

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

IULI PESSANHA ZVIEJKOVSKI

Dinâmica da serapilheira e populações de insetos edáficos em florestas secundárias na planície de inundação do alto rio Paraná

Maringá
2013

IULI PESSANHA ZVIEJKOVSKI

Dinâmica da serapilheira e populações de insetos edáficos em florestas secundárias na planície de inundação do alto rio Paraná

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Dr. João Batista Campos

Maringá
2013

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

Z96d

Zviejkovski, Iuli Pessanha, 1982-

Dinâmica da serapilheira e populações de insetos edáficos em florestas secundárias na planície de inundação do alto rio Paraná / Iuli Pessanha Zviejkovski. -- Maringá, 2013.
57 f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2013.

Orientador: Dr. João Batista Campos.

1. Ecologia de florestas tropicais - Sucessão ecológica - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Florestas secundárias - Sucessão ecológica - Deposição serapilheira - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 3. Insetos edáficos - Grupos tróficos - Florestas secundárias - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -577.341809816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

Maria Salete Ribelatto Arita CRB/9/858
João Fábio Hildebrandt CRB 9/1140

IULI PESSANHA ZVIEJKOVSKI

Dinâmica da serapilheira e populações de insetos edáficos em florestas secundárias na planície de inundação do alto rio Paraná

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dr. João Batista Campos
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.^a Dr.^a Leila Teresinha Maranhão
Universidade Positivo (Curitiba)

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira
Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

Prof.^a Dr.^a Karina Fidanza
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof.^a Dr.^a Rosilaine Carrenho
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 27 de março de 2013.

Local de defesa: Auditório do Nupélia, bloco H-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

Nesta página, gostaria de agradecer a algumas pessoas que me possibilitaram o sucesso em mais esta etapa.

Aos meus pais, por sempre me incentivarem aos estudos que para eles não foi oportuno.

A minha irmã, que até escutava os “treinos” de defesa e, hoje sabe o que é área basal.

A todos os amigos que fiz neste período e que levo para a vida, que tornaram esta caminhada mais leve e menos ardorosa.

A pesquisadora Janet Hikut, que me introduziu ao mundo da pesquisa na graduação, sendo a minha primeira orientadora.

Ao meu orientador João Batista Campos, pelos ensinamentos compartilhados em bons momentos de coleta no rio Paraná.

A todos que me ajudaram com os trabalhos de campo, Alfredo, Tião e tantos outros que acompanharam nestes anos de Porto Rico.

A Aldenir, Jocemara e Salete, pela ajuda e paciência.

Ao CNPq pela bolsa concedida e pelo financiamento do projeto de pesquisa.

Dinâmica da serapilheira e populações de insetos edáficos em florestas secundárias na planície de inundação do alto rio Paraná

RESUMO

Em muitas regiões do Brasil, os biomas florestados são caracterizados principalmente por florestas secundárias, sendo necessária a compressão de sua dinâmica. O estudo foi realizado em ilhas presentes na planície de inundação do alto rio Paraná (PR/Brasil), e teve como objetivo principal avaliar a produção e decomposição de serapilheira assim como variações na riqueza e composição trófica de insetos de solo em áreas de florestas secundárias. As áreas compreendem quatro antigas pastagens, em processo de sucessão secundária há 15 anos (floresta Mista, Cecropia, Croton e Goiaba) em ordem decrescente de desenvolvimento sucessional e, um fragmento de floresta primária (floresta Remanescente). A produção de serapilheira foi estimada com o uso de 10 coletores por área por um período de 13 meses, nos anos de 2009 e 2010, com uma produção média de 9493,47 kg/ha/ano. A maior deposição de serapilheira foi após o fim do período seco e início da primavera (setembro e outubro). O aporte de serapilheira seguiu um padrão de crescimento de acordo com o avanço dos estágios sucessionais, não corroborando a hipótese de maior produção em estágios iniciais da sucessão. A análise da decomposição serapilheira foi avaliada por meio de *litter bags* em um período de 120 dias, com coletas mensais. A taxa de decomposição foi maior para a floresta Remanescente, que apresentou a maior constante k (0,047 $\text{g g}^{-1} \text{dia}$) e conseqüentemente menor tempo de meia vida (14 dias). A floresta Mista foi a que apresentou a menor constante k (0,021 $\text{g g}^{-1} \text{dia}$) e maior tempo de meia vida (33 dias), que pode estar relacionada a maior relação C:N apresentada por esta área. Diferenças significativas nas taxas de decomposição entre as áreas estudadas não foram apontadas, refletindo à rápida estabilização do ambiente de decomposição e ciclagem de nutrientes nas florestas secundárias. Os insetos de solo foram capturados por armadilhas do tipo *pitfall*, totalizando 53 morfo-espécies, sendo a ordem Coleoptera a mais abundante. A hipótese de aumento na riqueza de insetos com o avanço do processo sucessional não foi confirmada. A floresta Croton apresentou a maior riqueza ($S=37$) e a Goiaba a menor ($S=30$). Assim, como a composição de espécies foi similar entre todos os estágios sucessionais, a composição trófica também se mostrou semelhante, diferindo apenas na abundância de cada categoria trófica. Pelo teste de Qui-Quadrado, os xilófagos e coprófagos estiveram relacionados à floresta Remanescente. Para as áreas estudadas, a riqueza de insetos não se apresentou como um bom indicador de desenvolvimento sucessional. Baseado na composição de espécies e estrutura dos grupos tróficos é possível indicar que as áreas de florestas secundárias, independentemente da estrutura e riqueza de sua vegetação, apresentaram bons indicativos de recuperação em 15 anos de sucessão secundária. A similaridade entre alguns dos parâmetros analisados, produção e decomposição da serapilheira, assim como a composição dos insetos de solo, pode ser uma causa do efeito homogeneizador das cheias, evento que diminui a heterogeneidade ambiental na planície de inundação.

Palavras-chave: Florestas Secundárias. Deposição serapilheira. Ciclagem de nutrientes. Insetos de solo. Grupos tróficos.

Dynamics of litter and edaphic populations of insects in secondary forests in the floodplain of the upper Paraná River

ABSTRACT

In many regions of Brazil, the forest biome is characterized mainly by secondary forests, but little is known about their dynamics. The study was conducted on islands in the upper Paraná River floodplain (PR/Brazil), and aimed to evaluate the production and decomposition of litter, as well as variations in the richness and trophic composition of soil insects in areas composed by secondary forests. The areas are consisted by of four old pastures that have been in secondary succession process for 15 years (Mixed forest, Cecropia, Croton and Guava) in descending order of succession and development, besides a fragment of primary forest (Remaining Forest). Litter production was estimated using 10 collectors per area over a period of 13 months, in the years 2009 and 2010, with an average output of 9493.47 kg/ha/year. The largest litter fall was after the end of the dry season and early spring (September and October). The input of litter followed a growth pattern according to the advancement of successional stages, does not corroborate the hypothesis of increased production in the early stages of succession. Analysis of litter decomposition was evaluated using litter bags in a period of 120 days, with monthly collections. The decomposition rate was higher for the Remnant Forest, with the highest constant K ($0.047 \text{ g g}^{-1} \text{ day}$) and consequently shorter half-life (14 days). The Mixed forest showed the smallest constant k ($0.021 \text{ g g}^{-1} \text{ day}$) and longer half-life (33 days), which may be related to a higher C:N ratio observed for this area. There were not significant differences in decomposition rates among the studied areas, reflecting the rapid stabilization of the decomposition environment and nutrient cycling in secondary forests. The soil insects were captured by pitfall traps, totaling 53 morpho-species; Coleoptera was the most abundant order. The hypothesis of increased richness of insects with the advancement of sucesisonal process was not confirmed. The Croton forest was the richest ($S = 37$) and Guava had the lowest richness ($S = 30$). As species composition was similar among all successional stages, trophic composition was also similar, differing only in the abundance of each trophic category. According to Chi-Square test, coprophagous and xylophagous were related to forest remnant. For the studied areas, the richness of insects does not seem to be a good indicator of successional development. Based on the species composition and structure of trophic groups, it is possible to indicate those areas of secondary forests, regardless of the structure and richness of its vegetation, showed good evidences indicators of recovery in 15 years of secondary succession. The similarity between some of the parameters analyzed, production and litter decomposition, as well as the composition of soil insects, can be a cause of the homogenizing effect of the floods, an event that decreases the environmental heterogeneity of the floodplain.

Keywords: Secondary forests. Litter deposition. Nutrient cycling. Soil insects. Trophic groups.

Tese elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. Disponível em: <<http://www.uem.br/acta>>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	8
2 APORTE E DECOMPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA EM ÁREAS DE FLORESTA SECUNDÁRIA LOCALIZADAS EM ILHAS FLUVIAIS TROPICAIS.....	10
2.1 INTRODUÇÃO.....	11
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	12
2.2.1 Descrição e caracterização da área de estudo.....	12
2.2.2 Produção serapilheira.....	16
2.2.3. Taxa de decomposição.....	17
2.2.4 Análise dos dados.....	18
2.3. RESULTADOS.....	18
2.3.1 Produção serapilheira.....	18
2.3.2 Taxa de decomposição.....	19
2.3.4 Teor de nutrientes.....	21
2.4 DISCUSSÃO.....	22
2.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	26
REFERÊNCIAS.....	27
3 DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO TRÓFICA DA COMUNIDADE DE INSETOS TERRESTRES COMO INDICADORES DE RECUPERAÇÃO EM FLORESTAS SECUNDÁRIAS TROPICAIS.....	34
3.1 INTRODUÇÃO.....	35
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	37
3.2.1. Localização e caracterização da área de estudo.....	37
3.2.2 Coleta e identificação dos insetos.....	40
3.2.3 Análise dos dados.....	40
3.3 RESULTADOS.....	41
3.4 DISCUSSÃO.....	45
3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	49
REFERÊNCIAS.....	50
APÊNDICE 1 - ABUNDÂNCIA DAS MORFO-ESPÉCIES DE INSETOS PARA CADA TIPOLOGIA FLORESTAL.....	55
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	57

1 INTRODUÇÃO GERAL

A alta diversidade de angiospermas encontrada em florestas tropicais permite o estabelecimento de uma estrutura complexa em todos os compartimentos bióticos desses ecossistemas. Um dos componentes básicos das florestas tropicais é a serapilheira acumulada sobre o solo, constituindo uma parte essencial da ciclagem de nutrientes (AYRES et al., 2009). A diversidade arbórea em florestas tropicais leva a deposição de uma serapilheira mais complexa, a qual fornece nichos mais complexos suportando um maior número de espécies de invertebrados de solo (PALACIOS-VARGAS et al., 2007; SABU et al., 2008).

A decomposição exerce um papel essencial na ciclagem de nutrientes e fluxo de carbono, constituindo-se na principal via de retorno de nutrientes e matéria orgânica à superfície do solo (PAGANO; DURIGAN, 2000; LECERF; RICHARDSON, 2010), mantendo a fertilidade do solo e a produtividade do solo em ecossistemas florestais (BELLINGHAM et al., 2013). O processo de decomposição é influenciado principalmente pelas condições climáticas, composição química do material deportado e comunidade decompositora (SWIFT et al., 1979). Distúrbios que gerem mudanças nas comunidades de plantas podem afetar a abundância e composição da serapilheira e a ciclagem de nutrientes (XIAOGAI et al., 2014). Diferenças encontradas na produção de serapilheira dentro de um mesmo tipo florestal podem estar relacionadas a diferentes graus de perturbação (WERNECK et al., 2001). Em comunidades sucessionais, o acúmulo de serapilheira e o tempo de sua remoção podem afetar a substituição de espécies dominantes, bem como a riqueza e a diversidade (MARTINS, 2001).

Invertebrados desempenham um papel importante em vários processos ecossistêmicos, incluindo a decomposição da matéria orgânica (JOUQUET et al., 2006; LAVELLE et al., 2006). A presença de invertebrados geralmente acelera a decomposição da serapilheira (CHAPMAN et al., 2003; MEYER et al., 2011; MOORE et al., 1991; SEASTEDT; CROSSLEY, 1984; SCHOWALTER, 2006; WINK et al., 2005). Os insetos edáficos agem principalmente na fragmentação da serapilheira, que reduz a pequenos detritos, expondo assim, uma grande superfície de área para colonização e ataque microbiano. que culmina na mineralização dos nutrientes (SWIFT et al., 1979; SOUTO, 2006). Em solos tropicais, que de maneira geral são bastante intemperizados e lixiviados com baixa fertilidade natural, o papel dos organismos do solo perante a decomposição da matéria orgânica é de vital importância

para a manutenção da produção vegetal e, conseqüentemente, da produção animal (CORREIA; OLIVEIRA, 2000).

Áreas degradadas abandonadas tendem a ser recolonizadas naturalmente, ainda que o resultado final desse processo espontâneo de sucessão ecológica possa ser uma paisagem diferente da original (MESQUITA et al., 2001), que pode resultar também em uma fauna diferente, alterando desta forma a ciclagem de nutrientes. Muitas florestas secundárias, após anos de abandono, recuperam suas estruturas florestais, mas muitas das relações interespecíficas que fazem das florestas tropicais únicas podem nunca mais ser recuperadas (Uhl et al., 1988). Se uma comunidade animal leva séculos para se recuperar, as florestas em regeneração podem em longo prazo perder muitas de suas espécies (Dunn, 2004), ou até ter o processo de recuperação da comunidade florestal impedido (Wunderle, 1997).

Dada à importância da serapilheira na auto-sustentabilidade e recuperação dos ecossistemas florestais, assim como da importância da fauna nesse processo, é proposto um estudo na planície de inundação do alto rio Paraná, visando verificar como a alteração da vegetação ao longo da sucessão pode afetar os outros componentes da biota, que potencialmente podem ser bioindicadores dessas mudanças.

2 APORTE E DECOMPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA EM ÁREAS DE FLORESTA SECUNDÁRIA LOCALIZADAS EM ILHAS FLUVIAIS TROPICAIS

RESUMO

Na planície de inundação do alto rio Paraná (PR/Brasil) foi investigada a dinâmica da serapilheira em quatro florestas secundárias denominadas de acordo com a espécie dominante na área (floresta Cecropia, Croton, Goiaba e Mista) além de um remanescente florestal de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (floresta Remanescente). A produção de serapilheira foi estimada com o uso de 10 coletores por área por um período de 13 meses, nos anos de 2009 e 2010, com uma produção média de 9493,47 kg/ha/ano. Após o fim do período seco e início da primavera (setembro e outubro) houve a maior deposição de serapilheira nas áreas estudadas. O aporte de serapilheira foi maior para as florestas em estágios sucessionais mais avançados. A taxa de decomposição da serapilheira foi avaliada por meio de litter bags em um período de 120 dias, com coletas mensais. A taxa de decomposição foi maior para a floresta Remanescente, que apresentou a maior constante k (0,047 $\text{g g}^{-1} \text{dia}$) e consequentemente menor tempo de meia vida (14 dias). A floresta Mista foi a que apresentou a menor constante k (0,021 $\text{g g}^{-1} \text{dia}$) e maior tempo de meia vida (33 dias), que pode estar relacionada com a maior relação C:N apresentada por esta área. Diferenças significativas nas taxas de decomposição entre as áreas investigadas não foram apontadas, assim como a similaridade nas concentrações dos macronutrientes N, P, K, Ca e Mg. A semelhança dos resultados entre as áreas pode ser consequência do pulso de inundação do rio Paraná, que acaba diminuído a heterogeneidade ambiental em resposta ao efeito homogeneizador das cheias.

Palavras-chave: Deposição de serapilheira. Ciclagem de nutrientes. Florestas secundárias. Floresta Estacional Semidecidual.

ABSTRACT

In the floodplain of the Upper Paraná River (PR / Brazil), we investigated the dynamics of litter in four secondary forests named according to the dominant species in the area (Cecropia, Croton, Guava and Mixed forest) and a remnant of Semidecidual Seasonal Alluvial Forest (Remnant forest). Litter production was estimated using 10 collectors per area for a period of 13 months, in the years 2009 and 2010, with an average production of 9493.47 kg/ha/year. After the end of the dry period and early spring (September and October) was the largest litter deposition in the studied areas. The input of litter was higher for forests in later successional stages. The rate of litter decomposition was evaluated using litter bags in a period of 120 days, with monthly collections. The decomposition rate was higher for the remnant forest, which showed the greatest constant k (0,047 $\text{g g}^{-1} \text{day}$) and consequently shorter half-life (14 days). The Mixed forest was the one with the smallest constant k (0.021 $\text{g g}^{-1} \text{day}$) and longer half-life (33 days), which may be related to the higher C:N ratio by this area. Significant differences in decomposition rates between the investigated areas were not identified, as well as the similarity in concentrations of macronutrients N, P, K, Ca and Mg. The similarity of the results between areas may be due to the flood pulse of the Paraná River, which eventually decreased environmental heterogeneity in response to the homogenizing effect of the floods.

Keywords: Litter deposition. Nutrient cycling. Secondary forests. Seasonal Semideciduous Forest.

2.1 INTRODUÇÃO

O funcionamento de um ecossistema, seja ele terrestre ou aquático, depende da interação entre comunidade biótica, fluxo de energia e ciclagem de matérias (TOWNSEND et al., 2006). Em ambientes terrestres, a decomposição da serapilheira constitui a principal via de retorno dos nutrientes para o solo florestal (ARATO et al., 2003; BARLOW et al., 2007; SCHUMACHER et al., 2004), principalmente para florestas tropicais que geralmente possuem solos de baixa fertilidade (KOLM, 2001). Além da ciclagem de nutrientes, a serapilheira contribui na formação e desenvolvimento do solo, no amortecimento e retenção da água da chuva, minimizando assim os efeitos erosivos (BORÉM; RAMOS, 2002). O acúmulo de serapilheira sobre o solo também cria condições microclimáticas que influem na germinação das sementes e no estabelecimento das plântulas (MORAES et al., 1999). Por outro lado, o seu excesso pode representar uma barreira física ao desenvolvimento de plântulas (CHAMBERS; MACMAHON, 1994).

De acordo com a literatura, a produção de serapilheira como indicador de estágio sucessional, possui dois padrões básicos de deposição. Alguns autores afirmam que ecossistemas em estágios iniciais de sucessão depositam mais matéria que um estabilizado (EWEL, 1976; LEITÃO FILHO, 1993; MEGURO et al., 1979) devido a maior quantidade de espécies pioneiras que investem mais na produção de biomassa via folhas (FERNANDES et al., 2006). No início da sucessão, geralmente a biomassa é investida em folhas e finas raízes enquanto nos estágios mais tardios a biomassa é alocada em materiais estruturais como troncos e raízes mais grossas (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001), levando a menor produção de serapilheira.

Por outro lado, alguns autores afirmam que florestas em avançado estágio sucessional teriam maiores valores de deposição de serapilheira devido a sua maior biomassa (PEZZATTO; WISNIEWSKI, 2006; VITAL et al., 2004; WERNECK et al., 2001). Ainda de acordo com Werneck et al. (2001) embora as paisagens florestais iniciais tenham um maior número de espécies pioneiras (tipicamente mais decíduas), a maior produção de serapilheira nos estágios sucessionais mais avançados poderia estar relacionada à maior altura, diâmetro das árvores e proporção ocupada pelas copas, o que acarretaria em uma maior produção de biomassa exposta à queda para formação da serapilheira.

Diversos fatores podem controlar as taxas de decomposição, contudo, vários estudos apontam que os relacionados ao clima (temperatura, precipitação), qualidade da serapilheira

(regido pela sua composição química) e a natureza da comunidade decompositora exercem um notável papel neste processo (ADAIR et al., 2008; BERG; MCCLAUGHERTY, 2008; CORREIA; ANDRADE, 1999; MAKKONEN et al., 2012). De modo geral, o clima controla o processo de decomposição em escala regional, enquanto a composição química da serapilheira domina o processo em escala local (BERG, 2000). Distúrbios que gerem mudanças nas comunidades de plantas podem afetar a abundância e composição da serapilheira e a ciclagem de nutrientes (XIAOGAI et al., 2014). Geralmente, florestas secundárias em início de sucessão costumam apresentar baixas taxas de decomposição, pois estas florestas costumam ter as copas mais abertas o que influencia nas condições microclimáticas e conseqüentemente reduz a atividade dos agentes decompositores (AERTS, 1997).

Sob os mesmos fatores ambientais regionais teriam as diferentes tipologias florestais taxas de produção e decomposição da serapilheira diferentes? Devido à dubiedade na determinação de um padrão na produção da serapilheira, este trabalho teve como objetivo mensurar e comparar o aporte e decomposição de serapilheira entre florestas secundárias e um remanescente florestal em ilhas localizadas na planície de inundação do rio Paraná, Brasil.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Descrição e caracterização da área de estudo

A área de estudo, compreende um conjunto de ilhas fluviais que estão localizadas na planície de inundação do alto rio Paraná, próximas ao município de Porto Rico, região noroeste do estado do Paraná, Brasil. As ilhas escolhidas em ordem decrescente de tamanho foram Porto Rico, Santa Rosa e Melosa, tendo como ponto de referência as coordenadas 22°45'S e 53°15'W (Figura 1).



Figura 1. Localização das áreas de estudo, Ilha Melosa (Floresta Cecropia), Ilha Porto Rico (Floresta Mista, Remanescente e Croton) e Ilha Santa Rosa (Tipo Goiaba). Planície de inundação do alto rio Paraná, PR, Brasil. Fonte: Google Maps.

O clima da região, de acordo com a classificação de Köeppen foi identificado como Cfa - clima tropical-subtropical com verão quente (média anual de 22°C) e precipitação média anual de 1.500 mm (CAMPOS; COSTA-FILHO, 1994). A vegetação da área está inserida na região fitoecológica da Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012), sendo classificada como Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (CAMPOS; SOUSA, 1997).

A vegetação que recobre as ilhas presentes na planície do alto rio Paraná, foi submetida a um intenso desmatamento que se iniciou na década de 50, primeiramente para a cafeicultura e posteriormente à pecuária (CAMPOS, 1999). O uso destas ilhas em atividades agropastoris resultou em uma fragmentação desta vegetação. Na ilha Porto Rico, por exemplo, do total de 93,29 ha de floresta primária restaram apenas 6,17 ha de cobertura florestal original (CAMPOS, 1999), como pode ser visualizado na fotografia aérea da ilha do ano de 1996 (Figura 2). Como indicado na figura, um dos remanescentes florestais indicado na imagem foi utilizado como área de estudo.

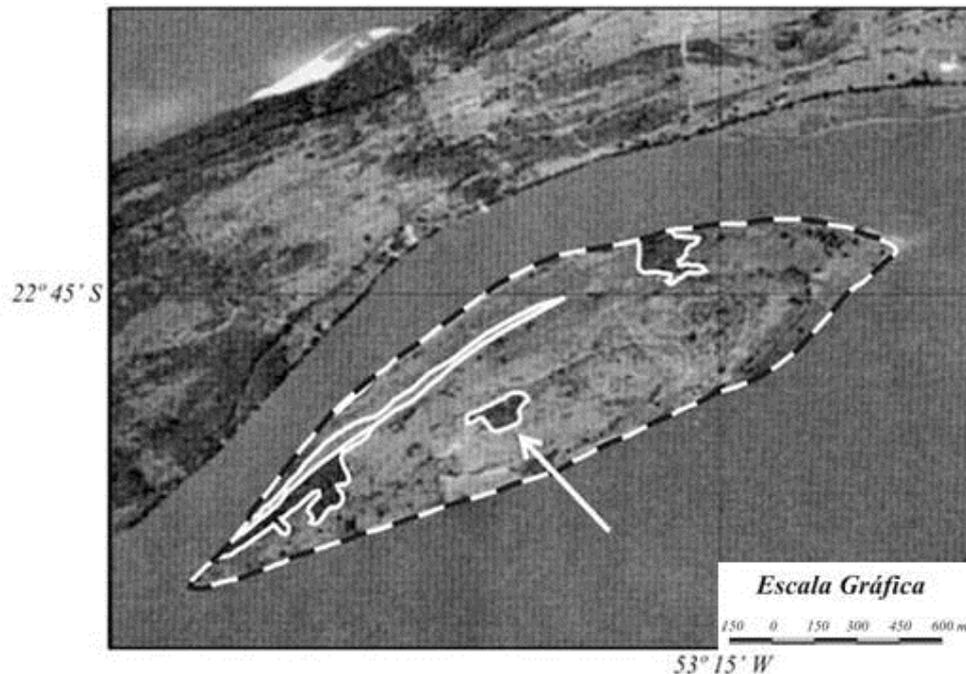


Figura 2. Remanescentes florestais resultantes do desmatamento causado pela pecuária extensiva na ilha Porto Rico. A seta indica a floresta Remanescente estudada.

Diante do quadro de degradação ambiental que as ilhas estavam sendo submetidas, no ano de 1997 o Governo Federal instituiu a Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do rio Paraná, impedindo que as ilhas fossem utilizadas como pastagem possibilitando a retomada do processo de sucessão florestal.

Foram escolhidas cinco áreas de estudo, sendo quatro antigas pastagens, que estão em processo de sucessão secundária desde o ano de 1997, após a criação da APA das ilhas e várzeas do rio Paraná, portanto com aproximadamente 15 anos e, um remanescente florestal, testemunho da vegetação primária que recobria a ilha. As tipologias florestais para a região foram definidas segundo Zampar (2009), de acordo com a espécie vegetal dominante no fragmento, discriminada por meio do mapeamento de fotografias aéreas (Tabela 1):

Tabela 1. Tipologias florestais com suas respectivas espécies dominantes, localização e categoria sucessional (c.s), onde F.P (Floresta primária); F.S. (Floresta Secundária). O sinal (---) significa que a floresta não possui nenhuma espécie dominante. (*) floresta dominada pela espécie exótica invasora *Psidium guajava*, popularmente conhecida como goiaba.

Tipologia Floresta	Espécie dominante	Localização	c.s.
Floresta Remanescente	-----	Ilha Porto Rico	F.P.
Floresta Mista	-----	Ilha Porto Rico	F.S.
Floresta Croton	<i>Croton urucurana</i>	Ilha Porto Rico	F.S.
Floresta Cecropia	<i>Cecropia pachystachya</i>	Ilha Melosa	F.S.
Floresta Goiaba	<i>Psidium guajava</i> *	Ilha Santa Rosa	F.S.

Os dados referentes à avaliação dos fragmentos florestais foram obtidos por meio de levantamentos fitossociológicos realizados nos anos de 2007 e 2008 (ZVIEJKOVSKI, 2008), pelo método de parcelas contínuas (MÜELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974) A classificação das fases sucessionais foi baseada na combinação de variáveis estruturais e florísticas (Tabela 2):

- **Floresta Remanescente:** fragmento florestal localizado na ilha Porto Rico que não sofreu corte raso, se tratando, portanto de um testemunho de floresta primária. Domínio de espécies secundárias, tardias e climáticas como *Unonopsis lindmanii*, *Coussarea platyphylla* e *Albizzia hassleri*. Os dados de riqueza da vegetação (S=31) e diversidade de Shannon-Wiener ($H' = 2,749$) foram os maiores para esta floresta.

- **Floresta Mista:** floresta secundária em estágio intermediário de sucessão, sendo denominada de mista por não apresentar nenhuma dominância fisionômica acentuada de nenhuma espécie. As espécies mais comumente encontradas neste ambiente foram *Cecropia pachystachya*, *Croton urucurana*, *Rollinia emarginata* e a presença da espécie exótica *Psidium guajava* (Goiaba). (S=24/ $H' = 1,883$).

- **Floresta Cecropia:** também em estágio avançado de sucessão, nesta tipologia florestal ocorre o domínio fitofisionômico da espécie pioneira *Cecropia pachystachya*, que forma um dossel de aproximadamente 12 metros de altura. Outras espécies secundárias se encontram associadas a essa tipologia, como *Genipa americana* e *Machaonia brasiliensis*. (S=15/ $H' = 1,802$).

- **Floresta Croton:** floresta secundária em estágio sucessional mais inicial em comparação as florestas Mista e Cecropia. Nesta tipologia ocorre o domínio fisionômico da espécie pioneira *Croton urucurana*. Poucas espécies secundárias ocorreram associadas à

espécie dominante. Alto índice de valor de importância para *Psidium guajava*. As árvores não chegam a formar um dossel contínuo, que implica em bastante luminosidade ao alcance do solo, permitindo o desenvolvimento de gramíneas, que podem estar competindo e prejudicando o desenvolvimento das espécies secundárias presentes nos estratos inferiores. (S=19/ H'=0,922).

- **Floresta Goiaba:** floresta secundária onde o processo sucessional se encontra praticamente interrompido, provavelmente pela dominância da espécie exótica invasora *Psidium guajava*. Esta floresta apresenta a menor riqueza (S= 9) e o menor índice de diversidade (H' = 0,66). Esta capacidade de *P. guajava* em retardar, alterar ou até impedir a sucessão em áreas de sua ocorrência pode estar ligada a possíveis efeitos alelopáticos identificados por Chapla e Campos (2010).

Tabela 2. Características das tipologias florestais investigadas em ilhas do rio Paraná, Brasil. As florestas estão ordenadas em ordem decrescente de estágio sucessional. FR: floresta Remanescente; FM: floresta Mista; FCp: floresta Cecropia, FC: floresta Croton; FG: floresta Goiaba. Fonte: Zviejkovski (2008).

	FR	FM	FCp	FC	FG
Altura máxima (m)	22	15	14	14	16
Diâmetro máximo (cm)	61	38	55,7	22,1	24,5
Área Basal (m ² /ha)	38,3	21,3	28,3	15,0	20,4
Volume (m ³ /ha)	41,91	8,22	27,59	5,09	13,59
Densidade (ind./ha)	7.61	12.14	6.06	10.06	8.80
Número de espécies (S)	31	24	15	19	9
Índice diversidade (H')	2,75	1,88	1,80	0,92	0,66
% espécies pioneiras	1,9	7,5	24,5	25,5	16,9
% espécies secundárias	55,2	57,7	51,9	28,1	6,7
% espécies clímax	31,3	5,8	0,0	0,4	0,0
% espécies invasoras	5,0	22,7	23,7	45,7	75,9
% árvores mortas	6,7	6,3	0,0	0,4	0,5

2.2.2 Produção serapilheira

Para a avaliação do aporte de serapilheira, foram distribuídos aleatoriamente 10 coletores em cada área de estudo (com área de 0,1024 m²), a uma altura de aproximadamente 1,0 m acima da superfície do terreno. Entre junho de 2009 a novembro de 2010, a serapilheira aportada foi coletada mensalmente e levada ao laboratório para pesagem. Durante o período

de novembro de 2009 a março de 2010, não foi possível a realização da coleta, pois as áreas de estudo se encontravam alagadas, devido ao período de cheia do rio Paraná.

O material coletado foi seco em estufas elétricas a uma temperatura de 65°C, até atingirem pesos constantes, sendo posteriormente pesado em balança de precisão. A produção de serapilheira em cada uma das áreas foi quantificada a partir da seguinte equação: $PS = (\sum PMS \times 10.000)/A_c$; onde: PS = produção anual de serapilheira ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); PMS = produção mensal de serapilheira ($\text{kg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$); A_c = área do coletor (m^2), (LOPES et al., 2002). Uma parte da serapilheira foi separada e moída, para a quantificação dos teores de carbono, nitrogênio, fósforo e potássio, pelo método de resíduo orgânico (KIEHL, 1985).

2.2.3. Taxa de decomposição

A avaliação da taxa de decomposição foi realizada pela análise de perda de biomassa utilizando-se *litter bags*. Formados por sacolas de náilon com malha de 4 mm e dimensões de 25 x 25 cm. Em cada *litter bag* foi adicionado de 10-20 gramas do material aportado nos coletores, após secagem em estufa a 65°C. Os *litter bags* foram distribuídos sobre a superfície do piso florestal, simulando a queda natural do material formador da serapilheira.

Em cada área de estudo foram instaladas doze *litter bags* e a cada mês foram coletados três *litter bags*, totalizando um período de quatro meses (30, 60, 90 e 120 dias) entre junho e outubro de 2009. Após a coleta, os *litter bags* foram secos em estufas a 65°C até atingirem peso seco constante. Em seguida, após o exame para retirar partículas de solo, o seu conteúdo foi pesado em balança de precisão. A taxa de decomposição da serapilheira foi quantificada mediante avaliações de medidas de perda de massa, conforme a fórmula: Massa remanescente (%) = (massa final/ massa inicial) x 100.

Para descrever a decomposição dos resíduos vegetais, foi aplicado o modelo matemático exponencial do tipo $X = X_0 \exp^{-kt}$, em que X é a quantidade de massa seca remanescente após um período de tempo t, em dias, X_0 é a quantidade inicial de massa seca ou de nutriente, e k é a constante de decomposição do resíduo (THOMAS; ASAKAWA, 1993). Com o valor de k foi calculado o tempo de meia-vida ($T^{1/2} = 0,693/k$), que expressa o período de tempo necessário para que metade dos resíduos se decomponha ou a metade dos nutrientes contidos nos resíduos seja liberada (PAUL; CLARK, 1989).

2.2.4 Análise dos dados

Avaliou-se o aporte de serapilheira mensalmente e por tipologia florestal. Para avaliar a produção mensal de serapilheira e sua fração constituinte foi utilizada uma análise de variância (ANOVA). Os resultados foram comparados entre si pelo teste de Tukey a 5%. Para testar a diferença na produção de serapilheira entre as tipologias florestas, foram considerados os intervalos de confiança (IC) de 95%, e calculadas as médias mensais de cada área pela reamostragem de Bootstrap (1000 permutações). Foram consideradas distintas as florestas nas quais os valores máximo ou mínimo do intervalo de confiança de uma área não sobrepôs a média de outra área. O coeficiente de variação (CV) foi calculado para determinar a variabilidade dos dados.

Os efeitos das fases sucessionais na taxa de decomposição e na porcentagem de nutrientes presentes na serapilheira foram testados por meio de uma análise de variância (ANOVA), com teste posterior de Tukey a 5%. Todos os testes estatísticos foram realizados no programa STATISTICA for Windows V10 (STATSOFT, 2013).

2.3. RESULTADOS

2.3.1 Produção serapilheira

O total de serapilheira aportada nas tipologias florestais investigadas nos 13 meses coletados foi equivalente a 9493,47 kg/ha/ano e média mensal de $730,26 \pm 330,46$ kg/ha/mês. A produção de serapilheira foi sazonal com as áreas estudadas exibindo um padrão similar.

As amostragens demonstraram que após o fim do período seco e início da primavera houve a maior deposição de serapilheira (Figura 3). A mais alta produção foi na primavera, durante o mês de outubro de 2009 ($1252,07 \pm 476,27$ kg/ha) e no mês de setembro de 2010 ($1288,58 \pm 290,81$ kg/ha), enquanto a mais baixa foi durante o inverno, em julho de 2009 ($261,7 \pm 78,58$ kg/ha) e junho de 2010 ($227,92 \pm 227,92$ Kg/ha). As produções de serapilheira de julho de 2009 e setembro de 2010 revelaram diferenças significativas em relação aos demais meses (Tukey, julho: $F=7,89$, $p=0,0008$; setembro: $F=6,35$, $p=0,0004$).

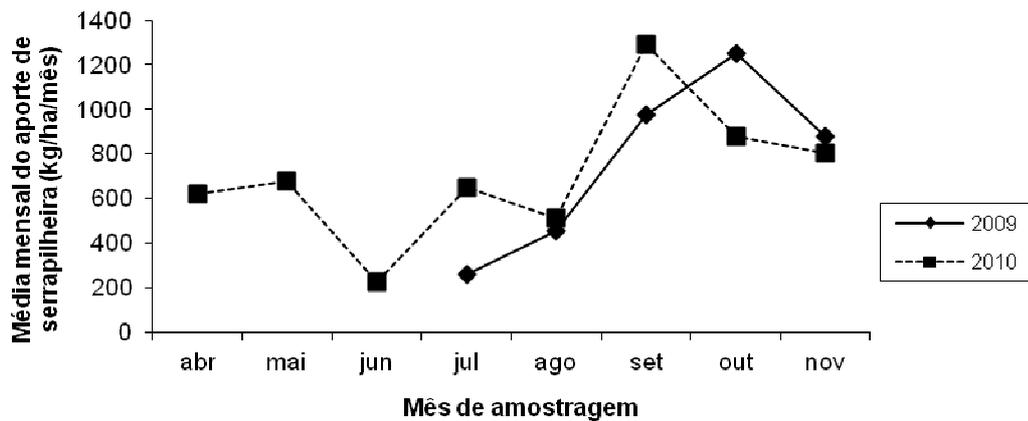


Figura 3. Aporte de serrapilheira por mês de amostragem, para os anos de 2009 e 2010.

A comparação da média de deposição anual entre as florestas mostrou que somente a floresta Croton foi significativamente menor que as outras áreas ($p < 0,05$). As maiores médias anuais, em ordem decrescente, foram para a floresta Mista, floresta Goiaba, floresta Remanescente e floresta Cecropia, as quais não apontaram diferenças na produção de serrapilheira entre si (Tabela 3). O coeficiente de variação apontou valores na produção de serrapilheira variando entre 44,9 a 58,1%.

Tabela 3. Média anual (2009/2010) do aporte de serrapilheira (kg/ha) nas diferentes tipologias florestais estudadas em ilhas do rio Paraná, Brasil.

Área de Estudo	Média anual aporte (kg/ha)	IC		% CV
		Min.	Máx.	
Floresta Remanescente	783,5 ^a	547,8	991,0	58,1
Floresta Mista	827,1 ^a	599,3	1029,1	55,3
Floresta Cecropia	696,3 ^a	517,4	852,1	49,9
Floresta Croton	492,1 ^b	356,9	613,6	53,4
Floresta Goiaba	811,1 ^a	630,8	967,3	44,9

Valores máximos e mínimos de intervalo de confiança (IC) a 95% e coeficiente de variação (CV). Letras diferentes representam significâncias diferentes baseado no Teste de Bootstrap ($\alpha = 0,05$).

2.3.2 Taxa de decomposição

Passados os primeiros 60 dias, somente a floresta Remanescente manteve a tendência do aumento da taxa de decomposição, o restante das florestas secundárias neste período diminuiram e/ou tenderam a estabilidade na decomposição da matéria orgânica (Figura 4). Analisando mensalmente, a taxa de decomposição foi significativamente diferente somente

para a floresta Remanescente (ANOVA, $F= 8,53$; $p= 0,0017$), passado os 120 dias da análise restaram 82,4% do material remanescente no interior dos *litter bags*.

As constantes de decomposição (k) e os tempos de meia vida ($t^{1/2}$) para cada tipologia florestal estão sumarizados na tabela 4. Ao longo do período estudado a floresta Remanescente é a que apresentou maior k ($0,047 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}$) e conseqüentemente menor tempo de meia vida (14 dias). A floresta Mista foi a que apresentou a menor constante k ($0,021 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}$) e maior tempo de meia vida (33 dias). A análise de variância não apontou diferença significativa no processo de decomposição da serapilheira entre as diferentes florestas.

As diferenças observadas nas taxas de decomposição da camada de serapilheira sob cada uma das áreas de estudo, expressas pelas curvas de decomposição, valores da constante k e respectivos tempos de meia vida, mostram comportamento semelhante na decomposição da serapilheira entre as florestas, com exceção da floresta Remanescente que apresentou uma maior redução na massa remanescente, indicando um aumento na taxa de decomposição, apesar da análise de variância não apontar essa diferença.

Tabela 4. Constante de decomposição (k) em g g^{-1} (dia), tempo de meia vida ($t^{1/2}$) em dias e R^2 indica o ajuste de curva exponencial para as diferentes tipologias florestais.

Floresta	k	($t^{1/2}$)	R^2
Floresta Remanescente	0,047 ^{ns}	14	0,98
Floresta Mista	0,021 ^{ns}	33	0,81
Floresta Cecropia	0,026 ^{ns}	26	0,80
Floresta Croton	0,023 ^{ns}	30	0,41
Floresta Goiaba	0,032 ^{ns}	21	0,90

ns: não significativo ao nível de 5% (ANOVA).

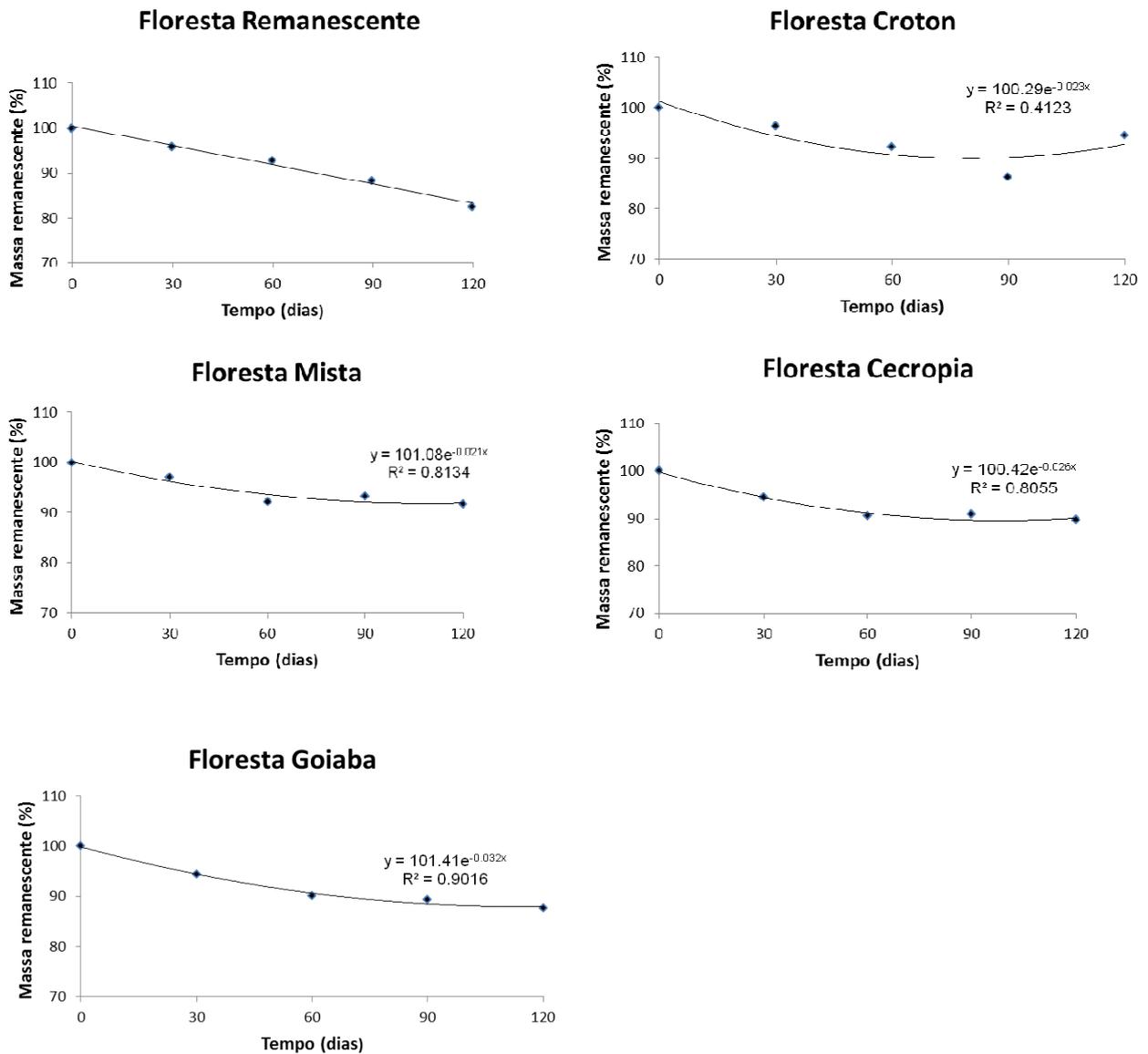


Figura 4. Curvas de decomposição da serapilheira e suas respectivas equações em um período de 120 dias, por tipologia florestal.

2.3.4 Teor de nutrientes

Os resultados das análises químicas da serapilheira estão apresentados na tabela 5. Comparando áreas, apresentaram diferenças estatísticas, o carbono entre as florestas Remanescente, Mista e Cecropia (ANOVA, $F=1109,4$ $p=0,0001$), o nitrogênio e potássio, menores na floresta Cecropia (ANOVA, $F=9,000$ $p=0,0001$ / $F=7,3816$ $p=0,002$) e o cálcio, com as maiores porcentagens nas florestas Remanescente e Mista (ANOVA, $F=3737,5$ $p=0,0001$). As concentrações de fósforo e magnésio não foram significativamente diferentes. A

maior relação C:N foi para a floresta Mista (50:1) e a menor para a floresta Cecropia (17:1), que apresentou as menores porcentagens para os macronutrientes.

Tabela 5. Porcentagens de macronutrientes e carbono nas diferentes áreas florestais estudadas na planície de inundação do alto rio Paraná.

Floresta	C	N	P	K	Ca	Mg	C:N
Floresta Remanescente	39,45 ^a	1,43 ^a	0,15 ^{ns}	2,82 ^a	10,51 ^a	2,87 ^{ns}	27:1
Floresta Mista	69,40 ^b	1,20 ^a	0,10 ^{ns}	3,97 ^a	24,27 ^b	3,10 ^{ns}	50:1
Floresta Cecropia	16,76 ^c	0,96 ^b	0,06 ^{ns}	0,83 ^b	2,17 ^c	0,72 ^{ns}	17:1
Floresta Croton	35,28 ^d	1,23 ^a	0,52 ^{ns}	3,18 ^a	3,43 ^c	2,15 ^{ns}	28:1
Floresta Goiaba	33,03 ^d	1,10 ^a	0,06 ^{ns}	2,06 ^a	4,98 ^c	1,48 ^{ns}	30:1

Letras diferentes na mesma coluna representam significâncias diferentes pelo teste de Tukey a 5%. ns: não significativo ao nível de 5% (ANOVA).

2.4 DISCUSSÃO

A produção anual de serapilheira (9493,47 kg/ha/ano) está próximo da média de valores encontrados em outros trabalhos realizados em Florestas Estacionais Semidecíduais (8727 ± 1990 kg/ha/ano) (MARTINS; RODRIGUES, 1999; PEZZATO; WISNIEWSKI, 2006; PINTO et al., 2008; PIMENTA et al., 2011; SANTOS et al., 2003; SCORIZA, 2009; VITAL et al., 2004). Haag (1985) mostrou que os valores para florestas tropicais situam-se na faixa de 7000 a 12000 kg/ha/ano de matéria seca, enquanto outros trabalhos indicam uma amplitude de 3.000 a 23.000 kg/ha/ano (BRAY; GORHAM, 1964; LOUZADA et al., 1995; SANTOS; CAMARGO, 1999). Ainda de acordo com Bray e Gorham (1964) essas diferenças podem estar relacionadas a diferentes estágios sucessionais das florestas avaliadas. A análise desses trabalhos demonstra grande magnitude de variação no aporte de serapilheira em ecossistemas florestais decíduos.

A ausência de extremos climáticos (períodos prolongados de frio intenso e seca), aliada à diversidade florística, permite que as florestas tropicais produzam serapilheira durante o ano todo (CUNHA et al., 1993; VITAL et al., 2004). Geralmente, esses ecossistemas apresentam um pico de produção máximo na estação seca (MEGURO et al., 1979). Assim como em outros estudos em florestas estacionais, a maior produção ocorreu após o fim do período seco (inverno) e início da primavera (setembro e outubro) (CUNHA et al., 1993; BRITTEZ et al., 1992; MARTINS; RODRIGUES, 1999; PEZZATO; WISNIEWSKI, 2006; PIMENTA et al., 2011; PINTO et al., 2008; VITAL et al., 2004). O efeito do estresse

hídrico sofrido no período mais seco é considerado um importante fator na acentuação da abscisão foliar após o inverno, como medida de diminuir seu consumo de água (MOREIRA; SILVA, 2004). O estresse hídrico desencadeia uma cascata de eventos fisiológicos na planta que culmina com a abscisão foliar, devido ao aumento das concentrações dos hormônios etileno e ácido abscísico (TAIZ; ZEIGER, 2004). Embora os dados de aporte de serapilheira referentes ao período do verão sejam incompletos em razão do período de cheia, aparentemente os menores aportes seriam no fim da estação chuvosa e início da seca, entre os meses de abril a junho.

As diferenças na produção de serapilheira nas áreas florestais estudadas podem estar mais relacionadas à variedade e morfologia das folhas das espécies dominantes, do que propriamente ao estágio sucessional. A baixa deposição pela floresta Croton provavelmente se deve as características morfológicas da espécie dominante da área, a pioneira *Croton urucurana*. Planta pioneira característica de ambientes úmidos e brejosos, chega a formar populações quase únicas, suas folhas são membranosas e leves, diferentemente das folhas de *Cecropia pachystachya*, espécie dominante na floresta Cecropia com folhas grandes, coriáceas e pecíolo avantajado (LORENZI, 2008).

A elevada produção de serapilheira na floresta Goiaba dominada pela espécie exótica invasora *Psidium guajava* (75,9% do total de espécies), produção similar às florestas Mista e Remanescente, vai contra a hipótese de alta deposição de serapilheira em ambientes mais avançados sucessionalmente, pois espécies exóticas possuem características de espécies pioneiras no que tange ao seu rápido crescimento expresso pela dominância da área (MARTINS; RODRIGUES, 1999). Ainda de acordo com Guariguata e Ostertag (2001), áreas com baixa diversidade de espécies tendem a apresentar um padrão uniforme de senescência ao longo do ano.

Embora a taxa de decomposição tenha sido maior para a floresta Remanescente, os testes estatísticos não suportaram esta hipótese. A redução na complexidade estrutural das florestas pode afetar a humidade, intensidade luminosa e a habilidade do solo em reter água atingindo a biota decompositora do solo (AERTS, 1997; PLOWMAN, 2012). Embora, as áreas estudadas apresentem características estruturais e florísticas que as coloquem em diferentes condições sucessionais, a similaridade nas taxas de decomposição sugere que as áreas investigadas possam sofrer do efeito homogeneizador dos períodos de cheia do rio Paraná, que leva a redução na variabilidade espacial dos ambientes (THOMAZ ET AL.,

2007). Anualmente, as cheias “varrem” a serapilheira depositada ao longo de todo período seco, iniciando novamente a deposição e subsequente decomposição.

A decomposição da serapilheira na área mostrou-se consideravelmente mais rápida quando comparada a outras tipologias florestais. Em estudos realizados por Fernandes et al., (2006); Giácomo (2009); Menezes et al., (2010) em florestas secundárias os tempos de meia vida foram superiores a 100 dias. Diniz et al., (2011) e Marinelli (2006) calcularam 56 e 33,9 dias respectivamente. Em uma floresta no mesmo rio Paraná, Neiff e Poi de Neiff (1990), encontraram um tempo de meia vida de 20 dias para a formação florestal estudada. A alta taxa de decomposição apresentada pelas florestas presentes nas ilhas do rio Paraná, podem estar associadas às características ambientais peculiares a ambientes temporariamente alagáveis, visto que a umidade é um fator acelerador da decomposição. De acordo com Neiff (1990), o processo de decomposição da matéria orgânica é mais rápido em ambientes com maior conexão com rios. Em ambientes alagáveis durante os eventos de cheia, grande parte da matéria orgânica produzida é exportada para o fluxo do rio, constituindo uma fonte permanente de matéria orgânica (NEIFF, 2004). Desta forma, nesse ambiente, nem toda a serapilheira que aporta sobre o solo efetivamente será degradada sobre o mesmo.

O nitrogênio, juntamente com o fósforo e o potássio são considerados elementos limitantes ao crescimento das plantas, pois participam de processos fisiológicos importantes como, fotossíntese, crescimento, respiração celular, absorção e transpiração. Sarruge e Haag (1974) propuseram alguns padrões para as concentrações de macronutrientes em plantas, de 0,1 a 0,3% para o fósforo, de 1 a 5% para o nitrogênio, de 0,2 a 11% para o potássio, de 0,02 a 5% para o cálcio e 0,02 a 2,5% para o magnésio. Somente valores de Ca ficaram bem acima dos dados citados na literatura para as Florestas Remanescente e Mista. Possivelmente, a alta concentração de Ca na serapilheira está agregada à baixa mobilidade deste elemento na planta, pois o mesmo está associado à lignificação e constituição de paredes celulares, diminuindo assim a sua lixiviação (SCHUMACHER et al., 2004).

A floresta mista foi a que apresentou a menor taxa de decomposição, podendo estar associada a sua maior relação C:N, que dificulta a ação dos agentes decompositores e, desta forma, aumenta o tempo de permanência dos nutrientes na serapilheira (DINIZ et al., 2011; MOORE et al., 2011; TORRES; PEREIRA, 2008; SWIFT et al., 1979). De acordo com Olson (1963), a taxa de decomposição é uma função do total de material indecomponível presente.

As porcentagens de N, P e K não foram significativamente diferentes entre a floresta primária e as secundárias. De acordo com Montagnini e Jordan (2005), áreas que sofreram corte e queima, após um ano de abandono alcançaram níveis de nutrientes similares ao de florestas que não sofreram distúrbios. Sendo assim, a concentração de nutrientes disponível não se configura um fator limitante ao crescimento das florestas secundárias. Apesar dos resultados desse estudo não apontarem diferenças significativas na produção e decomposição da serapilheira entre as florestas secundárias e primárias, para o local, estes parâmetros não devem ser utilizados de forma isolada como forma de classificação das áreas florestais em algum estágio sucessional, pois outros dados como a riqueza e diversidade das florestas secundárias ainda estão muito aquém dos valores apresentados pela floresta Remanescente. Esta dificuldade na utilização destes parâmetros pode estar relacionada às características peculiares de ambientes alagáveis, em razão de sua dinâmica espaço-temporal marcada pelos eventos de cheia.

2.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A abundância de espécies pioneiras nas áreas de estudo não foi um fator determinante no padrão de deposição da serapilheira, estando este ligado mais a qualidade do material aportado do que propriamente ao estágio sucessional. A sazonalidade da deposição seguiu um padrão encontrado por outros autores, maior aporte após o fim da estação seca e início da primavera. Comparado a outros estudos, as florestas investigadas apresentaram altas taxas de decomposição comparados a outros ambientes e, conseqüentemente, menores tempos de renovação da serapilheira. A similaridade na taxa de decomposição e concentração de nutrientes entre as diferentes florestas pode ser resultado do efeito homogeneizador das cheias, que reduz a variabilidade espacial em ecossistemas alagáveis e exporta a serapilheira para o fluxo do rio.

Para a área de estudo a utilização dos parâmetros relacionados à serapilheira não se mostraram forte para a classificação das florestas em estágios sucessionais, necessitando de parâmetros adicionais para este fim. Após quinze anos em sucessão secundária, com exceção da floresta Goiaba, dominada por espécie exótica, as florestas se encontram em bom e avançado estágio de recuperação, mostrando que a criação da unidade de conservação foi de suma importância na conversão das antigas pastagens em áreas florestais.

REFERÊNCIAS

- ADAIR, E.C., W.J. PARTON, S.J.; DEL GROSSO, W.L.; SILVER, M.E.; HARMON, S.A.; HALL, I.C.; BURKE, S.C. A simple three pool model accurately describes patterns of long-term litter decomposition in diverse climates. **Global Change Biology**, v.14, n.11, p. 2636-2660, 2008.
- AERTS, R. Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. **Oikos**, v.79, n.3, p.439-449, 1997.
- ARATO, H.D.; MARTINS, S.V.; FERRARI, S.H.S. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agro florestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.27, p.715-721, 2003.
- AYRES, E., H. STELTZER, S. BERG, M.D. WALLENSTEIN, B.L. SIMMONS, D.H. Tree species traits influence soil physical, chemical, and biological properties in high elevation forests. **Plos One**, n. 4, p.1-11, 2009.
- BARLOW, J.,T.A.; GARDNER, I.S., ARAUJO, A.B.; BONALDO, J.E.; COSTA, M.C.; ESPOSITO, L.V.; FERREIRA, J.; HAWES, M.I.M.; HERNANDEZ, R.N.; LEITE, N.F.; LOMAN-HUNG, J.R.; MALCOLM, M.B.; MARTINS, L.A.M.; MESTRE, A.L.; NUNES-GUTJAHR, W.L.; OVERAL, L.; PARRY, S.L.; PETERS, M.A.; RIBEIRO-JUNIOR, C.; DA SILVA MOTTA, M.N.F.; DA SILVA, C.A. PERES. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America**, n.104, v.47, p. 18555-18560, 2007.
- BELLINGHAM, B.J.; MORSE, C.W.; BUXTON, R.P.; BONNER, K.I.; MASON, N.W.H.; WARDLE, D.A. Litterfall, nutrient concentrations and decomposability of litter in a New Zealand temperate montane rain forest. **The New Zealand Journal of Ecology**, v.37,n.2, p.162–171, 2013.
- BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. **Forest Ecology Management**, v.133, p.13-22, 2000.
- BERG, B.;McCLAUGHERTY, C. **Plant Litter**. Berlin: Springer-Verlag Heidelberg. 2008.
- BORÉM, R.A.T; RAMOS, D.P. Variação estacional e topográfica de nutrientes na serapilheira de um fragmento de mata atlântica. **Cerne**, v.8, n.2, p.42-59. 2002.
- BORMAN, F.H; LIKENS, G.E. **Pattern and Process in a Forested Ecosystem**. New York: Spring-Verlag, 1979.
- BRAY, J.R; GORHAM, E. Litter production in forests of the world. **Advances in Ecological Research**, v.2, p.101-139, 1964.
- BRITEZ, R.M.; REISSMAN, C.B.; SILVA, S.M.; SANTOS FILHO, A. Deposição estacional de serapilheira e macronutrientes em uma floresta de Araucária, São Mateus do Sul, Paraná. **Revista do Instituto Florestal**, v. 4, n. 3, p. 766-772, 1992.

CAMPOS, J.B. Spatial and multi-temporal analysis of deforestation and quantification of the remnant forests on Porto Rico Island, Paraná, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.42, n. 1, p. 91-100, 1999.

CAMPOS, J.B; COSTA-FILHO, L.V. **Proposta técnica de implantação da área de proteção ambiental do Arquipélago de ilha Grande**. Curitiba: SEMA/IAP –PR, 1994.

CAMPOS, J.B; SOUZA, M.C. Vegetação. In: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM/Nupélia, 1997. p. 331-342.

CHAMBERS, J. C; MACMAHON, J. A. 1994. A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.25, p.263–292, 1994.

CHAPLA, T.E; CAMPOS, J.B. Allelopathic Evidence in Exotic Guava (*Psidium guajava* L.). **Archives of Biology and Technology**, v. 53, n.6, p.1359-1362, 2010.

CHAPMAN, S.K.; HART, S.C.; COBB, N.S.; WHITHAM, T.G.; KOCH G.W. Insect herbivory increases litter quality and decomposition: an extension of the acceleration hypothesis. **Ecology**, n.84, v.11, p.2867–2876, 2003.

CORREIA, M.E.F; ANDRADE, A.G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes, In: (Eds.). SANTOS, G.A; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 1999. p.197-226.

CORREIA, M.E.F; OLIVEIRA, L.C.M. **Fauna de solo: aspectos gerais e metodológicos**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, Documentos, 112, 2000.

CUNHA, G.C.; GRENDENE, L.A.; DURLO, M.A.; BRESSAN, D.A. Dinâmica nutricional em floresta estacional decidual com ênfase aos minerais provenientes da deposição da serapilheira. **Ciência Florestal**, v.3, n.1, p. 35-64, 1993.

DINIZ, A.R.; PEREIRA, M.G.; LOSS, A. Aporte de material decíduo e nutrientes para o solo em plantio de eucalipto e floresta secundária. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 31, n.65, p.19-26, 2011.

DUNN, R.R. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. **Conservation Biology**, n.18, v.2, p. 302-309, 2004.

EWEL, J.J. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. **Journal of Ecology**, n. 64, p. 293-308, 1976.

FERNANDES, M.M.; PEREIRA, M.G.; MAGALHÃES, L.M.S.; CRUZ., A.R.; GIÁCOMO, R.G. Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de floresta secundária, plantio de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth) e andiroba (*Carapa guianenses* Aubl.) na FLONA Mário Xavier, RJ. **Ciência Florestal** n. 16, p.163-175, 2006.

GIACOMO, R.G. **Fitossociologia, Aporte de Serapilheira, Estoques de carbono e Nitrogênio em Diferentes Formações Vegetais na Estação Ecológica de Pirapitinga – MG**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,RJ, 2009.

- GUARIGUATA, M.R; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v.148, p. 185-206, 2001.
- HAAG, H. P. **Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais**. Campinas: Fundação Cargil, 1985.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. (Série Manuais Técnicos em Geociências). 2 ed. Rio de Janeiro, 2012.
- JOUQUET, P.; DAUBER, J.; LAGERLOF, J.; LAVELLE, P.; LEPAGE, M. Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. **Applied Soil Ecology**, v.32, n. 2, p.153- 164, 2006.
- KIEHL, E.J. **Fertilizantes Orgânicos**. São Paulo: Editora Agrônoma Ceres, 1985.
- KOLM, L. **Ciclagem de nutrientes e variações do microclima em plantações de Eucalyptus grandis Hill ex maiden manejadas através de desbastes progressivos**. Dissertação de mestrado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.
- LAVELLE, P.; DECAENS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P.; ROSSI, J. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, v.42, p.3-15, 2006.
- LECERF, A; RICHARDSON, J.S. Litter decomposition can detect effects of high and moderate levels of forest disturbance on stream condition. **Forest Ecology and Management**, n.259, p. 2433–2443, 2010.
- LEITÃO-FILHO, H.F.; PAGANO, S.N.; CESAR, O.; TIMONI, J.L; RUEDA, J.J. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão**. Campinas: Editora da Universidade Estadual Paulista & Editora da Universidade Estadual de Campinas, 1993.
- LOPES, M.I.S.; DOMINGOS, M.; STRUFFALDI-DE VUONO, Y. Ciclagem de nutrientes minerais. In: SYLVESTRE, L.S; ROSA M.M.T. **Manual metodológico para estudos botânicos na Mata Atlântica**. Seropédica: EDUR-UFRJ. 2002. p 72-102.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 5.ed, v.1. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008.
- LOUZADA, M.A.P.; QUINTELA, M.F.S.; PENNA,L.P.S. Estudo comparativo da produção de serrapilheira em áreas de mata atlântica: a floresta secundária “antiga” e uma floresta secundária (capoeira). **Oecologia Brasiliensis**, p.61-74, 1995.
- MAKKONEN, M.; BERG, M.P.; HANDA, I.T.; HÄTTENSCHWILER, S.; VAN RUIJVEN, J.; VAN BODEGOM, P.M.; AERTS, R. Highly consistent effects of plant litter identity and functional traits on decomposition across a latitudinal gradient. **Ecology Letters**, v.15, n. 9, p.1033-41, 2012.
- MARINELLI, P.C.S. **Fitossociologia, deposição e decomposição de serrapilheira de reflorestamentos em área de encosta, do Parque Estadual do Grajaú, RJ**. Trabalho de conclusão de curso, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, RJ, 2006.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa: Editora Aprenda Fácil, 2001.

MARTINS, S.V; RODRIGUES, R.R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecídua no Município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.22, p.405-412, 1999.

MEGURO, M.; VINUEZA, G.N.; DELITTI, W.B.C. Ciclagem de Nutrientes na Mata Mesófila Secundária. **Boletim de Botânica**, v. 7, p. 11-81, 1979.

MENEZES, C.E.G.; PEREIRA- CORREIA, M.E.F.; ANJOS, L.H.C.; PAULA, R.R.; SOUZA, M.E. Aporte e decomposição da serapilheira e produção de biomassa radicular em florestas com diferentes estágios sucessionais em Pinheiral, RJ. **Ciência Florestal**, v. 20, n. 3, p. 439-452, 2010.

MESQUITA, R.C.G.; ICKES, K.; GANADE, G.; WILLIAMSON, G.B. Alternative successional pathways in the amazon basin. **Journal of Ecology**, n.89, p.528-537, 2001.

MEYER, W. M.; OSTERTAG, R.; COWIE, R. H. Macro-invertebrates accelerate litter decomposition and nutrient release in a Hawaiian rainforest. **Soil Biology & Biochemistry**, n. 43, v.1, p.206-211, 2011.

MONTAGNINI, F.; JORDAN, C.F. **Tropical Forest Ecology: the basis for Conservation and Management**. Berlin: Springer, 2005.

MOORE, J.C., HUNT, H.W.; ELLIOTT, E.T. Interactions between soil organisms and herbivores. In: BARBOSA, P.; KIRSCHIK, V.; JONES, C. (Eds.) **Multitrophic-level interactions among microorganisms, plants and insects**. New York :John Wiley, 1991.

MOORE, T. R.; TROFYMOW, J.A.; PRESCOTT, C.E.; TITUS, B.D. Nature and nurture in the dynamics of C, N and P during litter decomposition in Canadian forests. **Plant and Soil**, v. 339, n.1, p. 163–175, 2011.

MORAES, R. M.; DELITTI, W. B. C.; STRUFFALDI-DE VUONO, Y. Litterfall and litter nutrient content in two Brazilian Tropical Forests. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n.1, p.09-16, 1999.

MOREIRA, P.R; SILVA, O.A. Produção de serapilheira em área reflorestada. **Revista Árvore**, v. 28, n. 1, p. 49-59, 2004.

MÜELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974.

NEIFF, J. J. Aspects of primary productivity in the lower Paraná and Paraguay riverine system. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.3, n.1, 77-113, 1990.

NEIFF, J.J. Bosques Fluviales de la Cuenca Del Paraná. In: ARTURI, M.F.; FRANGI, J.L.; GOYA, J.F. (Eds) **Ecología y manejo de los bosques de Argentina**. Servicio de Difusion de la Creacion Intelectual UNLP, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata. 2004.

NEIFF, J.J; POI de NEIFF, A. Litterfall, leaf decomposition and litter colonization of *Tessaria integrifolia* in the Paraná river floodplain. **Hydrobiología**, v. 203, p. 45-52, 1990.

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, v. 44, n.2, p. 322-332, 1963,

PAGANO, S.N; DURIGAN, G. Aspectos da ciclagem de nutrientes em Matas Ciliares do oeste do Estado de São Paulo, Brasil. In: Rodrigues, R.R; Leitão Filho, H.F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da USP/Fapesp, 2000. p 109-123.

PALACIOS-VARGAS, J.G.; CASTAÑO-MENESES, G.; GÓMEZ-ANAYA, J.A.; MARTÍNEZ-YRIZAR, A.; MEJÍA-RECAMIER, B.E.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J. Litter and soil arthropods diversity and density in a tropical dry forest ecosystem in Western Mexico. **Biodiversity and Conservation**, n.16, p.3703-3717, 2007.

PAUL, E.A; CLARK, F.E. **Soil Microbiology and Biochemistry**. San Diego: Academic Press, 1989.

PEZZATTO, A. W.; WISNIEWSKI, C. Produção de serrapilheira em diferentes seres sucessionais da Floresta Estacional Semidecidual no oeste do Paraná. **Floresta**, n. 36, v.1, p. 111-120, 2006.

PIMENTA, J.A.; ROSSI, L.B; TOREZAN, J.M.D.; CAVALHEIRO, A.L.; BIANCHINI, E. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de um reflorestamento e de uma floresta estacional semidecidual no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n.1, p.53-57, 2011.

PINTO, S.I.; MARTINS, S.V.; DIAS, H.C. Produção de serapilheira em dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual na Reserva Mata do Paraíso, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v.32, n.3, p.545-556, 2008.

PLOWMAN, N.S. **Impact of invertebrates and fungi on leaf litter decomposition across a forest modification gradient in Sabah, Malaysia**. Imperial College London, Dissertação de Mestrado, 2012.

SABU, T.K.; VINEESH, P.J.; VINOD, K.V. Diversity of forest litter-inhabiting ants along elevations in the Wayanad region of the Western Ghats. **Journal. Insect Science**, v.8, p.1-14, 2008.

SANTOS, G.A; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999.

SARRUGE, J.R; HAAG, H.P. **Análise química em plantas**. Piracicaba: ESALQ, 1974.

SCHOWALTER, T.D. **Insect Ecology: an Ecosystem Approach**, 2nd Ed. San Diego: Elsevier/Academic, 2006.

SCHUMACHER, M.V.; BRUN, E.J.; HERNANDES, J.I.; KONIG, F.G. Produção de serapilheira em uma floresta de Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande-RS. **Revista Árvore**, v.27, p. 29-37, 2004.

SCORIZA, R.N. **Serrapilheira como indicador ambiental aplicado na avaliação de fragmentos florestais em Sorocaba, SP**. Trabalho de conclusão de curso apresentado a Universidade Federal de São Carlos, 2009.

- SEASTEDT, T.R.; CROSSLEY, D.A. The influence of arthropods on ecosystems. **Bioscience**, n.34, p.157-161, 1984.
- SOUTO, P.C. **Acumulação e decomposição da serapilheira e distribuição de organismos edáficos em área de caatinga na Paraíba, Brasil**. Tese de doutorado em Agronomia pelo Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba, 2006.
- STATSOFT, Inc. **STATISTICA for Windows** [Data analysis software system] version 10 Tulsa: Oklahoma, 2013.
- SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Oxford, Blackwell Scientific Publications, 1979.
- TAIZ, L; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. Porto Alegre: Editora Artmed, 3 ed, 2004.
- THOMAS, R.J.; ASAKAWA, N.M. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, n.10, p. 1351-1361, 1993.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L.M.; BOZELLI, R. L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**, v. 579, p. 1-13, 2007.
- TORRES, J.L; PEREIRA, M.G. Dinâmica do potássio nos resíduos vegetais de plantas de cobertura no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p.1609-1618, 2008.
- TOWNSEND, C.R., BEGON, M.; HARPER, J.L. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre: Editora Artmed, 2006.
- UHL, C., BUSCHBACKER, R.; SERRÃO, E.A.S. Abandoned pasture in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, n.76, p.663-681, 1988.
- VITAL, A.R.T.; GUERRINI, I.A.; FRANKEN, W.K; FONSECA, R.C.B. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma Floresta Estacional Semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, v. 8, p. 793-800, 2004.
- WERNECK, M.S.; PEDRALLI, G.; GIESEKE, L.F. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto. **Revista Brasileira de Botânica**, v.23, n.4, p.401-413, 2002.
- WERNECK, M.S.; PEDRALLI, G.; GIESEKE, L.F. Produção de serapilheira em diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica de Trupuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, n.24, v.2, p.195-198, 2001.
- WINK, C.; GUEDES, J.V.C.; FAGUNDES, C.K.; ROVEDDER, A.P. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, n.4, v.1, p.60-71, 2005.
- WUNDERLE, J.M.J. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, n.99, p.223-235, 1997.

XIAOGAI, G.E.; BENZHI, Z.; YILIN, T. Litter Production and Nutrient Dynamic on a Moso Bamboo Plantation following an Extreme Disturbance of 2008 Ice Storm. **Advances in Meteorology**, Article ID 750865, 2014.

ZAMPAR, R. **Heterogeneidade na sucessão secundária da vegetação na APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, Brasil**. Exame Geral de Qualificação (Mestrado). Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2009.

ZVIEJKOVSKI, I.P. **Sucessão em uma pastagem tropical abandonada: mudanças estruturais e estimativa de recuperação florestal**. Programa de Pós Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá, Dissertação de Mestrado, 2008.

3 DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO TRÓFICA DA COMUNIDADE DE INSETOS TERRESTRES COMO INDICADORES DE RECUPERAÇÃO EM FLORESTAS SECUNDÁRIAS TROPICAIS

RESUMO

Variações na riqueza e composição trófica de insetos presente na serapilheira de cinco áreas florestais em diferentes estágios sucessionais foram avaliadas, como possíveis indicadores de estágio sucessional. As áreas compreendem quatro antigas pastagens, em processo de sucessão secundária há 15 anos (floresta Mista, Cecropia, Croton e Goiaba) em ordem decrescente de desenvolvimento sucessional e, um fragmento de floresta primária (Floresta Remanescente). Estas áreas estão localizadas em diferentes ilhas na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. Foram levantados um total de 53 morfo-espécies, sendo a ordem Coleoptera a mais abundante, seguida por Hemiptera, Hymenoptera e Orthoptera. A hipótese de aumento na riqueza de insetos com o avanço do processo sucesional não foi confirmada. A floresta Croton foi a mais rica ($S=37$) e a Goiaba apresentou a menor riqueza ($S=30$). A similaridade de Sorensen para a composição de insetos foi alta para todas as florestas, sendo que as combinações entre as florestas secundárias apresentaram maiores índices se comparado com as combinações com a floresta Remanescente. A composição trófica foi similar entre todos os estágios sucessionais, diferenciando somente a abundância de cada categoria trófica. Pelo teste de Qui-Quadrado, os xilófagos e coprófagos estiveram relacionados à floresta Remanescente, enquanto a abundância dos predadores, detritívoros, onívoros e fitófagos se relacionaram as florestas secundárias. Para esta área de estudo, a riqueza de insetos não se apresentou como um bom indicador de desenvolvimento sucessional, provavelmente devido à presença dos ciclos de inundação do rio. Baseado na composição de espécies e estrutura dos grupos tróficos é possível indicar que as áreas de florestas secundárias, independentemente da estrutura e riqueza de sua vegetação, apresentaram bons indicativos de recuperação desses parâmetros em 15 anos de sucessão secundária.

Palavras-chave: Insetos de solo. Grupos tróficos. Sucessão secundária. Bioindicadores. Floresta tropical.

ABSTRACT

Variation in richness and trophic composition of litter insects from five forest areas in different successional stages were evaluated as possible indicators of successional stage. The areas include four former pastures, in the process of secondary succession for 15 years (Mixed forest, Cecropia, Croton and Guava) in descending order of succession and development, and a fragment of primary forest (Remaining forest). These areas are located on different islands in the floodplain of the Upper Paraná River, Brazil. A total of 53 morpho-species were raised, being the most abundant order Coleoptera, followed by Hemiptera, Hymenoptera and Orthoptera. The hypothesis of increased richness of insects with advancing sucesional process was not confirmed. The Croton forest was the richest ($S = 37$) and the Guava had the lowest richness ($S = 30$). The Sorensen similarity to the composition of insects was high for all forests, and the combinations of secondary forests had higher rates compared with the combinations with the remnant forest. The trophic composition was similar among all successional stages, differentiating only the abundance of each trophic category. By Chi-Square test, coprophagous and xylophogous were related to the forest remnant, while the

abundance of predators, detritivores, omnivores and phytophagous were related secondary forests. For this study area, the richness of insects did not appear as a good indicator of successional development, probably due to the presence of river flood cycles. Based on species composition and structure of trophic groups it is possible to indicate that areas of secondary forests, regardless of the structure and richness of its vegetation, showed good indicators of recovery of these parameters in 15 years of secondary succession process.

Keywords: Soil insects. Trophic groups. Secondary succession. Bioindicators. Rainforest.

3.1 INTRODUÇÃO

A transformação de ecossistemas naturais em áreas destinadas para a agricultura e pecuária é uma prática comum em vários países. No período entre 2000-2012 a perda florestal global foi de 2,3 milhões de Km² (HANSEN et al., 2013). Após longo tempo de uso destas áreas, muitas delas são abandonadas, seja pela baixa produtividade ou devido a imposições legais, dando origem a vários fragmentos de florestas secundárias, que se diferenciam quanto ao estágio sucessional.

No Brasil, no período entre 2011-2012 houve um aumento de 9% no desmatamento do bioma Mata Atlântica, no estado do Paraná, deste bioma apenas 11,8 % se mantêm como florestas naturais (SOS MATA ATLÂNTICA, 2014), o restante já foi destruído e uma parte convertida em florestas secundárias. O resultado deste processo consiste em um mosaico de florestas em meio a uma matriz de terras destinadas a atividades agropastoris (VILLAGALAVIZ et al., 2012). Devido à alta porcentagem de florestas secundárias existentes, estes ecossistemas se tornaram importantes refúgios da fauna, garantindo assim a sua conservação. Em muitos países, as florestas secundárias se tornaram os únicos ambientes florestais que restaram (CASTELLETTA et al., 2000).

A sucessão é um processo mediado pela recuperação da vegetação, onde fatores bióticos e abióticos aumentam a diversidade de plantas e, conseqüentemente, da sua fauna associada (BARBERENA-ARIAS; AIDE, 2003). Entretanto, a recuperação de um ambiente florestal não necessariamente implica na recuperação da fauna preexistente. Em alguns casos, a não recuperação da comunidade animal pode atrasar ou até impedir a recuperação da comunidade vegetal, atrapalhando o processo de sucessão ecológica (MOUTINHO, 1998; WUNDERLEE, 1997). Os insetos desempenham um importante papel na recuperação da vegetação, principalmente através da herbivoria, polinização e decomposição da matéria orgânica (BARBERENA-ARIAS; AIDE, 2002).

Sabemos que a presença de distúrbios na vegetação, sejam eles de origem natural ou antrópica, afetam a composição e diversidade biológica, alterando processos vitais que garantem a estrutura e funcionamento desse fragmento. Dentre os processos que sustentam a produção primária de um ambiente florestal se encontra a decomposição da matéria orgânica. Este processo de transformação da matéria orgânica no solo é diretamente influenciado pela quantidade e qualidade do material aportado, o ambiente físico e químico e a presença de organismos decompositores (SOUTO, 2006), como bactérias, fungos e a fauna do solo que vive sob a serapilheira. As atividades tróficas destes animais resultam principalmente na fragmentação do material vegetal em decomposição, influenciando as taxas de nutrientes disponíveis no solo assim como sua formação (CORREIA, 2002; CORREIA; ANDRADE, 1999; SWIFT et al., 1979; WINK et al., 2005).

Neste contexto, uma medida de equilíbrio ambiental pode ser investigada pela observação das características populacionais de organismos invertebrados que habitam o solo, visto que os invertebrados são considerados indicadores apropriados, pois apresentam grande diversidade e capacidade de produzir várias gerações em curto espaço de tempo (SCHOWALTER, 2006). Sendo assim, a fauna de invertebrados do solo pode contribuir para a avaliação da sustentabilidade de uma área em recuperação.

Ainda restam muitas lacunas no que se refere a mudanças na diversidade e composição da comunidade de insetos que habitam a serapilheira (THOMAZINI; THOMAZINI, 2000), principalmente em relação às florestas tropicais que possuem uma biodiversidade de insetos muito elevada, porém pouco inventariada (GALLO et al., 2002; LEWIS; BASSET, 2007). Áreas florestais em avançado estágio sucessional tendem a apresentar valores de riqueza e diversidade elevados para a comunidade vegetal (BUDOWSKI, 1965; CONNELL; SLATYER, 1977). Este aumento no número de espécies vegetais levaria a maior produção e diversidade na composição da serapilheira, influenciando positivamente a comunidade de invertebrados terrestres (BARBERENA-ARIAS; AIDE, 2002; BARBERENA-ARIAS; AIDE, 2003; CORREIA; ANDRADE, 1999; SOUTHWOOD et al., 1979).

A fim de compreender alguns padrões durante a sucessão ecológica de florestas secundárias, duas hipóteses foram propostas para teste: 1) A riqueza e diversidade de insetos aumentam com o avanço do processo sucessional, em decorrência do aumento da riqueza de plantas e produção da serapilheira; 2) A composição trófica muda durante o processo

sucessional, com predomínio de herbívoros nos estágios iniciais e aumento das espécies predadoras, coprófagas e dependentes de madeira no decorrer da sucessão ecológica. Com o objetivo de testar estas hipóteses foram analisadas as comunidades de insetos que vivem no solo, compartimento da serapilheira, em cinco áreas florestais que se encontram em diferentes estágios sucessionais, na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Localização e caracterização da área de estudo

A área de estudo, compreende um conjunto de ilhas fluviais que estão localizadas na planície de inundação do alto rio Paraná, próximas ao município de Porto Rico, PR, Brasil. As ilhas escolhidas em ordem decrescente de tamanho foram Porto Rico, Santa Rosa e Melosa, tendo como ponto de referência as coordenadas 22°45`S e 53°15`W (Figura 1).



Figura 1. Localização das áreas de estudo na planície de inundação do alto rio Paraná, PR, Brasil. Ilha Melosa (floresta Cecropia), Ilha Porto Rico (floresta Mista, Remanescente e Croton) e Ilha Santa Rosa (floresta Goiaba). Fonte: Google Maps.

O clima da região, de acordo com a classificação de Köeppen foi identificado como Cfa - clima tropical-subtropical com verão quente (média anual de 22°C) e precipitação média anual de 1.500mm (CAMPOS; COSTA-FILHO, 1994). A vegetação da área está inserida na região fitoecológica da Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012), sendo classificada como Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (CAMPOS; SOUSA, 1997).

A vegetação que recobre as ilhas presentes na planície do alto rio Paraná foi submetida a um intenso desmatamento que se iniciou na década de 50, primeiramente para a cafeicultura e posteriormente a pecuária.. O uso destas ilhas em atividades agropastoris resultou em uma fragmentação desta vegetação. Na ilha Porto Rico, por exemplo, do total de 93,29 ha de

floresta primária que cobriam a ilha Porto Rico, restaram apenas 6,17 ha de cobertura florestal original (CAMPOS, 1999), como pode ser visualizado na fotografia aérea da ilha do ano de 1996 (Figura 2).

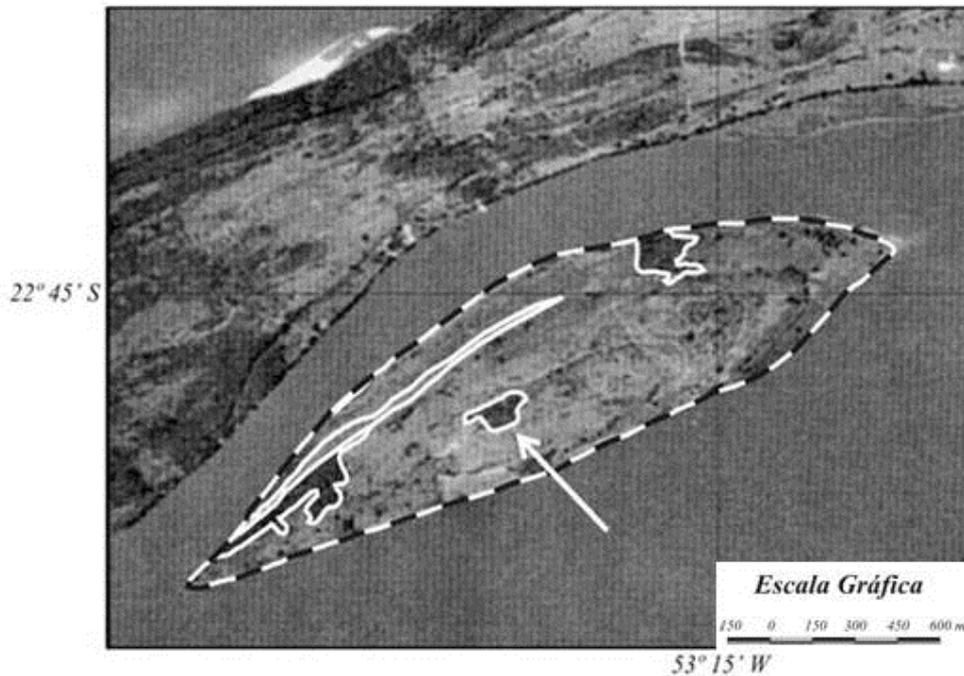


Figura 2. Remanescentes florestais resultantes do desmatamento causado pela pecuária extensiva na ilha Porto Rico. A seta indica a floresta Remanescente estudada.

Diante do quadro de degradação ambiental que as ilhas estavam sendo submetidas no ano de 1997, o Governo Federal instituiu a Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do rio Paraná, impedindo a utilização das ilhas como pastagem fornecendo condições para que a vegetação retomasse o processo de sucessão florestal.

Foram escolhidas cinco áreas de estudo, sendo quatro antigas pastagens, que estão em processo de sucessão secundária desde o ano de 1997, após a criação da APA das Ilhas e Várzeas do rio Paraná, portanto com aproximadamente 15 anos, e um remanescente florestal. As tipologias florestais para a região foram definidas segundo Zampar (2009) de acordo com a espécie vegetal dominante no fragmento, por meio do mapeamento de fotografias aéreas e estão assim caracterizadas:

- **Floresta Remanescente:** fragmento florestal localizado na ilha Porto Rico que não sofreu corte raso, se tratando, portanto de um testemunho de floresta primária. Domínio de espécies secundárias, tardias e climácicas como *Unonopsis lindmanii*, *Coussarea platyphylla* e *Albizzia hassleri*. Os dados de riqueza da vegetação ($S=31$) e diversidade de Shannon-Wiener ($H'=2,749$) foram os maiores para esta floresta.

- **Floresta Mista:** floresta secundária em estágio intermediário de sucessão, sendo denominada de mista por não apresentar nenhuma dominância fisionômica acentuada de nenhuma espécie. As espécies mais comumente encontradas neste ambiente foram *Cecropia pachystachya*, *Croton urucurana*, *Rollinia emarginata* e a presença da espécie exótica *Psidium guajava* (Goiaba). (S=24/ H'=1,883).

- **Floresta Cecropia:** floresta secundária em estágio intermediário de sucessão, com o domínio fitofisionômico da espécie pioneira *Cecropia pachystachya*, que forma um dossel de aproximadamente 12 metros de altura. Outras espécies secundárias se encontram associadas a essa tipologia, como *Genipa americana* e *Machaonia brasiliensis*. (S=15/ H'=1,802).

- **Floresta Croton:** floresta secundária em estágio sucessional mais inicial em comparação as florestas Mista e Cecropia. Nesta tipologia ocorre o domínio fisionômico da espécie pioneira *Croton urucurana*. Poucas espécies secundárias ocorreram associadas à espécie dominante, sobosque pouco desenvolvido. Alto índice de valor de importância para *Psidium guajava*. As árvores não chegam a formar um dossel contínuo, o que implica em bastante luminosidade ao alcance do solo, permitindo o desenvolvimento de gramíneas. (S=19/ H'=0,922).

- **Floresta Goiaba:** floresta secundária onde o processo sucessional se encontra praticamente interrompido, provavelmente pela dominância da espécie exótica invasora *Psidium guajava*. Esta floresta apresenta a menor riqueza (S= 9) e o menor índice de diversidade (H'= 0,66). Esta capacidade de *P. guajava* em retardar, alterar ou até impedir a sucessão em áreas de sua ocorrência pode estar ligada a possíveis efeitos alelopáticos identificados por Chapla e Campos (2010).

A classificação das florestas em estágios sucessionais foi baseada em dados estruturais e florísticos, obtidos por meio de levantamentos fitossociológicos nos anos de 2007 e 2008 (ZVIEJKOVSKI, 2008), pelo método de parcelas contínuas (MÜELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). Sendo assim, em ordem decrescente, as florestas foram assim classificadas quanto ao seu estágio sucessional: floresta Remanescente (fragmento floresta primária), floresta Mista e Cecropia (florestas secundárias em estágio intermediário), floresta Croton (estágio inicial), floresta Goiaba (processo sucessional estacionado).

Dados referentes à produção e decomposição da serapilheira, assim como a constituição nutricional do material aportado nas diferentes áreas, estão reunidos na tabela 1.

Tabela 1. Média anual do aporte de serapilheira (kg/ha), constante de decomposição da serapilheira (k), tempo de meia vida da serapilheira ($t^{1/2}$), relação carbono/nitrogênio (C:N) e porcentagens dos macronutrientes (N: nitrogênios; P: fósforo; K: potássio), nas diferentes áreas florestais estudadas na planície de inundação do alto rio Paraná.

Florestas	Aporte serapilheira	k	($t^{1/2}$)	C:N	N	P	K
Floresta Remanescente	783,5	0,047	14	27:1	1,43	0,15	2,82
Floresta Mista	827,1	0,021	33	50:1	1,20	0,10	3,97
Floresta Cecropia	696,3	0,026	26	17:1	0,96	0,06	0,83
Floresta Croton	492,1	0,023	30	28:1	1,23	0,52	3,18
Floresta Goiaba	811,1	0,032	21	30:1	1,10	0,06	2,06

3.2.2 Coleta e identificação dos insetos

Foram coletadas, principalmente, as espécies ambulatórias, que vivem no folhíço, capturadas por meio de armadilhas de solo do tipo “*pitfall*”, sem atrativos. As armadilhas consistiam em potes plásticos de mel, com 500 ml de capacidade, preenchidos com uma solução de álcool, formol e detergente. Em cada tipologia florestal, foram implantadas paralelamente ao rio 15 armadilhas distribuídas em um grid de 3x5, com distância de 10 m entre cada armadilha. Ficaram expostas por um período de dez dias, segundo metodologia proposta por Aquino et al. (2006), no mês de setembro de 2011. A fauna capturada em cada armadilha foi conservada em uma solução de álcool 70% e, transferidos para o laboratório para posterior contagem e identificação, quando possível, até o nível de subfamília.

Após a classificação, os organismos foram enquadrados nos seguintes grupos tróficos: predadores, coprófagos/necrófagos, detritívoros, onívoros, fitófagos e xilófagos. Aplica-se o conceito de grupos tróficos como um agrupamento de organismos que utilizam o mesmo tipo de recursos alimentares (MARINONI, 2001). Muitos zoologistas na tentativa de reduzir a enorme riqueza de espécies dos invertebrados de solo utilizam-se da classificação destes organismos em grupos funcionais. Além da facilidade de reconhecimento com base em características morfológicas, o estudo por grupos tróficos permite o entendimento dos aspectos funcionais da comunidade (CAGNOLO et al., 2002; LAVELLE, 1996; VANDERWEL et al., 2006).

3.2.3 Análise dos dados

Análise de variância (ANOVA) unifatorial (ZAR, 1999) foi empregada para verificar o efeito do estágio sucessional das florestas na diversidade de espécies dos insetos presentes na serapilheira. Posteriormente, suas médias foram comparadas pelo teste de Tukey, ambos ao nível de significância de 5%, utilizando-se do programa BioEstat V4.0 (AYRES et al., 2005).

Como forma de minimizar os efeitos sobre a riqueza da diferença no número de amostras entre as florestas, foi empregada uma curva de rarefação de espécies pela função de *Mao Tau*. A curva de rarefação permite calcular o número esperado de espécies em cada amostra para um tamanho de amostra padrão, mesmo que os tamanhos amostrais sejam diferentes (COLWELL et al., 2004; GOTELLI; COLWELL, 2001).

Para estimar a riqueza de espécies total foi utilizado o estimador de riqueza Jackknife de 1ª Ordem, o qual inclui na estimativa as espécies que também não estão presentes na amostra e utiliza o número de espécies que ocorrem em apenas uma amostra (*uniques*) (COLWELL, 2005). Como em muitos casos é impraticável enumerar todas as espécies existentes, principalmente em se tratando da fauna de insetos de florestas tropicais, o uso de estimadores de riqueza se faz necessário. O cálculo de Jackknife, assim como a curva de rarefação de espécies, foram realizados pelo programa EstimateSWin750 (COLWELL, 2005).

Utilizou-se o índice de similaridade de Sorensen (MÜELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974), para comparar a composição de morfo-espécies dos insetos das florestas, considerando a presença e ausência das espécies. Os resultados do índice variam de zero a um, onde um significa duas áreas totalmente similares, e zero significa que não há espécies em comum entre as florestas comparadas. Posteriormente, foi empregada uma análise de Cluster, por distância euclidiana (AYRES et al., 2005). Para a análise de agrupamento, foram utilizadas matrizes de abundância das morfo-espécies de insetos para cada tipologia florestal, por meio do programa STATISTICA for Windows V10 (STATSOFT, 2013).

Para comparar se as proporções de indivíduos em grupos tróficos dependem do tipo florestal, utilizou-se o teste de Qui-quadrado (CRAWLEY, 2005). Este teste permite comparar a distribuição de diversos acontecimentos em diferentes amostras, a fim de avaliar se as proporções observadas destes eventos mostram ou não diferenças significativas ou se as amostras diferem significativamente quanto às proporções desses acontecimentos.

3.3 RESULTADOS

Foi amostrado um total de 5355 insetos. O maior número de indivíduos (1840) foi capturado na floresta Croton e o menor (748) na Cecropia. Nas cinco áreas de estudo foram contabilizadas 53 morfo-espécies, identificadas em nível de ordem, família e subfamília (Apêndice 1). Deste total, 19 morfo-espécies foram comuns a todas as florestas e somente a

floresta Goiaba não apresentou nenhuma morfo-espécie exclusiva. As florestas Remanescente, Cecropia e Croton apresentaram cada uma cinco morfo-espécies exclusivas.

No que tange à riqueza, não houve aumento nos valores em função do avanço sucessional, apresentando a floresta Remanescente, a segunda menor riqueza ($S=32$), ficando atrás somente da floresta Goiaba ($S=30$). A floresta Croton apresentou a maior riqueza observada ($S=37$). Diferentemente, a riqueza estimada (S_{est}), apontou maiores valores para a floresta Remanescente, mas todas as florestas obtiveram valores bem similares de riqueza estimada (Tabela 2). De acordo com o estimador Jackknife, de 71,2 – 88,7% do total de morfo-espécies potencialmente presentes nas áreas amostradas foram coletadas.

A análise de variância identificou diferenças significativas na diversidade de insetos (ANOVA= 5,429; $p=0,0011$), sendo que as florestas Remanescente ($H'=1,25$), Cecropia ($H'=1,56$) e Croton ($H'= 1,85$) foram significativamente inferiores à floresta Goiaba que apresentou os maiores índices de diversidade ($H'= 2,70$) e equitabilidade ($J=1,908$).

Tabela 2. Riqueza (S), índice de Shannon-Weaver (H') equitabilidade de Pielou (J) e estimador de riqueza Jackknife (S_{est}), para as comunidades de insetos em cada tipologia florestal amostrada, Porto Rico, PR, Brasil.

Florestas	S	H'	J	S_{est}
Floresta Remanescente	32	1,25*	0,831	42,8
Floresta Mista	34	2,55	1,667	37,64
Floresta Cecropia	33	1,56*	1,022	42,29
Floresta Croton	37	1,85*	1,166	41,67
Floresta Goiaba	30	2,70*	1,908	42,13

(*) Diferença significativa apontada pelo teste de Tukey ($p<0,05$).

Ao compararmos a riqueza, considerando o mesmo número de amostras para todas as florestas por meio da curva de rarefação, a floresta Croton apresentou a maior riqueza, seguida pela floresta Mista, Remanescente e Cecropia (Figura 3). A floresta Goiaba exibiu a menor riqueza. Com exceção da floresta Croton, provavelmente o esforço amostral tenha influenciado na riqueza final observada na floresta Remanescente.

A ordem Coleoptera foi a mais abundante, com 4004 indivíduos, seguida pelas ordens Hemiptera (513 ind.), Hymenoptera (448 ind.) e Orthoptera (240 ind.). As quatro famílias mais numerosas dos coleópteros foram, em ordem de abundância: Curculionidae (2030 ind.), Nitidulidae (1574 ind.), Cicindelidae (186 ind.) e Crysomelidae (51 ind.).

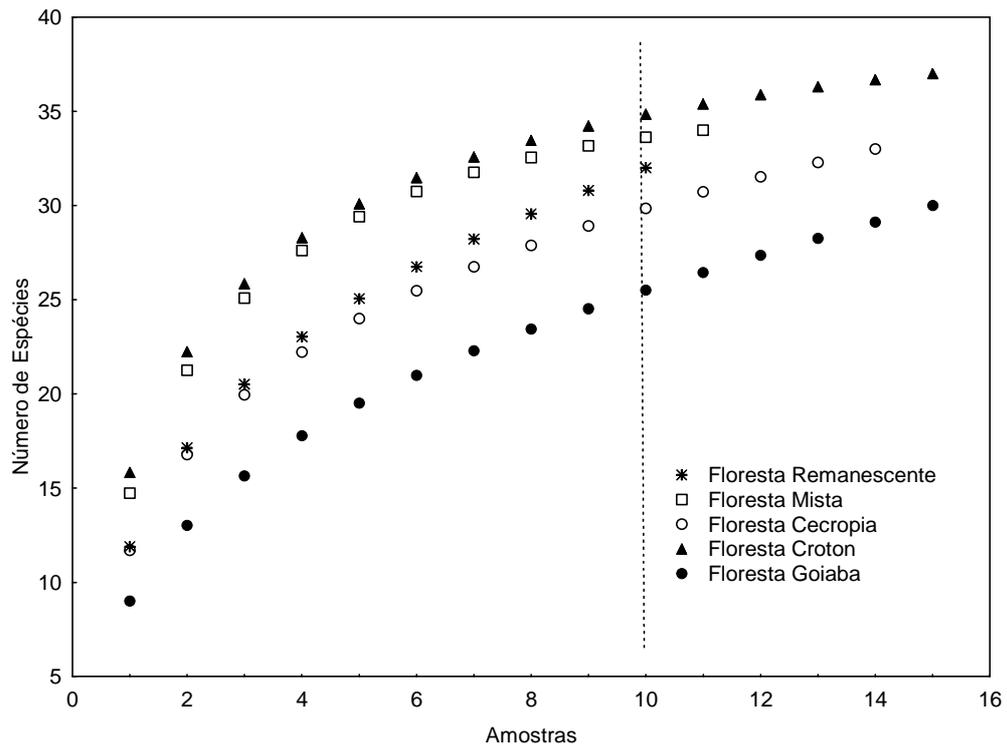


Figura 3. Curva de rarefação de espécies para as diferentes áreas florestais investigadas. A linha pontilhada corresponde ao ponto do número máximo de amostras em comum.

A análise de similaridade entre as florestas mostrou-se alta, acima de 0,70, com maiores índices de similaridade nas comparações feitas entre as florestas secundárias (Tabela 3). Por outro lado, todas as combinações realizadas entre a floresta Remanescente e as florestas secundárias resultaram em menores índices de similaridade.

Tabela 3. Índices de similaridade de Sorensen entre as cinco florestas investigadas na planície de inundação do alto rio Paraná, PR, Brasil.

Florestas	Floresta Remanescente	Floresta Mista	Floresta Cecropia	Floresta Croton	Floresta Goiaba
Floresta Remanescente	-	0,72	0,70	0,75	0,74
Floresta Mista	-	-	0,77	0,81	0,87
Floresta Cecropia	-	-	-	0,74	0,82
Floresta Croton	-	-	-	-	0,86
Floresta Goiaba	-	-	-	-	-

A análise de agrupamento mostrou similaridade entre as morfo-espécies dos insetos presentes nas florestas Cecropia e Mista. Estas duas florestas, com base em análises florísticas e estruturais, possuem semelhanças quanto ao estágio sucessional, sendo classificadas como floresta secundária em estágio intermediário de sucessão. Dentre as florestas secundárias, a floresta Croton foi a que se apresentou mais diferente entre todas as áreas amostradas (Figura 4).

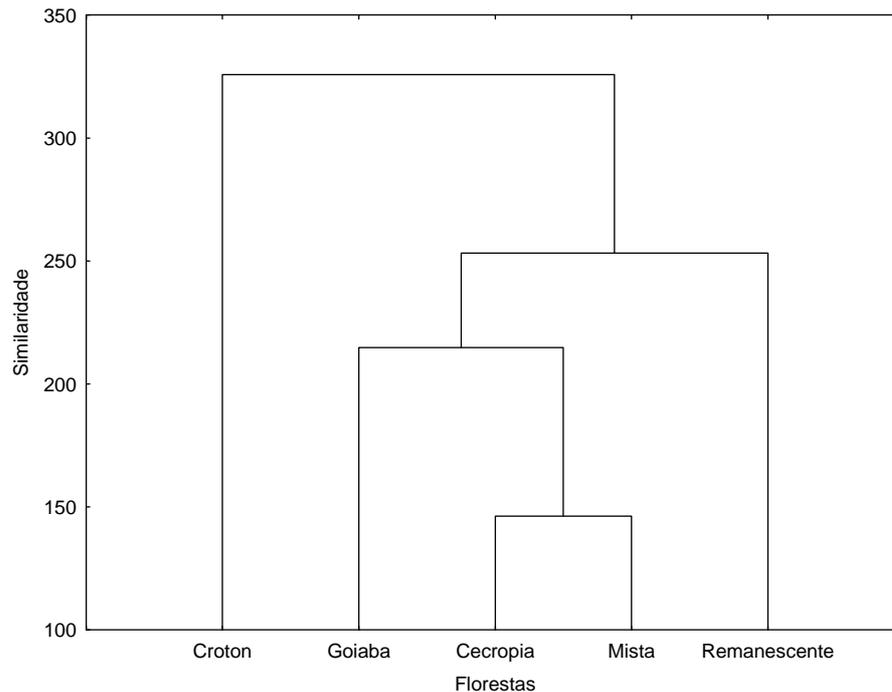


Figura 4. Análise de Cluster entre as florestas estudadas, gerado a partir de uma matriz de abundância das morfo-espécies de insetos registradas para cada área.

O teste de qui-quadrado ($X^2 = 735.44$; G.L.=24) revelou a existência de associação entre os diferentes grupos tróficos e as cinco florestas amostradas, ou seja, a distribuição dos grupos ecológicos tem associação e vinculação com a tipologia florestal (Tabela 4).

Tabela 4. Números de indivíduos em cada categoria trófica nas diferentes florestas investigadas, planície de inundação do alto rio Paraná, PR, Brasil. (FR: floresta Remanescente; FM: floresta Mista; FCp: floresta Cecropia; FC: floresta Croton; FG: floresta Goiaba).

Categoria Trófica	Florestas				
	FR	FM	FCp	FC	FG
Predador	20	155*	67	347*	37
Coprófago/Necrófago	7*	2	14	5	5
Detritívoro	232	305*	237*	421	408*
Onívoro	67	80	77*	231*	70
Fitófago	55	156*	91*	185*	52
Xilófago	577*	170	262	651	369*

(*) indica a associação do grupo ecológico com as cinco diferentes florestas, de acordo com o teste de Qui-quadrado (Crawley, 2005).

Todas as categorias tróficas estiveram presentes em todas as florestas investigadas, contudo, a abundância em cada grupo variou bastante. Este compartilhamento de todas as categorias tróficas resulta, em uma maior similaridade entre os grupos tróficos em comparação à composição de espécies. Os predadores, detritívoros, onívoros e fitófagos foram mais abundantes nas florestas secundárias, enquanto os xilófagos e coprófagos estiveram associados à floresta Remanescente. A floresta Goiaba apresentou um padrão de

abundância de indivíduos em cada grupo trófico semelhante ao apresentado pela floresta Remanescente. Em termos gerais, os xilófagos foram os mais abundantes, seguidos pelos detritívoros, predadores, fitófagos, onívoros e coprófagos.

3.4 DISCUSSÃO

A menor riqueza e diversidade apresentada pela floresta Remanescente contraria a hipótese inicial de correlação positiva entre riqueza/diversidade e estágio sucessional. Outros estudos que avaliaram as comunidades de invertebrados também apontaram para uma tendência de maior riqueza para florestas em estágios sucessionais iniciais (BROWN; HYMAN, 1986; CALVI et al., 2010; DAVIS et al., 2001; GANHO; MARINONI, 2005; LINZMEIER et al., 2006; SCHOWALTER; GANIO, 1999). De acordo com Egler (1954), a diminuição da riqueza de espécies durante a sucessão poderia ser resultado do aumento da competição. O aumento da diversidade em áreas secundárias também pode ser atribuído à hipótese do distúrbio intermediário (CONNELL, 1978), que sugere que a diversidade de espécies aumente com a ocorrência de distúrbios ambientais intermediários, em consequência da presença de espécies de todos os estágios sucessionais na mesma área. Brown (1997) ao estudar uma comunidade de borboletas, verificou que a diversidade aumentou em resposta a distúrbios perto ou abaixo dos níveis naturais de distúrbios.

Martinez et al. (2009) atribui os baixos índices de diversidade de insetos a presença de famílias com espécies únicas (*uniques*) que contribuem para os baixos índices de diversidade e equitabilidade. Provavelmente, a presença destas espécies únicas está mais relacionada à insuficiência na amostragem do que em relação ao estado de conservação das áreas.

Na floresta Goiaba a baixa riqueza de espécies vegetais pode ter influência direta na baixa riqueza de insetos observada na área. A floresta Goiaba pode ser comparada a sistemas de monocultura, onde diversos estudos relatam a menor riqueza comparando a áreas de florestas nativas (COPATTI; DAUDT, 2009; FERREIRA; MARQUES, 1998). A fauna de artrópodes apresenta uma tendência em acompanhar a riqueza vegetal, pois muitos animais dependem direta ou indiretamente dela para a sua sobrevivência. A presença de áreas monodominantes pode desta forma, influenciar a diversidade de espécies de artrópodes associada a essas áreas (BATTIROLA et al., 2007). Além da baixa riqueza vegetal, os ambientes de monocultura não apresentam estratificação vertical e variações nos gradientes micro-climáticos, diminuindo assim a heterogeneidade ambiental, que acaba impedindo o ambiente de suportar um maior número de espécies.

A ordem Coleoptera foi a mais abundante, correspondendo a 75% de todos os indivíduos inventariados. Esta ordem é a mais diversa e representa o maior componente de ecossistemas em termos de biomassa, riqueza de espécies e papel ecológico (DIDHAM et al., 1998; NORIEGA et al., 2007). A composição dos coleópteros entre as áreas foi similar, como é esperado em habitats que ocupam a mesma localização, histórico de ocupação do solo e mesmas condições ambientais (MARTINEZ et al., 2009). Desta forma, a composição florística não interferiu na composição desta ordem nas diferentes florestas.

A subfamília Scolytinae foi a mais abundante, representando 97% dos Curculionidae amostrados. Esta subfamília de besouros xilófagos costuma ser abundante em áreas florestais (MARTINEZ et al., 2009; SANTOS et al., 2003). A floresta Remanescente apresentou a maior porcentagem de escotilídeos, 68% de todos os coleópteros, pertenceram a esta subfamília. Geralmente a maior ocorrência dos escolitídeos deve-se a um maior número de árvores mortas (FLECHTMANN et al., 2001), característica de estágios sucessionais avançados, que concordam com os dados obtidos neste estudo. As florestas Remanescente e Mista apresentaram respectivamente 6,7 e 6,3 % de árvores mortas, enquanto as outras tipologias variaram de nenhum registro a 0,5%.

A alta similaridade na composição de morfo-espécies de insetos indica que as florestas possuem recursos e estruturas adequadas ao estabelecimento de insetos edáficos. Em um estudo realizado por Belshaw e Bolton (1993) com a fauna de formigas presente na serapilheira de florestas em diferentes estágios sucessionais, não foram apontadas diferenças quanto à riqueza e composição das espécies. Os autores sugeriram que após um período de 10 anos, as espécies das florestas primárias estariam novamente na serapilheira destas novas áreas florestais, fornecendo micro-habitats semelhantes para a ocupação destes insetos. A diversidade biológica Contudo, a presença de fragmentos primários se faz necessário como fontes para a recolonização destas florestas secundárias (THOMAZINI; THOMAZINI, 2000).

A composição da serapilheira diferiu nas florestas investigadas, porém isso não interferiu no funcionamento do sistema, havendo suprimento de matéria orgânica para todos os grupos de insetos, pois o número de categorias tróficas foi similar entre as diferentes áreas florestais. Outros estudos também encontraram que o número de categorias tróficas varia pouco em tempo e espaço, mas a sua riqueza é altamente variável (MOÇO et al., 2005; SOUTHWOOD et al., 1982). A representatividade de insetos de diferentes hábitos

alimentares é considerada um bom indicativo da qualidade de um fragmento florestal (BARBOSA et al., 2005).

Os organismos xilófagos são importantes no processo de decomposição de troncos. Os xilófagos representaram o grupo trófico mais abundante e geralmente estão associados a áreas mais velhas, em decorrência da maior oferta de material lenhoso (BARBERENA-ARIAS; AIDE, 2003). As florestas Remanescente e Goiaba apresentaram as maiores taxas de decomposição da serapilheira e, pelo teste de Qui-Quadrado apresentaram associação com os xilófagos. Sendo assim, estes organismos podem estar contribuindo para a aceleração do processo de decomposição da serapilheira, como indicado pelas constantes de decomposição para as áreas.

Besouros da família Scarabaeidae frequentemente são utilizados como indicadores em estudos de fragmentação florestal, uma vez que o alimento de grande parte deste grupo (fezes e carcaças) é produzido por organismos que são fortemente afetados por mudanças ambientais, como mamíferos e pássaros (HALFFTER, 1991; ESTRADA et al., 1999), podendo ser utilizados como uma medida indireta da biodiversidade de outros grupos animais. Desta maneira, a categoria trófica dos coprófago-necrófagos se mostrou um potencial bioindicador para a área, pois foi o único grupo trófico associado exclusivamente à floresta primária. Contudo, se faz necessário a realização de um estudo com iscas específicas para essa família, com o propósito de confirmar a posição deste grupo como possível indicador de conservação florestal.

A maior representatividade de espécies fitófagas nas áreas de florestas secundárias está de acordo com o observado em outros estudos (BROWN, 1985; GANHO; MARINONI, 2005; HUTCHESON, 1990; LINZMEIER et al., 2006; MARINONI; DUTRA, 1997). A floresta Goiaba apresentou abundância muito baixa de fitófagos, devido à dominância da espécie exótica, o subosque da área é pouco desenvolvido com baixa regeneração, que diminui a oferta de folhas para os fitófagos e aumenta a umidade e oferta de matéria orgânica em decomposição, favorecendo a associação desta floresta com os insetos detritívoros.

As florestas secundárias apresentaram correlação com as espécies detritívoras e onívoras. Se considerarmos estes dois grupos como sendo generalistas, de acordo com Brown (1985) a proporção de generalistas tende a ser maior nos estágios iniciais da sucessão. Os detritívoros e onívoros estão relacionados principalmente aos processos de fragmentação,

decomposição e mineralização da matéria orgânica e a escassez destes grupos pode prejudicar a disponibilidade de nutrientes e a produtividade primária (SCHOWALTER, 2006).

A resposta de uma área em sucessão secundária frente à pressão exercida pelos fitófagos vai depender muito da abundância deste grupo trófico, fazendo-se necessário a regulação do tamanho das populações de herbívoros pelos predadores. Neste estudo, os predadores estiveram associados às florestas secundárias com alta abundância de fitófagos. Este grupo provavelmente serve como presa para as espécies de grupos tróficos mais elevados, controlando a relação espécie-presa. Alguns autores associam os predadores às áreas de sucessão mais tardias (BROWN; SOUTHWOOD, 1983).

Vale ressaltar que a similaridade na composição dos grupos tróficos entre as florestas Remanescente e Goiaba, sugere que o uso de grupos tróficos, com exceção do grupo de besouros da família Scarabaeidae, para as florestas da região não se caracterizaram como um bom indicativo de estágio de desenvolvimento sucessional em planícies de inundação. O efeito homogeneizador das cheias que atua na diminuição da variabilidade ambiental do ecossistema (THOMAZ et al., 2007), pode estar agindo nas ilhas do rio Paraná, levando a similaridade entre as diferentes áreas florestais. Ulyshen (2014) ao estudar a ação de insetos xilófagos em áreas de inundação, encontrou as menores taxas de decomposição em florestas sazonalmente inundáveis, provavelmente em decorrência da supressão da atividade microbiana.

Os padrões de respostas das comunidades de insetos em decorrência de impactos ambientais, ou mesmo a diferentes estágios sucessionais são muito variáveis, dificultando o estabelecimento de modelos de diversidade e composição de espécies. Em alguns casos, ocorre forte redução na diversidade de espécies e, em outros casos, a riqueza se torna maior que em áreas de florestas primárias. Desta maneira, para fins de estabelecimento de áreas prioritárias para a conservação, e de avaliação da recuperação florestal de áreas secundárias faz-se necessária avaliação conjunta de dados bióticos e abióticos que apresentem influência determinante no funcionamento dos sistemas, a fim de revelar o real estado de conservação da área alvo do estudo.

3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Durante o processo sucessional, a riqueza de insetos não aumentou e a composição trófica foi similar entre as florestas secundárias e a Remanescente, refutando as hipóteses inicialmente propostas. Os dados ainda sugerem que os grupos tróficos se recuperam durante os estágios sucessionais iniciais, enquanto as abundâncias das espécies nestes grupos se recuperam ao longo dos anos. Devido a essa similaridade nos grupos tróficos, somente o grupo dos coprófagos/necrófagos se mostrou propenso a atuar como possível bioindicador, necessitando de amostragens com isca específica para esse grupo. A baixa discrepância quanto a fauna de solo entre as áreas investigadas indicam que as florestas secundárias estão atuando como importantes reservas para a conservação da biodiversidade. Estes resultados sugerem que a participação dos insetos em processos do ecossistema é altamente variável, e a recomposição da fauna de solo após o desmatamento ocorreu de forma relativamente rápida, assegurando o processo sucessional. A avaliação do grau de integridade ecológica de uma área por meio do estudo de invertebrados terrestres é ainda uma tarefa difícil, dada a escassez de informação sobre a diversidade destes grupos em ambientes tropicais.

REFERÊNCIAS

- AQUINO, A.M.; AGUIAR-MENEZES, E.L.; QUEIROZ, J.M. **Recomendações para coleta de artrópodes terrestres por armadilhas de queda (“Pitfall-Traps”)**. Seropédica: Embrapa, Circular Técnica, n. 18, 2006.
- AYRES, M., AYRES JR. M., AYRES, D.L.; SANTOS, A.S. **BioEstat 4.0: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Belém, Sociedade Civil Mamirauá. CNPq, Brasília, 2005. Disponível em: <http://www.mamiraua.org.br/noticias.php?cod=3>
- BARBERENA-ARIAS, M.F; AIDE, T.M. Species diversity and trophic composition of litter insects during plant secondary succession. **Caribbean Journal of Science**, v. 39, p.161-169, 2003.
- BARBERENA-ARIAS, M.F; AIDE, T.M. Variation in species and trophic composition of insect communities in Puerto Rico. **Biotropica**, v. 34, p. 357–367, 2002.
- BARBOSA, F. R.; GONÇALVES, M. E. C.; MOREIRA, W. A.; ALENCAR, J. A. SOUZA, E. A.; SILVA, C.S.B.; SOUZA, A. M.; MIRANDA, I. G. Artrópodes-praga e predadores (Arthropoda) associados à cultura da mangueira no Vale do São Francisco, Nordeste do Brasil. **Neotropical Entomology**, n. 34, v. 3, p. 471-474, 2005.
- BATTIROLA, L.D.; ADIS, J.; MARQUES, M.I.; SILVA, F.H.O. Composição da comunidade de artrópodes associada à copa de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), durante o período de cheia no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. **Neotropical Entomology**, v.36, p.640-651, 2007.
- BELSHAW, R; BOLTON, B. A new myrmicine ant genus from cocoa leaf litter in Ghana (Hymenoptera: Formicidae). **Journal of Natural History**, v. 28, p.631-634, 2007
- BROWN JR, K. S. Diversity, disturbance and sustainable use of Neotropical forests: Insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation**, n.1, p. 25-42, 1997.
- BROWN, V. K. Insect herbivores and plant succession. **Oikos**, v. 44, p.17-22, 1985.
- BROWN, V.K.; HYMAN, P.S. Successional communities of plants and phytophagous Coleoptera. **Journal of Ecology**, n. 74, p.963-975, 1986.
- BROWN, V.K.; SOUTHWOOD, T.R.E. Trophic diversity, niche breadth and generation times of exopterygote insects in a secondary succession. **Oecologia**, v. 56, p. 220-225, 1983.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v. 15: 40-42, 1965.
- CAGNOLO, L.; MOLINA, S.I.; VALLADARES, G.R. Diversity and guild structure of insect assemblages under grazing and exclusion regimes in a montane grassland from Central Argentina. **Biodiversity and Conservation**, n.11, p. 407–420, 2002.
- CALVI, G.P.; PEREIRA, M.G.; JUNIOR, A.E.; MACHADO, D.L. Composição da fauna edáfica em duas áreas de floresta em Santa Maria de Jetibá-ES, Brasil. **Acta Agronômica**, n. 59, p.37-45, 2010.

CAMPOS, J.B. Spatial and multi-temporal analysis of deforestation and quantification of the remnant forests on Porto Rico Island, Paraná, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.42, n. 1, p. 91-100, 1999.

CAMPOS, J.B; COSTA-FILHO, L.V. **Proposta técnica de implantação da área de proteção ambiental do Arquipélago de ilha Grande**. Curitiba: SEMA/IAP –PR, 1994.

CAMPOS, J.B; SOUZA, M.C. Vegetação. In: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM/Nupélia, 1997. p. 331-342.

CASTELLETTA, M.; SODHI, N.S.; SUBARAJ, R. Heavy extinctions of forest avifauna in Singapore: lessons for biodiversity conservation in Southeast Asia. **Conservation Biology**, v. 14, p.1870-1880, 2000.

CHAPLA, T.E; CAMPOS, J.B. Allelopathic Evidence in Exotic Guava (*Psidium guajava* L.). **Archives of Biology and Technology**, v. 53, n.6, p.1359-1362, 2010.

COLWELL, R. K. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**, 2005. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.

COLWELL, R.K.; MAO, C.X.; CHANG, J. Interpolatin, extrapolatin, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**, v. 85, p. 2717-2727, 2004.

CONNEL, J.H; SLATYER, R.O. Mechanisms of sucession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, v. 111, p. 1119-1144, 1977.

CONNELL, J.H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, n. 199, p. 1302-1310, 1978.

COPATTI, C; DAUDT, C. R. Diversidade de artrópodes na serrapilheira em fragmentos de mata nativa e *Pinus elliotti*. **Ciência e Natura**, n. 31, v. 1, p. 95-113, 2009.

CORREIA, M. E. F. **Potencial de utilização dos atributos das comunidades de fauna de solo e de grupos chave de invertebrados como bioindicadores do manejo de ecossistemas**. Seropédica: Embrapa Documentos, n. 157, 2002.

CORREIA, M.E.F; ANDRADE, A.G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes, In: (Eds.). SANTOS, G.A; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 1999. p.197-226.

CRAWLEY, M.J. **Statistics: An Introduction using R**. West Sussex, U.K.: John Wiley & Sons, 2005.

DAVIS, A.J.; HOLLOWAY, J.D.; HUIJBREGTS, H.; KIRK-SPRIGGS, A.H.; SUTTON, S.L. Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. **Journal of Applied Ecology**, n. 38, p. 593-616, 2001.

DIDHAM, R.K., HAMMOND, P.M., LAWTON, J.H., EGGLETON, P., STORK, N.E. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. **Ecological Monographs**. v.68, p. 295–323, 1998.

- ESTRADA, A.; ANZURES, A.D.; COATES-ESTRADA, R. Tropical rain forest fragmentation, howler monkeys (*Alouatta palliata*) and dung beetles at Los Tuxtlas, Mexico. **American Journal of Primatology**, v. 48, p. 253-262, 1999.
- FERREIRA, R.L; MARQUES, M.M.G.S.M. A fauna de artrópodes de serapilheira de áreas de monocultura com *Eucalyptus* sp. e mata secundária heterogênea. **Anais Sociedade Entomológica Brasil**, v.27, n.3, p.395-403, 1998.
- GALLO, D.O.; NAKANO, S.S.; NETO, R.P.L.; CARVALHO, G.C.; BATISTA, E.B.; FILHO, J.R.P.; PARRA, R.A.; ZUCCHI, S.B.; ALVES, J.D.; VENDRAMIM, L.C.; MARCHINI, J.R.S.; LOPES, C. **Entomologia agrícola**. Piracicaba: FEALQ, 2002.
- GANHO, N.G; R.C. MARINONI. A diversidade inventarial de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária. **Revista Brasileira de Entomologia**, n. 49, v.4, p. 535-543, 2005.
- GOTELLI, N.J; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, n. 4, p. 379-391, 2001.
- HALFFTER, G. Historical and ecological factors determining the geographical distribution of beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). **Folia Entomológica Mexicana**, n. 82, p. 195–238, 1991.
- HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S.A.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S.V.; GOETZ, S.J.; LOVELAND, T.R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C.O.; TOWNSHEND, J.R.G. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, n.342, p. 850–53, 2013.
- HUTCHESON, J. Characterization of terrestrial insect communities using quantied, Malaise – trapped Coleoptera. **Ecological Entomology**, v. 15, p. 143-151, 1990.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. (Série Manuais Técnicos em Geociências). 2 ed. Rio de Janeiro, 2012.
- LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. **Biology International**, n. 33, v.3-16, 1996.
- LEWIS, O.T; BASSET, Y. Insect conservation in tropical forests. In: STEWART, A.J.A.,NEW, T.R.; LEWIS, O.T. (Eds). **Insect Conservation Biology**. Wallingford: The Royal Entomological Society and CABI Publishing, 2007. p.34–56.
- LINZMEIER, A. M.; RIBEIRO-COSTA, C. S.; MARINONI, R.C. Fauna de Altícini (Newman, 1834) (Coleoptera, Chrysomelidae, Galerucinae) em áreas com diferentes tipos de manejo e níveis de preservação vegetal na Floresta de Araucária do Paraná, Brasil: diversidade e estimativa de riqueza de espécies. **Revista Brasileira de Entomologia**, n. 50, p. 101-109, 2006.
- MARINONI, R.C. Os grupos tróficos em coleóptera. **Revista Brasileira de Zoologia**, n. 18, v. 1, p. 205-224, 2001.
- MARINONI, R.C; DUTRA, R.R.C. Famílias de Coleoptera capturadas com armadilha malaise em oito localidades do Estado do Paraná, Brasil. Diversidades alfa e beta. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 14, n. 3, p. 751-770, 1997.

- MARTINEZ, N.J.; ACOSTA, J.A.; FRANZ, N.M. Structure of the beetle fauna (Insecta: Coleoptera) in forest remnants of western Puerto Rico. **The Journal of Agricultural Science**, n. 93, v. 1, p. 83-100, 2009.
- MOCO, M.K.S.; GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; CORREIA, M.E.F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte Fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 29, v.4, p. 555-564, 2005.
- MOUTINHO, P.R.S. Impactos da formação de pastagens sobre a fauna de formigas: consequências para a recuperação florestal na Amazonia Oriental. In: GASCON, C; MOUTINHO, P. (Eds.). **Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo**. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Ministério de Ciência e Tecnologia (INPA), 1998. p. 155-169.
- MÜELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974.
- NORIEGA, J. A., REALPE, E.; FAGUA, G. Diversidad de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en un bosque de galería con tres estadios de alteración. **Universitas Scientiarum**, v. 12, p. 51-63, 2007.
- SANTOS, G. B.; MARQUES, M. I.; ADIS, J.; MUSIS, C.R. Artrópodos associados à copa de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), na região do Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, n. 47, v. 42, p. 211-224, 2003.
- SCHOWALTER, T.D. **Insect Ecology: an Ecosystem Approach**, 2nd Ed. San Diego: Elsevier/Academic, 2006.
- SCHOWALTER, T.W.; GANIO, L.M. Invertebrate communities in a tropical rain forest canopy in Puerto Rico following Hurricane Hugo. **Ecological Entomology**, n. 24, p.191–201, 1999.
- SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, Período 2012-2013: Relatório Técnico**, 2014. Disponível em: http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2012-2013_relatorio_tecnico_2014.pdf Acesso: setembro/2014.
- SOUTHWOOD, T.R.E.; BROWN, V.K.; READER, P.M. The relationship of plant and insect diversities in succession. **Biological Journal of the Linnean Society**, n. 12, p. 327-348, 1979.
- SOUTHWOOD, T.R.E.; MORAN, V.C.; KENNEDY, C.E.J. The richness, abundance and biomass of the arthropod communities on trees. **Journal. Animal. Ecology**, v. 51, p. 635-649,
- STATSOFT, Inc. **STATISTICA for Windows** [Data analysis software system] version 10 Tulsa: Oklahoma, 2013.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L.M.; BOZELLI, R. L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**, v. 579, p. 1-13, 2007.
- THOMAZINI, M.J; THOMAZINI, A.P.B.W. **A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas**. Rio Branco: Embrapa Acre, n. 57. 2000.

ULYSHEN, M.D. Interacting Effects of Insects and Flooding on Wood Decomposition. **PLoS ONE**, n. 9, v. 7, e101867, 2014.

VANDERWEL, M.C.; MALCOLM, J.R.; SMITH, S.M.; ISLAM, N. Insect community composition and trophic guild structure in decaying logs from eastern Canadian pine-dominated forests. **Forest Ecology and Management**, n. 225, p. 190–199, 2006.

WUNDERLE, J.M.J. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 223–235, 1997.

ZAMPAR, R. **Heterogeneidade na sucessão secundária da vegetação na APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, Brasil**. Exame Geral de Qualificação (Mestrado). Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2009.

ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis** (4th edition). New Jersey: Prentice Hall, 1999.

ZVIEJKOVSKI, I.P. **Sucessão em uma pastagem tropical abandonada: mudanças estruturais e estimativa de recuperação florestal**. Programa de Pós Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá, Dissertação de Mestrado, 2008.

APÊNDICE 1 - Abundância das morfo-espécies de insetos para cada tipologia florestal: (FR) floresta Remanescente, (FM) floresta Mistas, (FCp) floresta Cecropia, (FC) floresta Croton, (FG): floresta Goiaba. Os insetos foram identificados por ordem (O.), família (F.) e sub-família (Sf.) e posteriormente enquadrados em diferentes categorias tróficas, de acordo com o hábito alimentar do adulto.

Morfo-espécies	Grupo trófico	FR	FM	FCp	FC	FG
O. COLEOPTERA						
F. Carabidae	Predador	1	6	7	5	1
F. Cicindelidae	Predador	1	86	22	71	6
F. Noteridae	Predador	1	-	1	-	-
F. Staphylinidae	Predador	3	4	3	32	-
F. Geotrupidae	Coprófago/Necrófago	-	-	-	1	-
F. Scarabaeidae	Coprófago/Necrófago	7	2	14	4	5
F. Elateridae	Fitófago/Mastigador	1	11	13	15	2
F. Bostrichidae	Xilófago	1	-	-	-	-
F. Anobiidae	Onívoro	4	3	1	8	3
F. Nitidulidae						
Sf. Meligethinae-1	Detritívoro	42	92	20	54	195
Sf. Meligethinae- 2	Detritívoro	164	207	197	344	199
Sf. Carphophilinae	Detritívoro	13	-	9	6	1
Sf. Cateretinae	Detritívoro	1	5	11	10	4
F. Coccinellidae	Predador	-	-	1	-	-
F. Mordellidae	Fitófago/Mastigador	1	-	-	-	-
F. Tenebrionidae	Fitófago/Mastigador	-	-	1	-	-
F. Lagriidae	Fitófago/Mastigador	-	-	1	-	-
F. Chrysomelidae						
Sf. Eumolpinae	Fitófago/Mastigador	-	2	2	3	4
Sf. Galerucinae	Fitófago/Mastigador	-	-	-	1	-
Sf. Chrysomelinae	Fitófago/Mastigador	1	-	-	-	-
Sf. Hispinae	Fitófago/Mastigador	5	5	6	21	1
F. Curculionidae						
Sf. Scolytinae	Xilófago	563	158	249	634	366
Sf. Cryptorhynchinae	Xilófago	13	12	12	17	3
Sf. Platypodinae	Xilófago	-	-	1	-	-
Sf. Dryophthorinae	Fitófago/Mastigador	2	-	-	-	-
O. HEMIPTERA						
F. Gelastoconidae	Predador	-	28	1	7	1
F. Cydnidae	Fitófago/Sugador	3	5	15	13	7
F. Pentatomidae	Fitófago/Sugador	-	-	-	3	-
F. Nabidae	Predador	-	3	4	25	4
F. Nabidae (ninfa)	Predador	2	7	4	185	13
F. Lygaeidae	Fitófago/Sugador	25	25	25	40	17
F. Reduviidae	Predador	4	4	1	19	1
F. Cicadellidae	Fitófago/Sugador	6	7	2	4	1
F. Enicocephalidae	Predador	1	-	-	-	-
F. Onívoro	Onívoro	14	8	4	16	16

APÊNDICE 1. Continuação.

Morfo-espécies	Grupo trófico	FR	FM	FCp	FC	FG
O. ORTHOPTERA						
F. Gryllidae	Fitófago/Mastigador	-	3	-	-	-
Sf. Eneopterinae	Fitófago/Mastigador	-	-	-	1	1
Sf. Oecanthinae	Fitófago/Mastigador	-	8	1	5	1
Sf. Gryllinae	Fitófago/Mastigador	1	6	-	4	-
Sf. Nemobiinae	Fitófago/Mastigador	-	7	2	-	1
Sf. Trigonidiinae	Fitófago/Mastigador	-	1	-	-	-
F. Acrididae	Fitófago/Mastigador	1	2	-	14	2
Sf. Acridinae	Fitófago/Mastigador	-	-	-	1	-
Sf. Oedipodinae	Fitófago/Mastigador	-	-	-	1	-
Sf. Tetrigidae	Fitófago/Mastigador	-	-	1	-	-
F. Gryllacrididae	Predador	-	1	-	-	-
F. Anostomatidae	Fitófago/Mastigador	-	1	-	-	-
F. Mogoplistidae	Fitófago/Mastigador	10	71	22	57	14
O. DERMAPTERA						
F. Anisolabididae	Predador	6	16	23	3	11
O. HYMENOPTERA						
F. Formicidae	Onívoro	49	69	72	207	51
O. COLLEMBOLA						
	Detritívoro	4	-	-	5	-
O. MICROCORYPHIA						
	Detritívoro	8	1	-	2	9
O. TRICHOPTERA						
	Fitófago/Mastigador	-	2	-	2	1

* Grupo trófico determinado de acordo com os hábitos alimentares dos adultos.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como hipóteses iniciais esperávamos encontrar diferenças significativas quanto a produção e decomposição da serapilheira, assim como na composição de guildas tróficas dos insetos de solo nas diferentes formações florestais investigadas, passados quinze anos de sucessão secundária. Quanto à composição e estrutura das espécies que compõem as áreas, é evidente a diferença entre as diferentes áreas de floresta secundária e o remanescente de floresta primária da região. Contudo, os parâmetros analisados não refletiram estas diferenças fitossociológicas e florísticas, não se caracterizando como bons indicadores de estado sucessional para a região, havendo a necessidade de se somarem a outros parâmetros.

Esta similaridade nos processos envolvendo o sistema serapilheira e a fauna de solo sugere que após o desmatamento estes parâmetros se recuperam relativamente rápidos se comparado à composição das espécies arbóreas. Por se tratar de um ambiente regido anualmente pelo ciclo das águas, este ecossistema apresenta dinâmica distinta dos estritamente terrestres. A cada novo evento de cheia, o material aportado sobre o solo e a sua fauna edáfica são homogeneizados e carregados pelo rio, diminuindo assim a heterogeneidade dos ambientes e iniciando uma nova sucessão do compartimento serapilheira-fauna edáfica.

É inegável a importância da instituição da APA das Ilhas e Várzeas do rio Paraná, que permitiu a conversão de pastagens em áreas florestadas, que apesar de em alguns pontos estarem sofrendo os efeitos das espécies exóticas invasoras, estas florestas secundárias pelos resultados obtidos estão desempenhando o seu papel funcional no ecossistema.