção de folhas danificadas (PFD) por herbivoria em *M. fistulifera* e *B. sericea* situadas no Parque Estadual do Rio Doce/MG.

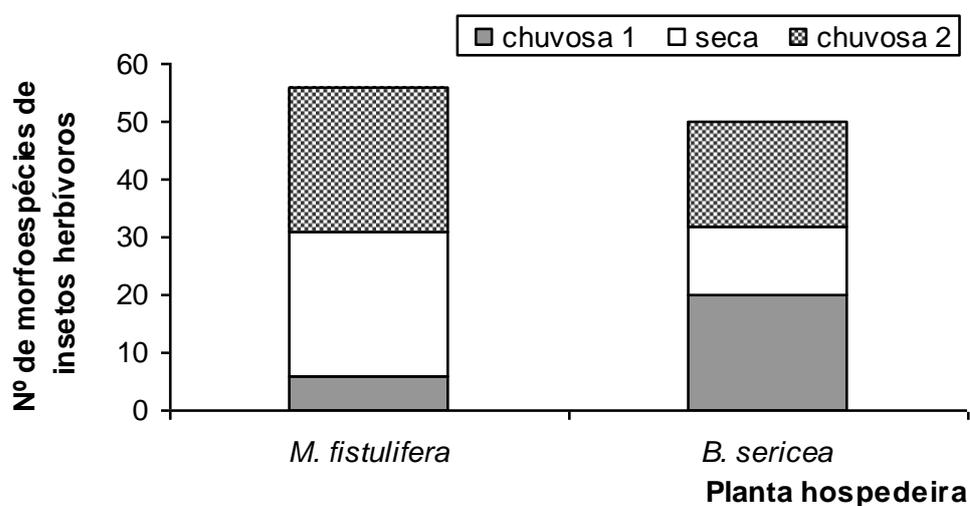


Figura 4.1.9. Valor cumulativo de morfoespécies de insetos herbívoros por esforço amostral (coleta) em *M. fistulifera* e *B. sericea* situadas no Parque Estadual do Rio Doce/MG. chuvosa 1 – fevereiro de 2001; seca – setembro de 2001 e chuvosa 2 – janeiro de 2002.

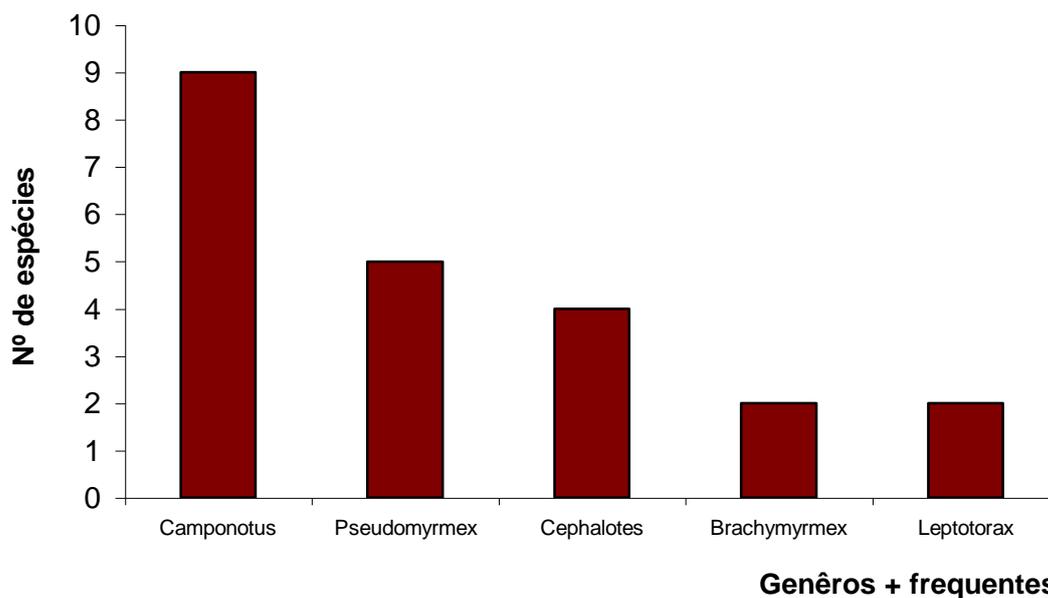


Figura 4.1.10. Número de espécies dos gêneros de formigas mais frequentes em habitats de mata e ecótono coletados nas copas de *B. sericea*.

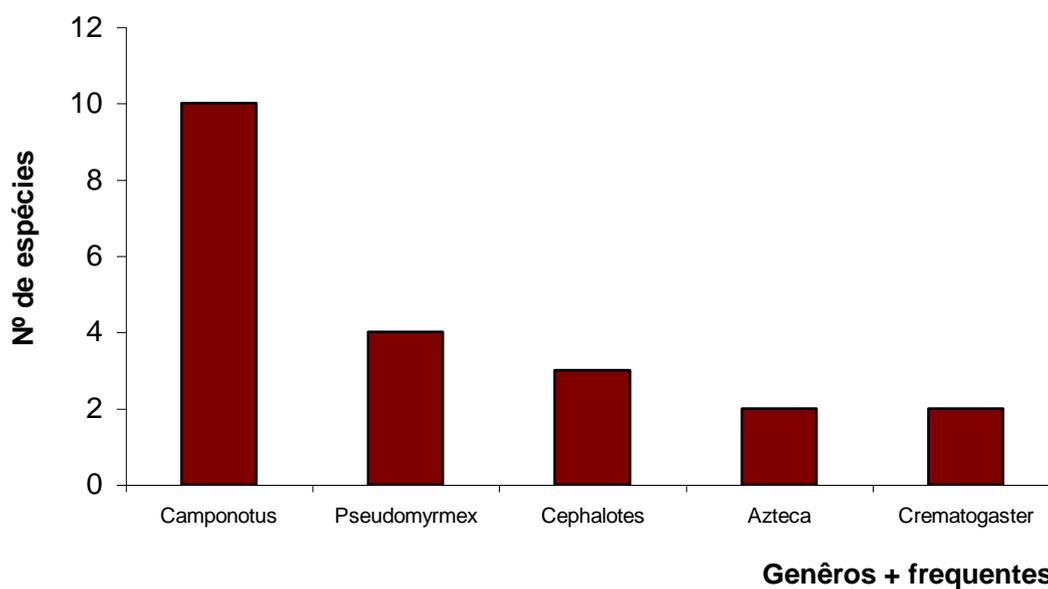


Figura 4.1.11. Número de espécies dos gêneros de formigas mais frequentes em habitats de mata e ecótono coletados nas copas de *M. fistulifera*.

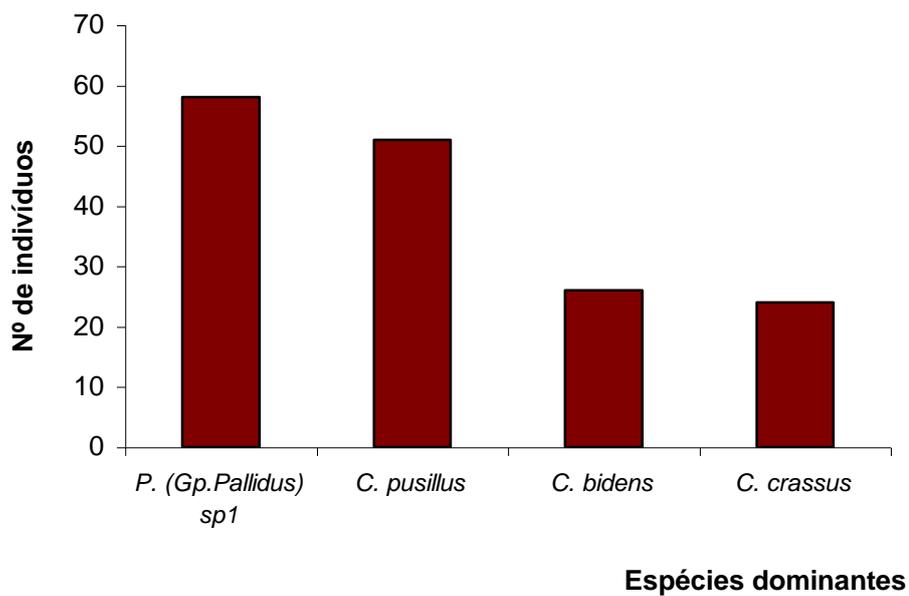


Figura 4.1.12. Espécies de formigas mais abundantes coletadas nas copas de *M. fistulifera* e *B. sericea*: *Pseudomyrmex (Gp. Pallidus) sp1*, *Cephalotes pusillus*, *Camponotus bidens* e *Camponotus crassus*.

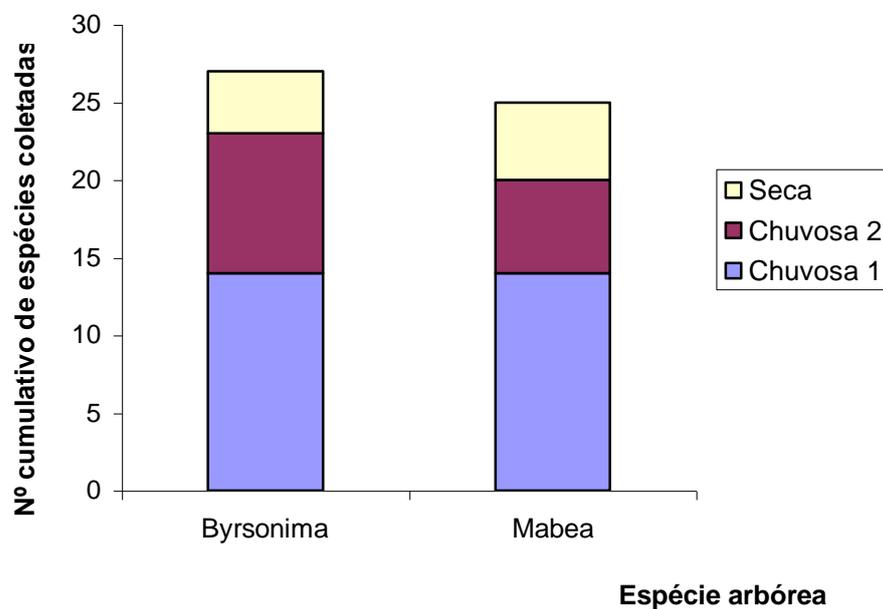


Figura 4.1.13. - Número cumulativo de espécies de formiga coletados em estação seca e chuvosa em *B. sericea* e *M. fistulifera*.

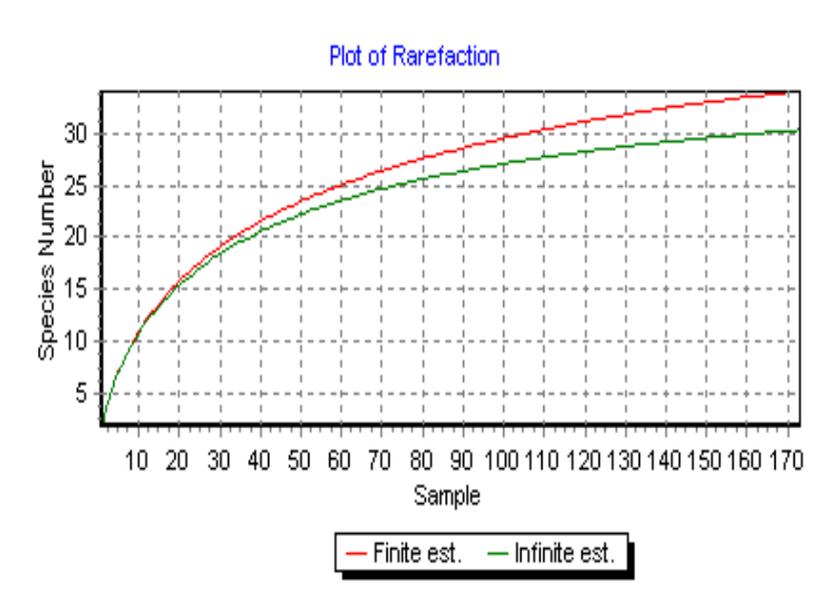


Figura 4.1.14. Curva espécie-área para espécies de formigas coletadas durante dois anos nas copas de *B. sericea* e *M. fistulifera* no Parque Estadual do Rio Doce.

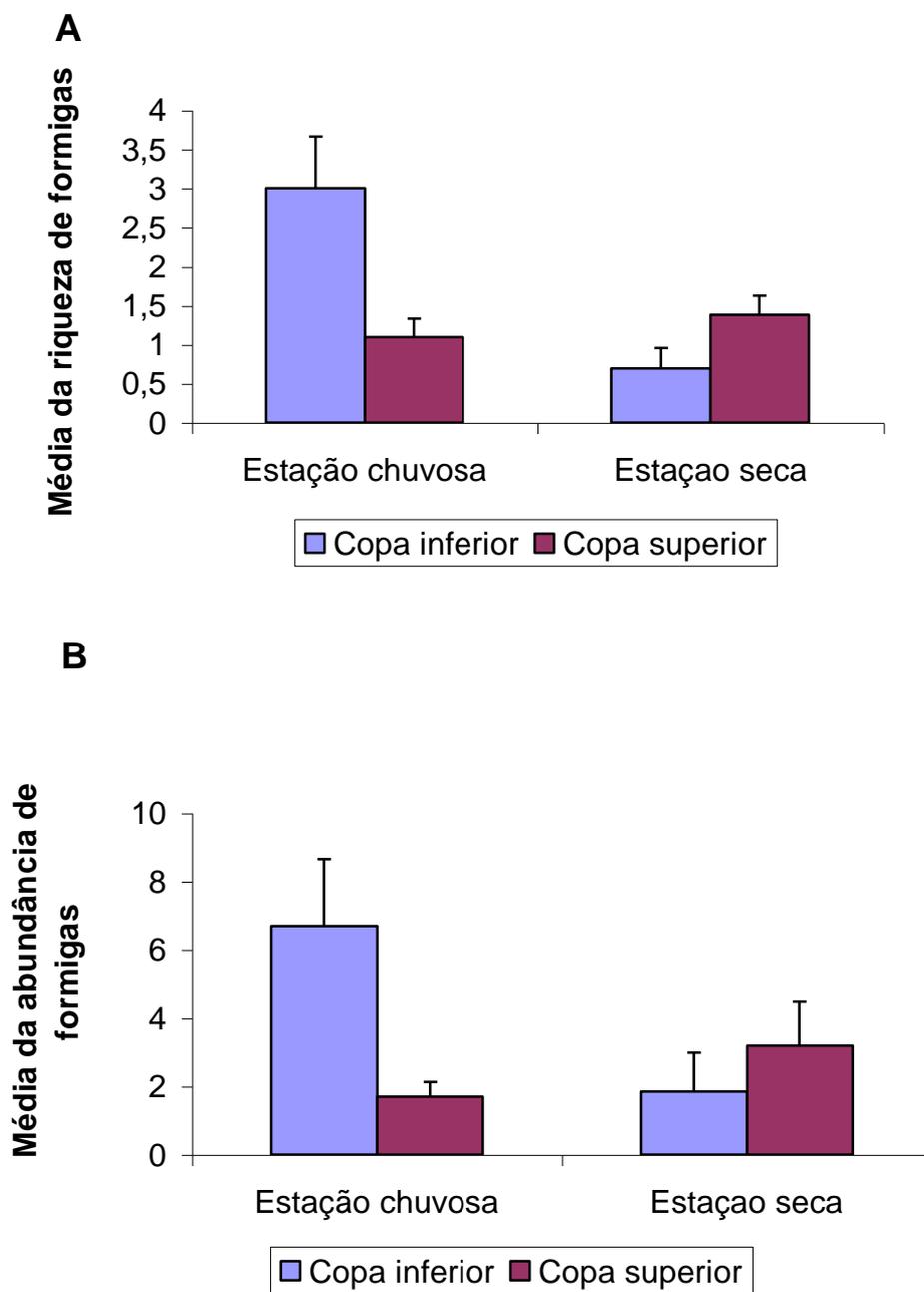


Figura 4.1.15. Média do número de espécies e indivíduos de formigas coletadas por indivíduo arbóreo em copa inferior e copa superior em *B. sericea*.

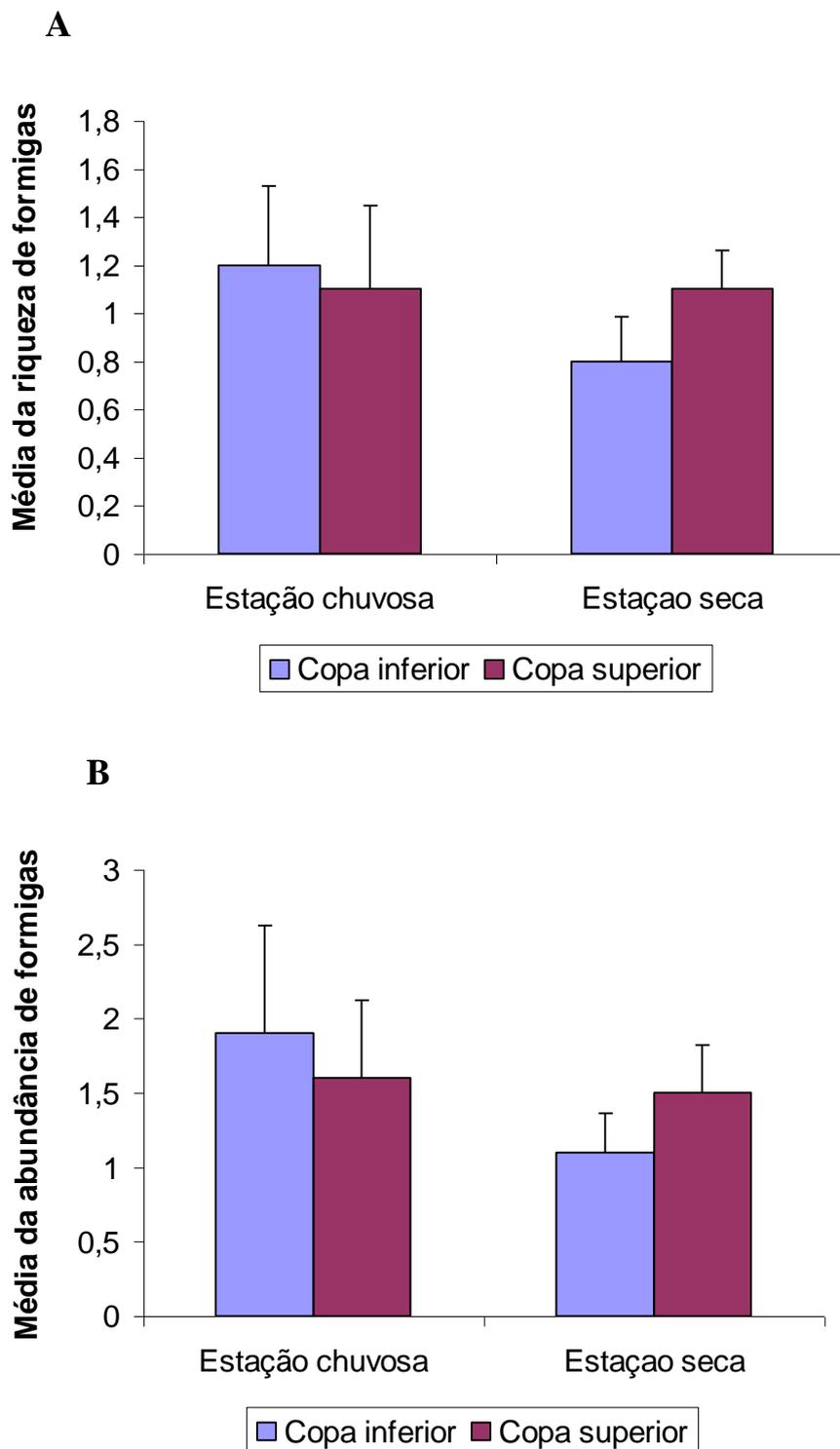


Figura 4.1.16. Média do número de espécies e indivíduos de formigas coletadas por indivíduo arbóreo em copa inferior e copa superior em *M. fistulifera*.

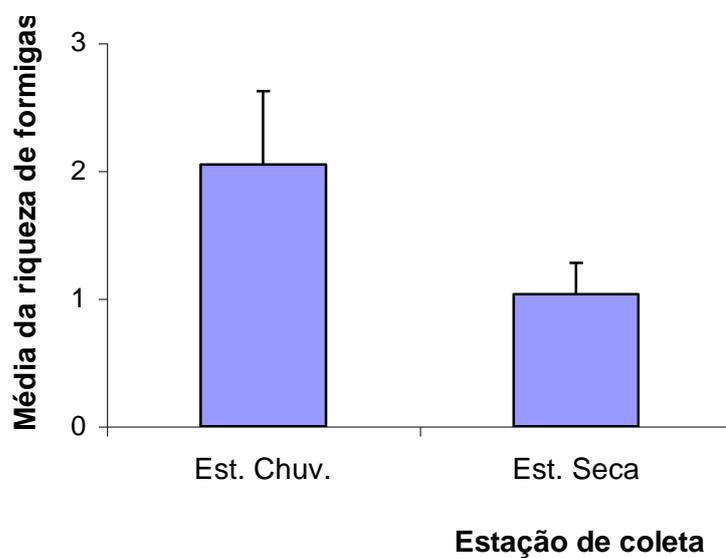
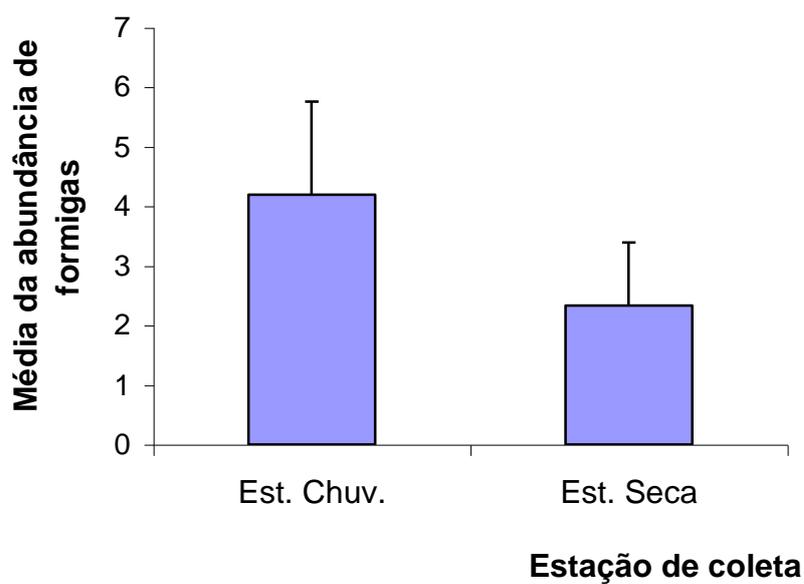
A**B**

Figura 4.1.17. Média do número de espécies e indivíduos de formigas coletadas por indivíduo arbóreo de *B. sericea* nas estações chuvosa e seca em 2001.

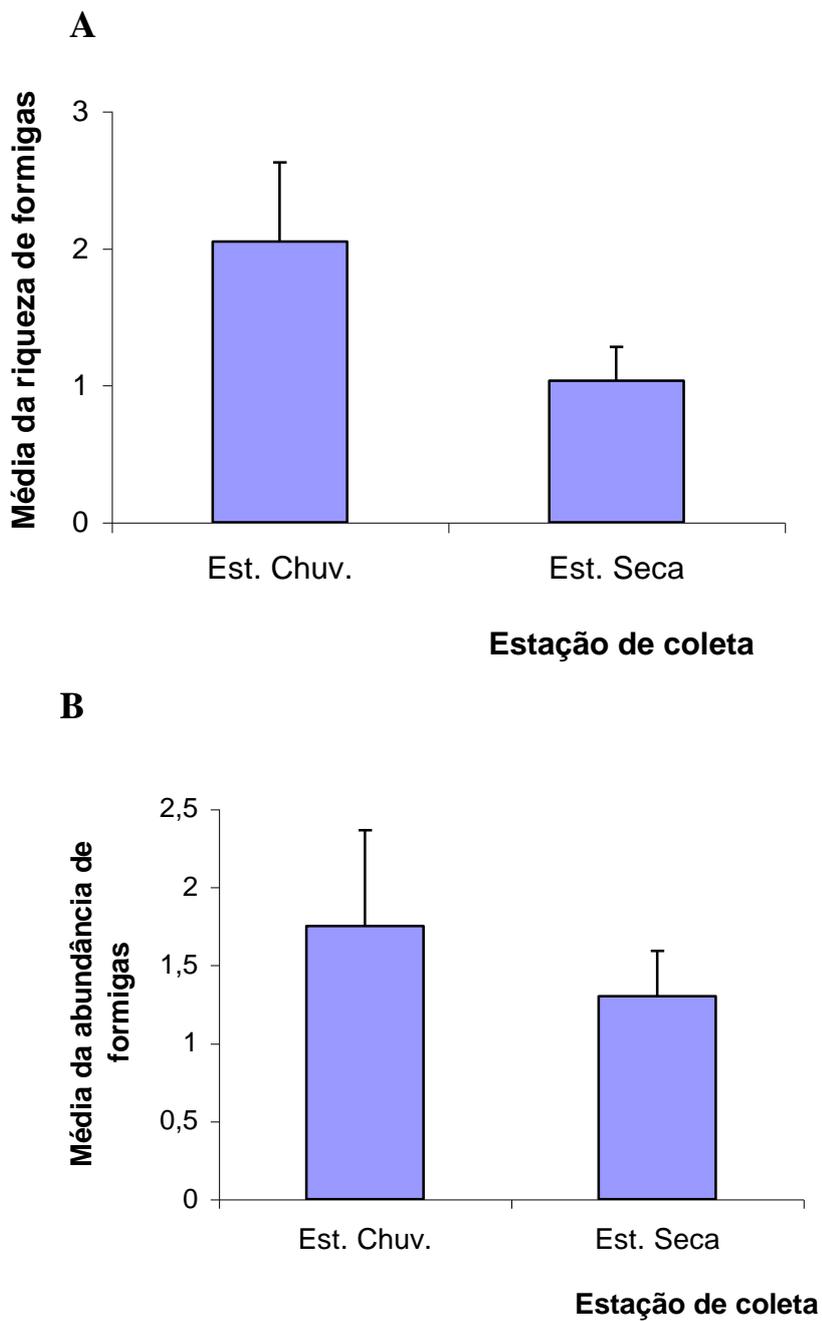


Figura 4.1.18. Média do número de espécies e indivíduos de formigas coletadas por indivíduo arbóreo de *M. fistulifera* nas estações chuvosa e seca em 2001.

Canonical Scores Plot

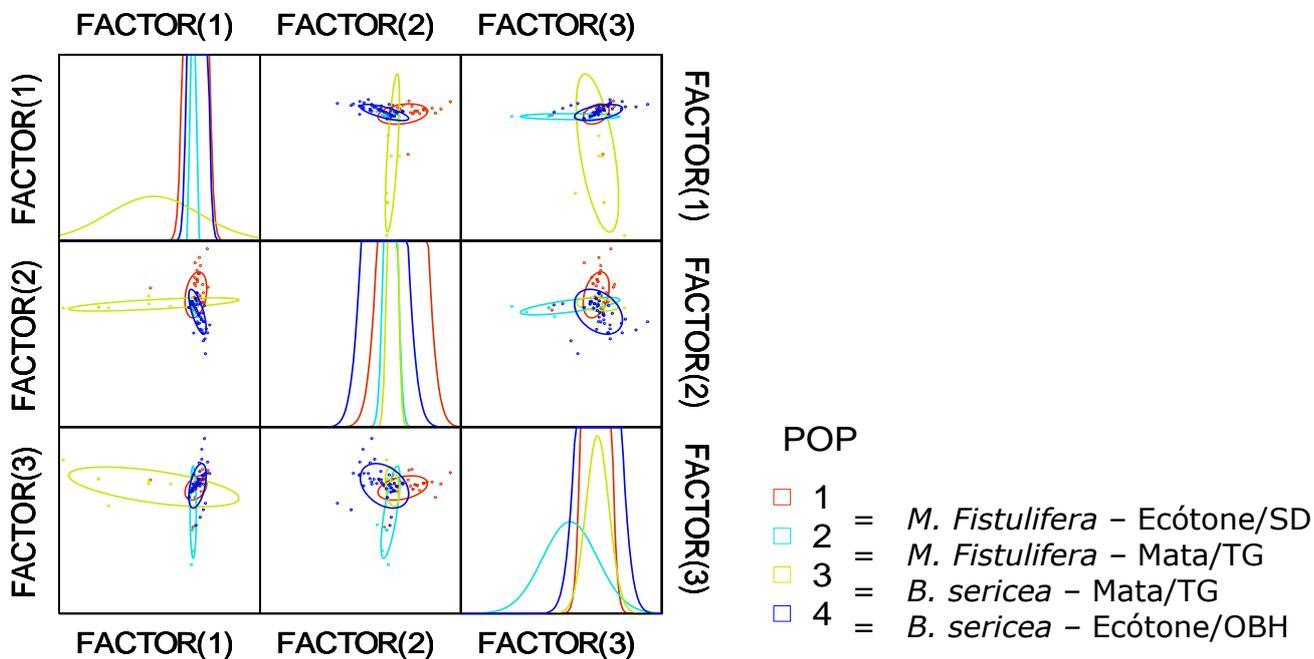


Figura 4.1.20. Análise discriminante entre a fauna de formigas coletadas em *B. sericea* e *M. fistulifera* em habitats de ecótone e de mata. POP - População de espécies arbóreas em seus respectivos habitats; SD – Salão Dourado, TG - Mata da Trilha do Gambá e OBH – Orla da lagoa do Bispo Dom Helvécio .

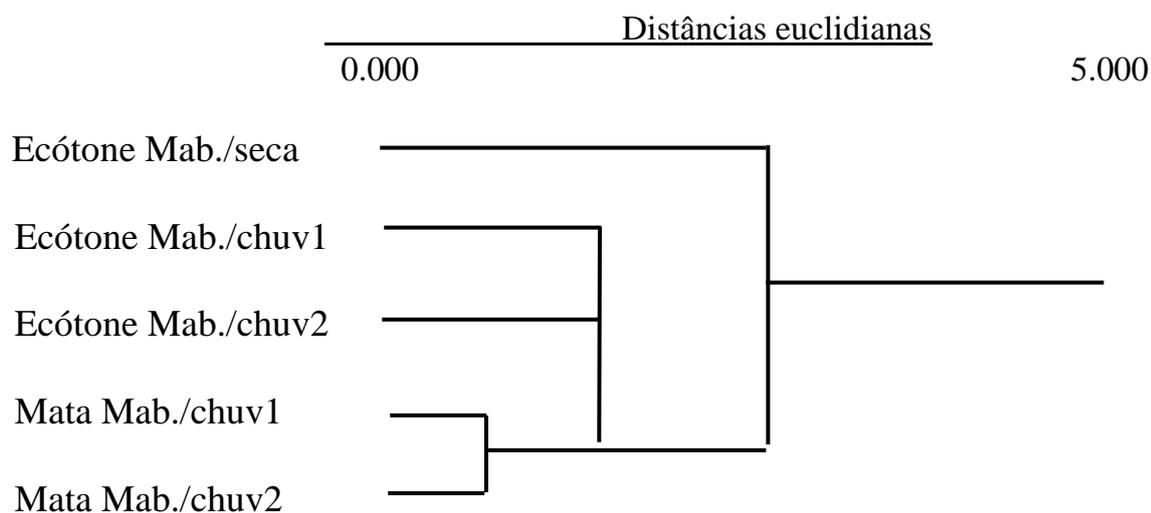


Figura 4.1.21. Cluster mostrando a proximidade da fauna de formigas em *M. fistulifera* entre diferentes coletas em estação seca e chuvosa. Método de ligação simples (“método do vizinho mais próximo”) - Distância medida pelo método euclidiano: Mata Mab./chuv1 e 2 – 1^a e 2^a coletas de formigas em *M. fistulifera* em habitats de mata na estação chuvosa; Ecótone Mab./chuv1 e 2 - 1^a e 2^a coletas de formigas em *M. fistulifera* em habitats de ecótone na estação chuvosa e Ecótone Mab./seca - Coleta de formigas em *M. fistulifera* em habitats de ecótone na estação seca.

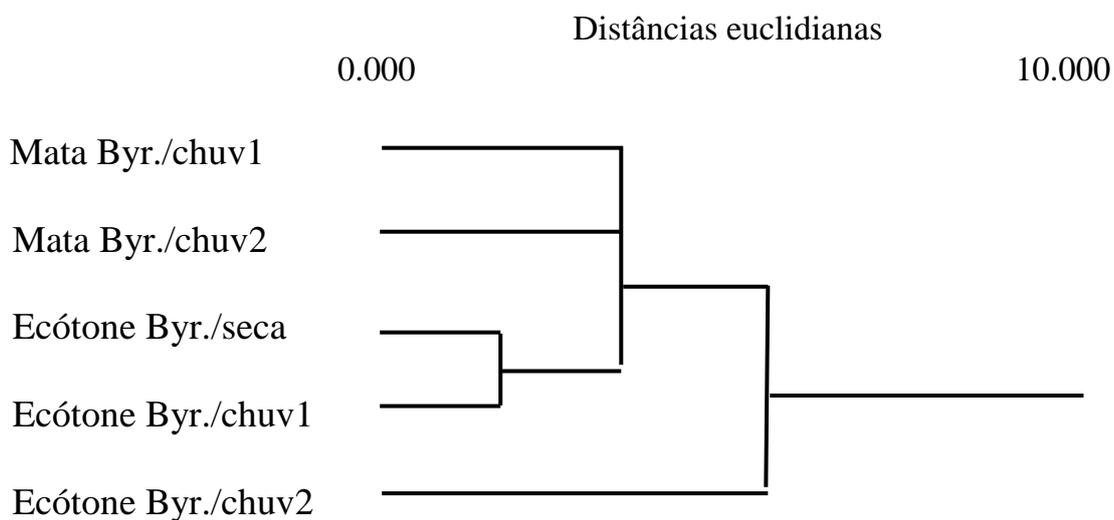


Figura 4.1.22. Cluster mostrando a proximidade da fauna de formigas em *B.sericea* entre diferentes coletas em estação seca e chuvosa. Método de ligação simples (“método do vizinho mais próximo”) - Distância medida pelo método euclidiano: Mata Byr./chuv1 e 2 – 1^a e 2^a coletas de formigas em *B. serisea* em habitats de mata na estação chuvosa; Ecótone Byr./chuv1 e 2 - 1^a e 2^a coletas de formigas em *B. serisea* em habitats de ecótone na estação chuvosa e Ecótone Byr./seca - Coleta de formigas em *B. serisea* em habitats de ecótone na estação seca.

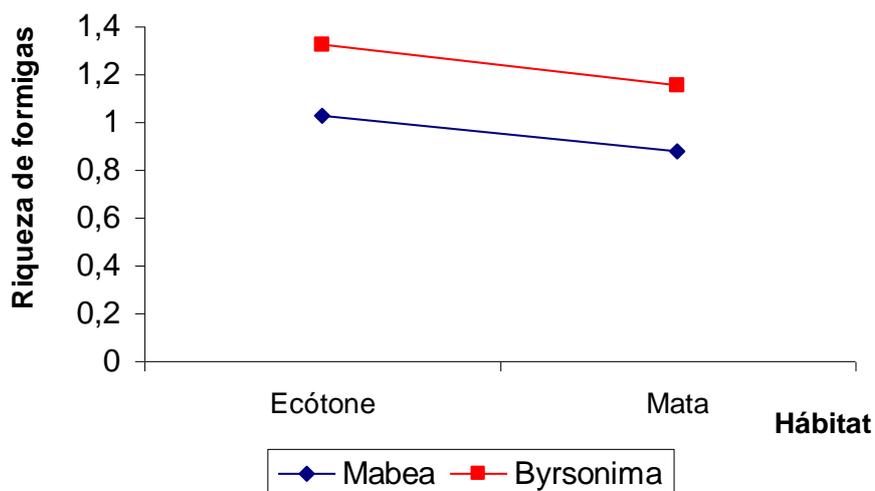


Figura 4.1.23. Média do número de indivíduos de formigas por árvore coletada das espécies *M. fistulifera* e *B. sericea* em habitats de ecótone e de mata (Para as espécies arbóreas - Deviação escalonada = 138,26 ; g.l. = 170 ; $X^2 = 13,19$; $p < 0,05$).

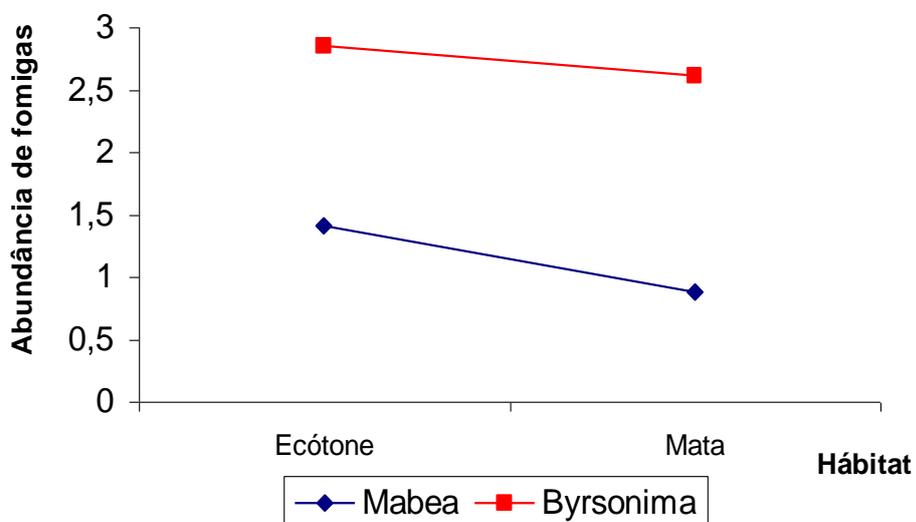


Figura 4.1.24. Média do número de espécies de formigas por árvore coletada das espécies *M. fistulifera* e *B. sericea* em habitats de ecótone e de mata (Para o modelo completo - Deviação escalonada = 204,18 ; g.l. = 169 ; $X^2 = 3,83$; $p > 0,05$).

DIVERSIDADE DE COLEOPTERA E FORMIGAS DE SERRAPILHEIRA E SOLO – dados preliminares

Supervisor – Rogério Parentoni Martins
(Departamento de Biologia Geral, ICB/UFMG)

Coordenador - Sérgio Pontes Ribeiro
(Departamento de Ciências Biológicas, ICEB/UFOP)

Colaboração – Marco Antônio A. Carneiro
(Departamento de Ciências Biológicas, ICEB/UFOP)

Bolsistas - Sabrina S.P. de Almeida
Igor Rismo Coelho
Syomara K. Melo
Cinthia B Costa (voluntários UFOP)

Introdução

Coleoptera é um dos grupos faunísticos que mais possui representantes em florestas, respondendo por 20% do número total da diversidade de artrópodes (Didham 1998). Os coleópteros de solo e serrapilheira são ainda, em sua grande parte, desconhecidos devido aos seus hábitos crípticos, apesar de sua grande importância no complexo processo da reciclagem de nutrientes e sua relevância para estudos de biodiversidade, manejo e conservação de florestas (Carlton & Robison 1998, Didham 1998). Esses insetos são em sua maioria saprófagos e predadores (Marinoni 2001).

Com a fragmentação de florestas tropicais, a maioria das espécies de besouros é afetada adversamente. Didham *et al.* (1998) notou 14% de perda das espécies mais abundantes em resposta a distúrbios antrópicos.

Este trabalho foi realizado em dois grandes fragmentos preservados de floresta tropical, no alto e médio Rio Doce, no Parque Estadual do Rio Doce e na Estação Ecológica do Tripuí, respectivamente. O objetivo foi medir a riqueza e a abundância das diversas famílias de coleópteros e formigas existentes no solo das diferentes áreas estudadas, e comparar diferentes tipos de matas e estágios sucessionais dentre e entre estas regiões. As coletas já foram realizadas para uma estação seca e uma chuvosa, e estão em estágio avançado de análise para Coleoptera, mas não para espécies de Formicidae. Os dados de assembléias de formigas estão, entretanto, descritos em resumo anexo, para um trabalho submetido e aprovado para o Encontro Nacional de Biólogos, na UFOP (Anexos 1 e 2).

Área de Estudo

O trabalho foi realizado em dois locais distintos, no Alto e Médio Rio Doce, em fragmentos preservados de Mata Atlântica. Este trabalho é uma tentativa de comparar dados de dois projetos que foram originados independentemente, mas que são complementares.

No Alto Rio Doce, a área estudada foi a Estação Ecológica do Tripuí (E.E.T.), situada em Ouro Preto, MG, com uma área de 337 ha (43°34'33" W e 20°23'45" S), entre as altitudes de 1280 m e 1450 m (IEF 2001). O domínio climático é do tipo mesotérmico, com inverno seco, com temperatura média anual de 18° C. A cobertura vegetal apresenta-se inserida nos Domínios da Mata Atlântica e do Cerrado (com campos limpos e sujos); os tipos vegetacionais predominantes são as florestas mesófilas (estacionais semidecíduas), habitats méxicoss (brejos) e os “candeiais”, (IEF 2001).

No Médio Rio Doce foram estudadas formações florestais do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), no município de Marliéria, MG. Com cerca de 36000 ha, este é o maior remanescente de Mata Atlântica (floresta estacional semidecidual) no Estado de Minas Gerais. Situa-se entre os meridianos 42° 38' W e 48° 28'W e os paralelos 19° 45'S e 19° 30'S. O PERD é denominado depressão interplanáltica do Rio Doce sendo constituído por cerca de 142 lagoas, e o clima, classifica-se como tropical, quente e semi-úmido, com média anual de temperatura de 21° C e uma estação seca com duração de quatro a cinco meses. A altitude varia entre 200m e 500m (IEF 2001).

Métodos

As coletas foram realizadas na estação seca de 2001, utilizando-se de armadilhas de solo contendo álcool 70% glicerinado a 5%. No Tripuí foram realizadas três coletas (julho, agosto e setembro) em seis locais distintos: Trevo, Fortes (matas com dominância de candeia – *Vanillosmopsis erytropappa*); Repolheiro, Macacos, Apiário e Pomar (matas mistas). Em cada local foram feitos transectos de 50 m com 10 armadilhas, distantes entre si a cada cinco metros. No PERD foi realizada uma coleta no mês de setembro, onde foram realizados 10 transectos de 150 m, cada um contendo 30 armadilhas em seis locais diferentes: Trilha da Tereza (mata primária, quatro transectos), Trilha do Gambá A (mata secundária- um transecto), Trilha do Gambá B (mata secundária- um transecto), Orla do Gambá ou da Lagoa do Bispo (um transecto), Orla da Lagoa Bonita (um transecto) e Salão Dourado (ecótono de mata secundária com aceiro- dois transectos). Dados da estação chuvosa, obtidos em janeiro de 2002, foram coletados pelos mesmos protocolos, mas ainda não foram processados.

Todas as armadilhas eram deixadas pelo período de sete dias. Após serem recolhidas, as amostras eram triadas, os insetos identificados ao nível de família e separados em morfoespécies. As diferenças amostrais entre os dois protocolos de coleta foram analisadas por um procedimento de Monte Carlo modificado.

Resultados e Discussão

Ao todo, foram capturados 2570 indivíduos, distribuídos em 18 Famílias e 101 morfoespécies; as famílias mais abundantes no presente trabalho foram Cleroidea, Nitidulidae, Scolytidae e Staphylinidae (Figura 4.1.25).

Constatou-se que a E.E.Tripuí possui maior riqueza (Figura 4.1.26) e abundância (Figura 4.1.27) de coleópteros de solo do que o PERD. Dentre todos os locais amostrados dentro do PERD e do Tripuí, o Repolheiro, uma mata que não apresentou a dominância de candeia, teve as maiores médias, tanto de riqueza quanto de abundância de coleópteros (Figura 4.1.28 e 29).

As diferenças também foram significativas em relação à riqueza e abundância dentro do PERD, entre as áreas de mata, orlas de lagoa e ecótonos com aceiros, onde verificou-se que as matas tiveram maiores médias.

No Tripuí, as matas sem a dominância de candeia apresentaram maiores médias de riqueza em relação às matas com domínio desta arbórea, *Vanillosmopsis erytropappa* (Figura 4.1.30). Entretanto, para abundância, a diferença entre essas matas não foi significativa ($p= 0,115$; Figura 4.1.31).

Esperava-se que o PERD, por apresentar uma mata mais bem estruturada e ser um remanescente maior, possuísse maior diversidade de insetos de solo que a E.E.Tripuí. Entretanto, este trabalho comprovou o contrário. A biologia das espécies encontradas precisa ser analisada, de forma a verificar se as espécies dominantes e frequentes no Tripuí são generalistas, comuns em ambientes mais degradados, ou se representam de fato uma comunidade primitiva e mais diversa.

ANEXO 1 – RESUMO PARA O 4º ENCONTRO NACIONAL DE BIÓLOGOS, 16 a 18 DE OUTUBRO, UFOP, Ouro Preto, MG.

Sabrina S. P. Almeida (sabrinaalmeida@hotmail.com); Syomara K. Melo; Igor R. Coelho; Cinthia B. da Costa, Marco A.A. Carneiro & Sérgio P. Ribeiro. Lab. Ecologia Evolutiva, DECBI/ICEB, UFOP, Ouro Preto - MG

Os coleópteros de solo vivem em habitats bastante variáveis; possuem hábitos alimentares muito semelhantes, sendo normalmente saprófagos ou predadores. O objetivo do trabalho foi medir a riqueza e a abundância das diversas famílias de besouros existentes no solo das diferentes áreas estudadas, e comparar diferentes tipos de matas e estágios sucessionais. As áreas de estudo situam-se em Ouro Preto-MG , Estação Ecológica do Tripuí (Alto Rio Doce); e no município de Marliéria- MG , Parque Estadual do Rio Doce – PERD (Médio Rio Doce). As coletas foram realizadas com armadilhas de solo, e os dados analisados são provenientes de dois desenhos amostrais distintos: no PERD foram feitos transectos de 150m com 30 armadilhas em dez áreas diferentes (total de 10 transectos), sendo divididas em sete áreas de mata (4 primárias e 3 secundárias) e três áreas de ecótono (1 mata com aceiro e 2 orlas de lagoa). No Tripuí, foram feitos 6 transectos de 50m com 10 armadilhas, em seis áreas distintas e divididas entre mata com dominância de candeia (*Vanillosmopsis erytropappa*) e mata sem dominância da candeia. As coletas foram feitas na estação seca de 2001, com uma coleta no PERD e três no Tripuí. Foram capturados 2.570 indivíduos, distribuídos em 18 Famílias e 101 morfoespécies. As famílias mais abundantes foram Cleroidea, Nitidulidae, Scolytidae e Staphylinidae. Observou-se que E.E.Tripuí possui maior riqueza e abundância de coleópteros que PERD (Teste T; $p < 0,05$). As discrepâncias amostrais foram exploradas com um teste de Monte Carlo. As diferenças também foram significativas em relação à riqueza e abundância quando se comparou as áreas de mata e de orla de lagoa no PERD, sendo que na mata encontram-se médias maiores de riqueza e abundância. No Tripuí, matas sem dominância da candeia também apresentaram maiores médias em relação às matas com dominância da candeia (ANOVA; $p < 0,05$).

Apoio: **PELD/CNPq, UFOP, IEF, FAPEMIG**

ANEXO 2 – RESUMO PARA O 4º ENCONTRO NACIONAL DE BIÓLOGOS, 16 a 18 DE OUTUBRO, UFOP, Ouro Preto, MG.

EFEITOS DE BORDA EM ASSEMBLÉIAS DE FORMIGAS NO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE, MG

Igor R. Coelho (igorismo@hotmail.com); Cinthia B. da Costa; Sabrina S. P. de Almeida, Sérgio P. Ribeiro. DCBI/ICEB, UFOP -Ouro Preto M.G.

As formigas são insetos eusociais extremamente generalistas e possuem uma grande variedade de dietas e comportamentos. Foi estudada a distribuição da assembléia de Formicidae no Parque Estadual do Rio Doce (Marliéria, MG), com o objetivo de testar diferenças em composição e riqueza de espécies entre ecótonos e matas. A hipótese é de que habitats de ecótono teriam maior riqueza de espécies, porém com uma composição de espécies menos exigentes quanto às condições ambientais. Foram comparadas áreas de matas primárias e secundárias com ecótonos de mata com aceiro e com lagoas naturais. As coletas foram realizadas no mês de setembro de 2001 sendo utilizadas 300 armadilhas de solo distribuídas em dez transectos de 150 metros, em duas áreas de orla de lagoa, uma de ecótono com aceiro e duas matas. Foram capturados 3074 indivíduos, abrangendo 6 subfamílias, 24 gêneros e 74 morfoespécies. Dentre os gêneros mais representativos, citam-se *Solenopsis* (31.06%), *Pheidole* (24.69%), *Nomamyrmex* (11,25%) e *Serycomyrmex* (9,73%). Houve diferença significativa para riqueza ($p < 0,05$) e abundância ($p = 0,05$) de formigas entre as áreas amostradas. Os habitats mais ricos e mais diversos foram as orlas da Lagoa Bonita e Lagoa do Bispo. Este fato pode ter sido atribuído a um grande número de formigas generalistas associadas à transição vegetacional presentes no habitat de orla (ecótono natural), e à diversidade de recursos associados à vegetação herbácea intertiscial. **Apoio: PELD/CNPq, UFOP, IEF, FAPEMIG.**

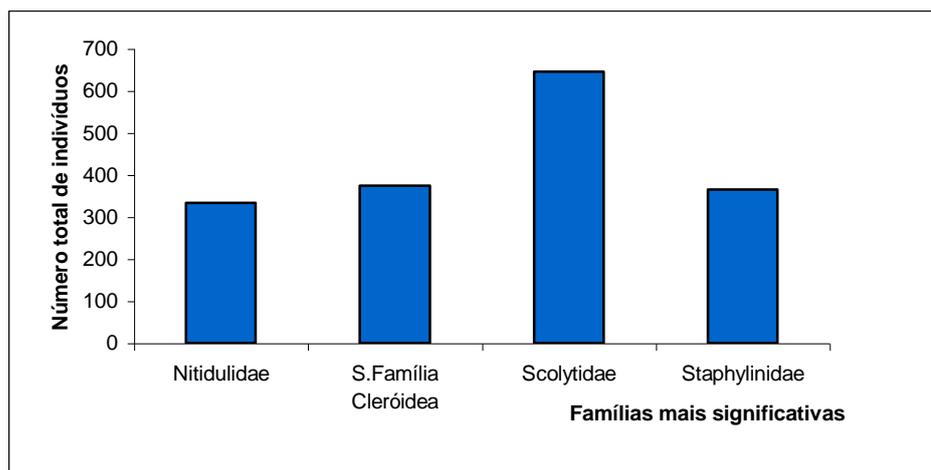


Figura 4.1.25. Abundância de Coleoptera nas matas com e sem dominância de Candeia no P.E. do Tripuí.

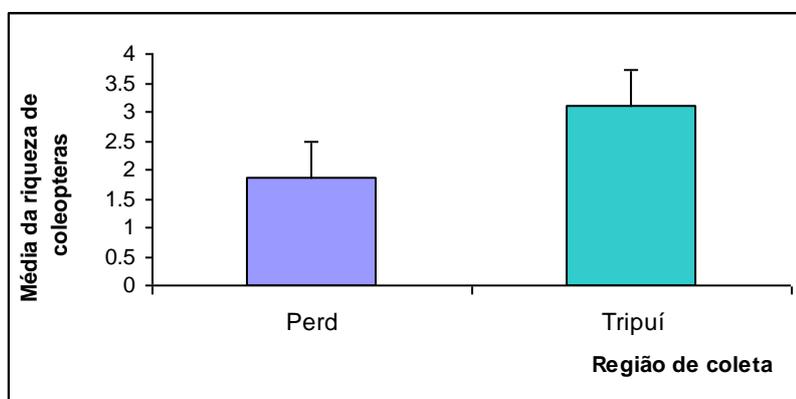


Figura 4.1.26. Riqueza de Coleoptera nas matas com e sem dominância de Candeia no P.E. do Tripuí.

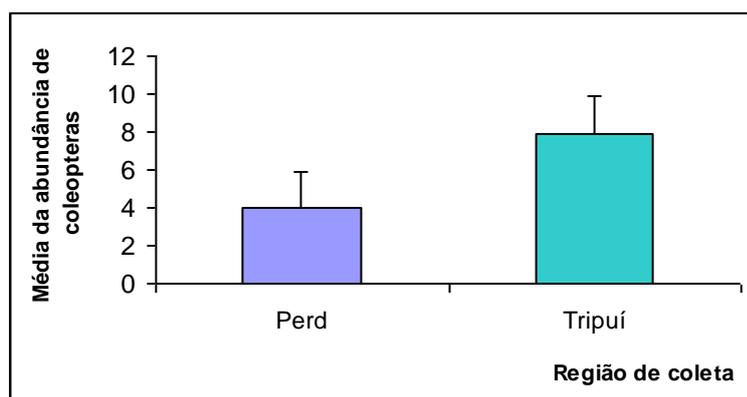


Figura 4.1.27. Abundância média de coleópteros coletados nos diferentes locais. Barras azuis claras – tripuí; Barras azuis escuras – PERD.

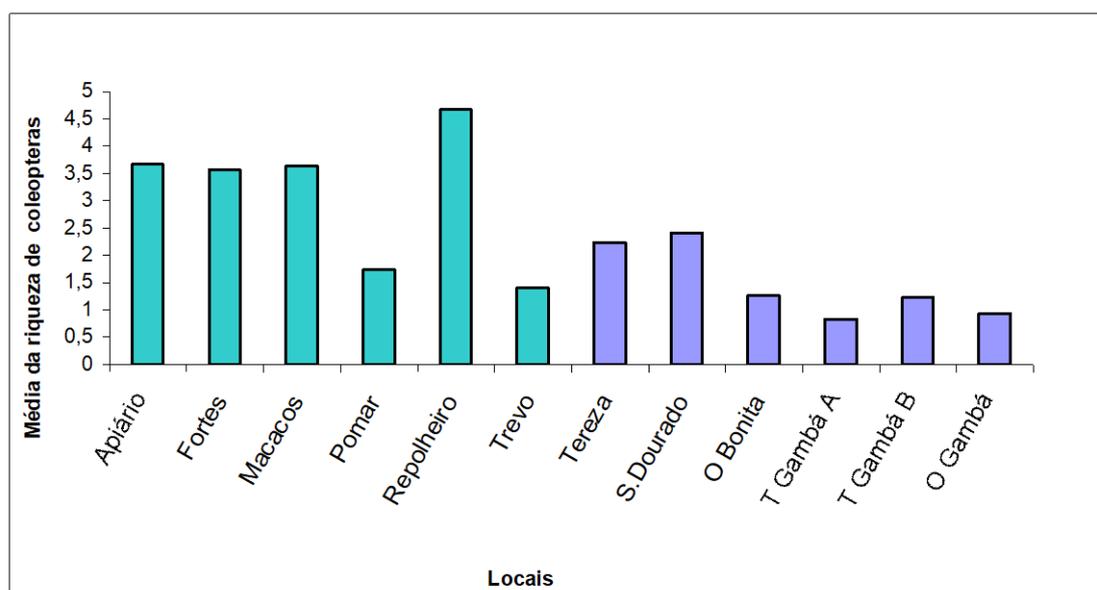


Figura 4.1.28. Riqueza média dos coleópteros coletados nos diferentes locais. Barras azuis claras – tripuí; Barras azuis escuras – PERD.

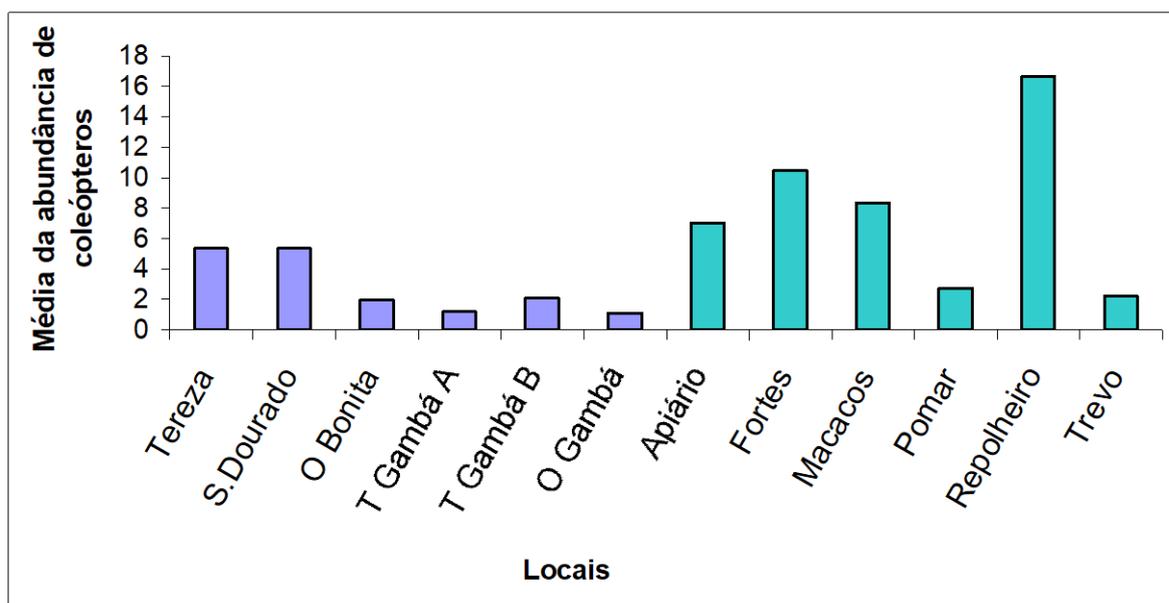


Figura 4.1.29. Média da abundância de besouros entre as regiões estudadas.

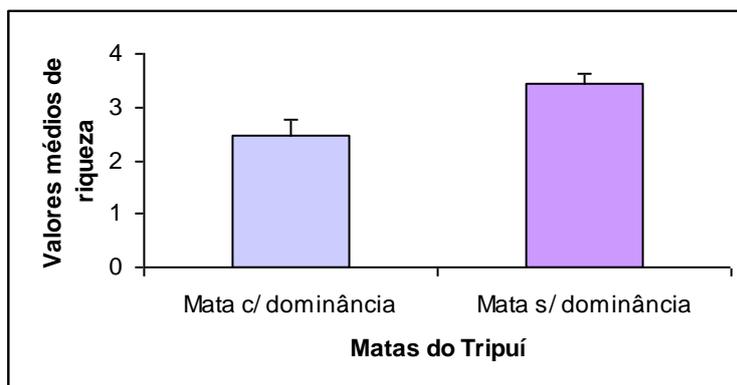


Figura 4.1.30. Média de riqueza de besouros entre as regiões amostradas.

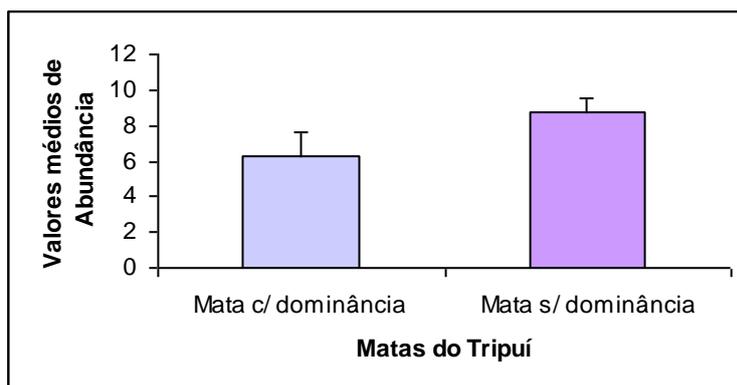


Figura 4.1.31. Famílias mais abundantes nas regiões estudadas.

Sub-projeto 4.2: “Variação sazonal na composição e abundância de famílias das subordens Brachycera e Cyclorrhapha (Diptera) do Parque Estadual do Rio Doce (MG), com especial referência a família Stratiomyidae”.

Técnico responsável: Julio Cesar Rodrigues Fontenelle

Coordenador: Dr. Rogério Parentoni Martins

Estagiários: Ana Paula Valença Americano, Cesar de Sá Carvalho Neto, Eduardo, Fabrícia, Flávio Siqueira de Castro, Glenda, Ivan Luiz Leite Costa, Julia Calhau Almeida e Luana.

SUMÁRIO

LEVANTAMENTO DE FAMÍLIAS DE BRACHYCERA E CYCLORRHAPHA (DIPTERA) E DE ESPÉCIES DE STRATIOMYIDAE EM TRÊS ÁREAS COM DIFERENTES TIPOS VEGETACIONAIS DO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE (MG).

ENTOMOFAUNA ASSOCIADA A *HELICONIA EPISCOPALIS*: LEVANTAMENTOS DE ESPÉCIES E ESTUDO DO COMPORTAMENTO DE INSETOS ASSOCIADOS A MANCHAS DE *H. EPISCOPALIS* EM DUAS ÁREAS COM DIFERENTES FORMAÇÕES FLORESTAIS.

ENTOMOFAUNA ASSOCIADA À DECOMPOSIÇÃO DE PSEUDOCAULES DE *HELICONIA EPISCOPALIS* COM ESPECIAL REFERÊNCIA A *MEROSARGUS* SP.

LEVANTAMENTO E PADRÃO DE OCORRÊNCIA DIÁRIA DE ORDENS DE INSETOS E DE FAMÍLIAS DE BRACHYCERA E CYCLORRHAPHA QUE OCORREM EM MANCHAS DE *HELICONIA EPISCOPALIS*.

Introdução Geral

Moscas das subordens Brachycera e Cyclorrhapha são importantes polinizadores, decompositores, predadores, parasitas e presas de muitos outros animais em ambientes naturais ou alterados pelo homem. Larvas de moscas têm hábitos bem diferentes dos adultos o que possibilita a exploração ainda mais diversificada dos recursos ambientais. Espécies de moscas sinantrópicas ocorrem com maior frequência próximo ao homem e de seus animais domésticos (FERREIRA, 1978,1983; DIAS, 1982 e MADEIRA, 1985), estas espécies são em geral, coprófilas, saprófitas e importantes vetores de parasitos e por isso, têm grande importância médica e veterinária (GUIMARÃES *et al.*, 1979; PRADO & GUIMARÃES,

1982). Aumentos na incidência de certas doenças podem estar diretamente relacionados ao aumento da densidade destas espécies (GREENBERG, 1971). Moscas também têm importância agrícola e silvicultural, pois há espécies pragas e espécies parasitas e predadoras de outras pragas. As moscas parasitóides, por exemplo, são inimigas naturais de diversas pragas, principalmente Lepidoptera (ROLAND & TAYLOR, 1997).

Mesmo nos trópicos, onde supostamente as condições ambientais são mais estáveis, a ocorrência de muitos insetos é previsivelmente sazonal (WOLDA, 1983). Uma mesma espécie pode ter diferentes variações sazonais na abundância quando ocorrendo em diferentes ambientes. A estrutura de habitat e a fragmentação, por exemplo, podem minimizar ou exacerbar os efeitos das modificações sazonais da abundância das espécies. Muitas espécies podem exibir migrações sazonais não só na horizontal, se deslocando para áreas diferentes, como na vertical, se deslocando para porções mais altas ou baixas do dossel florestal. Estudos sobre espécies de importância médica e veterinária têm mostrado que os picos de abundância coincidem em geral com períodos quentes e úmidos (SOUZA *et al.*, 1990; CARVALHO *et al.*, 1991, entre outros).

Estuda-se comunidades de moscas em geral utilizando-se armadilhas com iscas que atraem determinadas espécies de importância médica e veterinária (FERREIRA, 1978; DIAS *et al.*, 1984; MADEIRA, 1985 e SOUZA *et al.*, 1990; CARVALHO *et al.*, 1991). O uso de armadilhas sem iscas, como por exemplo as de interceptação de vôo, possibilita a coleta de espécies de diferentes guildas. Armadilhas de interceptação de vôo, armadas próximas ao solo ou no dossel são as mais indicadas para a coleta de Diptera em geral (BASSET *et al.*, 1997).

Em fragmentos florestais urbanos de Belo Horizonte as cinco famílias mais coletadas, por armadilhas de interceptação do tipo Malaise, foram em ordem decrescente, Phoridae, Tachinidae, Syrphidae, Sarcophagidae e Stratiomyidae (FONTENELLE *et al.*, 2000). Comparadas às armadilhas do tipo Malaise, as coletas com rede entomológica, tendem a super-representar certas famílias (e.g. Syrphidae) e sub-representar outras (e.g. Stratiomyidae). Os Tachinidae parecem ser mais rápidos e escapam com muita facilidade nas coletas com rede entomológica (FONTENELLE, 1998). Syrphidae é a família mais abundante entre os visitantes florais, encontrando-se muitas espécies dessa família comumente agregadas nestes recursos. Coletas realizadas diretamente nas flores podem ser a principal causa do incremento na sua abundância quando utiliza-se rede entomológica (FONTENELLE, 1998 e SOUZA-SILVA *et al.* 2001).

O Parque do Rio Doce é um importante remanescente de Mata Atlântica sem nenhum

similar no estado de Minas Gerais e apresenta características bastante adequadas para estudos de associação de espécies animais à estrutura vegetacional. A área apresenta um complexo padrão de tipos vegetacionais ocasionado por diferenças edáficas, diferenças no histórico de impacto antrópico e pela fragmentação natural ocasionada pelo grande número de lagos presentes no seu interior (GILHUIS, 1986).

Apesar de toda importância do Parque do Rio Doce, pesquisas sobre sua entomofauna são escassas e pontuais. O Instituto Estadual de Florestas fez um levantamento bibliográfico dos trabalhos realizados no parque até 1994, onde foram encontrados apenas 11 trabalhos sobre entomofauna, destes somente dois sobre Diptera - Culicinae e Chaoboridae (IEF, 1994b). Muitos destes trabalhos, não foram publicados, são na verdade apenas relatórios, e os que foram publicados são principalmente descrições de espécies coletadas durante rápidas expedições, objetivando, em geral, um grupo específico de insetos.

Área de estudo

O Parque Estadual do Rio Doce (PERD-MG) é a maior área de floresta preservada no estado de Minas Gerais. São aproximadamente 36.000 ha, que abrangem parte dos municípios de Timóteo, Marliéria e Dionísio – entre os paralelos 19° 48' 18" – 19° 29' 24" S e meridianos 42° 38' 30" – 42° 28' 18" W, o Parque é limitado ao Leste pelo rio Doce e ao Norte pelo rio Piracicaba (IEF, 1994a). Situa-se na depressão interplanáltica do rio Doce (CETEC, 1982 apud GRAÇANO, 1997) que possui baixa altitude entre 230m e 515m, relevo composto de encostas originadas por deposição aluvial e um sistema repleto de lagos nas áreas de maior depressão originadas pela paleo-drenagem do Rio Doce (SOCT, 1981).

O clima da região onde se encontra o parque é tropical úmido mesotérmico de savana (ANTUNES, 1986). A estação chuvosa ocorre de outubro a março e a seca de abril a setembro (GILHUIS, 1986).

A vegetação do parque pode ser considerada do tipo Floresta Estacional Semidecidual Submontana caracterizada por uma percentagem de árvores caducifólias entre 20 e 50% (LOPES, 1998; VELOSO *et al.*, 1991). No entanto, pelo menos 10 categorias vegetacionais podem ser identificadas no Parque do Rio Doce (GILHUIS, 1986): Mata alta primária com epífitas, mata alta, mata média alta com bambuzóides e graminóides, mata média secundária com bambuzóides e graminóides, mata baixa secundária, arvoredado baixo, campo sujo, samambaias, taboal e vegetação de higrófitas. Embora quase todo o parque seja constituído de vegetação em bom estado de preservação, apenas 8,4% da área é considerada mata alta

primária (GILHUIS, 1986). Boa parte da vegetação é secundária tendo se desenvolvido após a ocorrência de queimadas, principalmente na década de 60. No entanto, mesmo nestas áreas de desenvolvimento secundário são encontrados indivíduos de diversas espécies que pelo seu grande diâmetro e altura são claramente sobreviventes destes incêndios (LOPES, 1998).

LEVANTAMENTO DE FAMÍLIAS DE BRACHYCERA E CYCLORRHAPHA (DIPTERA) E DE ESPÉCIES DE STRATIOMYIDAE EM TRÊS ÁREAS COM DIFERENTES TIPOS VEGETACIONAIS DO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE (MG).

Introdução:

Análises de descrição e comparação de comunidades feitas em nível de família e subfamília podem ser úteis em determinar padrões gerais (PIELOU, 1975 e MAGURRAN, 1988) reduzindo significativamente o esforço de amostragem e principalmente de identificação. Famílias e/ou sub-famílias compartilham em geral os mesmos hábitos alimentares e habitats, pertencendo, em geral a uma mesma guilda. Uma vez obtida a abundância relativa destes taxa pode-se determinar a distribuição de abundâncias relativas das diferentes guildas que elas pertencem. Estudos sobre comunidades de coleópteros têm sido utilizados para caracterizar estágios sucessionais de florestas, principalmente utilizando sua distribuição em guildas. Estágios sucessionais mais avançados contam com uma proporção maior de coleópteros detritívoros (HUTCHENSON, 1990 e HUTCHENSON & KIMBERLEY, 1999). DIDHAM *et al.* (1998), sugeriram também que a distância da borda e o tamanho do fragmento florestal afetam bastante a proporção de guildas tróficas em Coleoptera. A família Stratiomyidae é importante, pois suas larvas desenvolvem-se em tecidos vegetais de certas plantas e os adultos são visitantes florais. A abundância e diversidade deste grupo pode servir como indicadora de qualidade e quantidade destes recursos, que podem ser relacionados com o estado de conservação das matas.

Objetivos:

- 1) Inventariar as famílias de moscas das sub-ordens Brachycera e Cyclorhapha e as espécies da família Stratiomyidae, em diferentes épocas do ano, inicialmente em três diferentes tipos vegetacionais, mata alta

primária, mata alta secundária e mata média secundária (GILHUIS, 1986), no Parque Estadual do Rio Doce.

- 2) Com este inventário obter as seguintes informações: riqueza, diversidade, ocorrência de variação sazonal e de variação entre tipos vegetacionais destas famílias e dos gêneros da família Stratiomyidae.

Áreas Estudadas

As áreas inventariadas neste trabalho são conhecidas como trilha da lagoa do meio (área da Tereza), trilha da lagoa bonita, trilha da lagoa gambá, e trilha do vinhático. A área Tereza se situa na região centro oeste do Parque é considerada mata primária, possui estrato arbóreo bastante descontínuo com árvores muito altas espaçadas e um sub-bosque desenvolvido com muitas taquaras. Existem muitos troncos caídos e clareiras no local de coletas.

A área Bonita e Gambá são ambas florestas que se situam ao Sul do Parque entre a lagoa Dom. Helvécio e a lagoa Bonita e entre a lagoa Dom. Helvécio e a lagoa Gambá respectivamente. São áreas consideradas de vegetação secundária baixa com predomínio de bambus. Bonita foi usada nas primeiras coletas e Gambá em todas as outras coletas subsequentes.

A área Vinhático também fica ao Sul do Parque próximo a lagoa Dom. Helvécio, é considerada área de mata secundária alta. A área é de uso intensivo possuindo uma trilha de educação ambiental que recebe anualmente um grande número de visitantes. Diferente das outras áreas que possuem relevo mais suave o Vinhático possui um declive acentuado, mas as coletas foram realizadas no final do declive.

Amostragem

Foram utilizadas armadilhas de interceptação, do tipo Malaise (TOWNES, 1962). Como é muito difícil definir os limites e tamanho relativo de cada tipo vegetacional, dentro do parque optou-se por padronizar o esforço de amostragem, utilizando o mesmo número de armadilhas em cada um dos tipos de vegetação. Estas por sua vez serão instaladas em cada um dos seguintes tipos vegetacionais, mata alta primária, mata alta, mata média secundária.

Foram estabelecidos três pontos amostrais, dispostos 25m um do outro em um transecto feito, em cada local, perpendicular a bordas naturais (lagos) ou artificiais (estradas dentro do

Parque). A distância mínima destas bordas foi de 60 metros, com o intuito de minimizar o efeito de borda nas amostragens. Em cada ponto amostral foi armada uma Malaise, totalizando 3 armadilhas em cada tipo vegetacional.

Para cada uma das armadilhas foram feitas cinco coletas semanais sucessivas durante dois eventos de coletas anuais, um na estação seca outro na estação chuvosa, totalizando 45 amostras por estação. Foram realizadas coletas de em outubro e novembro de 1999, julho e agosto de 2000, outubro e novembro de 2001, julho e agosto de 2002. Foram amostrados, portanto até o momento duas estações secas e duas estações chuvosas, totalizando 180 amostras.

Os Díptera (Brachycera e Cyclorrhapha) foram triados e identificados até família. Os da família Stratiomyidae foram identificados até espécie. Espécimes-testemunhas foram incorporados na coleção de artrópodes do Laboratório de Ecologia e Comportamento de Insetos da Universidade Federal de Minas Gerais.

Análise dos dados

Para testar se a abundância de cada taxa e do total de moscas coletadas foi estatisticamente diferente em cada uma das áreas e em cada local de coleta foi utilizada uma análise de variância (ANOVA) (SOKAL & ROULF, 1995).

Para cada armadilha, no nível de família e de gêneros de Stratiomyidae foram calculados Índices de Riqueza, Diversidade e de Equitabilidade de Shannon-Wiener (MAGURRAN, 1988).

Uma análise de agrupamento foi realizada para averiguar as semelhanças na composição e abundância das diferentes famílias e gêneros de Stratiomyidae entre tipos de matas e dentro de cada tipo de mata. A matriz de dissimilaridade foi produzida utilizando a unidade menos o valor do Índice de similaridade de Morisita-Horn e a técnica de amalgamação da análise foi do tipo UPGMA (ROMESBURG, 1984).

Os dados de abundância foram utilizados para determinar as curvas de espécie-abundância em cada local. Estas foram então comparadas entre si e com ajustes de características biológicas definidas através de Qui-quadrado (KREBS, 1989; MAGURRAN, 1988 e VANDERMEER, 1981).

Resultados:

Foram realizados mais dois eventos amostrais um no final de 2001 e um no meio de 2002. A tabela 4.2.1 resume o esforço de coleta, triagem e identificação realizado até o momento. Temos portanto o dobro de coletas em comparação com o relatório 2001, no entanto, os dados analisados neste trabalho são os mesmos apresentados no relatório 2001, com apenas observações qualitativas dos dados obtidos nas últimas coletas.

Tabela 4.2.1. Resumo do esforço de amostragem, triagem e identificação realizado até o presente momento.

Área	Estação	Amostras	Triadas	Famílias identificadas	Espécies de Stratiomyidae
Bonita/	Chuvosa	30	15	8	6
Gambá	Seca	30	10	2	0
Tereza	Chuvosa	30	15	7	6
	Seca	30	10	1	0
Vinhático	Chuvosa	30	15	6	6
	Seca	30	10	1	0
Total		180	75	25	18

Foram identificados até o momento um total de 5377 indivíduos, pertencentes a vinte famílias (exceto os Acalyptratae). As famílias mais abundantes foram Phoridae, Stratiomyidae e Tachinidae (Tab. 4.2.2).

Tabela 4.2.2. Número total de indivíduos coletados nos três locais estudados independente da estação.

Família	Local			Total
	Bonita/Gambá	Tereza	Vinhático	
Acroceridae	4	0	0	4
Asilidae	125	93	79	297
Bombyliidae	2	7	2	11
Calliphoridae	0	8	2	10
Conopidae	4	88	9	101
Dolichopodidae	29	112	67	208
Empididae	2	141	48	191
Muscidae	33	166	17	216
Mydidae	1	1	1	3
Phoridae	483	628	642	1753
Pipunculidae	4	20	12	36
Platypezidae	0	2	2	4
Sarcophagidae	55	156	42	253
Stratiomyidae	10	804	256	1070
Syrphidae	9	9	18	36
Tabanidae	47	54	19	120
Tachinidae	290	532	230	1052
Therevidae	1	7	0	8
Xylomyidae	0	2	1	3
Xylophagidae	0	1	0	1
Total	1099	2831	1447	5377

Tabela 4.2.3. Número médio de indivíduos coletados, de cada família e no total, em cada um dos locais estudados e por estação (chuvosa ou seca).

Família	Locais e estação						Total
	Bonita/Gambá		Tereza		Vinhático		
	Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca	
Acroceridae	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2
Asilidae	15.5	0.5	13.3	0.0	12.8	2.0	11.9
Bombyliidae	0.3	0.0	1.0	0.0	0.3	0.0	0.4
Calliphoridae	0.0	0.0	1.1	0.0	0.3	0.0	0.4
Conopidae	0.5	0.0	12.3	2.0	1.5	0.0	4.0
Dolichopodidae	2.6	4.0	15.9	1.0	10.8	2.0	8.3
Empididae	0.3	0.0	20.1	0.0	7.8	1.0	7.6
Muscidae	2.1	8.0	23.3	3.0	2.5	2.0	8.6
Phoridae	47.0	53.5	86.7	21.0	92.7	86.0	70.1
Pipunculidae	0.5	0.0	2.9	0.0	1.8	1.0	1.4
Platypezidae	0.0	0.0	0.3	0.0	0.3	0.0	0.2
Sarcophagidae	3.5	13.5	19.9	17.0	6.0	6.0	10.1
Stratiomyidae	1.0	1.0	113.4	10.0	42.3	2.0	42.8
Syrphidae	1.1	0.0	1.1	1.0	2.8	1.0	1.4
Tabanidae	5.8	0.5	7.7	0.0	3.2	0.0	4.8
Tachinidae	35.3	4.0	75.9	1.0	37.7	4.0	42.1
Therevidae	0.0	0.5	0.7	2.0	0.0	0.0	0.3
Mydidae	0.1	0.0	0.1	0.0	0.2	0.0	0.1
Xylomyidae	0.0	0.0	0.3	0.0	0.2	0.0	0.1
Xylophagidae	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Total	118.5	96.5	400.9	65.0	223.3	118.0	218.8
Amostras	8	2	7	1	6	1	25

Estas três famílias também foram as que obtiveram o maior número coletados em média no total de coletas do Parque. No entanto, as coletas da Bonita e do Gambá foram carentes de Stratiomyidae e a terceira família mais abundante neste local foi Asilidae. Poucas coletas da estação seca foram analisadas até o momento mas em média foi encontrada uma menor abundância neste período (Tabela 4.2.3).

Nas duas primeiras semanas de coleta da estação chuvosa foram identificados pelo menos 15 gêneros de Stratiomyidae. Todos estes gêneros ocorreram na área da Tereza. Na área do Vinhático ocorreram sete gêneros e na Bonita 6 gêneros (Tabela 4.2.4).

Tabela 4.2.4. Abundância dos taxa de Stratiomyidae em duas semanas de coleta em cada uma das áreas estudados do Parque Estadual do Rio Doce.

Taxa	Área			Total
	Bonita	Tereza	Vinhático	
<i>Allognosta</i> spp.	0	311	0	311
<i>Artemita</i> spp.	0	1	0	1
<i>Brachycara</i> spp.	0	17	0	17
Chrysochlorinae spp.	1	5	1	7
<i>Cyphomyia</i> spp.	1	60	2	63
<i>Euparyphus</i> spp.	0	1	0	1
<i>Euryneura</i> spp.	0	2	0	2
<i>Hermetia</i> spp.	1	16	6	23
<i>Merosargus</i> spp.	1	95	229	325
<i>Microchrysa</i> spp.	0	64	0	64
<i>Nothomyia</i> spp.	0	110	0	110
<i>Odontomyia</i> spp.	0	20	0	20
Pachygastrinae spp.	0	29	1	30
<i>Ptecticus</i> spp.	2	6	5	13
<i>Sargus</i> spp.	2	17	9	28
Total	8	754	253	1015

Todos os gêneros que foram mais abundantes mostraram uma coleta significativamente diferente entre as áreas (Tabela 4.2.5).

Tabela 4.2.5. Análise de variância (Anova) entre áreas de cada um dos taxa de Stratiomyidae.

Taxa	<u>F</u>	P
<i>Allognosta</i> spp.	19.23	0.000072
<i>Artemita</i> spp.	1.00	0.391127
<i>Brachycara</i> spp.	12.79	0.000574
Chrysochlorinae spp.	2.05	0.163116
<i>Cyphomyia</i> spp.	22.97	0.000027
<i>Euparyphus</i> spp.	1.00	0.391127
<i>Euryneura</i> spp.	2.50	0.115600
<i>Hermetia</i> spp.	7.23	0.006326
<i>Merosargus</i> spp.	6.14	0.011259
<i>Microchrysa</i> spp.	9.34	0.002316
<i>Nothomyia</i> spp.	7.61	0.005234
<i>Odontomyia</i> spp.	7.04	0.006970
Pachygastrinae spp.	10.32	0.001519
<i>Ptecticus</i> spp.	0.89	0.431107
<i>Sargus</i> spp.	3.95	0.041910
Total	19.63	0.000065

Observando o resultado da análise de agrupamento, utilizando a distribuição de abundâncias dos gêneros de Stratiomyidae, notamos uma separação nítida entre as áreas na análise feita com as amostras separadas por semana (Fig. 4.2.1), assim como na análise feita com as duas semanas juntas.

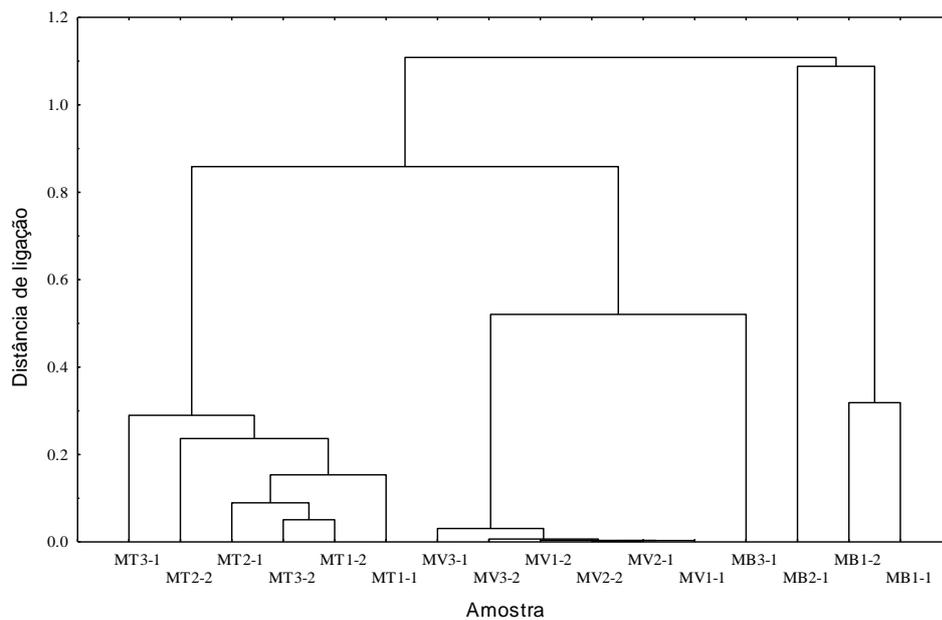


Figura 4.2.1. Análise de agrupamento utilizando a ocorrência dos gêneros de Stratiomyidae obtidos nas amostras de duas semanas consecutivas (números após os hífen) nas áreas do Vinhático (MV), Tereza (MT) e Bonita (MB).

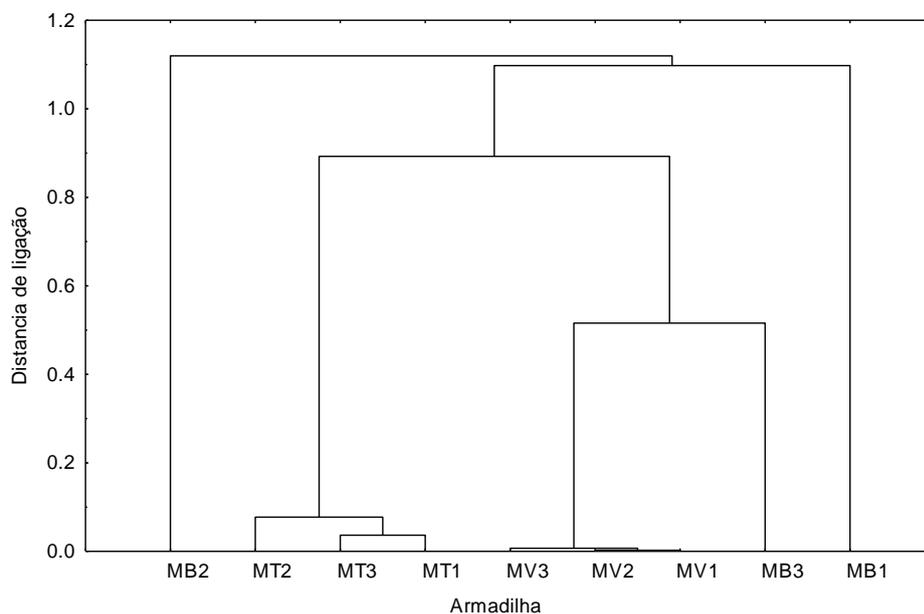


Figura 4.2.2. Análise de agrupamento utilizando os dados de gêneros de Stratiomyidae obtidos nas armadilhas considerando as duas semanas em conjunto nas áreas do Vinhático (MV), Tereza (MT) e Bonita (MB).

Discussão

A menor abundância e riqueza de famílias e gêneros de Stratiomyidae na área de mata média secundária (Bonita e Gambá) deve-se possivelmente a ocorrência uma menor biomassa e diversidade vegetal, neste tipo florestal em relação a mata alta secundária (Vinhático) e ainda mais em relação a mata alta primária (Tereza). Como a fauna de Diptera depende direta ou indiretamente da composição e da abundância de matéria de origem vegetal era de se esperar uma correlação positiva entre a densidade e riqueza florística com a riqueza e abundância de Diptera. Os dados obtidos de abundância e riqueza de famílias e riqueza de gêneros de Stratiomyidae estão de acordo com estas predições.

Existe grande controvérsia sobre o efeito do aumento da produtividade primária na diversidade de espécies, no entanto, áreas de mata mais produtivas podem representar uma maior disponibilidade de recursos e assim possuir também uma maior abundância e riqueza de espécies de moscas. Teoricamente estágios iniciais de sucessão têm maior produtividade líquida, mas outras variáveis, como a composição do solo e a umidade, podem influenciar bastante na produtividade primária. Como a própria composição do solo e umidade podem estar relacionadas com o processo de sucessão, somente após realizadas as análises de produtividade poderemos ter certeza das diferenças de produtividade entre os tipos florestais.

A área da Tereza e do Vinhático, devido a um maior acúmulo de matéria orgânica e retenção de umidade no solo, possuem uma maior proporção de detritívoros, principalmente representados pelas famílias Phoridae e Stratiomyidae. Resultado semelhante já foi observado para coleópteros (HUTCHENSON, 1990).

A mata do Parque do rio Doce modifica-se drasticamente ao longo do ano, devido a mudança de estação, o que pode ter acarretado a grande mudança na composição e abundância da fauna de moscas. A redução nas abundâncias ocorreu em todas as famílias, durante o período de seca. A mata primária poderia reter um pouco mais de umidade o que a tornaria um refúgio durante o período de seca. No entanto uma maior proximidade dos lagos assim como variações de tipo de solo, podem ser mais importantes na manutenção de umidade nos períodos secos do que a estrutura da vegetação. Poucas coletas da estação seca foram avaliadas até o momento, no entanto, os dados extraídos até o momento apontam para uma redução drástica do número de indivíduos coletas na maioria das famílias. Contrariamente ao esperado o efeito da seca parece ter sido mais drástico na área da Tereza e bem menos evidente nas áreas de mata secundária baixa.

Os dados coletados após o relatório 2001 já estão sendo triados e qualitativamente pode-se observar que o padrão de captura não se alterou entre áreas e entre estações. Aparentemente a estação seca de 2002 foi um pouco menos rigorosa que a de 2001 e o número de insetos coletados parece ter respondido a esta alteração. No entanto, o número de insetos coletados ainda foi bem menor do que a estação chuvosa de 2001.

ENTOMOFAUNA ASSOCIADA A *HELICONIA EPISCOPALIS*: LEVANTAMENTOS DE ESPÉCIES E ESTUDO DO COMPORTAMENTO DE INSETOS ASSOCIADOS A MANCHAS DE *H. EPISCOPALIS* EM DUAS ÁREAS COM DIFERENTES FORMAÇÕES FLORESTAIS.

Introdução

Dados de biologia de espécies de insetos silvestres são extremamente escassos. Existem estudos de espécies associadas a cultivos, criações ou associadas diretamente ao homem.

Cada planta de uma floresta possui diversos organismos associados. Alguns utilizam a planta como abrigo ou suporte e vários utilizam como alimento. Aqueles que utilizam tecidos ou substâncias da planta viva são considerados herbívoros. No entanto, aqueles que se alimentam de tecidos mortos da planta são considerados detritívoros. Os efeitos da atuação de um ou outro tipo de organismo é bastante diferenciado na ecologia da planta.

O Gênero *Heliconia* é o único da família Heliconiaceae com talvez 200 espécies, que ocorrem na América tropical e na Melanésia. São ervas rizomatosas, freqüentemente muito altas. Seus caules aéreos podem ser bastante curtos e então as bainhas das folhas formam um pseudocaulo, ou então podem ser alongados com internós distintos, firmemente envolvido pelas bainhas das folhas. As inflorescências são terminais, usualmente em brotos foliares mas algumas vezes em brotos especializados. As flores subtendidas por bractéolas carinadas, perfeitas, com seus elementos fundidos formando um tubo, com nectários (ANDERSSON, 1988).

Heliconia episcopalis (Vellozo) conhecida como chapéu de frade ou caeté, ocorre naturalmente na América do Sul na Amazônia e no Sudeste, e é cultivada na Florida, Havaí e Costa Rica tem entre 2,5 a 7 pés de altura. Desenvolve-se em locais totalmente ensolarados ou até 70% de sombra, floresce durante todo o ano. Sua inflorescência possui de 18 a 24 brácteas, com vermelho nos 2/3 proximais esmaecendo para laranja-amarelado com amarelo-verdeado no ápice (BERRY & KRESS, 1991). *H. episcopalis* ocorre em grandes agregações

possue rápido crescimento e a parte aérea da planta tem seu tempo de vida limitado pelo final da floração, pela ocorrência de predação ou de danos causados por manipulação de vertebrados, chuvas, ventos e quedas de troncos e galhos, tornando-se assim um recurso localmente farto para espécies de animais herbívoras e principalmente decompositoras.

Vários trabalhos lidaram com a fauna associada a espécies de *Heliconia*, principalmente fauna fitotelmata que se desenvolve em suas brácteas, dentre os quais se encontram espécies de *Merosargus* alimentando-se de detritos e tecidos das brácteas (SEIFERT & SEIFERT, 1976; SEIFERT & SEIFERT, 1979a), e os herbívoros que se alimentam de suas folhas e/ou brácteas (SEIFERT & SEIFERT, 1979b; STRONG, 1982), no entanto nenhum enfoque foi dado aos decompositores de pseudocaule.

ENTOMOFAUNA ASSOCIADA À DECOMPOSIÇÃO DE PSEUDOCAULES DE *HELICONIA EPISCOPALIS* (VELLOZO) (HELICONIACEA) COM ESPECIAL REFERÊNCIA A *MEROSARGUS* SP (DIPTERA: STRATIOMYIDAE).

Introdução

Vários insetos se alimentam de matéria orgânica em decomposição, como Apterygota, Diptera, Coleoptera entre outros (JOLIVET, 1992). Os dípteros que possuem um estágio do seu ciclo de vida em tecidos de plantas em decomposição, são muito diversificados morfológicamente (tamanho e forma) e no tipo de alimentação (FROUZ, 1999) o que torna possível uma correlação entre as espécies. Dípteros têm um papel significativo na decomposição de matéria orgânica morta e na retirada de nutrientes desta (FROUZ, 1999).

Objetivos

Este trabalho teve como objetivo verificar :

- 1) A riqueza e composição da fauna que se desenvolve no interior do pseudocaule de *H. episcopalis* em decomposição.
- 2) A correlação entre as espécies que desenvolveram em diferentes pseudocaules.
- 3) Se espécies utilizam indiscriminadamente plantas de diferente status ou tiveram seus tecidos internos expostos por um corte.

Área Estudada

Este trabalho foi realizado com uma população de *H. episcopalis*, localizada no início da estrada do Porto Capim, Parque Estadual do Rio Doce, Marliéria, Minas Gerais. Esta ocorre em uma área pequena, bastante inclinada e ensolarada, sendo Aririba, Sumaúma e Pau de Leiteiro as espécies arbóreas mais comuns nesta área. As heliconias são baixas, em torno de 3m de comprimento, mas a densidade de módulos é grande. No Porto-Capim são muito comuns os indivíduos floridos. O local de estudo foi percorrido período de julho a novembro de 2001 e os experimentos realizados durante os dias 13 a 15 de agosto, em campo, e de 16 de agosto a 10 de dezembro do mesmo ano, em laboratório.

Amostragem:

Oito pseudocauls de diferentes indivíduos de *H. episcopalis*, foram cortadas em pedaços com cerca de 20 cm de comprimento, alguns foram guardados imediatamente em sacos plásticos (controle) e os outros foram deixados por dois dias no campo (2 dias), posteriormente guardados em sacos plásticos. No controle e nos pseudocauls de 2 dias, os exemplares foram separados de acordo com o seu estado de decomposição, sendo as plantas de 1 a 4 podres e as de 5 a 8 verdes. O número de réplicas variou de 1 a 3, no controle, e 4 a 5 nas do campo. O número de réplicas variou de acordo com o tamanho das plantas, foram tirados pedaços do ápice e da base para servir de controle e tratamento.

Outros pseudocauls também foram cortados e deixados no campo por uma semana, não havendo separação dos pedaços para controle e a condição das plantas, se verde ou esmaecida, não foi observada.

Levados para Belo Horizonte onde todos os pedaços foram acondicionados em tubos de vidros, com identificação referente ao número da planta, sua permanência no campo e o número da réplica, fechados com filós e deixados expostos ao tempo, permanecendo ao ar livre sob efeito de raios solares e das chuvas, em uma área do Departamento de Botânica, anexa ao Instituto de Ciências Biológicas, onde ocorre incidência solar durante a segunda metade da manhã e início da tarde. Os tubos permaneceram suspensos por uma tela, o que não permitiu o contato dos mesmos com o solo. Realizaram-se visitas periódicas ao experimento, com a finalidade de acompanhar a emergência de adultos. Quando encontrados estes foram devidamente acondicionados em frascos etiquetados e posteriormente separados em morfoespécies.

Resultados

Foram coletados insetos por 16 semanas. Encontrou-se um total de 6 ordens e 652 indivíduos. A ordem Diptera com 546 indivíduos foi a mais abundante, representada pelas sub-ordens, Nematocera com 171 exemplares e 15 morfo-espécies, Brachycera com 375 exemplares e 14 morfo-espécies e mais 24 exemplares da morfo-espécie *Merosargus sp.P* da família Stratiomyidae. A ordem Coleoptera foi representada por 90 indivíduos e 4 morfo-espécies, a ordem Hymenoptera por 13 indivíduos e 5 morfo-espécies. As outras ordens, Homoptera, Psocoptera e Lepidoptera apresentaram somente 1 indivíduo e 1 morfo-espécie cada, coletadas exclusivamente no grupo de plantas de 2 dias.

A maioria das espécies coletadas pertence ao grupo de 2 dias, no qual todas as ordens foram encontradas, somando 34 morfo-espécies e 279 indivíduos. Os *Merosargus sp.P*, também foram achados em sua maioria neste grupo, somando 23 indivíduos restando apenas 1 que foi coletado no grupo de 1 semana. As réplicas provenientes do grupo controle foi encontrado 8 morfo-espécies, e as réplicas do grupo 1 semana 14 morfo-espécies, sendo que este grupo possuiu o vidro com maior número de indivíduos adultos coletados.

Entre os tubos de controle e 2dias, as plantas verdes obteve o maior número de indivíduos, totalizando 276, enquanto as podres 208 indivíduos(Tabela 4.2.6).

Tabela 4.2.6 – Morfoespécies ocorridas em psudocauls verdes e podres

Morfoespécies	Tipo			Total
	1 semana	2 dias	controle	
Acalypratae sp.1	4		3	7
Acalypratae sp.2	54	57	6	117
Acalypratae sp.5		1	1	2
Acalypratae sp.6	5	5	20	30
Acalypratae sp.7	24	48	28	100
Acalypratae sp.8		1	1	2
Acalypratae sp.9	3		2	5
Acalypratae sp.10		2	22	24
Cosmopterygidae sp.1		1		1
Curculioninae sp.1		23	26	49
Dolichopodidae sp.1		7		7
Empíidae sp.1		1		1
Homoptera sp.1		1		1
Hymenoptera sp.1		1		1
Hymenoptera sp.2		3	1	4
Hymenoptera sp.3	2	1	2	5

Hymenoptera sp.4		1		1
Hymenoptera sp.5		1	1	2
Merosargus sp.P	1	23		24
Mycetophilidae sp.1	7	7	6	20
Nematocera sp.1		1		1
Nematocera sp.10			1	1
Nematocera sp.3			4	4
Nematocera sp.4	2	2	8	12
Nematocera sp.5	1			1
Nematocera sp.6		3	11	14
Nematocera sp.7		3	6	9
Nematocera sp.8	52		14	66
Nematocera sp.9		3	3	6
Psocoptera sp.1		1		1
Psychodidae sp.3			5	5
Psychodidae sp.4		5		5
Staphylinidae sp.1	7	22	4	33
Staphylinidae sp.2	1			1
Staphylinidae sp.3		7		7
Syrphidae sp.1		1		1
Tephritidae sp.1	3	13	25	41
Tephritidae sp.2	2	31	2	35
Tephritidae sp.3		1	2	3
Tipulidae sp.1		1		1
Tipulidae sp.2		1		1
Tipulidae sp.3			1	1
Total	168	279	205	652

Por análise de agrupamento, considerando os dados referentes as morfo-espécies de maior abundância nos vidros de 2 dias e controle, notou-se que as amostras de *Merosargus* sp.P possuem grande similaridade com as de indivíduos Staphylinidae sp.1. Também foram observados que os dados das outras morfo-espécies mais abundantes formaram dois diferentes grupos (Figura 4.2.3).

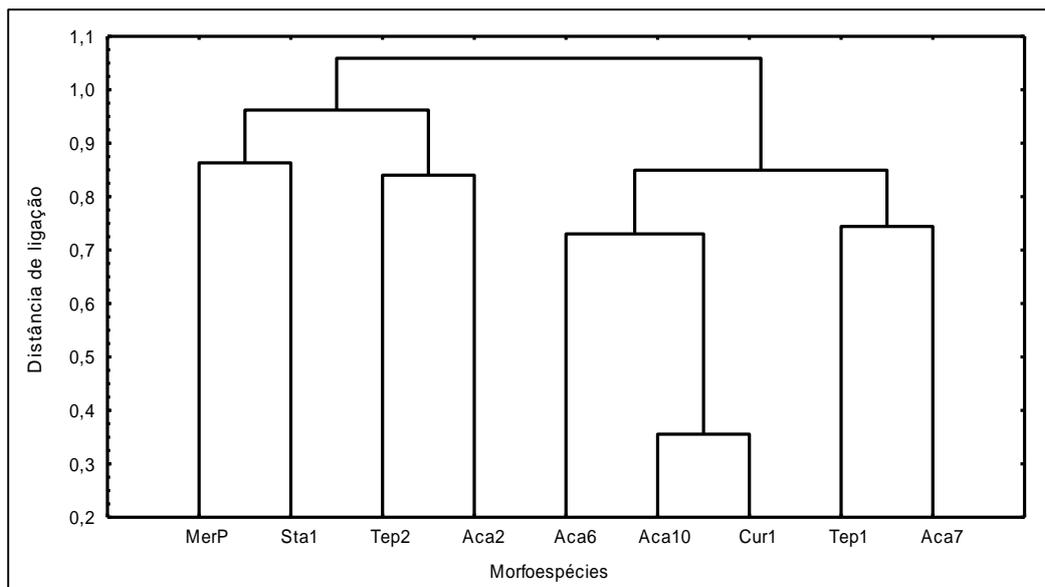


Figura 4.2.3. Resultado da análise de agrupamento das morfo-espécies MerP-*Merosargus sp.P*, Sta1-Staphylinidae sp.1, Tep2-Tephritidae sp.2, Aca6-Acalypratae sp.6, Aca2-Acalypratae sp.2, Aca10-Acalypratae sp.10, Cur1-Curculionidae sp.1, Tep1-Tephritidae sp.1 e Aca7-Acalypratae sp.7.

A relação entre os dados referentes a entomofauna e as réplicas do tipo controle e 2 dias, indica grande similaridade entre as amostras de plantas verdes, ocorrendo o mesmo com as esmaecidas (Figura4.2.3).

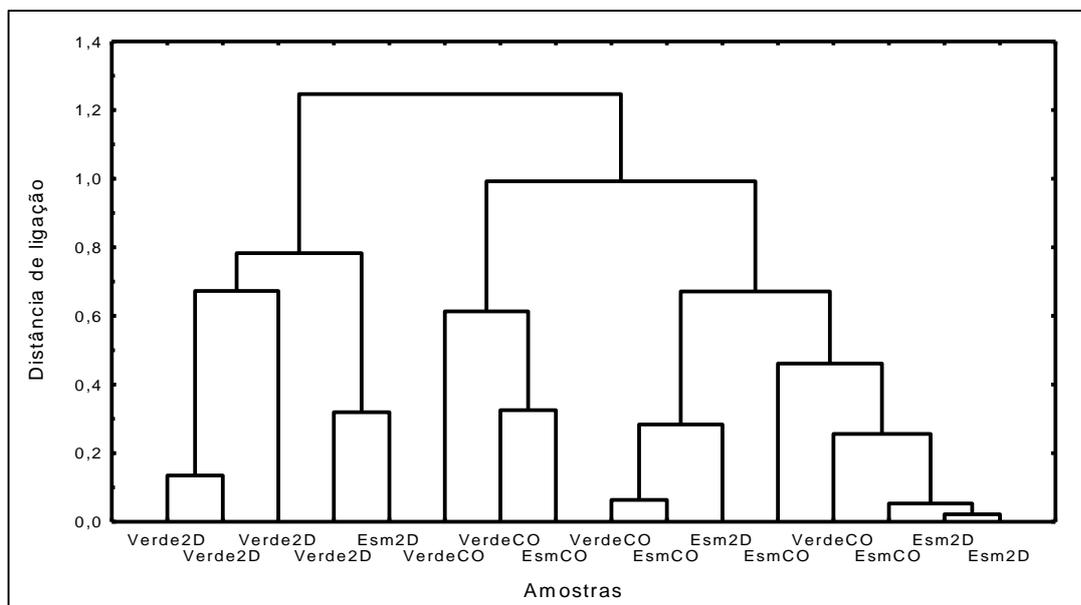


Figura 4.2.4 Resultado da análise de agrupamento para pseudocauls de *Heliconia episcopalis* considerando tipo (2D- 2 dias e CO-controle) e estado da planta (verde e esm-esmaecida).

De acordo com a ANOVA, dentro das espécies mais abundantes, temos os valores significativos para adultos de Curculionidae sp.1 em plantas do estado podre e Tephritidae sp.1, Acalypratae sp.6 e Acalypratae sp.10 em plantas do tipo controle, sendo que esta última morfo-espécie também apresentou resultados significativos em réplicas de pseudocauls podres (Tabela 4.2.7).

Tabela 4.2.7. Valores de F e p ($p < 0,005$) para análise de variância (ANOVA), demonstrando a relação entre as abundâncias de cada amostra tipo (2 dias ou controle) e o estado do pseudocaulo (verde ou esmaecido).

Morfo-espécies	Tipo		Estado		Tipo X Estado	
	F	p-level	F	p-level	F	p-level
Acalypratae sp.7	1.024025	0.31686	0.015276	0.902175	1.91469252	0.17312106
Acalypratae sp.2	2.623147	0.112152	3.775103	0.058156	2.11810923	0.15235716
Curculionidae sp.1	13.60203	0.000595	2.3427	0.13272	2.13426065	0.1508373
Tephritidae sp.1	0.074305	0.786389	5.156688	0.027884	0.18048635	0.67293632
Tephritidae sp.2	1.618009	0.209763	1.929664	0.171484	3.26664352	0.07724425
Acalypratae sp.6	1.103057	0.299083	5.811211	0.019978	2.01354885	0.16264099
Staphylinidae sp.1	0.807109	0.373655	0.807109	0.373655	3.19716644	0.08035392
Acalypratae sp.10	4.332916	0.042975	10.07218	0.002683	3.21904635	0.07935984
<i>Merosargus</i> sp.P	0.971933	0.329356	0.971933	0.329356	0.97193348	0.32935581

Pelos resultados da ANOVA, diferenças entre a eclosão de indivíduos em plantas podres e verdes e em plantas do 2 dias e controle não foi significativo.

De todos os 24 espécimes de *Merosargus* sp.P que se desenvolveram no experimento, 10 indivíduos são fêmeas e 14 são machos sendo esta diferença pouco significativa.

Os tubos com os pseudocauls do grupo de 2 dias, apresentaram quase todos os indivíduos coletados em 4 plantas diferentes. Nas réplicas da P5 o número total de moscas adultas foi o maior entre as outros indivíduos de *H. episcopalis*, além do número de machos e fêmeas, praticamente iguais, 10 e 8, respectivamente. No grupo de 1 semana coletou-se apenas 1 fêmea na P1. Nenhuma mosca adulta foi encontrada no grupo controle (Tabela 4.2.8).

Tabela.4.2.8 Número de indivíduos *Merosargus* sp.P coletados em *Heliconia episcopalis* e as datas de coleta.

Semana	Data	P1	P5		P6		P7	P8	Total
		1 sem	2 dias		2 dias		2 dias	2 dias	
		Fêmea	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho	Macho	Macho	
5	26/set	1							1
7	10/out						1		1
	12/out		1	2					3
	13/out			1					1
8	15/out		2	3				1	6
	16/out					1			1
	17/out		1			1			2
	19/out			1					1
9	23/out			1	1				2
	24/out		1						1
	25/out		2						2
12	07/nov			1					1
13	14/nov		1						1
15	26/nov			1					1
Total		1	8	10	1	2	1	1	24

O primeiro indivíduo adulto de *Merosargus* sp.P eclodiu somente na 5^a semana de coleta em laboratório, 50 dias após a data de início do experimento. O último espécime foi coletado na 15^a semana, com um total de 105 dias.

Discussão

A não ocorrência de *Merosargus* sp.P no experimento controle indicam que as fêmeas provavelmente têm preferência em ovipor em plantas cortadas, o que explicaria o alto número de eclosões nas plantas danificadas. Além disto há provável preferência também por plantas verdes, pois só encontrou-se adultos nos tubos P5, P6, P7 e P8. É importante ressaltar que várias pupas não chegaram a completar o seu ciclo. Na natureza, este resultado pode não ocorrer devido ao fato de que as plantas não são cortadas em pequenos pedaços, como neste experimento. A permanência por um longo tempo no campo (1 semana) e a possível restrição de espaço e de alimento, ocasionada pelo pequeno tamanho dos pedaços dos pseudocauls, podem ter sido determinantes para o pequeno número de adultos encontrados nos tubos do referido grupo. Outros fatores que devem ser levados em consideração são as

diferenças de clima entre o campo e a área de experimento, umidade, temperatura e radiação solar, sendo que estes não foram monitorados.

A diferença entre a eclosão de indivíduos em plantas esmaecidas e verdes e em plantas do 2 dias e controle não foi significativo, talvez pelo número baixo de indivíduos encontrados.

Como o primeiro indivíduo adulto de *Merosargus* sp.P eclodiu somente 50 dias após a data de início do experimento e o último espécime foi coletado com um total de 105 dias. Tal fato sugere que o tempo médio de desenvolvimento da espécie ocorreu em torno de 70 dias.

Considerando os dados referentes as morfo-espécies de maior abundância nos vidros de 2 dias e controle, as amostras de *Merosargus* sp.P possuem grande similaridade com as de indivíduos Staphylinidae sp.1. Segundo Borror & DeLong, (1969), coleópteros estafilínídeos são encontrados em serrapilheira, bem como espécies da família Stratiomyidae. Os outros dois são formados praticamente por dípteros acalyptrados.

Pelos resultados da ANOVA, Curculionidae sp.1 provavelmente utiliza o recurso em um estado de decomposição mais avançado, enquanto a ocorrência de valores significativos de Tephritidae sp.1, Acalyptratae sp.6 e Acalyptratae sp.10 em plantas do tipo controle sugere que estes utilizam o recurso ainda verde e ereto .

LEVANTAMENTO E PADRÃO DE OCORRÊNCIA DIÁRIA DE ORDENS DE INSETOS E DE FAMÍLIAS DE BRACHYCERA E CYCLORRHAPHA QUE OCORREM EM MANCHAS DE *HELICONIA EPICOPALIS*.

Introdução

Armadilhas são um método fácil e freqüentemente muito eficiente de coletar diversas ordens de insetos (Borror & DeLong. 1964). No entanto, nenhuma técnica simples de armadilha é igualmente eficiente para todas as espécies presentes em uma área (Service 1993), e é pouco provável que elas sejam igualmente capturadas pelo mesmo método, conseqüentemente suas populações não serão igualmente amostradas.

Malaise é uma armadilha de interceptação de vôo para insetos, que possuem a qualidade de não ser muito seletiva, já que não usam nenhuma substância ou estrutura de atração. Além disso, ela é fácil de montar, têm baixo custo, possibilitam a captura de insetos voadores durante todo tempo e dispensam coletores durante uma semana ou mais (Campos et al. 2000). A eficiência da armadilha depende do ambiente, como por exemplo, diferentes tipos de

vegetação, e da época do ano, acompanhando, portanto, um processo sazonal (Pinheiro *et al* 2002).

A Malaise apresenta diferentes resultados de coletas de ordens de insetos. Quando comparada a uma armadilha de atração de luz, mostrou-se similar na porcentagem de espécies de macrolepidópteras total por família, mas mostrou-se diferente na porcentagem de abundância total (Butler 1999). Ao ser comparada na eficiência de besouros coletados, a Malaise foi mais afetada por fatores abióticos externos e precipitação do que fotoelectores no solo (Majzlan 1997). De uma forma geral Malaise em diferentes ambientes se mostra mais eficiente na coleta de Diptera e Hymenoptera (Kitching *et al*).

Apesar do intensivo uso das armadilhas Malaise, nenhum trabalho foi feito procurando identificar a variação da quantidade de insetos capturadas por ela ao longo do dia. Neste trabalho procuramos identificar a variação da abundância das ordens de inseto e família de Diptera que ocorrem na Malaise das 10:00 às 18:00 horas.

Objetivos

- 1) Comparar os dados obtidos de ocorrência e abundância de ordens entre duas manchas de *Heliconia episcopalis* em áreas com diferentes vegetações de dossel uma mata primária e a outra secundária.
- 2) Contrastar os dados obtidos para famílias de Brachycera e Cychlorrappa entre estas manchas de *H. episcopalis*.
- 3) Avaliar o padrão de coleta diário de insetos capturados em armadilhas Malaise.

Áreas estudadas

Duas populações de *Heliconia episcopalis* foram estudadas. Uma delas, a primeira a ser encontrada, se situa próxima a entrada da trilha no Campolina e a outra ocorre no início da estrada no Porto-Capim.

A população do Campolina ocorre terreno é plano e mais sombreado. Visualmente aparenta ser a população mais numerosa. Entre as espécies arbóreas que se desenvolvem nesta área destacam-se as figueiras e as sapucaias. As *Heliconias* se espalham por uma área grande e

ocorrem em densidade moderada os módulos mais velhos estão em torno de 5m de comprimento. A população do Porto-Capim foi descrita no trabalho anterior de decomposição.

Amostragem

Na mancha de *Heliconia* da área do Porto Capim foram armadas três armadilhas, já na mancha do Campolina foram colocadas seis. No Porto Capim foram armadas três armadilhas, e no Campolina já que a área que ocupa a mancha de *H. episcopalis* do Campolina tem cerca de 2 vezes a área do Porto Capim. As Malaises foram armadas a 25 metros de distância uma da outra em cada uma das áreas e operaram do dia 04 ao dia 08 de agosto de 2001. As análises de variação da abundância por horário, foram feitas apenas no dia 05 e 06 no Campolina e 07 e 08 no Porto Capim. Nestes dias as armadilhas foram esvaziadas de duas em duas horas, das 10:00 às 18:00. As amostras foram colocadas em potes devidamente identificados e conservadas em álcool 70%. Os insetos foram triados e identificados inicialmente até ordem e posteriormente a ordem Diptera foi identificada até família (exceto Nematocera e Acalyptratae).

Análise dos dados

Para testar se houve diferença entre locais na abundância de ordens e famílias de Diptera foi utilizado o teste t-Student. Quando foi necessário normalizar a amostra para o teste, usou-se o logarítimo na base 10 (Zar, 1984).

Para avaliar se o houve diferença na abundância entre horários tanto para ordens quanto para famílias de Diptera, foi utilizado o teste Kruskal Wallis (Zar, 1984).

Resultados

Foram coletados um total de 10791 insetos, identificados em 10 ordens. As ordens mais abundantes foram: Diptera, Hymenoptera e Collembola (tabela 4.2.9).

Houve uma diferença significativa entre locais para as ordens Collembola e Lepidoptera (tabela 4.2.10), a primeira mais abundante no Campolina (figura 4.2.7) e a segunda, mais abundante no Porto Capim (figura 4.2.8). Não houve diferença significativa entre as duas áreas para as ordens Diptera, Homoptera e Coleoptera (tabela 4.2.10; figuras 4.2.6 e 4.2.8).

Tabela 4.2.9: Número médio de indivíduos coletados em cada ordem encontrados por armadilha nas áreas do Porto Capim e Campolina do dia 04 ao 08.

Ordem	Campolina	Porto Capim
Coleoptera	13.83	22.6
Collembola	184.66	46.00
Diptera	782.16	1066.3
Hemiptera	3.0	2.0
Homoptera	29.5	20.6
Hymenoptera	118.5	73.33
Lepidoptera	26.6	46.0
Orthoptera	7.6	4.3
Psocoptera	10.2	4.3
Thysanoptera	0.66	2.00
Total	1167,7	1287,4

Tabela 4.2.10: Valor t-Student para a diferença total de abundância das ordens entre o Campolina e o Porto Capim.

Ordem	Valor t	Valor p
Coleoptera	-1,64	0,145
Collembola	3,11	0,017
Diptera	-1,07	0,322
Hemiptera	0,39	0,711
Homoptera	0,68	0,521
Hymenoptera	-0,16	0,876
Lepidoptera	-2,65	0,033
Orthoptera	0,62	0,556
Psocoptera	1,71	0,132
Thysanoptera	-1,20	0,270
Total	-0,48	0,645

Em negrito estão os valores significativos, $p < 0,05$.

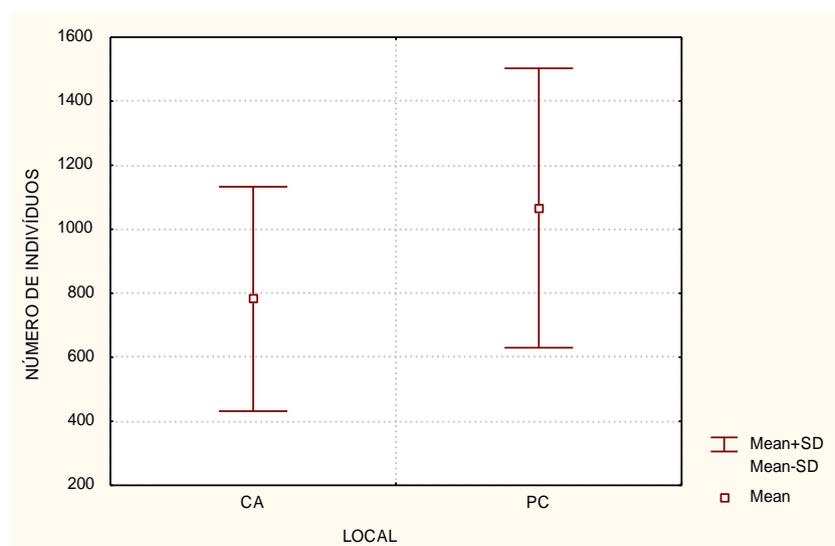


Figura 4.2.6: Número médio de indivíduos da ordem Diptera coletados no Campolina (CA) e no Porto Capim (PC).

Figura 4.2.7: Número médio de indivíduos das ordens Collembola e Hymenoptera coletados no Campolina (CA) e no Porto Capim (PC).

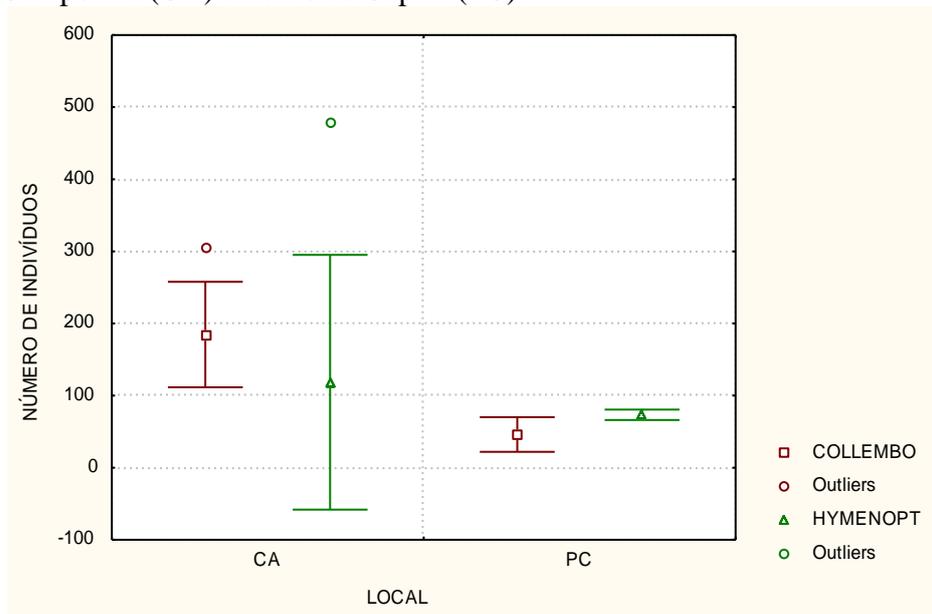
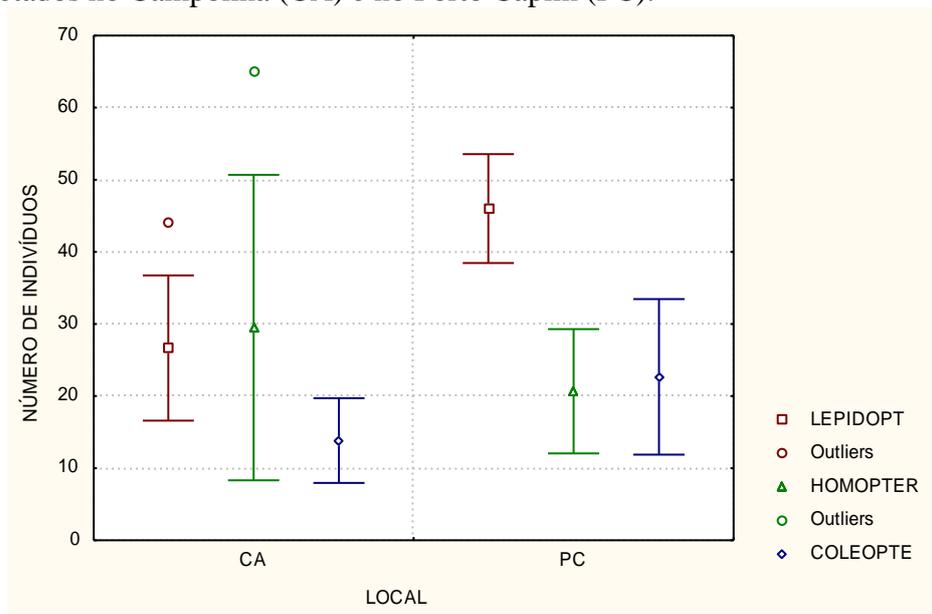


Figura 4.2.8: Número médio de indivíduos das ordens Lepidoptera, Homoptera e Coleóptera coletados no Campolina (CA) e no Porto Capim (PC).



O teste de Kruskal Wallis mostrou diferença no número de indivíduos coletados ao longo do dia para as ordens Coleoptera, Collembola, Diptera, Homoptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Psocoptera (tabela 4.2.11; Figuras de 4.2.9 a 4.2.11). Para esta análise uma das armadilhas da área do Campolina, no horário entre 16:00 e 18:00 do dia 05, foi retirada devido à passagem de formigas de correição que foram capturadas em grande número, alterado a coleta além de Hymenoptera de outras ordens, como Diptera e Orthoptera, os

primeiros que seguem as formigas de correição e os segundos que fogem das formigas saindo de seus abrigos.

Tabela 4.2.11: Valores de Kruskal Wallis (H) para a diferença no número de indivíduos coletados das ordens de insetos ao longo do dia.

Ordem	H	Valor p
Coleoptera	12,78	0,012
Collembola	23,23	0,000
Diptera	51,03	0,000
Hemiptera	6,42	0,170
Homoptera	11,96	0,018
Hymenoptera	24,84	0,000
Lepidoptera	20,93	0,000
Orthoptera	4,99	0,288
Psocoptera	9,68	0,046
Thysanoptera	8,72	0,069
Total	53,97	0,000

Em negrito estão os valores significativos, $p < 0,05$.

Figura 4.2.9: Variação de Diptera ao longo do dia.

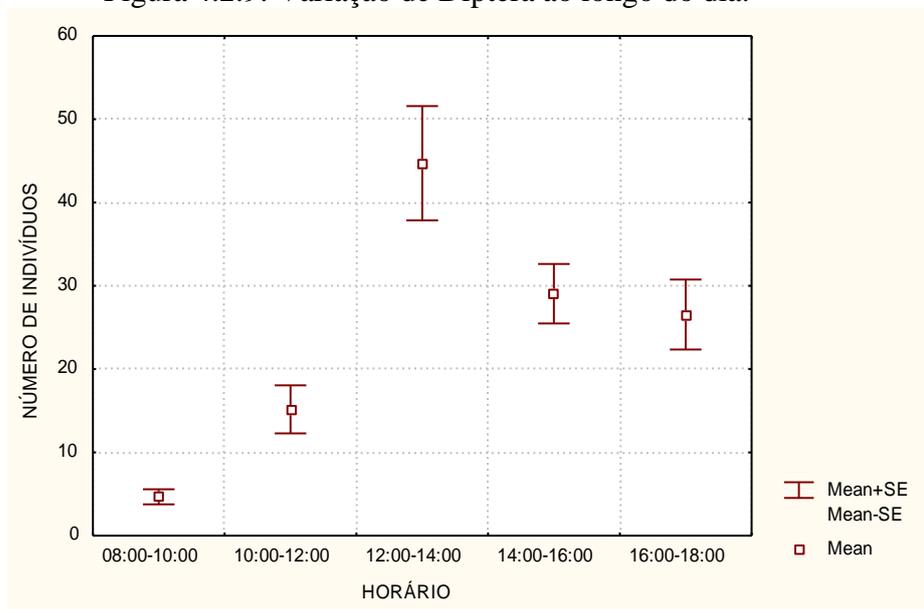


Figura 4.2.10: Variação de Hymenoptera e Collembola ao longo do dia.

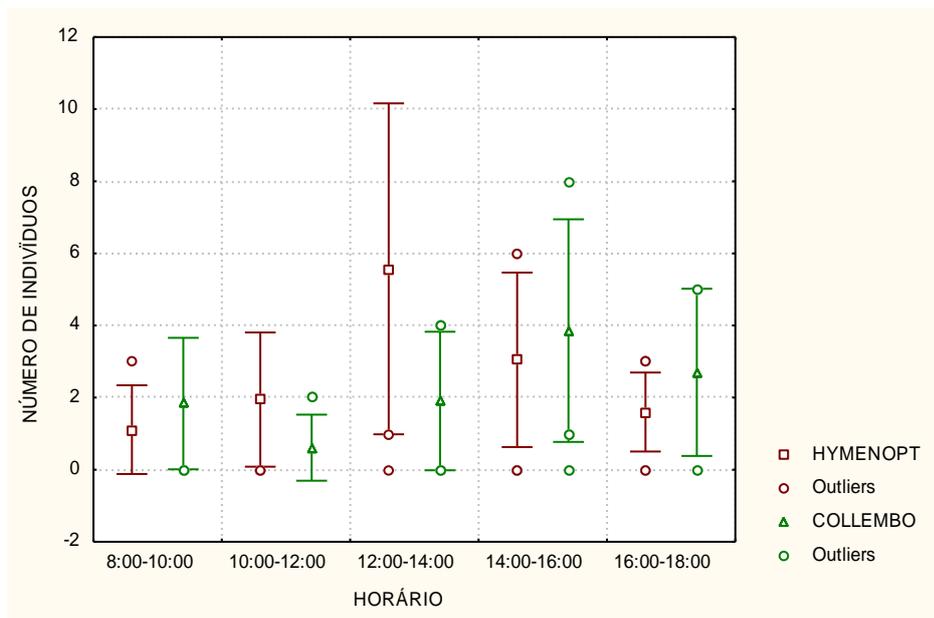
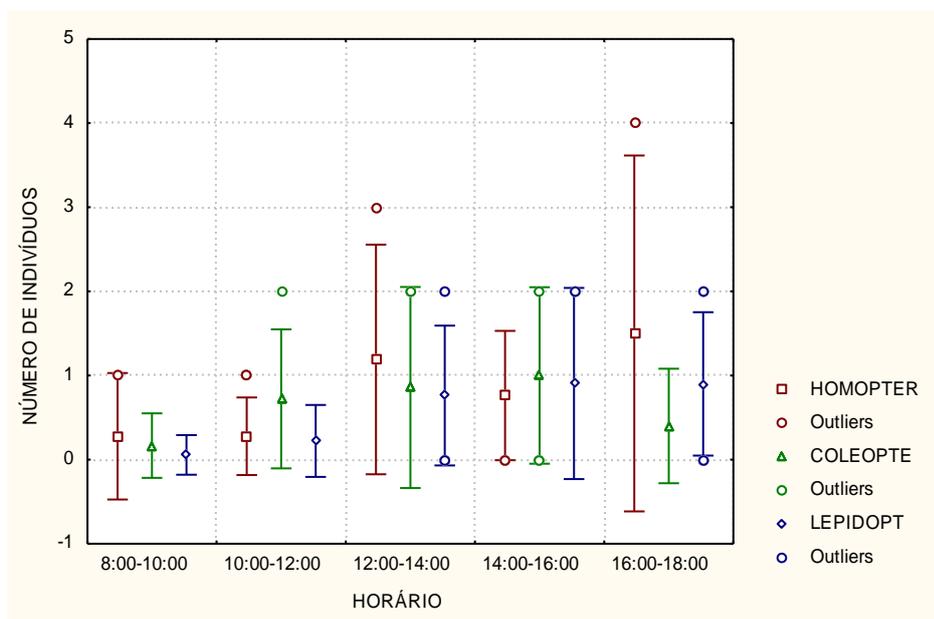


Figura 4.2.11: Variação de Homoptera, Coleóptera e Lepidoptera ao longo do dia



Foram identificadas 12 famílias de Brachycera e Cyclorrhapha (exceto os Acalyptratae). As famílias mais abundantes foram: Phoridae, Tachinidae e Empididae (tabela 4.2.12).

Tabela 4.2.12: Número médio de indivíduos coletados para cada família de Diptera por armadilha nas áreas do Porto Capim e Campolina entre os dias 04 e 08.

Família	Campolina	Porto Capim
Acalypratae	14,3	28
Asilidae	0,3	1
Calliphoridae	0	0,3
Conopidae	0,8	6,3
Dolichopodidae	3,5	8,3
Empididae	1,5	18,3
Muscidae	3,2	8
Phoridae	28,2	47
Rhinophoridae	0,5	0
Sarcophagidae	3,7	9,7
Stratiomyidae	5,5	1,7
Syrphidae	0,2	0,7
Tachinidae	10,5	11,3
Total	72,3	140,6

As diferenças na abundância de famílias de Diptera entre as duas áreas foram significativas para Conopidae, Empididae (tabela 4.2.13 e figuras 4.2.13 e 4.2.14) ambas mais abundantes no Porto Capim. A diferença entre locais no total de Brachycera e Cyclorrhapha foi marginalmente significativa também maior no Porto Capim. A família Stratiomyidae, que foi não significativamente mais abundante na área do Campolina (tabela 4.2.13; figura 4.2.15).

Tabela 4.2.13: Valor t-Student para variação da abundância total das famílias de Diptera entre as duas áreas.

Família	Valor t	Valor p
Acalypratae	-2,15	0,069
Asilidae	-1,37	0,214
Calliphoridae	*	*
Conopidae	-2,71	0,030
Dolichopodidae	-1,79	0,117
Empididae	-2,71	0,030
Muscidae	-1,90	0,100
Phoridae	-1,38	0,210
Rhinophoridae	*	*
Sarcophagidae	-2,05	0,080
Stratiomyidae	1,56	0,162
Syrphidae	-1,53	0,170
Tachinidae	-0,09	0,933

Total	-2,35	0,051
-------	--------------	--------------

* baixa abundância. Negrito - valores significativos. Total -
Diptera exceto Nematocera.

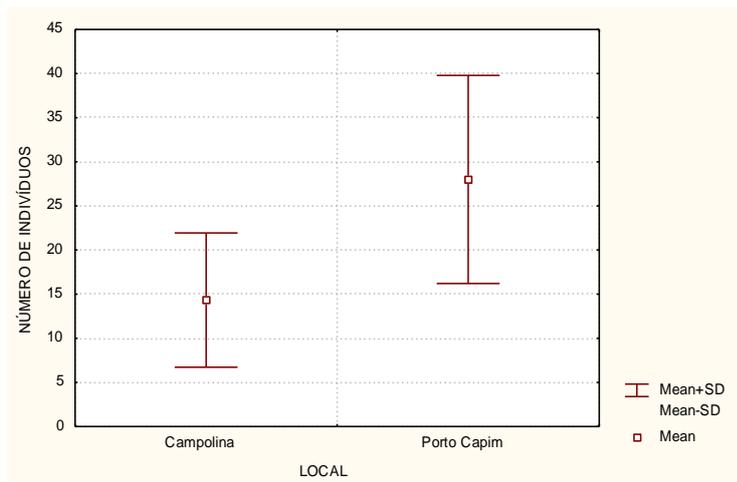


Figura 4.2.12: Variação de Acalypratae entre as duas áreas.

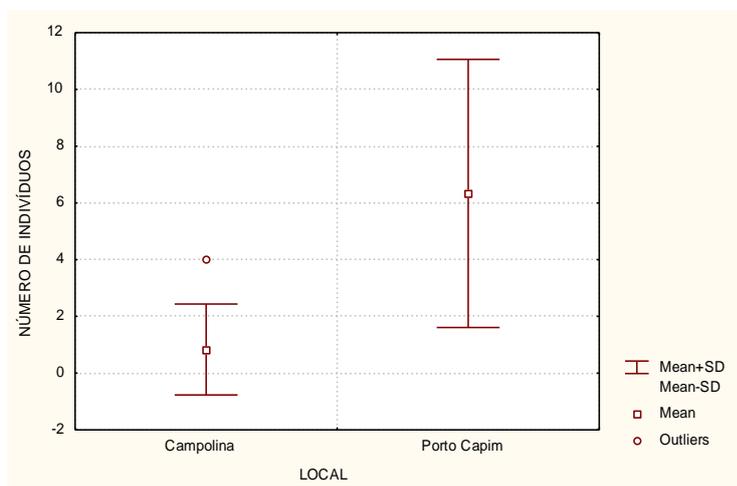


Figura 4.2.13: Variação de Conopidae entre as duas áreas.

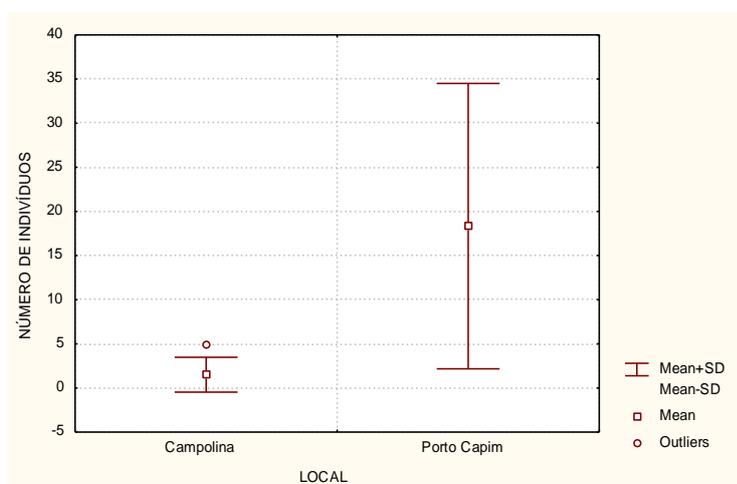


Figura 4.2.14: Variação de Empididae entre as duas áreas.

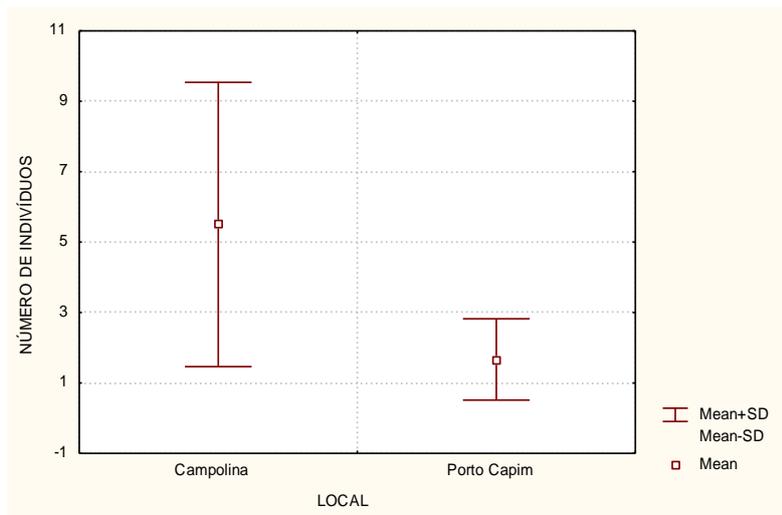


Figura 4.2.15: Variação de Stratiomyidae entre as duas áreas.

As diferenças na abundância de famílias de Diptera ao longo do dia foram significativas para as famílias Phoridae (figura 4.2.16), Stratiomyidae, Tachinidae e o sub grupo Acalyptratae (tabela 4.2.14; figura 4.2.16).

Tabela 4.2.14: Valor de Kruskal-Wallis (H) para as famílias de Diptera, exceto Nematocera

Família	Valor H	Valor p
Acalyptratae	9,95	0,041
Asilidae	5,46	0,244
Calliphoridae	0,00	1,000
Conopidae	1,04	0,904
Dolichopodidae	8,75	0,061
Empididae	3,16	0,532
Muscidae	2,99	0,560
Phoridae	13,63	0,009
Rhinophoridae	8,09	0,088
Sarcophagidae	8,99	0,061
Stratiomyidae	18,60	0,001
Syrphidae	0,00	1,000
Tachinidae	17,87	0,003
Total	30,91	0,000

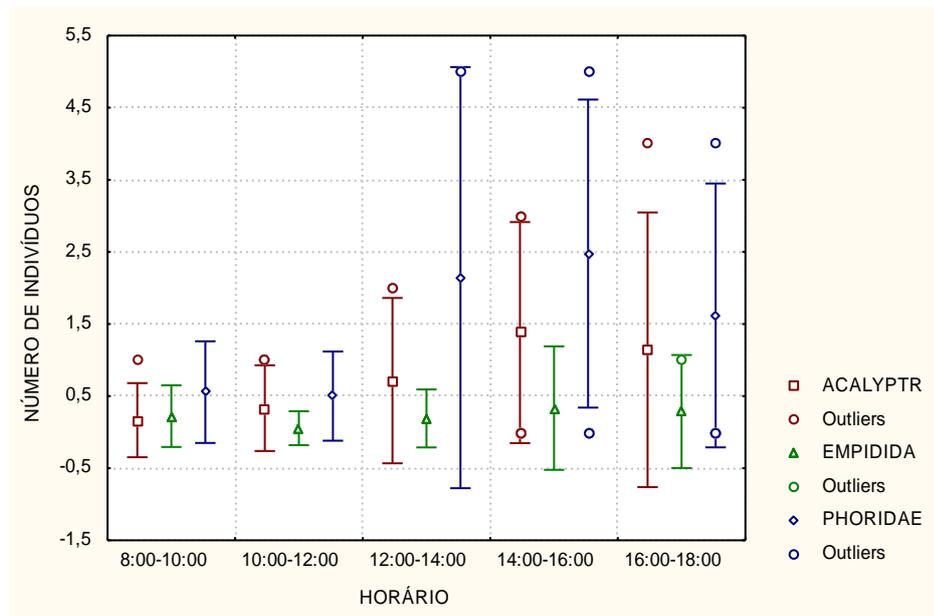


Figura 4.2.16: Variação de Acalypttratae, Empididae e Phoridae ao longo do dia.

Discussão

Tal como em outros trabalhos (p.e. Kitching *et al* 2001) as ordens Diptera e Hymenoptera foram bastante coletadas pela Malaise em nosso trabalho.

Como as áreas estudadas são bastante diferentes na estrutura florestal predominante poderíamos esperar diferenças maiores entre as áreas de coleta. Esta ausência de diferença para a maioria das ordens pode indicar que o sub-bosque dominado pela *Heliconia* pode ter sido o fator mais importante para determinar a entomofauna coletada por Malaise. No entanto, quando comparada a vários métodos, Malaise foi a armadilha menos sensível a diferenças entre sítios no rank de abundâncias de diferentes ordens em florestas temperadas (Kitching *et al* 2001).

Como muitas espécies de Diptera se desenvolvem, como larvas detritívoras, em *Heliconia eriscopalis* (veja tópico anterior deste sub-projeto) este *taxa* pode ter sido igualmente abundante nas áreas com manchas de *Heliconia*, pela dominância no sub-bosque de espécies associadas à *Heliconia*. No entanto, considerando Brachycera e Cyclorrhapha no total o número de indivíduos coletados foi maior no Porto Capim, diferença marginalmente significativa.

Cerca de cinco famílias de Brachycera e Cyclorrhapha que já foram amostrados por Malaise em outras áreas do Parque Estadual do Rio Doce (veja primeiro tópico deste sub-projeto) não foram coletadas neste trabalho. No entanto, as coletas foram bastante condizentes com outras feitas no período de seca. Com relação a estas coletas Conopidae, Dolichopodidae e Tachinidae obtiveram coletas maiores nas áreas com manchas de *Heliconia* amostradas neste trabalho do que no levantamento que vem sendo feito em outras áreas Tereza, Vinhático e Gambá que não possuem *Heliconia*.

A maioria das ordens e das famílias de Diptera mostraram um pico de atividade entre 12:00 e 14:00 horas, o período de atividade de insetos é bastante explorado em trabalhos aplicados e para entender processos ecológicos como os de interação entre espécies. Os dados produzidos neste trabalho podem servir de base para o entendimento do período de atividade de insetos.

Este estudo foi o início de um inventário que está sendo realizado em manchas de *Heliconia* visando conhecer as espécies que interagem com esta espécie de planta.

Sub-Projeto 4.3: ESTUDOS ECOLÓGICOS DA FAUNA DE ARTRÓPODES DO MÉDIO RIO DOCE

Levantamento da Melitofauna em Fragmentos Florestais da Região do Médio Rio Doce

Introdução

Segundo Wolda (1983), existem muitos exemplos de padrões de flutuação de populações de insetos, porém para os trópicos, tais dados são extremamente escassos. Não existem dados, pelo menos na literatura, de insetos em habitats não perturbados, pelo menos cobrindo um mínimo de 6 anos. Apesar disto, tais tipos de dados são extremamente importantes para teorias de dinâmica de população.

Segundo Holdridge (1987) deve-se trabalhar rápido no estudo de comunidades naturais virgens, antes que sejam alteradas pelo homem, como também é necessário assegurar a conservação de suficientes áreas não alteradas, para estudos a longo prazo.

As abelhas são importantes para a manutenção de ecossistemas terrestres pois são responsáveis por cerca de 70% da polinização de todas as angiospermas (Roubik, 1989). Porém, suas populações são bastante sensíveis a variações ambientais, principalmente se seus locais de nidificação forem de alguma forma alterados.

As abelhas exibem diferentes graus de especialização na coleta de alimento, na escolha de locais para a nidificação e diferentes graus de sociabilidade, o que nos permite discernir claramente entre espécies mais exigentes e espécies mais generalistas e comuns, mesmo em áreas mais degradadas

Levantamentos das faunas de abelhas silvestres, com metodologias padronizadas, vêm sendo realizados em várias regiões do país, especialmente no sul e sudeste. Tais levantamentos se iniciaram com os trabalhos de Sakagami *et al* (1967) e têm por objetivo o conhecimento da distribuição geográfica das abelhas, suas fenologias, riqueza em espécies e abundância relativa de suas comunidades.

Estudos sobre a melitofauna de fragmentos preservados ainda são escassos. Oliveira *et al.* (1995) realizaram levantamento em fragmentos de diferentes tamanhos na Amazônia central e verificaram uma grande diferença na abundância e composição de espécies entre os fragmentos.

Apesar de existirem levantamentos em outras regiões do país, em Minas Gerais, estes são bastante escassos. Com exceção de alguns levantamentos em algumas áreas isoladas (Silveira e Cure, 1993; Silveira *et al.*, 1993; Silveira & Campos, 1995, Silveira *et al.* dados não publicados), a fauna de abelhas é pouco conhecida na Região do Vale do Rio Doce. E estudos em longo prazo se fazem necessários para que se conheça a flutuação das populações destes organismos.

Objetivos

- 1-Levantamento da fauna de abelhas em fragmentos de diferentes tamanhos.
- 2-Verificação da abundância relativa, fenologia e flores visitadas.
- 3-Verificar se existe relação entre a diversidade e abundância de abelhas e o tamanho dos fragmentos.

Área de estudo

Este estudo está sendo desenvolvido no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), município de Marliéria, MG (19°48'18''-19°29'24''S, 48°38'30''-42°28'18''W), situado a 205 km de Belo Horizonte e em fragmentos periféricos. O PERD situa-se no bioma Mata Atlântica, estando sob o domínio da floresta estacional semidecídua. A vegetação é composta de mosaicos de florestas primárias e secundárias, que fazem limite com as plantações de *Eucalyptus* sp., presentes em propriedades de companhias siderúrgicas. A variação altimétrica situa-se entre 230 e 515 metros. A temperatura varia entre 20° e 22°C (média anual), com pluviosidade média de 1500mm distribuídos principalmente de setembro a março.

Procedimentos amostrais

Foram selecionadas, dentro do Parque, sete áreas (D. Helvécio, Gambá, Campolina, Lagoa do Meio, Lagoa da Bonita, Restaurante e Vinhático). Em cada área foram realizadas coletas intensivas e sistemáticas durante 3 dias consecutivos em três etapas de campo: fevereiro, julho e setembro. O horário de coleta foi entre 9:00 e 17:00 horas. Os indivíduos foram coletados em trilhas tanto no interior quanto na borda das áreas amostradas. As abelhas foram procuradas em flores, coletadas com rede entomológica, mortas em frasco mortífero,

guardadas em sacos de papel e separadas de outras abelhas coletadas em horários e locais diferentes. As abelhas foram levadas ao laboratório, montadas em alfinetes entomológicos e identificadas até o nível taxonômico possível.

Para aumentar o esforço de coleta, foram colocados, 400 ninhos-armadilhas, construídos com nós de bambu com diâmetros variando de 8 a 2 cm de diâmetro, amarrados em feixes e dispostos a 1 e 4 metros do solo em cada três áreas amostrais (Borda Dom Helvécio, Vinhático e Gambá).

A diversidade em espécies obtida em 2002 foi comparada com a obtida em 2001 através do cálculo do índice de diversidade de Shannon-Wiener e a similaridade entre os dois anos pelo índice de Sorensen.

Resultados e discussão

Em 2001, em seis etapas de coleta coletou-se 65 espécies de abelhas de três famílias (Apidae, Megachilidae e Halictidae) em 2002 nas três etapas foram coletadas 38 espécies em quatro famílias (Andrenidae, Apidae, Halictidae e Megachilidae) (Tabela 4.3.1). Em 2002 foram coletadas 16 espécies que não foram coletadas em 2001 representando um acréscimo de 20% no número de abelhas coletadas. Das 38 espécies coletadas em 2002, 22 foram coletadas também em 2001.

O valor do índice de diversidade em 2001 foi de 1,81 e em 2002 que foi de 1,51. Isto aconteceu provavelmente porque em 2001 o esforço amostral foi maior (seis campanhas) do que em 2002 (três campanhas). Como estão previstas mais duas campanhas para 2002 (outubro e dezembro) o valor de diversidade em 2002 pode aumentar (Tabela 4.3.2).

Houve uma similaridade de 35% na composição em espécies entre os dois anos o que pode estar indicando com o aumento do esforço amostral haverá um aumento do número de espécies amostradas.

Em 2002 nenhum dos ninhos-armadilhas haviam sido ocupados. Em 2002, no entanto, na etapa de julho foram recolhidos 50 que estavam ocupados. Estes ninhos foram levados ao laboratório e até o momento emergiram de três ninhos, 9 indivíduos de uma única espécie de abelha (*Megachile* sp.). Os dados da literatura confirmam a eficiência deste método no incremento do esforço amostral para coletar abelhas raras que dificilmente são amostradas em flor, principalmente aquelas de hábito solitário que utilizam cavidades pré-existentes (Roubik, 1989).

O número de espécies coletadas até o momento, com o esforço amostral utilizado, se mostra alto quando comparado a outros estudos com maior esforço amostral (Silveira e Cure, 1993; Silveira *et al.*, 1993; Silveira & Campos, 1995, Silveira *et. al.* dados não publicados). A cada campanha pelo menos 10 novas espécies foram adicionadas à riqueza total.

Apesar da alta diversidade, a abundância foi baixa. Dados da literatura confirmam que em regiões tropicais existe uma alta diversidade de espécies de abelhas mas estas ocorrem em baixas abundâncias. (veja revisão em Roubik, 1989).

Como o projeto de moscas utiliza armadilhas do tipo Malaise para amostragens e nestas armadilhas estão sendo coletadas abelhas, as amostras serão analisadas para a triagem das abelhas. Estas armadilhas estão colocadas nas mesmas áreas em que as abelhas estão sendo amostradas com rede entomológica.

Tabela 4.3.1. Espécies de abelhas coletadas no Parque Estadual do Rio Doce em 2001 e 2002.

Família	Espécie de abelha	Ano em que foi coletada	
		2001	2002
Andrenidae	Andrenidae sp.1	0	1
Apidae			
	Anthophorini sp	0	1
	<i>Apis mellifera</i>	0	1
	<i>Bombus atratus</i>	1	1
	<i>Centris melanocentris</i> sp.	0	1
	<i>Centris s. strictu</i>	0	1
	<i>Centris</i> sp. 10	1	0
	<i>Centris</i> sp.1	1	1
	<i>Centris</i> sp.2	1	1
	<i>Centris</i> sp.3	1	0
	<i>Centris</i> sp.4	1	0
	<i>Centris</i> sp.5	1	0
	<i>Centris</i> sp.6	1	0
	<i>Centris</i> sp.7	1	0
	<i>Centris</i> sp.8	1	0
	<i>Centris</i> sp.9	1	0
	<i>Epicharis</i> sp.1	1	0
	<i>Epicharis</i> sp.2	1	0
	<i>Epicharis</i> sp.3	1	0
	<i>Eucerini</i> sp.	1	0
	<i>Eucerini</i> sp.	1	0
	<i>Eufrisea</i> sp.1	1	0
	<i>Eulaema cingulata</i>	1	1
	<i>Exomalopsis</i> sp.1	1	1
	<i>Exomalopsis</i> sp.2	1	0
	<i>Friesomielitta varia</i>	0	0
	<i>Geotrigona</i> sp.1	1	0
	<i>Melipona marginata</i>	1	0
	<i>Melipona rufiventris</i>	1	1
	<i>Melitoma</i> sp.1	1	1
	<i>Oxytrigona</i> sp.1	1	1
	<i>Paratetrapedia</i> sp.1	1	0
	<i>Paratrigona lineata</i>	1	1
	<i>Paratrigona</i> sp.1	0	1
	<i>Partamona</i>	1	1
	<i>Plebeia</i> sp.1	1	0
	<i>Rathymini</i> sp.	1	1
	<i>Scaptotrigona xanthotricha</i>	1	0

	<i>S. postica</i>	1	0
	<i>Trigona hyalinata</i>	1	1
	<i>T.spinipes</i>	1	1
	<i>Tetragona clavipes</i>	1	1
	<i>Tetragonisca angustula</i>	1	1
	<i>Tetrapedia</i> sp. 3	0	1
	<i>Tetrapedia</i> sp.1	1	0
	<i>Tetrapedia</i> sp.2	1	0
	<i>Tetrapediini</i> sp.1	1	0
	<i>Tetrapediini</i> sp.2	1	0
	<i>Trigona fulviventris</i>	1	0
	<i>Trigona spinipes</i>	1	1
	Trigonini sp.1	1	0
	Trigonini sp.2	1	0
	Trigonini sp.3	1	0
	<i>Trigonisca</i> sp.1	0	1
	<i>Xylocopa frontalis</i>	1	1
	<i>Xylocopa</i> sp.1	1	0
	<i>Xylocopa</i> sp.2	1	0
	<i>Xylocopa</i> sp.3	1	0
Halictidae			
	Augochlorini sp. 2	0	1
	Augochlorini sp1.	0	1
	Halictidae sp.1	1	0
	Halictidae sp.2	1	0
	Halictidae sp.4	1	0
	Halictidae sp.5	1	0
	Halictidae sp.6	1	0
	Halictidae sp.7	1	0
	Halictidae sp.8	1	0
	Halictidae sp.9	1	0
	<i>Pseudoaugochlora graminea</i>	0	1
Megachilidae			
	<i>Anthodioctes</i> sp.1	1	0
	<i>Coelioxoides</i> sp.1	1	0
	<i>Coelioxys (Rhinocoelioxys)</i> sp.1	0	1
	<i>Coelioxys (Rhinocoelioxys)</i> sp.2	0	1
	<i>Coelioxys (Rhinocoelioxys)</i> sp.3	0	1
	<i>Coelioxys (Rhinocoelioxys)</i> sp.3	0	1
	<i>Megachile</i> sp.	0	1
	<i>Megachile</i> sp.1	1	0
	<i>Megachile</i> sp.2	1	0

	<i>Megachile</i> sp.3	1	0
	<i>Megachile</i> sp.4	1	0
	<i>Megachile</i> sp.5	1	0

Tabela 4.3.2. Valores de diversidade de Shannon-Wiener em 2001 e 2002 Parque Estadual do Rio Doce.

	2002	2001
H'	1,81	1,51
E'	0,97	0,88

Sub-Projeto 4.4: VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS DO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE

Coordenadores: Gustavo Fonseca e Adriano Paglia

Introdução

A Mata Atlântica é considerada como um dos biomas prioritários para a conservação da diversidade biológica em nível mundial. As estimativas preliminares para a Mata Atlântica como um todo sugere uma diversidade botânica mínima de 10.000 espécies, sendo que 53% das formas arbóreas, 74% das bromélias e 64% das palmeiras são endêmicas. Além da grande diversidade vegetal, a Mata Atlântica possui uma elevada riqueza de espécies de aves (940, sendo aproximadamente 214 de distribuição restrita) e mamíferos (mais de 260 espécies, das quais 73 são endêmicas). Os níveis de endemismo são ainda maiores para os anfíbios, sendo que 92% das 183 formas não são encontradas em nenhum outro bioma (Rylands, 1994).

O Parque Estadual do Rio Doce (PERD), assim como a Estação Biológica de Caratinga (EBC), áreas situadas na região da Mata Atlântica no estado de Minas Gerais e abrangidas pelo Vale do Rio Doce, têm sido objeto de várias pesquisas de curta e média duração (até 18 meses de monitoramento contínuo) enfocando as comunidades de pequenos mamíferos. Esses estudos tratam de aspectos ligados à composição e estruturação de comunidades, além de parâmetros populacionais de algumas das espécies mais abundantes (Fonseca & Kierulff, 1989; Stallings, 1989; Fonseca & Robinson, 1990; Stallings *et al.*, 1990a e 1990b; Grelle, 1996; Fonseca, 1997). Outros estudos na mesma região têm também acrescentado informações relativas à variação espaço-temporal de comunidades e populações de roedores e marsupiais, além de dados sobre a composição da mastofauna abrangendo diversas ordens (Hermann, 1991; Aguiar, 1994; Costa & Fonseca, 1995; Grelle *et al.*, 1996), incluindo predadores de grande porte e mamíferos semi-aquáticos. Portanto, já existe uma boa base de conhecimento sobre características básicas dessas comunidades, que se mostram bastante ricas em número de espécies e diversidade de guildas. Além disso, a composição das comunidades se mostra bastante variável entre localidades (*i.e.*, a região também apresenta alta diversidade beta para mamíferos). Muitos desses estudos também corroboram o elevado nível de endemismo.

Por outro lado, essa miríade de estudos relativamente recente tem ressaltado a existência de variações espaço-temporais bastante significativas na estrutura das comunidades de

pequenos mamíferos, assim como flutuações demográficas notáveis de algumas espécies ao longo do tempo. Embora algumas dessas variações, particularmente em nível das comunidades locais, possam ser parcialmente atribuídas a diferenças em parâmetros ligados à estrutura e complexidade dos habitats (Stallings, 1989; Fonseca & Robinson, 1990), permanecem ainda desconhecidas as influências de variáveis que operam na escala da paisagem, com repercussões para a mastofauna, as quais só podem ser identificadas em estudos de longa duração.

Ecossistemas florestais sujeitos a altos níveis de fragmentação e de isolamento dos remanescentes, particularmente aqueles originalmente ricos em espécies locais e regionalmente, como é o caso da Mata Atlântica do Vale do Rio Doce, estão especialmente susceptíveis a um processo severo de erosão de biodiversidade. Os altos níveis de endemismo freqüentemente registrados nesse bioma agravam a situação, dado que espécies raras ou de distribuição restrita tendem a ser eliminadas com maior facilidade como consequência da redução do habitat disponível.

Objetivos

Os objetivos do presente trabalho são:

- Continuar com o monitoramento de longa duração da fauna de pequenos mamíferos em duas áreas do PERD
- Formar uma base de dados que possa gerar subsídios e corroborar para estudos futuros sobre a fauna da Mata Atlântica e para sua conservação, em especial atenção ao Parque do Rio Doce devido a pressão antrópica sobre ele exercida.

Metodologia

No Parque Estadual do Rio Doce foram definidas duas áreas amostrais: Vinhático (mata secundária) e Campolina (área bem preservada). Nas áreas citadas acima, foram abertos três transectos lineares paralelos de 300m de comprimento, equidistantes 100 metros. Em cada transecto foram montados 15 postos de captura, distanciados 20 metros entre si. Cada ponto foi guarnecido com duas armadilhas de tamanhos diferentes: uma do tipo Tomahawk (40cm x 13cm x 13cm) e outra do tipo Sherman (23cm x 8cm x 8cm), dispostas alternadamente sobre o solo e no estrato inferior, presas em troncos ou cipós numa altura média de 1,5m. Utilizou-

se como isca algodão embebido em óleo de fígado de bacalhau e pedaços de bananas com aveia e canjiquinha.

As coletas foram realizadas bimestralmente entre os meses de novembro de 2000 a agosto de 2002. Dos indivíduos capturados foram anotadas as seguintes informações: espécie, localização espacial (área, transecto, estação, tipo de armadilha em que foi capturado, estrato terrestre ou média altura), dados individuais (características, dados reprodutivos, sexo, peso) e medidas morfológicas. Os indivíduos foram marcados através de anilhas numeradas e soltos no próprio posto de coleta.

Para a montagem da Coleção Testemunho alguns indivíduos de cada espécie coletada foram sacrificados, taxidermizados e depositados na Coleção de Referência do Laboratório de Mastozoologia do Departamento de Zoologia da UFMG.

Resultados

Foram realizadas até o momento dez coletas, (os dados da coleta de setembro de 2002 não estão apresentados nesse relatório). Em cada coleta foi realizado um esforço amostral de 450 armadilhas-noite para cada uma das 2 áreas. O esforço amostral total até o momento é de 9000 armadilhas-noite. Foram coletadas e identificadas até o momento 17 espécies de pequenos mamíferos, sendo oito roedores, seis marsupiais e um Lagomorpha, além de duas espécies de roedores ainda não identificadas (Tabela 4.4 1). Ao longo das 10 campanhas foram obtidas 449 capturas de 218 indivíduos. O sucesso de captura total, considerando as duas áreas, foi de 4,9%. *Micoureus demerarae* e *Didelphis aurita* estão entre as espécies mais abundantes. Entre os roedores a espécie mais abundante foi *Akodon cursor*, que vinha tendo poucas capturas nos anos anteriores.

Entre as áreas amostradas foram registradas dez espécies no Vinhático (sendo cinco da ordem Rodentia, e cinco da ordem Didelphimorfia) e quinze espécies (cinco da ordem Didelphimorfia, nove da ordem Rodentia e uma da ordem Lagomorpha) no Campolina.

Tabela 4.4.1 – Número de indivíduos e total de capturas de espécies de pequenos mamíferos em entre Novembro de 2000 a agosto de 2002

ORDEM	ESPÉCIE	Nº de Indivíduos	Total de Capturas
Didelphimorfia	<i>Caluromys philander</i>	11	15
	<i>Didelphis aurita</i>	51	97
	<i>Marmosops incanus</i>	1	1
	<i>Metachirus nudicaudatus</i>	20	27
	<i>Micoureus demerarae</i>	73	228
	<i>Gracilinanus agilis</i>	1	1
	Subtotal	71	174
Rodentia	<i>Akodon cursor</i>	29	44
	<i>Oryzomys</i> sp	10	12
	<i>Oryzomys laticeps</i>	3	4
	<i>Oryzomys megacephalus</i>	1	1
	<i>Oligoryzomys</i> sp	2	2
	<i>Rhipidomys</i> sp	2	2
	<i>Dasyprocta agouti</i>	4	4
	<i>Sciurus</i> sp	2	2
	n.i. 1	2	2
	n.i. 2	1	1
Subtotal	56	74	
Lagomorpha	<i>Silvilagus brasiliensis</i>	2	2
	Subtotal	2	2
TOTAL		129	250

Até o presente momento, apenas na coleta de dezembro de 2002 a área Campolina apresentou uma menor riqueza de espécies do que o Vinático (Figura 4.4.1). A partir da coleta de junho de 2001 o número total de capturas no Vinático aumentou, enquanto que no Campolina o total de capturas diminuiu, voltando a crescer nessa área a partir da coleta de fevereiro de 2002 (Figura 4.4.2). No Campolina a maior riqueza de espécies foi detectada na coleta de outubro de 2001 e junho de 2002, enquanto que no Vinático a variação na riqueza de espécies foi menor, com maior número de espécies capturadas em dezembro de 2001 e junho de 2002 (Figura 4.4.1).

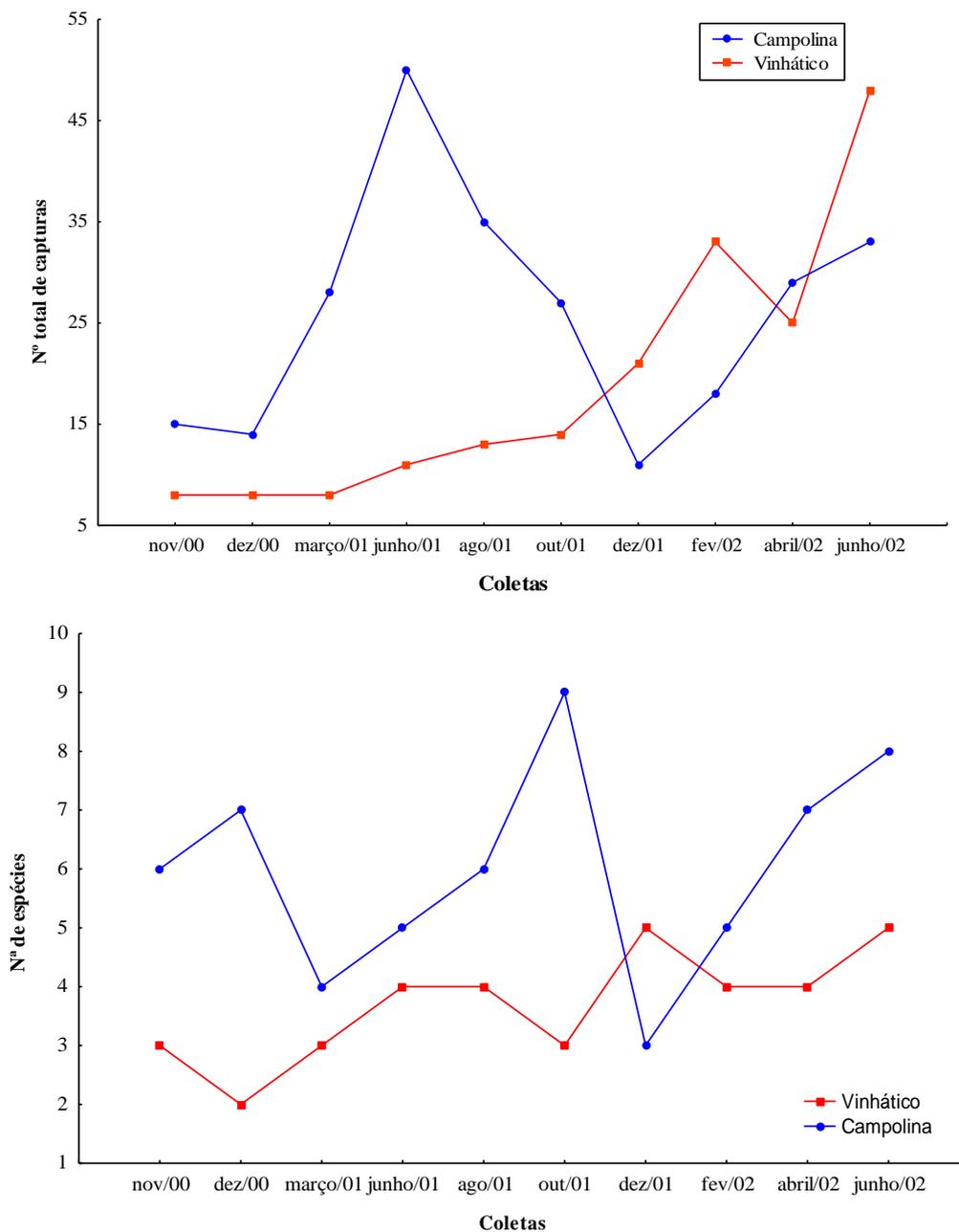


Figura 4.4.1 – Variação sazonal na riqueza de espécies de pequenos mamíferos nas áreas amostradas no PERD

Figura 4.4.2 – Variação sazonal no número total de capturas nas áreas amostradas no PERD

Referências Bibliográficas

- Alonso, L. E. & Agosti, D., 2000, Biodiversity Studies, Monitoring, And Ants: An Overview. *In: D. Agost, J. D. Majer, L. E. Alonso & Schultz (Eds.), Ants Standard Methods For Measuring And Monitoring Biodiversity*, Smithsonian Inst. Press, Washington And London.
- Andersen, A. N., 1990, the Use Of Ant Communities To Evaluate Change In Australian Terrestrial Ecosystems: A Review And A Recipe. *Proc. Ecol. Soc. Aust.*, 16; 347-357.
- Andersen, A. N., 1991, Parallels Between Ants And Plants: Implications For Community Ecology. *In: C. R. Huxley & D. F. Cutler (Eds.), Ant Plant Interections*, Oxford University Prees, Oxford.
- Andersson, L. 1988. Heliconiaceae. *In: The Families And Genera Of Vascular Plants IV: Flowering Plants. Monocolyledons*. Kubitzki, K. Ed. 226-229.
- Antunes, F. Z., 1986, Caracterização Climática Do Estado De Minas Gerais. *Inf. Agro.*, 12: 1-13.
- Barone, J., 1998, Host-Specificity Of Folivorous Insects In A Moist Tropical Forest. *J. Anim. Ecol.*, 67: 400-409.
- Basset, Y. & Novotny, V., 1999, Species Richness Of Insect Herbivore Communities On Ficus In Papua New Guinea. *Biol. J. Of The Linn. Soc.*, 67: 477-499.
- Basset, Y. Aberlenc, H. P. & Delvare, G., 1992, Abundance And Stratification Of Foliage Arthropods In Lowland Rain Forest Of Cameroon. *Ecol. Entomol.*, 17: 310-318.
- Basset, Y., 1991, Influence Of Leaf Traits On The Spatial Distribution Of Insect Herbivory Associated With An Overstorey Rainforest Tree. *Oecologia*, 87: 388-396.
- Basset, Y., 1992a, Host Specificity Of Arboreal And Free-Living Insect Herbivores In Rain Forests. *Biol. J. Linn. Soc.*, 47: 115-133.
- Basset, Y., 1992b, Influence Of Leaf Traits On The Spatial Distribution Of Arboreal Arthropods Within An Overstorey Rainforest Tree. *Ecol. Entomol.*, 17: 8-16.
- Basset, Y., 2000, Invertebrates In The Canopy Of Tropical Rain Forests: How Much Do We Realy Now? *Plant. Ecol.*: In Press.
- Basset, Y., Aberlenc, H. P., Barrios, H., Curletti, G., Bérenger, J., Vesco, J., Causse, P., Haug, A., Hennion, A., Lesobre, L., Marquès, F. & O'meara, R., 2001, Stratification And Diel Activity Of Arthropods In A Lowland Rainforest In Gabon. *Biol. J. Linn. Soc.*, 72: 585-607.

- Basset, Y., Samuelson, G. A., Allison, A. & Miller, S. E., 1996, How Many Species Of Host-Specific Insects Feed On A Species Of Tropical Tree? *Biol. J. Linn Soc.*, 59: 201-216.
- Basset, Y.; Springate, N.D.; Aberlenc, H.P. & Delvare, G. 1997. A Review Of Methods For Sampling Arthropods In Tree Canopies, In *Canopy Arthropods* (Eds N.E. Stork, J. Adis And R.K. Didham), Chapman & Hall, London, Pp. 27-52.
- Beattie, A. I., 1985, *Evolutionary Ecology Of Ant-Plant Mutualisms*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., 182p.
- Beaver, R. A., 1979, Host-Specificity Of Temperate And Tropical Animals. *Science*, 281: 139-141.
- Bell, G., Lechowicz, M. J. & Waterway, M. J., 2000, Environmental Heterogeneity And Diversity Of Sedges. *J. Of Ecol.*, 88: 67-87.
- Bentley, B. L., 1977, The Protective Function Of Ants Visiting Extrafloral Nectarines Of *Bixa Orellanna* L. (Bixacea). *J. Of Ecol.* 65: 27-38.
- Berry, F. & Kress, W.J. 1991. *Heliconia: An Identification Guide*. Smithsonian Institution Press, Washington And London, 334 Pp.
- Bestelmeyer, B. T. & Weins, J. A., 2001, Ant Biodiversity In Semiarid Landscape Mosaics: The Consequences Of Grazing Vs. Natural Heterogeneity. *Ecol. Appl.*, 11: 1123-1140.
- Borror, Donald J. & DeLong, Dwight M. 1969. *Introdução Ao Estudo Dos Insetos*. São Paulo, Ed Edgard Blucher LTDA. P.265-271, 653 Pp.
- Brian, M. V. & Brian, A. D., 1951, Insolation And Ant Populations In The West Of Scotland. *Trans. Of The R. Entomol. Soc. Of Lond.*, 02: 303-330.
- Brown, B. J. & Ewel, J. J., 1987, Herbivory In Complex And Simple Tropical Sucessional Ecosystems. *Ecology*, 68: 108-116.
- Brown, V. K., 1990, Insect Herbivory And Its Effect On Plant Succession. In: J. J. Burdon, & S. R. Leather (Eds.), *Pests, Pathogens And Plant Communities*, Blackwell, Oxford.
- Brown, W. L., 1973, A Comparison Of The Hylean And Congo-West African Ant Faunas. In: E. S. Meggers, E. S. Ayensu & Duckwork (Eds.), *Tropical Forest Ecosystems In Africa And South America: A Comparative Review*, Smithsonian Inst.Press, Washinton, D.C.
- Campos, W. G., Pereira, D. B. S. & Schoereder, J. H. Comparison Of The Efficiency Of Flight-Interception Trap Models For Sampling Hymenoptera And Other Insects. *Ecology, Behavior And Bionomics*, Setembro, 2000. *An. Soc. Entomol. Brasil* 29(3): 381-389.

- Carlton, C.E.; Robison H.W. (1998) Diversity Of Litter-Dwelling Beetles In The Ouachita Highlands Of Arkansas, USA (Insecta: Coleoptera). *Biodiversity And Conservation* 7, 1589-1605.
- Carvalho, A. M. C.; Mendes, J.; Marghiori, C. H. & Lomônaco, C. 1991. Variação Espacial E Sazonal De Dípteros Muscóides Em Duas Áreas De Cerrado No Município De Uberlândia - M.G. I. Calliphoridae E Muscidae. *R. Cent. Ci. Bioméd. Univ. Fed. Uberlândia* 7(1): 27-34.
- Coley, P. D. & Aide, T. M., 1991, A Comparison Of Herbivory And Plant Defenses In Temperate And Tropical Broad-Leaved Forest. *In: P. W. Price, T. M. Lewinsohn, G. W. Fernandes & W. W. Benson (Eds.), Plant-Animal Interactions: Evolutionary Ecology In Tropical And Temperate Regions*, John Wiley & Sons, New York.
- Coley, P. D. & Barone, J. A., 1996, Herbivory And Plant Defenses In Tropical Forests. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 27: 305-335.
- Coley, P. D., 1983, Herbivory And Defensive Characteristics Of Tree Species In A Lowland Tropical Forest. *Ecol. Monogr.*, 53: 209-233.
- Coley, P. D., Bryant, J. P. & CHAPIN, F. S. III, 1985, Resource Availability And Plant Antiherbivore Defense. *Science*, 230: 890-899.
- Connell, J. H. & Slatyer, R. O., 1977, Mechanisms Of Succession In Natural Communities And Their Role In Community Stability And Organization. *Am. Nat.*, 982: 1119-1141.
- Connor, E. F., Feath, S. H., Somberloff, D. & Opler, P. A., 1980, Taxonomic Isolation And The Accumulation Of Herbivorous Insects: A Comparison Of Introduced And Native Trees. *Ecol. Entomol.*, 5: 205-211.
- Costa, L.P. & Fonseca, G.A.B. 1995. Mamíferos Da Bacia Do Rio Piracicaba. Relatório Temático, PADCT/CIAMB.
- Crawley, M. J, 1997, *Plant Ecology*. Blackwell Science, University Press, Cambridge, Oxford. 717p.
- Crawley, M. J., 1993, *GLIM For Ecologists*. Blackwell Scientific Publications. 379p.
- Cushman, J. H. & Beattie, A. I., 1991, Mutualisms: Assessing The Benefits To Hosts And Visitors. *Tree*, 6: 193-195.
- Davidson, D. W., 1997b, Species Diversity And Community Organization In Deserts Seed-Eating Ants. *Ecology*, 58: 711-724.
- Davidson, D. W., Mckey D. 1993, The Evolutionary Ecology Of Symbiotic Ant-Plant Relationships. *J. Hym. Res.*, 2: 13-83.

- Davidson, D. W., 1997a, The Role Of Resource Imbalances In The Evolutionary Ecology Of Tropical Arboreal Ants. *Biol. J. Linn. Soc.*, 61: 153-181.
- Davidson, D. W., 1997b, Foraging Ecology And Community In Deserts Seed-Eating Ants. *Ecology*, 58: 725-737.
- Delabie, J. H. C., 1995, Formigas Associadas Aos Nectários Extraflorais De *Epidendrum Cinnabarium* Salzm. (Orchidaceae) Numa Área De Restinga Na Bahia. *An. Soc. Entomol. Bra.*, 24(3): 479-487.
- Del-Claro, K. & Oliveira, P. S., 1999, Ant-Homoptera Interactions In A Neotropical Savana: The Honeydew-Producing Treehopper *Guayaquila Xiphias* (Membracidae) And Its Ant Fauna On *Didymopanax Vinosum* (Araliaceae). *Biotropica*, 31(1): 135-144.
- Del-Claro, K., 1995, Plantas Herbívoros E Formigas: Interações Tri-Tróficas E A Vegetação De Cerrado. *Rev. C. C. Biom.*, 11: 43-48.
- Dias, E. S. 1982. Levantamento Taxonômico E Sinantrópico Da Fauna De Sarcophagidae (Diptera) Em Belo Horizonte, MG Tese De Mestrado UFMG. Belo Horizonte.
- Dias, E. S.; Neves, D.P. & Lopes, H. S. 1984. Estudos Sobre A Fauna De Sarcophagidae (Diptera) De Belo Horizonte, Minas Gerais. II - Variação Sazonal. *Memórias Do Instituto Oswaldo Cruz*. 79(4): 409-412.
- Didham, R.K.; Hammond P.M.; Lawton, J.H.; Eggleton P.; Stork, N.E. (1998) Beetle Species Responses To Tropical Forest Fragmentation. *Ecological Monographs* 68 (3), Pp.295-323.
- Didhan, R.K., Lawton, J.H., Hammond, P.M. & Eggleton, P. 1998. Trophic Structure Stability And Extinction Dynamics Of Beetles (Coleoptera) In Tropical Forest Fragments. *Philosophical Transaction Royal Society London B* 353:437-451.
- Diel-Fleig, E., 1995, Interação Formiga, Planta E Herbívoro. *In: A. B. Rambo* (Eds.), *Formigas: Organização Social E Ecologia Comportamental*. Unisinos, São Leopoldo,
- Edwards-Jones, G. & Brown, V. K., 1993, Successional Trends In Insect Herbivore Population Densities: A Field Test Of A Hypothesis. *Oikos*, 66: 463-471.
- Ehrlich, P. R. & RAVEN, P. H., 1964, Butterflies And Plants: A Study In Coevolution. *Evolution*, 18: 586-608.
- Emmons, L. H. & Feer, F. 1997. Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide. 2 Ed. The University Of Chicago Press: P. 270-271.
- Erwin, T. L., 1988, The Tropical Forest Canopy. The Heart Of Biotic Diversity. *In: E. O. Wilson* (Ed.), *Biodiversity*, National Academy Press, Washington.

- Erwin, T. L., 1989a, Canopy Arthropod Biodiversity: A Chronology Of Sampling Techniques And Results. *Rev. Per. Entomol.*, 32: 71-77.
- Erwin, T. L., 1989b, Sorting Tropical Forest Canopy Samples. *Ins. Coll. News*, 2: 8.
- Erwin, T. L., 1991, How Many Species Are There: Revisited. *Conserv. Biol.*, 5: 330-333.
- Estrada, C. M. & Fernández, F. C., 1999, Diversidad De Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) Em Un Gradiente Sucesional Del Bosque Nublado (Nariño, Colombia). *Rev. Biol. Trop.*, 47(1-2): 189-201.
- Farrel, B. D., Dussourd, D. E. & Mitter, C., 1991. Escalation Of Plant Defense: Do Latex And Resin Canals Spur Plant Diversification? *Am. Nat.*, 138: 881-900.
- Ferreira, M. J. M. 1978. Sinantropia De Dipteros Muscóides De Curitiba, Paraná I: Caliphoridae. *Revista Brasileira De Biologia* 38(2): 445-454
- Ferreira, M. J. M. 1983. Sinantropia De Calliphoridae (Diptera) Em Goiânia, Goiás. *Revista Brasileira De Biologia* 43(2): 199-210.
- Fisher, B. L. & Robertson, H. G., 2002, Comparison And Origin Of Forest And Grassland Ant Assemblages In High Plateau Of Madagascar (Hymenoptera: Formicidae). *Biotropica*, 34(1): 155-167.
- Fonseca, G. A. B. & Robinson, J. 1990. Forest Size And Structure: Competitive And Predatory Effects On Small Mammal Communities. *Biological Conservation* 53: 265-294.
- Fonseca, G.A.B. & Kierulff, M.C.M. 1989. Biology And Natural History Of Brazilian Atlantic Forest Small Mammals. *Bull. Florida State Museum Biological Sciences*. 34 (4):99-152.
- Fonseca, M.T. 1997. A Estrutura Da Comunidade De Pequenos Mamíferos Em Um Fragmento De Mata Atlântica E Monocultura De Eucalipto: A Importância Da Matriz De Hábitat. Dissertação De Mestrado, ICB, Universidade Federal De Minas Gerais.
- Fontenelle, J.C.R., 1998. Efeito Da Composição E Abundância De Espécies De Presas No Comportamento De Predação De *Rubrica Nasuta* (Christ.) 1791 (Sphecidae: Nyssoninae). Dissertação De Mestrado, Universidade Federal De Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 77 Pp.
- Fontenelle, J.C.R., CASTRO, F.S., PASCHOALINI, E.L., ALMEIDA, J.C. & MARTINS, R.P., 2000. Composition And Relative Abundance Of Diptera Families (Excluding Nematocera And Acalyptratae) Collected By Malaise Traps, Within And Outside Forest Fragments In Two Different Areas. Abstract Book I – XXI International Congress Of Entomology.

- Fox, L. R. & MORROW, P. A., 1992, Eucalypt Respost To Fertilization And Reduced Herbivory. *Oecologia*, 89: 214-222.
- Frank, S. A., 1997, Recognition And Polymorphism In Host-Parasite Systems. *In*: W. D. Hamilton & J. C. Howard (Eds.), *Infection, Polymorphism And Evolution*. Chapman & Hall, London.
- Fritz, R. S. & Price, P. W., 1988, Genetic Variation Among Plants And Insect Community Structure: Willows And Sawflies. *Ecology*, 69: 845-856.
- Frouz, J. 1999. Use Of Soil Dwellind Diptera (Insecta, Diptera) As Bioindicators: A Review Of Ecological Requirements And Response To Disturbance. *Agriculture, Ecosystems And Environment*, 74: 167-189.
- Futuyma, D. J., 1976, Food Plant Specialization And Environmental Predictability In Lepidoptera. *Am. Nat.*, 110: 285-292.
- Gilhuis, J.P. 1986. Vegetation Survey Of The Parque Florestal Estadual Do Rio Doce, MG, Brasil. Viçosa, MG: UFV, IEF, Msc. Thesis, Agricultural University Wageningen, 112 Pp.
- Graçando, D. 1997. Levantamento Preliminar De Pteridophyta E Caracterização Morfo-Anatômica Das Espécies De Pteridaceae Do Parque Estadual Do Rio Doce. Tese De Mestrado, Universidade Federal De Viçosa, MG, 127 Pp.
- Greenberg B. 1971. Flies And Disease: Volume I, Ecology, Classification And Biotic Associations. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Greenslade, P. J. M. & Greenslade, P., 1977, Some Effects Of Vegetation Cover And Disturbance On A Tropical Ant Fauna. *Insect. Soc.*, 24: 163-182.
- Grelle, C.E.V. 1996. Análise Tridimensional De Uma Comunidade De Pequenos Mamíferos. Dissertação De Mestrado, ICB, Universidade Federal De Minas Gerais.
- Grelle, C.E.V.; Fonseca, M.T. & Fonseca, G.A.B. 1996. Endemismo E Extinção De Mamíferos Brasileiros. Caderno De Resumos Do 3o Congresso De Ecologia Do Brasil - Brasília, DF.
- Gross, N. D., Terty, S. D., Feener-JR, D. H. & Coley, P. D., 2000, Monodominance In An African Rain Forest: Is Reduced Herbivory Important? *Biotropica*, 32: 430-439.
- Guimarães, J.H.; Prado, A. P. & Buralli, G. M. 1979. Dispersal And Distribution Of Three Newly Introduced Species Of *Chrysomya* Robineau-Desvoidy In Brazil (Diptera, Calliphoridae). *Revista Brasileira De Entomologia* 23(4): 245-255.

- Gunnarsson, B., 1992, Fractal Dimension Of Plants And Body Size Distribution In Spiders. *Funct. Ecol.*, 6: 636-641.
- Hamilton, W. D., 1991, The Seething Genetics Of Heath And The Evolution Of Sex. *In: S. Osawa & T. Honjo (Eds.), Evolution Of Life. Fossil, Molecules, And Culture*, Springer-Verlag, Tokio.
- Hamilton, W. D., Axerold, R. & Tanese, R., 1990, Sexual Reproduction As An Adaptation To Resist Parasites (A Review). *Proc. Natl. Acad. Sci. – Evolution*, 87: 3566-3573.
- Harper, J. L., 1981, The Concept Of Population In Modular Organisms. *In: R. W. May (Ed.), Theor. Ecol. (Second Edition)*, Blackwell Scientific Publication, Oxford.
- Heil, M., 1998, Quantitative Kosten-Nutzen-Analyse Verschiedener Ameisen-Pflanzen-Assoziationen Innerhalb Der Gattung *Macaranga*. Wissenschaft Und Technik, Berlin.
- Heil, M., Fiala, B., Kaiser, w. & Linsenmair, K. E., 1998, Chemical Contents Of *Macaranga* Food Bodies: Adaptations To Their Role In Ant Attraction And Nutrition. *Funct. Ecol.* 12: 118-122.
- Heil, M., Fiala, B., Maschwitz, U. & Linsenmair, K. E., 2001, On Benefits Of Indirect Defence: Short- And Long-Term Studies Of Antiherbivore Protection Via Mutualistic Ants. *Oecologia*, 126: 395-403.
- Hermes, D. A. & Mattson, W. J., 1992, The Dilemma Of Plants: To Grow Or Defend. *Q. Rev. Biol.*, 67: 283-335.
- Herrmann, G. 1991. Estrutura De Comunidades De Pequenos Mamíferos Em Áreas Secundárias De Mata Atlântica. Dissertação De Mestrado, ICB, Universidade Federal De Minas Gerais.
- Holdridge, L.R. 1987. Ecologia Basada En Zonas De Vida. San José, Costa Rica, IICA.216
- Hutcheson, J.A. & Kimberley, M.O.1999. A Pragmatic Approach To Characterising Insect Communities In New Zeland: Malaise Trapped Beetles. *New Zeland Journal Of Ecology* 23(1):69-79.
- Hutcheson, J.A.1990. Characterisation Of Terrestrial Insect Communities Using Malaise Trapped Coleoptera. *Ecological Entomology* 15:143-151.
- Huxley, C. R., 1991, Ants And Plants: A Diversity Of Interactions. *In: C. R. Huxley & D.F.Cutler (Eds.), Ant-Plant Interactions*, Oxford University Press, Oxford.
- IEF – INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS, 1994a. Pesquisas Prioritárias Para O Parque Estadual Do Rio Doce, Brasil. Belo Horizonte. 35 Pp.

- IEF – INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS, 1994b. Coletânea Bibliográfica Sobre O Parque Estadual Do Rio Doce. Belo Horizonte. 61 Pp.
- IEF- Instituto Estadual De Florestas. Encarte I- Informações Gerais Da Unidade De Conservação: Parque Estadual Do Rio Doce (2001).
- Janzen, D. H., 1966, Coevolution Of Mutualism Between Ants And Acacias In Central America. *Evolution*, 20: 249-275.
- Janzen, D. H., 1967, Interections Of Bull's-Horne Acacias (*Acacia Cornigera*) Whith An Ant Inhabitant (*Pseudomyrmex Ferruginea* F.) In Eastern Mexico. *University Of Kansas Science Bulletin*, 47: 315-558.
- Janzen, D. H., 1985, Plant Defenses Against Animals In Amazonian Rainforest. In: G. T. Prance & T. E. Lovejoy (Eds.), *Amazonia*. Pergamon Press, Oxford.
- Janzen, D. H., 1988, Ecological Characterization Of A Costa Ricans Dry Forest Caterpillar Fauna. *Biotropica*, 20: 120-135.
- Janzen, D. H., 1993, Caterpillar Seasonality In Costa Rican Dry Forest. In: N. E. Stamp & T. M. Casey (Ed), *Caterpillars: Ecological And Evolutionary Constraints On Foraging*. Chapman And Hall, New York.
- Jolivet, P . 1992. Insects And Plants – Parallel Evolution And Adaptations. 2 Ed. Florida, Ed Sandhill Crane Press, INC.
- Kaspari, M., 1993, Body Size And Microclimate Use In Neotropical Granivorous Ants. *Oecologia (Berl.)* 96: 500-507.
- Kaspari, M., 2000, A Primer Of Ant Ecology. In: D. Agost, J. D. Majer, L. E. Alonso & Schultz (Eds.), *Ants Standard Methods For Measuring And Monitoring Biodiversity*, Smithsonian Inst. Press, Washington And London.
- Kitching, R.L.; Daiqin LI & Stork, N.E. 2001. Assessing Biodiversity 'Sampling Packages': How Similar Are Arthropod Assemblages In Different Tropical Rainforests? *Biodiversity And Conservation* 10: 793-813.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row, Cambridge. 654 Pp
- Lawman, M. D. & Moffett, M. W., 1993, Ecology Of Tropical Rain Canopies. *Trend. Ecol. Evol.*, 8: 104-107.
- Lawman, M. D., 1985, Temporal And Spatial Variability In Insect Grazing Of The Canopies Of Five Australian Rainforest Trees. *Aust. J. Ecol.*, 10: 7-24.

- Lawman, M. D., 1995, Herbivory As A Canopy Process In Rain Forest Tree. *In*: M. D. Lowman & N. M. Nadkarni (Eds.), *Forest Canopies*. Academic Press, San Diego, California.
- Lawton, J. H. & Price P. W., 1979, Species Richness Of Hosts: Agromyzid Flies On The British Umbelliferae. *J. Anim. Ecol.*, 48: 619-637.
- Lawton, J. H. & Schröder, D., 1977, Effects Of Plant Type, Size Of Geographical Range Taxonomic Isolation On Number Of Insect Species Associated With British Plants. *Nature*, 265: 137-140.
- Lawton, J. H., 1978, Host-Plant Influences On Insect Diversity: The Effects Of Space And Time. *Symp. R. Entomol. Soc. Lond.*, 9: 105-125.
- Lawton, J. H., 1982, Vacant Niches And Unsaturated Communities: A Comparison Of Bracken Herbivores At Sites On Two Continents. *J. Anim. Ecol.*, 51: 573-595.
- Lawton, J. H., 1983, Plant Architecture And The Diversity Of Phytophagous Insects. *Ann. Rev. Entomol.*, 28: 23-39.
- Lawton, J. H., 1986, Superface Availability And Insect Community Structure: The Effects Of Architecture And Fractal Dimension Of Plants. *In*: B. E. Juniper & T. R. E. Southwood (Eds), *Insects And The Plant Surface*. Edward Arnold, London.
- Leather, S. R., 1986, Insect Species Richness Of The British Rosaceae: The Importance Of Host Range, Plant Architecture, Age Of Establishment, Taxonomic Isolation And Species-Area Relationships. *J. Anim. Ecol.*, 55: 841-860.
- Leston, D., 1978, A Neotropical Ant Mosaic. *Ann. Of Entomol. Soc. Of Ame.*, 1: 649-653.
- Levings, S. C., 1983, Seasonal And Annual And Among-Site Variation In The Ground Ant Community Of A Deciduous Tropical Forest:: Some Causes Of Patchy Species Distributions. *Ecology*, 74: 1802-1812.
- Lopes, W. P., 1988, Florística E Fitosociologia De Um Trecho De Vegetação Arbórea No Parque Estadual Do Rio Doce, Minas Gerais. *Tese De Mestrado*, Universidade Federal De Viçosa, 72p.
- Lopes, W.P. 1998. Florística E Fitossociologia De Um Trecho De Vegetação Arbórea No Parque Estadual Do Rio Doce, Minas Gerais. *Tese De Mestrado*, Universidade Federal De Viçosa, 72 Pp.
- Maddox, G. D. & Root, R. B., 1990, Structure Of The Encounter Between Goldenrod (*Solidago Altissima*) And Its Diverse Insect Fauna. *Ecology*, 71: 2115-2125.

- Madeira, N.G. 1985. Sinantropia De Calliphoridae (Díptera) Em Belo Horizonte, M.G. Tese De Mestrado UFMG. Belo Horizonte.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological Diversity And Its Measurement. Crom Helm, London, 200 Pp
- Majer, J. D., 1972, The Ant Mosaic Of Cocoa Ghana Farms. *Bull. Of Entomol. Res.*, 62: 151-160.
- Majer, J. D., 1993, Comparison Of The Arboreal Ant Mosaic In Ghana, Brazil, Papua New Guinea, And Australia – Its Structure And Influence On Arthropod Diversity. *In: Lasalle, J. & Gould, I. (Eds.), Hymenoptera And Biodiversity*, CAB International, Wallingford.
- Majer, J. D., Delabie J. H. C. & Smith, M. R. B., 1994, Arboreal Ant Patterns On Brazilian Cocoa Farms. *Biotropica*, 28(1): 73-83.
- Marinoni,R.C.; Ganho N.G.; Monné, M.L.; Mermudes, J.R.M. (2001) Hábitos Alimentares Em Coleoptera (Insecta), Ed. Holos- 1a. Edição.
- Marquis, R. J., 1991, Herbivore Fauna Of *Piper* (Piperaceae) In Costa Rican Wet Forest: Diversity, Specificity And Impact. *In: P. W. Price, T. M. Lewinsohn, G. W. Fernandes & W. W. Benson (Eds.), Plant-Animal Interactions: Evolutionary Ecology In Tropical And Temperate Regions*. John Wiley & Sons, New York.
- Martini-Filho, O. J., 1999, Distribution, Composition And Dispersal Of Ant Gardens And Tending Ants In Central Amazonian Habitats. *Trop. Zool.* 12: 289-296.
- Moffett, M. W., 2000, What'S “Up”? A Critical Look At The Basic Terms Of Canopy Biology. *Biotropica*, 32 (4a): 569-596.
- Molano, A., 1994, Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) Del Bosque Seco Tropical Y De Agrosistemas De La Región De Zambrano, Bolivar. *Tesis De Pregrado*, Universidad Nacional De Colombia, Santafé De Bogotá, 227p.
- Moore, L. V., Myers, J. H. & Eng, R., 1988, Western Tent Caterpillars Prefer The Sunny Side Of The Tree, But Why? *Oikos*, 51: 321-326.
- Moran, N., 1981, Intraspecific Variability In Herbivore Performance And Host Quality: A Field Study Of *Uroleucon. Caligatum* (Homoptera: Aphididae) And Its *Solidago* Hosts (Asteraceae). *Ecol. Entomol.*, 6: 301-306.
- Moran, V. C. & Southwood, T. R. E., 1982, The Guild Composition Of Arthropod Communities In Trees. *J. Anim. Ecol.*, 51: 289-306.

- Morse, D. R., Stork, N. E. & Lawton, J. H., 1988, Species Number, Species Abundance And Body Length Relationships Of Arboreal Beetles In Borean Lowland Rain Forest Trees. *Ecol. Entomol.*, 13: 25-37.
- Morton, S. R. & Davidson, D. W., 1988, Comparative Structure Of Harvester Ant Communities In Arid Australia And North America. *Ecol. Monogr.*, 58: 19-38.
- Neuvonen, S. & Niemelä, P., 1981, Species Richness Of Macrolepidoptera On Finnish Deciduous Trees And Shrubs. *Oecologia*, 51: 364-370.
- Nico, B., Verhaagh, M. & Goitia, W., 2000, How Plants Shape The Ant Community In The Amazonian Rainforest Canopy: The Key Role Of Extrafloral Nectarines And Homopteran Honeydew. *Oecologia*, 125: 229-240.
- Norse, D. R., Stork, N. E. & Lawton, J. H., 1988, Species Number, Species Abundance And Body Length Relationships Of Arboreal Beetles In Bornean Lowland Rain Forest Tree. *Ecol. Entomol.*, 13: 25-37.
- Novotny, V. & Basset, Y., 2000, Rare Species In Communities Of Tropical Insect Herbivores: Pondering The Mystery Of Singletons. *Oikos*, 98: 564-572.
- Novotny, V., Basset, Y., Miller, S. E., Weiblen, G. D., Bremer, B., Cizek, L. & Drozd, P., 2002, Low Host Specificity Of Herbivorous Insects In A Tropical Forest. *Nature*, 416: 841-844.
- Oliveira, M.L.; Morato, E. F. & Garcia, M.V.B. 1995. Diversidade De Espécie E Densidade De Ninhos De Abelhas Sociais Sem Ferrão (Hymenoptera:Apidae:Meliponinae) Em Floresta De Terra Firme Na Amazônia Central. *Revista Brasileira De Zoologia*. 12(1):13-24.
- Oliveira, P. S. & Brandão, C. R. F., 1991, The Ant Community Associate With Extrafloral Nectarines In The Brazilian Cerrados. *In: C. R. Huxley & D. F. Cutler (Eds.), Ant Plant Interactions*, Oxford University Press, Oxford.
- Paglia, AP, P De Marco Jr, FM Costa, RF Pereira & G Lessa. 1995. Heterogeneidade Estrutural E Diversidade De Pequenos Mamíferos Em Um Fragmento De Mata Secundária De Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira De Zoologia*, 12: 67-79.
- Parker, G. G., 1995, Structure And Microclimate Of Forest Canopies. *In: M. D. Lowman & N. M. Nadkarni (Eds.), Forest Canopy*. Academic Press, California.
- Perry, D. R., 1978, A Method Of Access Into The Crowns Of Emergent And Canopy Tree. *Biotropica*, 10: 155-157.
- Pielou, E.C. 1975. *Ecological Diversity*. Wiley-Interscience Publication, New York, 165 Pp.

- Pimentel, D., 1961, Species Diversity And Insect Population Outbreaks. *Ann. Entomol. Soc. Am.*, 54: 76-86.
- Pizo, M. A. & Oliveira, P. S., 2000, The Use Of Fruits And Seeds By Ants In The Atlantic Forest Of Southeast Brazil. *Biotropica*, 32(4b): 851-861.
- Prado, A.P. & GUIMARÃES, J.H. 1982. Estado Atual De Dispersão E Distribuição Do Gênero *Chrysomya* Robineau-Desvoidy Na Região Neotropical (Diptera, Calliphoridae). *Revista Brasileira De Entomologia* 26(3/4):225-231.
- Price, P. W., DINIZ, I. R., MORAIS, H. C. & MARQUES, E. S. A., 1995, The Abundance Of Insect Herbivore Species In The Tropics: The High Local Richness Of Rare Species. *Biotropica*, 27: 468-472.
- Ribeiro, S. P. & Brown, V. K., 1999, Insect Herbivory Within Tree Crowns Of *Tabebuia Aurea* And *T. Ochracea* (Bignoniaceae): Contrasting The Brazilian Cerrado With The Wetland "Pantanal Matogrossense". *Selbyana*, 120: 159-170.
- Ribeiro, S. P., 1999, The Role Of Herbivory In *Tabebuia* Spp. Life History And Evolution. *Ph.D. Thesis*, Imperial College At Silwood Park, Ascot.
- Ribeiro, S. P., 2003, Insect Herbivores In The Canopies Of Savannas And Rainforests. In Y. Basset, V. Novotny, S. Miller & R. Kitching (Eds.), *Arthropods Of Tropical Forests: Spatio-Temporal Dynamics And Resource Use In The Canopy*. Cambridge Press, New York (In Press).
- Richards, P. W., 1996, Tropical Rain Forest. Second Edition, Cambridge University Press, 575p.
- Roland, J. & Taylor, P. D. 1997. insect Parasitoid Species Respond To Forest Structure At Different Spatial Scales. *Nature* (386):710-713.
- Romesburg, H.C. 1984. Cluster Analysis For Researchers. Lifetime Learning Publications, Belmont, California. 543 Pp.
- Room, P. M., 1971, The Relative Distribution Of Ant Species In Ghana's Cocoa Farms. *J. Of Anim. Ecol.*, 40:735-751.
- Root, R. B., 1973, Organization Of A Plant-Arthropod Association In Simple And Diverse Habitats: The Fauna Of Collards (*Brassica Oeracea*). *Ecol. Monogr.*, 43: 95-124.
- Roth, D. S., Perfecto, I. & Rathcke, B., 1994, The Effects Of Management Systems On Ground-Foraging Ant Diversity In Costa Rica. *Ecol. Appl.*, 4: 423-436.
- Roubik, D.W. 1989. Ecology And Natural History Of Tropical Bees. 1989. Cambridge Tropical Biology Series. Cambridge University Press, 513 Pp.

- Rylands, A.B. & Keuroghlian, A. 1988. Primate Populations In Continuous Forest And Forest Fragments In Central Amazonia. *Acta Amazonica*, 18(3-4):291-307.
- Rylands, A.B. 1994. Seminário Sobre Pesquisas Prioritárias Para O Parque Estadual Do Rio Doce, 07 À 10 De Março De 1994, Parque Estadual Do Rio Doce, Minas Gerais. Engevix Engenharia S.A., Belo Horizonte E Instituto Estadual De Florestas, Minas Gerais. Maio De 1994. 61pp.
- Sakagami, S.F.; Laroca, S. & Moure, J.S. 1967. Wild Bee Biocenotics In São José Dos Pinhais (PR), South Brazil. Preliminary Report. *Journal Do Faculty Of Science Of Hokkaido University. Serie VI, Zoology*, 16:253-282.
- Sanson, D. A., Rickart, E. A. & Gonzales, P. C., 1997, Ant Diversity And Abundance Along An Elevational Gradient In The Philippines. *Biotropica*, 29: 349-363.
- Schowalter, T. D., Hargrove, W. W. & Crossley-JR., D. A., 1986, Herbivory In Forest Ecosystems. *Ann. Rev. Entomol.*, 31: 177-196.
- Scougall, S. A., MAJER, J. D. & HOBBS, R. J., 1993, Edge Effects In Grazed And Ungrazed Western Australian Wheat-Belt Remnants In Relation To Ecosystem Reconstruction. *Chipping Norton*, 163-178P
- Seifert, R.P. & Seifert, F.H. 1976. A Community Matrix Analysis Of *Heliconia* Insect Communities. *The American Naturalist*, 110: 461-483.
- Seifert, R.P. & Seifert, F.H. 1979a. A *Heliconia* Insect Community In A Venezuelan Cloud Forest. *Ecology*, 60(3): 462-467.
- Seifert, R.P. & Seifert, F.H. 1979b. Utilization Of *Heliconia* (Musaceae) By The Beetle *Xenarescus Monocerus* (Oliver) (Crysomelidae: Hispinae) In A Venezuelan Forest. *Biotropica*, 11(1): 51-59.
- Silveira, F.A E Cure, J.R. 1993. High Altitude Bee Fauna Of Southeastern Brazil: Implications For Biogeographic Patterns. (Hymenoptera: Apoidea). *Study Of The Neotropical Fauna Environment*. 28(1): 47-55.
- Silveira, F.A.& Campos, M.J.O. 1995. A Melissofauna De Corumbataí (SP) E Paraopeba(MG) E Uma Análise Da Biogeografia Das Abelhas Do Cerrado Brasileiro (Hymenoptera:Apoidea). *Revista Brasileira De Entomologia*. 39(2):371-401.
- Silveira, F.A.; Rocha, L.B.; Oliveira, M.J.F.; Cure, J.R. 1993. Abelhas Silvestres (Hymenoptera:Apoidea) Da Zona Da Mata De Minas Gerais II. Diversidade, Abundância E Fontes De Alimento Em Uma Pastagem Abandonada Em Ponte Nova. *Revista Brasileira De Entomologia*. 37(3): 611-638.

- Smallwood, J., 1982, Nest Relocations In Ants. *Insec.Soc.*, 29: 311-315.
- SOCT – Sistema Operacional De Ciência E Tecnologia. 1981. Fundação Centro Tecnológico De Minas Gerais – CETEC. Programa De Pesquisas Ecológicas Do Parque Estadual Do Rio Doce. Belo Horizonte V.2.
- Sokal, R.R. & Roulf, F.J. 1995. biometry 3a Ed. W.H. Freeman And Co., New York.
- Southwood, T. R. E., 1978, The Components Of Diversity. *Symp. R. Entomol. Soc. Lond.*, 9: 105-125.
- Souza, A. M.; Teixeira, F. P.; Ribeiro, I. R.; Pena, L. M.; Oliveira, M. D. & Lomônaco, C. 1990. R. Cent. Ci. Bioméd. Univ. Fed. Uberlândia 6(1): 9-14.
- Souza-Silva, M., Fontenelle, J.C.R. & Martins, R.P. 2001. Seasonal Abundance And Species Composition Of Flower-Visiting Flies. *Neotropical Entomology* 30(3): 351-359.
- Stallings, J. R. 1988. Small Mammals Inventories In An Eastern Brazilian Park. *Bull. Florida State Museum Biological Sciences* 34: 153-200.
- Stallings, J. R.; Fonseca, G.A.B.; Pinto, L.P.S.; Aguiar, L.M.S.; Sabato, E.L. 1990a. Mamíferos Do Parque Florestal Do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Revta. Bras. Zool.*, 7 (4):663-677, 1990.
- Stallings, J.R.; Pinto, L.P. De S.; Aguiar, L. And Sábato, E.L. 1990b. A Importância Dos Distúrbios Intermediários Na Manutenção Da Diversidade Da Fauna Em Uma Floresta Tropical. In: Atas Do Encontro De Ecologia Evolutiva, Rio Claro, 1989. Pp43-58.
- Stork, N. E., 1987, Guild Structure Of Arthropod From Bornean Rain Forest Trees. *Ecol. Entomol.*, 12: 69-80.
- Stork, N. E., 1988, Insect Diversity: Facts, Fiction An Speculation. *Biol. J. Linn. Soc.*, 35: 321-337.
- Stork, N. E., 1991, The Composition Of The Arthropod Fauna Of Bornean Lowland Rain Forest Trees. *J. Trop. Ecol.*, 7: 161-180.
- Strong, D. R. & Levin, D. A., 1979, Species Richness Of Plant Parasites And Growth Form Of Their Host. *Am. Nat.*, 114: 1-22.
- Strong, D. R., Lawton, J. H. & Southwood, T. R. E., 1984, Insects On Plant. Community, Patterns And Mechanisms. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. 313p.
- Strong, D.R. Jr. 1982. Harmonious Coexistence Of Hispine Beetles On Heliconia In Experimental And Natural Communities. *Ecology*, 63(4): 1039-1049.
- Sumida, B. H., Houston, A. I., Mcnamara, J. M. & Hamilton, W. D., 1990, Genetic Algorithms And Evolution. *J. Of Theor. Biol.*, 147: 59-84.

- Terborgh, J., 1985, The Vertical Component Of Plant Species Diversity In Temperate And Tropical Forests. *Ame. Natural.*, 126: 760-776.
- Tobin, J. P., 1991, A Neotropical Rainforest Canopy, Ant Community: Some Ecological Considerations. *In: C. R. Huxley & D. F. Cutler (Eds.), Ant-Plant Interactions*, Oxford University Press, Oxford.
- Tobin, J. P., 1997, Competition And Coexistence Of Ants In A Small Patch Of Rain Forest Canopy In Peruvian Amazonia. *J. New York Entomol. Soc.*, 105(1-2): 105-112.
- Torres, J. A., 1984, Diversity And Distribution Of Ant Communities In Puerto Rico. *Biotropica*, 16: 296-303.
- Townes, H. 1962. Design For A Malaise Trap. *Proceedings Of Entomological Soc. Washington* 64:253-262.
- Vandermeer, J. 1981. *Elementary Mathematical Ecology*. Wiley-Interscience Publication, New York. 265 Pp.
- Vasconcelos, H. L. & DAVIDSON, D. W., 2000, Relationship Between Plant Size And Ant Associate In Two Amazonian Ant- Plants. *Biotropica*, 51: 21-41.
- Vasconcelos, H. L. & Casimiro, A. B., 1997, Influence Of *Azteca alfari* Ants On The Exploitation Of *Cecropia* Trees By A Leaf-Cutting Ant. *Biotropica*, 29:84-92.
- Vasconcelos, H. L., 1999. Effects Of Forest Disturbance On The Structure Of Ground-Foraging Ant Communities In Central Amazonia. *Biodiv. Conserv.*, 8: 409-420.
- Vasconcelos, H. L., Vilhena, J. M. S. & Caliri, G. J. A., 2000, Responses Of Ants To Selective Logging Of A Central Amazonian Forest. *J. Appl. Ecol.*, 37: 508-514.
- Veloso, H. P., Rangel Filho, A. L. R. & Lima, J. C. A., 1991, Classificação Da Vegetação Brasileira, Adaptada A Um Sistema Universal. Rio De Janeiro, IBGE. 124p.
- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R., Lima, J.C.A. 1991. Classificação Da Vegetação Brasileira, Adaptada A Um Sistema Universal. Rio De Janeiro: IBGE,. 124pp.
- Waterman, P. G. & Mckey, D., 1989, Herbivory And Secondary Compounds In Rain Forests. *Biol. J. Linn. Soc.*, 47: 115-133.
- Weis, A. E. & Campell, D. R., 1992, Plant Genotype: A Variable Factor In Insect-Plant Interactions. *In: M. D. Hunter, T. Ohgushi & P. W. Price (Eds.), Effects Of Resource Distribution On Animal-Plant Interactions*. Academic Press, San Diego.
- Wilson, D. E. & D. M. Reeder 1993. *Mammal Species Of The World: A Taxonomic And Geographic Reference*. 2° Ed., Smithsonian Institution Press And American Society Of Mammalogists. 1064 P.

- Wilson, E. O., 1987, The Arboreal Ant Fauna Of Peruvian Amazon Forest: A First Assessment. *Biotropica*, 19: 245-251.
- Wilson, E. O., 2000, Foreword. In: D. Agost, J. D. Majer, L. E. Alonso & Schultz (Eds.), *Ants Standard Methods For Measuring And Monitoring Biodiversity*, Smithsonian Inst. Press, Washington And London.
- Wilson, E.O., 1971, The Insect Societies. Harvard University Press, Massachusetts, 548p.
- Wolda, H. 1983. Long Term Stability Of Tropical Insect Populations. *Research In Population Ecology*. 3:112-126.
- Wolda, H. 1983."Long-Term" Stability Of Tropical Insect Populations. *Res. Popul. Ecol. Suppl.* 3: 112-126.
- Wolda, H., 1988, Insect Seasonality: Why? *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 19: 1-18
- Aguiar, L. M. S. 1994. Comunidade De Chiroptera Em Três Áreas De Mata Atlântica Em Diferentes Estágios De Sucessão - Estação Biológica De Caratinga, MG. Dissertação De Mestrado, ICB, Universidade Federal De Minas Gerais.
- Zar, J.H. 1986. *Biostatistical Analysis*. 2nd Edition, Prentice-Hall, New Jersey, 718pp.



Capítulo 5

SÓCIO-ECONOMIA

EQUIPE

- João Antônio de Paula – Professor Titular - Economia/Cedeplar/FACE/UFMG
- Roberto Luís Monte-Mór – Professor Adjunto - Economia/Cedeplar/FACE/UFMG
- Irina Mikhailova – Professora Visitante/CNPq
- Tânia Maria Braga – Recém-Doutora/Fapemig
- Philippe Maillard – Professor Adjunto – Cartografia/IGC
- Nádia - Cartografia/IGC
- Ana Paula Gonçalves de Freitas – Bolsista PIE/Peld – CNPq
- Gabriela de Souza Duarte - Bolsista PIBIC - CNPq

IMPACTOS SÓCIO-ECONÔMICOS E QUALIDADE AMBIENTAL NO MÉDIO RIO DOCE

HISTÓRICO DO SUB-PROJETO DE PESQUISA

O trabalho tem por objetivo atualizar, ampliar e organizar dados e conhecimentos que relatam os impactos sócio econômicos e de qualidade ambiental no Médio Rio Doce, de forma a permitir um maior e mais acurado acompanhamento do intenso desenvolvimento urbano-regional observado na região. Em particular, pretende-se estudar e medir seus impactos sobre a conservação da biodiversidade no Parque Estadual do Rio Doce - PERD - e suas áreas de influência.

Apesar do amplo trabalho anteriormente desenvolvido¹, centrado principalmente na Bacia do Rio Piracicaba (principal afluente do médio rio Doce) e seu entorno, é necessária a coleta de informações adicionais, tanto na região já estudada (29 municípios) quanto, e principalmente, na região ao sul do PERD, envolvendo cerca de 20 municípios que ainda não foram sistematicamente investigados (Ponte Nova, Caratinga e suas áreas de influência). Dessa forma, é necessária a construção de um amplo banco de dados e de uma ampliação da base cartográfica disponível de modo a se poder delimitar as diversas escalas de influência e impactos sobre o Parque e sua região imediata de influência.

Os procedimentos metodológicos foram desenvolvidos a partir da experiência e dos conhecimentos acumulados na região de estudo durante o projeto “Biodiversidade, População e Economia”, desenvolvido no âmbito do PADCT/CIAMB. Neste sentido, contamos com uma base de dados sobre as atividades urbanas e econômicas nas áreas de mineração, agropecuária, reflorestamento por monocultura de eucalipto, indústrias siderúrgicas e de celulose, sistemas de cidades, desenvolvimento urbano-rural e políticas ambientais públicas, empresariais e ações desenvolvidas pela sociedade civil. O objetivo principal é consolidar e reorganizar tais informações, ampliando os conhecimentos e preenchendo lacunas - inclusive metodológicas - que se mostraram importantes e/ou insuficientemente desenvolvidas nos trabalhos anteriores disponíveis. A partir de tais instrumentos, que em si já constituem importantes elementos para tomadas de decisão, serão identificados critérios, diretrizes e elementos principais para um zoneamento sócio-econômico-ecológico nas diversas escalas de

organização sócio-espacial. Finalmente, serão sugeridos novos temas e espaços para pesquisa interdisciplinar sócio-ecológica na região de influência do Parque Estadual do Rio Doce. (ver esquema 1)

Neste sentido, optou-se por centrar esforços em dois aspectos instrumentais:

- 1) a construção de índices de qualidade ambiental;
- 2) a construção de mapas temáticos sócio-econômicos

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo piloto foi definida, a título preliminar, como um conjunto de municípios limítrofes com o Parque Estadual do Rio Doce e/ou integrantes do Aglomerado Urbano do Vale do Aço, principal área urbana-industrial de impacto sobre o parque. São eles:

Bom Jesus do Galho, Caratinga, Coronel Fabriciano, Córrego Novo, Dionísio, Ipatinga, Marliéria, Mesquita/Santana do Paraíso² e Timóteo.

As primeiras tabelas foram montadas para este conjunto de municípios, entendidos preliminarmente como “Área Contígua de Impacto Imediato”. A partir da análise de dados e informações secundárias (esgoto urbano e industrial, lixo urbano, indicadores de poluição atmosférica e hídrica, entre outros), de estudos recentes de polarização urbano-industrial e de serviços³, da análise da rede hidrográfica e da rede rodo-ferroviária identificada na cartografia disponível e imagens de satélite. Além do reconhecimento em campo de unidades e áreas poluidoras, será redefinida e ampliada a área de estudo para incluir outros municípios, que corresponderão a diferentes níveis de impactos sobre o PERD.

3.2 – Redefinição da área de Estudo

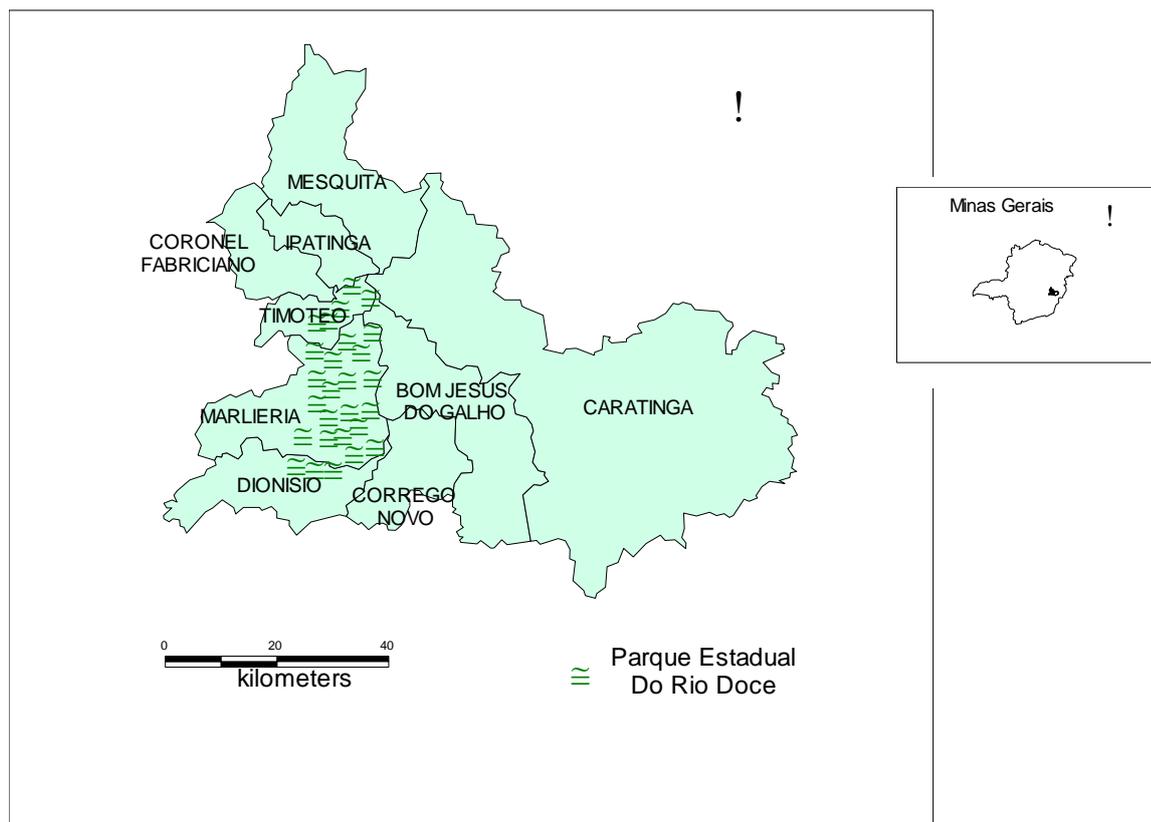
A área de estudo foi redefinida e ampliada, os municípios selecionados fazem parte da região do entorno do PERD ou possuem influência direta do ou sobre o mesmo, sendo eles:

Belo Oriente, Bom Jesus do Galho, Caratinga, Coronel Fabriciano, Córrego Novo, Dionísio, Iapu, Ipaba, Ipatinga, João Monlevade, Marliéria, Mesquita, Santana do Paraíso e Timóteo.

¹ In PAULA, João A. *et al.* *Biodiversidade, População e Economia: Uma região de Mata Atlântica*. Belo Horizonte: UFMG/Cedeplar; ECMXC; PADCT/CIAMB, 1997.

² Santana do Paraíso, antigo distrito de Mesquita, foi emancipado recentemente e integra, junto com Mesquita, a área imediata de conurbação do Aglomerado Urbano do Vale do Aço.

³ Ver CEDEPLAR/UFMG. 2000. *A nova geografia econômica do Brasil: proposta de regionalização com base nos pólos econômicos e suas áreas de influência*. Belo Horizonte: Cedeplar; e IPEA/UNICAMP.IE.NESUR/IBGE. (org.) 1999. *Caracterização e tendências da rede urbana do Brasil*. Campinas, SP: Unicamp.IE.



Fonte: Elaboração própria a partir da Malha Municipal Digital do IBGE, 1994.
 PAULA, J. A.; et al. Biodiversidade, População e Economia: uma região de Mata Atlântica.
 Belo Horizonte: UFMG/CEDEPLAR; ECMXC; PADCT/CIAM.

A intensividade das atividades econômicas ali presentes e as alterações das características originais das comunidades de Mata Atlântica por elas induzidas, tornam-na uma região privilegiada para a análise aqui proposta, tanto no que diz respeito à influência do Parque sobre os municípios, quanto ao impacto das atividades econômicas e urbanas dos municípios sobre o Parque.

Mapa 5.2 –Localização do Parque Estadual do Rio Doce e Municípios do Entorno

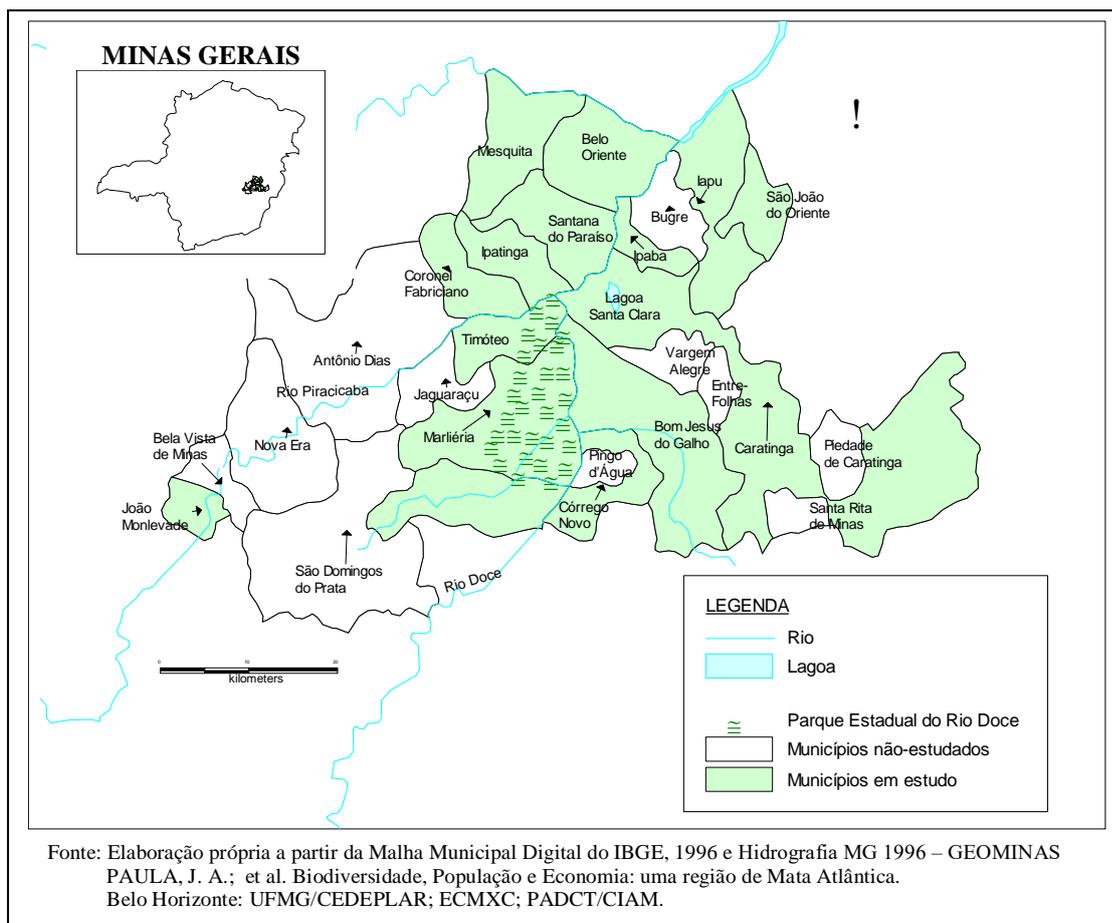
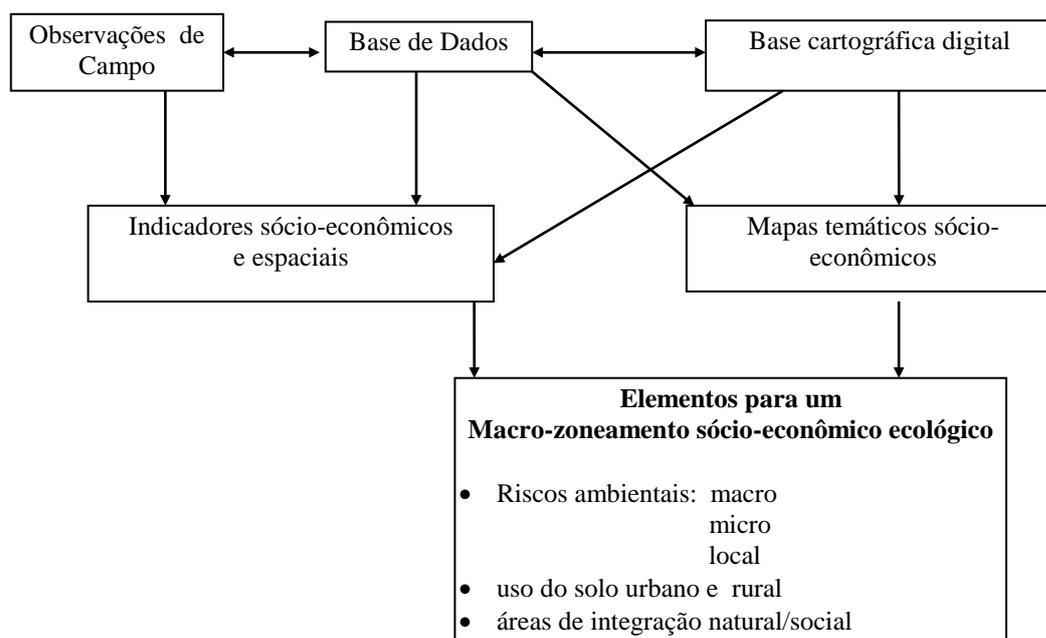


Figura 5.3



ÍNDICES

Os índices aqui propostos tomam o rio e sua Bacia Hidrográfica como parâmetro principal de espacialização, integração e compatibilização de indicadores construídos a partir de metodologias e visões disciplinares distintas. Ao tomar o rio como testemunha, é possível integrar análises de risco ambiental urbano e impacto antrópico a análises de qualidade das águas.

Os índices ambientais existentes são, via de regra, modelos de interação atividade antrópica/meio ambiente que podem ser classificados em três tipos principais: estado; pressão; resposta. Enquanto os indicadores de estado buscam descrever a situação presente, física ou biológica, dos sistemas naturais, os indicadores de pressão tentam medir/avaliar as pressões exercidas que as atividades antrópicas sobre os sistemas naturais e os chamados indicadores de resposta buscam avaliar a qualidade das políticas e acordos formulados para responder/minimizar os impactos antrópicos (HERCULANO, 1998; ISLA, 1998; ESI, 2002).

No caso do presente trabalho, estamos em busca de indicadores de sustentabilidade local. A conceituação de sustentabilidade local aqui adotada combina a definição adotada pelo URBAN WORLD FORUM (2002)⁴ com a terceira das matrizes discursivas de sustentabilidade urbana identificadas por ACSERALD (1999)⁵. Uma localidade é considerada sustentável na medida em que é capaz de evitar a degradação e manter a saúde de seu sistema ambiental, reduzir a desigualdade social, prover seus habitantes de um ambiente construído saudável, bem como construir pactos políticos e ações de cidadania que o permitam enfrentar desafios presentes e futuros.

O Índice de Sustentabilidade Local é uma contribuição ao esforço acadêmico recente de construção de índices ambientais. Inspira-se, em especial, em duas fontes: i) o estudo sobre o ambiente, a população, a economia, a sociedade e a vida política realizados em pesquisa anterior desenvolvida pelo CEDEPLAR/UFMG e o ICB/UFMG, que deu origem ao livro:

⁴ While the priorities for local sustainability are overcoming poverty and equity, enhancing security and preventing environmental degradation, there is a need to pay more attention to social capital and cultural vitality in order to foster citizenship and civic engagement. (URBAN WORLD FÓRUM, 2002)

⁵ Noção de sustentabilidade urbana centrada na reconstituição da legitimidade das políticas urbanas, que combina modelos de eficiência e equidade e remete a sustentabilidade à construção de pactos políticos capazes de reproduzir suas próprias condições de legitimidade e assim dar sustentação a políticas urbanas que possam adaptar a oferta de serviços urbanos às demandas qualitativas e quantitativas da população.

“*Biodiversidade, População e Economia*”⁶; ii) o Environmental Sustainability Index (ESI) desenvolvido pelas universidades de Columbia e Yale para 142 países.

O Índice poderá ser utilizado não apenas para a avaliação comparativa da qualidade de vida e do ambiente na região estudada, como também para auxiliar no processo de planejamento das cidades e micro-regiões em relação à integração entre meio ambiente e crescimento/desenvolvimento econômico.

No período referente ao presente relatório (2001 a agosto de 2002) os principais resultados obtidos foram: a construção da metodologia de cálculo do Índice; a definição de seus componentes - indicadores e variáveis - e a realização de um primeiro teste de aplicação com dados referentes à primeira metade da década dos 90.

⁶ In PAULA, João A. *et al.* *Biodiversidade, População e Economia: Uma região de Mata Atlântica*. Belo Horizonte: UFMG/Cedeplar; ECMXC; PADCT/CIAMB, 1997.

Composição do Índice

O Índice de Sustentabilidade Local é composto por quatro índices temáticos: i) qualidade do sistema ambiental local; ii) qualidade de vida; iii) redução do impacto, ou pressão, exercido pelas atividades antrópicas sobre as bases de reprodução no espaço intra-urbano e no entorno; iv) capacidade política e institucional de intervenção ambiental local. Os índices temáticos, por sua vez são compostos a partir de um conjunto de indicadores associados a variáveis que o exprimem quantitativa e qualitativamente.

Quadro 5.1 – Índices temáticos, indicadores e variáveis

Índices temáticos	Indicadores	Variáveis	
Índice de qualidade do sistema ambiental	Qualidade da água	Índice de Qualidade de Água no Período de Seca (Barbosa, 1997)	
		Índice de Qualidade de Água no Período de Chuvas (Barbosa, 1997)	
Índice de qualidade de vida	Qualidade da habitação	Percentual de habitações sub-normais Densidade Habitacional por Cômodos	
	Conforto ambiental urbano	Índice de Serviços Urbanos (Monte-Mór et al, 1997) Proporção de área verde em relação a área urbanizada Ocorrências de perturbações ruidosas por área do perímetro urbano	
		Mortes violentas anuais per capita	
	Condições de vida	Variáveis saúde/longevidade, educação e criança do Índice de Condições de Vida (FJP)	
	Renda	Variável renda do Índice de Condições de Vida (FJP)	
Índice de redução da pressão antrópica	Redução da pressão urbana	Taxa de pressão populacional Percentual de Domicílios sem Água Tratada Percentual de Domicílios sem Esgoto Sanitário Percentual de esgoto despejado em corpos d'água sem tratamento	
		Toneladas de lixo ano per capita Número de veículos por área urbana Percentual de domicílios em áreas de risco	
		Redução da pressão industrial	Emissões de poluentes hídricos por valores máximos de emissão permitido pela legislação Emissões de poluentes atmosféricos por valores máximos de emissão permitido pela legislação
			Consumo de carvão por área efetivamente ocupada
	Redução da pressão por mineração (ou atividades extrativas)	Percentual do território da unidade ocupado por atividades mineradoras Infrações registradas no órgão ambiental por licenças concedidas pelo órgão ambiental	
	Redução da pressão da agropecuária e silvicultura	Índice de pressão antrópica agropecuária (Sawyer, 1997)(1) Proporção área ocupada por silvicultura e área com vegetação nativa	
Índice de capacidade político-institucional	Políticas públicas	Índice de políticas públicas ambientais locais (Braga, 2001) Índice de Governança Urbana (Habitat – UNCHS) Índice de capacidade fiscal local (em construção, elaboração própria)	
		Gestão ambiental industrial	Índice de responsabilidade ambiental empresarial (Braga, 1997)*
		Intervenção da sociedade civil	Índice de intervenção ambiental da sociedade civil (Braga, 1997)*

Algumas das variáveis selecionadas são facilmente construídas a partir de dados disponíveis em fontes secundárias, outras demandaram trabalho de pesquisa de campo para levantamento de dados primários. Parte das variáveis são compostas por índices e indicadores existentes, outras ainda requerem a construção de índices específicos. Um último caso envolve variáveis que, dada a dificuldade na obtenção de dados, tem seus valores imputados a partir da utilização de *proxies* ou através de métodos estatísticos de imputação.

Metodologia de cálculo

Para o cálculo de cada um dos indicadores é necessário padronizar as variáveis de forma a torná-las comparáveis e permitir sua agregação. Isto é feito através de conversão pelo método *z-score*; para cada variável obtemos a média (x_m) e o desvio-padrão (σ) dos valores obtidos por aqueles municípios (x) e então, subtraímos de cada indicador sua média e dividimos esse resultado pelo desvio-padrão. O método, embora simples, possibilita a conversão de todos as variáveis a uma escala numérica única, ao mesmo tempo em que elimina distorções causadas por valores extremos.

Uma segunda padronização necessária é a espacial. Os indicadores de qualidade da água, o indicador de responsabilidade ambiental empresarial e parte das variáveis de pressão industrial, são pontuais. As demais variáveis são municipais. Para o primeiro teste do índice foi realizada uma compatibilização espacial simples: i) para as variáveis de pressão industrial procedeu-se uma correlação indústria – município sede; ii) para o índice de qualidade da água, dado que em sua construção cada ponto foi escolhido por sua capacidade de sintetizar a qualidade ambiental de sua bacia de drenagem - isto é, foi escolhido por ser o ponto de leitura do funil representado pela bacia hidrográfica; a cada município foram atribuídos os valores do ponto representativo da micro-bacia na qual se encontra a concentração urbana e as principais atividades impactantes.

O valor dos indicadores é obtido através de ponderação simples das variáveis; os índices temáticos são obtidos por ponderação simples dos indicadores. O valor final do índice, compreendido entre zero e cem, por sua vez, é obtido através da ponderação simples dos quatro índices temáticos. Embora a ponderação simples seja objeto de debate, o estabelecimento de pesos diferentes a cada variável ou indicador não é viável dado a ausência

de consenso científico sobre a contribuição relativa dos diferentes fatores para a obtenção de sustentabilidade (ESI, 2002).

Resultados da aplicação teste

Foi realizado teste para os quatorze municípios em estudo no entorno do PERD, resultados esses que dizem respeito ao comportamento dos índices temáticos que compõem o IQAL na primeira metade da década de 1990.

Os resultados serão analisados de forma particular para cada um dos índices temáticos, uma vez que a ausência de dados para alguns dos municípios e não incorporação do Índice de Capacidade Político-Institucional dificultam o cálculo integral do Índice de Qualidade Ambiental Local.

Quadro 5.2 – Índices Temáticos Reescalados (resultados preliminares) – Década de 90

Municípios	Índice de Qualidade Ambiental Local (IQAL) - reescalado		
	Índice de Qualidade do Sistema Ambiental - IQSA	Índice de Qualidade de Vida - IQV	Índice de Redução da Pressão Antrópica - IRPA
Belo Oriente	96,72	51,06	81,41
Bom Jesus do Galho (1)	-	0,00	9,86
Caratinga(1)	-	27,58	56,66
Coronel Fabriciano	63,77	68,78	78,48
Córrego Novo (1)	-	19,28	16,89
Dionísio (1)	-	28,48	0,00
Iapu (1)	-	21,67	43,54
Ipaba *	100,00	-	-
Ipatinga	0,00	86,33	38,90
João Monlevade	59,84	81,72	78,63
Marliéria (1)	-	3,94	48,01
Mesquita (1)	-	32,46	68,35
Santana do Paraíso *	100,00	-	-
Timóteo	63,77	100,00	100,00

Fonte: Elaboração própria segundo dados coletados.

*Municípios criados após 1991.

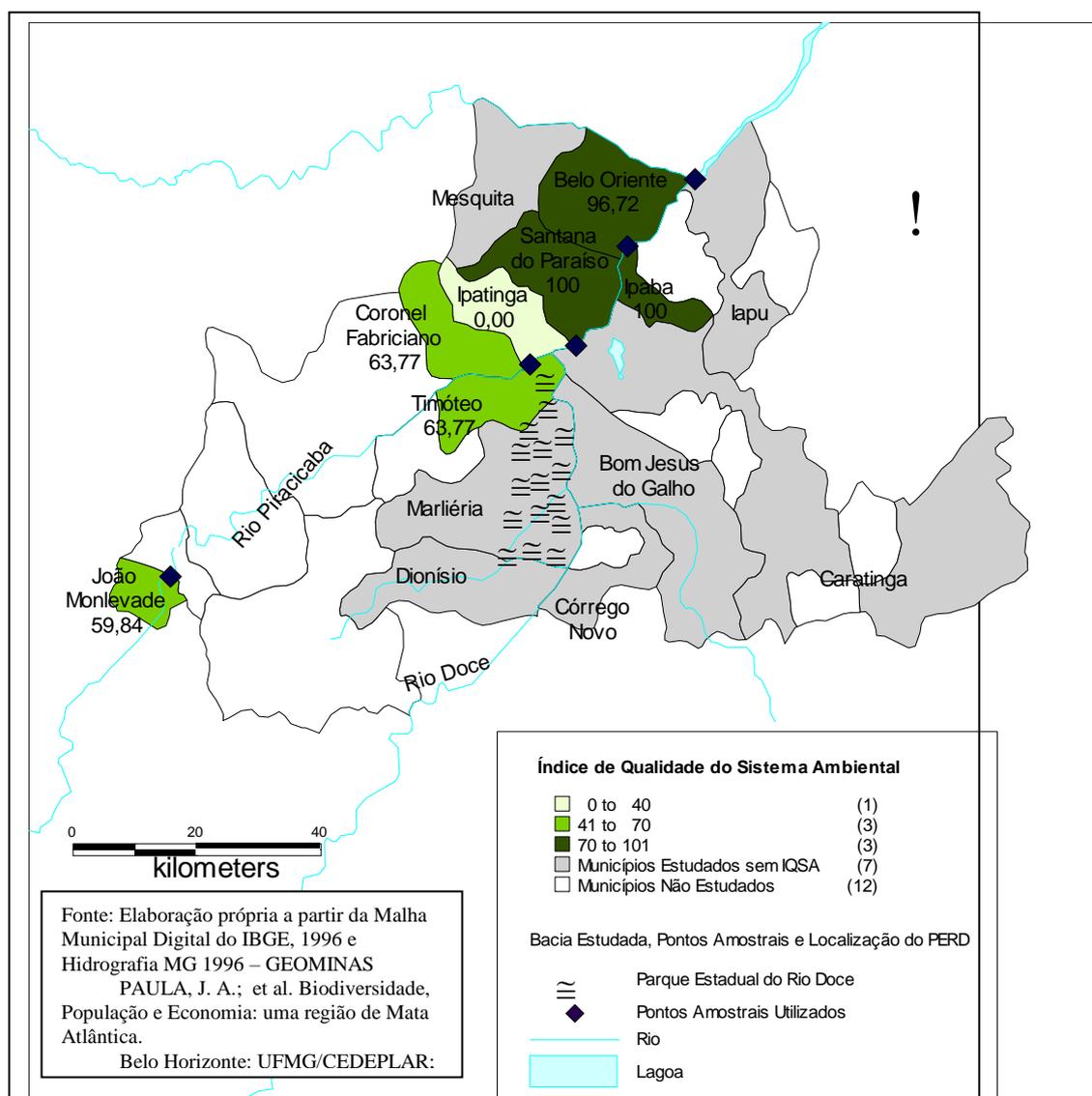
Os municípios de Ipaba e Santana do Paraíso não apresentam resultados referentes aos índices de Qualidade de Vida e Redução da Pressão Antrópica porque foram criados após 1991 (data do Censo). Há ainda a ausência de dados referentes ao indicador de qualidade de água para alguns municípios já suas variáveis são compostas por resultados obtidos em pontos de coleta de água na Bacia do Rio Doce e alguns desses municípios não possuem pontos correspondentes.

O mapa 5.4 ilustra o comportamento do IQSA para os municípios que possuem pontos amostrais – pontos de coleta de água – na Bacia e que possam refletir as atividades impactantes a qualidade da água por aquelas concentrações urbanas.

Verifica-se que os melhores resultados foram obtidos pelos municípios de Ipaba e Santana do Paraíso, seguidos pelo município de Belo Oriente. Esses resultados são devidos pela própria localização dos municípios em relação ao curso dos Rios Piracicaba – sudoeste para nordeste do estado – e sobretudo do Doce – sul do estado para nordeste. Esses pontos de coleta de água estão localizados logo após a passagem desses rios pelo Parque, dessa forma, a biodiversidade presente no PERD exerce influência sobre às águas do rio, tendo um efeito depurador e permitindo assim um melhor resultado aos municípios de Ipaba e Santana do Paraíso.

O resultado obtido por Belo Oriente, apesar de ser o município onde está localizada a CENIBRA e com ponto de coleta posterior aos municípios acima citados, é explicado não só pelo efeito depurador exercido pelo PERD, mas também pela presença anterior ao ponto de coleta de uma cachoeira – Cachoeira Escura – que também exerce um efeito depurador.

Mapa 5.4 – Aplicação do IQSA aos Municípios Em Estudo

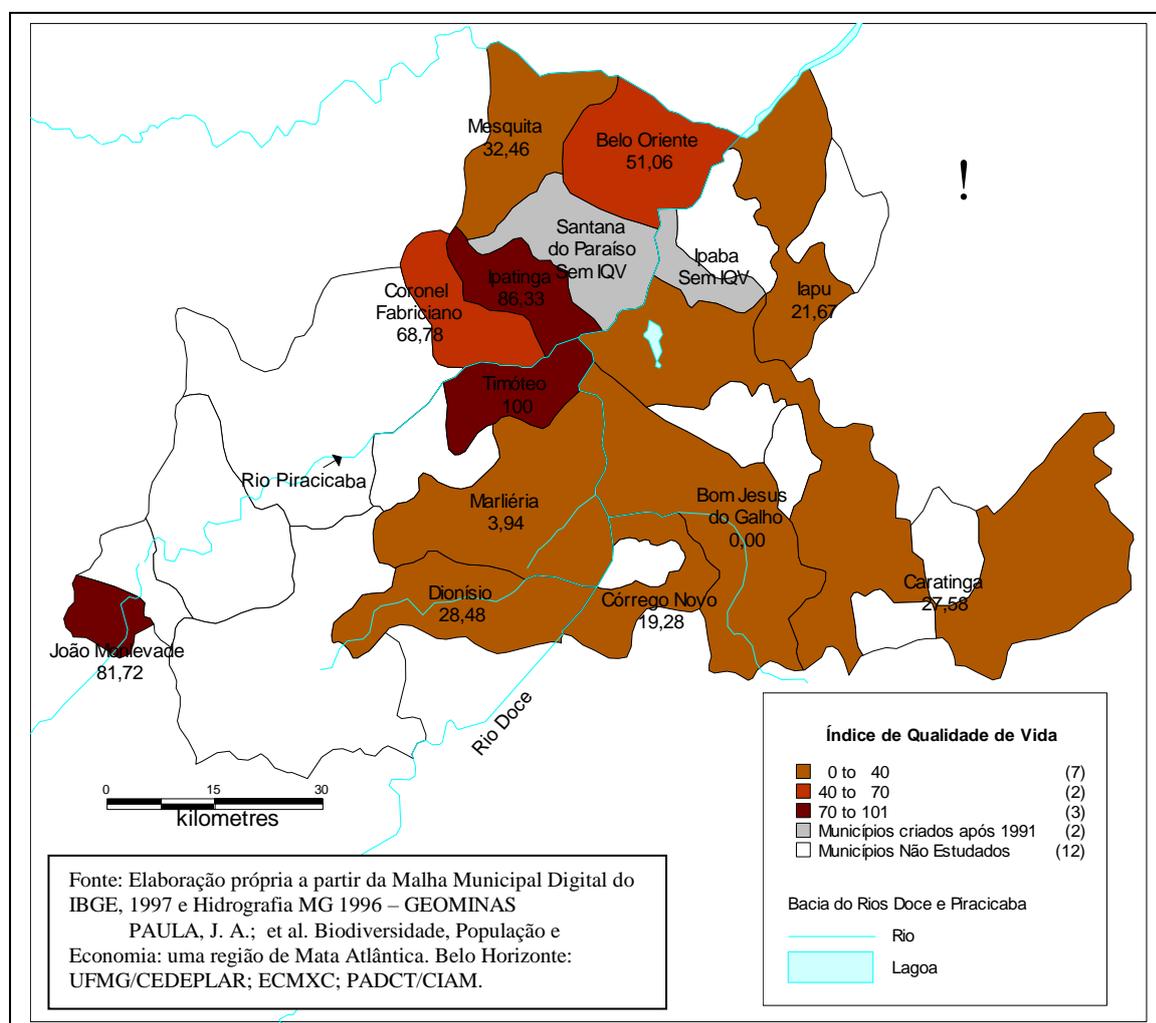


O pior resultado foi obtido pelo município de Ipatinga e é justificado pela grande concentração urbana ali presente – Região Metropolitana do Vale do Aço – e também a grande concentração industrial e uma empresa de grande porte – USIMINAS – significando uma grande quantidade de dejetos – esgoto, lixo, efluentes industriais,... – lançados na montante do Rio. Os outros municípios – João Monlevade, Coronel Fabriciano e Timóteo - apresentam valores em torno da média.

Nessa análise, deve ser observado que os valores obtidos comparam os municípios entre si, o que apenas permite que façamos uma comparação entre aqueles municípios analisados. Dessa forma, os valores em torno da média obtidos por João Monlevade, Coronel Fabriciano e Timóteo apesar de serem bons resultados quantitativamente, pode não significar uma alta qualidade do sistema ambiental. Esses resultados apenas mostram que em relação aos outros municípios eles possuem valores em torno da média.

O mapa 5.5 mostra os resultados obtidos por cada município no Índice de Qualidade de Vida e o quadro 5.3 mostra o comportamento de cada um dos indicadores.

Mapa 5.5 – Aplicação do IQV aos Municípios Em Estudo



Os melhores resultados em relação ao Índice de Qualidade de Vida foram obtidos pelos municípios de Timóteo, seguido pelos municípios de Ipatinga e João Monlevade respectivamente. Esse resultado deve-se a natureza do Índice de Qualidade de Vida que incorpora, até então, basicamente variáveis impulsionadas pela variável renda. Dessa forma, fica evidente a melhor performance dos municípios de maior economia.

Quadro 5.3 – Comportamento Individual dos Indicadores de Qualidade de Vida

Municípios	IQV			
	Qualidade da Habitação	Condições de Vida	Renda	PIB/1990 (em US\$ de 1998)
Belo Oriente	100,00	27,24	26,63	53.018.115,69
Bom Jesus do Galho	40,89	0,00	0,00	19.436.719,43
Caratinga	35,54	25,71	27,94	214.616.611,73
Coronel Fabriciano	31,14	50,74	81,20	178.091.224,38
Córrego Novo	56,22	19,42	5,22	18.582.424,61
Dionísio	39,87	35,04	16,97	9.499.140,58
Iapu	53,29	13,03	18,28	26.244.145,82
Ipaba*	-	-	-	252.357,54
Ipatinga	28,74	68,73	96,61	1.628.612.926,18
João Monlevade	0,00	92,57	82,51	541.343.499,32
Marliéria	32,19	11,60	1,04	6.710.162,00
Mesquita	86,34	5,69	23,76	35.928.676,10
Santana do Paraíso*	-	-	-	1.910.351,04
Timóteo	12,89	100,00	100,00	531.781.052,18

Fonte: Elaboração própria segundo dados coletados.

(1) IPEA (2002)

*Municípios criados após 1991.

Os municípios de Timóteo, Ipatinga e João Monlevade apresentam um alto grau de urbanização e são os municípios-sede das principais indústrias siderúrgicas da região, assim, a maior geração de renda em relação aos outros municípios permite que haja não só melhor infra-estrutura nos municípios, como também um melhor acesso da população a bens e serviços, afetando diretamente a qualidade de vida do cidadão.

Os piores resultados foram percebidos nos municípios de Bom Jesus do Galho e Marliéria, municípios esses que apresentam menores taxas de urbanização e sediam atividades econômicas de menor porte, essencialmente rurais, gerando menor renda ao município.

O quadro 5.4 apresenta o comportamento individual de cada um dos indicadores de pressão antrópica, observando que os resultados que serão apresentados não incorporaram o indicador de Pressão por Mineração.

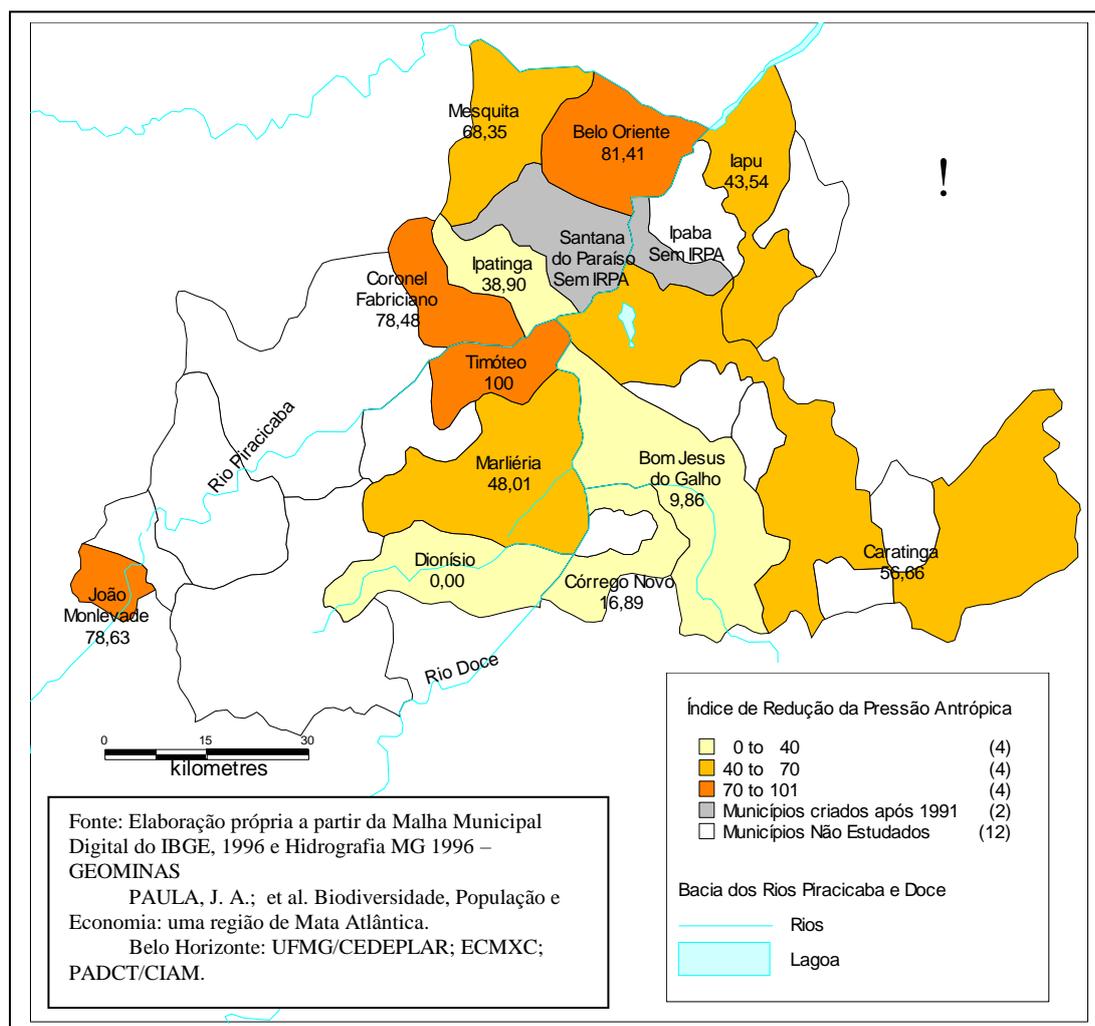
Quadro 5.4 – Comportamento dos Indicadores de Redução da Pressão Antrópica

Municípios	IRPA		
	Redução da Pressão Urbana	Redução da Pressão Industrial	Redução da Pressão da Agropecuária e Silvicultura
Belo Oriente	37,97	100,00	52,26
Bom Jesus do Galho	34,08	44,66	28,75
Caratinga	33,31	85,80	39,43
Coronel Fabriciano	55,12	53,00	100,00
Córrego Novo	57,05	30,23	45,45
Dionísio	69,53	0,00	55,31
Iapu	42,49	99,40	0,00
Ipaba*	-	-	-
Ipatinga	0,00	63,05	60,81
João Monlevade	49,27	88,39	57,86
Marliéria	8,34	79,61	47,85
Mesquita	100,00	98,06	7,07
Santana do Paraíso*	-	-	-
Timóteo	15,96	92,00	98,11

Fonte: Elaboração própria segundo dados coletados.

*Municípios criados após 1991.

Mapa 5.6 – Aplicação do IRPA aos Municípios Em Estudo



Os melhores resultados foram encontrados nos municípios de Timóteo, Belo Oriente, João Monlevade e Coronel Fabriciano respectivamente. Isso acontece porque, parte das variáveis utilizadas principalmente em relação a pressão urbana penalizam municípios com um grande percentual de população em áreas rurais, pois estes não apresentam bons resultados em relação a serviços de infra-estrutura urbana.

Os municípios de Belo Oriente e Timóteo, apesar de sediarem empresas altamente impactante, apresentaram bons resultado em relação a pressão industrial. Em Belo Oriente esse resultado é devido, em grande parte, à utilização mais intensiva por parte dessa empresa de tecnologias de redução da poluição hídrica, medida na variável de emissões de poluentes hídricos por valores máximos de emissão permitidos pela legislação. Em Timóteo, esse resultado é justificado por não haver extração de carvão vegetal no município.

MAPAS TEMÁTICOS

Os mapas temáticos sócio-econômicos, montados a partir da combinação das informações obtidas nas observações de campo, do banco de dados e da base cartográfica digital, integram um sistema de informações geográficas (SIG). Além dos indicadores sócio-econômicos e espaciais que tomarão a forma final de índices de qualidade ambiental, serão construídos mapas de uso e ocupação do solo. Este trabalho deverá coroar os estudos ao final de cinco anos, quando se prevê a publicação de resultados parciais. O(s) zoneamento(s) proposto(s) deverá(ão) focalizar a região de influência (e impacto) do PERD em diversas escalas: regional, micro-regional e local (como anteriormente descrito), sem todavia pretender esgotar o assunto, mas centrando-se na definição dos critérios e diretrizes. Tais critérios e diretrizes serão revistos e criticados a partir do oitavo ano, quando os dados deverão ser avaliados, face às ações desenvolvidas na região, de forma a se ter um balizamento das propostas feitas.

No período referente ao presente relatório (2001 a agosto de 2002) o principal resultado foi a elaboração da proposta de construção da base cartográfica e da identificação de suas potencialidades e limitações.

Proposta de construção da base cartográfica

A primeira fase, com duração de aproximadamente cinco meses, inclui a construção de uma base cartográfica digital, com a delimitação das microbacias hidrográficas, dos municípios e das localidades, da rede hidrográfica e uma classificação do uso do solo.

A segunda fase permitirá a construção de um Modelo Digital de Elevação (além de mapa da declividade, hipsométrico e altimétrico) que auxiliaram na definição de áreas de risco (movimento de massa) e na determinação de um fator de correção das áreas de acordo com a declividade (uma declividade de 30% representa um acréscimo em área de cerca de 36%). Estes trabalhos auxiliariam diretamente na construção das matrizes físico-químicas onde o uso do solo é diretamente usado. Permitiria também uma atualização cartográfica dos dados espaciais da região, como por exemplo, da rede viária. Sendo assim, este projeto prevê a obtenção dos seguintes produtos:

- delimitação das microbacias hidrográficas – a partir das Cartas do Brasil na escala de 1:100.000;
- delimitação dos municípios (limites definidos pelo IGA nas Cartas do Brasil) e das localidades – na escala de 1:100.000 e das imagens de satélite (Landsat 7 e SPOT 5);
- rede hidrográfica – a partir das Cartas do Brasil na escala de 1:100.000;
- classificação do uso do solo – imagens de satélite Landsat 7 e SPOT 5 (se for escolhida – ver comentários abaixo);
- modelo digital de elevação – a partir da digitalização das curvas de nível, tendo como base as Cartas do Brasil na escala de 1:100.000 incluindo mapas de declividade;
- atualização cartográfica a partir das imagens de satélite (Landsat 7 e SPOT 5);

Possibilidades e limitações

Apesar da precisão dos materiais (mapas e imagens de satélite) utilizados neste trabalho, há limitações na quantidade de dados que podem ser extraídos; p. ex. mapas topográficos que incorporem objetos que não seriam percebíveis nesta escala mas somente em fotos aéreas de alta resolução. Além disso, os mapas são da década de 70 e já estão fortemente desatualizados. Já a imagem do Landsat 7 de 1993, possui uma resolução espacial de 30 metros não permitindo definir detalhes tais como estradas de segunda ordem, construções

isoladas e curso d'água de primeira (nascentes) e segunda ordem. Entretanto já há previsão de comparar uma imagem Landsat 7 com um banda de resolução espacial de 15 metros do ano de 2001 ou 2002. Mesmo assim, deve-se considerar que através desta imagem será possível identificar apenas as estradas mais importantes, os rios mais largos (que corresponderiam ao Rio Doce, e o Piracicaba, além de represas e lagos), e a cobertura do solo, necessitando de campo para checagem dos dados. Desta forma, para a construção de uma base cartográfica mais consistente e atualizada da região, sugere-se a compra de uma imagem de satélite de alta resolução (SPOT 5, 2003 com resolução espacial de 5 metros). Apesar de ser um produto relativamente caro, a sua aquisição seria bastante útil, pois com uma resolução espacial de 5 metros, é possível identificar muitos detalhes, diminuindo os erros e permitindo um maior refinamento da cartografia baseada nesses dados.

AVALIAÇÃO ECONÔMICA DOS ECOSISTEMAS

No período referente ao presente relatório (2001 a agosto de 2002) o principal resultado obtido foi a construção da metodologia de cálculo do prejuízo ambiental causado pelas indústrias do entorno do PERD.

A consideração de questões relacionadas de identificação, determinação e avaliação os impactos ambientais é amplamente difundida na literatura econômica-ecológica. Mais raramente se encontra a definição e o cálculo do prejuízo social-econômico (em termos monetários), causado pelo impacto ambiental, por exemplo, da poluição de recursos hídricos. Consideremos prejuízo econômico como a avaliação financeira de todas as perdas econômicas resultantes das modificações ambientais negativas, causadas pelas atividades antrópicas. Essas modificações manifestam-se na queda da produtividade da área agrícola e na pesca, na diminuição da produtividade florestal, na queda de qualidade de equipamentos em função da poluição de recursos hídricos, na redução de produtividade do trabalho por causa da má influência ambiental na saúde, etc. Essas transformações provocam perdas econômicas, as quais vêm sendo consideradas em conjunto com todos os lucros ou rendas que poderiam, mas não foram recebidos por causa da alteração ambiental negativa.

É muito importante no plano teórico considerar o prejuízo social que é mais difícil de ser medido. Prejuízo pode ser medido via indicadores que refletem as várias mudanças sociais, tais como: a população pode perder a moradia, os empregos tradicionais e (ou) os lugares de lazer deteriorados como resultado de transformações negativas no meio ambiente, como por

exemplo, a poluição, as inundações, a exaustão de recursos. Assim, para se calcular o prejuízo social é necessário considerar todas as perdas (em muitos casos não são financeiras) do bem-estar dos indivíduos, causadas pela deterioração da qualidade do meio ambiente.

No dias atuais, algum prejuízo ambiental é inevitável devido às tecnologias existentes. Os dados necessários para a obtenção do real valor do prejuízo social econômico são complexos e bastante difíceis de serem encontrados, especialmente o prejuízo social. Na literatura (internacional e nacional) existem algumas tentativas de se medir o valor do prejuízo econômico via os métodos quantitativos. Entretanto, todos os métodos atuais para se avaliar quantitativamente o prejuízo ambiental são aproximados. Uma metodologia, baseada em grande volume de dados estatísticos, tem sido usada na prática de gestão ambiental em vários países da Europa Oriental (T. Khachaturov et al, 1987). De acordo com esse método, o prejuízo ambiental pode ser calculado como uma soma das fatores seguintes:

$$U = U_1(V) + U_2(V) + \dots + U_n(V)$$

onde U refere-se à avaliação financeira do prejuízo ambiental;

U_1, U_2, \dots, U_n - perdas econômicas, causadas pela poluição em várias áreas;

V - quantidade dos efluentes poluentes.

Se os dados sobre V para cada fonte da poluição e para cada região não forem disponíveis na estatística nacional, serão necessários, pelo menos, os dados do monitoramento feitos em pontos de controle. Após a coleta e análise desses dados, os cálculos devem ser feitos de acordo com o esquema seguinte, que contém quatro etapas:

1. Quantidade de efluentes poluentes das fontes existentes
2. Concentração de poluentes nas áreas ambientais (atmosfera, água ou solo)
3. Dano ambiental físico (natural)
4. Prejuízo financeiro

A primeira etapa requer uma ampla base de informações sobre efluentes poluentes ao meio ambiente.

Na próxima etapa fazemos uma avaliação da capacidade de suporte do ecossistema regional (a quantidade dos efluentes que pode ser absorvida e recuperada pelo próprio meio

ambiente sem alteração da sua qualidade). Em segundo lugar, avaliamos as concentrações de poluentes nas determinadas áreas ambientais.

Na etapa seguinte avaliamos o dano ambiental físico que envolve todas as perdas causadas pelas transformações negativas no meio ambiente, medidas por indicadores físicos. Baseados em dados empíricos pode-se construir inter-relacionamentos funcionais entre as concentrações de poluentes e as transformações negativas no meio ambiente.

Na última etapa, que é a mais difícil, convertemos o dano físico ao prejuízo financeiro com ajuda de coeficiente específico.

Como resultado deste método, chegamos à fórmula agregada:

$$U = y G \sum_{i=1}^n A_i m_i$$

onde **U** - refere-se à avaliação financeira do prejuízo ambiental

m_i - volume de efluente (poluente) tipo **i**.

n – quantidade de poluentes

A_i - coeficiente, que traduz os poluentes diferentes ao um monopoluente (coeficiente de agressividade).

G – coeficiente regional de correção, que reflete as particularidades das regiões e áreas afetadas.

y - coeficiente específico: a avaliação financeira do prejuízo ambiental, causado por uma unidade físico do monopoluente.

Os cálculos mostraram que na maioria dos países a avaliação do prejuízo ambiental causado pela poluição está variando de 6 à 15 % do valor PIB. Certamente, essa avaliação é também aproximada. A maior dificuldade deste método é a definição do coeficiente **y**. Além disso, se houver aumento da inflação ou ação dos outros fatores de instabilidade, será preciso recalculá-lo regularmente.

Outra abordagem do cálculo de prejuízo relaciona-se com a avaliação dos gastos que são necessários para a recuperação de função ou recurso degradado. Esse método foi adotado no Brasil para definição do prejuízo ambiental (custos de degradação) associado à perda de nutrientes resultante de perdas do solo na agropecuária brasileira. O valor foi estimado como sendo a ordem de 14% do PIB da agropecuária ou 1,4% do PIB total do país. (Cavalcanti, 1995; Seroa da Motta, 1996).

É nossa intenção usar os resultados já obtidos da avaliação de impactos ambientais no setor industrial da região em estudo (Biodiversidade, população e economia, 1997). Esta avaliação de impactos ambientais pode ser usada para definição de dano ambiental em unidades físicas. Traduzido em termos monetários, o dano ambiental representa-se o prejuízo ambiental. Levando em consideração os dados mais atuais, pretendemos aplicar a metodologia adotada para avaliação de prejuízo ambiental de poluição hídrica, causado pelas atividades de algumas empresas da região do Médio Rio Doce. Esta metodologia requer um grande volume de dados estatísticos, quais precisamos levantar na primeira etapa de trabalho. Depois pretendemos aplicar os métodos adotados para avaliação do prejuízo ambiental e fazer uma análise comparativa dos resultados de várias avaliações. Na etapa final do trabalho temos intenção elaborar as sugestões para diminuição do prejuízo ambiental e mitigação de suas conseqüências.



Capítulo 6

EDUCAÇÃO AMBIENTAL

EQUIPE

Paulina Maria Maia-Barbosa - Coordenadora

Estagiários: Fabiane Torres, Tatiane Cristina Reis Barbosa, Grasielle Caldas d'Ávila Pessoa,
Rodrigo Alonso

Projeto de Educação Ambiental : “Educar para a Ação Ambiental”

Fabiane Torres, Tatiane Cristina Reis Barbosa, Grasielle Caldas d’Ávila Pessoa, Rodrigo Alonso – estagiários

Paulina Maria Maia-Barbosa - orientadora

Introdução

Na Bacia do rio Piracicaba o desenvolvimento das atividades de mineração, reflorestamento de grandes áreas com eucaliptos e siderurgia de grande porte foi acompanhado por um processo acelerado de degradação ambiental. Os rios e córregos da região passaram a ser vistos como o principal local de despejo dos resíduos das atividades ali desenvolvidas e os resíduos sólidos, produzidos em maior volume, foram estocados de forma inadequada, colocando em risco a saúde humana e ameaçando a qualidade da água do lençol freático. Além disso, a substituição da vegetação natural por monocultura de eucaliptos alterou a paisagem regional, favorecendo em alguns períodos o processo de erosão e contribuindo para o desaparecimento de várias espécies.

Os problemas ambientais na área foram intensificados por uma expansão populacional e ocupação humana, realizadas quase sempre de forma desordenada.

Várias iniciativas têm contribuído para a melhoria do quadro descrito, mas muito ainda precisa ser feito.

A região do Vale do Aço, além de abrigar importante complexo siderúrgico, abriga também um dos últimos fragmentos de mata atlântica do Estado, o Parque Estadual do Rio Doce (PERD). Criado em 1944, o PERD tem uma área aproximada de 36.000 ha, com mais de 40 lagos, milhares de espécies vegetais, centenas de aves, roedores, répteis e mamíferos além de raras espécies de primatas. Embora inúmeros pesquisadores da UFMG estejam desenvolvendo suas atividades de pesquisa neste ambiente, para a população local o PERD ainda é visto como um lindo e distante santuário, com o qual a população da região, totalmente desinformada a respeito de suas potencialidades, não estabeleceu nenhum tipo de vínculo. Ele é ainda considerado apenas um "lugar ecológico", que nada tem a ver com a complexa problemática sócio-ambiental da micro-região do Vale do Aço. A população ainda não percebeu a importância do PERD como área de proteção do habitat de milhares de espécies vegetais e animais; como uma grande fonte coletora de água da chuva e alimentadora

dos lençóis subterrâneos; como uma opção de lazer para a população vizinha, além de um “laboratório” de pesquisas nacionais e internacionais.

Nos últimos anos houve uma conscientização gradual do papel da educação para a compreensão, prevenção e busca de soluções para os problemas ambientais. Como as raízes da maioria destes problemas estão relacionadas a fatores sociais, econômicos e culturais, reconheceu-se a necessidade de mudanças dos valores, atitudes e comportamentos dos indivíduos e grupos em relação ao meio ambiente. Apenas avanços tecnológicos não seriam suficientes para neutralizar a deterioração da qualidade do meio ambiente.

A Educação Ambiental tem sido vista como “um processo permanente no qual os indivíduos e a comunidade tomam consciência do seu meio ambiente e adquirem conhecimentos, valores, habilidades, experiências e determinação que os tornam aptos a agir - individual e coletivamente - e resolver problemas ambientais presentes e futuros”.

A necessidade de implantação de Programas de Educação Ambiental foi reforçada no Congresso de Moscou (1987) como meio integrador e de mudança social e cultural. O treinamento de pessoal docente e o desenvolvimento e emprego de novos métodos capazes de tornar os indivíduos mais conscientes, responsáveis e preparados para lidar com os desafios de preservação da qualidade do meio ambiente e da vida foram também recomendados.

É sabido que uma das primeiras barreiras a serem ultrapassadas para a solução dos problemas ambientais é aquela da falta de informações e do conhecimento, uma vez que “ninguém defende aquilo que desconhece”. Portanto, a informação e a tomada de consciência são fundamentais para a mudança de mentalidade, de atitudes e de comportamentos nos diferentes segmentos e classes sociais de uma região ou país.

Assim, um Programa de Educação Ambiental, estruturado e planejado a partir da realidade local, e portanto, que atenda às necessidades da população, é fundamental no difícil e demorado processo de mudanças não só das comunidades locais, como também das administrações municipais, das empresas operando na região e de outros agentes econômicos e sociais locais.

Um programa de Educação Ambiental deve então, prover os meios de percepção e compreensão dos vários fatores que interagem no tempo e no espaço para modelar o meio ambiente, contribuindo para o desenvolvimento de um espírito de responsabilidade e solidariedade entre regiões (Dias, 1992).

Cursos Oferecidos, Temas abordados e Metodologia Utilizada

No biênio 2001/2002 cinco cursos já foram oferecidos e mais um está programado para o período de 28 a 30 de outubro de 2002. Os cursos contaram com a participação de professores do ensino Fundamental e Médio, das escolas municipais e estaduais das cidades de Timóteo, Coronel Fabriciano e Ipatinga, e tiveram carga didática total de 24h.

Seguindo a proposta original, um questionário foi aplicado aos professores-parceiros para a seleção dos seguintes temas abordados durante os cursos: Agenda 21 e a busca de soluções para os problemas ambientais da Bacia do Rio Piracicaba; Planeta Água-doce até quando?: uma síntese sobre recursos hídricos do documento “Panorama Global – GEO-3” da UNEP; Fauna e Flora Local; Fundamentos da questão ambiental, Lixo Urbano: causas, conseqüências e soluções; Reciclagem e Plantas Mediciniais.

Os cursos foram realizados em escolas ou auditórios cedidos pelas prefeituras ou secretaria de educação, locais estes que dispunham de infra-estrutura adequada (sala ampla, recursos audiovisuais, etc). Cinquenta vagas foram oferecidas em cada curso, com cerca de 90% de participação. A seleção dos professores-parceiros foi feita pelos próprios diretores/professores das escolas envolvidas.

Os cursos foram desenvolvidos durante três dias (8:00 – 18:00), e contou com a participação de professores de diferentes áreas (matemática, geografia, português, física, química, artes, ensino religioso, ciências e história).

Os cursos caracterizaram-se pela divulgação de práticas e jogos desenvolvidos sobre os temas sugeridos, e possíveis de serem utilizados na região. O material produzido buscou divulgar a riqueza da fauna e flora regionais e tratar de forma lúdica e interativa alguns dos problemas ambientais regionais. Oficinas sobre reciclagem e “Bioindicadores de Qualidade de água” foram também realizadas.

Além das oficinas, o curso promoveu visitas-orientadas (pontos impactados do rio Piracicaba; lixão de Coronel Fabriciano; Aterro Sanitário de Ipatinga e Estação de Tratamento de Esgoto de Ipatinga) para discussão das causas e conseqüências de alguns dos principais problemas regionais e alternativas para mitigação dos mesmos.

As visitas-orientadas têm sido citadas pelos professores-parceiros como uma das atividades de maior sucesso, e dentre elas a “exploração” ao PERD. Além da possibilidade de conhecimento de áreas para muitos ainda não exploradas, a discussão teórica que é feita no local, atualiza os conhecimentos dos parceiros, enriquece e dinamiza o processo de aprendizagem.

No PERD os professores participaram da trilha do vinhático, guiados por um guarda-parque, e ficaram sabendo um pouco da história do parque, das espécies vegetais e animais que lá vivem, e sobre a importância desta unidade para a preservação de inúmeras espécies ameaçadas. Além disso foram discutidos alguns conceitos de Ecologia. No viveiro de mudas e sementeira os professores-parceiros foram levados a pensar sobre as adaptações vegetais correlacionando-as com as características ambientais. Isto foi reforçado, também na escola através de uma prática com uma caixa de sementes do PERD. No lago Dom Helvécio foi visitado um banco de macrófitas onde são discutiu-se sobre a dinâmica das populações (planctônica e bentônica) e processos (produção e decomposição) naquela área e na região limnética.

Durante toda visita ao PERD foram discutidas sugestões de atividades possíveis de serem desenvolvidas com alunos naquele ambiente. A partir desta experiência espera-se que os professores-parceiros possam usar esta área com mais frequência como parte de prática pedagógica.

Além da parte prática, uma base teórica foi fornecida através de palestras proferidas por especialistas convidados, alguns da própria região. As palestras tiveram como objetivo não só a atualização do conhecimento, através da apresentação de dados e estudos de casos regionais, como “criar” um momento de repensar nossa atitude frente ao meio ambiente e as mudanças possíveis para uma maior valorização do mesmo, na busca de melhoria da qualidade de vida regional.

O curso programado para outubro próximo, contará com a participação de um grupo teatral da região (grupo GAJA – Santa Maria de Itabira) para apresentação da peça “Água nossa de cada dia”.

O projeto de Educação Ambiental, encaminhou uma proposta de municipalização do curso de Educação Ambiental oferecido, à secretaria municipal de Timóteo, buscando a incrementação de recursos e a possibilidade de atendimento a um número maior de escolas. Pela qualidade do material produzido, diversidade de atividades propostas e aceitação dos professores-parceiros, torna-se necessário buscar parcerias que permitam com que novas idéias possam ser implementadas e um maior número de vagas oferecidas.

Material Produzido

Todo material pedagógico utilizado nos cursos foi produzido pela equipe do laboratório de Limnologia/Ecologia do Zooplâncton da UFMG. Assim cada professor recebeu uma pasta contendo:

- Apostila – entregue nos relatórios anteriores. Apenas as complementações feitas encontram-se em anexo;
- Jogos (Memória, Bingo Ecológico; Dominó da Limpeza; Trilha Ecológica; Quebra-cabeça sobre os principais usos da água; Corrida contra a Dengue enfocando medidas preventivas e ciclo do mosquito; Trilha da água) – à exceção dos dois últimos (em anexo) os outros jogos já foram apresentados no relatório anterior
- Um crachá confeccionado a partir de papel reciclado (anexo).
- Uma cartilha sobre os bioindicadores de qualidade de água.
- Uma sugestão de Roteiro de Observação para ser utilizado pelos professores durante a visita ao PERD com seus alunos.
- Guia de sites

Desdobramentos

A participação nos cursos incentivou o desenvolvimento de algumas atividades pelas escolas-parceiras, como: concurso de desenhos, planejamento e comemoração de datas específicas (como o dia do meio ambiente); implantação de projetos como “Água: a solução em nossas mãos”; “Lixo: uma produção nossa”, “Nem tudo é lixo”; “A caminho da escola” onde foram ressaltadas pelas crianças as principais alterações ambientais no seu caminho até a escola.

Avaliação

O curso foi avaliado pelos participantes através de um questionário (anexo).

Trabalhos submetidos para publicação:

- **Uma experiência de Educação Ambiental na Região do Vale do Aço: A Escola pública como Agente de mudanças** – Maia-Barbosa, P.M; Barbosa, F.A.R.; Guerra, C.B & Barbosa, T.C.R. – submetido à Revista Ciência Hoje

- Aprender Brincando: O uso de Jogos Didáticos Para Uma Abordagem Ambiental –
Maia-Barbosa, P.M.; Brito, S.L. & Barbosa, F.A R. – submetido à revista *Presença Pedagógica*

Referências Bibliográficas

Dias, G.F.- 1992- **Educação Ambiental- Princípios e Práticas**. Editora Gaia Ltda, 5ª edição, 400p.

Unesco. 1980. **La Educación Ambiental: las Grandes Orientaciones de la Conferencia de Tbilisi**, Paris, 107p.