Avaliação do aporte de serapilheira e decomposição foliar como bioindicadores de ações de restauração na Mata Atlântica

The effectiveness of restoration evaluated by the litterfall and leaf decomposition

Vinicius José dos Santos¹, Edson Serafim de Almeida Junior¹, Alessandra Nasser Caiafa² e Adriana Oliveira Medeiros¹**RESUMO**

Para avaliação da efetividade das ações de restauração, o estudo de indicadores ecológicos torna-se necessário para verificação do potencial de sustentabilidade das áreas restauradas, dentre os processos ecológicos importantes para funcionalidade dos ecossistemas encontram-se o aporte de serapilheira e sua decomposição no solo. Este estudo objetivou avaliar como a deposição da serapilheira e a decomposição de detritos foliares são influenciadas pelas idades de restauração. Para isso, foram realizadas coletas mensais do material de serapilheira, tanto em áreas em processo de restauração como em ecossistema de referência. A produção de serapilheira foi menor nas áreas em processo de restauração, do que nos ecossistemas de referência. Contudo, o componente folha teve uma maior porcentagem nas áreas em restauração. As taxas de decomposição não apresentaram diferenças significativas entre as áreas de estudo, contudo houve diferenças quanto a variações temporais, sendo mais acelerada no período de seca, em todas as áreas.

Palavras Chaves: Indicadores ecológicos, monitoramento, ecologia da restauração, Floresta Estacional Semidecídua.

ABSTRACT

It is basic to study ecological indicators in order to evaluate the effectiveness of ecological restoration and to verify the sustainability of restored areas. The forest litter contribution and its decomposition within the soil is one of the most important ecological processes for ecosystem functionality. Thus, this study aimed to evaluate how litter-fall and leaf decomposition are influenced by ecological restoration. For this, monthly collections of litter material were carried out, both in areas under restoration process and in the reference ecosystem. As a result, litter-fall rates were lower at areas undergoing ecological restoration than in the reference ecosystem. However, leaf fraction deposition rates were higher in areas undergoing ecological restoration. The decomposition rates did not show significant differences between the study areas, however there were differences regarding temporal variations, being more accelerated during the dry season, in all areas.

Keywords: Ecological indicators, monitoring, ecological restoration, semi-deciduous seasonal forest.

INTRODUÇÃO

As ações de restauração ecológica vêm sendo consideradas como uma estratégia eficiente para conservação e recuperação da biodiversidade, assumindo a difícil tarefa de restabelecer os processos ecológicos e as espécies que auxiliam na instalação das florestas (SER, 2004). Como muitos projetos de restauração baseavam na aplicação de um simples pacote de técnicas silviculturais (SOUZA; BATISTA, 2004; VIEIRA; GANDOLFI, 2006), tornou-se necessário o monitoramento e a avaliação desses projetos para obtenção de indicativos sobre o sucesso ou não das ações escolhidas (MARTINS et al., 2008; RODRIGUES et al., 2010; BRANCALION et al., 2013, 2009).

Como alternativa para validação dos métodos de avaliação, faz-se necessária a incorporação de indicadores que irão contribuir para avaliação da integridade ecológica de uma determinada área degradada, fornecendo informações a serem utilizadas como um sinal de alerta sobre a qualidade

1. Laboratório de Microbiologia Ambiental, Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia - UFBA. Salvador, BA, Brasil.

2. Laboratório de Ecologia Vegetal e Restauração Ecológica, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - UFRB. Cruz das Almas, BA, Brasil.

*Autor correspondente: viniciusnts17@gmail.com

do ecossistema (DALE; BEYLER, 2011; DURIGAN, 2011; RODRIGUES et al., 2013). Nesse sentido, a avaliação da deposição da serapilheira no solo e sua posterior decomposição podem ser consideradas como indicadores relevantes (CASTANHO; OLIVEIRA, 2008; KARDOL; WARDLE, 2010; LONDE et al., 2017; RAI et al., 2016).

A serapilheira compreende a camada formada por componentes senescentes que são depositados pela biota (folhas, galhos, flores e diásporos (sementes e frutos)) e que mantém a fertilidade do solo (LSKI et al., 2005; HANSEN et al., 2009). O seu acúmulo na superfície do solo é regulado por meio da quantidade de material que cai e pela decomposição da matéria orgânica (CASTRO et al., 2010; VITOUSEK; SANFORD, 1986).

No processo de decomposição ocorre simultaneamente a remoção de compostos solúveis por meio da lixiviação; a transformação química e a síntese de novos compostos causadas pelas enzimas hidrolíticas dos micro-organismos; a fragmentação física e consumo das folhas por invertebrados macroscópicos; e o transporte desses produtos por meio da mineralização, onde os elementos essenciais para o solo, são liberados numa forma disponível para serem, novamente, absorvidos pelas raízes das plantas (ALFAIA; UGUEN, 2013; VITOUSEK; SANFORD, 1986).

Em um país com grande biodiversidade e formações florestais como o Brasil, é necessário entender como a biomassa de serapilheira varia em relação ao clima e a localização geográfica (BARALOTO et al., 2011). Estudos realizados em florestas tropicais sugerem que a taxa de decomposição de matéria orgânica pode variar de acordo com as condições ambientais e a qualidade do material que é depositado no solo, e que parte disso pode estar relacionada com a complexidade estrutural da vegetação e idade das florestas (FROUZ et. al., 2015; TURCHETTO; FORTES, 2014; WANG et al., 2015; WENJIE LU et al., 2017).

A partir do exposto, o estudo buscou avaliar como a deposição da serapilheira e o processo de decomposição de detritos foliares são influenciados pelas diferentes idades de restauração. Frente a isso, foram criadas duas hipóteses: 1) Os ecossistemas de referência, possuem uma maior produção de serapilheira quando comparada as áreas em processo de restauração; 2) As áreas em processo restauração com idades mais avançadas possuem taxas de decomposição mais aceleradas em comparação com as mais jovens, devido a maior cobertura vegetal e colonização microbiana no solo, e estariam mais próximas as taxas observadas nos ecossistemas de referência.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado em áreas em processo de restauração situadas no Nordeste do Brasil, região do Recôncavo Baiano – BA, localizadas nos municípios: Cruz das Almas (longitude 39°06'25"W, latitude 12°39'58"S); São Felix (longitude 39°02'11"W, latitude 12°40'43"S); Governador Mangabeira (longitude 39°04'34"W, latitude 12°38'11"S); e Muritiba (longitude 39°00'55"W, latitude 12°35'27"S). Segundo a classificação de köppen (KÖPPEN, 1928), o clima da região é tropical-úmido com precipitação de 1150 mm por ano e temperatura média de 24,5°C. Os solos são classificados como latossolo amarelo e o argissolo amarelo de textura franco-argilo-arenosa (IBGE, 2017). A região está inserida no domínio da Mata Atlântica, cuja formação vegetacional é a Floresta Estacional Semidecidual (VELOSO et al., 1991). As variáveis climáticas observadas no período em que foi realizado o estudo encontram-se descritas na Tabela 1.

As áreas selecionadas compreendem stands de seis e nove anos de implantação. Em cada uma das áreas selecionadas foi delimitada uma parcela de 50x50 metros (0,25ha), com 10m de distância da borda. Como ecossistemas de referência (RF) foram selecionadas três remanescentes de vegetação de Mata Atlântica situados no município de Cruz das Almas e São Felix, com áreas que variam aproximadamente entre 4 a 20 ha em estágio médio à avançado de regeneração, com uma alta diversidade e serapilheira abundante, mas ainda com a predominância de espécies pioneiras (CONAMA n.05 1994, BRASIL, 1994) (Figura 1).

Delineamento Amostral

A) Amostragem 1: Quantificação do aporte de serapilheira

Para o aporte de serapilheira foram instaladas nas áreas de estudo 10 redes coletoras de 1m² com 10 cm de altura de aba, confeccionados em tela de náilon com malha de 1mm, suspensos a 1,7m acima da superfície do solo, seguindo a metodologia de Vendrami et. al (2012), com modificações.

Tabela 1: Dados climáticos (precipitação, temperatura média e evapotranspiração) referentes à região de Cruz das Almas, Bahia, no período de janeiro a dezembro de 2017 (Fonte: INMET, 2017 - Estação Meteorológica 83222 Cruz das Almas).

Table 1: Climatic data (precipitation, average temperature and evapotranspiration) for the region of Cruz das Almas, Bahia, from January to December 2017 (Source: INMET, 2017 - Meteorological Station 83222 Cruz das Almas).

Mês	Precipitação pluviométrica (mm)	T _{temperatura média} (oC)	Evapotranspiração (mm)
Janeiro	16,4	25,8	1,2
Fevereiro	39,2	25,9	1,2
Março	41,6	25,8	1,1
Abril	145,4	24,8	1,8
Maio	161,4	23,2	1,7
Junho	136,2	22,4	1,6
Julho	155,8	20,5	1,6
Agosto	51,4	21,1	1,7
Setembro	156,2	21,5	2,1
Outubro	33,4	23,2	2,1
Novembro	65,8	24,4	2,0
Dezembro	116	25,6	2,7
Média	93,23	23,7	1,7
Total	1119	-	-

Figura 1: Mapa de localização das áreas de estudo. Ecossistemas de Referência: Mata Cazuzinha, Mata do Coco e Monte Alegre. Áreas em processo de restauração: Fazenda Capivary e Fazenda Retiro. Segundo o IBGE.

Figure 1: Location map of the study areas. Reference Ecosystems: Mata Cazuzinha, Mata do Coco and Monte Alegre. Restoration areas: Capivary and Retiro. From IBGE.

As coletas do material depositado foram realizadas mensalmente (30 dias $\pm$ 2) no período de janeiro de a dezembro de 2017.

A metodologia preconiza que as árvores devem atingir uma altura superior a 1,7m da superfície do solo para que as redes coletoras sejam instaladas, portanto foi considerado que a área de seis anos não se aplicava a metodologia, pois muitas das espécies são de porte inferior ao aceitável, e por isso não foi avaliada o aporte de serapilheira nesta área.

A cada coleta, o material recolhido de cada rede era acondicionado separadamente em sacos plásticos e transportados para o laboratório onde foram secos em estufa de circulação por 72 horas a 60°C. E separados e pesados para avaliação da contribuição de cada fração (folha, galho, flores e diásporo).

B) Amostragem 2: Taxa de decomposição

A taxa de decomposição de detritos foliares foi avaliada usando o método de confinamento de sacos de decomposição ("litterbags"), proposto por Bocock e Gilbert (1957). Para realizar esse experimento, foram escolhidas folhas de Oiti (*Licania tomentosa* (Benth.) Fritsch), para padronização e eliminação de variações na decomposição correlacionadas com aspectos químicos e morfológicos das diversas folhas que precipitam. Foram acondicionadas aproximadamente 2g desse material foliar em saco de decomposição, confeccionados com tela de náilon de dimensões de 30 x 20cm e malha de 1mm.

Essa espécie foi escolhida por ser da Mata Atlântica e muito utilizada nas iniciativas de restauração ecológica neste bioma. O que possibilita uma padronização e eliminação de variações na taxa de decomposição. Após 30, 60 e 90 dias de incubação os sacos foram recolhidos para avaliar a taxa de decomposição foliar. Esse procedimento foi repetido quatro vezes durante o período de estudo (fevereiro-abril, maio-julho, agosto-outubro, novembro-janeiro), com o intuito de ter uma maior representatividade das variações climáticas e ambientais da região. Para cada área foram alocadas nove bolsas de decomposição, no interior das parcelas, totalizando 27 réplicas por área (área em processo de restauração 6 anos, área em processo de restauração 9 anos e ecossistema de referência).

Após o período de incubação, os materiais acondicionados nos sacos foram transportados para o laboratório, em recipiente contendo gelo onde todo o material foi seco em estufa de circulação a 60°C por 72 horas e pesados para obtenção do peso seco e depois queimados em mufla 550°C para determinação do peso seco livre de cinzas. Após a obtenção desses valores, a constante de decaimento anual (k) foi calculada por meio do ajuste dos dados a um modelo de decaimento exponencial negativo simples, proposto por Olson (1963): $W_t = W_0 \times e^{-kt}$. Onde: W_t = peso remanescente no tempo t (em dias); W_0 = massa inicial; e = base dos logaritmos naturais; e k = coeficiente de decomposição.

Análises estatísticas

As comparações da quantificação do aporte de serapilheira mensais entre o ecossistema de referência e as ações de restauração com nove anos foram realizadas usando a análise de efeitos mistos (lme4; BATES et al. 2015), devido a não normalidade dos dados. As análises de contraste foram realizadas utilizando multcomp para determinar diferenças temporais específicas.

As relações entre a quantificação de biomassa e as variáveis climáticas (precipitação, temperatura e evapotranspiração) foram testadas pelo teste de correlação de Spearman's para todas as áreas em cada mês de coleta, com o intuito de identificar qualquer relação com a variabilidade climática da região e o padrão de deposição da serapilheira. Foi realizada uma PerMANOVA para avaliar a composição das frações de serapilheira mensal entre as diferentes áreas de estudo.

A análise de efeitos mistos também foi realizada para testar as diferenças entre o ecossistema de referência e as ações de restauração e as variações temporais sobre massa remanescente nos sacos de decomposição. Os valores de P foram obtidos por testes de verossimilhança (distribuição Qui-quadrado). Da mesma forma, foi realizada uma análise de contraste utilizando multcomp para determinar diferenças temporais específicas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Quantificação da serapilheira total

As frações de serapilheira para o ecossistema de referência e a ação com nove anos de restauração foram compostas, respectivamente, de folhas (86,82% e 91,78%), galhos (5,39% e 5,88%), flores (1,83% e 0,53%) diásporo (5,96% e 1,81%). As frações foram significativamente diferentes na composição e proporção da serapilheira entre as áreas de estudo (PerMANOVA, $F(19,078)=0.404$; $p<0,001$).

A produção total de serapilheira variou significativamente entre as áreas ($\chi^2(12) = 97,777$, $p < 0,01$) e os meses ($\chi^2(23) = 221,22$, $p < 0,001$) do estudo, com a maior produção média total encontrada no ecossistema de referência apresentando um total de 1112 ± 367 g/m²/ano (Figura 2). Nesse ecossistema

Figura 2: Quantificação mensal da serapilheira (média $\pm$ desvio padrão) e variação temporal da precipitação nas áreas de estudo.

Figure 2: Monthly litter quantification (mean $\pm$ standard deviation) and temporal variation of precipitation in the study areas.

a maior deposição ocorreu no mês de dezembro ($36,18 \pm 26,45$ g/m²/mês) e a menor deposição no mês de junho ($10,40 \pm 7,60$ g/m²/mês). Com o mês de dezembro sendo significativamente diferente dos outros meses (parwise contrast, $p < 0,001$).

As áreas em processo de restauração de 9 anos apresentaram uma produção total de serapilheira inferior a encontrada no ecossistema de referência (com 482 ± 375 g/m²/ano), com o maior valor no mês de outubro ($24,44 \pm 14,81$ g/m²/mês) e o menor valor no mês de maio ($4,77 \pm 5,73$ g/m²/mês). E o mês de outubro mostrou-se significativamente diferente dos outros meses (parwise contrast, $p < 0,001$).

O coeficiente de correlação de Spearman's não mostrou nenhuma correlação entre a deposição de serapilheira no ecossistema de referência e as variáveis climáticas avaliadas, porém, houve uma correlação positiva entre a deposição de serapilheira na área em processo de restauração com nove anos e a evapotranspiração ($p < 0,05$). Durante o período de estudo a precipitação total nos 12 meses foi de 1119mm na região do Recôncavo Baiano, sendo a maior precipitação mensal de 161 mm em maio e a menor em fevereiro com 16 mm, segundo dados do Instituto Nacional de Meteorologia - Inmet.

Taxa de decomposição

O coeficiente de decomposição (k) para as áreas em processo de restauração e o ecossistema de referência estão descritos na tabela 2. Avaliando a porcentagem de massa remanescente e o coeficiente de decomposição, estatisticamente, não houve variação entre os ecossistemas de referência e as áreas em processo de restauração de seis e nove anos ($\chi^2 (2) = 1.08$, $p = 0,58$).

Porém, a porcentagem de massa remanescente variou significativamente entre os períodos em que ocorreu o experimento ($\chi^2 (3) = 12.78$, $p < 0.001$); sendo significativamente menor (RF = 40%; 9y = 39%; 6y = 35%) durante o período de fevereiro a abril ($p < 0.001$) e maior nos outros períodos estudados. O período de menor massa remanescente também foi o que teve a menor precipitação, sendo considerado a época de seca na região (Figura 3).

Quantificação da serapilheira

A maior deposição da serapilheira nos ecossistemas de referência, como encontrado neste estudo, foi observado também por outros autores podendo estar relacionado com o aumento da riqueza de espécies e com o processo sucessional na qual a floresta se encontra, comum em áreas em estágio

Tabela 2: Valores dos coeficientes de decomposição (k) nas diferentes áreas de estudo durante o período de coleta.

Table 2: Values of the decomposition coefficients (k) in the different study areas during the collection period.

Área	k	Período
RF	-0.010	Fevereiro - Abril
9y	-0.011	
6y	-0.011	
RF	-0.004	Maio - Julho
9y	-0.005	
6y	-0.004	
RF	-0.004	Agosto - Outubro
9y	-0.003	
6y	-0.003	
RF	-0.005	Novembro - Janeiro
9y	-0.003	
6y	-0.004	

Em que: k= coeficiente de decomposição; RF= Ecossistema de referência; 9y= Área em processo de restauração de 9 anos; 6y= Área em processo de restauração de 6 anos.

Figura 3: Porcentagem média de massa remanescente (media±desvio padrão) de folhas durante a decomposição de duas áreas em processo de restauração com e ecossistemas de referência.

Figure 3: Average remaining mass percentage (mean ± standard deviation) of leaves during the decomposition of two restoration areas and reference ecosystems.

avançado de regeneração localizados em Floresta Estacional Semidecidual (MACHADO et al., 2015; MARTINELLI et al., 2017; PIMENTA et al., 2011). Isto demonstra a necessidade de dar importância á alta diversidade nas ações de restauração, especialmente em uma matriz fortemente transformada pela agricultura a fim de qualificar as áreas em processo de restauração, bem como, a comparação de ecossistemas de referência para avaliação do sucesso dos métodos de restauração aplicados (MARTINS et al., 2008; RUIZ-JAEN; AIDE, 2005).

Todavia, tanto os atributos funcionais quanto os de riqueza devem ser utilizados com cautela na elaboração dos projetos de restauração, para que os objetivos não se tornem inatingíveis, uma vez que estes passam a representar florestas maduras e bem estruturadas. Portanto, é necessário a realização de estudos para verificação da viabilidade dessas técnicas para atingir metas satisfatórias (SUGANUMA et al., 2013).

Nas ações de restauração de nove anos o padrão de deposição da fração folha mais expressivo que no ecossistema de referência pode estar relacionado com as características fenológicas das espécies mais dominantes no plantio, com características de fase inicial de sucessão. Essas espécies pioneiras são típicas de florestas em estágios iniciais de sucessão, com um maior roteamento foliar do que as árvores mais tardias, como visto por Vendrami et al. (2012).

A predominância da fração foliar nas áreas de estudo reafirmam as folhas como a principal contribuinte deste processo, podendo ser superiores a 70% da quantidade de material que é adicionado ao solo durante o ano, como visto em Martinelli et al. (2017). Bem como, a maior deposição das partes reprodutivas (flores e diásporos) nos ecossistemas de referência pode estar relacionada com a complexidade estrutural da vegetação, comum em áreas com vegetação secundária (TOSCAN et al., 2014) e muito mais lento para ser alcançado em áreas em processo de restauração por demandar algumas décadas de progressão da vegetação implantada até que se alcance uma estrutura da vegetação semelhante ao ecossistema original (OSTERTAG, 2008).

O padrão de deposição de frações vegetais encontrado para os ecossistemas de referência e para as ações de restauração corrobora com os padrões encontrados em outros trabalhos realizados em Floresta Estacional Semidecidual, onde temos uma maior quantidade de folhas e galhos na composição da serapilheira (MARTINELLI et al., 2017; MACHADO et al., 2015; NASCIMENTO et al., 2015; TOSCAN et al., 2014; TURCHETTO; FORTES, 2014). Apesar de não ter se verificado correlação significativa entre a precipitação e a deposição de serapilheira, a maior deposição de materiais encontrada nos meses iniciais e finais do ano está de acordo com a menor ocorrência de chuvas no local (MARTINELLI et al., 2017). E segundo Zhang et al. (2014) isto pode estar relacionado com o fato da precipitação ser considerada como um dos fatores limitantes para regulação da produção de serapilheira em florestas tropicais, como as alterações nos mecanismos fisiológicas e morfológicas.

Nesse contexto, esse padrão pode ser explicado por dois mecanismos: 1) a precipitação, que pode ser considerada como um dos fatores limitantes para a regulação da produção de serapilheira em florestas tropicais (ZHANG et al., 2014); 2) o estresse hídrico e a evapotranspiração, que podem ser consideradas as principais causas do pico de deposição foliar, já que os reflorestamentos nos estágios iniciais possuem uma maior queda de folhas para redução da perda de água por transpiração (MARTINELLI et al., 2017; ROBERTS et al., 2001; RODRIGUES et al., 2015;).

Taxa de decomposição

O fato de não haver uma diferença das taxas de decomposição entre o ecossistema de referência e as áreas em processo de restauração pode estar relacionado com a colonização dos organismos decompositores na serapilheira. Algo já discutido por Araújo et al. (2013) que ao estudarem as propriedades microbianas do solo e a estabilidade temporal no Nordeste do Brasil, não encontraram variações entre áreas moderadamente degradadas e nas ações de restauração ao comparar com a vegetação nativa.

Tais autores, sugeriram que apenas o aumento da cobertura vegetal pode resultar em uma maior estabilidade das funções microbianas no solo. E como alguns dos objetivos da restauração é o resgate da biofuncionalidade e das interações entre os organismos do sistema (ARONSON et al., 2016), acredita-se que as práticas de restauração são bem sucedidas na promoção da recuperação de algumas funções microbianas do solo (ARAÚJO et al., 2013; NUNES et al., 2012).

Os valores do coeficiente de decomposição (k) encontrados neste estudo foram inferiores ao observado na maioria dos trabalhos de avaliação da taxa de decomposição encontrados na literatura (tabela 3). Os valores de k encontrados neste estudo para as restaurações de nove anos se assemelham a uma floresta em estágio médio de regeneração, de acordo com indicativo para a Mata Atlântica na Bahia (CONAMA n.05 1994, BRASIL, 1994). Resultados semelhantes também foram observados por Machado et al. (2015), avaliando ciclagem de nutrientes em diferentes estágios sucessionais da Mata Atlântica. Segundo os autores, as mudanças na estrutura florestal afetaram a velocidade de decomposição do material foliar, reflexo da riqueza de espécies e área basal.

Tabela 3: Valores médios dos coeficientes de decomposição (k) em Floresta Estacional Semidecidual, para o modelo exponencial simples, encontrados na literatura.

Table 3: Mean values of the decomposition coefficients (k) in Semidecidual Seasonal Forest, for the simple exponential model, found in the literature.

Formação Florestal	Modelo	k	Observações	Citação
Floresta Estacional Semidecidual	Exponencial simples	1,2	Fragmento Florestal	Cunha et al.1993
Floresta Estacional Semidecidual	Exponencial simples	0,0046	Estágio Avançado	Machado et al.2015
	Exponencial simples	0,0033	Estágio Médio	
	Exponencial simples	0,0022	Estágio Inicial	
Floresta Estacional Semidecidual	Exponencial simples	1,65	Reflorestamento	Pimenta et al.2010
Floresta Estacional Semidecidual	Exponencial simples	2,45	Floresta	
Floresta Estacional Semidecidual	Exponencial simples	2,3		Poggiani & Monteiro Jr, 1990
Floresta Estacional Semidecidual	Exponencial simples	1,71		Vital et al.2004
Floresta Estacional Semidecidual	Exponencial simples	0,75		Wisniewski et al.1997
Floresta Estacional Semidecidual	Exponencial simples	0,75		Portes 2001
Floresta Estacional Semidecidual	Exponencial simples	0,69	Floresta Secundária 10 anos	Ostertag et al.2008
Floresta Estacional Semidecidual	Exponencial simples	0,47	Floresta Secundária 20 anos	
Floresta Estacional Semidecidual	Exponencial simples	0,76	Floresta Secundária 30 anos	
Floresta Estacional Semidecidual	Exponencial simples	0,64	Floresta Secundária 60 anos	
Floresta Estacional Semidecidual	Exponencial simples	0,62	Floresta Secundária 80 anos	
Floresta Estacional Semidecidual	Exponencial simples	0,72	Floresta primária	

A maior taxa de decomposição no período de fevereiro a abril coincidiu com as menores quantidades de chuva na região. O mesmo foi visto por Bernaschini et al. (2015) que descobriram um papel importante da fauna do solo durante a estação seca, quando se poderia esperar uma decomposição mais lenta devido ao fato das condições serem particularmente limitantes para este processo. Outra justificativa é que o acúmulo desses materiais no solo conserva a água e diminuem as variações de temperatura, favorecendo as atividades dos micro e macro-organismos na região, independente da época do ano, como avaliado por Machado (2011).

CONCLUSÕES

A maior produção de serapilheira foi observada nos ecossistemas de referência, justamente por possuírem uma maior complexidade estrutural, devido ao seu estado sucessional ser mais avançado do que nas áreas em processo de restauração.

As taxas de decomposição não foram diferentes entre as idades estudadas, mesmo quando comparadas com os ecossistemas de referência. O que vimos que pode estar relacionado com o fato da cobertura vegetal e a colonização microbiana no solo já terem atingido uma estrutura tal nas áreas em processo de restauração para o resgate da biofuncionalidade do solo.

O período com menor pluviosidade e maior temperatura (período de seca) coincidiu com a maior produção de serapilheira e uma maior velocidade de decomposição do que nos outros períodos. O padrão de deposição da fração folha significativamente maior e mais expressivo nas áreas em processo de restauração, também sugere a influência das características fenológicas das espécies implantadas e a quantidade de serapilheira depositada.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a DANCO COMÉRCIO E INDÚSTRIA DE FUMOS LTDA, pela sessão das áreas em restauração para o estudo e o apoio logístico nas coletas de campo. A senhora Maria e o senhor José da Fazenda Monte Alegre, por permitir a coleta de dados nos ecossistemas de referência e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela bolsa concedida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALFAIA, S. S.; UGUEN, K. Fertilidade e manejo do solo. IN: MOREIRA, F. M. S.; CARES, E. J.; ZANETTI, R.; STURMER, S. L. (Ed.). **O Ecossistema Solo**. Lavras: UFLA, 2013.

ARAÚJO, A. S. F.; CESARZ, S.; LEITE, L. F. C.; BORGES, C. D.; TSAI, S. M.; EISENHAUER, N. Soil microbial properties and temporal stability in degraded and restored lands of Northeast Brazil. **Soil Biological Biochemistry**, v. 66, p. 175–181, 2013.

ARONSON, J.; CLEWELL, A.; MORENO-MATEOS, D. Ecological restoration and ecological engineering: Complementary or indivisible? **Ecology Engineering**, v. 91, p. 392–395, 2006.

BARALOTO, C.; RABAUD, S.; MOLTOS, Q.; BLANC, L.; FORTUNEL, C.; HÉRAULT, B. Disentangling stand and environmental correlates of aboveground biomass in Amazonian forests. **Global Change Biology**, v. 17, p. 2677–2688, 2011.

BATES, D.; M'ACHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting linear mixed-effects models using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, p. 1-48, 2015.

BERNASCHINI, M. L.; MORENO, M. L.; PEREZ-HARGUINDEGUY, N.; VALLADARES, G. Is litter decomposition influenced by forest size and invertebrate detritivores during the dry season in semiarid Chaco Serrano? **Journal of Arid Environments**, v. 127, p. 155-159, 2015.

BOCOCK, L.; GILBERT, O. J. W. The Disappearance Of Leaf Litter Under Different Woodland Conditions. **Plant Soil**, v. 9, n. 2, p. 179-185, 1957.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Restauração baseada na sucessão determinística, buscando reproduzir uma floresta definida como modelo. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN (Eds). **Pacto pela Restauração da Mata Atlântica: Referencial dos Conceitos e Ações de Restauração Florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ / Instituto BioAtlântica, 2009. p. 24-30.

BRANCALION, P. H. S.; LIMA, L. R.; RODRIGUES, R. R. Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais. In: PERES, C. A.; BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; VIEIRA, I. C. G. (Eds). **Conservação da Biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil**. Curitiba: Editora da UFPR, 2013.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA N° 05, de 04/05/1994**. 1994. Disponível em: < https://www.mma.gov.br/estruturas/202/_arquivos/conama_res_cons_1994_005_estgios_sucessionais_de_florestas_ba_202.pdf >. Acesso em: 30 jul. 2018.

CASTANHO, C. T.; OLIVEIRA, A. A. Relative effect of litter quality, forest type and their interaction on leaf decomposition in south-east Brazilian forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, p. 149-156, 2008.

CASTRO, H. F.; CLASSEN, A. T.; AUSTIN, E. E.; NORBY, R. J.; SCHADT, C. W. Soil microbial community responses to multiple experimental climate change drivers. **Applied Environmental Microbiology**, v. 76, p. 999–1007, 2010.

DALE, V. H.; BEYLER, S. C. Challenges in the development an use of Ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, n. 1, p.3-10, 2011.

DURIGAN, G. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. In: MARTINS, S. V. (ED.) In: SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Cadernos da Mata Ciliar**: São Paulo: Governo do Estado de São Paulo, 2011. p.11-13.

- FROUZ, J.; ROUBÍ KOVÁ, A.; HED NECA, P.; TAJOVSKÝB, K. Do soil fauna really hasten litter decomposition? A meta-analysis of enclosure studies. **European Journal of Soil Biology**, v. 68, p. 18-24, 2015.
- HANSEN, K.; VESTERDAL, L.; SCHMIDT, I.K.; GUNDERSEN, P.; SEVEL, L.; BASTRUP BIRK, A. et al. Litterfall and nutrient return in five tree species in a common garden experiment. **Forest Ecology and Management**, v. 257, p. 2133 – 2144, 2009.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estimativas da população residente para os municípios e para as unidades da federação brasileiros com data de referência 1º de julho de 2017**. 2017. Disponível em: < <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv100923.pdf> >. Acesso em: 30 jul. 2018.
- KARDOL, P.; WARDLE, D. A. How understanding aboveground belowground linkages can assist restoration ecology. **Trends Ecology Evolution**, v. 25, p. 670-679, 2010.
- KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. 1928.
- LISKI, J.; PALOSUO, T.; PELTONIEMI, M.; SIEVANEN, R. Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. **Ecological Modelling**, v. 189, p. 168-192, 2005.
- LONDE, V.; SOUSA, H. C.; KOZOVITS, A. R. Key plant indicators for monitoring areas undergoing restoration: A case study at the Das Velhas River, southeast Brazil. **Ecological Engineering**, v. 103, p. 191 – 197, 2017.
- MACHADO, D. L. **Atributos indicadores da dinâmica sucessional em fragmento de Mata Atlântica na região do médio vale do Paraíba do Sul, Pinheiral, Rio de Janeiro**. 2011. 119 p. Dissertação (Mestrado em Conservação da Natureza) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2011.
- MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; DINIZ, A. R.; SANTOS, L. L.; MENEZES, C. E. G. Ciclagem de nutrientes em diferentes estágios sucessionais da mata atlântica na Bacia do Rio Paraíba do Sul, RJ. **Bioscience Journal**, v. 31, n. 4, p. 1222-1237, 2015.
- MARTINELLI, L. A. S.; LINS, R. M.; DOS SANTOS-SILVA, J. C. Fine litterfall in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 49, n. 4, p. 1-9, 2017.
- MARTINS, S. V.; ALMEIDA, D. P.; FERNANDES, L. V.; RIBEIRO, T. M. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 6, p. 1081-1088, 2008.
- NASCIMENTO, L. S.; CERQUEIRA, R. M.; HENDERSON, B. L. R. Produção de serapilheira em um fragmento adjacente a uma cava de mineração, Ribeirão Grande, SP. **Revista Brasileira de Engenharia agrícola e Ambiente**, v. 19, n. 9, p. 892-897, 2015.
- NUNES, J. S.; ARAÚJO, A. S. F.; NUNES, L. A. P. L.; LIMA, L. M.; CARNEIRO, R. F. V.; TSAI, S. M. Land degradation on soil microbial biomass and activity in Northeast Brazil. **Pedosphere**, v. 22, p. 88-95, 2012.
- OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in Ecological systems. **Ecology**, v. 44, p. 322-331, 1963.
- OSTERTAG, R.; MARÍN-SPIOTTA, E.; SILVER, W.L.; SCHULTEN, J. Litterfall and decomposition in relation to soil carbon pools along a secondary forest chronosequence in Puerto Rico. **Ecosystems**, v. 11, p. 701–14, 2008.
- 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 Botânica Brasílica**, v. 25, p. 53-57, 2011.
- RAI, A.; SINGH, A. K.; GHOSAL, N.; SINGH, N. Understanding the effectiveness of litter from tropical dry forests for the restoration of degraded lands. **Ecological Engineering**, v. 93, p. 76-81, 2016.
- ROBERTS, S.; VERTESSY, R. A.; GRAYSON, R. B. Transpiration from *Eucalyptus sieberi* (L. Johnson) forests of different age. **Forest Ecology and Management**, v. 143, n. 1/3, p. 153-161, 2001.
- RODRIGUES, B.D.; MARTINS, S.V.; LEITE, H.G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, v. 34, n. 1, p. 65-73, 2010.

- RODRIGUES, E. L.; ELMIRO, M. A. T.; JACOBI, C. M.; LAMOUNIER, W. L. Aplicação do Modelo Swat na avaliação do consumo de água em áreas de florestas plantadas na bacia do rio Pará, Alto São Francisco, em Minas Gerais. **Sociedade & Natureza**, v. 27, n. 3, p. 485-500, 2015.
- RODRIGUES, R. R.; PADOVEZI, A.; FARAH, F. T.; GARCIA, L. C.; SANGLADE, L. D.; BRANCALION, P. H. S.; CHAVES, R. B.; VIANI, R. A. G.; BARRETO, T. E. **Protocolo de Monitoramento para Programas e Projetos de Restauração Florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ / Instituto BioAtlântica, 2013.
- RUIZ-JAÉN, M.C.; AIDE, T. M. Restoration success: How is it being measured? **Restoration Ecology**, v. 13, n. 3, p. 569-577, 2015.
- SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL E POLICY WORKING GROUP. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. 2004. Disponível em: < https://www.ctahr.hawaii.edu/littonc/PDFs/682_SERPrimer.pdf >. Acesso em: 30 jul. 2018.
- SOUZA, F.M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: Influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 2019, n. 1-3, p. 185-200, 2004.
- SUGANUMA, M. S.; ASSIS, G. B.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Ecossistemas de referência para restauração de matas ciliares: existem padrões de biodiversidade, estrutura florestal e atributos funcionais? **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 835-847, 2005.
- TOSCAN, M.; TEMPONI, L.; GUIMARÃES, A.; CÂNDIDO-JUNIOR, J. Litter production and seed rain in semideciduous forest fragments at different successional stages in the western part of the state of Paraná, Brazil. **Acta Botânica Brasílica**, v. 28, p. 392-403, 2014.
- TURCHETTO, F.; FORTES, F. O. Aporte e decomposição de serapilheira em Floresta Estacional Decidual na região do Alto Uruguai, RS. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 34, n. 80, p. 391-397, 2014.
- VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.
- VENDRAMI, J. L.; JURINITZ, C. F.; CASTANHO, C. T.; LORENZO, L.; OLIVEIRA, A. A. Litterfall and leaf decomposition in forest fragments under different successional phases on the Atlantic Plateau of the state of São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 3, p. 136-143, 2012.
- VIEIRA, D. C. M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, p. 541-554, 2006.
- VITOUSEK, M.; SANFORD, R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 137-167, 1986.
- WANG, J.; YOU, Y.; TANG, Z. LIU, S.; SUN, O. J. Variations in leaf litter decomposition across contrasting forest stands and controlling factors at local scale. **Journal of Plant Ecology**, v. 8, n. 3, p. 261-272, 2015.
- WENJIE, L. U.; LIU, N.; ZHANG, Y.; ZHOU, J.; GUO, Y.; YANG, X. Impact of vegetation community on litter decomposition: Evidence from a reciprocal transplant study with ¹³C labeled plant litter. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 112, p. 248-257, 2017.
- ZHANG, H. C.; YUAN, W. P.; DONG, W. J.; LIU, S. G. Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystems worldwide. **Ecological Complexity**, v. 20, p. 240-247, 2014.

Recebido em: 22/07/2018
Aceito em: 19/03/2019