

UFRRJ
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA
ORGÂNICA

DISSERTAÇÃO

**Análise do Efeito de Borda de Sistemas de Cultivo
Orgânico e Convencional em Fragmentos Florestais
do Centro-Oeste Paranaense**

Edemar José Baranek

2014



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA ORGÂNICA**

**ANÁLISE DO EFEITO DE BORDA DE SISTEMAS DE CULTIVO
ORGÂNICO E CONVENCIONAL EM FRAGMENTOS FLORESTAIS
DO CENTRO-OESTE PARANAENSE**

EDEMAR JOSÉ BARANEK

Sob a orientação da Professora
Mariella Camardelli Uzêda

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Agricultura Orgânica**, no Curso de Pós-Graduação em Agricultura Orgânica, Área de Concentração em Ecologia de Paisagens.

Seropédica, RJ
Outubro de 2014

634.9098162

B225a

T

Baranek, Edegar José, 1986-

Análise do efeito de borda de sistemas de cultivo orgânico e convencional em fragmentos florestais do Centro-Oeste Paranaense / Edegar José Baranek. - 2014.

61 f.: il.

Orientador: Mariella Camardelli Uzêda.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Agricultura Orgânica, 2014.

Bibliografia: f. 53-61.

1. Paisagens fragmentadas - Paraná - Teses. 2. Efeito de borda (Ecologia) - Paraná - Teses. 3. Fertilidade do solo - Paraná - Teses. 4. Mirtácea - Paraná - Teses. 5. Escarabeídeo - Paraná - Teses. 6. Agricultura orgânica - Paraná - Teses. I. Uzêda, Mariella Camardelli, 1968- II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Agricultura Orgânica. III. Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA
ORGÂNICA

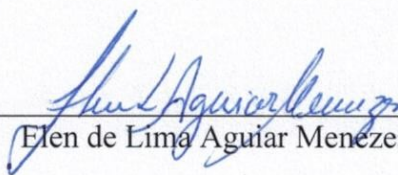
EDEMAR JOSÉ BARANEK

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Agricultura Orgânica**, no Curso de Pós-Graduação em Agricultura Orgânica, Área de Concentração em Ecologia de Paisagens.

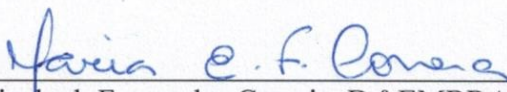
DISSERTAÇÃO APROVADA EM 24/10/2014



Mariella Camardelli Uzêda. Dr^a EMBRAPA AGROBIOLOGIA
(Orientadora)



Elen de Lima Aguiar Menezes. Dr^a UFRRJ



Maria Elizabeth Fernandes Correia. Dr^a EMBRAPA AGROBIOLOGIA

Àqueles que na luta diária para o sustento dos seus, proveem alimento a muitos.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Gratidão é sentimento que se demonstra no viver. No entanto, para aqueles que por ventura não pude ser completamente GRATO seguem umas poucas palavras, que na insignificância a que meus vocábulos e intelecto me permitem tento expressar:

Aos meus progenitores que além do dom da vida, me dão diariamente doses de incentivo, mesmo que a distância. Exemplos de vida e superação me ensinaram, por atitudes e não por palavras, a seguir em frente, desbravar!

Aos demais ramos da minha árvore genealógica pelos gritos de incentivo dados a cada chegada e as lágrimas de saudade de cada partida. Por me ensinarem que amar é ato adquirido, é prática, e que sempre cabe mais um nesse músculo involuntário lotado aqui no lado esquerdo do peito!

Ao que divido meus dias pelo abraço apertado nos momentos de fraqueza, pelo beijo caloroso a cada degrau alçado, pelas palavras e silêncios, pelos olhares e afagos, pelos risos e lágrimas, pelo companheirismo.

Aos que escolhi estar ao lado, família eleita, almas companheiras, pelas brigas e puxões de orelhas, nem sempre bem aceitos, porém todos necessários. Pelas comemorações a cada avanço, pelo ombro amigo nos momentos de desespero e por cada minuto partilhado!

Aos que labutam e lavram à terra, que são tantos e ao mesmo tempo invisíveis a multidão, pela oportunidade de viver a simplicidade e treinar a dominação do egoísmo.

E um especial obrigado, a figura mais insana e improvável pela minha orientação, pela diferença e pelo imenso exercício de paciência. Por me conduzir a mestre. Por me fazer tirar os olhos da terra e olhar a volta, o todo!

Sou grato a todos aqueles que contribuíram para o passo representado por estas páginas!

Meu muito obrigado!

— Os livros dos acadêmicos são como os parques à noite: fontes, relações duvidosas e poucas luzes. (p. 36)

Ceguei sem fôlego à livraria. Conteí a Calisser meu encontro. Não pareceu surpreendido.

— Logo, logo a gente se encarrega disso.

E fiquei sabendo que aquele “a gente” se referia só a mim. (p. 168)

(Pablo De Santis, Os Antiquários, 2010)

RESUMO

BARANEK, Edegar José. **Análise do efeito de borda de sistemas de cultivo orgânico e convencional em fragmentos florestais do centro-oeste paranaense**. Seropédica: UFRRJ, 2014. 61p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Orgânica). Instituto de Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Agricultura Orgânica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2014.

Fragmentos florestais são porções de vegetação natural interrompida por barreiras naturais ou antrópicas, provocando efeitos negativos como a redução considerável no fluxo de sementes/propágulos, animais e/ou pólen. Um dos principais resultados da fragmentação vegetal é o efeito de borda, o qual está intimamente relacionado ao tipo de matriz circundante. Assim, é importante avaliar formas de minimizar os efeitos negativos e a influência da matriz no efeito de borda. Como maneira de quantificar os impactos da fragmentação florestal o estudo de indicadores bióticos e abióticos ganha destaque, porque estes mantêm uma relação direta com o sistema e respondem de forma mensurável as alterações ambientais. Para avaliar a presença do efeito de borda em dois fragmentos florestais fronteiros a dois sistemas de cultivo (hortaliças e grãos em plantio direto) sobre dois sistemas de manejo (orgânico e convencional), quantificaram-se as espécies de Myrtaceae e a interferência antrópica dos fragmentos, levantaram-se as espécies da Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) e a fertilidade dos solos nos fragmentos e sistemas de produção. Foram identificadas 10 espécies de mirtáceas, principalmente nos estágios iniciais de sucessão, com alta frequência e abundância de duas espécies do gênero *Campomanesia*. Para escarabeíneos, foram coletados 18 espécies, sendo as mais abundantes e frequentes as dos gêneros *Dichotomius*, *Canthidium* e *Ontherus*. Para a fertilidade do solo evidenciou diferença entre os sistemas avaliados, em sistema de plantio direto encontrou-se os maiores teores de carbono, fósforo e pH. A horta convencional apresentou a maior variabilidade de fertilidade entre os sistemas avaliados. Para a interação entre espécies de mirtáceas e escarabeíneos se evidenciou uma correlação entre as fêmeas de escarabeíneos e a distribuição das árvores, devido a maior abundância de frutos carnosos, houve aumento da presença de animais que levaram a uma maior concentração de fêmeas de escarabeíneos. Apesar dos conhecidos benefícios que a comunidade de escarabeíneos promove sobre a fertilidade do solo, a fertilidade do solo parece não determinar a distribuição das espécies. A distribuição da comunidade de escarabeíneos foi influenciada pelo grau de perturbação estrutural dos ambientes, determinando a formação de grupos preferenciais entre as distâncias avaliadas. O sistema de cultivo teve maior influência nos indicadores de efeito de borda avaliados que o sistema de manejo, indicando que a substituição de insumos convencionais por orgânicos e a conversão das áreas trata-se de um primeiro avanço do no sentido de melhoria da permeabilidade dos sistemas e redução do efeito de borda.

Palavras-chave: Scarabaeinae, Myrtaceae, fertilidade.

ABSTRACT

BARANEK, Edemar José. **Edge effect analysis of organic and conventional growth systems in forest fragments at center-west of Paraná, Brazil.** Seropédica: UFRRJ, 2014. 61p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Orgânica). Instituto de Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Agricultura Orgânica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2014.

Forest fragments are portions of natural vegetation interrupted by natural or anthropogenic barriers, causing negative effects and the considerable reduction in the flow of seeds/seedlings, animals and/or pollen. One of the main results of the vegetation fragmentation is the edge effect, which is closely related to the type of surrounding matrix. Thus, it is important to evaluate ways to minimize the negative effects and the influence of the matrix on the edge effect. As a way to quantify the impacts of forest fragmentation study of biotic and abiotic indicators is highlighted because it enjoys a direct relationship with the system and respond measurably to environmental changes. To assess the presence of the edge effect in two border of forest fragments in two cropping systems (vegetables and grains in no-tillage) on two management systems (organic and conventional), quantified the Myrtaceae species and the anthropogenic impact of the fragments, the species of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) and soil fertility in fragments and production systems. Were identified 10 Myrtaceae species, specially in the early stages of succession, with high frequency and abundance of two species of the genus *Campomanesia*. For dung beetles, 18 species were collected, of which the most abundant and frequent of genres *Dichotomius*, *Canthidium* and *Ontherus*. For soil fertility showed difference between the systems evaluated in no-tillage system found increased levels of carbon, phosphorus and pH. The conventional vegetables had the highest variability in fertility among the evaluated systems. For the interaction between species of Myrtaceae and dung beetles is demonstrated a correlation between female dung beetles and the distribution of trees due to greater abundance of fleshy fruits, there was increased presence of animals which led to a higher concentration of female beetles. Despite the known benefits that promotes community of dung beetles on soil fertility, soil fertility does not appear to determine the distribution of species. The distribution of the community beetles was influenced by the degree of disruption of structural environments, determining the formation of preferred groups among the evaluated distances. The growth system has greatest influence on the indicators of edge effect reviews the management system indicating that replacement for conventional inputs for organic conversation areas and this is a first advance towards improving the permeability of systems and reducing the edge effect.

Key words: Scarabaeinae, Myrtaceae, fertility.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 REFERENCIAL TEÓRICO	3
2.1 Fragmentação Florestal e Efeito de Borda	3
2.1.1 Efeito de borda	4
2.2 Fragmentação Florestal e Indicadores de Alteração Ambiental	5
2.2.1 Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae)	8
2.2.2 Mirtáceas	12
2.2.3 Fertilidade dos solos	13
3 MATERIAL E MÉTODOS	15
3.1 Caracterização da Área de Estudo	15
3.2 Propriedades Rurais e Fragmentos Florestais	17
3.3 Parâmetros e Indicadores Bióticos e Abióticos	19
3.3.1 Avaliação de interferência Antrópica nos Fragmentos Florestais	19
3.3.2 Identificação de Árvores da Família Myrtaceae	20
3.3.3 Besouros da Subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae)	21
3.3.4 Fertilidade dos solos	22
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
4.1 Interferência Antrópica sobre os Fragmentos Florestais	24
4.2 Levantamento de Mirtáceas nos Fragmentos	26
4.3 Indicador Biótico de Efeito de Borda: Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae)	29
4.4 Indicador Abiótico de Efeito de Borda: Fertilidade dos solos	38
4.4.1 Carbono	38
4.4.2 Fósforo	39
4.4.3 Potássio	41
4.4.4 Cálcio	42
4.4.5 Magnésio	43
4.4.6 pH	43
4.4.7 Zinco	44
4.4.8 Cobre	44
4.4.9 Ferro	44
4.4.10 Manganês	45
4.4.11 Fertilidade dos solos	45
4.5 Análise Conjunta dos Parâmetros e Indicadores	46
4.5.1 Árvores da família Myrtaceae e besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae)	47
4.5.2 Árvores da família Myrtaceae e fertilidade do solo dos fragmentos florestais	49
4.5.3 Besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae) e fertilidade do solo	50
5 CONCLUSÕES	52
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53

1 INTRODUÇÃO

Os sistemas de produção orgânica representam uma evolução no modo de produção convencional, uma vez que a incorporação de técnicas de produção integrada possibilita o estabelecimento de unidades produtivas mais independentes e resilientes, uma melhoria da qualidade de vida das comunidades rurais e também na qualidade dos produtos oferecidos aos consumidores.

As demandas por políticas públicas robustas voltadas a produção e a conservação vêm exigindo conhecimentos que ultrapassem a escala das unidades produtivas. Em meados da década de 1980, no Brasil, se iniciam as primeiras discussões em ecologia de paisagens, que estimularam as reflexões sobre as interações existentes entre os ambientes naturais antropizados, em particular as áreas produtivas, numa matriz complexa e repleta de interações (DESTRO, 2006). Todavia, a pouca interação existente entre profissionais voltados a conservação e aqueles voltados ao estudo dos sistemas produtivos inibiu o desenvolvimento e sistematização de conhecimentos entre os sistemas de produção e os remanescentes florestais, destacadamente sobre os sistemas de produção orgânica.

A luz dos conhecimentos atuais está claro que unidades de conservação isoladas possuem pouca eficácia na conservação ecológica, assim é fundamental que os sistemas de produção, sejam agrícolas ou pecuários, permitam também a conservação ambiental e da biodiversidade, ofertando serviços que possibilitem a consolidação de uma paisagem multifuncional e unindo-se as áreas de conservação.

Os mecanismos de garantia de qualidade dos produtos orgânicos para o consumidor asseguram a qualidade do mesmo quanto a não utilização de produtos químicos sintéticos, como os agrotóxicos e os fertilizantes minerais de alta solubilidade, e estabelecem o atendimento a requisitos ambientais como existência de reserva legal (individual ou coletiva) e da mata ciliar. Acredita-se que o atendimento a esses aspectos ambientais associados a práticas agroecológicas e insumos orgânicos reflitam de maneira positiva sobre a permeabilidade da matriz e mitiguem o efeito dos sistemas produtivo sobre os remanescentes vegetacionais (EHLERS, 1999; DESTRO, 2006). Entretanto, pouco se sabe sobre o papel ambiental das diferentes práticas produtivas na escala da paisagem.

No território da Cantuquiriguaçu (Paraná), o processo de conversão para agricultura orgânica vem avançando, permitindo a certificação da produção dos agricultores da região, entretanto a agricultura convencional ainda é predominante. Assim, sistemas de manejo em agricultura orgânica e convencional convivem proximamente formando um mosaico complexo com os remanescentes florestais, que estão distribuídos irregularmente em toda a região.

Dessa forma, o presente estudo teve o objetivo geral de analisar a presença do efeito de borda em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista vizinhos a diferentes sistemas de produção e de manejo no município de Laranjeiras do Sul, PR, usando indicadores bióticos e abióticos. Pretendeu-se assim avaliar a influência do sistema de manejo (orgânico e convencional) em comparação a um mesmo fragmento florestal, bem como comparar os fragmentos florestais circunvizinhos a diferentes cultivos (hortas e grãos em plantio direto).

Nesse cenário, os objetivos específicos para auxiliar na avaliação de presença do efeito de borda nos fragmentos florestais foram:

- 1) Identificar as espécies de Myrtaceae nos fragmentos e se as mesmas contribuem

para a conservação de besouros escarabeíneos coprófagos;

2) Identificar as espécies de besouros escarabeíneos coprófagos, e sua relação com a distribuição de mirtáceas;

3) Quantificar a fertilidade dos solos das áreas de cultivo e dos fragmentos florestais, e sua relação com a distribuição de mirtáceas e escarabeíneos; e

4) Avaliar se os sistemas de cultivo (grãos em plantio direto e horta) sob diferentes manejos (convencional e orgânico) interferem na comunidade dos besouros coprófagos e na fertilidade do solo dos fragmentos florestais e das áreas de cultivo.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Fragmentação Florestal e Efeito de Borda

Quando dividida em dois ou mais fragmentos ou uma grande e contínua área de habitat é reduzida em sua extensão tem-se o processo denominado de fragmentação do habitat. Fragmentos são em geral deixados para trás quando o habitat é degradado. Uma paisagem altamente modificada ou degradada isola frequentemente estes fragmentos. Desta maneira, os fragmentos passam a funcionar como pontos isolados de habitat em uma matriz inapropriada (PRIMACK e RODRIGUES, 2001).

Para Tabanez et al. (1997), fragmento florestal pode ser qualquer porção de vegetação natural interrompida por barreiras naturais ou antrópicas, capazes de reduzir consideravelmente o fluxo de sementes/propágulos, pólen e/ou animais.

Vastas áreas de florestas nativas têm sido substituídas por fragmentos florestais imersos em outros ecossistemas, sendo, em sua grande maioria, simplificados em suas funções e estrutura, atuando como pontos isolados de floresta, com consequências negativas para grande parte da biota florestal nativa. Tal processo de fragmentação reduz a área de cobertura total da floresta, o que tem resultado na extinção de algumas espécies (MURCIA, 1995) e substituição e adaptação gradativa de outras.

A conservação dos ambientes naturais no estado do Paraná, embora apresente muitos problemas, depende atualmente da conservação de espaços naturais dispersos por sua área e da convivência de áreas fragmentadas com espaços antropizados. Havendo, para tanto, a necessidade de uma busca do resgate genético das espécies nativas (KATAOKA-SILVA, 2006).

Uma série de fatores causa a variação da dinâmica e estrutura de um fragmento florestal, dentre os quais a forma da área, o tipo de vizinhança, seu grau de isolamento e, principalmente, o histórico de perturbação (TABANEZ et al., 1997). Um fragmento pode sofrer maior ou menor alteração, dependendo dessas características, e alterar seu grau de sustentabilidade e resiliência (BLUMENFELD, 2008; KATAOKA-SILVA, 2006; TABANEZ et al., 1997).

Trata-se de fenômeno mundial a fragmentação de paisagens, gerando uma cobertura de vegetação conservada de diferentes formas, tamanhos e conectividades. Acarreta que este fenômeno tem gerado um aumento do isolamento dos elementos da paisagem, decréscimo do tamanho dos remanescentes e da área total de vegetação nativa e incremento de ambientes de borda, aumentando assim sua importância no cenário da conservação (KATAOKA-SILVA, 2006; SAUDERS et al., 1991). Variadas alterações bióticas são observadas neste processo de fragmentação, atingindo desde indivíduos até mudanças que ocorrem em populações em nível de paisagem. Pode-se destacar como uma das principais consequências de tal processo a perda de organismos que ficam confinados nos ambientes de interior de floresta, incluindo espécies que tem necessidades específicas de habitats (KATAOKA-SILVA, 2006).

A fragmentação de habitats foi estudada previamente baseando-se na teoria da biogeografia de ilhas. Entretanto, os fragmentos têm propriedades que os diferenciam de ilhas verdadeiras, tais como as características da área aberta ao redor, que produz efeitos nos processos internos do fragmento. Principalmente por esta característica houve um aumento no interesse dos processos e padrões que ocorrem nas áreas de borda entre diferentes elementos da paisagem (KATAOKA-SILVA, 2006). Sauders et al. (1991) argumentaram, por exemplo,

que a matriz do entorno e os fluxos de materiais bióticos e abióticos entre os fragmentos fornecem informações mais relevantes que simplesmente estudos biogeográficos.

Quando uma área de vegetação nativa é fragmentada, o prejuízo causado não se restringe a área desflorestada, mas as porções de vegetação contíguas, bem como as áreas abertas são também afetadas, gerando um novo ambiente, a borda. A qual é exposta a condições ambientais distintas da original, tais como maior exposição à radiação solar, a chuva, ao vento, assim como no caso de áreas fronteiriças a ambientes agrícolas, a exposição a insumos agrícolas, sejam eles orgânicos ou convencionais, assemelhando-se as clareiras florestais, no entanto diferindo quanto a intensidade do processo (KATAOKA-SILVA, 2006). Enquanto ambientes de borda são expostos a extensões quilométricas de áreas antropizadas, as clareiras são o resultado de quedas de uma ou algumas árvores (RODRIGUES, 1998). As clareiras florestais “cicatrizam-se” após alguns anos de crescimento intenso por processos naturais, todavia na matriz antropizada (agricultura/urbana) as áreas de borda são mantidas pelo constante trabalho de alteração do espaço, seja no trabalho com a terra em ambientes agrícolas ou pelas ampliações dos espaços urbanos, construção de cidades, estradas, entre outras alterações (KATAOKA-SILVA, 2006; RODRIGUES, 1998). A ação direta da supressão da vegetação não é o único fenômeno que causa a perda de espécies. O remanescente florestal exposto ao ambiente aberto causa, tanto temporal quanto espacialmente, maiores distúrbios.

Dois aspectos diferem os ambientes fragmentados dos originais: primeiro por área de habitat, os fragmentos têm uma maior área de borda, e segundo, o centro dos fragmentos encontra-se mais próximo das bordas (PRIMACK e RODRIGUES, 2001).

Os fragmentos que estão na faixa de 100-400ha ou abaixo deles são os mais afetados ecologicamente (LAURANCE et al., 2002), infelizmente a grande maioria dos fragmentos do estado do Paraná se encontram nesta faixa (KATAOKA-SILVA, 2006). Os organismos de interior de floresta que respondem negativamente ao efeito de borda e os grandes animais que demandam extensas áreas de vegetação para alimentação são os seres mais vulneráveis a perturbação do ambiente e aos efeitos da fragmentação (BLUMENFELD, 2008; KATAOKA-SILVA, 2006; PRIMACK e RODRIGUES, 2001). Desta forma, o cultivo de corredores de vegetação (corredores ecológicos) que conectem os fragmentos ou matrizes mais permeáveis pode ajudar a minimizar os efeitos da fragmentação para algumas espécies.

2.1.1 Efeito de borda

Uma das principais consequências da fragmentação é o efeito de borda. Com a redução das áreas contínuas de vegetação nativa há um aumento da extensão das bordas. Para Murcia (1995), o efeito de borda pode ser definido como o resultado da interação de dois adjacentes ecossistemas de forma que estejam separados abruptamente (borda). Sabe-se que a justaposição entre os dois ambientes produz efeitos em ambos, no entanto o enfoque costuma ser dado aos remanescentes de vegetação, numa visão conservacionista (KATAOKA-SILVA, 2006). Um das principais características refere-se à alteração na abundância relativa e/ou na composição de espécies na área de transição (borda) do fragmento. Para Tabanez et al. (1997) o que se destaca é a influência do meio externo na área florestal em sua parte marginal, gerando alterações tanto físicas quanto estruturais.

As condições do meio se alteram gradativamente com a distância da borda caracterizando uma zona tampão, com relevante impacto na dinâmica e estrutura da floresta. Dependendo do aspecto e tipo da borda, as plantas lenhosas e herbáceas da comunidade florestal sofrem alterações quantitativa e qualitativamente, geralmente nos metros iniciais (HONNAY et al., 2002; MARCHAND e HOULE, 2005).

Em um contexto conservacionista, o principal aspecto considerado trata-se do fluxo que se dirige ao interior do fragmento florestal e como este pode influenciar na dinâmica florestal, atuando na regeneração e na competição interespecífica (MURCIA, 1995). A largura da zona de borda definirá a distância de penetração dos diferentes fluxos afetando, assim, a dinâmica e diversidade da floresta. Para Kataoka-Silva (2006) a faixa de borda pode ser considerada parte integrante do fragmento florestal, porém diferindo significativamente nas condições ambientais do interior do fragmento e, desta maneira, na composição e abundância das espécies. Portanto, o resultado da distância de penetração de variáveis ambientais define a largura da borda (HONNAY et al., 2002).

A intensidade do efeito de borda sobre os fragmentos florestais está relacionada com o tipo de matriz circundante. Na grande maioria, matrizes de baixa biomassa e baixa complexidade estrutural (como os sistemas agrícolas) são as encontradas atualmente circundando os fragmentos florestais. As diferenças de complexidade estrutural e biomassa entre os ambientes acarretam em um microclima distinto (BLUMENFELD, 2008; KATAOKA-SILVA, 2006). Um gradiente, perpendicular a borda, de umidade e temperatura é criado pelas diferenças de microclima entre os lados (PRIMACK e RODRIGUES, 2001).

Segundo Murcia (1995), a orientação e a fisionomia são dois fatores que interferem na intensidade do efeito de borda. A quantidade de exposição à radiação solar é determinada pela orientação e a fisionomia influencia na interferência dos fatores externos sobre o interior do fragmento florestal.

Diversos trabalhos tem evidenciado o efeito da borda sobre fatores bióticos (ANDRESEN, 2003; BALDISSERA e GANADE, 2005; BARROS, 2006; FILGUEIRAS, 2009; JOSE et al., 1996; KATAOKA-SILVA, 2006; LEMOS, 2008) e abióticos (BLUMENFELD, 2008; CUNHA, 2007; CUNHA, RODRIGUES e YABE, 2003; RIBEIRO et al., 2009). Quanto ao efeito de bordas agrícolas, por exemplo, Barros (2006) trabalhando com Floresta Montana encontrou nas bordas dos fragmentos florestais menos de 40% das espécies vegetais coletadas, indicando que o interior do fragmento parece deter uma maior diversidade.

Para a fertilidade dos solos nas bordas de fragmentos florestais, Cunha (2007) trabalhando no norte do Paraná encontrou menores teores de cálcio e magnésio na borda (até 35m) dos fragmentos. Ribeiro et al. (2009) encontraram maiores teores de Ca na borda de fragmentos (até 40m) quando comparados ao interior dos mesmos.

2.2 Fragmentação Florestal e Indicadores de Alteração Ambiental

A redução e a perda de diversidade biológica estão, atualmente, relacionadas à ação humana, direta ou indireta, (MEDRI e LOPES, 2001; VERDÚ et al., 2007), principalmente a causada pela fragmentação, transformação e perda de habitat, denominada de erosão da biodiversidade. Isto ocorre através da ocupação por novas espécies e à aceleração da extinção dos processos ecológicos naturais em ambientes naturais. Assim, a destruição de habitats e a fragmentação da paisagem, a intensificação dos usos do solo (ou mesmo, o seu abandono) e as invasões biológicas estão entre as ameaças mais severas à biodiversidade. Em território nacional, é mais evidente tal ação na diminuição e alteração de áreas florestais (TABARELLI et al., 2005), as quais representam o maior potencial da biodiversidade brasileira (GIULIETTI et al., 2005; MYERS et al., 2000).

Em estudos realizados em paisagens fragmentadas, vêm sendo destacada a contribuição da paisagem na facilitação dos fluxos biológicos entre áreas naturais (UMETSU, METZGER e PARDINI, 2008). Além da distância entre os remanescentes do habitat original

também o manejo do conjunto de áreas antropicamente transformadas que o cerca (matriz) é um dos determinantes da conectividade. A permeabilidade da matriz determina o quão facilmente as áreas produtivas podem ser transpostas pelos organismos dispersores de propágulos, que auxiliam na retroalimentação das áreas de vegetação natural. A permeabilidade costuma ser maior em matrizes fitofisionomicamente mais próximas dos fragmentos (MENEZES, 2009; UMETSU, 2005; WINK et al., 2005).

O aumento da permeabilidade da matriz é tão ou mais importante que outras medidas de conservação da biodiversidade, como, por exemplo, a formação de corredores. Em ambientes de condições muito alteradas, a matriz geralmente dificulta os deslocamentos entre os remanescentes naturais em função de sua permeabilidade e da capacidade de movimentação das espécies, agindo como um filtro através da paisagem. Desta maneira o aumento da permeabilidade é de especial importância para a sobrevivência, a qual é função da dispersão das espécies na matriz (LUZ, 2002; MUCHAILH, 2007).

Os fragmentos de vegetação nativa atualmente costumam estar inseridos em matrizes de diferentes tipos. As matrizes se configuram muitas vezes como barreiras para a dispersão de espécies, pois o tempo de isolamento, a distância entre fragmentos vizinhos, as características do ambiente entre os fragmentos e o grau de conectividade são determinantes na resposta da biota à fragmentação (SANTOS et al., 2011).

Por seu histórico de colonização, a região sul do Brasil sofreu devastações em sua cobertura vegetal nativa resultando que hoje sobrevivem somente alguns fragmentos remanescentes de florestas nativas com variados graus de conservação, rodeados por áreas cultivadas (SILVA, 2011). Diferenças significativas são encontradas entre as condições de um ambiente florestal natural e áreas abertas cultivadas, devido às novas condições ambientais criadas ocorre uma mudança estrutural e composicional das comunidades, que normalmente sofre perda de espécies (MEDRI e LOPES, 2001). Desta maneira, a sobrevivência de uma espécie em um fragmento fica condicionada à capacidade de suporte as grandes flutuações demográficas e genéticas, o que acarreta grandes alterações populacionais e das relações interespecíficas (DAVIS, SCHOLTZ e PHILIPS, 2002).

Como consequência das mudanças sofridas nos sistemas agropecuários, principalmente a partir de meados do século XX, houve incremento da perda de diversidade, contaminação das águas, empobrecimento dos solos, além da dependência externa dos produtores. A grande maioria das propriedades caracterizou-se pela adoção de sistemas monoculturais e práticas intensivas de cultivo e pastejo, com enorme aporte de insumos externos. Resultando assim em ecossistemas agrícolas menos sustentáveis em seus aspectos ambiental, social e econômico (EHLERS, 1999; WINK et al., 2005).

Pelo processo de fragmentação surgem as áreas de borda, as quais são áreas de transição entre unidades de paisagem, havendo uma modificação abrupta da intensidade dos fluxos biológicos (MUCHAILH, 2007), acarretando, muitas vezes, em efeitos cascata que levam a falência ambiental dos ecossistemas (LUZ, 2002).

A conservação de espécies pode ser dificultada por um conjunto de impactos que as áreas cultivadas e urbanizadas exercem sobre a vegetação nativa remanescente. No momento da fragmentação, em que novas áreas de mata são retiradas, a fisionomia e composição de espécies arbóreas na borda das áreas remanescentes não se diferenciam do interior (CUNHA, RODRIGUES e YABE, 2003), mas com o tempo isso tende a mudar.

Contudo, algumas espécies são imediatamente perdidas, simplesmente porque nas áreas deixadas com remanescentes não estavam presentes ou por não mais encontrarem o espaço necessário à sua sobrevivência (MUCHAILH, 2007). Entretanto, com o passar do tempo, a ação de elementos externos (radiação solar, vento, agrotóxicos e fertilizantes

químicos, no caso de fragmentos rurais), faz a área próxima à borda diferenciar-se daquela mais para o interior criando um gradiente que pode variar com o uso do entorno do fragmento e o tamanho do mesmo (CUNHA, RODRIGUES e YABE, 2003; OLIVIER et al., 2014).

Os usos diversos do entorno dos fragmentos podem intensificar o efeito de borda e provocar distúrbios na ciclagem de nutrientes de sistemas naturais alterando a comunidade de organismos decompositores, afetando assim o subsistema de decomposição da matéria orgânica (SANTOS et al., 2011).

Neste processo de conversão de terra para uso humano, no qual os processos econômicos e socioculturais não só influenciaram como incentivaram a degradação dos ambientes (LUZ, 2002), os ecossistemas nativos foram transformados em áreas de agricultura, pastagens e áreas urbanas (BARROS, 2006).

A mudança no uso do solo compromete seriamente a integridade dos sistemas ecológicos através da perda de espécies nativas, invasão por espécies exóticas, erosão do solo e perda de qualidade de água. Outros aspectos essenciais para a manutenção do equilíbrio do planeta, como a ciclagem de carbono, o controle hidrológico e a conservação da biodiversidade também podem ser considerados como efeitos globais do desmatamento e da fragmentação de habitats (BARROS, 2006).

A borda florestal pode exercer efeitos diretos e indiretos na agricultura. Os efeitos diretos são: competição por luz, água e nutrientes. E os efeitos indiretos ocorrem através de intermediários, como insetos benéficos ou pragas que se associam as plantas da borda. A borda florestal pode também proteger de ventos e de poluentes os ambientes próximos (CUNHA, RODRIGUES e YABE, 2003). A permeabilidade da matriz pode também agir influenciando a largura do efeito de borda e representar fonte de perturbação, favorecendo o desenvolvimento de espécies generalistas, predadoras e parasitas, principalmente nas bordas (LUZ, 2002; MUCHAILH, 2007).

Assim, o planejamento do uso do solo deve prever o manejo da matriz de forma a otimizar a conectividade e a possibilidade de trocas genéticas entre reservas naturais (METZGER, 1999), uma vez que o uso racional através de um manejo ativo e a conservação dos recursos são processos complementares e não devem ser consideradas atividades antagônicas (LUZ, 2002; PIMENTEL et al., 1992).

Ações antrópicas, tais como pastagens, estradas, reflorestamentos, povoamentos e em especial pela formação de áreas de cultivo agrícolas, causam a interrupção de áreas vegetais nativas constantemente, propiciando a redução, quando não a completa ruptura, do fluxo de sementes, pólen e animais nativos (SILVA, 2011). Assim, se destacam como principais consequências da fragmentação de origem biótica a perda de biodiversidade, seja ela de flora ou fauna, da diversidade genética, da abundância, da densidade, levando a alterações estruturais nas comunidades vegetais e animais (OLIVIER et al., 2014). Portanto, pode-se inferir que um dos principais fatores da extinção de espécies é a fragmentação de ecossistemas.

O risco de extinção de muitas espécies animais e vegetais está relacionado ao uso indiscriminado das áreas naturais pelo homem. Mesmo que ocorram adaptações que permitam que algumas espécies consigam sobreviver em fragmentos pequenos e/ou isolados e outras sejam até beneficiadas, as alterações nas interações com outras espécies dentro dos ecossistemas estão presentes (HALFFTER e ARELLANO, 2002).

Efeitos cascatas no ecossistema podem ser observados pelo desaparecimento de espécies de vertebrados dos fragmentos florestais, afetando outras guildas de animais e até mesmo processos ecológicos, como a decomposição, a polinização e a dispersão de sementes (KLEIN, 1989). Entretanto, os invertebrados constituem na maior parte de perda da

biodiversidade da grande maioria dos ecossistemas terrestres (SILVA, 2011).

Os impactos e as mudanças nos ambientes são constantes e os fragmentos de vegetação natural estão cada vez mais reduzidos em número e tamanho e, portanto, menos viáveis. Demonstrando a necessidade de adaptações no modelo de uso do solo para que a manutenção da biodiversidade dos ecossistemas ocorra (MUCHAILH, 2007).

Uma paisagem produtiva mantida com uma variedade de usos e ecossistemas, para a manutenção da biodiversidade, é a melhor estratégia (PIMENTEL et al., 1992).

A sobrevivência das populações, tanto de espécies animais como de plantas é diretamente afetada pela intensidade das atividades desenvolvidas na matriz circundante. Atividades agrícolas intensivas, por exemplo, podem ser extremamente nocivas. É importante avaliar formas de minimizar os efeitos negativos e a influência da matriz neste processo (LUZ, 2002; MUCHAILH, 2007).

Dentre as várias espécies utilizadas como indicadores em ambientes tropicais os insetos da subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) têm grande importância, pois apresentam tanto funcional como estruturalmente, papéis ecológicos importantes e elevada riqueza na comunidade (ESTRADA et al., 1998). Respondem prontamente de maneira negativa à destruição, fragmentação e ao isolamento de floretas tropicais (HALFFTER et al., 1992).

Pela dificuldade de avaliar todos os fatores que alteram a estrutura das comunidades biológicas em fragmentos florestais, normalmente se estudam os efeitos da área sobre a diversidade de espécies (LOUZADA, 2000).

Como maneira de quantificar os impactos da alteração florestal na biodiversidade o estudo de organismos bioindicadores ganha destaque (THOMAZINI e THOMAZINI, 2000; WINK et al., 2005), pois apresenta maior facilidade de avaliação. Porém, estes precisam manter uma relação direta com o ecossistema, além de responder de forma mensurável às alterações ambientais, e apresentar taxonomia e biologia conhecidas (MCGEOCH, 2002; OLIVIER et al., 2014; THOMAZINI e THOMAZINI, 2000; WINK et al., 2005). É essencial para a previsão e gestão de alterações futuras, contribuir para maior conhecimento relativo aos fatores que determinam os padrões da biodiversidade em paisagens agrícolas (HONRADO et al., 2012).

2.2.1 Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae)

Dos organismos afetados, os insetos têm sido utilizados como indicadores biológicos no monitoramento de alterações ambientais naturais ou antrópicas, por sua elevada riqueza e abundância, ciclo de vida consideravelmente curto e facilidade de amostragem por métodos padronizados e comparáveis (GARDNER et al., 2008; THOMAZINI e THOMAZINI, 2000).

Destacam-se como os insetos bioindicadores, os lepidópteros, himenópteros e coleópteros (THOMAZINI e THOMAZINI, 2000). Dentro dos besouros, os detritívoros foram usados em alguns estudos para avaliarem os efeitos de perturbação ambiental na diversidade e estrutura florestal, como por exemplo, o de Bogoni (2014); Gardner et al. (2008); Halffter et al. (1992); Hernández e Váz-de-Mello (2009); McGeoch, Rensburg e Botes (2002); e Olivier et al. (2014).

Os besouros (insetos da ordem Coleoptera) constituem o maior grupo animal conhecido, com aproximadamente 400 mil espécies, distribuídas em mais de 100 famílias que ocupam variados ambientes, a exceção do ambiente marinho, alimentando-se de diversas fontes alimentares. Do grego *koleos* = estojo e *pteron* = asas, os coleópteros distinguem-se das outras ordens de insetos pela presença dos élitros, asas anteriores endurecidas, servindo estas

como forma de proteção. Trata-se da maior ordem da classe Insecta representando cerca de 40% de toda a classe e 30% do reino Animalia ou Metazoa. Contudo, estima-se que ainda sejam desconhecidos do meio científico mais de um milhão de espécies (SILVA, 2011; VIEIRA, 2008).

Ancestrais dos coleópteros adaptaram-se a habitats de subsolo favorecendo, desta forma, o aumento da resistência da cutícula e, paralelamente, aos alimentos encontrados no subsolo ou superfícies de madeiras, mantendo desta forma peças bucais primitivas, do tipo mastigadoras (SILVA, 2011). Esta ordem foi a primeira holometabólica (com metamorfose completa) a evoluir, o que possibilitou a ocupação de vasta quantidade de nichos ecológicos e grande adaptação ecológica aos mais variados ambientes. Somente 10% das espécies conhecidas são aquáticas. Desta maneira, são de extrema importância no ambiente terrestre. Dentre os hábitos alimentares muitos são fitófagos, havendo ainda alguns necrófagos, micetófagos, coprófagos e alguns poucos carnívoros (predadores ou parasitas) (MARINONI, 2001; SILVA, 2011).

Variadas subfamílias são agrupadas dentro da família Scarabaeidae de acordo com diferentes autores, porém, até o momento, não há consenso sobre grupos que ora são elevados ao *status* de família ora são tidos como subfamílias (KOHLMANN, 2006). No Brasil, Scarabaeinae, em diferentes trabalhos ora tem sido elevado ao nível de família (Scarabaeinae = Scarabaeidae *sensu stricto*) ou citado como subfamília, algumas vezes (SILVA, GARCIA e VIDAL, 2009; SILVA, 2011). Os gêneros ocorrentes no Brasil apresentam a diferenciação de Scarabaeinae para as demais subfamílias ou grupos próximos relativamente simples, e ao menos podem ser diagnosticados, em relação aos demais coleópteros. Para diagnose: “antenas lameladas, clavas com três lamelas, clipeo cobrindo as mandíbulas e labro, sendo estes membranosos; pigídio exposto [...], em geral vertical em relação ao eixo do corpo [...], e tíbias posteriores com único esporão apical” (SILVA, 2011, p. 94).

Os besouros da subfamília Scarabaeinae têm a matéria orgânica em decomposição como um dos principais alimentos, particularmente as larvas que são na maioria detritívoras, alimentando-se de excremento fornecido pelos adultos, no entanto as larvas de algumas espécies também se alimentam de restos de animais mortos (necrófagas) e frutos apodrecidos (frugívoras), aparentemente ambos os processos estão relacionados à extinção em massa dos grandes mamíferos durante períodos glaciais, a qual acarretou em menor oferta de excrementos, levando ao desenvolvimento de hábitos alimentares alternativos (HALFFTER, 1991; MARINONI, 2001; SILVA, 2011; SILVA, 2012; SILVA et al., 2014; VIEIRA, 2008).

A evolução de Scarabaeinae, aparentemente, está ligada a ancestrais primitivos saprófagos que viviam em ambientes florestais (DAVIS, SCHOLTZ e PHILIPS, 2002; HALFFTER, 1991), e a sua atual distribuição foi fortemente influenciada por condições climáticas, que, também, influenciaram na distribuição mundial de mamíferos, responsáveis pela abundância de excrementos (DAVIS, SCHOLTZ e PHILIPS, 2002), ressaltando a forte relação entre os escarabeíneos e os vertebrados terrestres (HALFFTER, 1991).

Outra característica evolutiva revela-se na grande amplitude de nichos alimentares ocupados, fruto da disponibilidade de diferentes recursos alimentares, sua alta irradiação global aparenta acompanhar o incremento de excrementos de dinossauros e/ou mamíferos ao longo da Era Mesozoica e Cenozoica, levando a uma alta especialização do grupo na coprofagia (DAVIS, SCHOLTZ e PHILIPS, 2002). Devido aos eventos de extinção em massa da megafauna de mamíferos entre o Plioceno-Pleistoceno teria surgido a necrofagia em Scarabaeinae (HALFFTER, 1991).

Os escarabeíneos desempenham um papel primordial no funcionamento dos ecossistemas terrestres, estando envolvidos em processos ecológicos vitais, como a

decomposição da matéria orgânica, a ciclagem de nutrientes, a dispersão secundária de sementes, a hidratação e aeração edáfica e a regulação de populações de plantas e animais (NICHOLS et al., 2008; SILVA E BOGONI, 2014; VIEIRA, 2008).

Isso ocorre principalmente, porque a alocação de alimentos, na maior parte das espécies, é através da construção de galerias subterrâneas distantes dos recursos alimentares ou mesmo abaixo deste, nas quais são depositadas porções de material que servirão de substrato para postura dos ovos e alimento para a prole (SILVA, 2011).

Por esta característica podem ser diferenciadas as espécies segundo seu comportamento no uso dos recursos para alimentação e reprodução. Dividem-se em três categorias principais: paracoprídeas ou escavadores (alimentam e constroem seus ninhos com pequenas porções do alimento, o qual é levado para galerias subterrâneas construídas diretamente sob o recurso ou aos lados), telecoprídeas ou rola-dores (rodam pequenas esferas do recurso por diferentes distâncias – 5 a 18 metros – para posteriormente enterrá-las no solo) e endocoprídeas ou residentes (alimentam e nidificam no próprio recurso) (COSTA, 2012).

Estes hábitos de alimentação e nidificação apresentam como vantagens evolutivas, principalmente, a proteção contra condições climáticas desfavoráveis, predadores e competidores. No Brasil, os escarabeíneos são popularmente conhecidos pelo termo “rola-bosta”, isto se deve ao fato das espécies telecoprídeas serem as que mais facilmente são observadas (SILVA, 2011), rodando esferas de porções de alimento (excremento, carcaça ou fruta podre) (SILVA et al., 2014).

Devido a isso, os besouros escarabeíneos demonstram alta sensibilidade as alterações ambientais e sendo sugeridos como indicadores ecológicos, pois respondem rapidamente aos efeitos da destruição, fragmentação e isolamento das florestas (DAVIS, SCHOLTZ e PHILIPS, 2002; GARDNER et al., 2008; HERNÁNDEZ e VAZ-DE-MELLO, 2009; NICHOLS et al., 2007; SILVA, 2012).

Alguns dos fatores que podem interferir na comunidade de Scarabaeinae nos distintos ecossistemas são a cobertura e o tipo da vegetação, a altitude do ecossistema, a estrutura física, a competição, a taxa da fragmentação do habitat e a, conseqüente, perda de habitat, a disponibilidade de alimento, e, talvez o principal, a atividade humana (DAVIS, SCHOLTZ e PHILIPS, 2002; HALFFTER e ARELLANO, 2002). Sendo que, segundo Silva, Vaz-de-Mello e Di Mare (2013), o número de espécies dominantes aumenta de acordo com o tamanho e diminui com o nível de alteração dos fragmentos florestais.

Variadas espécies são adaptadas a determinado recurso alimentar ou tipo de habitat, podendo viver melhor em campos abertos, florestas ou serem adaptadas a ambientes perturbados, consumindo determinado alimento (especialistas) ou vários tipos de recursos (generalistas). Portanto, as composições de espécies podem ser variáveis entre os ambientes, e a interferência antrópica, que tende a ser a principal causa de alteração dos ecossistemas, leva a uma maior mudança nas comunidades, influenciando na raridade e na perda local de espécies (SILVA, 2011; SILVA e BOGONI, 2014). Desta maneira, alterações na paisagem geram variações na composição das espécies de escarabeíneos, acarretando em diferenças na comunidade de besouros em áreas vizinhas, com estrutura vegetativa distinta (SILVA et al., 2014).

Outra consequência das alterações antrópicas causadas nos fragmentos tem sido a alteração de hábitos alimentares, o frugivorismo ajuda várias espécies a sobreviver, devido à supressão de grandes mamíferos das áreas (SARGES, HALFFTER e ROJAS, 2012). Os autores destacam que tal fato é mais comum em regiões fronteiriças a ambientes em que os grandes e médios mamíferos são humanos e animais domésticos, o caso da maioria das áreas antropizadas.

Além disso, podem indicar uma maior ou menor quantidade de mamíferos no ambiente, por seu hábito alimentar copro-necrófago, segundo relata Halffter (1991), pois a presença de grupos de vertebrados representa oferta de alimentos para os besouros, assim um decréscimo na densidade e/ou biomassa de vertebrados de grande porte levaria a um decréscimo no tamanho e biomassa de escarabeíneos, especialmente na região Neotropical (BOGONI, 2014; ESTRADA et al., 1999; GARDNER et al., 2008; KLEIN, 1989).

Outro fator que caracteriza este grupo é a sazonalidade, principalmente na faixa tropical. Estes insetos são fortemente influenciados pelo clima, sendo que os períodos de maior precipitação condicionam ao aparecimento da maioria das espécies (ANDRESEN, 2008; HERNÁNDEZ, 2007; HERNÁNDEZ e VAZ-DE-MELLO, 2009). Em regiões de clima temperado na região Neotropical, os dados referentes a esta característica são incipientes, no entanto acredita-se que a temperatura exerça papel primordial neste cenário (SILVA, 2011), condicionando a presença das espécies assim como ocorre com a precipitação na faixa tropical. Tal fato foi observado por Silva, Vaz-de-Mello e Di Mare (2013) quando da avaliação das variáveis climáticas, a temperatura foi a única variável a se correlacionar positivamente com a riqueza e abundância de escarabeíneos no período do estudo.

Quanto as exigências nutricionais e alimentares dos besouros escarabeíneos, além de sua especificidade para uso de substrato de alimentação e oviposição, apresentam pelo menos outras cinco características em relação à escolha do alimento como relatam Holter e Scholtz (2007): (1) a maioria dos besouros adultos alimenta-se apenas de pequenas partículas, que variam de 5 a 130µm, dependendo do tamanho corporal e espécie envolvida; (2) a matéria a ser consumida deve ter um teor de água que varia entre 76 a 89%; (3) o teor de cinzas varia entre 11 e 27%; (4) a concentração de nitrogênio precisa ser alta, variando de 1 a 2,2%; e (5) a relação C/N baixa, normalmente entre 10 e 20. Tal seletividade em relação à escolha do alimento está relacionada as baixas concentrações de nitrogênio geralmente disponíveis nos alimentos encontrados pelos insetos, as quais são insuficientes para assimilação carbono sem a ingestão de grandes quantidades de matéria (SCHOLTZ, DAVIS e KRYGER, 2009).

Pelo ato de realocação da matéria orgânica nas camadas mais profundas do solo, os escarabeíneos estimulam alterações químicas e micro-orgânicas nos solos (YOKOYAMA, KAI e TSUCHIYAMA, 1991). Segundo os autores pela transferência de excrementos frescos de herbívoros para as camadas mais profundas do solo, os escarabeíneos incrementam o nitrogênio disponível para as plantas através da mineralização. Dentre os artrópodes coprófagos, estes insetos são os principais responsáveis pela aceleração do retorno de nitrogênio e outros nutrientes para o solo (SCHOLTZ, DAVIS e KRYGER, 2009). Pelas alterações das condições ambientais nas bolas fecais e nos túneis durante a alimentação e nidificação, eles afetam positivamente populações microbianas e aceleram o crescimento de bactérias envolvidas na amonificação, nitrificação, desnitrificação e fixação do nitrogênio (YAMADA et al., 2007; YOKOYAMA, KAI e TSUCHIYAMA, 1991).

Yokoyama, Kai e Tsuchiyama (1991) sugerem que a atividade dos escarabeíneos eleva o teor de carbono e nitrogênio nas camadas superficiais do solo através do crescimento de bactérias amonificadoras que afetam continuamente o processo de mineralização do nitrogênio. Principalmente através da produção das bolas fecais eles inibem significativamente a volatilização de NH₃.

Galbiati et al. (1995) trabalhando com duas espécies de escarabeíneos, *Dichotomius anaglypticus* e *Digitonthophagus gazella*, em condições controladas encontraram incrementos nos teores de fósforo (1957,14%), potássio (1369,57%), cálcio (54,17%), magnésio (69,23%), pH (14,91%) e matéria orgânica (103,95%) no solo quando comparados a testemunha sem adição de esterco e presença de insetos. Quando analisados os teores de nitrogênio, fósforo e

potássio nas plantas de milho, as que foram submetidas ao tratamento somente com esterco sem presença de inseto apresentaram os maiores teores de N, com a presença do inseto os teores não diferiram estatisticamente da testemunha. Para fósforo e potássio os maiores teores na planta foram encontrados com a presença de insetos e esterco. Com relação ao crescimento das plantas, a presença de insetos com aplicação de esterco propiciou um crescimento 128,42% maior que a testemunha.

Gillard (1967) *apud* Lastro (2006) detectou incrementos no estoque de nitrogênio em áreas de pastagem com presença de escarabeíneos – 380 kg/ha – quando comparadas a áreas sem insetos – 85 kg/ha.

Lastro (2006) trabalhando com *Onthophagus taurus*, em condições controladas para o crescimento de grama encontrou incrementos significativos nos teores de NH_4 (6,3 $\mu\text{g/mL}$) quando comparados com a testemunha (4,1 $\mu\text{g/mL}$), sem presença dos insetos. Os escarabeíneos também incrementaram os teores de NO_3 (114%) em solo argiloso e de potássio (46%). A autora também evidenciou o aumento do teor de fósforo nas plantas (31,7%).

Bertone (2004) e Bertone et al. (2006) avaliaram o incremento da fertilidade em três tipos de solos e duas espécies de escarabeíneos (*D. gazella* e *O. taurus*) obtendo os maiores incrementos nos teores de fósforo em solo argiloso com *D. gazella*. Para os teores de potássio todos os tratamentos diferiram da testemunha. Quanto ao cálcio houve apenas diferença em solo argiloso com *D. gazella*. Todos os tratamentos tiveram incrementos nos teores de magnésio. Para os micronutrientes, somente os zinco foram afetados pela presença dos insetos, havendo incremento dos teores, para o cobre e manganês não houve diferença estatística.

2.2.2 Mirtáceas

Myrtaceae é considerada uma das mais importantes famílias botânicas em termos de diversidade de espécies na região Neotropical, principalmente ao longo da Mata Atlântica e do Cerrado, representando de 10 a 15% da diversidade destes biomas (COSTA, 2009).

A família Myrtaceae é representada por 100 gêneros, e aproximadamente 3500 espécies de árvores e arbustos. No Brasil, as espécies de ocorrência natural não se destacam por produzirem madeiras de alto valor comercial, no entanto, principalmente para pequenas propriedades de agricultura familiar, possuem grande utilização para lenha, confecção de pequenos objetos e outras formas de uso local. Todavia, existe grande número de espécies frutíferas, algumas com exploração comercial, como a goiabeira, *Psidium guajava*; a jabuticabeira, *Myrciaria cauliflora*; e a pitangueira, *Eugenia uniflora*. Porém essas espécies são uma pequena parte das que possuem frutos comestíveis e com potencial econômico de exploração dentro da família (GRESSLER et al., 2006).

As mirtáceas brasileiras estão todas incluídas na subfamília Myrtoideae, tribo Myrteae (GRESSLER, PIZO e MORELLATO, 2006). Myrteae é a mais diversificada tribo (73 gêneros e 2375 espécies) da família (COSTA, 2009). Apresentam, dentre outras características em comum, frutos carnosos (LANDRUM e KAWASAKI, 1997), ou seja, as sementes estão envolvidas por uma polpa carnosa, tornando os frutos via de regra ricos em água e carboidratos e pobres em proteínas e lipídeos, o que leva a dispersão das sementes ser prioritariamente realizada por vertebrados frugívoros. No entanto, as informações de quais vertebrados estão associados a qual espécie de mirtácea e seu potencial de dispersão de frutos ainda não estão totalmente esclarecidos, permanecendo, muitos dos quais, no campo das conjecturas, pois em grande parte apenas observações eventuais foram realizadas para algumas espécies (GRESSLER, PIZO e MORELLATO, 2006).

Pizo (2002) demonstrou que a grande variação nas características dos frutos das espécies de Myrtaceae, tanto no tamanho, na cor e no número e tamanho de sementes, reforçou a hipótese da grande diversidade de animais associados à dispersão de frutos e sementes. Destacando-se entre os dispersores, segundo Gressler, Pizo e Morellato (2006), as aves e os macacos.

Dentre estes dois grupos considerados os principais dispersores em território nacional, algumas características morfológicas diferenciam os frutos de Myrtaceae dispersos por estes animais, em especial estão os tamanhos do fruto e de suas sementes. Pois, segundo observações, os frutos pequenos (i.e., < 1cm de diâmetro) estariam frequentemente associados a dispersão por aves, que somente conseguiriam atuar como dispersores de frutos grandes (i.e., diâmetro > 3cm) se estes tiverem sementes pequenas, como as de *Psidium* spp.. Os macacos, entretanto, estão menos limitados por estas características morfológicas e desta maneira poderiam dispersar grande variedade de frutos (GRESSLER, PIZO e MORELLATO, 2006). Todavia, devido à grande diversidade da fauna brasileira, toda aproximação no sentido de estabelecer um padrão de dispersão de sementes sempre é insuficiente. Vale ressaltar ainda que, Myrtaceae é uma das famílias com maior potencial apícola no Brasil. Tendo como principal recurso floral o pólen que é oferecido aos visitantes, havendo casos de associação com a presença de néctar (GRESSLER, PIZO e MORELLATO, 2006).

Nas regiões sudeste e sul se pontuam o fato de Myrtaceae estar dentre as famílias botânicas de maior riqueza específica. No Brasil, as mirtáceas destacam-se como uma das famílias das plantas vasculares mais importantes em grande parte das formações florestais (GRESSLER, PIZO e MORELLATO, 2006). Assim, representando a quarta maior família de plantas brasileiras e a segunda em riqueza de espécies na Mata Atlântica (GIULIETTI et al., 2005). Na região sudeste, Myrtaceae figura como a família de maior riqueza específica nas Florestas Ombrófilas, com cerca de 300 espécies, nas Florestas Semidecíduas com 187 espécies e no Cerrado com 51 espécies (KATAOKA-SILVA, 2006).

Para Biffin et al. (2010) a grande diversificação de Myrtaceae, em formações florestais brasileiras, pode ser relacionada com interações interespecíficas com a fauna, assim como demonstrado para dispersão de frutos e sementes por Pizo (2002). Além deste fato, Tabarelli et al. (2005) correlacionaram positivamente a zoocoria com um gradiente de precipitação. Verificaram esse gradiente nas formações de Caatinga, constatando que a proporção de espécies zoocóricas aumentou proporcionalmente aos níveis médios de precipitação. Nas áreas de distribuição da Floresta Ombrófila Mista, na região sul, a sazonalidade de chuvas foi fator relevante na proporção de espécies zoocóricas, além de notar um aumento tanto com a latitude como com a longitude na zoocoria, suportando assim informações para justificar tamanha diversidade de mirtáceas e sua importância em formações florestais brasileiras (SARAIVA, 2011).

2.2.3 Fertilidade dos solos

O tipo de cobertura vegetal bem como o sistema de manejo e cultivo existentes em determinado local interferem diretamente na conservação e fertilidade dos solos. No processo de alteração de áreas florestais para cultivos agrícolas há, geralmente, redução do conteúdo de matéria orgânica do solo, decorrente da troca da vegetação, o que leva a mudanças estruturais no solo (CARTER et al., 1998) e também alteração da fertilidade do solo posteriormente.

Assim, se estabelece uma relação próxima entre as propriedades químicas do solo e o tipo de vegetação de cobertura. Variações consideráveis são observadas na composição química dos solos derivadas do uso a que este está submetido, isto devido a proteção

diferenciada oferecida pela vegetação, além do manejo usado na instalação e manutenção de cultivos agrícolas (SILVA et al., 2007).

Em sistemas florestais naturais, mesmo em solos com baixa fertilidade observa-se exuberância florestal com insignificantes sintomas de deficiência nutricional, quando não ausentes. Isto se deve ao ciclo de nutrientes praticamente fechado, ao longo do tempo ocorre decomposição contínua do material orgânico, associado à absorção de elementos e perdas por lixiviação. Percebe-se assim que solos sob mata têm perda de nutrientes menores se comparados aos solos agricultados devido, em grande parte, a melhor cobertura dos solos ao longo do tempo e maior heterogeneidade florística. Geralmente, a substituição da cobertura vegetal natural por cultivo agrícola acarreta na diminuição da CTC (Capacidade de Troca Catiônica), pelo acelerado processo de decomposição da matéria orgânica e parca reposição de material ao solo (CUNHA, 2007; SILVA et al., 2007).

Para Raij (1991) a construção e a manutenção da fertilidade dos solos estão intimamente relacionadas com o teor de matéria orgânica, pois esta age sobre: a liberação lenta de P, S, N e água; o acréscimo da disponibilidade de micronutrientes; o incremento da CTC; a melhoria da estruturação do solo; o favorecimento do controle biológico e o incremento da capacidade tampão dos solos.

O movimento de componentes químicos através da borda do fragmento florestal – fatores abióticos do efeito de borda – pode mudar as condições do ambiente interno do fragmento florestal. Fertilizantes químicos podem penetrar vários metros dentro do fragmento oriundos de cultivos agrícolas do entorno (KATAOKA-SILVA, 2006). As concentrações de nitratos, sulfatos e herbicidas normalmente acabam sendo maiores na borda e tendem a decrescer para o interior do fragmento florestal (MURCIA, 1995).

Fatores edáficos exibem padrão ao longo do gradiente da borda para o interior (KATAOKA-SILVA, 2006). José et al. (1996) encontraram correlação entre o pH do solo, os teores de nitrogênio, carbono orgânico e a disponibilidade de fósforo com o distanciamento da borda para o interior em uma floresta tropical na Índia, havendo incremento desses fatores a medida que avança-se para o interior do fragmento florestal com mudanças perceptíveis após 30m da borda.

Segundo Cunha, Rodrigues e Yabe (2003), no norte do Paraná, Brasil, existe uma tendência dos fragmentos florestais tropicais maiores que 70ha de apresentarem maiores níveis de cálcio, potássio e fósforo, e os menores terem maiores níveis de magnésio. Como os fragmentos encontravam-se distantes uns dos outros, é improvável que a condução da adubação e o histórico dessas áreas estejam influenciando os resultados. Para matéria orgânica os autores não encontraram diferenças significativas entre fragmentos de diferentes tamanhos e nem na distância da borda.

Cunha (2007) observou que os nutrientes que tiveram a maior quantidade na borda dos fragmentos florestais avaliados foram o magnésio e o fósforo, não verificando diferença para os demais nutrientes analisados.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da Área de Estudo

O estudo foi realizado no Centro-Oeste do estado do Paraná pertencente ao Território da Cidadania da Cantuquiriguaçu, que foi instituído pelo Decreto de 25 de fevereiro de 2008, da Presidência da República, obedecendo ao critério de agrupamento de municípios com densidade populacional média menor que 80 hab.km² e população média de até 50.000 habitantes. O Território é formado por 20 municípios: Campo Bonito, Candói, Cantagalo, Catanduvas, Espigão Alto do Iguaçu, Foz do Jordão, Goioxim, Guaraniaçu, Ibema, Laranjeiras do Sul, Marquinho, Nova Laranjeiras, Pinhão, Quedas do Iguaçu, Reserva do Iguaçu, Rio Bonito do Iguaçu, Três Barras do Paraná, Virmond, Diamante do Sul e Porto Barreiro (CONDETEC, 2009). Conta com uma população de 230.450 habitantes (IBGE, 2011), da qual mais de 50% vive na zona rural. Limitado pelos rios Iguaçu, Piquiri e Cantu, que juntos cedem nome ao Território. A densidade demográfica da região é baixa (20,04 hab.km⁻²).

O Território é caracterizado por um clima subtropical ou mesotérmico, segundo a classificação de Köppen, – sendo que no mês mais frio a temperatura média é inferior a 18°C e superior a -3°C, presença de verão e inverno definidos, geadas possíveis e chuvas regulares ao longo do ano. Os dois tipos climáticos são o Subtropical Úmido com Verão Quente (Cfa), na parte oeste, com temperatura média inferior a 18°C no mês mais frio e superior a 22°C no mês mais quente; e, o Subtropical Úmido com Verão Ameno (Cfb), na parte leste e nordeste, com temperatura média inferior a 18°C no mês mais frio e inferior a 22°C no mês mais quente. O regime de chuvas varia de 1.800 a 2.000mm.ano⁻¹, sendo bem distribuídas durante o ano. Os dados climáticos foram obtidos dos registros do posto meteorológico de Laranjeiras do Sul, operado pelo IAPAR (Instituto Ambiental do Paraná) (código ANEEL: 02552009), instalado em junho/1972, na latitude 25° 25' Sul e longitude 52° 25' Oeste, na altitude 880m (COPEL, 2009).

Quanto aos aspectos geomorfológicos o Território está relacionado às feições predominantes do Terceiro Planalto Paranaense ou Planalto de Guarapuava, sendo este constituído pelos grandes derrames basálticos que recobrem os sedimentos da Bacia do Paraná. O relevo regional é composto por platôs esculpido de maneira variada pela erosão diferencial e grandes blocos de falha, muitas vezes abrigando em calhas profundas a drenagem regional (COPEL, 2009). O Território possui relevos que acabaram condicionando a ocupação. Na parte onde predomina o relevo mais acidentado, a ocupação inicial por agricultores familiares cedeu lugar aos empreendimentos pecuários extensivos ou à silvicultura, em períodos mais recentes. Nas zonas onde o relevo facilitou a mecanização, mesmo que parcial, o processo de concentração das terras foi maior, gerando grandes empreendimentos agropecuários (CONDETEC, 2009). As altitudes no Território giram em torno de 400m, na parte oeste até zonas acima de 1.100m nos planaltos do município de Pinhão.

A natureza dos solos da região está condicionada à rocha de origem. Desta forma, sendo a região geologicamente constituída por rochas basálticas, observa-se a ocorrência de solos argilosos.

Na área em estudo de acordo com Levantamento de Reconhecimento de Solos do

Estado do Paraná (EMBRAPA, 1984) e atualizada de acordo com a nova classificação de solos da EMBRAPA (2009), evidencia-se o predomínio das classes dos Cambissolos e Latossolos, e com menor incidência de Neossolos e Nitossolos.

São identificadas na área em apreço, remanescentes florestais distribuídos irregularmente em toda a região, de forma esparsa. Estes remanescentes florestais são bastante reduzidos e sobre-explorados. Também são verificadas áreas utilizadas para pastagens e áreas de agriculturas, que apresentam sazonalidade temporal e espacial bastante significativa de ano para ano (LACTEC, 2009b).

Fitogeograficamente a área do Território caracteriza-se como um ecótono entre duas formações distintas, mesclando elementos da Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária) e da Floresta Estacional Semidecidual, segundo a classificação proposta por Veloso, Rangel-Filho e Lima (1991).

Entre duas regiões ecológicas ou tipos de vegetação existem comunidades indiferenciadas, ocorrendo interpenetração das floras, constituindo transições florísticas. Encontra-se em parte do Território representantes arbóreos de ocorrência comum na Floresta Ombrófila Mista, sendo permeados por indivíduos característicos da Floresta Estacional Semidecidual (COPEL, 2009).

A composição florística da Floresta Ombrófila Mista (FOM), segundo Veloso, Rangel-Filho e Lima (1991), é dominada por gêneros primitivos como *Drymis* e a *Araucaria* (australásios) e *Podocarpus* (afro-asiático), e sugere, em face da altitude e latitude do planalto meridional, uma ocupação recente a partir de refúgios alto-montanos.

Após as análises em campo realizadas por Copel (2009), foi concluído que as formações atuais da região encontram-se muito distantes de sua condição original. As áreas de preservação permanente encontram-se bastante modificadas, tendo em muitos pontos largura inferior ao determinado pela legislação ambiental vigente.

Nas áreas onde ocorreu intervenção humana por qualquer finalidade, fica evidenciada uma descaracterização da vegetação primária, consistindo as comunidades secundárias definidas pela literatura (VELOSO, RANGEL-FILHO e LIMA, 1991).

A cobertura vegetal do Território é caracterizada por um mosaico fitogeográfico de diversidade razoável, decorrente da atividade agropecuária e da exploração seletiva de diversas espécies florestais de valor econômico. Composto-se basicamente de pequenas e médias propriedades que exploram a agricultura e pecuária num maior nível e a silvicultura em segundo plano.

Uma característica marcante nos fragmentos florestais em grande parte da extensão do Território é a influência da atividade pastoril e agrícola no seu entorno, o que ocasiona redução da regeneração natural, compactação do solo, invasão de plantas exóticas e colonização das áreas por taquaras (denominação comum a várias espécies de Família Poacea nativas da região sul do Brasil, a maioria com caules ocos e segmentados em gomos, em cujas intersecções se prendem as folhas). Em muitos pontos da já degradada área de preservação permanente observa-se ausência quase que completa de regeneração natural, e indivíduos arbóreos de forma esparsa, com grande ocupação da área por taquaras. Como citado anteriormente, esta situação ocorre principalmente nas áreas junto às atividades pastoris, mas também ocorre nas outras partes onde existe agricultura no entorno, tamanha a degradação dos fragmentos (COPEL, 2009).

Nas áreas situadas próximas a atividade agrícola os remanescentes florestais encontram-se de sobremaneira alterados, com ocorrência pontual de *Araucaria angustifolia* (araucária ou pinheiro-do-Paraná) e grande presença de espécies pioneiras, além de taquaras. A regeneração natural nestas áreas também é bastante empobrecida (LACTEC, 2009a).

As culturas mais comuns na área são a do milho (*Zea mays*), da soja (*Glycine max*) e do feijão (*Phaseolus vulgaris*) (COPEL, 2009).

3.2 Propriedades Rurais e Fragmentos Florestais

Foram selecionadas quatro propriedades rurais de agricultura familiar no município de Laranjeiras do Sul, PR, para constituir o escopo das coletas dos indicadores bióticos e abióticos. Para escolha das propriedades tomou-se por base dois fragmentos florestais que estivessem em estágios próximos de sucessão, e apresentassem áreas com cultivo agrícola no entorno, sendo elencados da seguinte forma (Figura 01): fragmento 01 (F1) era circundado por propriedades em sistema de cultivo de grãos em plantio direto, sendo que em um dos lados do fragmento conduzido sob manejo orgânico (PDO – propriedade 01) e no outro lado sob manejo convencional (PDC – propriedade 02); para o fragmento 02 (F2) utilizou-se a mesma ideia de comparação para sistema orgânico e convencional, no entanto com cultivos hortícolas (HO – propriedade 03 e HC – propriedade 04).



Figura 01: Localização dos fragmentos florestais e das propriedades rurais avaliadas. F1: fragmento 1; F2: Fragmento 2; PDO: Grãos em Plantio Direto Orgânico (propriedade 01); PDC: Grãos em Plantio Direto Convencional (propriedade 02); HO: Horta Orgânica (propriedade 03); HC: Horta Convencional (propriedade 04). Laranjeiras do Sul, PR, 2013. Fonte: Google Earth Pro.

O fragmento 01 (F1) está localizado nas coordenadas 25°27'06.58" S 52°25'47.50" O, com área de aproximadamente 2,82ha e uma elevação média aproximada de 830m. O fragmento 02 (F2) têm as coordenadas 25°26'41.70" S 52°27'23.50" O, com área aproximada de 6,11ha e uma elevação média aproximada de 770m. Ambos os fragmentos apresentam solo do tipo Latossolo Vermelho-Escuro (solos minerais, não-hidromórficos, profundos (superior a 2m), baixo teor de sílica (SiO₂) e de bases trocáveis (especialmente Ca, Mg e K), altos teores de óxidos de ferro e de alumínio (EMBRAPA, 2009)). Os fragmentos distam entre si em aproximadamente 3km.

A descrição mais detalhada das propriedades rurais é realizada a seguir:

- Propriedade 01 (PDO): sistema de produção: grãos em plantio direto, sistema de manejo: orgânico – a área da propriedade que foi avaliada é de aproximadamente 1ha e está sob manejo orgânico por 9 anos, sendo que inicialmente se tratava de área de produção hortícola sendo posteriormente convertida a sistema de plantio direto há 4 anos. Para transição para o plantio direto houve apenas nivelamento do solo (gradagem). Não houve necessidade de correção do solo, pois havia sido realizada antes da conversão para sistema de cultivo orgânico. Após o início do manejo em plantio direto mantém-se produção de milho e soja alternadamente no verão e adubos verdes no inverno (principalmente consórcio de triticale com ervilhaca). O manejo consiste na substituição de insumos convencionais por orgânicos, com adubação em cobertura de cama de aviário (oriundo de aviários do entorno da propriedade) – em média $6t.ha^{-1}$ –, roçada no início da floração do adubo verde, um descanso de aproximadamente 20 a 30 dias e plantio da cultura de verão. Quando do cultivo da soja, dependendo das condições do solo (observadas através de análise de solo), não é realizada a adubação em cobertura da cultura de inverno. Para o manejo de plantas espontâneas, somente é realizada a roçada nas entrelinhas da cultura de verão, pontualmente nos locais de maior infestação, a maior dificuldade está no controle do capim papuã (*Brachiaria plantaginea*). Para o controle fitossanitário são utilizadas exclusivamente medidas preventivas, sendo a exclusão pontual de plantas doentes no início dos sintomas e cordão de isolamento/quebra vento de girassol e/ou sorgo. A mão de obra é de base familiar sendo composta pelo casal e dois filhos. A área está situada a nor-nordeste (NNE) do fragmento 01 e possui uma faixa de borda de 128m.
- Propriedade 02 (PDC): sistema de produção: grãos em plantio direto, sistema de manejo: convencional – a área da propriedade que foi avaliada é de aproximadamente 2,7ha e está sob manejo convencional a mais de 20 anos, desde a aquisição da propriedade pela família, sendo convertida a plantio direto há apenas 8 anos, Para conversão para o plantio direto houve correção do solo (calagem – $6t.ha^{-1}$), com posterior revolvimento do solo e nivelamento. As principais culturas de verão são milho, soja e feijão, sendo rotacionadas de acordo com o valor de mercado de cada cultura anualmente. No inverno são produzidos principalmente cereais (trigo, cevada e triticale) variando de acordo com a disponibilidade de sementes no mercado e o valor provável de cada cultura. O manejo consiste em adubação de base na linha de semeadura da cultura de inverno, manejo fitossanitário químico curativo. Após a colheita é realizada a dessecação química das plantas espontâneas. O plantio da cultura de verão é realizado com adubação de base na linha de cultivo e no caso do milho é realizada mais uma adubação em cobertura a lanço entre 30 e 45 dias após a emergência. Para o controle de plantas espontâneas é realizada a aplicação de herbicidas até o completo fechamento da cultura. A mão de obra é de base familiar sendo composta pelo casal e três filhos. A área está situada a sudoeste (SO) do fragmento 01 e possui uma faixa de borda de 134m.
- Propriedade 03 (HO): sistema de produção: hortaliças, sistema de manejo: orgânico – a área da propriedade que foi avaliada é de aproximadamente 0,62ha e está sob manejo orgânico há 6 anos; na qual para o preparo dos canteiros para o cultivo de hortaliças é realizada a revirada de canteiros em média duas vezes ao ano. Existe uma rotação dos canteiros que segue uma periodicidade média de quatro meses. Para a adubação orgânica, a base é de composto (esterco bovino e capim napier – *Pennisetum purpureum*) e pós de rocha, realiza-se a aplicação dos pós de rocha previamente a revirada dos canteiros, depois de estabelecidos os canteiros no ato do transplante das mudas é aplicado junto ao canteiro uma quantidade de composto para implantação das mudas, sendo realizada em alguns cultivos a aplicação em cobertura de mais uma adubação com composto, não é realizado com frequência

análise de fertilidade dos solos. O controle fitossanitário é baseado em caldas e extratos vegetais no sistema curativo, para prevenção são adotados cordões de isolamento entre a área orgânica e os vizinhos convencionais, segundo recomendações da certificadora (aproximadamente 5 metros); utilizam-se espécies florais (cravo de defunto – *Tagetes* spp. – e erva-doce – *Foeniculum vulgare*) para atração de inimigos naturais entre os canteiros. O controle de plantas espontâneas é realizado por capina. Dentre as principais culturas cultivadas estão a alface, a cenoura, a couve, o repolho e o pepino, destacando-se como cultura com maior rentabilidade e rotatividade a alface. A mão de obra é de base familiar, sendo constituída por um casal. A área está situada ao norte (N) do fragmento 02 e possui uma faixa de borda de 114m.

- Propriedade 04 (HC): sistema de produção: hortaliças, sistema de manejo: convencional – a área da propriedade que foi avaliada é de aproximadamente 2ha e está sob manejo convencional com cultivo de hortaliças há 6 anos, sendo anteriormente área de pastagem. Para conversão para área de hortaliças houve a dessecação química da pastagem, aplicação em superfície da correção do solo (calagem), aração e duas gradagens para o completo destorroamento do solo. Após esse processo houve o encanteiramento, o qual é feito periodicamente para manutenção. Os canteiros são alinhados paralelamente ao desnível. A adubação química é realizada na base no ato de manutenção dos canteiros e posterior nas entrelinhas caso a cultura demandar. Não há acompanhamento através de análise de solo. O controle fitossanitário é químico, realizado curativamente. O manejo de plantas espontâneas é realizado com aplicação de herbicidas. As principais culturais são alface, cenoura, beterraba, couve, cheiro verde, pepino e abóbora. A mão de obra é de base familiar, sendo constituída pelo casal e um filho. A área está situada ao sul (S) do fragmento 02 e possui uma faixa de borda de 378m.

3.3 Parâmetros e Indicadores Bióticos e Abióticos

De forma a estabelecer o grau de perturbação antrópica e de sucessão vegetacional dos fragmentos florestais foram avaliados os parâmetros de grau de interferência antrópica e a distribuição de espécies vegetais da família Myrtaceae sobre estes. Na sequência, para avaliar o efeito de borda, foram quantificados os indicadores biótico (insetos da subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae)) e abiótico (fertilidade dos solos), conforme metodologias que seguem.

3.3.1 Avaliação de interferência Antrópica nos Fragmentos Florestais

Foram considerados os seguintes indicadores da interferência antrópica sobre os fragmentos florestais: danos nas árvores, inscrições nas árvores, presença de lixo, entulho, indícios de manifestações religiosas, raízes expostas, indícios de fogo, sinais de coleta de plantas, árvores cortadas, pegadas humanas e de animais domésticos, presença de trilhas, presença de animais domésticos, ocorrência de clareiras abertas pelo homem, pisoteamento, bosqueamento (ausência de sub-bosque) e presença do homem, adaptando-se a metodologia utilizada por Blumenfeld (2008).

A partir da borda dos fragmentos foram traçados cinco transecções de cem metros de extensão cada no sentido borda do fragmento florestal-interior, distantes 25m entre si. Sobre estes, a cada 10m, foram coletados os dados referentes aos indicadores, atribuindo notas ao grau de interferência de baixo = 0 a 1, médio = 2 a 3 e alto = 4 a 5. Após a coleta dos dados foram calculadas as médias para cada indicador sobre cada distância avaliada e média geral

do indicador.

As coletas foram realizadas no período de 4 a 8 de fevereiro de 2013. Foram calculadas as médias dos indicadores para cada ambiente avaliado e, posteriormente, procedeu-se a ordenação dos indicadores através da análise de NMDS (Nonmetric Multidimensional Scaling = Escalonamento Multidimensional Não Métrico), no programa estatístico R[®].

3.3.2 Identificação de Árvores da Família Myrtaceae

Foram determinados os seguintes parâmetros fitossociológicos: densidade (absoluta e relativa), dominância (absoluta e relativa), frequência (absoluta e relativa) das árvores da família Myrtaceae que apresentaram uma circunferência à altura do peito (CAP) maior ou igual a 10cm; índice de valor de importância; e índice de valor de cobertura nas unidades amostrais (parcela) dentro dos fragmentos florestais.

A escolha do CAP mínimo levou em conta o que foi preconizado por Martins (1991), no qual o limite inferior de diâmetro deve ser escolhido com base no estrato arbóreo mais baixo que se deseja incluir na amostragem, considerando-se árvore a planta que apresentar forma dendroide, caule com estrutura secundária e um fuste de pelo menos até a altura do peito. Assim, após uma análise visual da vegetação, considerou-se como satisfatório o CAP mínimo de 10cm, já que incluía a grande maioria dos indivíduos do estrato das arvoretas e, não contemplava nem o estrato arbustivo, nem o banco de mudas.

A densidade absoluta (fórmula 1) refere-se ao número de indivíduos de dada espécie em uma formação vegetal em relação a uma área, hectare por exemplo. A densidade relativa (fórmula 2) é expressa em porcentagem e trata da participação da espécie em relação ao número total de indivíduos.

$$DA=n/ha \text{ (1)}$$

$$DR=(n/ha)/(N/ha)*100 \text{ (2)}$$

Onde n/ha representa o número de indivíduos de cada espécie por hectare e N/ha representa o número total de indivíduos por hectare.

A dominância absoluta (fórmula 3) usa-se da correlação existente entre a projeção da copa e a área basal do fuste, para usar-se da segunda e estimar a projeção da copa por unidade de área. A dominância relativa (fórmula 4), expressa em porcentagem, trata da participação de cada espécie numa relação com à área basal total (COPEL, 2009).

$$DOA=g/ha \text{ (3)}$$

$$DOR=(g/ha)/(G/ha)*100 \text{ (4)}$$

Onde g/ha representa a área transversal de cada espécie por hectare (m²/ha) e G/ha representa a área basal total por hectare (m²/ha).

A frequência refere-se à uniformidade de distribuição, levando em conta a ocorrência das espécies nas parcelas do levantamento. A frequência absoluta (5) de determinada espécie é expressa em função da porcentagem de parcelas em que a espécie ocorre. A frequência relativa (6) baseia-se na soma total das frequências absolutas para cada espécie (COPEL, 2009).

$$FA=\text{porcentagem de parcelas em que ocorre determinada espécie (5)}$$

$$FR=FA/FA*100 (6)$$

O índice de valor de cobertura (IVC) (fórmula 7) é a soma dos valores de densidade relativa e dominância relativa. Expressa a participação de cada espécie na cobertura vegetal do ambiente.

$$IVC=DR+DOR (7)$$

O índice de valor de importância (IVI) (fórmula 8) usa-se dos dados estruturais (densidade, dominância e frequência) do estrato vegetacional analisado. Expressa a relevância das espécies dentro da comunidade em determinado ambiente (HACK et al., 2005).

$$IVI=DR+DOR+FR (8)$$

Os dados da comunidade de mirtáceas nos fragmentos florestais foram obtidos por amostragem, utilizando-se o método de área fixa, o processo de amostragem estratificada, e distribuição sistemática das unidades amostrais (PÉLLICO NETO e BRENA, 1997).

As unidades amostrais (parcelas) tinham forma retangular com 10m de largura por 20m de comprimento, totalizando 200m² de superfície. Cada fragmento continha quatro parcelas, totalizando 800m² de área amostrada. Para alocação das parcelas dentro dos fragmentos, utilizou-se uma trena de 20m, que foi esticada no centro de cada parcela seguindo orientação de bússola. De cada lado da trena central, a uma distância de cinco metros medidos com uma segunda trena, delimitava-se o limite da parcela.

A primeira parcela de cada fragmento foi plotada aleatoriamente sobre um transecto virtual na região mais central possível do fragmento e as demais sistematicamente a partir desta, com intervalos de 30m entre uma parcela e outra, paralelamente aos sistemas de cultivo.

A identificação das espécies da família Myrtaceae mais comuns foi feita *in loco*. Quando havia dúvidas, procedia-se a coleta de material botânico para posterior identificação no Herbário da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), em Laranjeiras do Sul, PR, e incorporação ao acervo. As coletas foram realizadas no período de 4 a 8 de fevereiro de 2013.

3.3.3 Besouros da Subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae)

Foram coletados adultos de besouros escarabeíneos para avaliar a presença do efeito de borda em fragmentos florestais usando armadilhas de queda, tipo *pitfall* (19cm de diâmetro e 11cm de profundidade), iscadas com 20g de fezes humanas contidas em recipiente plástico (7cm diâmetro e 6cm de profundidade) e enterradas ao nível do solo, adaptando-se metodologia usada por Schiffler (2003). Dentro de cada armadilha foram adicionados 250mL de solução de detergente líquido neutro diluído a 1,5%, para evitar a fuga dos insetos capturados.

As armadilhas foram distribuídas a cada 20m em transectos com 120m de extensão sentido fragmento florestal-cultivo, iniciando a 60m dentro do fragmento estendendo-se até 60m dentro da área de cultivo. Foram alocadas armadilhas em cinco transectos distanciados entre si em 25m (Figura 02), sendo que cada armadilha constituiu em um ponto amostral, totalizando 140 armadilhas (7 armadilhas/transecto x 5 transectos x 4 áreas fragmento/cultivo) por época de coleta.

As armadilhas ficaram instaladas por um período de 24 horas, em seguida foram

retiradas, vedadas, identificadas com os dados de procedência e levadas ao laboratório de microscopia da UFFS, Laranjeiras do Sul, PR. No laboratório, os besouros coletados em cada armadilha foram triados, identificados e sexados, através de chave taxonômica (SILVA, VAZ-DE-MELLO e DI MARE, 2011; VAZ-DE-MELLO e EDMONDS, 2006), e posteriormente incorporados a coleção entomológica da universidade.

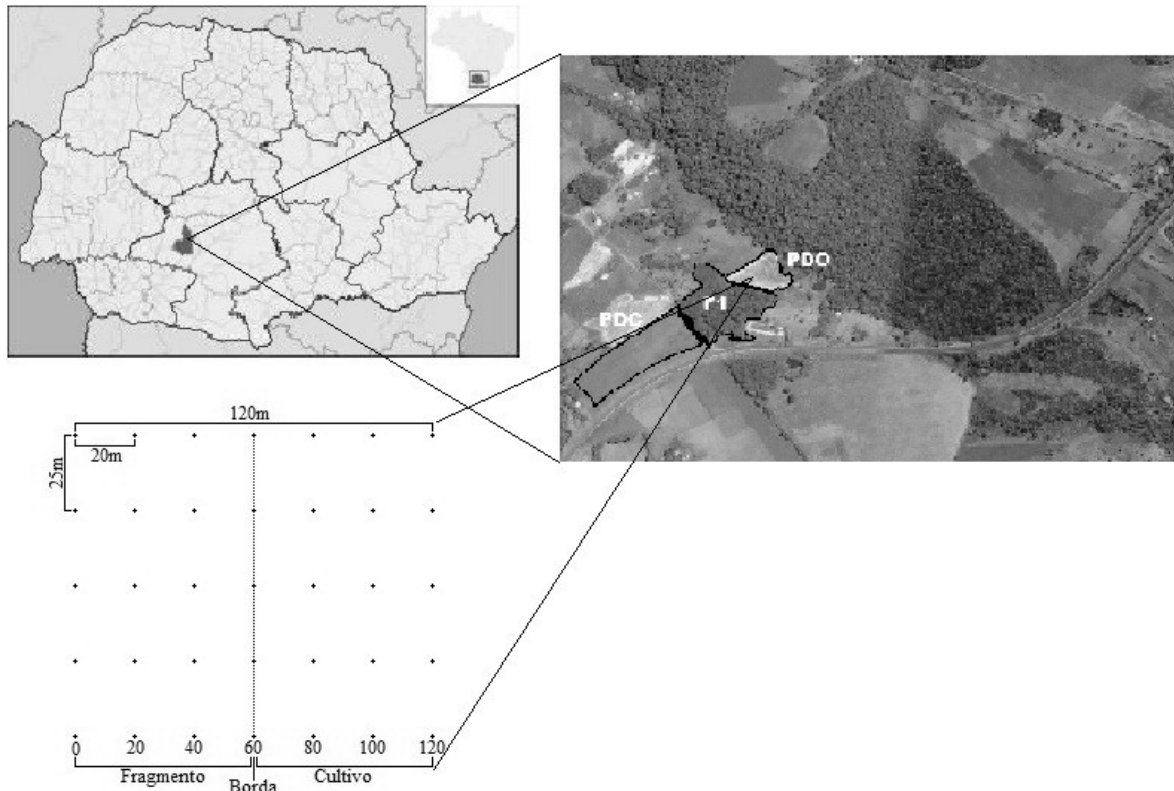


Figura 02: Croqui amostral para os pontos de coletas de escarabeíneos e fertilidade dos solos.

As coletas foram realizadas semanalmente no período de 24 de janeiro a 15 de fevereiro de 2013, totalizando quatro períodos de coletas, de maneira que o esforço amostral consistiu na avaliação de 560 armadilhas (140 armadilhas/período x 4 períodos de coleta).

Após a identificação dos escarabeíneos foram levantados dados sobre os hábitos de alimentação e nidificação. Determinou-se a abundância e riqueza das espécies, as quais, posteriormente, foram agrupadas em um dendrograma com distância euclidiana. Procedeu-se a ordenação das espécies sexadas através da análise de NMDS, no programa estatístico R[®].

3.3.4 Fertilidade dos solos

As amostragens de solo foram realizadas no período de 4 a 22 de fevereiro de 2013. Foram coletadas amostras de solo nos cinco transectos, conforme Figura 02. O solo foi coletado nas profundidades de 0-5cm e 5-20cm a cada 20m em transectos com 120m de extensão sentido fragmento florestal-cultivo, iniciando a 60m dentro do fragmento estendendo-se até 60m dentro do cultivo. Silveira e Cunha (2002) indicaram que devido a uma maior variabilidade nos teores de matéria orgânica e nutrientes no perfil do solo em sistemas de plantio direto uma amostragem mais detalhada do solo deve ser observada e, por isso, adotou-se as profundidades de 0-5cm e 5-20cm.

Em cada ponto de amostragem foram coletadas três amostras, para formar uma

amostra composta. A distância entre cada uma das três amostras foi de aproximadamente 10m, adaptando-se metodologia usada por Cunha, Rodrigues & Yabe (2003).

As amostras de solo foram enviadas ao laboratório, onde foram secas à temperatura de 65°C, em estufa de circulação de ar forçado, em seguida destorroadas e peneiradas a 2mm, para serem submetidas a análise química. Foram analisados os dados de fertilidade para carbono (C), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), pH, cobre (Cu), ferro (Fe), zinco (Zn) e manganês (Mn).

Os dados de fertilidade das amostras de solo foram comparados pelo teste de Kruskal-Wallis, por não satisfazerem as condições requeridas para uma ANOVA paramétrica, sendo aceita a hipótese alternativa, indicando que pelo menos um par de grupos amostrais tem medianas diferentes. Assim, para comparação entre os grupos utilizou-se o teste de Bonferroni com 95% de probabilidade para especificar em quais pares dentre eles se encontram as diferentes distribuições amostrais. Posteriormente os dados de fertilidade para as duas profundidades foram agrupados pelo método de Jackknife, no programa estatístico R®.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Interferência Antrópica sobre os Fragmentos Florestais

Dos indicadores avaliados, presença de entulhos e indícios de manifestações religiosas foram omitidos dos gráficos por não terem sido encontrados em nenhum dos fragmentos avaliados. A presença de construções antigas, os indícios de fogo e a presença de animais domésticos foram retirados também pela baixíssima representação dos valores, facilitando a visualização dos resultados, conforme Figura 03.

Para todos os indicadores de interferência antrópica nos dois fragmentos avaliados os valores médios foram baixos, indicando que há interferência, porém em baixo grau de intensidade sobre os fragmentos. Apesar de baixo grau de interferência, os maiores valores médios foram encontrados no fragmento 2, fronteiro aos sistemas de cultivo com hortas orgânica e convencional.

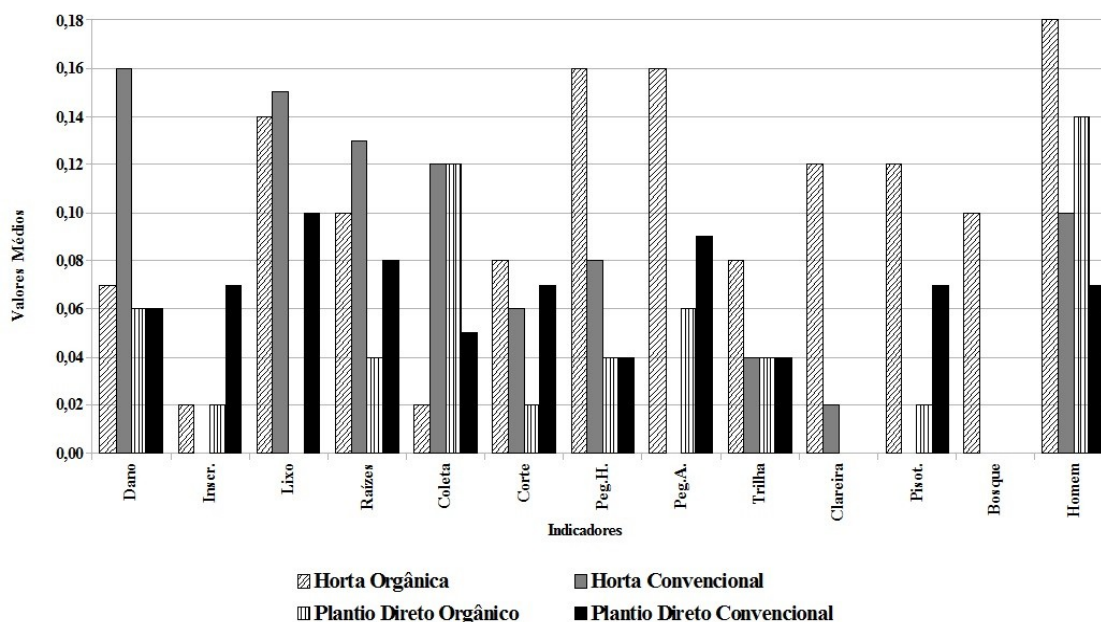


Figura 03: Valores médios de indicadores de interferência antrópica coletados nos dois fragmentos florestais avaliados fronteiros a dois diferentes sistemas de cultivo. Laranjeiras do Sul, PR, fevereiro, 2013. *Dano*: danos nas árvores; *Inscr.*: inscrições nas árvores; *Lixo*: presença de lixo; *Raízes*: raízes expostas; *Coleta*: sinais de coleta de plantas; *Corte*: árvores cortadas; *Peg.H.*: pegadas humanas; *Peg.A.*: pegadas de animais domésticos; *Trilha*: presença de trilhas; *Clareira*: ocorrência de clareiras abertas pelo homem; *Pisot.*: pisoteamento; *Bosque*: bosqueamento; *Homem*: presença do homem.

Para o fragmento 2 fronteiro a horta orgânica foram encontrados os maiores valores médios dos indicadores e maior presença de indicadores, sendo pegadas humanas e de animais domésticos, presença de lixo e presença do homem. Para horta convencional os maiores valores médios foram encontrados para danos nas árvores e presença de lixo. Para o plantio direto orgânico foi a presença do homem. Os sistemas de cultivo de horta apresentaram maiores valores se comparados aos sistemas de plantio direto. Tal fato está relacionado à demanda de mão de obra mais intensiva em sistemas hortícolas se comparados a plantio direto. Com maior presença e por mais tempo do homem nas bordas do fragmento

houve maior acesso ao interior, acarretando em maior grau de interferência antrópica, conforme pode ser observado pela Figura 03.

Pelo diagrama de agrupamento (Figura 04), pode-se perceber uma tendência a concentração de uma série de indicadores na região mais central avaliada dos dois fragmentos (HC60, HO60, PDC60 e PDO60). Dentre os indicadores observados estão a presença do homem, pegadas de animais domésticos e de homem, pisoteamento, danos e inscrições nas árvores e presença de lixo. Para presença de trilhas há um agrupamento em torno da borda do fragmento 1 (PDC e PDO). Os demais indicadores e distâncias apresentam-se dispersos indicando baixa relação entre os mesmos.

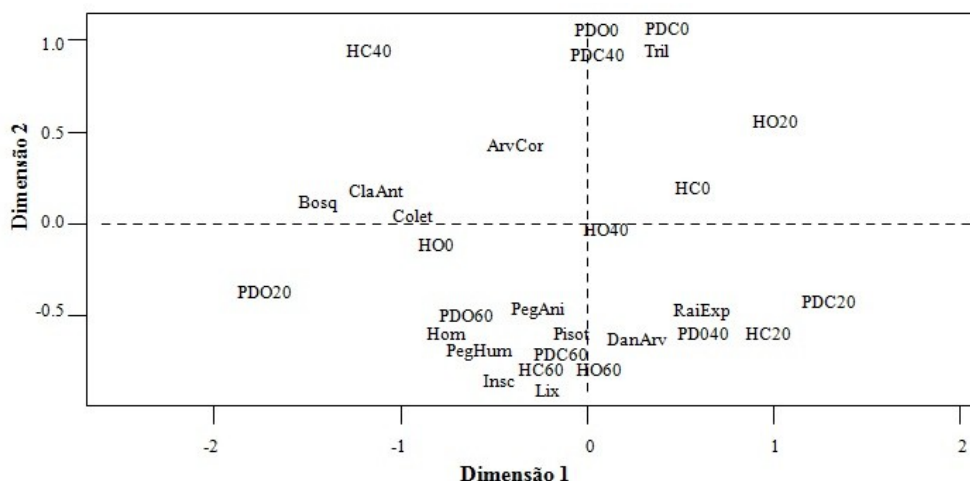


Figura 04: Diagrama de dispersão de NMDS dos indicadores de interferência antrópica sobre quatro propriedades rurais (PDO, PDC, HO e HC) e dois fragmentos (F1 e F2). Laranjeiras do Sul, PR, fevereiro, 2013. *DanArv*: danos nas árvores; *Insc*: inscrições nas árvores; *Lix*: presença de lixo; *RaiExp*: raízes expostas; *Colet*: sinais de coleta de plantas; *ArvCor*: árvores cortadas; *PegHum*: pegadas humanas; *PegAni*: pegadas de animais domésticos; *Tril*: presença de trilhas; *ClaAnt*: ocorrência de clareiras abertas pelo homem; *Pisot*: pisoteamento; *Bosq*: bosqueamento; *Hom*: presença do homem. PDO: cultivo de grãos em plantio direto sob manejo orgânico; PDC: cultivo de grãos em plantio direto sob manejo convencional; HO: cultivo de hortaliças sob manejo orgânico; HC: cultivo de hortaliças sob manejo convencional; 0, 20, 40 e 60: distâncias de coleta no transecto fragmento- cultivo.

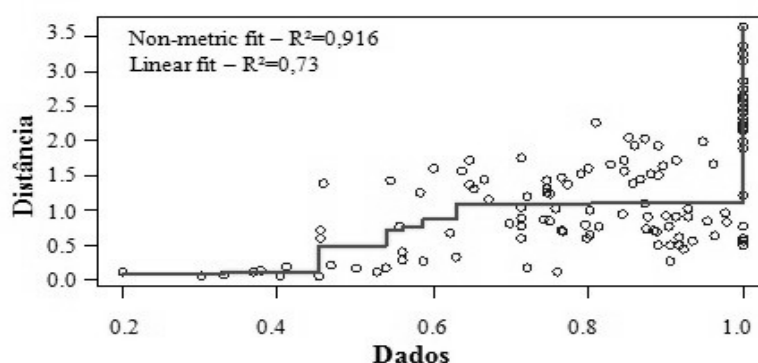


Figura 05: Diagrama de Shepard para a dispersão dos indicadores de interferência antrópica sobre os dois fragmentos em Laranjeiras do Sul, PR, fevereiro, 2013.

Blumenfeld (2008) relata que apesar de encontrar os indicadores de interferência antrópica nas áreas de estudo estes não caracterizaram o efeito de borda em nenhuma das fronteiras analisadas (urbana, agrícola e florestada), caracterizando-os como parâmetros de alta inconstância e variabilidade nos transectos, não apresentando resultados satisfatórios para

este tipo de análise, corroborando os resultados observados no presente trabalho, conforme Figuras 03 e 04.

Quanto ao agrupamento dos indicadores de interferência antrópica em NMDS apresentado na Figura 04, a avaliação obteve um valor de *stress* de 0,11, indicando uma razoável ordenação dos dados, mantendo regular similaridade com a original. Pelo diagrama de Shepard representado na Figura 05 pode-se verificar a adequação do modelo pelo alto valor encontrado para R² (MELO e HEPP, 2008).

4.2 Levantamento de Mirtáceas nos Fragmentos

Foi identificado um total de 10 espécies de árvores da família Myrtaceae considerando os dois fragmentos florestais avaliados (Tabela 01).

Tabela 01: Espécies de árvores da família Myrtaceae, identificadas nos dois fragmentos florestais avaliados e a descrição dos estágios de sucessão em Laranjeiras do Sul, PR, fevereiro 2013.

Espécies	Fragmento 1 (Plantio Direto)	Fragmento 2 (Horta)	Estágio sucessional
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) D. Legrand	X	X	Pioneira ^{1 4}
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	X	X	Secundária inicial ¹
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.		X	Pioneira ¹
<i>Eugenia uniflora</i> L.	X		Pioneira ^{1 3}
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	X		Secundária inicial ³
<i>Myrcia obtecta</i> O. Berg		X	Secundária tardia ⁴
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	X	X	Pioneira ¹
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.		X	Secundária inicial ¹
<i>Psidium guajava</i> L.		X	Pioneira ¹
<i>Psidium longipetiolatum</i> D. Legrand	X		Secundária tardia ²

¹Oliveira Filho e Scolforo, 2008; ²Vale, 2008; ³Saraiva, 2011; ⁴Kataoka-Silva, 2006.

Os resultados demonstram a exclusiva presença de espécies de estágios iniciais (pioneiras) e intermediárias (secundárias iniciais e tardias) de sucessão, corroborando os dados de Saraiva (2011), que afirmou ser provável que grupos sucessionais iniciais sejam favorecidos em matas sujeitas a fatores perturbadores e repetitivos, como ocorre em fragmentos imersos em uma matriz agrícola. Desta maneira, as espécies de grupos iniciais de sucessão são favorecidas pelo estabelecimento mais rápido no sistema.

Quanto ao estágio sucessional, 50% das espécies pertencem à classe sucessional pioneira, 30% a classe sucessional secundária inicial e 20% a classe sucessional secundária tardia. Nascimento & Laurence (2006) relataram que em fragmentos até 10ha há maior densidade de espécies pioneiras com DAP reduzido, concordando os resultados obtidos. No entanto, existem divergências entre as classificações dos autores quanto ao estágio sucessional das espécies, então se buscou relacioná-lo com o tipo vegetacional em que as espécies foram coletadas, ou seja, Floresta Ombrófila Mista, tentando expressar o que estas espécies representam neste ambiente.

Pelos dados é possível inferir que os fragmentos não se tratam de áreas de vegetação original, concordando com dados levantados por COPEL (2009), LACTEC (2009a; 2009b) para a região. De acordo com a COPEL (2009), o elevado percentual de espécies de estágios iniciais de sucessão está correlacionado com a fragmentação da área, a intensa ocupação agrícola da região e o corte seletivo de espécies de interesse econômico.

Considerando os dois fragmentos, foi encontrada uma abundância total de 31

indivíduos de Myrtaceae, sendo 12 e 19 indivíduos para os fragmentos 1 e 2, respectivamente (Tabela 02).

A densidade absoluta de mirtáceas no fragmento 2 foi aproximadamente 1,58 vezes maior do que no fragmento 1 (Tabela 02). Esses valores encontram-se próximos aos encontrados por levantamento realizado por COPEL (2009) na região. A variação encontrada entre os valores de densidade absoluta podem estar relacionada à diferença de tamanho entre os fragmentos, pois o fragmento 2 é 116,5% maior em área que o fragmento 1. Tal condição propicia uma menor perturbação no interior de um fragmento, levando a manutenção de melhores condições para o desenvolvimento da vegetação, conforme relatam Kataoka-Silva (2006) e Tabanez et al. (1997). Assim como relatam alguns autores, dependendo do aspecto e tipo da borda, as plantas lenhosas e herbáceas da comunidade florestal sofrem alterações tanto quantitativa quanto qualitativa, principalmente nos metros iniciais (HONNAY et al., 2002; KATAOKA-SILVA, 2006; MARCHAND e HOULE, 2005;), podendo atingir até centenas metros no interior do fragmento (LE MOS, 2008).

Tabela 02: Parâmetros fitossociológicos das espécies de Myrtaceae identificadas nos dois fragmentos florestais avaliados. Laranjeiras do Sul, PR, fevereiro, 2013.

Espécies	AB	DA N/ha	DR (%)	DOA G/ha	DOR (%)	FA	FR (%)	IVC	IVI
Fragmento 1 (Plantio Direto)									
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	3	37,5	25,0	0,000015	19,12	75,0	30,0	44,12	74,12
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	5	62,5	41,7	0,000023	28,61	75,0	30,0	70,28	100,28
<i>Eugenia uniflora</i>	1	12,5	8,3	0,000004	4,49	25,0	10,0	12,82	22,82
<i>Eugenia uruguayensis</i>	1	12,5	8,3	0,000013	16,12	25,0	10,0	24,45	34,45
<i>Myrcia guianensis</i>	1	12,5	8,3	0,000010	12,73	25,0	10,0	21,07	31,07
<i>Psidium longipetiolatum</i>	1	12,5	8,3	0,000015	18,93	25,0	10,0	27,26	37,26
	12	150,0	100,0	0,000080	100,00	250,0	100,0	200,0	300,0
Fragmento 2 (Horta)									
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	4	50,0	21,1	0,000019	14,47	75,0	21,4	35,52	56,95
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	8	100,0	42,1	0,000067	50,69	100,0	28,6	92,80	121,37
<i>Eugenia pyriformis</i>	2	25,0	10,5	0,000009	7,25	50,0	14,3	17,78	32,06
<i>Myrcia guianensis</i>	1	25,0	10,5	0,000011	8,27	50,0	14,3	18,80	33,08
<i>Myrcia multiflora</i>	2	12,5	5,3	0,000005	3,99	25,0	7,1	9,25	16,39
<i>Myrcia obtecta</i>	1	12,5	5,3	0,000007	5,51	25,0	7,1	10,77	17,92
<i>Psidium guajava</i>	1	12,5	5,3	0,000013	9,82	25,0	7,1	15,08	22,23
	19	237,5	100,0	0,000132	100,00	350,0	100,0	200,0	300,0

AB: abundância; DA N/ha: densidade absoluta; DR (%): densidade relativa; DOA m²/ha: dominância absoluta; DOR (%): dominância relativa; FA: frequência absoluta; FR (%): frequência relativa; IVC: índice de valor de cobertura; IVI: índice de valor de importância.

Apesar de apresentarem uma considerável diferença em relação à densidade absoluta (fragmento 2 é aproximadamente 58% mais denso em espécies de mirtáceas que o fragmento 1), quando comparadas às densidades relativas, percebe-se que se destacam a guabiroba, *Campomanesia xanthocarpa* (com mais de 40% nos dois fragmentos), e a sete-capotes, *Campomanesia guazumifolia* (com mais de 20%) (Tabela 02). As duas espécies juntas fazem com que o gênero *Campomanesia* apresente a maior densidade nos fragmentos, representando mais de 60% das espécies do total de indivíduos amostrados. As demais espécies de mirtáceas encontram-se igualmente dispersas dentro do total de indivíduos amostrados.

C. xanthocarpa também se destaca com a maior dominância relativa (28,61% e 50,69% nos fragmentos 1 e 2, respectivamente) (Tabela 02). No fragmento 1 as demais

espécies apresentam uma dominância próxima entre si, com exceção de *Eugenia uniflora* (pitanga), com a menor dominância (4,49%). Entretanto, no fragmento 2 há uma diferença marcante entre as espécies, *C. xanthocarpa* responde sozinha a metade da participação (50,69%) das espécies de mirtáceas em relação à área basal total. Considerando os dados obtidos por Cordeiro e Rodrigues (2007) na região de Guarapuava, PR, *C. xanthocarpa* destacou-se como uma das cinco espécies mais importantes na estrutura do fragmento estudado, sendo a única da família Myrtaceae. Os autores usando a fisionomia da vegetação e a ocorrência de espécies denominaram o fragmento estudado como uma associação de Floresta Ombrófila Mista, de araucária (*A. angustifolia*) com guabiroba (*C. xanthocarpa*), destacando assim a importância da espécie nas formações florestais regionais, assim como demonstram os dados obtidos no presente estudo.

A dominância observada para *C. xanthocarpa* pode estar relacionada a ampla gama de dispersores observados para espécie (Tabela 03). Outro fator considerado por Alves et al. (2013) trata do amplo consumo dos frutos por comunidades locais, tanto para a alimentação humana quanto animal, por exemplo para suinocultura extensiva, além do uso na medicina popular de folhas e frutos, o que pode levar a um corte seletivo das espécies do fragmento, levando intencionalmente a manutenção de tal espécie.

Tabela 03: Síndrome de dispersão e organismos dispersores das espécies da família Myrtaceae identificadas nos dois fragmentos florestais avaliados. Laranjeiras do Sul, PR, fevereiro, 2013.

Espécies	Síndrome de dispersão	Dispersores
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	Zoocórica	aves; macacos
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	Zoocórica	aves; mamíferos carnívoros; macacos; ungulados (antas e veados)
<i>Eugenia pyriformis</i>	Zoocórica	macacos
<i>Eugenia uniflora</i>	Zoocórica	aves; mamíferos carnívoros; lagartos; macacos
<i>Eugenia uruguayensis</i>	Zoocórica	aves
<i>Myrcia obtecta</i>	Zoocórica	aves
<i>Myrcia guianensis</i>	Zoocórica	aves
<i>Myrcia multiflora</i>	Zoocórica	aves
<i>Psidium guajava</i>	Zoocórica	aves; mamíferos carnívoros; morcegos; lagartos; macacos; marsupiais; ungulados
<i>Psidium longipetiolatum</i>	Zoocórica	macacos

Fonte: Gressler, et al. (2006) e Vale (2008).

A maior frequência observada refere-se ao gênero *Campomanesia* (Tabela 02), demonstrando a uniformidade de distribuição pelas parcelas amostradas dos fragmentos. No fragmento 1 *C. guazumifolia* e *C. xanthocarpa* apresenta frequência relativa igual e 3 vezes superior às demais mirtáceas; enquanto que no fragmento 2 os valores são de 21,4% e 28,6%, respectivamente. Esses resultados corroboram os obtidos por COPEL (2009) e Cordeiro e Rodrigues (2007) e para Floresta Ombrófila Mista na região.

O gênero *Campomanesia* destacou-se também para os índices de valor de importância e valor de cobertura (Tabela 02), principalmente *C. xanthocarpa*, reafirmando a importância e destaque de tal espécie para os fragmentos analisados.

Como relatam Gressler, Pizo e Morellato (2006) e Landrum e Kawasaki (1997), todas as mirtáceas brasileiras estão incluídas na subfamília Myrtoideae, as quais apresentam frutos carnosos, o que leva a dispersão das sementes ser realizada prioritariamente por vertebrados frugívoros, como pode ser observado pela síndrome de dispersão das espécies de Myrtaceae encontradas nos dois fragmentos avaliadas, onde todas foram classificadas como zoocóricas, ou seja, a dispersão de suas sementes é feita por animais (Tabela 03).

Pizo (2002) relatou grande diversidade de animais associados à dispersão de frutos e sementes em mirtáceas, como observado pelos dispersores associados às espécies identificadas no presente estudo, isso devido à grande variação nas características dos frutos das espécies, tanto no tamanho, na cor e no número e tamanho de sementes.

Andresen (2003) citou que ao redor de 90% das sementes excretadas que ficam sobre a superfície do solo podem ser comidas por predadores de sementes, especialmente roedores e formigas. Segundo Baldissera e Ganade (2005), a predação de sementes em Floresta Ombrófila Mista pode limitar o estabelecimento de espécies lenhosas. Assim, os autores definem como benéfica a dispersão secundária de sementes, a exemplo da realizada por insetos da subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae), ou coloquialmente chamados de escarabeíneos, os quais evitam a predação das sementes pelo enterramento das mesmas, além de prover um moderado e menos variável microclima para a germinação de sementes no solo.

Fato este que pode indicar uma relação de troca de serviços, pois se acredita que como há abundância de frutos carnosos oferecidos pelas mirtáceas, a fauna local deva ser diversificada, fornecendo um amplo espectro de dejetos animais que seriam usados pelos escarabeíneos coprófagos como fonte de alimentação e nidificação, pois Bogoni (2014) encontrou correlação significativa entre a riqueza de mamíferos e a comunidade de escarabeíneos. Baldissera & Ganade (2005) descreveram como de menor intensidade a predação de sementes na borda de fragmentos florestais de Floresta Ombrófila Mista, zona em que foi encontrada uma das maiores abundâncias de escarabeíneos no presente estudo. Os autores inferem sobre a mudança da comunidade da borda florestal, o que poderia explicar as menores taxas de predação e dispersão secundária.

4.3 Indicador Biótico de Efeito de Borda: Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae)

Foram coletados 637 espécimes de besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae), distribuídos em 5 tribos, 10 gêneros e 18 espécies (Tabela 04).

Das espécies coletadas 89% delas têm hábito de alocação de alimentos do tipo paracoprídeo (escavador) – constroem galerias subterrâneas diretamente sob o recurso ou aos lados – e representam 98,59% dos espécimes coletados; 11% têm hábito de alocação de alimento do tipo telecoprídeo (rolador) – rodam pequenas esferas do recurso por diferentes distâncias para posteriormente enterrá-las no solo – e representam 1,41% dos espécimes coletados; não foram coletadas espécies com hábito do tipo endocoprídeo (residente), concordando com os dados observados por Silva, Vaz-de-Mello e Di Mare (2013). De acordo com os autores, o grande número de escavadores é uma característica comum as áreas de fragmentos florestais, estando relacionada com a diversidade de tribos de áreas Neotropicais e com o tipo de armadilha usada no experimento.

Filgueiras (2009) trabalhando com 19 fragmentos de Floresta Atlântica, no estado do Alagoas encontrou um predomínio de besouros paracoprídeos acreditando que a fragmentação está promovendo uma convergência para este grupo funcional. Como se tratam de fragmentos com alta incidência de árvores pioneiras, que demandam alta incidência luminosa, o autor cita que esta característica pode estar ressecando as larvas e os recursos alimentares usados pelos besouros. Outro fato está relacionado às árvores que não oferecerem recursos suficientes para as populações de grandes vertebrados, levando a uma menor oferta de recursos para os escarabeíneos. O autor encontrou uma correlação positiva entre a diversidade vegetal dos fragmentos e a riqueza de espécies de escarabeíneos.

Como relatam Nichols et al. (2008) estes insetos desempenham um papel primordial

no funcionamento dos ecossistemas terrestres, estando envolvidos em processos ecológicos vitais, como a decomposição da matéria orgânica, a ciclagem de nutrientes, a dispersão secundária de sementes, a hidratação e aeração edáfica e a regulação de populações de plantas e animais. Destacam-se os insetos com hábito paracoprídeo, pois estes mantêm a incorporação de matéria orgânica no próprio sítio de coleta, representando especial benefício aos sistemas agrícolas com o incremento da fertilidade e a melhoria de atributos físicos dos solos, principalmente aeração.

Tabela 04: Tribos e espécies da subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) coletados em quatro propriedades rurais e dois fragmentos florestais e seus hábitos de alocação de alimento. Laranjeiras do Sul, PR, janeiro e fevereiro, 2013.

Tribo	Espécie	Descritor	Alocação
Dichotomiini	<i>Ateuchus robustus</i>	Harold, 1868	Paracoprídeo
Dichotomiini	<i>Canthidium kelleri</i>	Martínez, Halffter & Pereira, 1964	Paracoprídeo
Dichotomiini	<i>Canthidium megatophoides</i>	Boucomont, 1928	Paracoprídeo
Dichotomiini	<i>Canthidium nobile</i>	Harold, 1867	Paracoprídeo
Canthonini	<i>Canthon lividus</i>	Blanchard, 1845	Telecoprídeo
Dichotomiini	<i>Dichotomius bos</i>	Blanchard, 1846	Paracoprídeo
Dichotomiini	<i>Dichotomius bucki</i>	Pereira, 1953	Paracoprídeo
Dichotomiini	<i>Dichotomius carbonarius</i>	Mannerheim, 1829	Paracoprídeo
Dichotomiini	<i>Dichotomius fimbriatus</i>	Harold, 1869	Paracoprídeo
Dichotomiini	<i>Dichotomius nisus</i>	Olivier, 1789	Paracoprídeo
Eurystemini	<i>Eurystemus deplanatus</i>	Germar, 1824	Telecoprídeo
Phanaeini	<i>Gromphas lacordairei</i>	Brullé, 1834	Paracoprídeo
Dichotomiini	<i>Ontherus appendiculatus</i>	Mannerheim, 1829	Paracoprídeo
Dichotomiini	<i>Ontherus erosioides</i>	Luederwaldt, 1930	Paracoprídeo
Dichotomiini	<i>Ontherus sulcator</i>	Fabricius, 1775	Paracoprídeo
Onthophagini	<i>Onthophagus hircullus</i>	Mannerheim, 1829	Paracoprídeo
Dichotomiini	<i>Trichillum externepunctatum</i>	Preudhomme de Borre, 1886	Paracoprídeo
Dichotomiini	<i>Uroxys dilaticollis</i>	Blanchard, 1843	Paracoprídeo

Fonte: Scholtz, Davis e Kryger, 2009.

Para o sistema de plantio direto, no qual não é realizado o revolvimento do solo, isto representa consideráveis ganhos, que aliados a outras medidas conservativas do solo, como o cultivo de adubos verdes com sistemas radiculares agressivos, resultam em manutenção e, até mesmo, incremento das qualidades do solo. Dificuldades advindas do enterramento de sementes de plantas espontâneas podem ocorrer em sistemas de cultivo orgânico de hortaliças, pois quando da revirada do terreno para o preparo dos canteiros, as sementes podem ser trazidas à tona e germinarem. Braga et al. (2013) observaram que os valores de revolvimento de solo e dispersão secundária de sementes em sistemas de agricultura são similares aqueles encontrados em florestas secundárias, sendo, porém, reduzidos em sistemas de pastagem.

Os três gêneros mais abundantes também foram os mais frequentes: *Canthidium* (3 espécies e 87 espécimes), *Dichotomius* (5 espécies e 158 espécimes) e *Ontherus* (3 espécies e 173 espécimes), como pode ser observado pela Tabela 05. Encontrou-se maior abundância de insetos nos sistemas de plantio direto orgânico e convencional, com igual número espécimes em cada (representando 21,1% do total de escarabeíneos coletados), sendo seguidos pelos sistemas em horta orgânica e horta convencional (com 18,9% e 15,4% do total de indivíduos coletados, respectivamente). Nos fragmentos observou-se a menor abundância de insetos, correspondendo a 11,5% e 11,8% do total de escarabeíneos coletados nos fragmentos 1 e 2,

respectivamente.

Tabela 05: Espécies e número de indivíduos por espécie da subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) coletados em quatro propriedades rurais (PDO, PDC, HO e HC) e dois fragmentos florestais (F1 e F2) em Laranjeiras do Sul, PR, janeiro e fevereiro, 2013.

Espécies	F1	PDO	PDC	F2	HO	HC	Total
<i>Ateuchus robustus</i>	2	16	24	1	11	9	63
<i>Canthidium kelleri</i>	0	0	0	0	2	0	2
<i>Canthidium megatophoides</i>	8	5	4	5	7	5	34
<i>Canthidium nobile</i>	1	15	12	1	13	9	51
<i>Canthon lividus</i>	5	0	0	1	0	0	6
<i>Dichotomius bos</i>	1	34	37	2	24	21	119
<i>Dichotomius bucki</i>	8	0	0	0	0	0	8
<i>Dichotomius carbonarius</i>	0	3	3	0	0	0	6
<i>Dichotomius fimbriatus</i>	0	1	3	0	1	0	5
<i>Dichotomius nisus</i>	3	5	2	6	3	1	20
<i>Eurystemus deplanatus</i>	0	0	0	3	0	0	3
<i>Gromphas lacordairei</i>	3	21	17	3	9	13	66
<i>Ontherus appendiculatus</i>	11	4	9	12	11	8	55
<i>Ontherus erosoides</i>	4	0	0	10	0	0	14
<i>Ontherus sulcator</i>	14	15	6	21	31	17	104
<i>Onthophagus hircullus</i>	0	0	0	0	1	0	1
<i>Trichillum externepunctatum</i>	8	4	3	5	3	6	29
<i>Uroxys dilaticollis</i>	5	12	15	5	5	9	51
Total	73	135	135	75	121	98	637

PDO: sistema de cultivo de grãos em plantio direto sob manejo orgânico; PDC: sistema de cultivo de grãos em plantio direto sob manejo convencional; HO: sistema de cultivo de hortaliças sob manejo orgânico; HC: sistema de cultivo de hortaliças sob manejo convencional; F1 = fragmento 1; e F2: fragmento 2.

Para a riqueza temos que a horta convencional apresentou os menores valores com 10 espécies, em plantio direto orgânico e convencional ocorreram 12 espécies, e para horta orgânica e os fragmentos ocorreram 13 espécies (Tabela 05), demonstrando que mesmo que o ambiente de horta diminua a abundância, o manejo orgânico possibilitou uma manutenção da diversidade de espécies.

Tal fato indica que mais do que o sistema de manejo (orgânico ou convencional) o sistema de produção (hortaliças ou grãos em plantio direto) tem afetado a abundância desses insetos, assim como indicam vários estudos em que maiores alterações estruturais dos sistemas influenciam diretamente no tamanho da comunidade de escarabeíneos (BRAGA et al., 2012; BRAGA et al., 2013; NEITA e ESCOBAR, 2012; SHAHABUDDIN et al., 2010).

Para as distâncias avaliadas nos transectos, Figura 06, nota-se que as maiores abundâncias foram encontradas em dois picos, um primeiro próximo à área de borda e nos 20 metros iniciais dentro do fragmento e um segundo, porém menor, nas distâncias de 40 e 60 metros dentro dos cultivos. A tendência foi semelhante nos quatro tratamentos. Tais dados reafirmam os dados encontrados por Braga (2009). Para o autor uma maior abundância de insetos em alguns sistemas ocorre devido a uma maior adaptabilidade de algumas espécies a ambientes alterados, como observado na região próxima a borda.

Quando confrontados os dados de abundância com a riqueza de espécies (Figura 04), nota-se que a maior riqueza encontra-se na região mais central do fragmento, desta maneira a abundância está relacionada a pequena quantidade de espécies que encontraram na região de

borda um ambiente propício ao seu desenvolvimento e uma menor competição por recursos. Para os cultivos não se repete o mesmo padrão sendo encontrados os maiores valores de abundância e riqueza.

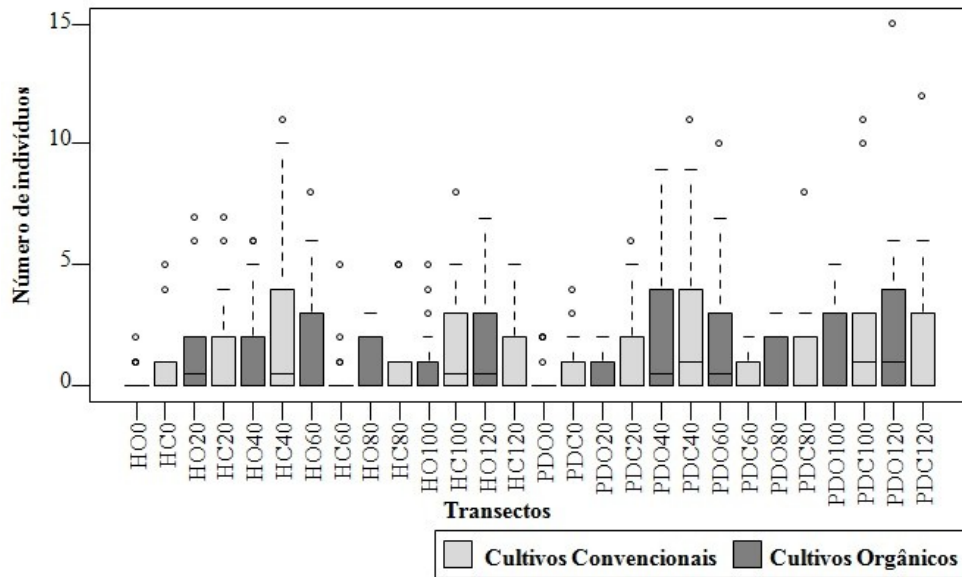


Figura 06: Número e desvio padrão de indivíduos de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) coletados em quatro tipos de sistema de cultivo e manejo (PDO: cultivo de grãos em plantio direto sob manejo orgânico; PDC: cultivo de grãos em plantio direto sob manejo convencional; HO: cultivo de hortaliças sob manejo orgânico; e HC: cultivo de hortaliças sob manejo convencional), em diferentes distâncias no transecto fragmento florestal-cultivo (0, 20, 40, 60, 80, 100 e 120m). Laranjeiras do Sul, PR, janeiro e fevereiro, 2013.

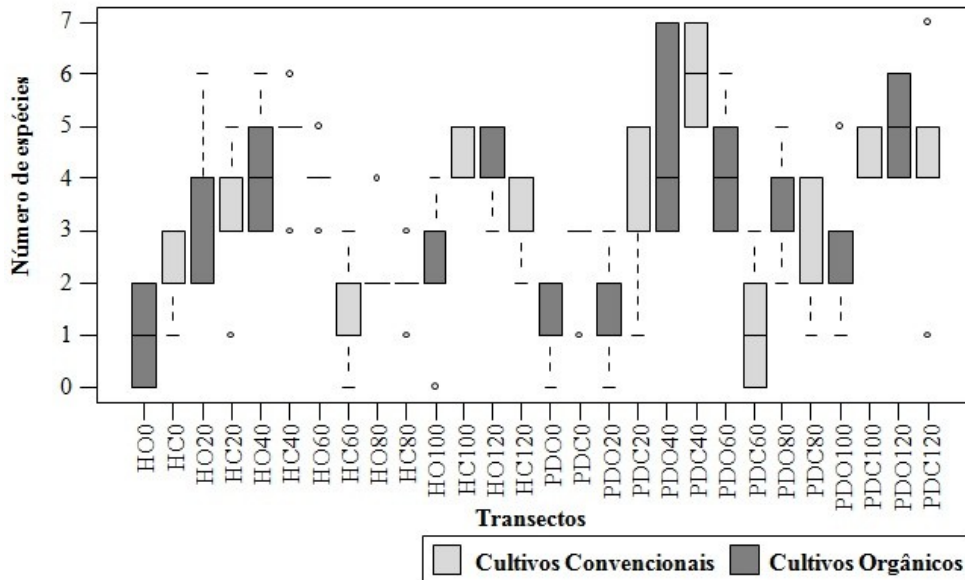


Figura 07: Riqueza e desvio padrão de espécies de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) coletadas em quatro tipos de sistema de cultivo e manejo (PDO: cultivo de grãos em plantio direto sob manejo orgânico; PDC: cultivo de grãos em plantio direto sob manejo convencional; HO: cultivo de hortaliças sob manejo orgânico; e HC: cultivo de hortaliças sob manejo convencional), em diferentes distâncias no transecto fragmento florestal-cultivo (0, 20, 40, 60, 80, 100 e 120m). Laranjeiras do Sul, PR, janeiro e fevereiro, 2013.

Apesar da maior abundância na região de borda, merece destaque o fato de que nos cultivos convencionais (grãos em plantio direto e horta) esses valores caem, podendo indicar

um impacto do sistema de manejo dos cultivos sobre a comunidade de escarabeíneos.

Conforme a Figura 07 verifica-se que ocorre uma maior riqueza de espécies nas distâncias de 40 e 60 metros no interior dos dois fragmentos e também na região de 40 e 60 metros dentro dos cultivos, levando a crer na existência da predileção das espécies por um desses dois ambientes.

Os resultados obtidos corroboram os encontrados por Braga et al. (2013) na comparação entre sistemas de produção e florestas na Amazônia, no qual sistemas mais agressivos de cultivo (pastagem) obtiveram os menores valores para riqueza de espécies de escarabeíneos. Para floresta secundária e sistema de agricultura não houve diferença de valores. Entretanto, apesar de manter uma riqueza similar, os autores observaram uma redução significativa das funções ecológicas exercidas pela comunidade de escarabeíneos se comparadas à floresta primária.

Braga et al. (2012) e Braga (2009) observaram que a abundância e a riqueza de escarabeíneos é influenciada pela intensificação do uso do terreno. Porém, floresta secundária, agrofloresta e agricultura não diferiram em relação à abundância de insetos, assim como encontrado no presente estudo. Os autores encontraram, entretanto, que apesar dos mesmos valores de abundância, a floresta secundária apresenta maiores valores de biomassa de escarabeíneos, o que acarreta em maior revolvimento do solo, pois insetos maiores têm maior capacidade de escavação de túneis.

Shahabuddin et al. (2010) documentaram que mesmos em sistemas alterados os que mantiveram uma estrutura mais complexa apresentaram maior diversidade de escarabeíneos quando comparados a sistemas simplificados. Pode-se inferir que no presente estudo, tais dados são observados pela variação na riqueza de espécies desses besouros observada entre os sistemas, sendo em sistema de horta convencional, no qual ocorrem as maiores alterações estruturais, principalmente o revolvimento intensivo do solo, obteve-se o menor valor de riqueza, e em sistemas de plantio de direto, nos quais há o menor revolvimento de solo e alteração estrutural, tiveram-se os maiores valores, concordando com Medri e Lopes (2001). Quando confrontado com os valores de abundância, entre os sistemas de cultivo, horta convencional também apresentou o menor valor.

Isto pode ser explicado pelo fato de áreas marginais, as áreas agrícolas e também aos fragmentos atuarem como fontes colonizadoras, assim os sistemas mais simplificados seriam colonizados por escarabeíneos das comunidades marginais, pois normalmente, as áreas agrícolas seguem as mesmas regras básicas que governam as comunidades de fragmentos de vegetação nativa (BRAGA, 2009).

Nota-se que há preferência de ambientes para algumas espécies de escarabeíneos coletadas (Tabela 06). Para os fragmentos, quatro espécies foram exclusivas desse ambiente, sendo que *Dichotomius bucki*, com 8 espécimes, foi apenas coletada no fragmento 1, e *Eurysternus deplanatus*, com 3 espécimes, ocorreu apenas no fragmento 2. Enquanto que *Canthon lividus*, 6 espécimes, e *Ontherus erosioides*, 14 espécimes, foram coletadas em ambos os fragmentos.

Apesar de *C. lividus* e *O. erosioides* terem sido coletadas em ambos os fragmentos (Tabela 05 e 06), é possível observar existir uma maior relação dessas espécies com o fragmento 2, como mostrado nos gráficos de dispersão de fêmeas e machos (Figuras 08 e 09, respectivamente).

Como observado na Figura 08, quatro espécies de escarabeíneos (*Canthon lividus*, *Dichotomius bucki*, *Eurysternus deplanatus* e *Ontherus erosioides*) encontram-se a direita do gráfico, indicando uma possível correlação entre as fêmeas e a predileção por ambientes menos alterados, provavelmente pela oferta de melhores alimentos e condições mais

adequadas de nidificação.

Tabela 06: Presença de espécies de besouros da subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) coletados em quatro propriedades (PDO, PDC, HO e HC) e dois fragmentos (F1 e F2) em Laranjeiras do Sul, PR, janeiro e fevereiro, 2013.

Espécies	F1	PDO	PDC	F2	HO	HC	Ambiente
<i>Ateuchus robustus</i>	x	x	x	x	x	x	Generalista
<i>Canthidium megatophoides</i>	x	x	x	x	x	x	Generalista
<i>Canthidium nobile</i>	x	x	x	x	x	x	Generalista
<i>Dichotomius boss</i>	x	x	x	x	x	x	Generalista
<i>Dichotomius nisus</i>	x	x	x	x	x	x	Generalista
<i>Gromphas lacordairei</i>	x	x	x	x	x	x	Generalista
<i>Ontherus appendiculatus</i>	x	x	x	x	x	x	Generalista
<i>Ontherus sulcator</i>	x	x	x	x	x	x	Generalista
<i>Trichillum externepunctatum</i>	x	x	x	x	x	x	Generalista
<i>Uroxys dilaticollis</i>	x	x	x	x	x	x	Generalista
<i>Canthidium kelleri</i>					x		Alterado
<i>Onthophagus hirculus</i>					x		Alterado
<i>Dichotomius fimbriatus</i>		x	x		x		Alterado
<i>Dichotomius carbonarius</i>		x	x				Alterado
<i>Canthon lividus</i>	x			x			Conservado
<i>Dichotomius bucki</i>	x						Conservado
<i>Eurystemus deplanatus</i>				x			Conservado
<i>Ontherus erosioides</i>	x			x			Conservado
Total de espécies	13	12	12	13	13	10	

PDO: sistema de cultivo de grãos em plantio direto sob manejo orgânico; PDC: sistema de cultivo de grãos em plantio direto sob manejo convencional; HO: sistema de cultivo de hortaliças sob manejo orgânico; HC: sistema de cultivo de hortaliças sob manejo convencional; F1 = fragmento 1; e F2: fragmento 2.

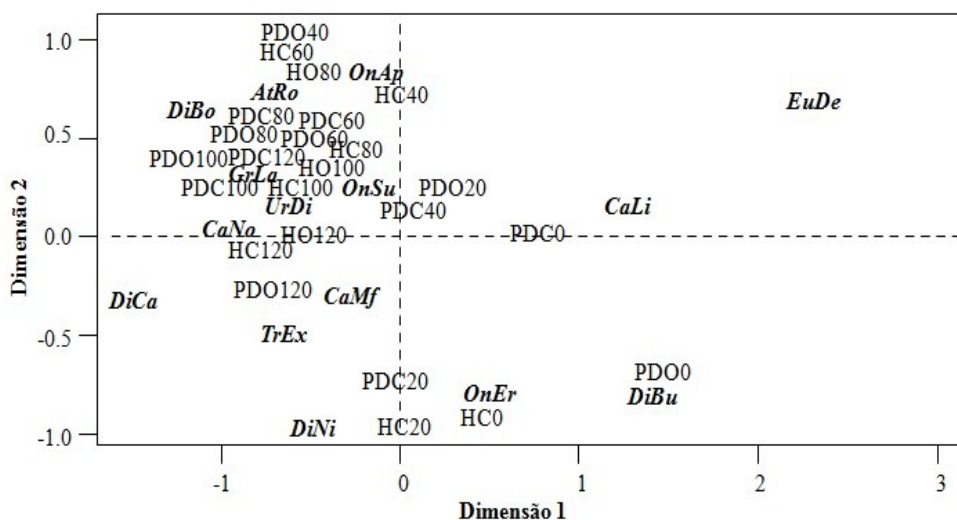


Figura 08: Diagrama de dispersão de NMDS das fêmeas de escarabeíneos coletadas em quatro propriedades rurais (PDO, PDC, HO e HC) e dois fragmentos (F1 e F2). Laranjeiras do Sul, PR, janeiro e fevereiro, 2013. PDO: cultivo de grãos em plantio direto sob manejo orgânico; PDC: cultivo de grãos em plantio direto sob manejo convencional; HO: cultivo de hortaliças sob manejo orgânico; HC: cultivo de hortaliças sob manejo convencional; 0, 20, 40, 60, 80, 100 e 120: distâncias em metros no transecto fragmental-cultivo. *AtRo*: *Ateuchus robustus*; *CaMf*: *Canthidium megatophoides*; *CaNo*: *Canthidium nobile*; *CaLi*: *Canthon lividus*; *DiBo*: *Dichotomius boss*; *DiBu*: *Dichotomius bucki*; *DiCa*: *Dichotomius carbonarius*; *DiNi*: *Dichotomius nisus*; *EuDe*: *Eurystemus deplanatus*; *GrLa*: *Gromphas lacordairei*; *OnAp*: *Ontherus appendiculatus*; *OnEr*: *Ontherus erosioides*; *OnSu*: *Ontherus sulcator*; *TrEx*: *Trichillum externepunctatum*; *UrDi*: *Uroxys dilaticollis*.

Outro aspecto é que somente fêmeas de *C. lividus* e *D. bucki* foram coletadas (Figura 08), podendo indicar uma predileção pelos fragmentos para nidificação do que por sistemas mais alterados, porém não para o acasalamento.

Silva (2011) trabalhando com fragmentos florestais em Santa Maria, RS, classificou *C. lividus* como uma espécie constante em fragmentos, defendendo que haja preferência desta espécie por ambientes florestais, corroborando com os dados obtidos para o presente estudo. Porém Silva, Garcia e Vidal (2009) em Campos Sulinos de Bagé, RS, encontraram a espécie como uma das mais abundantes no ambiente, diferindo das informações supracitadas, o que pode indicar que ao contrário da preferência por ambientes florestais ou de campos, esta espécie tenha menor tolerância a ambientes alterados, ficando restrita a espaços com condições melhores de conservação e poucas alterações estruturais.

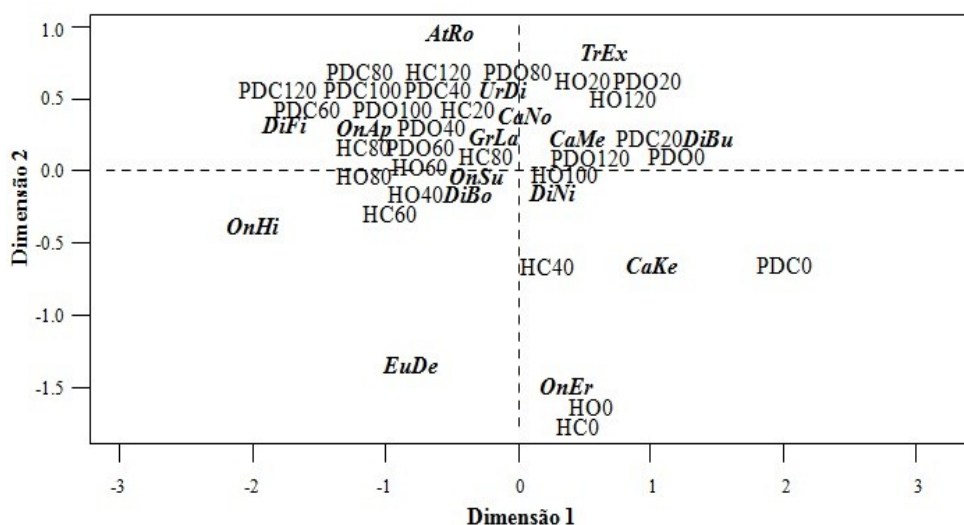


Figura 09: Diagrama de dispersão de NMDS dos machos de escarabeíneos coletados em quatro propriedades rurais (PDO, PDC, HO e HC) e dois fragmentos (F1 e F2). Laranjeiras do Sul, PR, janeiro e fevereiro, 2013. PDO: cultivo de grãos em plantio direto sob manejo orgânico; PDC: cultivo de grãos em plantio direto sob manejo convencional; HO: cultivo de hortaliças sob manejo orgânico; HC: cultivo de hortaliças sob manejo convencional; 0, 20, 40, 60, 80, 100 e 120: distâncias em metros no transecto fragmento florestal-cultivo. *AtRo*: *Ateuchus robustus*; *CaKe*: *Canthidium kelleri*; *CaMe*: *Canthidium megatophoides*; *CaNo*: *Canthidium nobile*; *DiBo*: *Dichotomius boss*; *DiBu*: *Dichotomius bucki*; *DiFi*: *Dichotomius fimbriatus*; *DiNi*: *Dichotomius nisus*; *EuDe*: *Eurysternus deplanatus*; *GrLa*: *Gromphas lacordairei*; *OnAp*: *Ontherus appendiculatus*; *OnEr*: *Ontherus erosoides*; *OnSu*: *Ontherus sulcator*; *OnHi*: *Onthophagus hirculus*; *TrEx*: *Trichillum externepunctatum*; *UrDi*: *Uroxys dilaticollis*.

Almeida e Louzada (2009) encontraram preferência de *E. deplanatus* para florestas na região de Cerrado em detrimento de regiões de campo, condizendo assim com as observações do presente estudo.

Para *Dichotomius carbonarius*, a preferência foi direcionada para o sistema de cultivo de grãos em plantio direto, sob manejo convencional e orgânico, ambos com 3 espécimes. Costa (2012) encontrou preferência da espécie para ambientes com café em Minas Gerais, citando a espécie como indicadora de ambiente antropizado por ser encontrada somente em áreas abertas. Entretanto, para Medri e Lopes (2001), Schiffler (2003) e Almeida e Louzada (2009) a espécie parece ter exclusividade por ambientes de mata em diferentes regiões avaliadas, como pode ser observado no gráfico de dispersão de fêmeas (Figura 08).

No caso da horta orgânica foram encontradas duas espécies exclusivas desse ambiente, sendo *Canthidium kelleri*, *doubleton* (com dois indivíduos), e *Onthophagus hircullus*, *singleton* (com um indivíduo) (Tabela 05). Para *Dichotomius fimbriatus*, houve coleta

somente em ambientes abertos: grãos em plantio direto e horta orgânica, totalizando cinco espécimes. Contudo o gráfico de dispersão de machos (Figura 09) parece indicar uma tendência a maior proximidade com os sistemas em plantio direto.

Louzada e Carvalho e Silva (2008) trabalhando com diversidade de escarabeíneos em diferentes pastagens encontraram *D. fimbriatus* como uma das espécies mais abundantes em algumas espécies de forragens, colaborando os resultados obtidos, sobre a preferência desta espécie por ambientes abertos.

Costa (2012) trabalhando com café em Minas Gerais encontrou doubleton de *O. hircullus* e Silva e Di Mare (2012) encontraram singleton em Mata Atlântica do Rio Grande do Sul, assim como observado no presente estudo. Entretanto, Almeida e Louzada (2009) trabalhando com fitofisionomias do Cerrado encontraram a espécie como uma das mais abundantes (25,9%), indicando tratar de espécie típica de fisionomias de Cerrado, com preferência para ambientes de campo, sendo uma espécie rara em outras formações vegetais; todavia os autores não indicaram preferência de ambiente para a espécie. Silva, Garcia e Vidal (2009) encontraram *O. hircullus* como uma das espécies mais abundantes em Campos Sulinos em Bagé, RS, confirmando a preferência de tal espécie por ambientes de campo.

Assim, embora a intensificação da agricultura afete negativamente a comunidade de escarabeíneos (NICHOLS et al., 2007), algumas espécies podem obter vantagens em colonizar estas áreas abertas, decorrentes da redução do tamanho dos fragmentos e a expansão das áreas agricultáveis, inclusive superando as comunidades naturais (KORASAKI et al., 2013; SILVA, 2011; SILVA, VAZ-DE-MELLO e DI MARE, 2013). Contudo, a simplificação do ambiente, que acarretará na alteração da comunidade de escarabeíneos, irá culminar em uma redução dos serviços ecológicos prestados por esta comunidade (BRAGA, 2009).

As demais espécies foram coletadas em todos os ambientes avaliados. Foram 10 espécies, que somam 592 espécimes e representam 93% dos indivíduos e 55,6% das espécies coletadas, sendo as espécies mais abundantes nas coletas.

Para *Gromphas lacordairei*, Silva, Garcia e Vidal (2009) coletaram *singleton* da espécie em Campos Sulinos, entretanto Flechtmann, Rodrigues e Seno (1995) consideraram a espécie como muito importante na incorporação de fezes bovinas em estudo realizado em Selvíria, MS, devido sua abundância, e Flechtmann e Rodrigues (1995) em Jaraguá do Sul, SC, obtiveram resultados semelhantes quanto à importância da espécie, destacando-se também, *O. Sulcator. Ateuchus robustus* foi uma das espécies mais abundantes no presente trabalho, diferindo dos dados encontrados por Silva, Garcia e Vidal (2009) para Campos Sulinos, onde foram coletados apenas 3 espécimes.

Quanto ao agrupamento de espécies em NMDS (escalonamento multidimensional não métrico) de fêmeas e machos apresentados nas Figuras 08 e 09, respectivamente, a avaliação representa a relação com a similaridade original, usando para isso o valor de *stress*. Para a avaliação de agrupamento das fêmeas obteve-se o valor de *stress* de 0,073 e para machos de 0,100 indicando uma boa ordenação dos dados, mantendo boa relação com a similaridade original. Pelos diagramas de Shepard representados na Figura 10 pode-se verificar a adequação do modelo pelos altos valores encontrados para R^2 (MELO e HEPP, 2008).

Quanto à permeabilidade dos sistemas avaliados não se pôde evidenciar diferenças, visto que, das 13 espécies encontradas no fragmento 1, dez delas estavam presentes no plantio direto orgânico e as mesmas dez espécies estavam presentes no plantio direto convencional. Para o fragmento 2 também foram coletadas 13 espécies, das quais 10 estavam presentes tanto na horta orgânica quanto na horta convencional. Outro fato que merece destaque, é que as dez espécies são as mesmas para os quatro sistemas de cultivo avaliados, concordando com vários autores que algumas espécies obtêm vantagens no processo de colonização de áreas abertas e

antropizadas (COSTA, 2012; KORASAKI et al., 2013; NICHOLS et al., 2007; SHAHABUDDIN et al., 2010; SILVA, 2011; SILVA, VAZ-DE-MELLO e DI MARE, 2013).

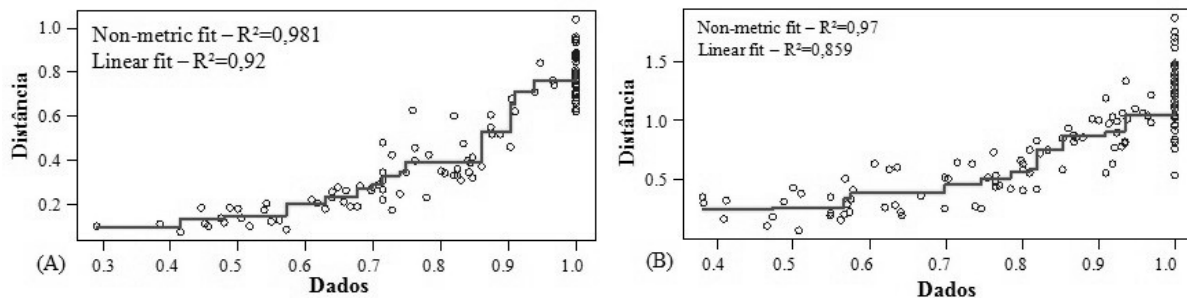


Figura 10: Diagramas de Shepard para as dispersões de fêmeas (A) e machos (B) de escarabeíneos coletados em Laranjeiras do Sul, PR, janeiro e fevereiro, 2013.

Para os dados de agrupamento obteve-se um coeficiente de correlação cofenética de 0,86, indicando uma boa adequação do modelo ao agrupamento. Utilizou-se como altura de corte o peso 10, do qual gerou quatro grupos distintos (Figura 11). Dentre os grupos, observou-se um grupo que incluiu as distâncias centrais do fragmento (PDO40; HO0; PDO0; PDC0; HC0; HC20; PDC20; HO20 e PDO20), agrupando os pontos de coletas dos dois fragmentos em um mesmo grupo, compreendendo a região que vai de 60 a 40m dentro do fragmento, incluindo os pontos a 20m dentro do fragmento 1 na região fronteira ao plantio direto orgânico, corroborando os resultados apresentados no gráfico de riqueza para distâncias avaliadas (Figura 07) com uma baixa abundância, porém significativa riqueza de espécies.

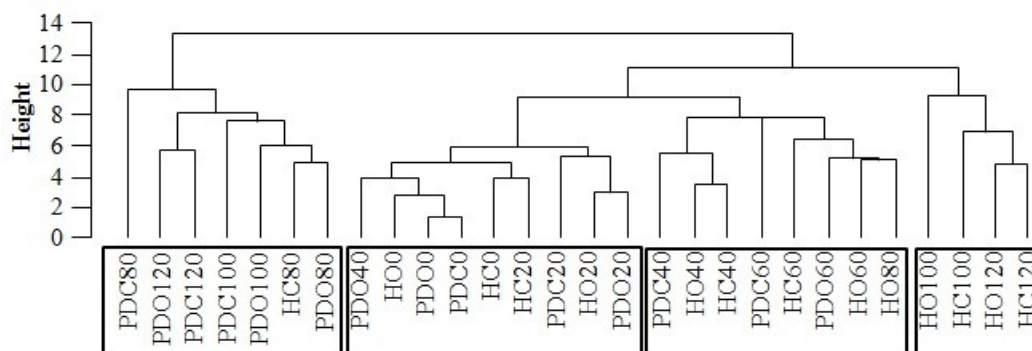


Figura 11: Dendrograma de agrupamento de espécies de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) (Distância Euclidiana). Laranjeiras do Sul, PR, janeiro e fevereiro, 2013. PDO: cultivo de grãos em plantio direto sob manejo orgânico; PDC: cultivo de grãos em plantio direto sob manejo convencional; HO: cultivo de hortaliças sob manejo orgânico; HC: cultivo de hortaliças sob manejo convencional; 0, 20, 40, 60, 80, 100 e 120: distâncias em metros no transecto fragmento florestal-cultivo.

Pode-se inferir que esta região mais central dos fragmentos apresenta uma menor influência do efeito de borda dos sistemas de cultivo, sejam convencionais ou orgânicos, concordando com vários autores que observaram variações do ponto de vista estrutural da vegetação em distâncias próximas a essa (HONNAY et al., 2002; KATAOKA-SILVA, 2006; LEMOS, 2008; MARCHAND e HOULE, 2005).

O segundo grupo incluiu a região de transição do fragmento para os sistemas de cultivo (PDC40; HO40; HC40; PDC60; HC60; PDO60; HO60 e HO 80), que engloba distâncias de 20m dentro do fragmento até a região de borda do fragmento, e no caso da horta orgânica 20m dentro do cultivo, como apresentado nas Figuras 06 e 07, com uma maior abundância de poucas espécies adaptadas a este ambiente mais alterado.

O terceiro grupo representou a área de cultivo nos sistemas de plantio direto (PDC80;

PDO120; PDC120; PDC100; PDO100; HC80 e PDO80), agrupando inteiramente toda a área dentro dos cultivos em plantio direto e os pontos a 20m do fragmento na horta convencional. E o quarto grupo englobou os pontos dentro das hortas, orgânica e convencional, que estão a mais de 40m de distância dos fragmentos (HO100; HC100; HO120 e HC120).

Com a divisão de tais grupos pôde-se evidenciar que a alteração estrutural provocada pelo manejo da horticultura tem afetado a distribuição de espécimes de escarabeíneos, independentemente do método de cultivo adotado, orgânico ou convencional, corroborando os resultados obtidos por Hernández e Vaz-de-Mello (2009), Shahabuddin et al. (2010), Braga et al. (2012), Neita e Escobar (2012) e Braga et al. (2013).

4.4 Indicador Abiótico de Efeito de Borda: Fertilidade dos solos

4.4.1 Carbono

Para os dados relativos ao teor de carbono (C) no solo na profundidade de 0-5cm (Tabela 07), houve diferença significativa para os tratamentos no ponto 120, ou seja, 60 metros dentro do cultivo, ponto mais central avaliado dentro da área de cultivo. Observou-se diferença entre os tratamentos referentes a horta convencional e orgânica, que apresentaram os menores valores ($13,44\text{g/dm}^3$ e $14,18\text{g/dm}^3$, respectivamente) e os tratamentos de plantio direto convencional e orgânico ($33,25\text{g/dm}^3$ e $33,83\text{g/dm}^3$, respectivamente) com os maiores valores.

Na profundidade de 5-20cm (Tabela 08) a tendência de comportamento do C foi semelhante, havendo diferença a 40 e 60 metros dentro do cultivo. Nesta profundidade os sistemas de plantio direto também apresentaram os maiores valores para o teor de carbono nas duas distâncias. Entretanto aos 40 metros dentro do cultivo a horta convencional ($14,86\text{g/dm}^3$) não diferiu dos sistemas de plantio direto orgânico ($29,40\text{g/dm}^3$) e convencional ($29,31\text{g/dm}^3$), porém diferiram da horta orgânica ($14,30\text{g/dm}^3$). Aos 60 metros dentro do cultivo os sistemas de plantio direto orgânico ($30,17\text{g/dm}^3$) e convencional ($30,69\text{g/dm}^3$) diferiram em relação aos sistemas com horta orgânica ($9,65\text{g/dm}^3$) e convencional ($14,87\text{g/dm}^3$).

Cunha, Rodrigues e Yabe (2003) relatam que os solos de florestas tendem a ter maiores teores de matéria orgânica, e que avaliando fragmentos na região norte do Paraná encontraram maiores teores de matéria orgânica na borda dos fragmentos que dentro dos cultivos, diferindo dos resultados encontrados. Tal fato pode estar relacionado as maiores temperaturas na região norte do estado que levariam a uma rápida decomposição da matéria orgânica dos cultivos, quando não há limitação de umidade no solo, diferindo da região sudoeste do estado, onde os dados foram coletados, em que menores temperaturas médias são encontradas ao longo do ano e uma menor taxa de decomposição é verificada, explicando porque as distâncias na apresentaram diferenças significativas.

Bayer, Mielniczuk e Martin-Neto (2000) avaliando diferentes sistemas de manejo para cultivo de milho em relação aos teores de C no solo, observaram um redução de 46% de perdas de carbono para sistemas em plantio direto comparados a sistema com revolvimento do solo. Segundo os autores fatores como a diminuição do fracionamento e incorporação dos resíduos vegetais, uma menor disponibilidade de oxigênio acompanhada de menores temperaturas no solo contribuem para uma menor taxa de decomposição da matéria orgânica no solo, e conseqüente manutenção dos teores de C no solo, todavia a decomposição é condicionada pela mineralogia e textura dos solos.

O comportamento apresentado pelos teores de C no solo evidenciou que o sistema de cultivo (horta ou grãos em plantio direto) afetou diretamente o teor do elemento no solo,

como pode ser observado pelos gráficos de agrupamento (Figuras 12 e 13). Para plantio direto convencional a 0-5cm houve um agrupamento das três distâncias avaliadas para o cultivo e para horta convencional nas duas distâncias mais centrais do cultivo.

Tabela 07: Médias de fertilidade do solo no transecto fragmento florestal-cultivo para coletas na profundidade de 0-5cm, comparadas pelo teste de Kruskal-Wallis com correção do teste de Bonferroni a 95%. Laranjeiras do Sul, PR, fevereiro, 2013.

(m)	C (g/dm ³)				P (mg/dm ³)				K (mmol/dm ³)			
	HO	HC	PDO	PDC	HO	HC	PDO	PDC	HO	HC	PDO	PDC
0	30,09 Aa	28,38 Aa	31,94 Aa	34,35 Aa	1,74 Aa	2,15 Aa	2,47 Aa	2,54 Aa	2,38 Aa	3,72 Aab	3,39 Aa	3,71 Aa
20	27,25 Aa	26,62 Aa	30,73 Aa	33,02 Aa	2,36 Aa	2,38 Aa	2,66 Aa	2,64 Aa	2,92 Aa	3,50 Aabc	3,19 Aa	3,41 Aa
40	24,89 Aa	25,10 Aa	29,67 Aa	31,79 Aa	2,45 Aa	2,45 Aa	2,47 Aa	3,54 Aa	3,26 Aa	3,70 Aabc	3,62 Aa	3,47 Aa
60	21,69 Aa	19,82 Aa	28,54 Aa	30,07 Aa	2,15 Aa	2,49 Aa	2,91 Aa	7,63 Aa	3,08 Aa	4,18 Aa	3,42 Aa	4,02 Aa
80	19,75 Aa	21,26 Aa	30,84 Aa	31,35 Aa	1,87 Ba	2,37 ABa	5,92 Aa	17,12 Aa	2,96 Aa	2,20 Ac	3,39 Aa	3,55 Aa
100	15,68 Aa	15,85 Aa	32,30 Aa	32,40 Aa	2,21 Ba	2,47 ABa	8,43 ABa	17,08 Aa	2,80 Aa	2,64 Abc	3,46 Aa	3,47 Aa
120	14,18 Ba	13,44 Ba	33,83 Aa	33,25 Aa	3,12 Aa	4,92 Aa	8,44 Aa	16,63 Aa	3,08 Aa	3,52 Aabc	3,36 Aa	3,74 Aa

(m)	Ca (mmol/dm ³)				Mg (mmol/dm ³)				pH			
	HO	HC	PDO	PDC	HO	HC	PDO	PDC	HO	HC	PDO	PDC
0	23,92 Aa	18,24 Aa	17,73 Aa	16,30 Aa	3,15 Ab	3,42 Ab	3,38 Aa	3,35 Aa	4,52 Aa	4,34 Aa	4,18 Aa	4,26 Aa
20	19,76 Aa	18,44 Aa	17,57 Aa	15,36 Aa	4,32 Aab	3,39 Ab	3,75 Aa	3,42 Aa	4,46 Aa	4,24 Aa	4,20 Aa	4,26 Aa
40	18,50 Aa	19,12 Aa	16,59 Aa	16,17 Aa	3,90 Aab	3,75 Aab	3,82 Aa	3,47 Aa	4,40 Aa	4,30 Aa	4,30 Aa	4,18 Aa
60	20,34 ABa	26,36 Aa	16,55 ABa	15,64 Ba	4,65 Aab	5,01 Aab	3,63 Aa	3,59 Aa	4,26 Aa	4,08 Aa	4,58 Aa	4,58 Aa
80	22,88 Aa	26,68 Aa	16,65 Aa	16,17 Aa	5,28 Aab	6,81 Aab	3,41 Aa	3,52 Aa	4,10 Ca	3,94 BCa	5,36 ABa	5,68 Aa
100	25,98 ABa	41,90 Aa	16,43 ABa	15,94 Ba	4,95 Aab	20,52 Aa	3,60 Aa	3,70 Aa	4,08 Ba	4,32 ABa	5,50 Aa	5,94 Aa
120	22,34 Aa	42,24 Aa	16,23 Aa	15,55 Aa	6,30 Aa	17,98 Aab	3,53 Aa	3,60 Aa	4,08 Ba	4,30 ABa	5,42 ABa	5,98 Aa

(m)	Cu (mg/dm ³)				Fe (mg/dm ³)				Mn (mg/dm ³)			
	HO	HC	PDO	PDC	HO	HC	PDO	PDC	HO	HC	PDO	PDC
0	2,10 Ab	2,74 Aa	2,62 Aa	2,62 Aa	12,84 Aa	16,20 Aab	15,73 Aa	15,97 Aa	43,56 Ab	49,18 Aab	50,20 Aa	50,85 Aa
20	3,37 Aab	2,86 Aa	2,56 Aa	2,77 Aa	12,20 Aa	16,52 Aab	14,86 Aa	16,22 Aa	57,87 Aa	47,18 Ab	50,10 Aa	48,76 Aa
40	2,23 Aab	2,85 Aa	2,50 Aa	2,59 Aa	13,28 Aa	17,76 Aa	15,97 Aa	16,43 Aa	57,92 Aa	47,90 Ab	49,81 Aa	53,79 Aa
60	2,06 Ab	2,72 Aa	2,30 Aa	2,46 Aa	13,48 Aa	16,12 Aab	14,49 Aa	15,61 Aa	57,41 Aa	51,29 Aab	50,24 Aa	50,89 Aa
80	2,56 Aab	3,19 Aa	2,52 Aa	2,64 Aa	15,08 Aa	16,24 Aab	13,77 Aa	14,94 Aa	54,10 Aab	57,48 Aab	47,45 Aa	50,42 Aa
100	3,00 Aa	4,83 Aa	2,67 Aa	2,63 Aa	12,88 Aa	13,00 Abc	14,41 Aa	14,33 Aa	54,30 ABab	69,92 Aa	46,35 Ba	48,85 ABa
120	2,64 Aab	4,08 Aa	2,53 Aa	2,74 Aa	11,24 Aa	9,12 Ac	14,21 Aa	14,57 Aa	48,04 Aab	63,14 Aab	49,93 Aa	49,92 Aa

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula não diferem quanto ao tratamento (HC, HO, PDC e PDO) e médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem quanto a distância de avaliação (0, 20, 40, 60, 80, 100 e 120 metros no transecto fragmento florestal-cultivo). Os dados de Zn foram omitidos por não apresentarem diferença significativa.

Pelo agrupamento pode-se inferir que o sistema de manejo orgânico, apesar de estatisticamente menor quanto ao teor de C, na totalidade dos nutrientes avaliados os sistemas em cultivo orgânico não se distanciaram dos fragmentos.

Para a profundidade de 5-20cm há uma tendência de separação do grupo relativo as distâncias de coleta no cultivo em plantio direto orgânico, e mantêm-se a separação para o plantio direto convencional e horta convencional.

4.4.2 Fósforo

Os teores de fósforo (P) no solo na profundidade de 0-5cm (Tabela 07) foram afetados pelos tratamentos nos pontos 80 e 100, 20 e 40 metros dentro do cultivo, respectivamente. Para 20 metros dentro do cultivo os plantios direto (PD), convencional (17,12mg/dm³) e orgânico (5,92mg/dm³), foram significativamente maiores que a horta orgânica (1,87mg/dm³) e não diferiram da horta convencional (2,37mg/dm³). Para 40 metros dentro do cultivo o plantio direto convencional (17,08mg/dm³) foi significativamente maior que a horta orgânica (2,21mg/dm³) e não diferiu da horta convencional (2,47mg/dm³) e plantio direto orgânico

(8,43mg/dm³).

Tabela 08: Médias de fertilidade do solo no transecto fragmento florestal-cultivo para coletas na profundidade de 5-20cm, comparadas pelo teste de Kruskal-Wallis com correção do teste de Bonferroni a 95%. Laranjeiras do Sul, PR, fevereiro, 2013.

(m)	C (g/dm ³)				P (mg/dm ³)				K (mmolc/dm ³)			
	HO	HC	PDO	PDC	HO	HC	PDO	PDC	HO	HC	PDO	PDC
0	27,31 Aa	26,01 Aa	31,17 Aa	28,98 Aa	1,65 Aa	5,78 Aa	2,33 Aa	2,40 Aa	2,28 Ba	3,55 Aab	3,34 AB	3,00 AB
20	24,84 Aa	24,18 Aa	29,96 Aa	27,89 Aa	2,22 Aa	2,16 Aa	2,53 Aa	2,50 Aa	2,65 Aa	3,48 Aabc	3,31 Aa	3,08 Aa
40	22,58 Aa	23,59 Aa	28,99 Aa	26,92 Aa	2,31 Aa	2,31 Aa	2,33 Aa	3,34 Aa	3,17 Aa	3,32 Aabc	3,16 Aa	3,38 Aa
60	19,69 Aa	21,37 Aa	27,29 Aa	25,90 Aa	2,09 Aa	2,35 Aa	2,74 Aa	6,93 Aa	2,95 Aa	3,95 Aa	3,86 Aa	3,43 Aa
80	17,92 Aa	19,81 Aa	28,48 Aa	27,99 Aa	1,77 Ba	2,30 ABa	5,59 Aa	15,54 Aa	2,84 Aa	2,21 Ac	3,41 Aa	3,26 Aa
100	14,30 Ba	14,86 ABa	29,40 Aa	29,31 Aa	2,09 Ba	2,44 ABa	7,95 ABa	16,11 Aa	2,68 Aa	2,68 Abc	3,33 Aa	3,32 Aa
120	9,65 Ba	14,87 Ba	30,17 Aa	30,69 Aa	2,95 Aa	4,64 Aa	7,96 Aa	15,69 Aa	2,84 Aa	3,35 Aabc	3,59 Aa	3,23 Aa

(m)	Ca (mmolc/dm ³)				Mg (mmolc/dm ³)				pH			
	HO	HC	PDO	PDC	HO	HC	PDO	PDC	HO	HC	PDO	PDC
0	23,57 Aa	17,97 Aa	16,19 Aa	17,48 Aa	3,07 Ab	3,34 Ab	3,25 Aa	3,29 Aa	4,48 Aa	4,26 Aa	4,16 Aa	4,16 Aa
20	19,49 Aa	18,08 Aa	15,35 Aa	17,32 Aa	4,40 Aab	3,30 Ab	3,35 Aa	3,68 Aa	4,42 Aa	4,24 Aa	4,20 Aa	4,10 Aa
40	18,23 Aa	18,52 Aa	15,95 Aa	16,32 Aa	3,86 Aab	3,66 Aab	3,36 Aa	4,33 Aa	4,40 Aa	4,18 Aa	4,18 Aa	4,26 Aa
60	20,05 ABa	25,80 Aa	15,41 Ba	16,28 ABa	4,74 Aab	4,88 Aab	3,45 Aa	3,54 Aa	4,26 Aa	4,04 Aa	4,52 Aa	4,54 Aa
80	22,55 Aa	26,30 Aa	15,94 Aa	16,54 Aa	5,18 Aab	6,63 Aab	3,45 Aa	3,32 Aa	4,10 ABa	3,96 Ba	5,66 Aa	5,28 Aa
100	25,67 ABa	41,30 Aa	15,87 Ba	16,23 ABa	4,81 Aab	20,02 Aa	3,59 Aa	3,50 Aa	4,04 Ba	4,30 ABa	5,84 Aa	5,40 Aa
120	22,02 ABa	41,64 Aa	15,59 Ba	16,27 ABa	6,17 Aa	17,54 Aab	3,51 Aa	3,42 Aa	4,06 Ba	4,26 ABa	5,96 Aa	5,34 ABa

(m)	Fe (mg/dm ³)				Mn (mg/dm ³)			
	HO	HC	PDO	PDC	HO	HC	PDO	PDC
0	12,80 Aa	16,10 Aab	15,74 Aa	15,64 Aa	42,71 Ab	48,43 Aab	50,07 Aa	49,56 Aa
20	12,26 Aa	16,42 Aab	16,22 Aa	14,88 Aa	56,59 Aa	46,47 Ab	48,20 Aa	49,30 Aa
40	13,18 Aa	17,64 Aa	16,56 Aa	15,92 Aa	57,11 Aa	47,16 Ab	52,99 Aa	49,08 Aa
60	13,34 Aa	16,02 Aab	15,44 Aa	14,24 Aa	55,86 Aa	50,49 Aab	50,10 Aa	49,30 Aa
80	14,98 Aa	16,10 Aab	15,02 Aa	13,72 Aa	52,74 Aab	56,58 Aab	52,39 Aa	46,71 Aa
100	12,82 Aa	12,90 Abc	14,24 Aa	14,28 Aa	53,15 ABab	68,85 Aa	48,05 ABa	45,67 Ba
120	11,22 Aa	9,14 Ac	14,50 Aa	14,16 Aa	47,26 Aab	61,72 Aab	48,81 Aa	51,00 Aa

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula não diferem quanto ao tratamento (HC, HO, PDC e PDO) e médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem quanto a distância de avaliação (0, 20, 40, 60, 80, 100 e 120 metros no transecto fragmento-cultivo). Os dados de Zn e Cu foram omitidos por não apresentarem diferença significativa.

Na profundidade de 5-20cm (Tabela 08) o comportamento do P manteve-se idêntico ao encontrado na camada mais superficial. Os teores foram afetados pelos tratamentos nos pontos 80 e 100, 20 e 40 metros dentro do cultivo, respectivamente. Para 20 metros dentro do cultivo os plantios direto, convencional (15,54/dm³) e orgânico (5,59mg/dm³), foram significativamente maiores que a horta orgânica (1,77mg/dm³) e não diferiram da horta convencional (2,30mg/dm³). Para 40 metros dentro do cultivo o plantio direto convencional (16,11mg/dm³) foi significativamente maior que a horta orgânica (2,09mg/dm³) e não diferiu da horta convencional (2,44mg/dm³) e plantio direto orgânico (7,95mg/dm³).

Rheinheimer e Anghinoni (2001) trabalhando com sistemas de plantio direto e plantio convencional evidenciaram altos teores de P nos sistemas em plantio direto, segundo os autores isso ocorre devido menores taxas de erosão, a adição em superfície de fertilizantes e pela ciclagem proporcionada pelas plantas, as quais absorvem o elemento em camadas mais profundas e quando da decomposição o depositam em superfície. Os dados obtidos pelos autores corroboram os encontrados tanto para os maiores teores em sistemas de plantio direto, quanto para os maiores teores em superfície. Freire, Vasconcellos e França (2001) reafirmam a acumulação superficial de P em sistemas de PD, corroborando as justificativas de Rheinheimer e Anghinoni (2001), aliando a isso a limitada mobilidade do elemento no perfil. Ribeiro et al. (2009) trabalhando com a fertilidade de fragmentos em matriz agrícola,

encontraram maiores teores de P na borda dos fragmentos do que no interior dos mesmos, diferindo dos resultados encontrados no presente trabalho, visto que as distâncias na diferiram significativamente em nenhum dos ambientes avaliados para este elemento.

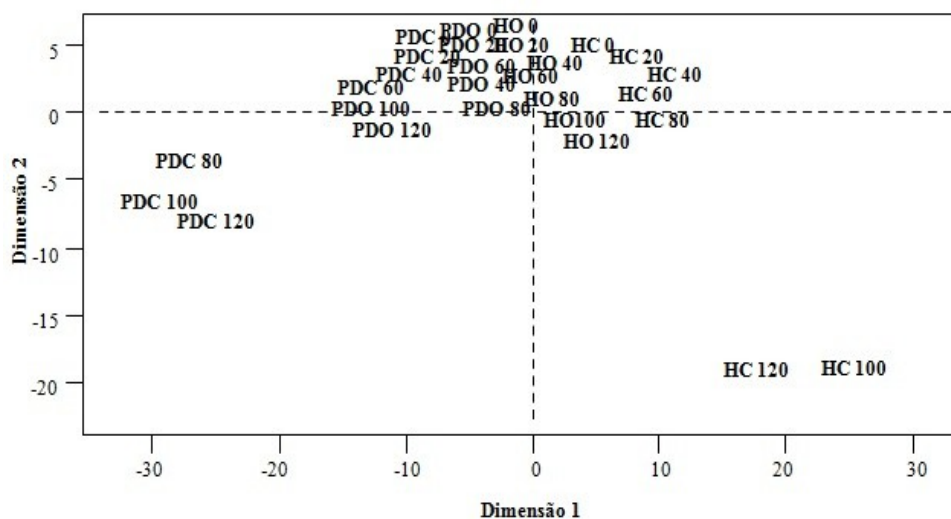


Figura 12: Fertilidade dos solos (C, P, K, Ca, Mg, pH, Cu, Zn, Fe, Mn) na profundidade de 0-5cm, comparadas pelo método de Jackknife. Laranjeiras do Sul, PR, fevereiro, 2013. PDO: cultivo de grãos em plantio direto sob manejo orgânico; PDC: cultivo de grãos em plantio direto sob manejo convencional; HO: cultivo de hortaliças sob manejo orgânico; HC: cultivo de hortaliças sob manejo convencional; 0, 20, 40, 60, 80, 100 e 120: distâncias em metros no transecto fragmento florestal-cultivo.

4.4.3 Potássio

Na profundidade de 0-5cm (Tabela 07), os teores de potássio (K) diferiram somente nas distâncias avaliadas dentro da horta convencional. O maior teor foi encontrado na borda do fragmento ($4,18\text{mmolc/dm}^3$), diferindo estatisticamente dos teores encontrados na horta convencional a 20 ($2,20\text{mmolc/dm}^3$) e 40 ($2,64\text{mmolc/dm}^3$) metros dentro do cultivo. As demais distâncias não diferiram da borda. O centro do fragmento diferiu da distância de 20 metros dentro do cultivo e as demais distâncias não diferiram com este ponto de coleta, concordando com os dados obtidos por Ribeiro et al. (2009).

Para a profundidade de 5-20cm (Tabela 08), os teores de K diferiram nas distâncias avaliadas dentro da horta convencional, assim como em superfície, e também entre os tratamentos no ponto 0, 60 metros dentro do fragmento. Para as distâncias na horta convencional os maiores valores foram encontrados na borda do fragmento ($3,95\text{mmolc/dm}^3$), diferindo estatisticamente dos teores encontrados a 20 ($2,21\text{mmolc/dm}^3$) e a 40 ($2,68\text{mmolc/dm}^3$) metros dentro do cultivo. As demais distâncias não diferiram da borda. O ponto a 60 metros dentro do fragmento ($3,55\text{mmolc/dm}^3$) diferiu da distância de 20 metros dentro do cultivo e as demais distâncias não diferiram com este ponto de coleta.

Para os tratamentos a 60 metros dentro do fragmento os maiores teores de K foram encontrados na horta convencional ($3,55\text{mmolc/dm}^3$), o qual diferiu estatisticamente da horta orgânica ($2,28\text{mmolc/dm}^3$), e não diferiu dos sistemas em plantio direto, mostrando diferenças quanto ao teor de K em relação aos fragmentos.

Klenk e Pinto (2009) trabalhando com sistemas de cultivo orgânico na região metropolitana de Curitiba, PR, encontraram altos teores de K em hortas orgânicas, diferindo dos valores encontrados para plantio direto orgânico. Os autores associaram tais valores a adição de matéria orgânica de origem animal e manejo de adubação verde e de plantas

espontâneas, entretanto tais resultados não se confirmaram no presente estudo.

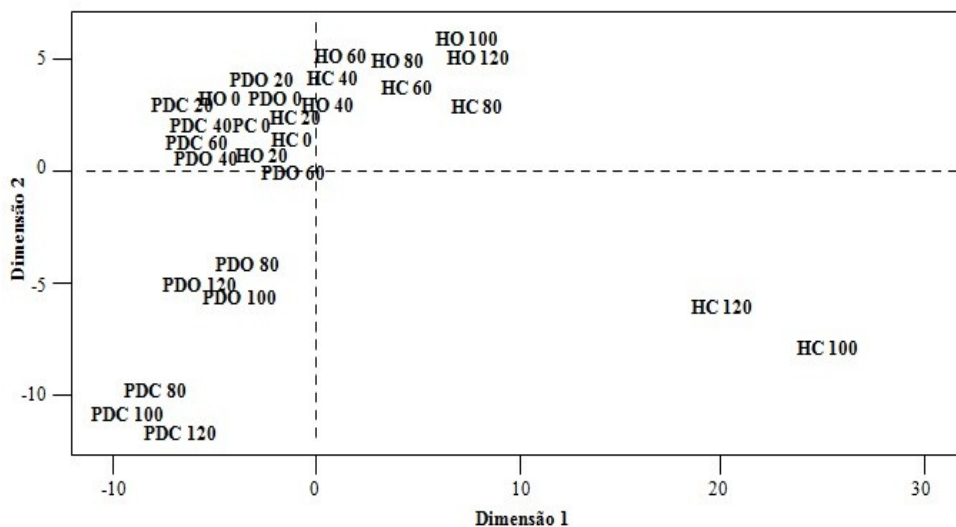


Figura 13: Fertilidade dos solos (C, P, K, Ca, Mg, pH, Cu, Zn, Fe, Mn) na profundidade de 5-20cm, comparadas pelo método de Jackknife. Laranjeiras do Sul, PR, fevereiro, 2013. PDO: cultivo de grãos em plantio direto sob manejo orgânico; PDC: cultivo de grãos em plantio direto sob manejo convencional; HO: cultivo de hortaliças sob manejo orgânico; HC: cultivo de hortaliças sob manejo convencional; 0, 20, 40, 60, 80, 100 e 120: distâncias em metros no transecto fragmento florestal-cultivo.

4.4.4 Cálcio

Quanto aos teores de cálcio (Ca) na profundidade de 0-5cm (Tabela 07), houve diferença significativa entre os tratamentos em duas distâncias de coleta: na borda do fragmento e em 40 metros dentro dos cultivos. Na borda do fragmento os maiores teores foram encontrados na horta convencional ($26,36\text{mmolc/dm}^3$) que diferiu do plantio direto convencional ($15,64\text{mmolc/dm}^3$), porém não diferindo dos outros tratamentos. Para a distância de 40 metros dentro dos cultivos o padrão se repetiu, havendo diferença entre a horta convencional ($41,90\text{mmolc/dm}^3$) e o plantio direto convencional ($15,94\text{mmolc/dm}^3$), todavia não diferindo dos demais tratamentos.

Na camada de 5-20cm (Tabela 08), houve diferença significativa entre os tratamentos para Ca em três distâncias de coleta: na borda do fragmento e em 40 e 60 metros dentro dos cultivos, mantendo o mesmo comportamento apresentado em superfície. Na borda do fragmento os maiores teores foram encontrados na horta convencional ($25,80\text{mmolc/dm}^3$) que diferiu do plantio direto convencional ($15,41\text{mmolc/dm}^3$), porém não diferindo dos outros tratamentos. Para as distâncias de 40 e 60 metros dentro dos cultivos o padrão se repetiu, havendo diferença entre a horta convencional ($41,30\text{mmolc/dm}^3$ e $41,64\text{mmolc/dm}^3$, respectivamente) e o plantio direto convencional ($15,87\text{mmolc/dm}^3$ e $15,59\text{mmolc/dm}^3$, respectivamente), todavia não diferindo dos demais tratamentos.

Cunha, Rodrigues e Yabe (2003) e Cunha (2007) trabalhando com fragmentos no norte do Paraná encontraram menores teores de cálcio na borda dos fragmentos e no interior do fragmento. Ribeiro et al. (2009) encontraram maiores teores de Ca na borda de fragmentos quando comparados ao interior dos mesmos, não corroborando com as informações encontradas, pois no presente estudo não houve diferença entre as distâncias avaliadas.

Freire, Vasconcellos e França (2001) relatam que exista tendência de acumulação do Ca em superfície em sistemas em PD, com diminuição gradativa em profundidade, como pôde ser verificado nos presentes dados. Entretanto, os autores relatam o mesmo efeito para Mg e K, não observados no presente estudo.

4.4.5 Magnésio

Nos teores de magnésio (Mg) nas profundidades de 0-5cm e 5-20cm (Tabelas 07 e 08, respectivamente), houve diferenças nas distâncias de avaliação dentro da horta convencional e horta orgânica, para os sistemas de plantio direto, orgânico e convencional, as distâncias não diferiram estatisticamente. Na horta orgânica, os maiores teores foram encontrados no ponto de 60 metros dentro do cultivo tanto a 0-5cm (6,30mmolc/dm³) quanto a 5-20cm (6,17mmolc/dm³) diferindo do ponto a 60 metros dentro do fragmento (3,15mmolc/dm³ e 3,07mmolc/dm³, respectivamente nas duas profundidades), não diferindo dos demais.

Para a horta convencional, os maiores teores de Mg foram encontrados a 40 metros dentro do cultivo em ambas as profundidades avaliadas (20,52mmolc/dm³ e 20,02mmolc/dm³) diferindo dos pontos a 40 (3,39mmolc/dm³ e 3,30mmolc/dm³) e 60 metros (3,42mmolc/dm³ e 3,34mmolc/dm³) dentro do fragmento, não diferindo dos demais.

Ribeiro et al. (2009) encontraram os maiores teores de Mg na borda nos fragmentos e início dos cultivos quando comparados com o interior do fragmento, mostrando uma tendência semelhante ao presente estudo.

Contrariando os dados encontrados por Cunha (2007), em que os maiores teores de Mg estavam dentro do fragmento a 35m e na borda do fragmento, pois, segundo a autora, as bordas florestais tendem a ter maiores valores deste nutriente em virtude da fertilização dos sistemas de cultivo do entorno.

Klenk e Pinto (2009) não encontraram diferenças significativas entre os teores de Mg em sistemas de horta e plantio direto orgânicos.

4.4.6 pH

Em ambas as profundidades (Tabelas 07 e 08), houve diferença significativa para pH entre os tratamentos em todas as distâncias avaliadas dentro dos cultivos (pontos 80, 100 e 120). Na camada superficial, no ponto a 20 metros dentro do cultivo os maiores valores foram detectados no plantio direto convencional (5,68), diferindo dos sistemas com horta orgânica (4,10) e convencional (3,94), este não diferindo do tratamento em plantio direto orgânico (5,36). Na camada de 5-20cm, entretanto os maiores valores foram encontrados nos sistemas em plantio direto, orgânico (5,66) e convencional (5,28), os quais diferiram da horta convencional (3,96), mas não da horta orgânica (4,10).

Para os 40 metros dentro do cultivo, em ambas as camadas, os sistemas em plantio direto, orgânico (5,50 e 5,84) e convencional (5,94 e 5,40) diferiram da horta orgânica (4,08 e 4,04), e estes não diferiram da horta convencional (4,32 e 4,30).

Para 60 metros dentro do cultivo, o tratamento com plantio direto convencional (5,98) diferiu da horta orgânica (4,08), e estes não diferiram da horta convencional (4,30) e plantio direto orgânico (5,42), na camada de 0-5cm. Para a camada subsuperficial, o plantio direto orgânico (5,96) diferiu da horta orgânica (4,06), porém não houve diferença em relação aos outros tratamentos.

Teixeira et al. (2003) encontraram os maiores valores de pH em camada superficial (0-5cm) no sistema de plantio direto quando comparado a sistemas de preparo do solo para milho, atribuindo a maior quantidade de carbono em superfície, corroborando com os resultados obtidos no presente estudo. Zanão-Junior, Lana e Guimarães (2007) também encontraram maiores valores de pH em superfície em um Latossolo Vermelho sob plantio direto.

Como pôde ser observado pelos resultados a distribuição em superfície dos resíduos vegetais tem promovido aumentos significativos no pH nas camadas superficiais nos sistemas em PD, conforme Freire, Vasconcellos e Freire (2001) isso devido ao efeito de acidificação decorrente da decomposição da matéria orgânica e altas doses de adubos nitrogenados em sistemas convencionais. Ker (2013) afirmou que Latossolos tendem a naturalmente ter altos valores de pH, fato que não foi observado para os ambientes com menor perturbação, os fragmentos.

4.4.7 Zinco

Para os teores de zinco (Zn) nas profundidades de 0-5cm e 5-20cm (Tabelas 07 e 08, respectivamente), não foram encontradas diferenças nos valores coletados. Contrariando os resultados obtidos por Silveira e Cunha (2002), Teixeira et al. (2003) e Zanão-Junior, Lana e Guimarães (2007) quando compararam sistemas de preparo do solo e plantio direto, encontrando as maiores variações do elemento em superfície, com maiores teores para o plantio direto.

4.4.8 Cobre

Para o teor de cobre (Cu) na profundidade de 0-5cm (Tabela 07), foram observadas diferenças significativas entre as distâncias avaliadas dentro do tratamento em horta orgânica. Os teores de Cu coletados a 40 metros dentro do cultivo de horta orgânica ($3,00\text{mg/dm}^3$) diferiram da distância a 60 metros dentro do fragmento ($2,10\text{mg/dm}^3$) e da borda do fragmento ($2,06\text{mg/dm}^3$), estes porém não diferiram das demais distâncias coletadas. Todavia, na camada de 5-20cm (Tabela 08) não houve diferença estatisticamente significativa entre os tratamentos e as distâncias avaliadas.

Teixeira et al. (2003) também evidenciaram diferenças nos teores de Cu em superfície com ausência de diferenças nas camadas mais profundas (5-10 e 10-20cm) em sistema de plantio direto e cultivo de milho com preparo do solo.

Segundo Silveira e Cunha (2002) existe uma tendência do aumento da concentração de Cu em profundidade nos solos, acompanhando o aumento dos teores de argila, o que poderia explicar a não diferenciação entre os tratamentos e distâncias em subsuperfície.

4.4.9 Ferro

Quanto ao ferro (Fe) observou-se variação significativa nos teores entre as distâncias avaliadas dentro da horta convencional em ambas as profundidades coletadas (Tabelas 07 e 08). Os maiores teores foram encontrados a 20 metros dentro do fragmento ($17,76\text{mg/dm}^3$ e $17,64\text{mg/dm}^3$) nas duas camadas, diferindo dos teores a 40 ($13,00\text{mg/dm}^3$ e $12,90\text{mg/dm}^3$) e 60 metros ($9,12\text{mg/dm}^3$ e $9,14\text{mg/dm}^3$) dentro do cultivo da horta convencional, estes diferindo dos demais, porém não diferindo do ponto a 40 metros dentro do cultivo.

Variações nos teores de Fe costumam estar relacionadas com manejos específicos do solo, pois naturalmente os Latossolos Vermelhos, oriundos de basalto e com alto grau de intemperismo, como os presentes nos locais avaliados, apresentam altos teores de ferro (8 a 18%) (KER, 2013). Pode-se inferir que uma deficiência do elemento no manejo da fertilidade da horta convencional esteja presente.

Teixeira et al. (2003) observaram em sistemas com revolvimento de solo que os teores de ferro eram homogêneos no perfil do solo, como pode ser observado numericamente pelos

valores de Fe no sistemas de horta orgânica e convencional.

4.4.10 Manganês

Nos teores de manganês (Mn) nas duas camadas coletadas (Tabelas 07 e 08), foram encontradas diferenças significativas entre os tratamentos na distância de coleta de 40 metros dentro dos cultivos e nas distâncias de coleta dentro dos tratamentos de hortas convencional e orgânica.

Para os tratamentos, os maiores teores de Mn foram encontrados na horta convencional ($69,92\text{mg/dm}^3$ e $68,85\text{mg/dm}^3$) diferindo do plantio direto orgânico ($46,35\text{mg/dm}^3$) na camada superficial e do plantio direto convencional ($45,67\text{mg/dm}^3$) na camada subsuperficial. Em superfície não houve diferença da horta orgânica ($54,30\text{mg/dm}^3$) e do plantio direto convencional ($48,85\text{mg/dm}^3$) em relação aos demais. Na camada de 5-20cm, não houve diferença da horta orgânica ($53,15\text{mg/dm}^3$) e do plantio direto orgânico ($48,81\text{mg/dm}^3$) em relação aos outros tratamentos.

Na horta convencional em ambas as profundidades os maiores teores de Mn foram encontrados a 40 metros dentro do cultivo ($69,92\text{ mg/dm}^3$ e $68,85\text{mg/dm}^3$), diferindo das distâncias de 20 ($47,90\text{ mg/dm}^3$ e $47,16\text{mg/dm}^3$) e 40 metros ($47,18\text{ mg/dm}^3$ e $46,47\text{mg/dm}^3$) dentro do fragmento. Porém não diferindo das demais distâncias.

Para horta orgânica os maiores teores de Mn foram encontrados nas distâncias de 20 ($57,92\text{mg/dm}^3$ e $57,11\text{mg/dm}^3$) e 40 metros ($57,87\text{mg/dm}^3$ e $56,59\text{mg/dm}^3$) dentro do fragmento e na borda do fragmento ($57,41\text{mg/dm}^3$ e $55,86\text{mg/dm}^3$), diferindo da distância a 60 metros dentro do fragmento ($43,56\text{mg/dm}^3$ e $42,71\text{mg/dm}^3$). Entre as demais distâncias não houve diferença.

Silveira e Cunha (2002), Teixeira et al. (2003) e Zanão-Junior, Lana e Guimarães (2007) comparando plantio direto com sistemas de preparo do solo observaram maiores teores, principalmente na camada superficial, de Mn no sistema de plantio direto, indicando que houve uma concentração do elemento devido o não revolvimento do solo e maiores teores de carbono, divergindo dos valores encontrados.

4.4.11 Fertilidade dos solos

Pelos ordenamentos obtidos pelo método de Jackknife (Figuras 12 e 13) pode-se evidenciar que há uma clara distinção entre os sistemas de cultivo em plantio direto (esquerda do gráfico) e a horta (direita do gráfico). O acúmulo de matéria orgânica em superfície e a adição de fertilizantes sem incorporação podem estar relacionados a um maior desequilíbrio nutricional nos sistemas de plantio direto.

Outro ponto refere-se à distinção de dois grupos na profundidade de 0-5cm (Figura 12), o formado por HC100 e HC120 a direita e o formado por PDC80, PDC100 e PDC120 a esquerda, demonstrando que em sistema de manejo convencional há uma diferenciação dos valores em relação àqueles cultivos em manejo orgânico, sendo que estes estão muito próximos aos fragmentos.

Quanto as demais distâncias na profundidade 0-5cm observa-se que estas estão todas agrupadas na região mais central do gráfico, todavia existe um gradiente decrescente relacionando as distâncias e a posição no gráfico, as distâncias mais centrais do fragmento estão na parte mais superior do agrupamento, havendo aproximação das distâncias do cultivo a medida que os pontos estão mais abaixo no gráfico. Isso pode estar relacionado à deriva de partículas de solo e de fertilizantes da área cultivada em direção ao fragmento.

Liu et al. (2003) trabalhando com 3 tipos de solo no nordeste da China, documentaram a presença de erosão eólica nos sistemas de cultivo, esta dependente da velocidade e duração do vento, da textura e das condições superficiais do solo.

Jain, Kumar e Varghese (2001) tratam a erosão eólica como um processo complexo que altera as superfícies dos solos pelo transporte e acumulação de partículas a distância, resultando na exposição da subsuperfície do solo. Outro fator relatado pelos autores trata da alteração da dinâmica da erosão eólica após a desflorestação total ou parcial dos ambientes, mudando a quantidade de solos expostos e a diversidade de formações vegetacionais.

Desta forma, pode-se inferir que os sistemas com horta estariam mais sujeitos ao carregamento de partículas do solo devido ao revolvimento e em muitos momentos a ausência de cobertura do solo. Outra característica trata do efeito de barreira, corta-vento, realizado pelo fragmento, levando a um acúmulo mais intenso dessas partículas carregadas nos primeiros metros do fragmento, isto dependente do tipo vegetacional, pois vegetações mais densas e fragmentos mais extensos oferecem maior resistência à entrada do vento (DIAS, 2009).

Ribeiro et al. (2009) relatam que junto a deriva das partículas de solo estão partículas de fertilizantes, o que poderia estar mais relacionado ao sistema de plantio direto devido a necessidade de aplicação em superfície dos fertilizantes.

Para a profundidade de 5-20cm (Figura 13), pode-se perceber a manutenção dos dois grupos e criação de um agrupamento com as distâncias dentro do cultivo de plantio direto orgânico (PDO80, PDO100 e PDO120), indicando que o efeito do manejo orgânico observado na camada superficial – o qual aproximou o sistema de plantio direto orgânico das características do fragmento fronteiro –, tende a diminuir em profundidade, levando a uma aproximação do plantio direto convencional. Percebe-se também uma redução nos valores da dimensão 2, indicando uma aproximação dos tratamentos em subsuperfície. Essa característica de difusão dos efeitos dos tratamentos sobre a fertilidade em profundidade pode indicar que tanto quanto o manejo adotado em superfície, em profundidade a mobilidade característica de cada elemento e a mineralogia tendem a ter maior influência na fertilidade global do solo, como encontrado para fósforo e potássio por Schlidwein e Anghinoni (2000).

Segundo Freire, Vasconcellos e França (2001), o PD afeta principalmente o teor de matéria orgânica, a saturação por alumínio e o pH do solo, bem como sua distribuição no perfil, refletindo os resultados observados no presente estudo, visto que, ora o manejo orgânico pode diferenciar-se do convencional, mas assemelhando-se deste em profundidade.

Portanto, na camada mais superficial (0-5cm), o PDO consegue manter a fertilidade próxima a encontrada nos fragmentos, porém na camada mais profunda (5-20cm) percebe-se uma tendência de distanciamento dos fragmentos e aproximação ao PDC. Desta maneira, infere-se que o manejo orgânico em sistemas em plantio direto tende a amenizar os efeitos da distribuição em superfície dos adubos.

No caso das hortas o revolvimento do solo parece ser o fator que maior influência tem sobre a fertilidade, pois promove a incorporação da matéria orgânica no solo, acelerando o processo de decomposição e acelera a liberação dos nutrientes no sistema. Pode-se verificar que a HO conseguiu manter características nutricionais mais próximas aos fragmentos, indicando que o manejo orgânico propiciou um maior equilíbrio nutricional, assim como verificado por Klenk e Pinto (2009).

4.5 Análise Conjunta dos Parâmetros e Indicadores

4.5.1 Árvores da família Myrtaceae e besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae)

Após as avaliações individuais, procedeu-se a análise conjunta para mirtáceas e machos e fêmeas de escarabeíneos. Quanto ao agrupamento desses indicadores em NMDS (escalonamento multidimensional não métrico) apresentado na Figura 14, a avaliação representa a relação com a similaridade original, usando para isso o valor de *stress*. Para esta avaliação obteve-se o valor de *stress* de 0,095 indicando uma boa ordenação dos dados, mantendo boa relação com a similaridade original. Pelo diagrama de Shepard, representado na Figura 15, pode-se verificar a adequação do modelo pelo alto valor encontrado para R² (MELHO e HEPP, 2008).

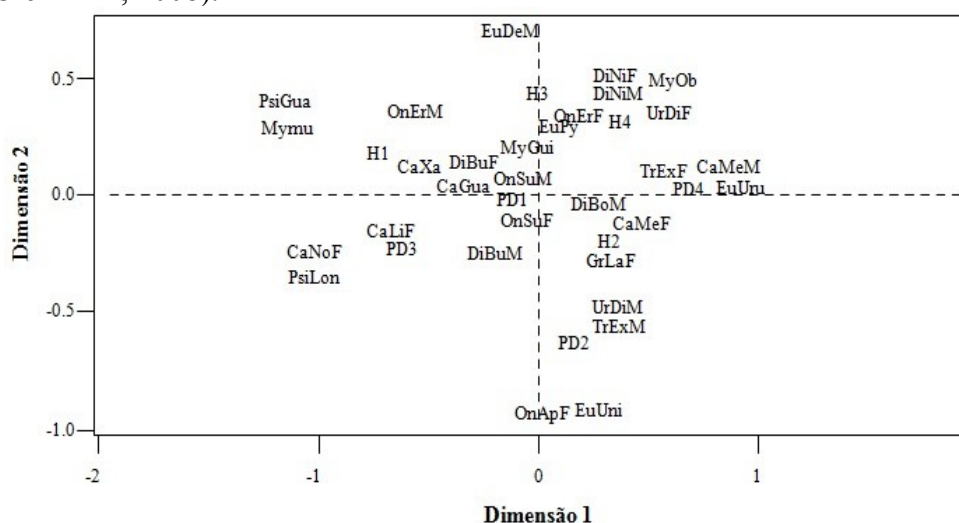


Figura 14: Diagrama de dispersão de NMDS para mirtáceas e machos e fêmeas de escarabeíneos dentro dos fragmentos (F1 e F2) avaliados. Laranjeiras do Sul, PR, janeiro e fevereiro, 2013. PD: fragmento 01, fronteiroço aos sistemas de cultivo de grãos em plantio direto; H: fragmento 02, fronteiroço aos sistemas de cultivo de hortaliças; 1, 2 3 e 4: distâncias em metros (0, 20, 40 e 60, respectivamente) no transecto fragmento florestal-cultivo. CaMeF: *Canthidium megatophoides* fêmea; CaMeM: *Canthidium megatophoides* macho; CaNoF: *Canthidium nobile* fêmea; CaLiF: *Canthon lividus* fêmea; DiBoM: *Dichotomius boss* macho; DiBuF: *Dichotomius bucki* fêmea; DiBuM: *Dichotomius bucki* macho; DiNiF: *Dichotomius nisus* fêmea; DiNiM: *Dichotomius nisus* macho; EuDeM: *Eurysternus deplanatus* macho; GrLaF: *Gromphas lacordairei* fêmea; OnApF: *Ontherus appendiculatus* fêmea; OnErF: *Ontherus erosioides* fêmea; OnErM: *Ontherus erosioides* macho; OnSuF: *Ontherus sulcator* fêmea; OnSuM: *Ontherus sulcator* macho; TrExF: *Trichillum externepunctatum* fêmea; TrExM: *Trichillum externepunctatum* macho; UrDiF: *Uroxys dilaticollis* fêmea; UrDiM: *Uroxys dilaticollis* macho; CaGua: *Campomanesia guazumifolia*; CaXa: *Campomanesia xanthocarpa*; EuPy: *Eugenia pyriformis*; EuUni: *Eugenia uniflora*; EuUru: *Eugenia uruguayensis*; MyOb: *Myrcia obtecta*; MyGui: *Myrcia guianensis*; Mymu: *Myrcia multiflora*; PsiGua: *Psidium guajava*; PsiLon: *Psidium longipetiolatum*.

Quanto ao agrupamento desses parâmetros e indicadores destaca-se as espécies *Dichotomius nisus* e *Ontherus sulcator* em que machos e fêmeas estão agrupados podendo indicar um comportamento gregário para reprodução, pois encontramos ambos os sexos das espécies próximos espacialmente. Quanto às demais espécies não parece ocorrer o mesmo comportamento.

Para a interação entre espécies de mirtáceas e escarabeíneos se evidencia um padrão comportamental, pois as fêmeas de besouros escarabeíneos estão próximas espacialmente as espécies de árvores de mirtáceas. Provavelmente devido à abundância de frutos ocorram mais animais nestes pontos, com conseqüente maior presença de dejetos, acarretando em maior

concentração de escarabeíneos pela oferta frequente de recurso alimentar. Pois, das espécies coletados 89% delas constroem galerias diretamente sob os recursos (Tabela 04) – paracoprídeos, o que reforça a ideia de correlação entre o local de presença da fonte de alimento para animais e fonte de desejos.

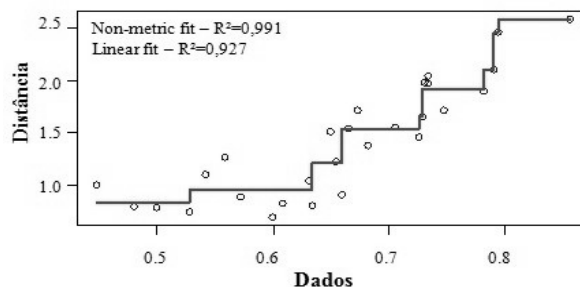


Figura 15: Diagrama de Shepard para a dispersão de mirtáceas e machos e fêmeas de escarabeíneos. Laranjeiras do Sul, PR, janeiro e fevereiro, 2013.

Bogoni (2014) trabalhando com predileção de escarabeíneos por fontes de alimentos relatou que dentre as espécies da região Neotropical a especificidade por recursos é muito baixa, em razão da ampla gama de tipos de dejetos ofertados nas matas e em contrapartida a pouca quantidade ofertada pelos animais. Podendo estar correlacionada com o local de oferta e não o tipo de oferta com observado pelos resultados da Figura 14.

Segundo Pizo (2002) há uma grande diversidade associada a zoocoria em mirtáceas, assim uma menor probabilidade de desenvolvimento de especificidade alimentar entre dejetos dos animais e escarabeíneos. Outro aspecto diz respeito ao local de defecação, segundo Andresen (2003) mais de 90% das sementes são excretadas distantes dos pontos de alimentação, levando a baixa existência de uma correlação entre a fonte de alimentação e o local de dispersão das sementes. Todavia, apesar do exposto, parece ocorrer uma tendência ao agrupamento das fêmeas próximo aos locais de oferta.

Das 18 espécies de escarabeíneos coletadas, 10 estavam presentes em todos os ambientes avaliados, indicando uma alta capacidade de adaptação a variados ambientes com distintos graus de interferência antrópica. Assim, como não foi avaliada a presença de túneis que poderiam indicar a nidificação no local – para as espécies paracoprídeas –, podemos inferir que muitos indivíduos eram visitantes no local de coleta.

Como somente as espécies da família mirtácea foram avaliadas, ao tentarmos estabelecer uma correlação destas com os escarabeíneos se excluem as demais espécies de outras famílias botânicas, simplificando à interação entre escarabeíneos e fontes de alimentação para animais. Apesar de Myrtacea tratar-se da família mais frequente e abundante em Florestas Ombrófilas Mistas (KATAOKA-SILVA, 2006; SARAIVA, 2011), outras famílias botânicas apresentam expressivo valor na diversidade dessas matas (COPEL, 2009; KATAOKA-SILVA, 2006).

O processo de fragmentação acarreta na perda da diversidade de espécies (KATAOKA-SILVA, 2006; RODRIGUES, 1998) o que diminui sobremaneira o número de grandes mamíferos na região de estudo (LACTEC, 2009a). A criação de um mosaico da matriz do entorno, decorrente da fragmentação, leva a uma necessidade de adaptação tanto para os mamíferos (FILGUEIRAS, 2009), quanto a fauna associada (escarabeíneos), de um aumento da mobilidade entre os fragmentos. Como o entorno é constituído de pequenas porções agricultáveis imersas em fragmentos, estes podem representar uma fonte diversa de alimentação para os animais, dificultando o estabelecimento de uma relação fonte de alimento e insetos coprófagos.

Hermann, Rodrigues e Lima (2005) relataram que fragmentos até 10ha possuem influência da borda em quase 90% da sua área, desta maneira os fragmentos estudados não difeririam quanto ao efeito de borda, pois praticamente toda sua extensão trata-se de borda. Os autores encontraram forte correlação entre a área do fragmento, sua área central e o formato destes. O formato dos fragmentos pode influenciar processos ecológicos como a imigração de mamíferos e a colonização por plantas, e devido ao alto efeito de borda influenciaram na fuga de animais do fragmento. Assim, a proximidade com fragmentos maiores facilitariam o tráfego de animais. Pode-se inferir ainda, que devido à grande presença de ambientes orgânicos na região, a melhor qualidade ambiental das áreas antropizadas aumentaria a permeabilidade do sistema (MENEZES, 2009).

4.5.2 Árvores da família Myrtaceae e fertilidade do solo dos fragmentos florestais

Segundo os resultados encontrados apenas 46,1% da distribuição das mirtáceas nos fragmentos avaliados foi decorrente da fertilidade dos solos (Figura 16). Não sendo significativa para explicar a distribuição das espécies.

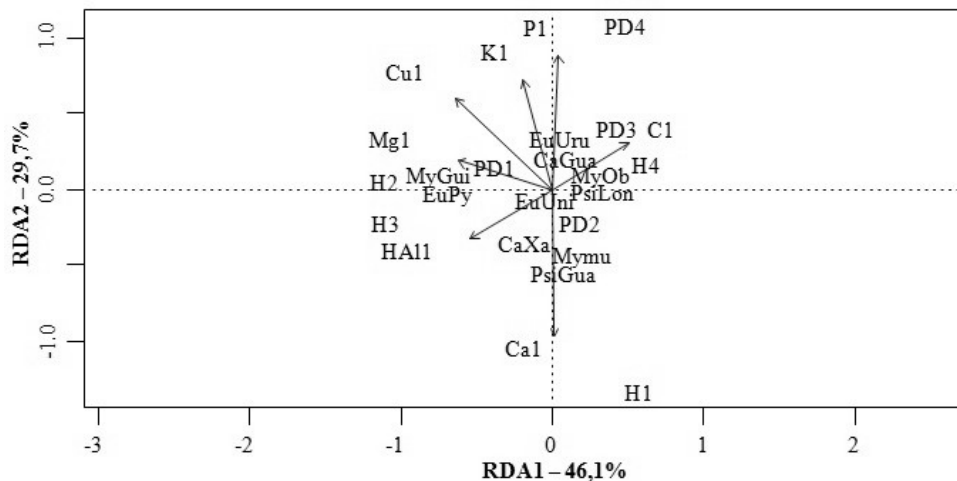


Figura 16: Análise de redundância da distribuição de espécies de mirtáceas em dois fragmentos florestais de Floresta Ombrófila Mista em função da fertilidade dos solos na profundidade de 0-5cm. Laranjeiras do Sul, PR, fevereiro, 2013. Os valores percentuais nos eixos mostram o quanto da variância de um fator pode ser explicado por outro. PD: fragmento 01, fronteiro aos sistemas de cultivo de grãos em plantio direto; H: fragmento 02, fronteiro aos sistemas de cultivo de hortaliças; 1, 2 3 e 4: distâncias em metros (0, 20, 40 e 60, respectivamente) no transecto fragmento florestal-cultivo. CaGua: *Campomanesia guazumifolia*; CaXa: *Campomanesia xanthocarpa*; EuPy: *Eugenia pyriformis*; EuUni: *Eugenia uniflora*; EuUru: *Eugenia uruguayensis*; MyOb: *Myrcia obtecta*; MyGui: *Myrcia guianensis*; Mymu: *Myrcia multiflora*; PsiGua: *Psidium guajava*; PsiLon: *Psidium longipetiolatum*; C1: carbono; P1: fósforo; K1: potássio; Cu1: cobre; Mg: magnésio; Ca1: cálcio; HA11: hidrogênio + alumínio.

Os fragmentos avaliados foram caracterizados como uma mescla entre fases iniciais e secundárias de sucessão, podendo indicar que em um momento inicial a fertilidade tenha condicionado o estabelecimento de algumas espécies, não mantendo o comportamento.

Caldeira et. (2007) trabalhando com Floresta Ombrófila Mista Montana no interior do Paraná, evidenciou alta variabilidade entre os quantitativos de serapilheira produzida pelos fragmentos e os teores de nutrientes disponíveis no solo. Segundo os autores o estágio sucessional pode influenciar a disponibilidade dos nutrientes, pois fragmentos em estágio de sucessão inicial apresentam um grau acelerado de crescimento, demandando maiores quantidades de nutrientes.

Outro aspecto trata do corte seletivo de espécies, como o relatado por Alves et al.

(2013) para *Campomanesia xanthocarpa*, que altera a distribuição das espécies espacialmente além de favorecer algumas espécies em detrimento de outras, mesmo não sendo aquelas as mais adaptadas a região.

Segundo Veloso et al. (1991), as formações vegetacionais do estado do Paraná estão condicionadas a geografia, sendo característico na região de estudo a formação de matas mais exuberantes nos leitos dos vales. Para Lactec (2009a, 2009b), fitogeograficamente a área de estudo caracteriza-se como um ecótono de Floresta Ombrófila Mista, nos vales, e Floresta Estacional Semidecidual, em regiões com maiores altitudes, em regiões próximas ainda são presentes campos, em zonas de platô e com solos mais rasos.

Desta maneira pode-se inferir que fertilidade apesar de exercer influência na formação florestal, para a região o determinante foi à disponibilidade de água e solos mais profundos.

4.5.3 Besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae) e fertilidade do solo

Para os valores apresentados na Figura 17 temos o seguinte: (A) 39,1% da variação de fêmeas de escarabeíneos dentro do fragmento foi explicada pela fertilidade, não sendo significativa; (B) 28,9% da variação de fêmeas de escarabeíneos dentro do cultivo foi explicada pela fertilidade, sendo significativa a 5%; (C) 32,8% da variação de machos de escarabeíneos dentro do fragmento foi explicada pela fertilidade, sendo significativa a 10%; e (D) 23,9% da variação de machos de escarabeíneos dentro do cultivo foi explicada pela fertilidade, sendo significativa a 1%.

Nichols et al. (2008) relataram que os escarabeíneos estão relacionados com a decomposição e ciclagem de nutrientes. No caso dos paracoprídeos (98,59% dos espécimes coletados no presente estudo) estes desempenham um papel primordial para a fertilidade local. Todavia conforme podemos observar pelos valores apresentados na Figura 17 está relação não é suficiente para explicar a distribuição das espécies no ambiente.

Para os paracoprídeos o hábito de oferecer porções de recursos aos ovos/larvas garante a disponibilidade de alimento aos descendentes (SILVA, 2011). Assim, a fertilidade local é menos determinante na escolha dos locais de nidificação, se comparados a características físicas do solo, como porosidade e retenção de água, e a disponibilidade de alimento.

Vários autores relatam os benefícios que a comunidade de escarabeíneos promove sobre a fertilidade do solo, principalmente sobre os teores de nitrogênio e carbono nas camadas superficiais (GALBIATI et al., 1995; LASTRO (2006); SCHOLTZ, DAVIS e KRYGER, 2009; YAMADA et al., 2007; YOKOYAMA, KAI e TSUCHIYAMA, 1991), e descrevem efeitos de incremento em outros elementos químicos. Todavia devido a realocação de matéria orgânica em profundidade, eles estimulam alterações químicas e micro-orgânicas que aceleram o crescimento de comunidades microbianas envolvidas nos processos de amonificação, nitrificação, desnitrificação e fixação do nitrogênio, parecendo ser este o elemento mais afetado pela atividade de escarabeíneos, elemento não quantificado no presente estudo.

Quanto ao teor de carbono nos solos o estabelecimento de relação com as presença de escarabeíneos pode ser dificultado pelo manejo adotado em sistemas de plantio direto que favorecem um acúmulo superficial de matéria orgânica (BAYER, MIELNICZUK e MARTINETO, 2000; SILVEIRA e CUNHA, 2002) e pela tendência de solos florestais conterem maiores teores de carbono (CUNHA, RODRIGUES e YABE, 2003).

Segundo Scholtz, Davis e Kryger (2009) a seletividade de alimentos por escarabeíneos está relacionada às baixas concentrações de nitrogênio disponíveis, regulando a assimilação de carbono dos insetos. Assim, as exigências dos besouros estão presentes quanto ao tipo de

alimento e muito menos em relação ao ambiente.

Segundo Blaum et al. (2011) e Silva (2012) os estudos de diversidade funcional de Scarabaeinae precisam viabilizar o estabelecimento da efetividade das funções ecológicas exercidas por estes insetos e quantificá-las, além de determinar valores de conservação baseados nestes atributos.

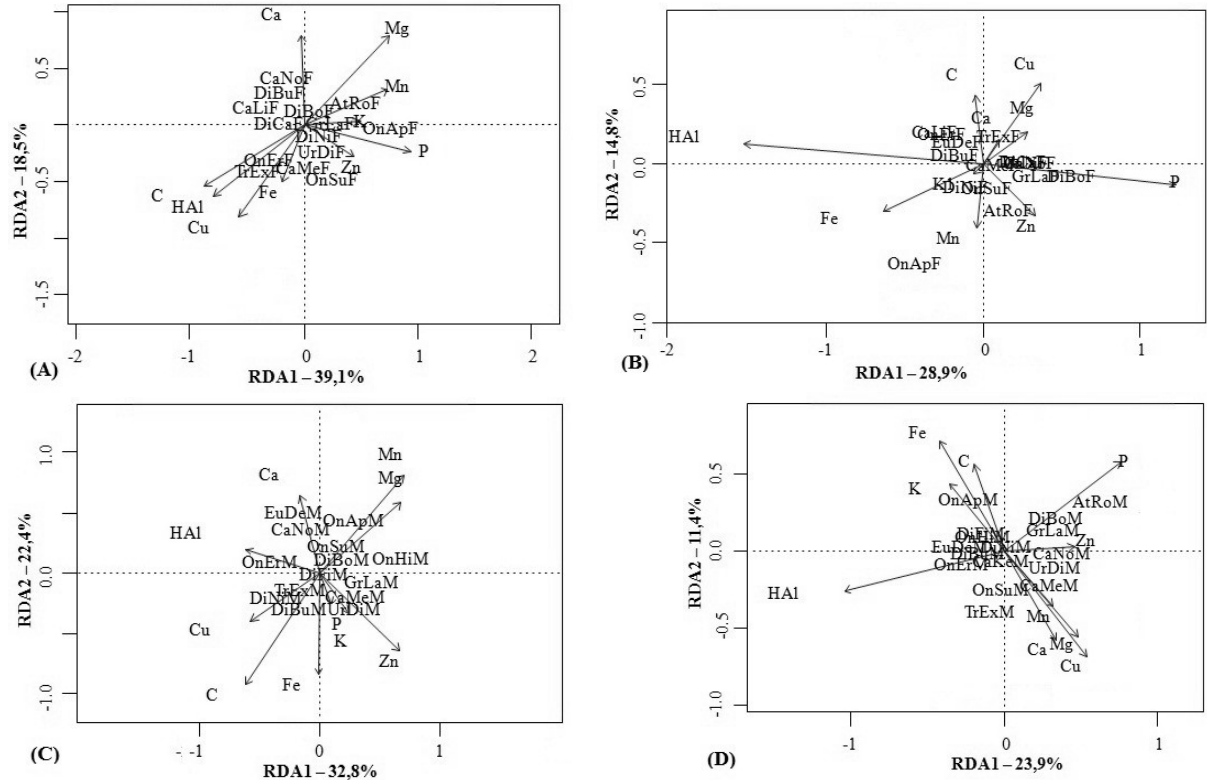


Figura 17: Análise de redundância da distribuição de espécies de escarabeíneos (A) fêmeas dentro do fragmento. (B) fêmeas dentro do cultivo, (C) machos dentro do fragmento e (D) machos dentro do cultivo em função da fertilidade dos solos. Laranjeiras do Sul, PR, janeiro e fevereiro, 2013. Os valores percentuais nos eixos mostram o quanto da variância de um fator pode ser explicado por outro. C: carbono; P: fósforo; K: potássio; HAl: hidrogênio+alumínio; Mg: magnésio; Ca: cálcio; Mn: manganês; Cu: cobre; Fe: ferro; Zn: zinco; AtRo: *Ateuchus robustus*; CaKe: *Canthidium kelleri*; CaMe: *Canthidium megatophoides*; CaNo: *Canthidium nobile*; CaLi: *Canthon lividus*; DiBo: *Dichotomius bossi*; DiBu: *Dichotomius bucki*; DiCa: *Dichotomius carbonarius*; DiFi: *Dichotomius fimbriatus*; DiNi: *Dichotomius nisus*; EuDe: *Eurystemerus deplanatus*; GrLa: *Gromphas lacordairei*; OnAp: *Ontherus appendiculatus*; OnEr: *Ontherus erosioides*; OnSu: *Ontherus sulcator*; OnHi: *Onthophagus hirculus*; TrEx: *Trichillum externepunctatum*; UrDi: *Uroxys dilaticollis*.

Entretanto, apesar de variados autores elencarem os escarabeíneos como bons indicadores de perturbação ambiental (por exemplo: HALFFTER et al., 1992; GARDNER et al., 2004; OLIVIER et al., 2014) a correlação destes organismos com funções ecológicas específicas demanda o apuramento de metodologias que tenham a praticidade de efetivação em campo e a precisão científica necessária, para confiabilidade dos dados.

5 CONCLUSÕES

A distribuição de mirtáceas dentro dos fragmentos e o aumento da presença de frutos carnosos se correlacionou com a distribuição de fêmeas de escarabeíneos. Desta forma, acredita-se que um incremento na disponibilidade de alimentos para os animais responsáveis pela zoocoria, parece aumentar a disponibilidade de recursos para os besouros influenciando na distribuição dos escarabeíneos dentro dos fragmentos.

A abundância e riqueza das espécies de escarabeíneos foi influenciada pelas distâncias avaliadas, dividindo-se de acordo com o grau de perturbação estrutural dos ambientes avaliados, indicando a presença do efeito da borda. Os sistemas de cultivo (plantio direto e horta) influenciaram mais a abundância de besouros que o sistema de manejo (orgânico e convencional), indicando que o teor de matéria orgânica e a menor perturbação do ambiente em plantio direto favoreceram o desenvolvimento de muitos indivíduos de algumas espécies.

A fertilidade dos solos em plantio direto apresentaram os maiores teores de carbono e fósforo e elevação do pH. No sistema em horta convencional se evidenciaram as maiores variações na fertilidade global. Apesar de ocorrer uma tendência de variação da fertilidade global dos solos no sentido interior do fragmento florestal-cultivo, não se evidenciou efeito de borda quanto à fertilidade.

A distribuição das espécies de mirtáceas não respondeu a fertilidade dos solos, parecendo estar relacionada a distribuição original do tipo de vegetação, condicionada pela disponibilidade de água e profundidade dos solos, e interferência antrópica ao longo do tempo, com o corte seletivo de espécies.

As espécies de escarabeíneos responderam em baixo percentual a fertilidade dos solos, indicando que apesar de a fertilidade influenciar no comportamento dos insetos, outros fatores podem ser mais determinantes na distribuição dos besouros nos ambientes.

O sistema de cultivo (grãos em plantio direto e horta) teve maior influência nos indicadores de efeito de borda avaliados que o sistema de manejo (convencional e orgânico), indicando que a substituição de insumos convencionais por orgânicos e a conversação das áreas trata-se de um primeiro avanço do no sentido de melhoria da permeabilidade dos sistemas e redução do efeito de borda.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, S.S.P.; LOUZADA, J.N.C. Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do Cerrado e sua importância para a conservação. **Neotropical Entomology**, v. 38, n. 1, p. 32-43, 2009.
- ALVES, A.M. et al. Caracterização física e química, fenólicos totais e atividade antioxidante da polpa e resíduo de gabioba. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 35, n. 3, p. 837-844, 2013.
- ANDRESEN, E. Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. **Ecography**, v. 26, p. 87-97, 2003.
- ANDRESEN, E. Short-term temporal variability in the abundance of tropical dung beetles. **Insect Conservation and Diversity**, v. 1, n. 2, p. 120-124, 2008.
- BALDISSERA, R.; GANADE, G. Predação de sementes ao longo de uma borda de Floresta Ombrófila Mista e pastagem. **Acta Botânica Brasileira**, v. 19, n. 1, p. 161-165, 2005.
- BARROS, F.A. **Efeito de borda em fragmentos de floresta montana, Nova Friburgo, RJ**. 2006, 100 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental). Universidade Federal Fluminense, 2006.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO₂. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 599-607, 2000.
- BERTONE, M.A. **Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae and Geotrupidae) in North Carolina Pasture Ecosystems**. 2004, 174 f. Tese (Doutorado em Entomologia) North Carolina University, 2004.
- BERTONE, M.A. et al. The contribution of tunneling dung beetles to pasture soil nutrition. Online. **Forage and Grazinglands** doi:10.1094/FG-2006-0711-02-RS.
- BIFFIN, E. et al. Evolution of exceptional species richness among lineages of fleshy-fruited Myrtaceae. **Annals of Botany**, Oxford, v. 106, n. 1, p. 79-93, 2010.
- BLAUM, N. et al. How functional is functional? Ecological groupings in terrestrial animal ecology: towards an animal functional type approach. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 11, p. 2333-2345, 2011.
- BLUMENFELD, E.C. **Relação entre vizinhança e efeito de borda em fragmento florestal**. 2008, 86 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Estadual de Campinas, 2008.
- BOGONI, J.A. **Associações entre besouros escarabeíneos e mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica em Santa Catarina, Brasil**. 2014, 97 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal de Santa Catarina, 2014.
- BRAGA, R.F. **Efeitos da alteração do uso do solo na Amazônia brasileira sobre serviços ecológicos proporcionados pelos Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae)**. 2009, 61 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Entomologia Agrícola). Universidade Federal de Lavras, 2009.

- BRAGA, R.F. et al. Dung beetle community and functions along habitat-disturbance gradient in the Amazon: a rapid assessment of ecological functions associated to biodiversity. **Plos One**, v. 8, n. 2, p. 1-12, 2013.
- BRAGA, R.F. et al. Are dung beetles driving dung-fly abundance in traditional agricultural areas in the Amazon? **Ecosystems**, v. 15, p. 1173-1181, 2012.
- CALDEIRA, M.V.W. et al. Quantificação de serapilheira e de nutrientes – Floresta Ombrófila Mista Montana – Paraná. **Revista Acadêmica**, v. 5, n. 2, p. 101-116, 2007.
- CARTER, M.R. et al. Organic C and N storage, and organic fractions, in adjacent cultivated forest soils of eastern Canada. **Soil & Tillage Research**, v. 47, p. 253-261, 1998.
- CONDETEC. ASSOCIAÇÃO DOS MUNICÍPIOS [DA] CANTUQUIRIGUAÇU. **Plano diretor para o desenvolvimento dos municípios da Cantuquiriguaçu**. Laranjeiras do Sul: [s.n.], 2009.
- COPEL. COMPANHIA PARANAENSE DE ENERGIA. **Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de impacto Ambiental (EIA/RIMA) da PCH do Rio Cavernoso II**. Curitiba: [s.n.], 2009.
- CORDEIRO, J.; RODRIGUES, W.A. Caracterização fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Guarapuava, PR. **Rev. Árvore**, v. 31, n. 3, p. 545-554, 2007.
- COSTA, C.M.Q. **Besouros escarabeíneos em um mosaico de habitats remanescentes e antropogênicos em paisagens fragmentadas de Lavras, MG**. 2012, 82 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Entomologia). Universidade Federal de Lavras, 2012.
- COSTA, I.R. **Estudos evolutivos em Myrtaceae: aspectos citotaxonômicos e filogenéticos em Myrteae, enfatizando *Psidium* e gêneros relacionados**. 2009, 244f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal). Universidade Estadual de Campinas, 2009.
- CUNHA, M.E.T. **Indicadores químicos do efeito de borda em fragmentos de floresta da região de Londrina, Paraná**. 2007, 64 f. Tese (Doutorado em Agronomia). Universidade Estadual de Londrina, 2007.
- CUNHA, M.E.T.; RODRIGUES, E.; YABE, M.J.S. Fertilidade de solos agrícolas próximos a fragmentos florestais nativos. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 24, n. 2, p. 225-234, jul./dez. 2003.
- DAVIS, A.L.V.; SCHOLTZ, C.H.; PHILIPS, T.K. Historical biogeography of scarabaeine dung beetles. **Journal of Biogeography**, v. 29, p. 1217-1256, 2002.
- DESTRO, G.F.G. **Estudos para implantação de reservas legais: uma nova perspectiva na conservação dos recursos naturais**. 2006, 186 f. Dissertação (Mestrado) em Agronomia da Faculdade de Ciências Agrônômicas. Universidade Estadual Paulistata “Julio de Mesquita Filho”, 2006.
- DIAS, N.J.S. **Escoamento de ventos em floresta: estudo numérico de feitos de heterogeneidades da cobertura florestal**. 2009, 102 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Mecânicas). Universidade de Brasília, 2009.
- EHLERS, E. **Agricultura Sustentável: Origens e perspectivas de um novo paradigma**. 2. ed. Guaíba: Agropecuária, 1999. 157 p.
- EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro: Embrapa, 2009.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Levantamento de Reconhecimento de solos do Estado do Paraná**. Boletim de Pesquisa 27. Londrina: EMBRAPA/IAPAR, 1984.

ESTRADA, A. et al. Dung and carrion beetles in tropical rain forest fragments and agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, p. 577-593, 1998.

FILGUEIRAS, B.K.C. **Besouros escarabeíneos em fragmentos de Floresta Atlântica do Centro de Endemismo Pernambuco**. 2009, 61 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Universidade Federal de Pernambuco, 2009.

FLECHTMANN, C.A.H.; RODRIGUES, S. R. Insetos fimícolas associados a fezes bovinas em Jaraguá do Sul/SC. I. Besouros coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 39, n. 2, p. 303-309, 1995.

FLECHTMANN, C.A.H.; RODRIGUES, S.R.; SENO, M.C.Z, Controle biológico da mosca-dos-chifres (*Haematobia irritans irritans*) em Selvíria, Mato Grosso do Sul. 1. Metodologia de estudo e seleção da fauna fimícola de insetos. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 39, n. 1, p. 1-11, 1995.

FREIRE, F.M.; VASCONCELLOS, C.A.; FRANÇA, G.E. Manejo da fertilidade do solo em sistema plantio direto. **Informe Agropecuário**, v. 22, n. 208, p. 49-56, 2001.

GALBIATI, C. et al. Estudo comparativo entre besouros do esterco, *Dichotomius anaglypticus* (Mann., 1829) e *Onthophagus gazella* (F.), sobre as pastagens, em condições brasileiras. **Revista Ecosistema**, v. 20, p. 109-118, 1995.

GARDNER, T.A. et al. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for Neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 883-893, 2008.

GILLARD, P. Coprophagus beetles in pasture ecosystems. Journal of Australian Institute for Agricultural Sciences. v. 33, p. 30-34, 1967 *apud* LASTRO, E. **Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae and Geotrupidae) in North Carolina pasture ecosystems**. Tese (Doutorado em Entomologia) North Carolina University, 121 f., 2006.

GIULIETTI, A.M. et al. Biodiversidade e conservação das plantas no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 52-61, 2005.

GRESSLER, E.; PIZO, M.A.; MORELLATO, L.P.C. Polinização e dispersão de sementes em Myrtaceae do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 509-530, 2006.

HACK, C. Et al. Análise fitossociológica de um fragmento de floresta estacional decidual no município de Jaguari, RS. **Ciência Rural**, v. 35, n. 5, p. 1083-1091, 2005.

HALFFTER, G. Historical and ecological factors determining the geographical distribution of beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). **Folia Entomológica Mexicana**, v. 82, p. 195-238, 1991.

HALFFTER, G.; ARELLANO, L. Response of dung beetles diversity to humaninduced changes in a tropical landscape. **Biotropica**, v. 34, n. 1, p. 144-154, 2002.

HALFFTER, G.; FAVILA, M.E.; HALFFTER, V. Comparative studies on the structure of scarab guild in tropical rein forest. **Fol. Ent. Mex.**, v. 82, p. 195-238, 1992.

- HERMANN, B.C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. **Floresta**, v. 35, n. 1, p. 13-22, 2005.
- HERNÁNDEZ, M.I.M. Besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae) da Caatinga paraibana, Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 356-364, 2007.
- HERNÁNDEZ, M.I.M.; VAZ-DE-MELLO, F.Z. Seasonal and spatial species richness variation of dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae s. str.) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 53, n. 4, p. 607-613, 2009.
- HOLTER, P.; SCHOLTZ, C.H. What do dung beetles eat? **Ecological Entomology**, v. 32, p. 690-697, 2007.
- HONRADO, J. et al. Ecologia de paisagem e biodiversidade: da investigação à gestão e à conservação. **Ecologia**: Porto, v. 5, p. 36-51, 2012.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico 2010: características da população e dos domicílios**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.
- LACTEC. INSTITUTO DE TECNOLOGIA PARA O DESENVOLVIMENTO. **Plano de conservação e uso do entorno de reservatório artificial UHE Governador Bento Munhoz da Rocha Neto**. Curitiba: [s.n.], 2009a.
- LACTEC. INSTITUTO DE TECNOLOGIA PARA O DESENVOLVIMENTO. **Plano de conservação e uso do entorno de reservatório artificial UHE Governador Ney Aminthas de Barros Braga**. Curitiba: [s.n.], 2009b.
- JAIN, S.K.; KUMAR, S.; VARGHESE, J. Estimation of soil erosion for a Himalayan watershed using GIS technique. **Water Resources Management**, v. 15, p. 41-54, 2001.
- JOSE, S. et al. Vegetations responses along edge-to-interior gradients in a high altitude tropical forest in peninsular India. **Forest Ecology and Management**, v. 87, p. 51-62, 1996.
- KATAOKA-SILVA, A.M. **Florística e efeito de borda em fragmentos da Floresta Ombrófila Mista na região de Guarapuava, PR**. 2006, 105 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos, 2006.
- KER, J.C. Latossolos do Brasil: uma revisão. **Geonomos**, v. 5, n. 1, p. 17-40, 2013.
- KLEIN, B.C. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. **Ecology**, v. 70, n.6, p. 1715-1725, 1989.
- KLENK, L.A.; PINTO, L.V. Sistema orgânico e fertilidade do solo – um estudo de caso da região metropolitana de Curitiba, PR. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, n. 2, p. 3538-3541, 2009.
- KOHLMANN, B. History of Scarabaeoid classification. **Coleopterists Society Monograph Number**, v. 5, p. 19-34, 2006.
- KORASAKI, V. et al. Conservation value of alternativa land-use systems for dung beetles in Amazon: valuing traditional farming practices. **Biodiversity Conservtion**, v. 22, p. 1485-1499, 2013.
- LANDRUM, L.R.; KAWASAKI, M.L. The genera of Myrtaceae in Brazil – an illustrated synoptic treatment and identification keys. **Brittonia**, v. 49, p. 508-536, 1997.

- LASTRO, E. **Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae and Geotrupidae) in North Carolina pasture ecosystems**. 2006, 121 f. Tese (Doutorado em Entomologia) North Carolina University, 2006.
- LAURANCE, W.F. et al. Ecosystem decay of Amazonian Forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, p. 605-618, 2002.
- LEMOS, P.H.D. **Efeito de borda no componente arbóreo de um fragmento de Floresta Semidecídua, Viçosa, MG**. 2008, 55 f. Dissertação (Mestrado em Botânica), Universidade Federal de Viçosa, 2008.
- LIU, L.Y. et al. Short-term dynamics of Wind erosion of three newly cultivated grassland solis in Northern China. **Geoderma**, v. 115, p. 55-64, 2003.
- LOUZADA, J.N.C. **Efeitos da fragmentação florestal sobre a comunidade de Scarabaeidae (Insecta, Coleoptera)**. 2000, 95 f. Tese (Doutorado em Entomologia), Universidade Federal de Lavras, 2000.
- LOUZADA, J.N.C.; CARVALHO E SILVA, P.R. Utilisation of introduced Brazilian pastures ecosystems by native dung beetles: diversity patterns and resource use. **Insect Conservation and Diversity**, v. 2, p. 45-52, 2009.
- LUZ, N.B. **Análise espacial como subsídio à recuperação de ecossistemas apoiada na ecologia de paisagens e imagens Ikonos**. 2002, 126 f. Dissertação (Mestrado) em Engenharia Florestal. Universidade Federal do Paraná, 2002.
- MARINONI, R.C. Os grupos tróficos em Coleoptera. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 1, p. 205-224, 2001.
- MARTINS, F.R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: UNICAMP, 1991. 246 p.
- MCGEOCH, M.A.; RENSBURG, B.J.V.; BOTES, A. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, p. 661-672, 2002.
- MEDRI, Í.M.; LOPES, J. Scarabaeidae (Coleoptera) do Parque Estadual Mata dos Godoy e de área de pastagem, no norte do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, p. 135-141, 2001.
- MELO, A.S.; HEPP, L.U. Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 463-486, 2008.
- MENEZES, J.F.S. A matriz importa mesmo? Falta de correlação entre a permeabilidade da matriz na escala da paisagem e persistência das populações de pequenos mamíferos. **Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil**. São Lourenço – MG, 2009.
- METZGER, J.P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n. 3-I, p. 445-463, 1999.
- METZGER, J.P.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Ecologica**, v. 18, n. 1, p. 1-12, 1997.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.
- MUCHAILH, M.C. **Análise da paisagem visando à formação de corredores da biodiversidade**. 2007, 142 f. Dissertação (Mestrado) em Engenharia Florestal. Universidade Federal do Paraná, 2007.

- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trend in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 58-62, 1995.
- NASCIMENTO, H.E.M.; LAURANCE, W.F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 2, p. 183-192, 2006.
- NETO, J. C.; ESCOBAR, F. The potencial value of agroforestry to dung beetle diversity in the wet tropical forests of the Pacific lowlands of Colombia. **Agroforestry Systems**, v. 85, n. 1, p. 121-131, 2012.
- NICHOLS, E. et al. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analyses. **Biological Conservation**, v. 137, p. 1-19, 2007.
- NICHOLS, E. et al. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, v. 141, p. 1461-1474, 2008.
- NUNES, R.V.; VAZ-DE-MELLO, F.Z. New brachypterous species of *Dichotomius* Hope, with taxonomic notes in the sugenus *Luederwaldtinia* Martínez (coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). **Zoo Taxa**, v. 3609, n. 4, p. 411-420, 2013.
- OLIVEIRA FILHO, A.T.; SCOLFORO, J.R.(Ed.). **Inventário Florestal de Minas Gerais:Espécies Arbóreas da Flora Nativa**. Lavras: UFLA, 2008.
- OLIVIER, R.S. et al. Effects of environmental heterogeneity on the composition of insect trophic guilds. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 12, n. 1, p. 209-220, 2014.
- PÉLLICO NETO, S., BRENA, D.A. **Inventário florestal**. Curitiba: Editorado pelos autores, v. 1, 1997.
- PIMENTEL, D. et al. Conserving biological diversity in agricultural agricultural/forestry systems. **Bioscience**, v. 42, p. 345-362, 1992.
- PIZO, M.A. The seed dispersers and fruit syndromes of Myrtaceae in Brazilian Atlantic forest. In: **Frugivores and seed dispersers – biodiversity and conservation perspectives**. LEVEY, D. J.; SILVA, W. R.; GALETTI, M. Eds., CABI Publishing, Wallingford, p. 129-143, 2002.
- PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 327p.
- RAIJ, B. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba, Ceres, Potafos, 1991. 343p.
- RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 1, p. 151-160, 2001.
- RIBEIRO, I. et al. Análise da interação entre fragmentos florestais e sistemas convencionais de cultivo, a partir da análise química do solo. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, n. 2, p. 1085-1088, 2009.
- RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in north Paraná**. 1998, 172 f. Tese de PhD. Harvard University, 1998.
- SANTOS, B.C., RANGEL, L.A., CASTRO JUNIOR, E. A influência do estoque de matéria orgânica do solo em fragmentos de Mata Atlântica. **Revista Geográfica de América Central**, n. Especial EGAL, p. 1-16, 2011.

- SARAIVA, D.D. Composição e estrutura de uma floresta ribeirinha no sul do Brasil. **Revista Biotemas**, Florianópolis, v. 24, n. 4, p. 49-58, 2011.
- SARGES, R.; HALFFTER, G.; ROJAS, A.D. The importance of frugivory to the survival of the dung beetle *Onthophagus rhinolophus* Harold (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) under changing ecological conditions. **The Coleopterists Bulletin**, v. 66, n. 2, p. 166-168, 2012.
- SCHIFFLER, G. **Fatores determinantes da riqueza local de espécies de Scarabaeidae (Insecta: Coleoptera) em fragmentos de floresta estacional semidecídua**. 2003, 79 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal de Lavras, 2003.
- SCHOLTZ, C.H.; DAVIS, A.L.V.; KRYGER, U. **Evolutionary biology and conservation of dung beetles**. Pensoft Publishers, Sofia, 2009. 544p.
- SHAHABUDDIN et al. Diversity and body size of dung beetles attracted to different dung types along a tropical land-use gradient in Sulawesi, Indonesia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 26, p. 53-65, 2010.
- SILVA, P.G. **Espécies de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) de fragmentos florestais com diferentes níveis de alteração em Santa Maria, Rio Grande do Sul**. 2011, 167 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Diversidade Animal). Universidade Federal de Santa Maria, 2011.
- SILVA, P.G.; DI MARE, R.A. Escarabeíneos copro-necrófagos (Coleoptera, Scarabaeidae, Scarabaeinae) de fragmentos de Mata Atlântica em Silveira Martins, rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, série Zoologia**, v. 102, n. 2, p. 197-205, 2012.
- SILVA, P.G.; GARCIA, M.A.R.; VIDAL, M.B. Besouros corpo-necrófagos (Coleoptera: Scarabaeidae *Sensu Stricto*) do município de Bagé, RS (Bioma Campos Sulinos). **Biociências**, v. 17, n. 1, p. 33-43, 2009.
- SILVA, P.G.; VAZ-DE-MELLO, F.Z.; DI MARE, R.A. Diversity and seasonality of Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) in forest fragments in Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 2, p. 679-697, 2013.
- SILVA, P.G.; VAZ-DE-MELLO, F.Z.; DI MARE, R.A. Guia de identificação das espécies de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) do município de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 4, p. 329-345, 2011.
- SILVA, P.G.; BOGONI, J.A. Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) attracted to rotten eggs in the Atlantic Forest in Subtropical Southern Brazil. **The Coleopterists Bulletin**, v. 68, n. 2, p. 339-342, 2014.
- SILVA, R.C. et al. Alterações nas propriedades químicas e físicas de um Chernossolo com diferentes coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 101-107, 2007.
- SILVA, R.J. et al. Rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) de florestas e pastagens no sudoeste da Amazônia brasileira: levantamento de espécies e guildas alimentares. **Acta Amazonica**, v. 44, n. 3, p. 345-352, 2014.
- SILVA, W. B. I. **Resposta da diversidade funcional de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) aos diferentes usos de solo na Amazônia**. 2012, 97 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada – Ecologia e conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agroecossistemas). Universidade Federal de Lavras, 2012.

- SILVEIRA, P.M.; CUNHA, A.A. Variabilidade de micronutrientes, matéria orgânica e argila de um Latossolo submetido a sistemas de preparo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 9, p. 1325-1332, 2002.
- TABANEZ, A.T.; VIANA, V.M.;. Consequências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 57, n. 1, p. 47-60, 1997.
- TABARELLI, M. et al. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, p. 132-138, 2005.
- TEIXEIRA, I.R. et al. Variação dos valores de pH e dos teores de carbono orgânico, cobre, manganês, zinco e ferro em profundidade em Argissolo Vermelho-Amarelo, sob diferentes sistemas de preparo do solo. **Revista Bragantia**, v. 62, n. 1, p. 119-126, 2003.
- THOMAZINI, M.J.; THOMAZINI, A.P.B.W. **A fragmentação e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas**. Rio Branco: EMBRAPA-Acre. 2000. 21 p. (Documentos, 57).
- UMETSU, F., METZGER, J.P.; PARDINI, R. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: A test with Atlantic forest small mammals. **Ecography**, v. 31, p. 359 – 370, 2008.
- UMETSU, F. **Pequenos mamíferos em um mosaico de habitats remanescentes e antropogênicos: qualidade da matriz e conectividade em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica**. 2005, 125 f. Dissertação (Mestrado). Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2005.
- VALE, V.S. et al. Estrutura fitossociológica e grupos ecológicos em mata de galeria do Bioma Cerrado. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CERRADO, 9, 2008, Brasília, **Resumos...** Brasília: Embrapa Cerrado, 2008. p. 475.
- VAZ-DE-MELLO, F.Z.; EDMONDS, W.D. **Gêneros e subgêneros da subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) das Américas** (versão 2.01 Português). Scarabaeinae Research Network, Santa Cruz de la Sierra, Bolívia, 2006.
- VERDÚ, J.R. et al. Grazing promotes dung beetle diversity in the xeric landscape of a Mexican Biosphere Reserve. **Biological Conservation**, v. 140, p. 308-317, 2007.
- VELOSO, H.P., RANGEL-FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.
- VIEIRA, L.M. **Degradação da vegetação de restinga litorânea: implicações para a comunidade de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) e conservação da espécie ameaçada *Dichotomius schiffleri***. 2008, 113 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Entomologia). Universidade Federal de Lavras, 2008.
- WINK, C. et al. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. **Revista de Ciências Veterinárias**, v. 4, n. 1, p. 60-71, 2005.
- YAMADA, D. et al. Effect of tunneler dung beetles on cattle dung decomposition, soil nutrients and herbage growth. **Grassland Science**, v. 53, p. 121-129, 2007.
- YOKOYAMA, K. KAI, H.; TSUCHIYAMA, H. Paracoprid dung beetles and gaseous loss of hydrogen from cow dung. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 23, p. 643-647, 1991.
- ZANÃO-JUNIOR, L.A.; LANA, R.M.Q.; GUIMARÃES, E.C. Variabilidade espacial do pH,

teores de matéria orgânica e micronutrientes em profundidades de amostragem num Latossolo Vermelho sob semeadura direta. **Ciência Rural**, v. 37, n. 4, p. 1000-1007, 2007.