



**Universidade Federal de Ouro Preto**  
**Programa de Pós-graduação em Ecologia de Biomas Tropicais**



**Dissertação**

**Macroinvertebrados de solo amostrados em pitfall: qual a relação com a restauração de matas ciliares?**

**Stella Ferreira Biondi**

**Ouro Preto, MG**  
**2017**



**Universidade Federal de Ouro Preto**  
**Programa de Pós-graduação em Ecologia de Biomas Tropicais**



**MACROINVERTEBRADOS DE SOLO AMOSTRADOS EM PITFALL: QUAL A  
RELAÇÃO COM A RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES?**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais da Universidade Federal de Ouro Preto, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia de Biomas Tropicais.

**Candidata:** Stella Ferreira Biondi

**Orientadora:** Dra. Yasmine Antonini

**Co-orientador:** Dr. Rodrigo Lopes Ferreira

**Ouro Preto, MG**  
**2017**

B615m Biondi, Stella Ferreira .  
Macroinvertebrados de solo amostrados em pitfall [manuscrito]: qual a relação com a restauração de matas ciliares? / Stella Ferreira Biondi. - 2017. 58f.: il.: color; grafs; tabs; mapas.

Orientador: Prof. Dr. Yasmine Antonini.  
Coorientador: Prof. Dr. Rodrigo Lopes Ferreira.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Ouro Preto. Instituto de Ciências Exatas e Biológicas. Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais .  
Área de Concentração: Evolução e Funcionamento de Ecossistemas.

1. Biodiversidade - Invertebrados de solo. 2. Recuperação ecológica. 3. Ecossistema - Estrutura trófica. I. Antonini, Yasmine. II. Ferreira, Rodrigo Lopes . III. Universidade Federal de Ouro Preto. IV. Título.

CDU: 574



**UFOP**  
Universidade Federal  
de Ouro Preto

**Ministério da Educação**  
**Universidade Federal de Ouro Preto**  
**Programa de Pós-graduação em Ecologia de Biomas Tropicais**  
**ICEB - Campus – Morro do Cruzeiro**  
**Ouro Preto – MG – CEP 35.400-000**  
**Fone: (031)3559-1747**  
**E-mail: [biomas@iceb.ufop.br](mailto:biomas@iceb.ufop.br)**

## **“Macroinvertebrados de Solo como Bioindicadores de Restauração em Matas Ciliares”.**

***Autora: Stella Ferreira Biondi***

Dissertação defendida e aprovada, em 30 de março de 2017, pela banca examinadora constituída pelos professores:

*Yasmine Antonini*

---

**Professora Dra. Yasmine Antonini**  
**Universidade Federal de Ouro Preto**

*Marina Beirão*

---

**Prof. Dra. Marina do Vale Beirão**  
**Universidade Federal de Ouro Preto**

*Marconi Souza Silva*

---

**Prof. Dr. Marconi Souza Silva**  
**Universidade Federal de Lavras**

## AGRADECIMENTOS

Durante toda a minha trajetória acadêmica, muitas pessoas importantes passaram pela minha vida, e algumas inclusive continuaram. Contudo, nestes breves dois anos de mestrado, vivi amizades intensas e verdadeiras que merecem lugares especiais na minha história.

Antes de pensar em continuar os estudos, eu trabalhava em empresas de consultoria. Na última dessas empresas, eu fiz um único amigo. Esta pessoa, além de ser um grande amigo e colega de trabalho, colocou a pulguinha do mestrado da UFOP atrás da minha orelha. Por isso agradeço a ele pelo empurrão na vida. Assim que fui fazer a prova, já me identifiquei com uma das pessoas que eu seguiria junto todos estes dois anos, e espero que até mais, que foi a menina dos brincos de caixinha de leite. Quando a entrevista de mestrado acabou, conheci outra pessoa, a menina da blusa de coruja. Eu deveria ter desconfiado que já seria um presságio de boa sorte na minha vida ter aquela pessoinha ao meu lado. Fui aprovada!! Que alegria!! E agora? Onde vou morar? Como vou me virar nessa cidade?? Sem pensar duas vezes, fui para a casa que sempre chamo de lar e sempre vou chamar, pois é lá que não importa quanto tempo eu passe fora, sempre sou recebida de braços abertos e sorrisos sinceros.

Disciplina vai, disciplina vem, e eu ainda não tinha definido um orientador. Em uma dessas, uma professora, então coordenadora do colegiado, não deixou por menos. Entendeu o que eu gostaria de desenvolver e entrou em contato com os professores. Foi aí que a sorte me sorriu de novo. Uma escolha mútua me levou até a minha orientadora, que fez de um tudo para que o projeto desse certo bem como eu queria. E se não desse, com cartas nas mangas ela fez tudo se encaixar, sempre. Nesse laboratório, aprendi sobre o pop de Ubá, o calor de Montes Claros, o desapego de BH, e a desviar o assunto em alemão. Nele, também conheci a sinceridade em pessoa. Se não fez o trabalho, não fez. Se achou o artigo ruim, achou. E eu gostei dessa pessoa. Lá, também conheci um ser incógnita. Excêntrico o suficiente pra não querer agradecer ninguém e mesmo assim conquistar as pessoas. Mal sabia eu que estes dois seriam minhas almas gêmeas. Em cada aula que eu tinha, me identificava mais com as pessoas. Com a expansividade, carisma e abraços de um, com o jeito solícito, engraçado e dotes culinários de outro. Com os ânimos em ajudas estatísticas, em campo – por mais difíceis e às vezes frustrantes que tenham sido. Com as duplas que formamos, os trios, os grupos, as turmas e toda a cumplicidade que isso envolveu. Nestes dois curtos longos anos, fiz mais amigos do que imaginei, refiz amizades que achei que estivessem pedidas. Peguei as melhores caronas regadas à sorvete de hibisco, dancei forró, ri

de pessoas que falam sozinhas, ajudei e mais ainda recebi ajudas, muitas vezes em troca apenas de conhecimento e uma caixa de insetos. Todos os laços que pensaram em se atar, em pouco tempo se mostraram fortes e insolúveis.

E por trás disso tudo, num mundo não tão distante, eu voltava à realidade. Ou seria ao sonho? Porque nada disso teria acontecido, nem seria tão maravilhoso, se eu não tivesse tido todo o apoio de tudo que há de mais importante na minha vida e habita (de alguma forma) BH. Agradecimentos imensuráveis à maior entidade financiadora do mestrado e de todos os detalhes mais lindos da minha vida. Inclusive da mesma. O maior obrigada também ao meu pilar, meu piso e minha laje. À pessoa que vai desde meu alicerce até meu acabamento, que me dá vontade e coragem de seguir, lutar e concluir cada desafio que me aparece. Ao amor da minha vida. Da vidona. E aos amigos que sempre que me sentia sozinha nessa Ouro Peto tão grande, arrastavam uma cadeira para eu Butecar.

De modo tradicional,

Agraço de coração:

À minha mãe, por todo apoio e incentivo incondicional. E pelas mensagens diárias de carinho e ânimo depois que aprendeu a mexer no whatsapp. Ao meu pai, pela força, fé e orgulho depositados em mim.

Ao meu marido, por ser o melhor amigo, companheiro, e me tirar as palavras na hora de agradecê-lo. Foi tanta força, incentivo, complacência e compreensão vindos dele que eu não tenho palavras suficientes de gratidão.

À minha orientadora Yasmine por todos os conselhos e confiança, e ao meu coorientador Drops por toda a empolgação e ideias.

A toda a equipe do Biomas, principalmente ao Rubens pela dedicação e prestatividade.

A todos os amigos que fiz. Adria, Tulaci, Brehna, Ceres, Marcelinha, Fer, Carlos e Victor, pelo companheirismo, risadas e choros juntos. Grazi, Nat, Rodrigo, Danilo, Reislá, Cris, Cláudio, Amanda, Isabelita, Gus, Filipe, Leo, Anas e Iuri, pelos dias e noites descontraídos. À querida Sabrina pela super ajuda e dedicação. Às meninas da Tira Burka, pelo acolhimento.

Aos amigos que mantive, principalmente do Butecar. Em especial ao Cássio, Gabi, Dani e Inhotim, pelas dicas no projeto com ideias que me ajudaram demais.

Às ajudas em campo da Marcelinha, Tulaci, Carlos, Sabrina, Thaís e Jean.

À Grazi e Marina pela ajuda nas análises estatísticas.

Às caronas semanais, em especial ao Cris e ao Soares, que fizeram do trajeto uma diversão.

Aos integrantes da banca pelas sábias contribuições.

“Faria tudo isso de novo.”

*(Autor desconhecido)*

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL .....	8
REFERÊNCIAS.....	16
CAPÍTULO 1 - MACROFAUNA DE SOLO EM MATAS CILIARES RESTAURADAS: RELAÇÕES ENTRE PARÂMETROS DA ESTRUTURA DE COMUNIDADES .....	18
RESUMO.....	18
ABSTRACT.....	19
INTRODUÇÃO .....	20
MÉTODOS .....	21
Área de estudo.....	21
Amostragens.....	22
Análises .....	23
RESULTADOS .....	24
DISCUSSÃO .....	28
REFERÊNCIAS.....	32
CAPÍTULO 2 - A COMPLEXIDADE DE HÁBITATS E OS INVERTEBRADOS DE SOLO – ANÁLISE DA RESTAURAÇÃO AMBIENTAL EM MATAS CILIARES UTILIZANDO ARMADILHAS PITFALL .....	36
RESUMO.....	36
INTRODUÇÃO .....	38
MÉTODOS .....	40
Área de estudo.....	40
Amostragem .....	41
Variáveis Ambientais .....	42
Análises .....	43
RESULTADOS .....	44
DISCUSSÃO .....	49
REFERÊNCIAS.....	54



## INTRODUÇÃO GERAL

O cerrado brasileiro é um domínio fitogeográfico com grande extensão territorial, ocupa cerca de 21% do território brasileiro e apresenta formações vegetais diversificadas variando de campo limpo a florestas (BRIDGEWATER; RATTER; FELIPE RIBEIRO, 2004). Apesar de ser um dos *hotspots* mundiais para a conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000), apenas 2,2% de sua área está sob proteção legal. O nível relativamente alto de conversão da paisagem por ações antrópicas é uma grande ameaça à conservação da biodiversidade do Cerrado. Estima-se que cerca de 55% do bioma já tenha sido desmatado (KLINK; MACHADO, 2005; SILVA et al., 2006). Nesse gradiente de fisionomias, as matas ciliares destacam-se pela sua diversidade nos níveis genético, de espécies e de processos ecológicos, desempenhando papel fundamental na proteção dos recursos hídricos, fauna aquática e terrestre (REZENDE, 1998).

A mata ciliar quando comparada a outros tipos de vegetação apresenta uma elevada diversidade de habitats compreendida em uma faixa relativamente estreita. Esta diversidade está relacionada à interação entre a disponibilidade de água, sombra e o nível do lençol freático com as variações topográficas, de solo e na estrutura da vegetação. Tais ambientes têm condições de atrair uma diversidade biológica considerável, favorecendo organismos exigentes de recursos específicos (BROWN JR., 2001).

Diversos autores têm abordado em seus estudos a importância de se conservar as matas ciliares (e.g. VALERO et al. 2014; NILSSON et al. 2015; VASCONCELLOS et al. 2013; NAIMAN et al. 2005; PUSEY & ARTHINGTON 2003; DA SILVA et al. 2014). Entretanto, uma significativa parcela desta vegetação tem sido suprimida e substituída por atividades agropastoris, por reservatórios de usinas hidrelétricas, por áreas urbanas ou explorada por garimpeiros e madeireiros, restando, quando muito, apenas matas secundárias nas margens dos cursos dos rios. A vegetação ciliar, por apresentar funções peculiares e únicas (PUSEY; ARTHINGTON, 2003), merece a implementação de ações que visem a fiscalização e o controle ambiental adequado, abrangendo questões de ordem técnica, legal, econômica e socioambiental, objetivando o cumprimento da legislação vigente referente à proteção desse ecossistema. Portanto, a restauração ambiental de matas ciliares tem se tornado uma tentativa de remediar os danos antrópicos causados a estes ambientes.

Uma forma de avaliar a eficiência da restauração ambiental é a análise através do uso de bioindicadores no monitoramento. Estes organismos podem ser de micro a macroscópicos,

vertebrados ou invertebrados, mas possuem o ponto em comum de serem sensíveis à pequenas mudanças ambientais, evidenciando características físicas, químicas e estruturais do ambiente em que se encontram. Organismos bioindicadores são adaptados a sobreviver, se reproduzir e interagir ecologicamente em condições ambientais específicas (MCKENZIE; HYATT; MCDONALD, 1995).

Estudos mostram que a quantificação dos organismos e ou a atividade desses em solos ou substratos permite estimar níveis de degradação ou de restauração ambiental (ANDERSEN, 1997; ROUSSEAU et al., 2013; ZHAO et al., 2013). A comunidade de organismos edáficos, composta predominantemente por microrganismos (fungos e bactérias) e invertebrados, atua através de interações sinérgicas e antagônicas (ANDERSON; INESON; HUIISH, 1983), decompondo detritos e influenciando outros processos básicos do solo tais como agregação e estruturação do solo, que operam em diferentes escalas de tempo e espaço (LAVELLE, 1996). Avaliar o efeito da restauração ambiental sobre a fauna de invertebrados é muito importante, uma vez que estes organismos desempenham importantes funções ecológicas através de seus diversos grupos tróficos, como decompositores, predadores, saprófagos, herbívoros e polinizadores (PIK et al., 2002; POCOCK; EVANS; MEMMOTT, 2012). Entretanto, o papel dos artrópodes como bioindicadores tem sido subestimado pelos programas de regeneração de ecossistemas no Brasil (FORUP et al., 2008; FORUP; MEMMOTT, 2005).

Nesta dissertação, analisamos a variação da comunidade de macroinvertebrados edáficos de acordo com a precipitação e observamos se seria possível estimar sua riqueza taxonômica através de sua riqueza trófica, constituindo o Capítulo 1. Além disso, estudamos como estes organismos podem responder à restauração de matas ciliares em função da integridade de habitats, objetivo geral do Capítulo 2.

## **METODOLOGIA GERAL**

### *Área de estudo*

Este estudo foi realizado às margens da Bacia do Rio Grande, mais precisamente na região do baixo Rio Grande, em matas ciliares ao longo do reservatório da Usina Hidrelétrica de Volta Grande, que está localizado entre os estados de Minas Gerais e São Paulo, Brasil. A vegetação predominante na região é característica do Cerrado e atualmente se encontra fortemente descaracterizada pela ação antrópica (COSTA et al., 1998). Com o enchimento do reservatório em 1973, a mata ciliar original foi inundada, restando no entorno da represa um

cenário de solo exposto e compactado. Contudo, mesmo antes da implantação da UHE, as matas ciliares em foco já estavam descaracterizadas, uma vez que já eram margeadas por cultivos agrícolas, com predomínio da cana-de-açúcar (FERREIRA, 2009).

Em 1965 foi implementada a Lei Federal nº 4771, vigente no período em que o reservatório foi construído, a qual reconhecia as florestas existentes ao redor de lagos, lagoas ou reservatórios naturais ou artificiais como Áreas de Preservação Permanente, independente da largura da faixa de vegetação. No cumprimento à legislação, a Companhia Energética de Minas Gerais S.A. (CEMIG), que tem a concessão do aproveitamento da UHE de Volta Grande desde 1967, realizou estudos ambientais nas áreas, criou um viveiro de mudas e reflorestou as margens da represa. Os projetos de restauração no entorno do Reservatório começaram em 1991, onde foram plantadas mudas nativas com a tentativa de produção de espécies que melhor se adaptariam às condições dos locais a serem reflorestados (ANTONINI; MARTINS, 2016).

Estes reflorestamentos foram realizados há cerca de 10 a 30 anos em faixas lineares no entorno das áreas inundadas, de modo que estas se caracterizam atualmente como fragmentos não contínuos de mata ciliar (ANTONINI; MARTINS, 2016). Foram selecionadas quatro áreas restauradas de acordo com o tempo de implantação das mudas (10 e 20 anos) e a largura da faixa reflorestada (cerca de 30 e 100m), além de uma área de referência que sofreu um processo de restauração natural (30 anos, 400m). Estes fragmentos estão circundados essencialmente por monoculturas de cana-de-açúcar, além de outras atividades agrossilvopastoris.

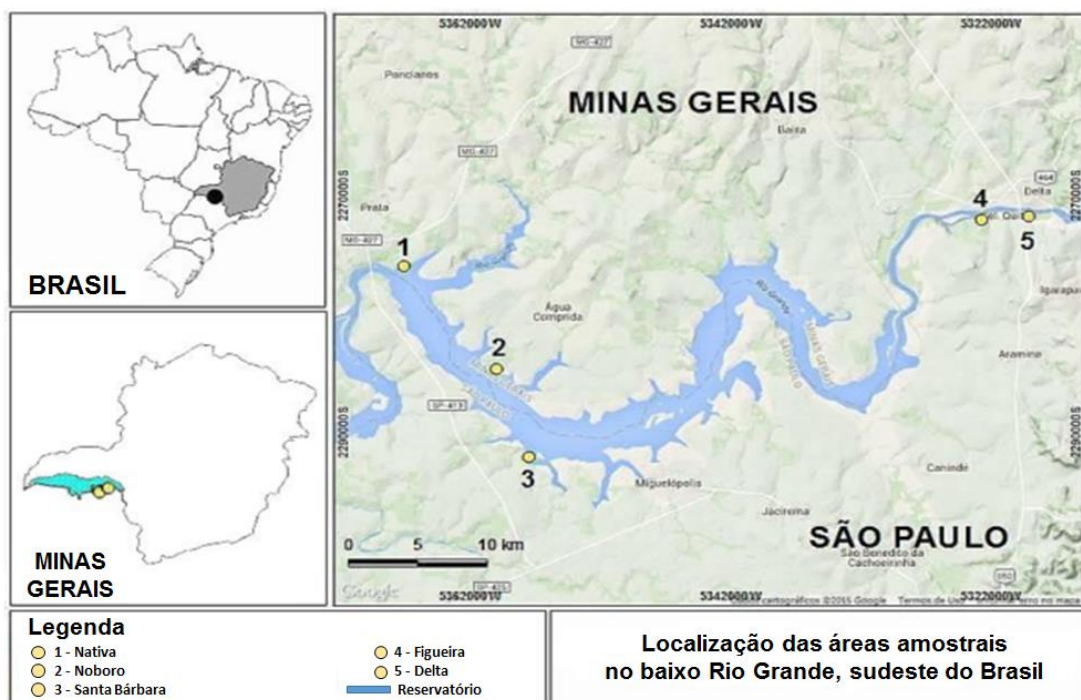


Figura 1: Localização das cinco áreas de amostragem, no Reservatório de Volta Grande. Fonte: Projeto Prociliar

Foram realizados *buffers* de 3km para cada área através do programa ArcGis a fim de uma melhor caracterização das matrizes do entorno dos locais restaurados. Foram avaliadas as seguintes áreas:

Nativa: situada no município de Conceição das Alagoas, Minas Gerais (20°01'27"S / 48°12'45"W). Esta área de mata ciliar tem passado por um processo de restauração natural há aproximadamente 30 anos. Possui entorno de 20 hectares e está localizada à margem direita do Rio Grande, próxima à barragem da usina (Figura 1). Este fragmento é o único dentre as cinco áreas estudadas constituído por vegetação nativa remanescente (Cerrado). Mede, aproximadamente, 400 metros de largura e 500 metros de comprimento. Apresenta grande diversificação de estratos verticais, com presença de sub-bosque arbustivo, estrato arbóreo e um dossel bem definido. A altura máxima do dossel varia entre 25 e 30 metros. A matriz do entorno é constituída predominantemente por plantações de cana-de-açúcar (65,07%), fragmento de mata (14,29%), Cerrado (12,97%), área urbana (3,23%), lago (1,95%), mata ciliar reflorestada (1,79%) e pasto (0,7%) (Figura 2).

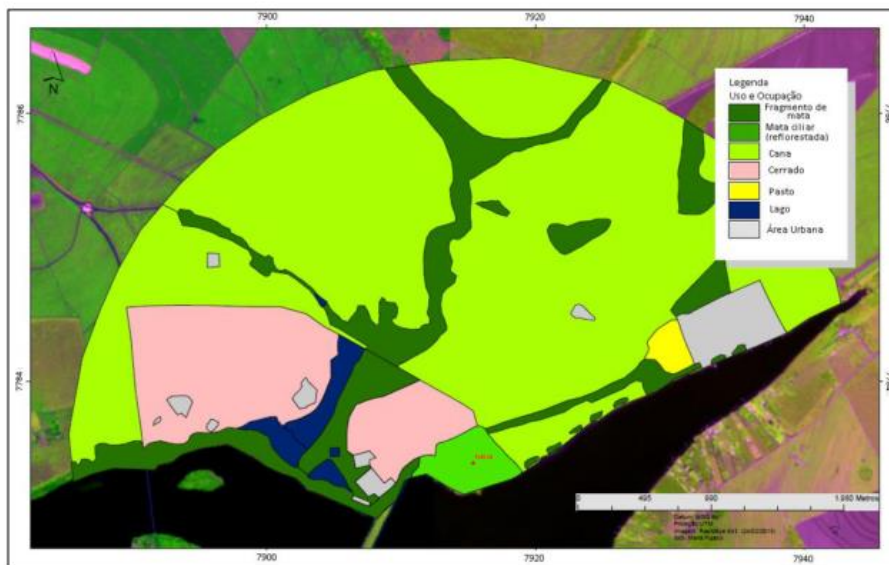


Figura 2: Imagem Landsat do *buffer* de 3km para avaliação da matriz do entorno da área de Nativa.

Noboro: situada no município de Água Comprida, Minas Gerais (20°05'55"S / 48°09'00"W). Nesta área o fragmento de mata ciliar avaliado, restaurado em 1994 (cerca de 20 anos), possui 2,7ha e está localizado à margem direita do Rio Grande (Figura 1). Possui próximo de 30m de largura e 900m de comprimento. Possui sub-bosque escasso mas presente e dossel com alturas variando entre 20 e 26m. Os habitats adjacentes ao fragmento são caracterizados pela presença de cana-de-açúcar (62,9%), seringal (18,25%), pasto (4,86%), fragmento de mata (3,51%), área urbana (1,82%), lago (1,7%) e mata ciliar reflorestada (0,51%) (Figura 3).



Figura 3: Imagem Landsat do *buffer* de 3km para avaliação da matriz do entorno da área de Noboro.

Santa Bárbara: área localizada no município de Miguelópolis, São Paulo ( $20^{\circ}09'30''S$  /  $48^{\circ}07'39''W$ ). Este fragmento de mata ciliar foi restaurado em 1999 (há aproximadamente 20 anos), tem extensão de 3,3 hectares e está localizado à margem esquerda do Rio Grande (Figura 1). Sua largura aproximada é de 30m e seu comprimento de 1100m. É possível detectar em meio à área restaurada uma porção significativa de gramíneas (capim-colonião), contudo possui sub-bosque ausente. O estrato arbóreo é composto por árvores de médio porte com altura máxima de 18m. O uso e ocupação do solo no entorno é constituído por plantações de cana-de-açúcar (87,99%), fragmento de mata (10,04%), mata ciliar reflorestada (0,92%), lago (0,89%) e área urbana (0,17%) (Figura 4).

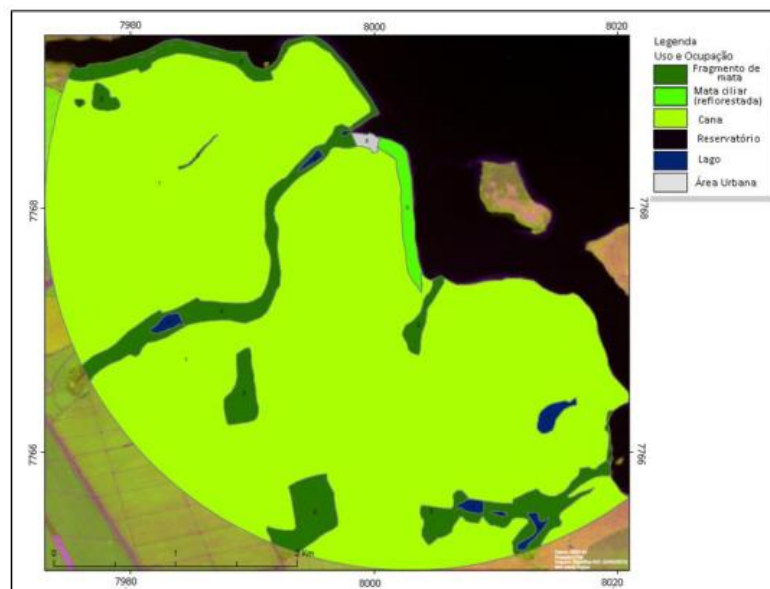


Figura 4: Imagem Landsat do *buffer* de 3km para avaliação da matriz do entorno da área de Santa Bárbara.

Figueira: inserida no município de Igarapava, São Paulo (19°59'32"S / 47°48'53"W). Nesta área, o fragmento de mata ciliar estudado foi revegetado em 1997 (cerca de 20 anos) e possui 18ha. Localizado na margem esquerda do Rio Grande (Figura 1), a uma distância aproximada de 500m de uma usina sucroalcooleira (Usina Junqueira) e a pouco mais de 2km da Rodovia Anhanguera, possui aproximadamente 100m de largura e 1800m de comprimento. Nesse fragmento há o predomínio de gramíneas (capim-colonião) e o sub-bosque é descontinuo, mas o estrato arbóreo é formado por árvores de grande porte (25m de altura). Os ambientes adjacentes ao fragmento são formados por plantações de cana-de-açúcar (74,48%), fragmento de mata (15,57%), lago (2,82%), mata ciliar reflorestada (1,19%) e área urbana (0,91%) (Figura 5). Nessa área são encontrados ranchos de pesca às margens do rio, fato que interfere na preservação e manutenção do reflorestamento.



Figura 5: Imagem Landsat do *buffer* de 3km para avaliação da matriz do entorno da área de Figueira.

Delta: situada no município de Igarapava, São Paulo (19°59'25"S / 47°46'53"W). Este fragmento de mata ciliar foi revegetado em 2005 (cerca de 10 anos), possui 8,8ha e está localizado à margem esquerda do Rio Grande (Figura 1). Está a uma distância aproximada de 800m de uma usina sucroalcooleira (Usina Junqueira) e a 100m da Rodovia Anhanguera. Está distante apenas cerca de 3km da área de Figueira. Possui, aproximadamente, 100m de largura e 900m de comprimento. O interior do fragmento é dominado por gramíneas (capim-colonião) e não há sub-bosque. O estrato arbóreo é formado por árvores de grande porte com altura máxima atingindo 30m. A matriz do entorno é constituída por plantações de cana-de-açúcar (69,34%), fragmento de mata (16,49%), área urbana (9,41%), lago (4%) e mata ciliar

reflorestada (0,76%). Esta área apresenta considerável interferência antrópica devido à existência de residências, ranchos de pesca e uma olaria no entorno do fragmento. (Figura 6).



Figura 6: Imagem Landsat do *buffer* de 3km para avaliação da matriz do entorno da área de Delta.

### Amostragem

Na região central de cada uma das cinco áreas de amostragem foram instalados três transectos lineares de armadilhas de queda (*pitfall traps*) (MOLDENKE, 1994). Esses transectos foram posicionados paralelamente à margem do reservatório e organizados em sequência, mantendo intervalos de 50m entre eles. Em cada transecto foram instalados 10 *pitfalls*, totalizando 30 *pitfalls* por área de estudo (Figura 7).

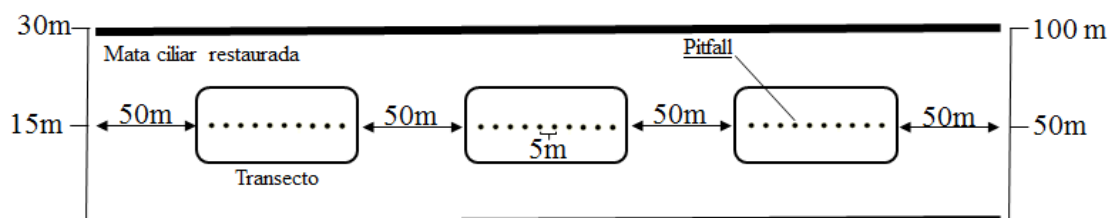


Figura 7: Desenho esquemático representado a disposição dos *pitfalls* de invertebrados edáficos nas faixas de mata ciliar restauradas com larguras de 30 e de 100m no entorno da represa de Volta Grande

Um total de 150 armadilhas por área foram mensalmente vistoriadas de março de 2013 a janeiro de 2014 (exceto em agosto e setembro). Os organismos foram armazenados em álcool 70%, contados, identificados até o menor nível taxonômico possível, classificados em 14

grupos tróficos levando em consideração seus principais hábitos e estratégias de forrageamento e depositados na coleção de invertebrados do Laboratório de Biodiversidade da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP).



## REFERÊNCIAS

- ANDERSEN, A. N. Using ants as bioindicators: Multiple issues in ant community ecology. **Conservation Ecology**, v. 1, n. 1, p. 1–17, 1997.
- ANDERSON, J. M. .; INESON, P. .; HUIISH, S. A. Nitrogen and cation mobilization by soil fauna feeding on leaf litter and soil organic matter fram deciduos woodlands. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 15, n. 4, p. 463–467, 1983.
- ANTONINI, Y.; MARTINS, J. P. V. **Restauração e Conservação de Matas Ciliares em Reservatórios Hidroelétricos**. Ouro Preto: DEBIO-DEGEO/UFOP: [s.n.].
- BRIDGEWATER, S.; RATTER, J. A.; FELIPE RIBEIRO, J. Biogeographic patterns, beta-diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. **Biodiversity {&} Conservation**, v. 13, n. 12, p. 2295–2317, 2004.
- BROWN JR., K. S. Insetos Indicadores da História, Composição, Diversidade e Integridade de Matas Ciliares Tropicais. In: RODRIGUES, R. R.; FILHO, H. F. L. (Eds.). . **Matas ciliares:conservação e recuperação**. São Paulo: Editora Edusp, 2001. p. 223–232.
- COSTA, R. et al. **Biodiversidade em Minas Gerais (um Atlas para sua conservação)**. Belo Horizonte: [s.n.].
- DA SILVA, T. C. et al. Local representations of change and conservation of the riparian forests along the São Francisco River (Northeast Brazil). **Forest Policy and Economics**, v. 45, p. 1–12, 2014.
- FERREIRA, W. **Estoque biomassa e carbono e parâmetros indicadores de recuperação de mata ciliar**. [s.l.] Universidade Federal De Lavras, 2009.
- FORUP, M. L. et al. The restoration of ecological interactions: Plant-pollinator networks on ancient and restored heathlands. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 3, p. 742–752, 2008.
- FORUP, M. L.; MEMMOTT, J. The Restoration of Plant – Pollinator Interactions in Hay Meadows. **Restoration Ecology**, v. 13, n. 2, p. 265–274, 2005.
- KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707–713, 2005.
- LAVELLE, P. Diversity of Soil Fauna and Ecosystem Function. **Biology International**, v. 33, n. 33, p. 3–16, 1996.
- MCKENZIE, D. H.; HYATT, D. E.; MCDONALD, V. J. **Ecological indicators**. London, England: Chapman and Hall, 1995.
- MOLDENKE, A. R. Arthropods. In: **Methods of Soil Analysis: Part 2—Microbiological and Biochemical Properties**. SSSA Book ed. [s.l.] Soil Science Society of America, 1994. p. 517–

542.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NAIMAN, R. J. et al. **Riparia: ecology, conservation and management of streamside communities**. New York: Academic Press, 2005.

NILSSON, C. et al. Riparian and in-stream restoration of boreal streams and rivers: Success or failure? **Ecohydrology**, v. 8, n. 5, p. 753–764, 2015.

PIK, A. J. et al. The use of invertebrates to detect small-scale habitat heterogeneity and its application to restoration practices. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 75, n. 2, p. 179–199, 2002.

POCOCK, M. J. O.; EVANS, D. M.; MEMMOTT, J. The Robustness and Restoration of a Network of Ecological Networks. **Science**, v. 335, n. 6071, p. 973–977, 2012.

PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Mar. Freshwater Res.**, v. 54, n. 1, p. 1–16, 2003.

REZENDE, A. V. Importância das matas de galeria: manutenção e recuperação. In: RIBEIRO, J. F. (Ed.). . **Cerrado: matas de galeria**. [s.l.] EMBRAPA, 1998. p. 164.

ROUSSEAU, L. et al. Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. **Ecological Indicators**, v. 27, p. 71–82, 2013.

SILVA, J. F. et al. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 536–548, 2006.

VALERO, E.; PICOS, J.; ÁLVAREZ, X. Characterization of riparian forest quality of the Umia River for a proposed restoration. **Ecological Engineering**, v. 67, p. 216–222, 2014.

VASCONCELLOS, R. L. F. et al. Soil macrofauna as an indicator of soil quality in an undisturbed riparian forest and recovering sites of different ages. **European Journal of Soil Biology**, v. 58, p. 105–112, 2013.

ZHAO, J. et al. Sentinel soil invertebrate taxa as bioindicators for forest management practices. **Ecological Indicators**, v. 24, p. 236–239, 2013.

## **CAPÍTULO 1 - MACROFAUNA DE SOLO EM MATAS CILIARES RESTAURADAS: RELAÇÕES ENTRE PARÂMETROS DA ESTRUTURA DE COMUNIDADES**

### **RESUMO**

Há evidências de que o sucesso na restauração de matas ciliares pode restabelecer a comunidade de invertebrados de solo. Entretanto, poucos estudos levam em consideração esta comunidade como um todo e a importância da sua estruturação trófica. Neste estudo, visamos responder como a estrutura da comunidade, em termos de abundância e riqueza, está relacionada à sua estrutura trófica. Além disso, avaliamos a variação destes parâmetros frente à pluviosidade. O local de pesquisa foram matas ciliares restauradas há 10, 20 e 30 anos. Quando analisamos toda a macrofauna de solo, não houve relação entre a abundância e riqueza taxonômica e a trófica, indicando redundância de espécies. Entretanto, notou-se que quanto mais morfoespécies um grupo taxonômico apresentou, mais grupos tróficos o representavam, indicando redundância reduzida dentro de cada grupo. Também observamos que o aumento da pluviosidade gera uma elevação na atividade da fauna de solo, sendo esta mais rica e mais funcional em épocas chuvosas. Dentre os grupos taxonômicos mais ricos e abundantes, Coleoptera e Hymenoptera se destacaram. Bem como os micetófagos, predadores e os saprófagos para os grupos tróficos. A estrutura da macrofauna de solo amostrada mostrou sucesso na restauração das matas ciliares, indicando uma comunidade típica de floresta secundária. Aqui enfatizamos a importância do estudo da fauna edáfica como um todo para compreender melhor como esta se comporta em relação à restauração florestal e à variações pluviométricas.

**Palavras - chave:** invertebrados edáficos; restauração ambiental; estrutura trófica; pluviosidade.

## ABSTRACT

There is some evidence that successful restoration of riparian forests can reestablish the community of soil invertebrates. However, a few studies have considered this community as one community and the importance of its trophic structure. The aim of this study was answer how the community structure, in terms of abundance and richness, is related to its trophic structure. In addition, we evaluated the variation of these parameters due to the pluviosity. The research area were riparian forests recovered 10, 20 and 30 years ago. When we analyze the whole soil macrofauna, there is no relation of the abundance and taxonomic richness between the trophic richness, indicating species redundancy. However, we observed that the increase of morphospecies in a group raise the guild's number that compose it, indicating reduced redundancy within each group. We also observed that the increase of the rainfall beget an increase in soil fauna activity, which is richer and more functional in rainy seasons. Coleoptera and Hymenoptera contrasted in the richest and most abundant taxonomic groups, as well the myctophages, predators and saprophagous for the trophic groups. The sampled macrofauna of soil structure showed success in the restoration of riparian forests, indicating a typical community of the secondary forest. Here we emphasize the importance of the study of the edaphic fauna as a community to comprehend how it reacts in a forest restoration and pluviometric variations.

**Keywords:** Edaphic Invertebrates; Environmental Restoration; Trophic Structure; Rainfall.

## INTRODUÇÃO

A análise da estrutura do grupo trófico é cada vez mais utilizada em avaliações de impacto em comunidades de solo. É insuficiente amostrar mudanças na riqueza taxonômica se este nível engloba espécies com uma ampla gama de respostas tróficas a diferentes condições do solo. Embora muitos estudos sobre invertebrados edáficos examinem a biomassa, a abundância ou a riqueza de espécies, poucos levam em conta o arranjo trófico destas comunidades. Um método particularmente útil é examinar grupos de espécies que usam o mesmo recurso trófico mas de maneiras diferentes, sendo estes denominados grupos tróficos (STORK; EGGLETON, 1992).

A partição dos recursos em um habitat por um maior número de espécies de organismos pode favorecer a ocorrência de um maior número de grupos tróficos, permitindo uma exploração e ou utilização mais completa de todos os recursos disponíveis (HEEMSBERGEN et al., 2004; PETCHEY, 2003). Há evidências de que exista uma relação entre a riqueza de espécies e a riqueza funcional nos ecossistemas, o que pode estar ligado à transferência de energia e ciclagem de matéria (CHAPIN III et al., 1997; GHILAROV, 2000; HOOPER et al., 2005; LAWTON, 1994).

Dentre os diferentes grupos de invertebrados que compõem a fauna de solo (edáfica), a macrofauna, isto é, indivíduos maiores que 2,0 mm (Swift et al. 1979), desempenha vários papéis contribuindo direta e indiretamente para o funcionamento dos ecossistemas, por exemplo aumento da fertilidade do solo, controle biológico de patógenos e parasitas de plantas, decomposição e ciclagem de nutrientes, filtração de água e formação de solo (BARRIOS, 2007; DOMINATI; PATTERSON; MACKAY, 2010). Além disso, afetam a produção primária de maneira direta e indireta, diretamente por herbívoros do solo, patógenos e mutualísticos e indiretamente pela decomposição de material vegetal morto e retorno de nutrientes inorgânicos para as plantas (SYLVAIN; WALL, 2011). Contudo, a maioria das pesquisas realizadas sobre organismos edáficos ainda está focada apenas na microflora: bactérias e fungos (GRAAFF et al., 2006; TRESEDER, 2004; ZAK et al., 2000).

A macrofauna edáfica pode ser excelente bioindicadora uma vez que possui uma dieta variada e é muito sensível às alterações ambientais (GUINCHARD; ROBERT, 1991), por exemplo, organismos edáficos de todos os taxa e tamanhos corporais podem ser limitados pela precipitação (BLANKINSHIP; NIKLAUS; HUNGATE, 2011) e ou pela produção de serapilheira (LAVELLE, 1996). Pela diversidade e magnitude das funções que desempenham no solo, alguns desses organismos têm sido apontados não somente como indicadores, mas

também como agentes ativos da restauração em ambientes degradados (SNYDER; HENDRIX, 2008).

A fauna edáfica pode recompor o solo e suas propriedades em áreas em processos de restauração dependendo apenas do modo que coloniza o substrato, da sua taxa de sobrevivência e de sua capacidade manter as populações com alta abundância (TOPP et al., 2001). Ao alterar fisicamente a estrutura do solo e os processos de transporte, estes organismos determinam diretamente as condições físicas e químicas de crescimento vegetal, influenciando também a quantidade e a qualidade da matéria orgânica (BRUSSAARD, 1998).

Neste estudo avaliamos se a estrutura taxonômica da comunidade de invertebrados de solo se relaciona com a estrutura trófica e se existem variações temporais relacionadas à pluviosidade sobre os parâmetros da comunidade. Para isto, testamos as seguintes hipóteses: a riqueza e abundância de grupos funcionais respondem à riqueza e abundância de morfoespécies de toda a comunidade; a riqueza de grupos funcionais responde à riqueza de espécies dentro de cada grupo taxonômico de invertebrados de solo; e variações pluviométricas ao longo do ano influenciam na abundância e riqueza de grupos taxonômicos e tróficos.

## **MÉTODOS**

### *Área de estudo*

As amostragens foram realizadas em cinco fragmentos de mata ciliar na região da UHE Volta Grande, Minas Gerais (MG) e São Paulo (SP), Brasil, de acordo com o tempo de restauração e a largura da faixa revegetada (Tabela 1).

Após inundação das margens pelo reservatório, em 1973, houve perda significativa das florestas ciliares remanescentes. Nos últimos 35 anos, essas áreas foram restauradas de forma que na região existem fragmentos com idades e larguras distintas. A vegetação predominante se enquadra nas características de Mata Ciliar associada ao Cerrado, e o entorno está visivelmente alterado pela agroindústria. As áreas selecionadas para este estudo apresentam 10, 20 e 30 anos após o início do programa de restauração (Tabela 1).

Tabela 1 - Fragmentos de matas ciliares estudados e suas respectivas idades de restauração e larguras de área reflorestada.

Área	Idade (anos)	Largura (m)
Nativa	30	400
Noboro	20	30
Santa Bárbara	10	30
Figueira	20	100
Delta	10	100

O clima da região de estudo é do tipo Aw, de acordo com a classificação de Köppen (KOTTEK et al., 2006). O monitoramento foi realizado de março de 2013 a janeiro de 2014, sendo a precipitação média neste período de 1091 mm (ANTONINI; MARTINS, 2016) (Figura 1). As maiores médias de temperaturas são registradas de outubro e março, entorno de 23°C. Já as menores são observadas nos meses de junho e julho, próximas a 19°C (GRECO, 2002).

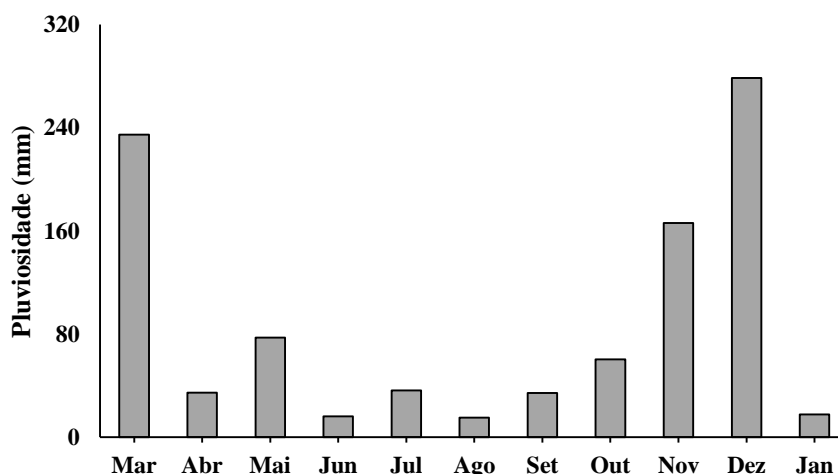


Figura 1 - Média de precipitação nos meses de amostragem (março a dezembro de 2013 e janeiro de 2014) na região do Reservatório de Volta Grande. Dados obtidos da Companhia Energética de Minas Gerais - CEMIG.

### *Amostragens*

Na região central de cada uma das cinco áreas de amostragem foram instalados três transectos lineares de armadilhas de queda (pitfall traps) (MOLDENKE, 1994), contendo apenas uma solução de líquido conservante (água e detergente neutro). Esses transectos foram posicionados paralelamente à margem do reservatório e organizados em sequência, mantendo

intervalos de 50m entre eles. Em cada transecto foram instalados 10 pitfalls, totalizando 30 pitfalls por área de estudo.

As armadilhas eram mantidas ativas por uma semana e vistoriadas mensalmente, entre março de 2013 e janeiro de 2014 (exceto em agosto e setembro). Os organismos foram armazenados em álcool 70% e depositados na coleção de invertebrados do Laboratório de Biodiversidade da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP).

Os indivíduos foram identificados até o menor nível taxonômico possível e classificados em 13 grupos tróficos (Tabela 2) de acordo com seus principais hábitos e estratégias de forrageamento (BACCARO et al., 2015; LACH; PARR; ABBOTT, 2010; PUNZO; FRED, 1994; RAFAEL et al., 2012; TRIPLEHORN; JOHNSON, 2004).

Tabela 2 - Especificação alimentar dos grupos tróficos que classificaram a fauna edáfica amostrada

<b>Grupos</b>	<b>Principal fonte de recurso</b>
Coprófago (Cop)	Matéria fecal de vertebrados
Fitófago (Fit)	Seiva vegetal
Frugívoro (Fru)	Frutas e néctar de frutas
Hematófago (Hem)	Sangue de vertebrados
Herbívoro (Her)	Mastigadores ou brocadores de folhas, galhos e sementes
Micetófago (Mic)	Fungos
Nectarívoro (Nec)	Néctar de flores
Onívoro (Oni)	Alimentação generalizada (mais de um grupo trófico)
Parasitóide (Par)	Consome um hospedeiro até a morte do mesmo
Polinívoro (Pol)	Pólen de flores
Predador Primário (P1)	Consumidores primários
Predador Secundário (P2)	Invertebrados e vertebrados predadores
Saprófago (Sap)	Matéria orgânica em decomposição

### *Análises*

Para as análises dos dados foram considerados os organismos de 16 grupos (Blattodea, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones, Scorpiones, Chilopoda, Diplopoda, Mesogastropoda e Pulmonata) que foram selecionados por serem mais abundantes e ou possuírem taxonomia mais



conhecida. Modelos Lineares Generalizados (GLM) com distribuição Quasipoisson foram utilizados para testar se a riqueza de grupos funcionais é dependente da riqueza e da abundância de espécies em cada grupo taxonômico e em toda a comunidade de invertebrados. Também foram realizados GLMs com a mesma distribuição de dados para analisar se a abundância e a riqueza de grupos funcionais e tróficos variam com a pluviosidade. As análises foram realizadas no programa R.

## RESULTADOS

A comunidade da macrofauna de solo dos 16 grupos taxonômicos avaliados incluiu 28.558 indivíduos, pertencentes a 2 filos e 5 classes, separadas em 451 morfoespécies (Tabela 3).

Tabela 3 – Grupos tróficos da macrofauna de solo encontrados nas cinco áreas de amostragem no entorno da UHE Volta Grande, SP/MG, Brasil.

<b>Grupo Taxonômico</b>	<b>Grupos Tróficos*</b>	<b>Abundância Total</b>	<b>Riqueza de morfoespécies</b>
Blattodea	Oni	486	12
Coleoptera	Sap, Mic, Her, P1, Cop, Oni	13887	130
Dermaptera	Oni	1246	7
Diptera	Sap, Fru, P1, Nec, Her	2816	28
Hemiptera	Fit, P1, P2, Sap	240	41
Hymenoptera	P1, P2, Oni, Her, Pol, Par, Mic, Nec	6098	75
Lepidoptera	Nec, Sap, Fru	172	28
Orthoptera	Her, Oni	2427	29
Araneae	P1, P2	716	50
Opiliones	Oni	23	11
Pseudoscorpiones	P1	17	7
Scorpiones	P2	10	6
Chilopoda	P1	12	6
Diplopoda	Det	235	11
Mesogastropoda	Her	63	3
Pulmonata	Her	140	7

\* Para descrição das siglas, reportar Tabela 2.

Os taxa Coleoptera, Hymenoptera, Diptera, Orthoptera, Dermaptera e Araneae foram mais abundantes (Tabela 3), sendo os dois primeiros os que ocuparam mais grupos tróficos (Tabela 4). Coleoptera, Hymenoptera, Araneae, Hemiptera e Orthoptera foram os que apresentaram maior riqueza (Tabela 3). Entre os grupos funcionais, a maior abundância foi de micetófagos – compreendendo majoritariamente Hymenoptera (Formicidae, *Atta* sp.) seguidos por predadores primários e saprófagos (Figura 2).

Tabela 4 - Especificação da identificação das ordens que ocuparam mais grupos tróficos (Hymenoptera e Coleoptera)

<b>Ordem</b>	<b>Subordem / Superfamília / Família</b>	<b>Subfamília / Tribo / Gênero / Espécie</b>	<b>Grupo trófico</b>
Coleoptera	Tenebrionidae	Alleculidae	Saprófago
	Carabidae		Onívoro
	Cerambycidae		Herbívoro
	Chrysomelidae		Herbívoro
	Coccinellidae		Predador primário
	Curculionidae		Herbívoro
	Dryopidae		Saprófago
	Elateridae		Saprófago
	Erotylidae		Micetófago
	Histeridae		Predador primário
	Lampyridae		Predador primário
	Meloidae		Herbívoro
	Monotomidae	Rhizophagidae	Predador primário
	Nitidulidae		Saprófago
	Passalidae		Saprófago
	Staphylinidae	Scaphidiidae	Micetófago
	Scarabaeidae	Aphodiinae	Coprófago
	Scarabaeidae	Eurysternus	Coprófago
	Scarabaeidae	<i>Canthon</i>	Coprófago
	Scarabaeidae	Canthonini	Coprófago
	Scarabaeidae	Coprini	Coprófago
	Scarabaeidae	Geotrupidae	Coprófago
	Scarabaeidae	Melolonthini	Herbívoro
	Scarabaeidae	Oryctini	Saprófago
	Scarabaeidae	Phanaeini	Coprófago
	Staphylinidae		Predador primário
	Tenebrionidae		Saprófago

(Continuação Tabela 4)

Hymenoptera	Formicidae	<i>Acromyrmex</i>	Micetófago
	Apidae	<i>Apis melifera</i>	Polínifero
	Formicidae	<i>Atta</i>	Micetófago
	Braconidae		Parasitoide
	Formicidae	<i>Camponotus</i>	Onívora
	Formicidae	<i>Cephalotes</i>	Onívora
	Chalcidoidea		
	Formicidae	<i>Crematogaster</i>	Nectarívoro
	Formicidae	<i>Ectatomma</i>	Predador primário
	Apidae	<i>Geotrigona</i>	Polínívoro
	Formicidae	<i>Gnamptogenys</i>	Onívora
	Ichneumonidae		Parasitoide
	Mutillidae		Parasitoide
	Formicidae	<i>Neoponera</i>	Predador primário
	Formicidae	<i>Odontomachus</i>	Predador primário
	Formicidae	<i>Pheidole</i>	Onívora
	Pompilidae		Parasitoide/Nectarívoro
	Formicidae	<i>Pseudomyrmex</i>	Nectarívoro
	Scoliidae		Parasitoide/Nectarívoro
	Formicidae	<i>Solenopsis</i>	Onívora
	Vespidae		Nectarívoro
	Formicidae	<i>Wasmannia</i>	Onívoro

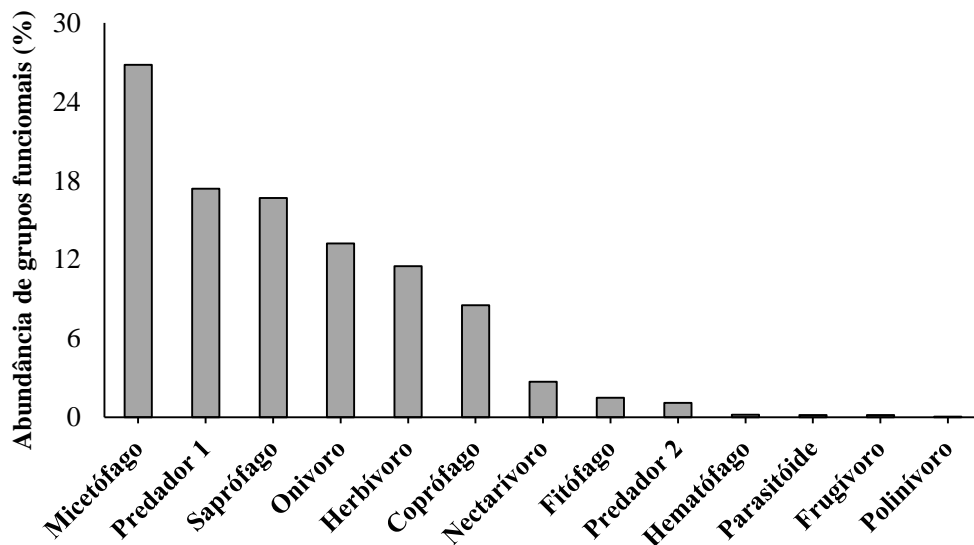


Figura 2 - Abundância de grupos funcionais da fauna edáfica das cinco áreas de amostragem, no entorno da UHE Volta Grande, SP/MG, Brasil, em porcentagem.

A riqueza e abundância de grupos tróficos não se relacionou com a riqueza ( $F= 1,27$ ;  $p=0,27$ ) e abundância total de morfoespécies ( $F=3,67$   $p=0,07$ ). Contudo, quanto maior a riqueza de morfoespécies em cada grupo taxonômico, maior foi a riqueza de grupos tróficos ( $F=14,70$ ;  $p<0,01$ ) (Figura 3), ou seja, houve uma relação positiva e significativa para cada grupo taxonômico.

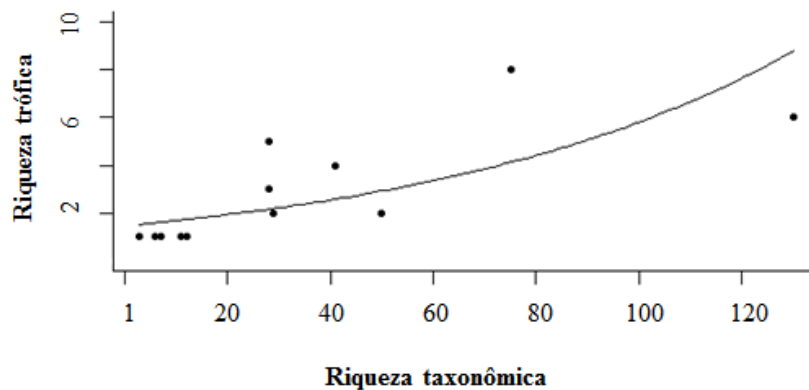


Figura 3 - Relação entre riqueza de morfoespécies em cada categoria de invertebrados edáficos amostrados e riqueza de grupos tróficos

Houve uma relação positiva e significativa entre a pluviosidade e a riqueza de grupos tróficos ( $F= 14,15$ ;  $p<0,01$ ), de grupos taxonômicos ( $F= 6,69$ ;  $p= 0,03$ ) e abundância ( $F= 8,25$ ;  $p= 0,02$ ) (Figura 4). Isto indicou que em épocas mais chuvosas foi observada uma maior atividades dos invertebrados edáficos.

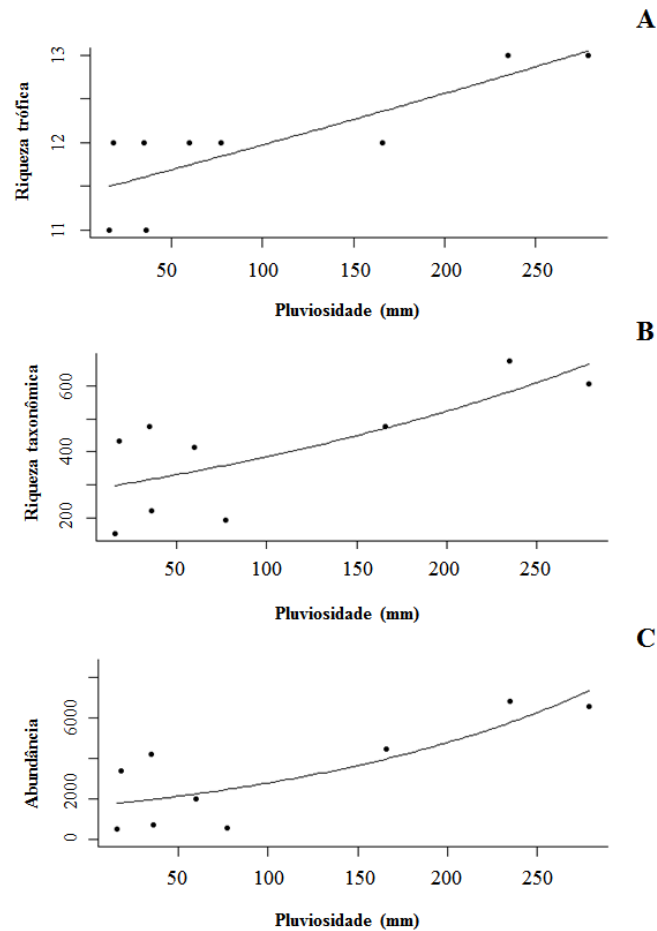


Figura 4 - Relação entre pluviosidade (em milímetros de chuva) e A) riqueza de grupos tróficos; B) riqueza de grupos taxonômicos; C) abundância de invertebrados da fauna edáfica, amostradas nas cinco áreas de amostragem no entorno da UHE Volta Grande, SP/MG, Brasil.

## DISCUSSÃO

As áreas restauradas apresentaram uma macrofauna composta por organismos de vários grupos de invertebrados, com dominância dos artrópodes. Esse resultado era esperado pois Arthropoda é o grupo com a maior riqueza em espécies e com diferentes requerimentos de habitats. Organismos desse grupo apresentam um papel importante na ciclagem de nutrientes nas florestas tropicais. Além disso, desempenham outras funções, sendo predadores, parasitas, fitófagos, herbívoros, saprófagos, polinizadores e outros (GULLAN; CRASTON, 2008).

A dominância dos Artrópodes foi verificada em outros trabalhos desenvolvidos em áreas que foram restauradas e ou próximas a campos de cultivo (BANDEIRA; HARADA, 1998; MOREIRA, 2010; SOARES et al., 2013). Watts & Mason (2015) observaram que em áreas restauradas há mais tempo, portanto, mais complexas, a comunidade de um grupo de artrópodes

tendeu a se restabelecer e se assimilar à de áreas nativas. A heterogeneidade de habitats influencia a estrutura da comunidade de invertebrados de solo, podendo ser essencial na restauração (TEWS et al., 2004).

O táxon mais abundante e que apresentou maior riqueza de morfoespécies e de grupos tróficos foi Coleoptera. Isto era esperado uma vez que organismos desse grupo desempenham diferentes funções ecológicas nos ecossistemas pois possuem alimentação diversa, desde folhas, restos vegetais, dejetos animais, a até outros artrópodes (GULLAN; CRASTON, 2008), o que favorece sua diversificação. Como segundo grupo mais abundante e rico, os Hymenoptera se destacaram. Foi observada maior ocorrência de indivíduos da família Formicidae entre os Hymenoptera amostrados, corroborando com os trabalhos realizados por Moço et al. (2005), Santos et al. (2007) e Goncalves & Pereira (2012). As formigas compreendem um terço do total da biomassa de insetos das florestas brasileiras, além disso, elas são altamente ativas no solo e geralmente se locomovem em grupo, o que facilita a sua coleta (HARADA et al., 2013). Rosário et al. (2014) estudaram a entomofauna edáfica associada à reflorestamentos e também encontraram uma alta abundância de Hymenoptera e Coleoptera.

Dentre os grupos tróficos encontrados, os organismos micetófagos apresentaram uma grande abundância devido à ocorrência de formigas do gênero *Atta*. Estes indivíduos são dominantes em muitas florestas tropicais e possuem grande importância ecológica e econômica pois cortam material vegetal para cultivar o fungo simbiote que lhes serve de alimento (BOARETTO; FORTI, 1997; HÖLLDOBLER; WILSON, 1990). Estudos indicaram que, em florestas secundárias, as formigas podem ter impactos positivos sobre a estrutura química e física do solo e potencialmente beneficiar a vegetação. Isto favorece o desenvolvimento das árvores, uma vez que o solo é menos resistente à penetração das raízes em áreas com ninhos e a matéria orgânica presente nas câmaras possivelmente favorece um aumento na fertilidade do solo (MOUTINHO; NEPSTAD; DAVIDSON, 2003).

O segundo grupo trófico mais abundante foi formado por organismos aqui classificados como predadores primários. Neste trabalho, este grupo foi constituído principalmente de aranhas, mas também incluiu algumas morfoespécies de Hymenoptera, Coleoptera, Pseudoscorpiones, Mantodea, Chilopoda e Hemiptera. A presença de muitos grupos de predadores é importante para manter a estrutura da comunidade pois estes podem regular o tamanho populacional de suas presas impedindo que uma ou outra espécie domine (HAIRSTON; SMITH; SLOBODKIN, 1960; RICKLEFS; RELYEA, 2014).

Os organismos saprófagos também se mostraram abundantes entre os invertebrados amostrados. A comunidade de invertebrados saprófagos do solo está mais intimamente ligada

às condições do hábitat do que estão os invertebrados do solo de níveis tróficos mais elevados. Há também evidências de que a resposta às perturbações dos níveis tróficos inferiores, como saprófagos e detritívoros, é mais pronunciada do que a dos níveis tróficos superiores, como predadores e parasitas (HURD; WOLF, 1974; SCHEU; SCHULZ, 1996).

De acordo com Menezes et al. (2009), florestas com vegetação diversa ou em estágios sucessionais mais avançados tendem a ter uma fauna de solo mais rica e a ser mais abundantes em espécies saprófagas e predadoras do que florestas nos estágios iniciais de restauração. Os dados obtidos neste estudo indicam que as áreas apresentaram sucesso na restauração da fauna edáfica, uma vez que saprófitos e predadores somaram mais de 40% de todos os invertebrados amostrados.

A riqueza e abundância taxonômica, quando analisamos toda a macrofauna, não foi acompanhada pela riqueza e abundância de grupos tróficos, conforme predito. Comunidades compostas por um grande número de espécies podem apresentar alto grau de redundância funcional, isto é, múltiplas espécies desempenhando papéis ecológicos semelhantes (ANDREN; CLARHOLM; BENGTSSON, 1995; BENGTSSON, 1998; HOOPER et al., 2005). Numa comunidade com maior redundância, o papel de qualquer táxon pode ser pelo menos parcialmente compensado por outro táxon, pois os nichos apresentam maior sobreposição e, portanto, é mais fácil para a assembleia manter sua estrutura sob perturbação e mais difícil para espécies invasoras ocuparem nichos vagos. A alta redundância ecológica pode estar subjacente à resiliência dos ecossistemas a espécies perturbadoras e invasoras (CHAPIN III et al., 1997; LOREAU et al., 2001; PETCHEY, 2004).

No entanto, quando analisamos as funções tróficas dentre os invertebrados de cada grupo taxonômico, observamos que quanto maior a riqueza, maior o número de funções que os organismos que compõem o grupo desempenham no ambiente. Apesar de os invertebrados terem apresentado redundância funcional em uma escala mais ampla, quando avaliamos dentro de cada grupo taxonômico esta redundância é minimizada, uma vez que é pouco provável que um único grupo trófico influencie em todos os serviços e funções que afetam o meio ambiente ao mesmo tempo ou da mesma maneira (SYLVAIN; WALL, 2011), ou seja, espécies no solo podem ser redundantes somente quando medidas contra funções cumulativas brutas, o que indica a importância em particular de cada grupo taxonômico.

Conforme esperado, em meses cuja pluviosidade foi mais elevada encontramos uma maior riqueza e abundância de invertebrados e também de grupos tróficos nas áreas amostradas. Nestes meses, foram observados praticamente todos os grupos tróficos capturados ao longo de todo estudo, ao contrário do observado nos meses mais secos. De acordo com Lavelle & Spain

(2001), a temperatura e a umidade são os principais fatores que ativam a regulação metabólica nos indivíduos da fauna do solo e determinam a distribuição espacial destes e os períodos de maior atividade. O decréscimo dos níveis de chuva consequentemente reduzem a umidade nas camadas mais superficiais de solo, que foram o foco de estudo neste trabalho. Isto, muitas vezes, provoca a migração de alguns invertebrados edáficos para as camadas de solo inferiores, o que resulta em uma redução da atividade biológica no sistema folha/solo nas estações mais secas (SILVA et al., 2009). Dessa forma, é possível que a variação sazonal das riquezas e abundância entre períodos secos e chuvosos esteja relacionada à criação de ambientes mais favoráveis em épocas mais úmidas.

Estudos mostram que os Artrópodes estão intimamente relacionados às paisagens circundantes (ANDERSEN, 1997), isto indica que as práticas conservacionistas no entorno da área restaurada devem buscar heterogeneidade de ambientes. Devido ao entorno das regiões amostradas ser constituído principalmente de áreas agrícolas, os fragmentos restaurados apresentam melhores condições para abrigo e manutenção da fauna local, inclusive a de invertebrados edáficos.

A análise dos parâmetros da comunidade da macrofauna de solo é muito importante para a compreensão de como eles interagem, no caso deste estudo, a relação entre a riqueza taxonômica e a trófica. A observação destas variações em diferentes escalas pode ampliar o foco de diversos estudos frente os invertebrados edáficos e a restauração ambiental. Além disso, avaliar os efeitos das variações pluviométricas sobre as comunidades edáficas em áreas restauradas pode fornecer várias indicações do comportamento e necessidades destes organismos.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais/UFOP pelo suporte para a execução do estudo. À Fapemig/CEMIG APQ 3055/11 pelo auxílio financeiro. Este estudo foi parte do Mestrado de SF Biondi na UFOP que foi apoiado pela Capes.



## REFERÊNCIAS

- ANDERSEN, A. N. Using ants as bioindicators: Multiple issues in ant community ecology. **Conservation Ecology**, v. 1, n. 1, p. 1–17, 1997.
- ANDREN, O.; CLARHOLM, M.; BENGTSSON, J. Biodiversity and species redundancy among litter decomposers. In: COLLINS, H.; ROBERTSON, G.; KLUG, M. (Eds.). . **The significance and regulation of soil biodiversity**. Dordrecht, Netherlands: Kluwer, 1995. p. 141–151.
- ANTONINI, Y.; MARTINS, J. P. V. **Restauração e Conservação de Matas Ciliares em Reservatórios Hidroelétricos**. Ouro Preto: DEBIO-DEGEO/UFOP: [s.n.].
- BACCARO, F. B. et al. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. [s.l: s.n.].
- BANDEIRA, A. G.; HARADA, A. Y. Densidade e distribuição vertical de macroinvertebrados em solos argilosos e arenosos na Amazônia central. **Acta Amazonica**, v. 28, n. 2, p. 191–204, 1998.
- BARRIOS, E. Soil biota, ecosystem services and land productivity. **Ecological Economics**, v. 64, n. 2, p. 269–285, 2007.
- BENGTSSON, J. Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. **Applied Soil Ecology**, v. 10, p. 191–199, 1998.
- BLANKINSHIP, J. C.; NIKLAUS, P. A.; HUNGATE, B. A. A meta-analysis of responses of soil biota to global change. **Oecologia**, v. 165, n. 3, p. 553–565, 2011.
- BOARETTO, M. A. C.; FORTI, L. C. Perspectivas no controle de formigas cortadeiras. **Série Técnica IPEF**, v. 11, n. 30, p. 31–46, 1997.
- BRUSSAARD, L. Soil fauna, guilds, functional groups and ecosystem processes. **Applied Soil Ecology**, v. 9, n. 1–3, p. 123–135, 1998.
- CHAPIN III, F. S. et al. Biotic Control over the Functioning of Ecosystems. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 500–504, 1997.
- DOMINATI, E.; PATTERSON, M.; MACKAY, A. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. **Ecological Economics**, v. 69, n. 9, p. 1858–1868, 2010.
- GHILAROV, A. M. Ecosystem functioning and intrinsic value of biodiversity. **Oikos**, v. 90, n. 2, p. 408–412, 2000.
- GONCALVES, M. F.; PEREIRA, J. A. Abundance and diversity of soil arthropods in the olive grove ecosystem. **Journal of Insect Science**, v. 12, n. 20, p. 1–14, 2012.

- GRAAFF, M. A. DE et al. Interactions between plant growth and soil nutrient cycling under elevated CO<sub>2</sub>: a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 12, n. 11, p. 2077–2091, 2006.
- GRECO, M. K. B. **Balço de massa de fósforo, evolução da eutrofização e o crescimento de macrófitas flutuantes no reservatório de Volta Grande (MG/SP)**. [s.l.] Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte., 2002.
- GUINCHARD, M.; ROBERT, J. C. Biocenotic approach of the soil system by study of insect larvae community. **Revue d'écologie et de biologie du sol**, v. 28, n. 4, p. 479–490, 1991.
- GULLAN, P. J.; CRASTON, P. S. **Os insetos: um resumo de entomologia**. 3. ed. [s.l.] São Paulo: Roca, 2008.
- HAIRSTON, N. G.; SMITH, F. E.; SLOBODKIN, L. B. Community Structure, Population Control, and Competition. **The American Naturalist**, v. 94, n. 879, p. 421–425, nov. 1960.
- HARADA, A. Y. et al. Assessment of ant communities in secondary forest in the eastern Amazon. **Comunicata Scientiae**, v. 4, n. 2, p. 186–194, 2013.
- HEEMSBERGEN, D. A. et al. Biodiversity Effects on Soil Processes Explained by Interspecific Functional Dissimilarity. **Science**, v. 306, n. 5698, p. 1019–1020, 2004.
- HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The ants**. [s.l.] Belknap Press of Harvard University Press, 1990.
- HOOPER, D. U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, 2005.
- HURD, L. E.; WOLF, L. L. Stability in Relation to Nutrient Enrichment in Arthropod Consumers of Old-Field Successional Ecosystems. **Ecological Monographs**, v. 44, n. 4, p. 465–482, fev. 1974.
- KOTTEK, M. et al. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 15, n. 3, p. 259–263, 2006.
- LACH, L.; PARR, C. L.; ABBOTT, K. L. **Ant Ecology**. [s.l.] Oxford University Press, 2010.
- LAVELLE, P. Diversity of Soil Fauna and Ecosystem Function. **Biology International**, v. 33, n. 33, p. 3–16, 1996.
- LAVELLE, P.; SPAIN, A. V. **Soil Ecology**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001.
- LAWTON, J. H. What do species do in ecosystems? **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 367, 1994.
- LOREAU, M. et al. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. **Science**, v. 294, n. 5543, p. 804–808, 26 out. 2001.
- MOÇO, M. K. DA S. et al. Caracterização da Fauna Edáfica em diferentes coberturas vegetais na região Norte Fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 555–564, 2005.
- MOLDENKE, A. R. Arthropods. In: **Methods of Soil Analysis: Part 2—Microbiological and**

- Biochemical Properties**. SSSA Book ed. [s.l.] Soil Science Society of America, 1994. p. 517–542.
- MOREIRA, J. F. **Fauna do Solo como Bioindicador no Processo de Revegetação de Áreas de Mineração de Bauxita em Porto Trombetas-PA**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO, 2010.
- MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D. C.; DAVIDSON, E. A. Influence of Leaf-Cutting Ant Nests on Secondary Forest Growth and Soil Properties in Amazonia. v. 84, n. 5, p. 1265–1276, 2003.
- PETCHEY, O. L. Integrating methods that investigate how complementarity influences ecosystem functioning. **Oikos**, v. 101, n. 2, p. 323–330, 2003.
- PETCHEY, O. L. On the statistical significance of functional diversity effects. **Functional Ecology**, v. 18, n. 3, p. 297–303, jun. 2004.
- PUNZO, F.; FRED. The Biology of the Spider Wasp *Pepsis Thisbe* (Hymenoptera: Pompilidae) From Trans Pecos, Texas. I. Adult Morphometrics, Larval Development and the Ontogeny of Larval Feeding Patterns. **Psyche: A Journal of Entomology**, v. 101, n. 3–4, p. 229–241, 1994.
- RAFAEL, J. A. et al. **Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia**. [s.l.: s.n.]. v. 1
- RICKLEFS, R. E.; RELYEA, R. **Ecology: The Economy of Nature**. Seventh Ed ed. [s.l.: s.n.].
- ROSÁRIO, V. DO S. V. et al. Edaphic insect fauna associated with reforestation with *Schizolobium parahyba* Barneby in Amazonia. **Revista de Ciências Agrárias - Amazon Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 57, n. 4, p. 373–381, 2014.
- RSTUDIO, T. **RStudio: Integrated Development for R**Boston, MARStudio, Inc., , 2016.
- SANTOS, S. A. P.; CABANAS, J. E.; PEREIRA, J. A. Abundance and diversity of soil arthropods in olive grove ecosystem (Portugal): Effect of pitfall trap type. **European Journal of Soil Biology**, v. 43, n. 2, p. 77–83, 2007.
- SCHEU, S.; SCHULZ, E. Secondary succession, soil formation and development of a diverse community of oribatids and saprophagous soil macro-invertebrates. **Biodiversity and Conservation**, v. 5, p. 235–250, 1996.
- SILVA, C. DA et al. Fauna edáfica em áreas de agricultura tradicional no entorno do parque estadual da Serra do Mar em Ubatuba, SP. **Revista de Ciências Agrárias - Amazon Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, n. 52, p. 107–115, 2009.
- SNYDER, B. A.; HENDRIX, P. F. Current and potential roles of soil macroinvertebrates (earthworms, millipedes, and isopods) in ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 16, n. 4, p. 629–636, 2008.
- SOARES, L. G. S. et al. Fauna de invertebrados em cavernas de calcário na região de Córrego Fundo, Minas Gerais, Brasil. **Revista Eletrônica de Biologia**, v. 6, n. 1, p. 48–68, 2013.

- STORK, N. E.; EGGLETON, P. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. **American Journal of Alternative Agriculture**, v. 7, n. 1–2, p. 38, 1992.
- SWIFT, M. J. (MICHAEL J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. (JONATHAN M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. [s.l.] University of California Press, 1979.
- SYLVAIN, Z. A.; WALL, D. H. Linking soil biodiversity and vegetation: Implications for a changing planet. **American Journal of Botany**, v. 98, n. 3, p. 517–527, 2011.
- TEWS, J. et al. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 1, p. 79–92, 2004.
- TOPP, W. et al. Soil fauna of a reclaimed lignite open-cast mine of the Rhineland: Improvement of soil quality by surface pattern. **Ecological Engineering**, v. 17, n. 2–3, p. 307–322, 2001.
- TRESEDER, K. K. A meta-analysis of mycorrhizal responses to nitrogen, phosphorus, and atmospheric CO<sub>2</sub> in field studies. **New Phytologist**, v. 164, n. 2, p. 347–355, 2004.
- TRIPLEHORN, C.; JOHNSON, N. **Borror and Delong's Introduction to the Study of Insects**. 7. ed. [s.l.] Cengage, 2004.
- WATTS, C. H.; MASON, N. W. H. If we build - they mostly come: Partial functional recovery but persistent compositional differences in wetland beetle community restoration. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 5, p. 555–565, 2015.
- ZAK, D. R. et al. Elevated atmospheric CO<sub>2</sub>, fine roots and the response of soil microorganisms: a review and hypothesis. **New Phytologist**, v. 147, n. 1, p. 201–222, 2000.

## **CAPÍTULO 2 - A COMPLEXIDADE DE HÁBITATS E OS INVERTEBRADOS DE SOLO – ANÁLISE DA RESTAURAÇÃO AMBIENTAL EM MATAS CILIARES UTILIZANDO ARMADILHAS PITFALL**

### **RESUMO**

A restauração de matas ciliares é essencial para a preservação dos cursos hídricos e manutenção dos processos ecossistêmicos florestais. Um bom indicativo do nível de restauração ambiental é a comunidade de macroinvertebrados de solo, contudo ainda há poucos estudos que consideraram estes organismos. Neste trabalho, avaliamos a interação da macrofauna edáfica com os parâmetros físicos ambientais de matas ciliares restauradas e pudemos perceber como esta comunidade está associada à restauração ambiental. Observamos que a composição de espécies da comunidade não se sobrepôs entre as áreas, ao contrário do observado com a composição trófica, sugerindo redundância funcional entre as espécies. Constatamos que a implantação de técnicas de restauração foi suficiente para restaurar a composição funcional das comunidades de besouros, principalmente em áreas mais antigas. Além disso, observamos como as variáveis ambientais das áreas, tais como as diretamente relacionadas aos locais (tempo de restauração, largura da mata, matriz inserida), as fitossociológicas (altura das árvores, DAP, cobertura vegetal, densidade), as relacionadas ao solo (umidade e compactação) e à serapilheira (produção e taxa de decomposição) influenciaram a abundância total, riqueza taxonômica e trófica da macrofauna de solo amostrada e se relacionaram aos grupos tróficos encontrados. Este estudo sugere que avaliar a comunidade de invertebrados edáficos é eficaz como indicativo de restauração ambiental e pode dar respostas mais amplas sobre os níveis de restauração das matas ciliares, principalmente quando se consideram os grupos tróficos.

**Palavras-chave:** macrofauna edáfica; grupos tróficos; composição da comunidade; sucessão.

## ABSTRACT

The restoration of modified riparian forests is essential for the preservation of water courses and for maintenance of ecosystem processes. A good indicator of the level of environmental recovery is the community of soil macroinvertebrates, however there are just a few studies that consider all these organisms like one community. At this work, we evaluated the interaction of edaphic macrofauna with environmental physical parameters of riparian forests recovered, and we could see how this community is associated with environmental restoration. We observed that the composition of species wasn't common between the areas, but we saw the opposite of this when we observed the trophic groups composition, what suggests a species redundancy. We found that restoration techniques were enough to restore functional composition of beetle communities, especially in old areas. In addition, we observed how environmental variables of the areas, like the ones linked to the sites (restoration time, forest width, inserted matrix), to the phytosociological factors (height of the trees, DBH, vegetation cover, density), to the soil moisture and compaction) and to the litter banks (output and rate of decomposition) influenced total abundance, taxonomic and trophic richness of the soil macrofauna sampled and how they are related to the trophic groups. This study suggests that evaluating the community of edaphic invertebrates we can find answers about its bioindication of environmental recovery and the restoration levels of riparian forests, especially when considering trophic groups.

**Keywords:** Edaphic Macrofauna; Trophic Groups; Community Composition; Succession.

## INTRODUÇÃO

A alteração do uso da terra tem sido identificada como um dos principais problemas da redução da biodiversidade mundial pela modificação de habitats (ADEEL et al., 2005; JETZ; WILCOVE; DOBSON, 2007). Tais alterações podem afetar as comunidades bióticas reduzindo a riqueza e alterando a composição e frequência relativa de espécies (PEREIRA; NAVARRO; MARTINS, 2012). Esse fenômeno ocorre especialmente nas margens de rios e nas terras adjacentes, devido a aptidão agropecuária dessas regiões. Consequentemente, as florestas ciliares são modificadas e alteradas (CUSHING; CUMMINS; MINSHALL, 1995).

O ambiente ripário compreende uma zona de vegetação que é estrutural e floristicamente diferente dos habitats vizinhos com os quais ela se integra (VANNOTE et al., 1980), sendo um elemento importante desses ecossistemas. A mata ciliar proporciona muitos benefícios ecológicos, como a conservação da biodiversidade, regulação hidrológica e qualidade da água, estabilização dos bancos e dos leitos dos rios, regulação do microclima, filtragem de sedimentos e nutrientes e como habitats para organismos terrestres e aquáticos (BERTOLDI; DRAKE; GURNELL, 2011; PUSEY; ARTHINGTON, 2003; VALERO; PICOS; ÁLVAREZ, 2014).

A redução da vegetação ciliar pode causar erosão do solo e diminuição da qualidade da água devido à perda de serviços de filtração, além da perda de habitats (NAIMAN et al., 2005). Dessa forma, matas ciliares degradadas estão sendo cada vez mais restauradas para restabelecer as funções ecológicas (SWEENEY et al., 2004). Contudo, a maioria dos estudos concentra-se nos efeitos a médio e longo prazo da restauração, com menor consideração em relação aos efeitos a curto prazo (10-20 anos) dos reflorestamentos e da reintegração associada às funções do solo (GAGELER et al., 2014).

A avaliação do sucesso da restauração tem sido a principal preocupação da ecologia da restauração desde que esta questão surgiu no início dos anos 80 (WALKER; WALKER; DEL MORAL, 2007). A restauração ecológica pode interromper e potencialmente reverter a perda e a degradação do habitat, o que é uma ferramenta importante na gestão da conservação (BULLOCK et al., 2011). Como resultado, a maior ênfase tem sido ao monitorar o estabelecimento da comunidade de plantas, assumindo que a fauna e os processos ecossistêmicos para os quais eles contribuem se restabelecerão ao longo do tempo. Ghilarov (1979) considera os invertebrados do solo como bons grupos indicadores porque eles refletem rapidamente as mudanças nas condições do solo.

Poucos estudos utilizaram a macrofauna edáfica como indicadores de qualidade do solo e perturbação (BARETTA; BROWN; CARDOSO, 2010; ROUSSEAU et al., 2013), sendo que

a maioria utilizou grupos específicos de invertebrados para monitorar a produtividade vegetal, a sustentabilidade da prática de uso da terra e a poluição do solo (PAOLETTI, 1999). No entanto, a comunidade de invertebrados edáficos é cada vez mais reconhecida pelo papel ativo que desempenha na decomposição de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes (carbono, nitrogênio e fósforo), produtividade agrícola, crescimento de plantas (BROWN et al., 1999; PASHANASI et al., 1996), e na melhoria das condições químicas, físicas e biológicas do solo (DECAËNS et al., 1999; LAVELLE et al., 2006; PAOLETTI, 1999).

A maioria dos estudos que monitoram o restabelecimento da fauna avaliou a restauração bem-sucedida como a composição, riqueza e abundância de espécies em locais restaurados tornando-se cada vez mais semelhante às das áreas controle (CRISTESCUA; FRÈREC; PETER B. BANKS, 2012). O sucesso da restauração também pode ser avaliado usando abordagens baseadas em traços funcionais (por exemplo, D'Astous et al. 2013), que se ligam diretamente ao funcionamento do ecossistema, como os grupos tróficos. Invertebrados são candidatos ideais para uma abordagem baseada em traços, pois são espécies ricas, habitam uma diversa gama de habitats e têm papéis significativos nos processos do ecossistema (BRAGA et al., 2012), ajudando a identificar o sucesso da restauração.

Neste estudo, testamos se o restabelecimento das matas ciliares é suficiente para restaurar a abundância, a riqueza de espécies e de grupos tróficos e a composição funcional e taxonômica das comunidades de macroinvertebrados de solo. Os besouros (Coleoptera) foram selecionados para o estudo de traços funcionais porque além de serem sensíveis às mudanças do ecossistema, estão envolvidos em uma gama de funções ecológicas, são facilmente amostrados e sua taxonomia é relativamente bem conhecida (KLIMASZEWSKI; WATT, 1997).

Avaliamos: se áreas com estruturas semelhantes apresentarão composição de morfoespécies e de grupos tróficos mais similares; a relação entre a composição de grupos tróficos da comunidade de invertebrados edáficos e variáveis ambientais; se parâmetros indicativos de estágios mais avançados de restauração estarão relacionados à maior abundância, riqueza de morfoespécies e riqueza trófica; e se a comunidade de besouros terá traços funcionais mais elaborados em habitats mais complexos.



## MÉTODOS

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado na região da Usina Hidrelétrica de Volta Grande, em Minas Gerais (MG) e São Paulo (SP), Brasil (20°01'54" S / 48°13'17" W), em cinco áreas ao longo do reservatório. Estas áreas apresentam fragmentos de mata ciliar associada ao Cerrado em diferentes estágios sucessionais, uma vez que após inundação das margens pelo reservatório em 1973 houve perda significativa das florestas ciliares remanescentes. Contudo, nos últimos 35 anos, essas áreas foram restauradas de forma que na região existem fragmentos com idades que variam de 10 a 30 anos desde a restauração. Estes fragmentos são circundados por um habitat matriz dominado por atividades antrópicas diversas, principalmente monoculturas de cana-de-açúcar e seringueiras, além de agroindústrias.

A análise da paisagem foi feita a partir de *buffers* de três quilômetros para cada área através do programa ArcGis e foi observado que a matriz predominante do entorno é formada por monocultura de cana-de-açúcar nas cinco áreas, sendo a área de Santa Bárbara com o maior percentual desta plantação (FUJACO; LEITE, 2016). As áreas Nativa, Figueira e Delta apresentam maiores faixas de reflorestamento. Contudo, Noboro é a única área que apresenta matriz arbórea no entorno do fragmento reflorestado, caracterizada por um seringal (Tabela 3).

Santa Bárbara e Delta foram reflorestadas mais recentemente, há 10 anos, enquanto Noboro e Figueira foram reflorestadas há 20 anos. Na área denominada Nativa ocorreu sucessão natural há cerca de 30 anos e é faixa com maior largura de vegetação (aproximadamente 400 m), além de ter remanescentes de cerrado em seu entorno. As áreas Noboro e Santa Bárbara apresentam faixas menores de reflorestamento (30 m), mantendo menor continuidade de vegetação ciliar em relação às demais áreas, as quais constituem faixas de 100m de largura. Contudo, Noboro é a única área que possui área de seringal compondo sua matriz.

O clima da região de estudo é do tipo Aw, de acordo com a classificação de Köppen (KOTTEK et al., 2006). Conforme dados obtidos na Estação Meteorológica da CEMIG do município de Uberaba, a temperatura média anual varia entre 22°C e 24°C, com estação seca bem definida, de abril a setembro. A precipitação média no período de monitoramento foi de 1091mm (ANTONINI; MARTINS, 2016).

### Amostragem

Na região central de cada uma das cinco áreas de amostragem foram instalados três transectos lineares de armadilhas de queda (*pitfall traps*) (MOLDENKE, 1994). Esses transectos foram posicionados paralelamente à margem do reservatório e organizados em sequência, mantendo intervalos de 50m entre eles. Em cada transecto foram instalados 10 *pitfalls*, totalizando 30 *pitfalls* por área de estudo (Figura 1).

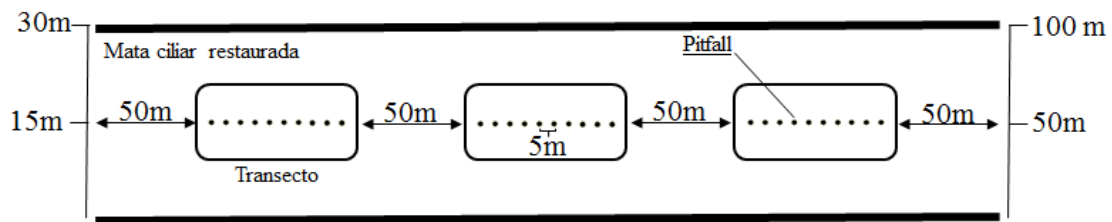


Figura 1 - Desenho esquemático representado a disposição dos *pitfalls* de invertebrados edáficos nas faixas de mata ciliar restauradas com larguras de 30 e de 100m no entorno da represa de Volta Grande

Um total de 150 armadilhas foram mensalmente vistoriadas de março de 2013 a janeiro de 2014 (exceto em agosto e setembro). Os organismos foram armazenados em álcool 70%, contados, identificados até o menor nível taxonômico possível, classificados em 13 grupos tróficos levando em consideração seus principais hábitos e estratégias de forrageamento (BACCARO et al., 2015; LACH; PARR; ABBOTT, 2010; PUNZO; FRED, 1994; RAFAEL et al., 2012; TRIPLEHORN; JOHNSON, 2004) (Tabela 1) e depositados na coleção de invertebrados do Laboratório de Biodiversidade da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP).

Tabela 1 - Descrição dos Grupos tróficos de invertebrados capturados nas cinco áreas de estudo no entorno do Reservatório de Volta Grande MG/SP, Brasil.

<b>Grupos</b>	<b>Principal fonte de recurso</b>
Croprófago	Matéria fecal de vertebrados
Fitófago	Seiva vegetal
Frugívoro	Frutas e néctar de frutas
Hematófago	Sangue de vertebrados
Herbívoros	Mastigadores ou brocadores de folhas, galhos e sementes
Micetófago	Fungos
Nectarívoro	Néctar de flores
Onívoro	Alimentação generalizada
Parasitóide	Consome um hospedeiro até a morte do mesmo
Predador Primário	Consumidores primários
Predador Secundário	Invertebrados e vertebrados predadores
Saprófago	Matéria orgânica em decomposição

Para a análise de composição funcional de Coleoptera, foi medido o comprimento corporal de 5 indivíduos, em cada transecto, de todas as áreas que apresentassem abundância maior que 4 em pelo menos dois transectos, e então calculou-se o valor médio ponderado da comunidade (VMC), de acordo com Watts & Mason, (2015):

$$VMC: \sum_{i=1}^s t_i p_i$$

Onde S é a riqueza de espécies da comunidade local (por área),  $t_i$  é o tamanho médio do corpo da espécie  $i$ , e  $p_i$  é a abundância proporcional das espécies  $i$ . Esta é uma medida amplamente utilizada de composição de traços funcionais e é comumente usada para avaliar os efeitos das intervenções de manejo sobre a estrutura funcional das comunidades (por exemplo, Mason et al., 2010; Watts & Mason, 2015).

### *Variáveis Ambientais*

Este estudo fez parte de um grande projeto de conservação e restauração de matas ciliares que englobou diversas pesquisas tanto biológicas quanto geológicas sobre áreas do entorno de reservatórios hidrelétricos. As variáveis ambientais consideradas neste estudo foram coletadas e utilizadas por diversos pesquisadores, e aqui são apresentadas de forma resumida

para esclarecimento de suas aplicações. Além do tempo de restauração, largura da mata e matriz na qual estava inserida, foram medidos parâmetros referentes à vegetação, serapilheira e solo.

A cobertura do dossel foi calculada usando o anel interno 0-30° de fotografias hemisféricas digitais tomadas em doze pontos ao longo de cada área estudada, através do Gap Light Analyzer v. 2.0 (FRAZER; CANHAM; LERTZMAN, 1999). Para análise da vegetação, foram amostradas todas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) maior que 10cm e mais altas que 1,30 m. Também foram calculadas para cada área a densidade absoluta (ind / m<sup>2</sup>) e a altura das árvores, de acordo com Mueller-Dombois & Ellenberg (1974). Para as análises de solo, foram coletadas 3 amostras (0-10 cm de profundidade) por área. Seguindo os procedimentos descritos por EMBRAPA (1997), estas amostras foram secas ao ar, peneiradas (2 mm) e seu teor permutável de K, Ca, Mg e P foi medido, além do pH em H<sub>2</sub>O e média de compactação e umidade. Para análise de produção de serapilheira, foram instalados 5 coletores (0,5 x 0,5m) suspensos a 1m do solo e distribuídos aleatoriamente em cada área, os quais tiveram o conteúdo recolhido mensalmente, seco, e seus constituintes (folhas, frutos, flores e ramos) separados e pesados. Próximos a estas armadilhas, foram instalados 4 *litterbags* por área (10 x 10cm, malha 2mm) com 10g de serapilheira local em cada, os quais foram coletados dentro de 44, 71, 228 e 374 dias. O conteúdo foi seco, triado e pesado, e a taxa de decomposição foi calculada de acordo com Olson (1963) e Bockheim et al. (1991).

### *Análises*

Para as análises dos dados, foram considerados os organismos das seguintes ordens: Blattodea, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones, Scorpiones, Chilopoda, Diplopoda, Mesogastropoda e Pulmonata. Estes foram selecionados por serem mais abundantes e ou possuírem taxonomia mais conhecida.

A partir de todas as variáveis avaliadas, foi realizado um teste de correlação no programa R a fim de selecionarmos as mais relevantes neste estudo. Os parâmetros avaliados que apresentaram menor correlação foram: média de umidade e compactação do solo, altura e densidade da vegetação, DAP, quantidade e velocidade média de decomposição da serapilheira e porcentagem de abertura do dossel.

Modelos Lineares Generalizados (GLM) com distribuição Quasipoisson (RSTUDIO, 2016) foram utilizados para testar se e como as variáveis ambientais (tempo de restauração, largura da mata, matriz inserida), fitossociológicas (altura das árvores, DAP, cobertura vegetal,

densidade), de solo (média da umidade e da compactação) e de serapilheira (quantidade e taxa de decomposição) se relacionavam com as variáveis das comunidades (abundância, riqueza de invertebrados e riqueza de grupos tróficos). Este mesmo teste foi aplicado para avaliar se o tamanho corporal relativo dos besouros variava entre as 5 áreas de estudo.

Para as análises de composição entre as áreas, tanto de morfoespécies quanto de grupos tróficos, foi realizada uma análise multivariada de variância permutacional (PERMANOVA) (RSTUDIO, 2016). Para relacionarmos os grupos tróficos às variáveis ambientais, foi feita uma análise de correspondência canônica (CCA) através do software PAST 3.10 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). Para a CCA, utilizamos os parâmetros que apresentaram menor correlação com os outros e que não obedeciam uma ordem categórica, que foram: média de umidade e compactação do solo, densidade da vegetação, DAP, quantidade e velocidade média de decomposição da serapilheira e porcentagem de abertura do dossel. Dentre os grupos tróficos, para esta análise foram considerados os mais abundantes: coprófago, detritívoro, fitófago, herbívoro, micetófago, nectarívoro, onívoro, predador primário e secundário e saprófago.

## RESULTADOS

Foram analisados 28.558 indivíduos, pertencentes a 2 filos e 5 classes, compondo 16 grupos taxonômicos (Blattodea, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones, Scorpiones, Chilopoda, Diplopoda, Mesogastropoda e Pulmonata), totalizando 451 morfoespécies, daqui em diante consideradas espécies.

A composição de espécies variou entre as unidades de amostragem (Permanova=0,001; Permidisp=0,1843), ou seja, a estrutura da comunidade difere entre todas as matas ciliares amostradas, gerando cinco agrupamentos distintos (Fig. 2). Contudo, observamos que não houve diferença significativa na composição de grupos tróficos entre as 5 áreas amostradas (Permanova=0,503; Permidisp=0,1371).

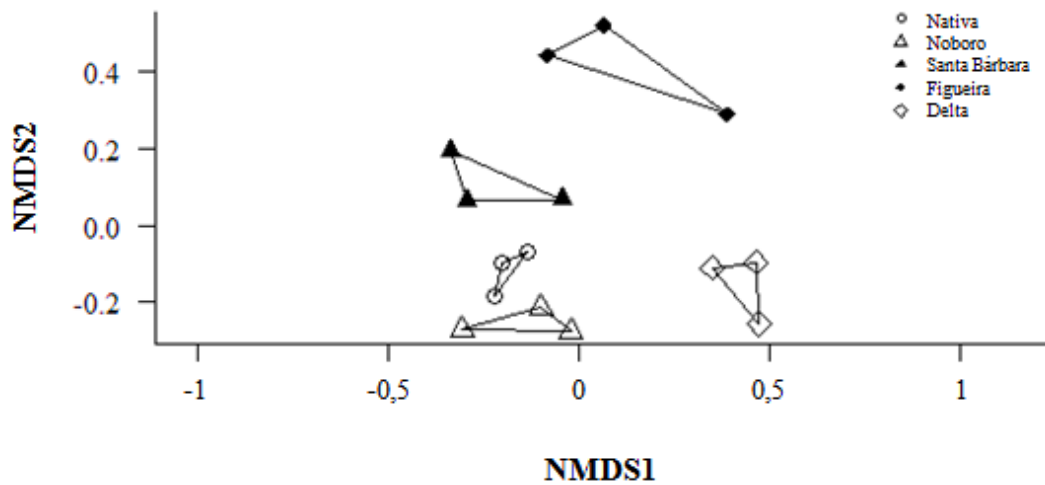


Figura 2 - Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) para visualização gráfica da variação na composição da fauna edáfica amostrada em áreas de mata ciliar do reservatório de Volta Grande, SP/MG, Brasil. Stress= 0,1590825.

O comprimento médio das espécies de besouros avaliadas variou de 1,7 a 26,1 mm. O valor médio ponderado do tamanho corporal da comunidade de coleópteros diferiu significativamente entre as áreas ( $F= 3,61$ ;  $p= 0,04$ ). O tamanho médio dos besouros se mostrou maior nas áreas de Noboro e Figueira, restauradas há 20 anos, que nas áreas restauradas há 10 anos ou em processo de restauração natural (Figura 3).

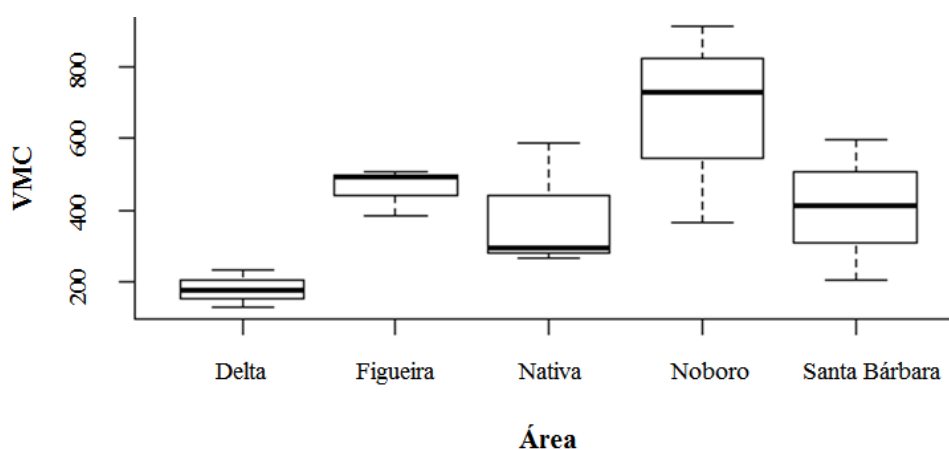


Figura 3 - Valor médio ponderado do tamanho corporal (VMC) da comunidade de besouros amostrados nas áreas de mata ciliar do reservatório de Volta Grande, SP/MG, Brasil.

Ao observar como os parâmetros ambientais estavam associados aos grupos tróficos, notou-se uma visível relação entre a densidade vegetacional com os onívoros e predadores

secundários, a média de compactação e altura da vegetação com os fitófagos e predadores primários, a umidade média do solo e os coprófagos, e o DAP e os saprófagos. Também foi observado que herbívoros e micetófagos foram pouco influenciados pelos parâmetros avaliados neste estudo (Figura 4).

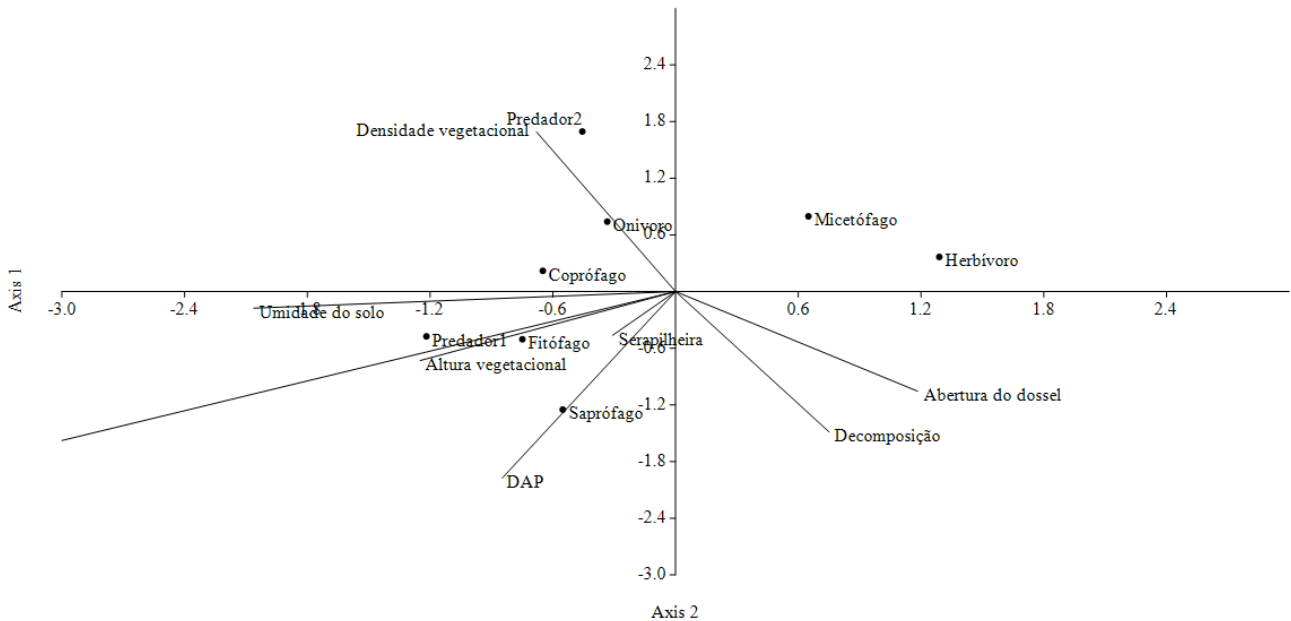


Figura 4 - Diagrama de correspondência canônica para grupos tróficos e variáveis ambientais. Os eigenvalues (Axis I = 0,084, Axis II = 0,05) para cada eixo fornecem uma indicação da importância relativa desse eixo na explicação da variação nos dados (CCA I, 41,88% e CCA II, 23,46% da variância explicada).

Não foi encontrada relação da largura, idade e tipo de matriz com a abundância da macrofauna e com a riqueza de grupos tróficos (Tabela 2). No entanto, a riqueza em espécies da macrofauna foi influenciada pelo tipo de matriz no entorno, sendo que a maior riqueza foi verificada na matriz Seringal/Canavial ( $F=6,08$ ;  $p=0,01$ ) (Fig 5).

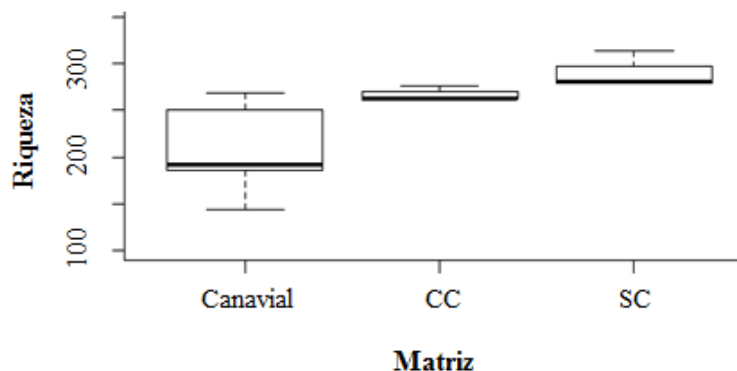


Figura 5 - Influência da matriz sobre a riqueza dos invertebrados edáficos amostrados nas áreas de mata ciliar do reservatório de Volta Grande, SP/MG, Brasil. CC: Cerrado e canavial; SC: Seringal e canavial.

Tabela 2 - Resultados nas análises de Modelos Lineares Generalizados (GLM) e suas respectivas variáveis obtidas através de amostragens em áreas de mata ciliar do reservatório de Volta Grande, SP/MG, Brasil. Todas as análises seguiram a distribuição de erro da família Quasipoisson. Em negrito, os p-valores significativos.

Variável resposta	Variável explicativa	GL	F-valor	p-valor
Riqueza	Largura	13	0,26	0,62
Abundância	Largura	13	0,76	0,40
Riqueza trófica	Largura	13	3,53	<b>0,08</b>
Riqueza	Idade	12	0,87	0,37
Abundância	Idade	12	0,64	0,44
Riqueza trófica	Idade	12	1,54	0,24
Riqueza	Matriz vegetal	12	6,09	<b>0,01</b>
Abundância	Matriz vegetal	12	2,57	0,12
Riqueza trófica	Matriz vegetal	12	1,44	0,27
Riqueza	Densidade da vegetação	12	0,50	0,50
Abundância	Densidade da vegetação	12	1,60	0,23
Riqueza trófica	Densidade da vegetação	12	0,23	0,64
Riqueza	DAP	11	7,16	<b>0,02</b>
Abundância	DAP	11	0,08	0,78
Riqueza trófica	DAP	11	6,26	<b>0,03</b>
Riqueza	% abertura do dossel	13	0,01	0,91
Abundância	% abertura do dossel	13	1,49	0,24
Riqueza trófica	% abertura do dossel	13	0,12	0,74
Riqueza	Altura das árvores	13	17,95	<b>&lt;0,01</b>
Abundância	Altura das árvores	13	12,66	<b>&lt;0,01</b>
Riqueza trófica	Altura das árvores	13	15,95	<b>&lt;0,01</b>
Riqueza	Serapilheira foliar (g)	12	3,27	0,78
Abundância	Serapilheira foliar (g)	12	0,86	0,37
Riqueza trófica	Serapilheira foliar (g)	12	0,27	0,61
Riqueza	Umidade do solo	8	0,00	0,97
Abundância	Umidade do solo	8	0,91	0,37
Riqueza trófica	Umidade do solo	8	1,82	0,22
Riqueza	Compactação do solo	7	0,00	0,97
Abundância	Compactação do solo	7	0,23	0,65
Riqueza trófica	Compactação do solo	7	0,00	0,96



A riqueza de espécies foi negativamente relacionada com a altura e DAP das árvores ( $F=17,94$ ;  $p<0,01$  e  $F=7,15$ ;  $p=0,02$  respectivamente) (Fig. 6A e 6B). A riqueza de grupos tróficos também foi negativamente relacionada com a altura das árvores, mas positivamente com o DAP ( $F=15,94$ ;  $p<0,01$ ,  $F=6,26$ ;  $p=0,02$  respectivamente) (Fig. 6C e 6D) e a abundância se relacionou negativamente com a altura das árvores ( $F=12,66$ ;  $p<0,01$ ) (Fig. 6E).

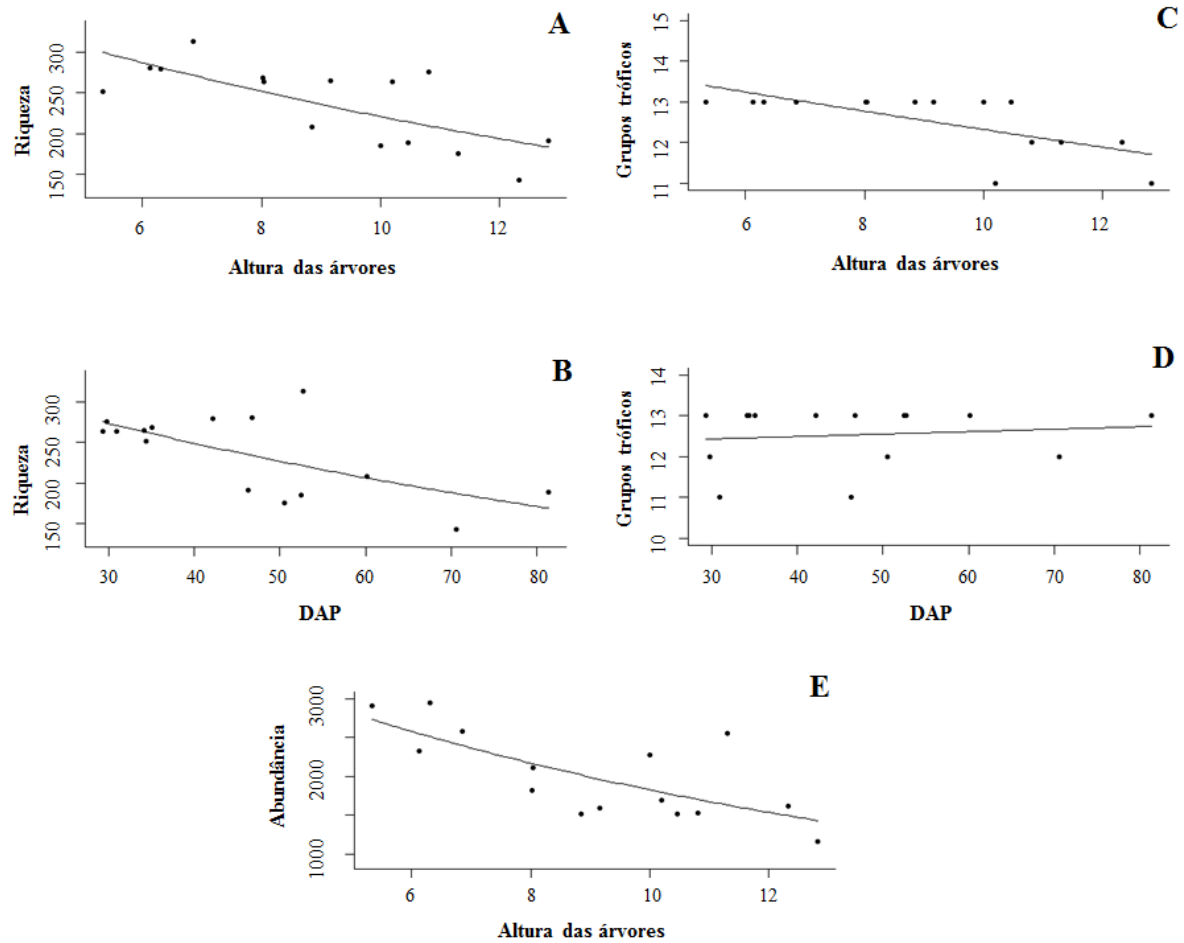


Figura 6- Influência da A) altura das árvores na riqueza de espécies; B) DAP na riqueza de espécies; C) altura das árvores na riqueza de guildas; D) DAP na riqueza de guildas; e E) Altura das árvores na abundância de invertebrados edáficos amostrados em áreas de mata ciliar do reservatório de Volta Grande, SP/MG, Brasil

Quando comparada a influência do peso do banco de folhas na abundância, riqueza trófica e riqueza de invertebrados, não houve observações significativas (Tabela 2). Contudo, dentre os parâmetros analisados, observamos que a riqueza de guildas influenciou a taxa de decomposição da serapilheira ( $F=6,07$ ;  $p=0,02$ ) (Figura 7). A abundância ( $F=1,60$ ;  $p=0,23$ ) e riqueza taxonômica ( $F=0,28$ ;  $p=0,61$ ) não influenciaram na taxa de decomposição.

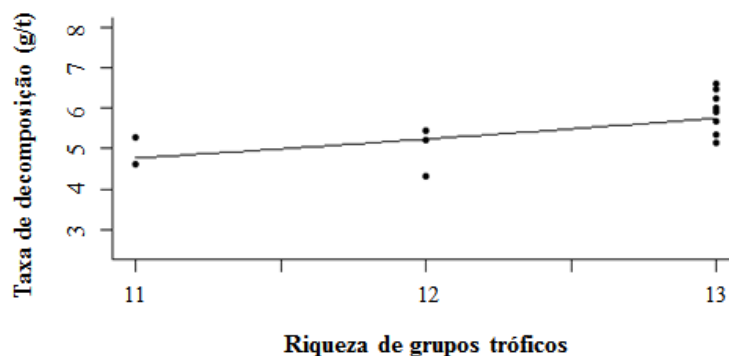


Figura 7 - Influência da riqueza trófica dos invertebrados edáficos na taxa decomposição da serapilheira das áreas de mata ciliar do reservatório de Volta Grande, SP/MG, Brasil

Não foram observadas relações entre os parâmetros ligados ao solo (umidade e nível de compactação) e os ligados à fauna edáfica (abundância, riqueza e riqueza trófica) (Tabela 2). O mesmo pode-se afirmar sobre a influência da abertura do dossel nestas variáveis (Tabela 2).

## DISCUSSÃO

Neste trabalho, observou-se que as cinco unidades de mata ciliar apresentaram uma composição de espécies da macrofauna diferente entre si. No entanto a composição dos grupos tróficos não diferiu, sugerindo a existência de redundância funcional entre as espécies. Em ambientes tropicais parece haver um maior grau de redundância entre as espécies em termos de sua contribuição para os processos ecossistêmicos, ou seja, algumas espécies exercem funções semelhantes e podem se substituir em certa medida quando uma diminui em número (BRUSSAARD, 1998; CARDOSO et al., 2011). Em uma comunidade edáfica rica e abundante é de se esperar que grande parte desta desempenhe funções semelhantes no ecossistema. Isto não indica que estes invertebrados sejam dispensáveis, neste caso, ao contrário, uma vez que sugere que as áreas em processo de restauração estão exibindo alta resiliência, uma vez que em caso de perturbações ou introdução de espécies exóticas que possivelmente afetariam e modificariam a composição das comunidades, as espécies redundantes garantirão o funcionamento do ecossistema de forma que a estrutura da comunidade seja mantida em certo nível (LIU et al., 2016; NAEEM, 1998).

Há uma evidência cada vez mais forte de que a diversidade no tamanho corporal de invertebrados é correlacionada positivamente com a função que estes exercem nos ecossistemas (HANDA et al., 2014). Portanto, uma maneira de testar se a função das comunidades edáficas

se restaurou é comparar a variação no tamanho corporal destas assembleias. Neste estudo, observamos besouros maiores em áreas onde foram implantadas técnicas de restauração há mais tempo. Isto sugere que o funcionamento trófico da comunidade pode ter se restaurado na maior parte dos reflorestamentos mais antigos, indicando sucesso na restauração.

A compactação do solo é caracterizada pelo aumento de sua densidade, o que reflete maiores valores de resistência do solo à penetração de raízes, maior retenção de água, redução da porosidade, da difusão dos gases e da disponibilidade de nutrientes (CLARK; WHALLEY; BARRACLOUGH, 2003; PAGLIAI et al., 2003; VALADÃO et al., 2015) e conseqüentemente leva à redução da vegetação associada. A vegetação, por sua vez, é essencial para o forrageamento dos saprófagos e fitófagos, estando intimamente ligada à presença destes grupos tróficos, como observado a partir da CCA. Já os predadores primários são dependentes da presença de outros invertebrados, geralmente dos que compõem a mesofauna (100µm - 2mm) (SWIFT; HEAL; ANDERSON, 1979). Estes organismos habitam os espaços porosos do solo e não são capazes de criar suas próprias galerias, sendo por isso particularmente afetados pela compactação do solo (HEISLER; KAISER, 1995), conseqüentemente afetando também a população de predadores primários.

O grupo trófico dos coprófagos, neste trabalho constituído essencialmente de besouros rola-bosta, se mostrou mais abundante em locais de solo menos úmido. Sowig (1995) realizou um trabalho experimental onde observou a preferência da comunidade de espécies desta família de besouros por solos mais ou menos úmidos. O autor constatou que a maioria das espécies avaliadas preferiu solos com menor porcentagem de água, provavelmente devido à maior facilidade de criar galerias para ovopositar e manter suas larvas, o que corrobora com o resultado encontrado.

A densidade da vegetação se mostrou diretamente relacionada à abundância de onívoros e predadores secundários. Locais com vegetação mais densa são mais propícios a terem disponibilidade de mais fontes de recursos pois favorecem a heterogeneidade da serapilheira a partir da deposição no solo de folhas, de frutos, galhos e flores de diversas espécies arbóreas, gerando um aumento de nichos e conseqüentemente da diversidade de organismos de solo (DENSLOW, 1995; INGE ARMBRECHT; PERFECTO; VANDERMEER, 2004; WARDLE, 2006). Isto pode elevar a abundância de organismos onívoros, uma vez que a oferta de alimento será maior, bem como a disponibilidade de presas para os predadores secundários, tornando-os relacionados às altas densidades da vegetação.

Para a CCA, consideramos dados dos invertebrados obtidos ao longo de um ano de amostragem, ou seja, a análise foi realizada frente a dados totais de abundância. Com isto,

algumas variáveis físicas, como temperatura, umidade, variação de chuvas, perenidade da vegetação, dentre outras, não foram consideradas. Observamos que os organismos micetófagos, e herbívoros não se mostraram muito ligados às variáveis físicas aplicadas na análise de correspondência canônica. Isto pode indicar que outros parâmetros que não os avaliados estejam mais relacionados a estes grupos tróficos.

Verificamos que a largura das matas restauradas não influenciou a abundância, riqueza e riqueza trófica da comunidade de invertebrados edáficos amostrados. Segundo Brandão et al. (2011), o efeito de borda sobre as comunidades ocorre até 50m da borda para o interior. Isto faz com que espécies fiquem expostas a diferentes condições abióticas (ex.: aumento da temperatura, do vento e redução da umidade) que provocam mudanças na abundância, comportamento, distribuição e interações (BIERREGAARD, et al., 1992; HARPER et al., 2005; MURCIA, 1995). Os fragmentos estudados apresentaram larguras que variaram de 30 a 100 m sendo que nas áreas de 100 m existe uma grande intervenção antrópica (Martins & Antonini, 2016), ou seja, em todas as matas restauradas a comunidade edáfica pode estar sofrendo interferências, mas que neste caso influenciaram igualmente as 5 áreas de amostragem, não havendo diferença entre as comunidades edáficas de áreas restauradas mais largas ou mais estreitas.

Neste estudo, observou-se que a idade dos fragmentos restaurados não afetou a abundância, riqueza e riqueza trófica dos macroinvertebrados edáficos. Esperávamos encontrar diferenças entre áreas restauradas há mais tempo e mais jovens. Segundo Bharati et al. (2002) e Gageler et al. (2014) as maiores alterações nas características do solo em matas ciliares restauradas ocorrem antes dos 10 anos, ou seja, a fauna edáfica se adapta ao hábitat nas épocas mais recentes da restauração o que poderia explicar então a semelhança nos parâmetros das comunidades entre áreas com diferentes idades.

Foi observado que o tipo de matriz do entorno das matas ciliares influenciou na riqueza de invertebrados de solo. Por exemplo, em áreas onde há seringal no entorno, a riqueza de espécies foi mais elevada, seguida pela área com maior número de fragmentos de Cerrado nas proximidades, quando comparadas com áreas com predominância de monoculturas. Estas áreas onde predominam espécies vegetais arbóreas podem estar servindo de fontes de colonização. Além disso, a presença desse tipo de habitat pode reduzir os efeitos nocivos do manejo das monoculturas, como por exemplo, o uso de defensivos agrícolas (LAVELLE et al., 2014).

Algumas variáveis estruturais da vegetação se relacionaram positivamente com os parâmetros das comunidades. Observamos por exemplo que quanto maior o diâmetro dos troncos das árvores mensuradas, maior a riqueza de grupos funcionais. Hyodo et al. (2016), ao

observar as mudanças na fauna de solo durante a sucessão natural secundária, constatou que quanto mais as matas avançavam na sucessão com o tempo, maior era o diâmetro caulinar da vegetação e conseqüentemente mais esta contribuía com a cobertura do solo a partir da produção de serapilheira e maior sombreamento, favorecendo a fauna edáfica. Logo, o DAP pode ser um importante parâmetro indicativo de sucesso na restauração das matas ciliares pois mesmo que este esteja influenciando negativamente a riqueza de espécies, estas se mostraram ocupando cada vez mais níveis tróficos em áreas com árvores de maior diâmetro.

Os três parâmetros biológicos em foco neste estudo, abundância, riqueza e riqueza trófica, se mostraram inversamente proporcionais à altura das árvores. Contudo, quando analisamos mais à fundo quais áreas que apresentaram vegetação mais alta, observamos que estas são as mesmas que sofrem maior impacto antrópico (Delta e Figueira). Estas áreas têm histórico de queimadas, exploração vegetal, espécies vegetais invasoras, proximidade a centros urbanos, entre outras atividades que possivelmente estão impactando a comunidade edáfica e induzindo uma análise falso-significativa.

A variação nas quantidades de folhas, galhos, sementes e outros detritos afeta a fauna de solo, uma vez que influencia o refúgio contra a predação, a disponibilidade de recurso e favorece a criação de novos nichos (GOTELLI; COLWELL, 2001; LASSAU et al., 2005). Contudo, neste tudo, não foi notada influência da quantidade de serapilheira produzida sobre a comunidade edáfica. Isto pode indicar que todas as cinco regiões estudadas apresentam taxas de produção de bancos de detritos vegetais semelhantes, a ponto de não influenciarem na abundância, riqueza taxonômica e trófica de macroinvertebrados do solo.

Observou-se que a taxa de decomposição de serapilheira está diretamente relacionada à riqueza de grupos tróficos. A ciclagem de nutrientes pela biota do solo afeta a decomposição de serapilheira: compostos orgânicos entram no solo e são transformados em nutrientes inorgânicos ao longo do tempo por uma sucessão de organismos trabalhando em conjunto (BARDGETT; YEATES; ANDERSON, 2005; KNOEPP et al., 2000). Quanto mais grupos tróficos num ambiente, mais estes interagem e se regulam, o que gera um equilíbrio entre a fauna de solo. Este equilíbrio pode estar diretamente ligado à constante ciclagem de nutrientes, já que as populações saprófagas e detritívoras podem ser reguladas através dos predadores e de possíveis competidores, assegurando a reintegração dos nutrientes (LEBRUN, 1987). Isto pode explicar o aumento da taxa decomposição de serapilheira em locais onde a riqueza de grupos tróficos foi maior.

Os parâmetros relativos ao solo e à cobertura vegetal, apesar de influenciarem diretamente os micro-habitats e a fauna edáfica (BHARATI et al., 2002; CHAMAGNE et al.,

2016; FERRACIN et al., 2014; GAGELER et al., 2014; HYODO et al., 2016), não influenciaram significativamente a comunidade de invertebrados de solo amostrada. Isto pode indicar que estas variáveis estejam semelhantes entre as áreas.

Há um grande investimento no Brasil para restauração de matas ciliares degradadas (VASCONCELLOS et al., 2013). No entanto, a maioria destas matas situam-se perto de áreas agrícolas e sofrem com efeitos de borda (MURCIA, 1995), fragmentação de habitat e impactos de plantações de culturas, pesticidas, pragas, plantas e animais invasores que podem afetar a macrofauna edáfica (BROWN et al., 2004; DE LIMA et al., 2010) e o processo de restauração. Por isto, um monitoramento cronossequencial é de grande importância para garantir a manutenção da restauração e reduzir os possíveis impactos gerados pelo entorno.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais/UFOP pelo suporte para a execução do estudo. À Fapemig/CEMIG APQ 3055/11 pelo auxílio financeiro. Este estudo foi parte do Mestrado de SF Biondi na UFOP que foi apoiado pela Capes.

## REFERÊNCIAS

- ADEEL, Z. et al. **Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis**. USA: Dever Designs, 2005.
- ANTONINI, Y.; MARTINS, J. P. V. **Restauração e Conservação de Matas Ciliares em Reservatórios Hidroelétricos**. Ouro Preto: DEBIO-DEGEO/UFOP: [s.n.].
- BACCARO, F. B. et al. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. [s.l: s.n.].
- BARDGETT, R. D.; YEATES, G. W.; ANDERSON, J. M. Patterns and determinants of soil biological diversity. In: BARDGETT, R.; USHER, M.; HOPKINS, D. (Eds.). . **Biological diversity and function in soils**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. p. 100–118.
- BARETTA, D.; BROWN, G. G.; CARDOSO, E. J. B. N. Potencial da macrofauna e outras variáveis edáficas como indicadores da qualidade do solo em áreas com *Araucaria angustifolia*. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 2, p. 135–150, 2010.
- BERTOLDI, W.; DRAKE, N. A.; GURNELL, A. M. Interactions between river flows and colonizing vegetation on a braided river: exploring spatial and temporal dynamics in riparian vegetation cover using satellite data. **Earth Surf. Process. Land.**, v. 36, n. 11, p. 1474–1486, 2011.
- BHARATI, L. et al. Soil-water infiltration under crops, pasture, and established riparian buffer in Midwestern USA. **Agroforestry Systems**, v. 56, n. 3, p. 249–257, 2002.
- BIERREGAARD, R. O. et al. The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments. **BioScience**, v. 42, n. 11, p. 859–866, dez. 1992.
- BOCKHEIM, J. G.; JEPSEN, E. A.; HEISEY, D. M. Nutrient dynamics in decomposing leaf litter of four tree species on a sandy soil in northwestern Wisconsin. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 21, n. 6, p. 803–812, 1991.
- BRAGA, R. F. et al. Are Dung Beetles Driving Dung-Fly Abundance in Traditional Agricultural Areas in the Amazon? **Ecosystems**, v. 15, n. 7, p. 1173–1181, 2012.
- BRANDÃO, C. R. F.; SILVA, R. R.; FEITOSA, R. M. Cerrado ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) as indicators of edge effects. **Zoologia (Curitiba, Impresso)**, v. 28, n. 3, p. 379–387, 2011.
- BROWN, G. G. et al. Effects of earthworms on plant production in the tropics. **Earthworm management in tropical agroecosystems**, p. 87–147, 1999.
- BROWN, G. G. et al. Soil macrofauna in SE Mexican pastures and the effect of conversion from native to introduced pastures. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 103, n. 2, p. 313–327, 2004.

- BRUSSAARD, L. Soil fauna, guilds, functional groups and ecosystem processes. **Applied Soil Ecology**, v. 9, n. 1–3, p. 123–135, 1998.
- BULLOCK, J. M. et al. Restoration of ecosystem service and biodiversity: conflicts and opportunities. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, p. 541–549, 2011.
- CARDOSO, P. et al. Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. **PLoS ONE**, v. 6, n. 6, 2011.
- CHAMAGNE, J. et al. Do the rich get richer? Varying effects of tree species identity and diversity on the richness of understory taxa. **Ecology**, v. 97, n. 9, p. 2364–2373, 2016.
- CLARK, L. J.; WHALLEY, W. R.; BARRACLOUGH, P. B. How do roots penetrate strong soil? **Plant and Soil**, v. 255, n. 1, p. 93–104, ago. 2003.
- CRISTESCUA, R. H.; FRÈREC, C.; PETER B. BANKS. A review of fauna in mine rehabilitation in Australia: Current state and future directions. **Biological Conservation**, v. 149, p. 60–72, 2012.
- CUSHING, C. E.; CUMMINS, K. W.; MINSHALL, G. W. **River and stream ecosystems of the world**. Berkeley: University of California, 1995.
- D’ASTOUS, A. et al. Using functional diversity as an indicator of restoration success of a cut-over bog. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 519–526, 2013.
- DE LIMA, S. S. et al. Relação entre macrofauna edáfica e atributos químicos do solo em diferentes agroecossistemas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 3, p. 322–331, 2010.
- DECAËNS, T. et al. Carbon and nitrogen dynamics in situ ageing earthworm casts in grasslands of the eastern Plains of Colombia. **Biol. Fert. Soils**, v. 30, n. 1–2, p. 20–28, 1999.
- DENSLOW, J. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect. **Ecological Applications**, v. 5, n. 4, p. 962–968, 1995.
- EMBRAPA, C. N. DE P. DE S. DA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Rio de Janeiro: [s.n.].
- FERRACIN, T. P. et al. Thinning and in-stream wood recruitment in riparian second growth forests in coastal Oregon and the use of buffers and tree tipping as mitigation. **European Journal of Soil Biology**, v. 88, n. 3, p. 179–188, 2014.
- FRAZER, G. W. .; CANHAM, C. D. .; LERTZMAN, K. P. **Gap light analyzer (GLA), version 2.0: imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation**, 1999.
- FUJACO, M. A. G.; LEITE, M. G. P. Caracterização da paisagem do Reservatório de Volta Grande. In: **Restauração e Conservação de Matas Ciliares em Reservatórios**



**Hidroelétricos**. Ouro Preto: DEBIO-DEGEO/UFOP: [s.n.]. p. 29–42.

GAGELER, R. et al. Early response of soil properties and function to riparian rainforest restoration. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, 2014.

GHILAROV, M. S. Soil fauna of brown soil in the Caucasus beech and fir mixed forests and some other communities. **Pedobiologia**, v. 19, p. 408–424, 1979.

GOTELLI, NICHOLAS J; COLWELL, ROBERT K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **ecology letters**, v. 4, p. 379–391, 2001.

HAMMER, Ř.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.

HANDA, I. T. et al. Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes. **Nature**, v. 509, n. 7499, p. 218–21, 2014.

HARPER, K. A. et al. Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 768–782, jun. 2005.

HEISLER, C.; KAISER, E.-A. Influence of agricultural traffic and crop management on collembola and microbial biomass in arable soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 19, n. 2–3, p. 159–165, 1995.

HYODO, F. et al. Changes in aboveground and belowground properties during secondary natural succession of a cool-temperate forest in Japan. **Journal of Forest Research**, v. 21, n. 4, p. 170–177, 2016.

INGE ARMBRECHT; PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Enigmatic Biodiversity Correlations: Ant Diversity Responds to Diverse Resources. **Science (New York, N.Y.)**, v. 304, n. 5668, p. 284–286, 2004.

JETZ, W.; WILCOVE, D. S.; DOBSON, A. P. Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. **PLoS Biology**, v. 5, n. 6, p. 1211–1219, 2007.

KLIMASZEWSKI, J.; WATT, J. C. **Coleoptera: family-group review and keys to identification**. Landcare Research, Lincoln, New Zealand: Manaaki Whenua Press, 1997.

KNOEPP, J. D. et al. Biology indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. **Forest Ecology and Management**, v. 138, p. 357–368, 2000.

KOTTEK, M. et al. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 15, n. 3, p. 259–263, 2006.

LACH, L.; PARR, C. L.; ABBOTT, K. L. **Ant Ecology**. [s.l.] Oxford University Press, 2010.

LASSAU, S. A. et al. Effects of habitat complexity on forest beetle diversity: do functional groups respond consistently? **Diversity & Distributions**, v. 11, n. 1, p. 73–82, 2005.

- LAVELLE, P. et al. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, p. S3--S15, 2006.
- LAVELLE, P. et al. Soil ecosystem services and land use in the rapidly changing orinoco river basin of colombia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 185, p. 106–117, 2014.
- LEBRUN, P. Some reflections on the roles of the edaphic fauna. **Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol**, v. 24, n. 4, p. 495–502, 1987.
- LIU, S. et al. Functional redundancy dampens the trophic cascade effect of a web-building spider in a tropical forest floor. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 98, p. 22–29, 2016.
- MASON, N. W. H. et al. Stand development moderates effects of ungulate exclusion on foliar traits in the forests of New Zealand. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 6, p. 1422–1433, 2010.
- MOLDENKE, A. R. Arthropods. In: **Methods of Soil Analysis: Part 2—Microbiological and Biochemical Properties**. SSSA Book ed. [s.l.] Soil Science Society of America, 1994. p. 517–542.
- MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, D. & H. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. New York: Wiley, 1974.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in ecology & evolution**, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995.
- NAEEM, S. Species redundancy and ecosystem reliability. **Conservation Biology**, v. 12, n. 1, p. 39–45, 1998.
- NAIMAN, R. J. et al. **Riparia: ecology, conservation and management of streamside communities**. New York: Academic Press, 2005.
- OLSON, J. S. Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. **Ecology**, v. 44, n. 2, p. 322–331, 1963.
- PAGLIAI, M. et al. Changes in some physical properties of a clay soil in Central Italy following the passage of rubber tracked and wheeled tractors of medium power. **Soil and Tillage Research**, v. 73, n. 1–2, p. 119–129, out. 2003.
- PAOLETTI, M. G. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 74, n. 1–3, p. 137–155, 1999.
- PASHANASI, B. et al. Effect of the endogeic earthworm *Pontoscolex corethrurus* on soil chemical characteristics and plant growth in a low-input tropical agroecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 28, n. 6, p. 801–810, 1996.
- PEREIRA, H. M.; NAVARRO, L. M.; MARTINS, I. S. Global biodiversity change: the bad, the good, and the unknown. **u. Rev. Environ. Resour.**, v. 37, n. 1, p. 25–50, 2012.
- PUNZO, F.; FRED. The Biology of the Spider Wasp *Pepsis Thisbe* (Hymenoptera: Pompilidae)

- From Trans Pecos, Texas. I. Adult Morphometrics, Larval Development and the Ontogeny of Larval Feeding Patterns. **Psyche: A Journal of Entomology**, v. 101, n. 3–4, p. 229–241, 1994.
- PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Mar. Freshwater Res.**, v. 54, n. 1, p. 1–16, 2003.
- RAFAEL, J. A. et al. **Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia**. [s.l.: s.n.]. v. 1
- ROUSSEAU, L. et al. Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. **Ecological Indicators**, v. 27, p. 71–82, 2013.
- RSTUDIO, T. **RStudio: Integrated Development for R** Boston, MA RStudio, Inc., , 2016.
- SOWIG, P. Habitat selection and offspring survival rate in three paracoprid dung beetles: the influence of soil type and soil moisture. **Ecography**, v. 18, n. 2, p. 147–154, 1995.
- SWEENEY, B. W. et al. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 101, n. 39, p. 14132–14137, 2004.
- SWIFT, M. J. (MICHAEL J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. (JONATHAN M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. [s.l.] University of California Press, 1979.
- TRIPLEHORN, C.; JOHNSON, N. **Borror and Delong's Introduction to the Study of Insects**. 7. ed. [s.l.] Cengage, 2004.
- VALADÃO, F. C. DE A. et al. Adubação fosfatada e compactação do solo: sistema radicular da soja e do milho e atributos físicos do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 1, p. 243–255, 2015.
- VALERO, E.; PICOS, J.; ÁLVAREZ, X. Characterization of riparian forest quality of the Umia River for a proposed restoration. **Ecological Engineering**, v. 67, p. 216–222, 2014.
- VANNOTE, R. L. et al. River continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, n. 37, p. 130–137, 1980.
- VASCONCELLOS, R. L. F. et al. Soil macrofauna as an indicator of soil quality in an undisturbed riparian forest and recovering sites of different ages. **European Journal of Soil Biology**, v. 58, p. 105–112, 2013.
- WALKER, L. R.; WALKER, J.; DEL MORAL, R. Forging a new alliance between succession and restoration. In: WALKER, L. R.; WALKER, J.; HOBBS, R. J. (Eds.). . **Linking Restoration and Ecological Succession**. New York: Springer, 2007. p. 1–18.
- WARDLE, D. A. The influence of biotic interactions on soil biodiversity. **Ecology Letters**, v. 9, n. 7, p. 870–886, 2006.
- WATTS, C. H.; MASON, N. W. H. If we build - they mostly come: Partial functional recovery

but persistent compositional differences in wetland beetle community restoration. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 5, p. 555–565, 2015.