




Artigo

Concordância entre plantas regenerantes, formigas e outros artrópodes na Mata Atlântica: a importância da identidade das árvores no dossel

Mariana S. Casimiro¹, R. A. E. Filardi², J. B. B. Sansevero² , J. M. Santangelo², R. M. Feitosa³ 
& Jarbas M. Queiroz² 

1. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, Brasil. (mysampaio16@gmail.com)
2. Departamento de Ciências Ambientais, Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, Brasil.
3. Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brasil.

Recebido 7 maio 2021

Aceito 28 janeiro 2022

Publicado 23 maio 2022

DOI 10.1590/1678-4766e2022008

ABSTRACT. Concordance between regenerating plants, ants and other arthropods in the Atlantic Forest: the importance of tree identity in the canopy. Monitoring restoration practices is an expensive process, but essential to verifying their success. One way to reduce sampling costs is using biodiversity indicators, a term used for a functional or taxonomic group that is in agreement with another group. The objective of this work was to evaluate the agreement between the richness and composition of regenerating plants, ants and other arthropods under the canopy of four tree species in a restoration area in the Atlantic Forest, Brazil, as well as to determine the relationship of biological communities with parameters environmental and spatial. It was found that environmental variables, often linked to the tree's identity, are preponderant in determining the relationship between ants, other arthropods and regenerating plants. In addition, ants proved to be weak indicators of regenerating plants and other arthropods diversity and composition and this relationship was not guided by environmental and spatial variables. Thus, the results found here recommend caution when using ants as indicators of plant biodiversity and other arthropods in monitoring programs in the Atlantic Forest.

KEYWORDS. Environmental variables, spatial variables, monitoring.

RESUMO. O monitoramento das práticas de restauração é um processo caro, mas essencial para verificar o seu sucesso. Uma forma de reduzir os custos amostrais é por meio da utilização de indicadores de biodiversidade, termo utilizado para um grupo funcional ou taxonômico que é concordante com outro grupo. O objetivo deste trabalho foi avaliar a concordância entre a riqueza e a composição de plantas regenerantes, formigas e outros artrópodes sob o dossel de quatro espécies arbóreas em uma área de restauração na Mata Atlântica, Brasil, bem como determinar a relação das comunidades biológicas com parâmetros ambientais e espaciais. Foi encontrado que as variáveis ambientais, muitas vezes ligadas a identidade da árvore, são preponderantes para determinar a relação entre formigas, outros artrópodes e plantas regenerantes. Além disso, as formigas demonstraram ser indicadores fracos da diversidade e composição de plantas regenerantes e outros artrópodes e essa relação não foi guiada pelas variáveis ambientais e espaciais. Assim, os resultados aqui encontrados recomendam cautela ao utilizar formigas como indicadores de biodiversidade de plantas e outros artrópodes em programas de monitoramento na Mata Atlântica.

PALAVRAS-CHAVE. Variáveis ambientais, variáveis espaciais, monitoramento.

O sucesso dos esforços para conservar o meio ambiente e a compreensão dos efeitos dos impactos antrópicos sobre a biodiversidade ainda são incertos, considerando as múltiplas ameaças à biodiversidade (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2014). Para isso, é importante monitorar as práticas de restauração, com o intuito de observar e quantificar as mudanças nas comunidades bióticas, além de comprovar a sua eficácia (LINDENMAYER & LIKENS, 2010; VACKAR *et al.*, 2012). Uma forma de fazer isso é por meio da utilização de indicadores de biodiversidade, termo utilizado para um grupo funcional ou taxonômico que reflete a medida da diversidade de um outro grupo no mesmo ambiente (MCGEOCH, 1998). Cada

vez mais o uso de indicadores de biodiversidade vem sendo sugerido para simplificar a obtenção de dados destinados ao monitoramento da restauração (CARO, 2010; LINDENMAYER & LIKENS, 2011), reduzindo os esforços amostrais e de identificação de espécies, e proporcionando um monitoramento com menor custo de investimento (PAWAR *et al.*, 2007).

Para um grupo biológico ser considerado um bom indicador é necessário exibir forte concordância (acima de 0,75) com outro grupo, ou com diferentes grupos (LEAL *et al.*, 2010; ROSSER, 2017). Assim, alterações na comunidade de um grupo indicador refletirá modificações em outros grupos (WESTGATE *et al.*, 2014). Muitos estudos ainda encontram concordâncias baixas (abaixo de 0,75), ou até mesmo não

significativas ($p > 0,05$) (CARNEIRO *et al.*, 2019; SKARBEK *et al.*, 2019), concluindo que um determinado grupo não é um bom indicador do outro grupo abordado. Por outro lado, uma concordância significativa pode ser guiada pelo fato de que diferentes grupos respondem da mesma forma às variáveis ambientais e espaciais (TONKIN *et al.*, 2016; LANDEIRO *et al.*, 2012; SIQUEIRA *et al.*, 2012), ou por terem as mesmas interações ecológicas. Por exemplo, a concordância entre a riqueza de espécies de diatomáceas, macroinvertebrados e peixes não se manteve significativa quando corrigido o efeito das variáveis espaciais e ambientais, sendo a relação influenciada pelas escalas espaciais e pelas características hidrográficas (BAE *et al.*, 2014). Em outro estudo, os peixes se mantiveram concordantes com o fitoplâncton e o perifíton, mesmo quando o efeito das variáveis ambientais e espaciais foi excluído (PADIAL *et al.*, 2012). Dessa forma, a concordância não ocorre pelo simples fato de os organismos responderem da mesma forma às condições e recursos disponíveis, mas também por serem influenciados por fatores como interações ecológicas, biogeográficas ou até mesmo evolutivas (PADIAL *et al.*, 2012). Portanto, é crucial o estudo do ambiente e da distribuição espacial dos organismos para entender a relação dos grupos utilizados como indicadores de biodiversidade (LANDEIRO *et al.*, 2012; SIQUEIRA *et al.*, 2012; VASCONCELOS *et al.*, 2019; WESTGATE *et al.*, 2014; DUAN *et al.*, 2016).

Dado o efeito positivo da diversidade arbórea na diversidade de animais (CASTAGNEEYROL & JACTEL, 2012; VASCONCELOS *et al.*, 2019), é possível que essa relação se aplique aos seus efeitos na diversificação do alimento e na disponibilidade de abrigo para os animais (KISSLING *et al.*, 2008). Por exemplo, há uma relação positiva entre a abundância de artrópodes e as características do ambiente, tais como cobertura e biomassa do sub-bosque, qualidade da serapilheira e abundância e altura da árvore (ALBACETE *et al.*, 2020). Outros trabalhos também destacam que os artrópodes são afetados pela estrutura da serapilheira (CAMARA *et al.*, 2019; SAYER, 2006; CIERJACKS *et al.*, 2007; DONOSO *et al.*, 2013) e pela área basal da árvore (FERRENBURG *et al.*, 2019). Assim, de acordo com suas características, as árvores podem ser responsáveis pela estrutura da comunidade de artrópodes e sua distribuição.

Os artrópodes são comumente utilizados como indicadores de biodiversidade (BAE *et al.*, 2014; LOUZADA *et al.*, 2010; ROSSER, 2017; SAUBERA *et al.*, 2004; HOWARD *et al.*, 1998; BORGES *et al.*, 2021), pois são abundantes, diversos, facilmente amostrados, sensíveis às alterações ambientais e encontrados em diferentes tipos de ecossistemas (SANTOS & FERNANDES, 2020). Dentre esses organismos, as formigas representam um grupo-chave nas comunidades locais, apresentando diversos papéis funcionais (FOLGARAIT, 1998; GRIFFITHS *et al.*, 2017), como a dispersão de sementes, além de relações mutualísticas com plantas (RICO-GRAY & OLIVEIRA, 2007; FERNANDES *et al.*, 2019; PARR *et al.*, 2016). As formigas podem ser influenciadas por fatores ambientais locais. Isso se deve ao fato de, devido a sua organização em colônias (HÖLLDOBLER & WILSON, 1990) serem considerados animais estacionários. Portanto, contrapõem-se aos animais

que são encontrados em um local, mas estão apenas de passagem (p. ex. aves) (DUNN, 2004). Estudos apontam correlações significativas entre a riqueza de espécies de formigas e outros organismos, destacando a importância da utilização de formigas como indicadores biológicos (LEAL *et al.*, 2010; ROSSER, 2017). Formigas também são muitas vezes relacionadas com a comunidade de plantas, devido a sua relação direta na obtenção de alimento e abrigo (RIBAS *et al.*, 2003; VASCONCELOS *et al.*, 2019). Outros organismos utilizados como indicadores do sucesso da restauração de áreas degradadas são as plantas que nascem sob a copa das árvores maiores (HOLL & AIDE, 2011; SANSEVERO & GARBIN, 2015), comumente chamadas de plantas regenerantes, as quais são originadas a partir do desenvolvimento natural da restauração (LAMEIRA *et al.*, 2019). A permanência das plantas regenerantes comprova a eficiência da dispersão de sementes e o estabelecimento de mudas, os quais são fundamentais para a manutenção da diversidade e a restauração dos processos ecológicos (CARNEVALE & MONTAGNINI, 2002; SANSEVERO *et al.*, 2011; SUGANUMA *et al.*, 2014). Porém, ainda não se sabe o quanto esses organismos, formigas, outros artrópodes e plantas regenerantes, são concordantes entre si e o quanto a comunidade de árvores do entorno influenciam essa relação.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a concordância entre a comunidade de plantas regenerantes, formigas e outros artrópodes sob a copa de quatro espécies arbóreas. Além disso, testamos se a concordância entre as comunidades abordadas é influenciada pelos parâmetros ambientais e espaciais, e a identidade das espécies arbóreas. Mais especificamente, nosso objetivo foi responder três perguntas: 1) as comunidades de formigas, plantas regenerantes e outros artrópodes são concordantes? 2) a identidade da árvore influencia a concordância entre os grupos taxonômicos? e 3) a concordância das comunidades é influenciada pelos parâmetros ambientais (altura, circunferência do caule, área da copa e índice de área foliar da árvore e altura da serrapilheira) e espaciais (coordenadas das árvores)?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo. O estudo foi realizado na reserva ecológica de Guapiaçu (REGUA), Cachoeiras de Macacu, RJ ($22^{\circ}27'14.86''S$, $42^{\circ}46'12.96''O$). O clima local é do tipo tropical (Af), segundo a classificação de Köppen, com temperatura média anual de $22,4^{\circ}C$; janeiro e fevereiro são os meses mais quentes e junho o mais frio (ALENCAR, 2016). A precipitação média anual é de 2.050 mm, com junho (59,3 mm) sendo o mês mais seco, e fevereiro com o maior índice pluviométrico (337,8 mm) (AZEVEDO *et al.*, 2018). A cobertura vegetal foi caracterizada como floresta ombrófila densa e a altitude varia entre 30 e 2000 m (VELOSO *et al.*, 1991). A área estudada é um reflorestamento ativo implantado em 2008 (AZEVEDO *et al.*, 2018), com o tamanho de 3,4 hectares (AZEVEDO *et al.*, 2018); antes a área era utilizada para pastagem. No momento das amostragens, a área reflorestada tinha 12 anos de idade. O reflorestamento consistiu no plantio de espécies nativas, distribuídas aleatoriamente, entre grupo

de pioneiras, secundárias iniciais e tardias e clímax, sendo em maior proporção as do primeiro grupo ecológico. Algumas frutíferas também foram plantadas com o intuito de atrair aves. Três anos depois do plantio, a riqueza de espécies de árvores correspondia a 73 (AZEVEDO *et al.*, 2018). A área foi escolhida por ser um reflorestamento, possuir as espécies de árvores focais abordadas e ser de fácil acesso.

Seleção das árvores focais. As árvores focais selecionadas foram plantadas alternadamente na fase inicial do reflorestamento, sendo essas *Guarea guidonea* (L.), *Sleumer* (Meliaceae), *Piptadenia gonoacantha* (Mart), *J. F. Marobr* (Fabaceae), *Nectandra membranacea* (SW), *Griseb* (Lauraceae) e *Inga edulis* Mart (Fabaceae). Essas plantas são muito utilizadas em reflorestamentos da Mata Atlântica, são naturais desse bioma (SANSEVERO *et al.*, 2011) e localmente são muito abundantes (AZEVEDO *et al.*, 2018). Foram selecionados indivíduos que tivessem uma ou nenhuma sobreposição da copa de outras árvores e com, no mínimo, 30 cm de circunferência de tronco e, pelo menos, cinco metros de distância entre elas. Na área de estudo foram selecionados 12 indivíduos de *G. guidonea*, 12 de *I. edulis*, 10 de *P. gonoacantha* e 9 de *N. membranacea*, totalizando 43 árvores amostradas.

Coleta de dados. Para cada árvore amostrada foi mensurada características chamadas de variáveis ambientais, sendo estas: altura, circunferência do tronco, área da copa, índice de área foliar da árvore e altura da serrapilheira abaixo da copa da árvore. As variáveis espaciais correspondem a localização (coordenadas) de cada árvore, sendo estas aferidas através do GPS. A circunferência do tronco (CAP) foi medida com auxílio de uma fita métrica. Para a área da copa (AC), foram tomadas duas medidas das extremidades da copa, formando assim, uma cruz; posteriormente, utilizando o modelo de elipse, multiplicamos o produto dos valores dos diâmetros por π (π) (diâmetro maior x diâmetro menor x π). A altura da árvore foi estimada visualmente. O índice de área foliar (IAF) foi calculado por meio da fotografia hemisférica (DENSLOW & GUZMAN, 2000), que consistiu na fotografia da copa a uma altura de um metro, a um metro de distância do tronco, com uso de câmera direcionada para o norte e equipada com a lente olho de peixe. Posteriormente, as fotos foram analisadas no *software* Hemiview 2.1 para obtenção dos índices de área foliar. Sob as copas foi delimitada uma parcela de 0,25 m², onde foi medida a altura da serrapilheira (AS) nos quatro cantos extremos da parcela com auxílio de uma régua. Altura, CAP e AC foram mensuradas em fevereiro de 2017, já IAF foi mensurado em fevereiro e setembro de 2017 e AS foi mensurada em fevereiro e setembro de 2018, esses meses correspondem aos períodos de chuva e seca, respectivamente. Todas essas medidas foram aferidas para analisarmos as variáveis do ambiente. Estudos prévios apontam que a ocorrência de artrópodes varia entre os períodos de chuva e seca, destacando a importância de abordar a comunidade de artrópodes em diferentes períodos (SANCHES *et al.*, 2009; SAKCHOOWONG *et al.*, 2015). Já as plantas regenerantes foram identificadas em um único período, pois são plantas com altura superior a 0,5 m e com

diâmetro a altura do peito inferior a 5,0 cm. Desta forma, a condução de outra amostragem, como realizado para fauna, não implicaria em alterações marcantes na estrutura e riqueza de espécies. Variações sazonais na estrutura e riqueza de espécies da comunidade de plantas são observadas com mais frequência no estágio de plântula (altura inferior a 0,5 m) (URIARTE *et al.*, 2005; GROSSNICKLE, 2012).

Os artrópodes foram coletados em fevereiro e setembro de 2018, em uma amostra situada a um metro de distância do tronco de cada espécie de árvore focal, totalizando 43 amostras por técnica. Foram usadas três técnicas de coleta de artrópodes: (1) amostras de serapilheira com uma parcela de 0,25 m², submetidas ao extrator de *Winkler*; (2) armadilhas de queda (*pitfalls*); e (3) amostras de solo submetidas ao funil de Berlese-Tüllgren (AGOSTI & ALONSO, 2000). As amostras de serapilheira ficaram no extrator de *Winkler* por 48h; os *pitfalls* ficaram no campo por 48h. As amostras de solo foram tomadas com uso de um trado de 17,5 cm de altura por oito centímetros de diâmetro (AQUINO *et al.*, 2006) em três pontos localizados a um metro de distância de cada árvore focal. Essas três amostras foram então misturadas em uma bandeja e um terço foi coletado e mantido em sacos plásticos. No mesmo dia, as amostras de solo foram submetidas ao funil de Berlese-Tüllgren e permaneceram por sete dias para extração dos artrópodes em frascos com álcool etílico a 50%.

Os organismos obtidos em cada método foram fixados em álcool etílico a 70%. As formigas foram montadas, morfoespeciadas e identificadas, quando possível, ao nível de espécie. A identificação foi realizada no Laboratório de Sistemática e Biologia de Formigas da Universidade Federal do Paraná com base na Coleção Entomológica Padre Jesus Santiago Moure. As formigas estão depositadas na Coleção Entomológica Costa Lima (Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro).

A comunidade de plantas regenerantes foi determinada no período de fevereiro de 2018. A amostragem se deu em parcelas circulares de 1,8 m de raio (11,3 m²). As plantas regenerantes compreendem espécies lenhosas com mais de 0,5m de altura e com diâmetro do caule (DAP) maior que cinco centímetros. Partes das plantas regenerantes (folhas e quando possível flor e frutos) foram coletadas e posteriormente identificadas ao nível de espécie, com auxílio da coleção do Herbário do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (RB).

Análise de dados. Avaliamos a concordância na riqueza e na composição entre: (1) plantas regenerantes e formigas; (2) plantas regenerantes e outros artrópodes; e (3) formigas e outros artrópodes. Para os dados dos outros artrópodes, abordamos riqueza e composição de ordens, já para plantas regenerantes e formigas, riqueza e composição de espécies. Essas análises foram realizadas para cada espécie de árvore e para as amostras como um todo, ou seja, sem separar por espécie de árvore, para assim testar a influência da identidade da árvore sobre a concordância entre as comunidades biológicas. A concordância na riqueza de espécies, ou ordens foram testados com a correlação de

Spearman, pois esse teste mede a força e direção da associação entre duas variáveis. Já a concordância na comunidade foi analisada por meio do teste de Mantel (MANTEL, 1967) usando a distância de Bray–Curtis (baseado em dados de abundância) para plantas regenerantes e outros artrópodes e para formigas foi utilizado o índice de Jaccard, pois estudos com formigas geralmente usam dados apenas de presença e ausência (AGOSTI & ALONSO, 2000; OLIVEIRA *et al.*, 2018; CASIMIRO *et al.*, 2019). Utilizamos o teste de Mantel, pois ele é apropriado para comparar duas matrizes com as mesmas dimensões. Essas são as abordagens básicas usadas para testar padrões de concordância (HEINO, 2010).

A concordância na riqueza e composição da comunidade foram analisadas com dados dos períodos diferentes, sendo dados coletados em fevereiro e setembro de 2018, devido corresponderem os períodos de chuva e seca, respectivamente.

As associações entre as características das árvores e as variáveis espaciais nas comunidades estudadas foram analisadas por meio do teste de Mantel. As variáveis ambientais são as características das árvores (altura, CAP, AC, IAF) e do ambiente (AS) (Tab. I Material Suplementar) e as variáveis espaciais são as coordenadas de cada árvore. As matrizes ambientais e espaciais foram construídas a partir de distâncias euclidianas. Além do mais, as variáveis ambientais foram padronizadas por meio da normalização ($x - \text{média} / \text{desvio padrão}$). Essas análises foram utilizadas para avaliar até que ponto os padrões de concordância podem ser atribuídos à semelhança entre os grupos de organismos e as respostas aos padrões ambientais e/ou espaciais (GRENOUILLET *et al.*, 2008).

Por fim, para as comunidades que foram significativamente correlacionadas entre si e que também foram estatisticamente correlacionadas com as variáveis ambientais e/ou espaciais, utilizamos o teste de Mantel Parcial. Por meio desse teste, avaliamos a manutenção da existência de concordância entre as comunidades quando o efeito das variáveis ambientais e espaciais foi controlado (SMOUSE *et al.*, 1986; GRENOUILLET *et al.*, 2008). Todas as análises foram realizadas no R Studio (versão 3.4.0) com o pacote Vegan para o teste de Mantel e Mantel Parcial.

RESULTADOS

Foram coletadas 100 espécies de formigas. Desse total, 61 espécies foram nominalmente identificadas em

28 gêneros distintos. As espécies mais frequentes foram *Pheidole subarmata* (Mayr, 1884) e *Rogeria scobinata* (Kugler, 1994) (Tab. II Material Suplementar). A riqueza de espécies de formigas variou de cinco a 17 (mediana = 8) por árvore no período de fevereiro, e de quatro a 11 (mediana = 11) no período de setembro. Foram coletados também 4.682 artrópodes, excluindo as formigas, distribuídos nas ordens Araneae, Acari, Collembola, Coleoptera, Diplopoda, Hemiptera e Isopoda (Tab. III Material Suplementar). A ordem mais abundante foi Acari, com 2.935 organismos, seguido de Collembola, com 753. A riqueza de ordens dos outros artrópodes por árvore variou de cinco a 11 (mediana = 7) no período de fevereiro, e de quatro a 11 (mediana = 8) no período de setembro. Foram amostradas 60 espécies de plantas regenerantes, sendo estas classificadas em 40 gêneros (Tab. IV Material Suplementar). As espécies mais abundantes foram *Piper arboreum* Aubl, com 261 indivíduos, seguido de *G. guidonia*, com 115. A riqueza de espécies de plantas regenerantes por árvore amostrada variou entre quatro e 15 (mediana = 8).

Concordância entre os grupos biológicos. Em relação à riqueza, apenas a riqueza de formigas e de ordens dos outros artrópodes foi concordante no mês de setembro e quando todas as espécies de árvores foram analisadas juntas ($r_{\text{Spearman}} = 0,40$, $p = 0,006$) (Tab. I). As demais correlações não foram significativas (todos os $p \geq 0,06$). Em relação à composição, formigas foram concordantes com plantas regenerantes sob a copa de *G. guidonia* nos períodos de fevereiro e setembro ($r_{\text{Mantel}} = 0,33$ e $0,31$, $p = 0,006$ e $0,008$, respectivamente) (Tab. II). Plantas regenerantes foram concordantes também com artrópodes em fevereiro, quando os dados de todas as árvores foram analisados juntos ($r_{\text{Mantel}} = 0,13$, $p = 0,005$) (Tab. II). As demais correlações não foram significativas (todos os $p \geq 0,06$).

Variáveis ambientais e espaciais. A riqueza de espécies de formigas foi concordante com as variáveis ambientais sob a copa de *N. membranacea* em fevereiro ($r_{\text{Mantel}} = 0,32$, $p = 0,03$); e setembro ($r_{\text{Mantel}} = 0,34$, $p = 0,02$) (Tab. III). A riqueza de espécies de plantas regenerantes foi concordante com as variáveis ambientais sob a copa de *G. guidonia* e *I. edulis* em fevereiro de 2018 ($r_{\text{Mantel}} = 0,30$ e $0,35$, respectivamente, $p = 0,04$) (Tab. IV). A riqueza de formigas, plantas regenerantes e outros artrópodes não foram concordantes com as variáveis espaciais (todos os $p \geq 0,07$) (Tab. IV).

Tab. I. Coeficiente de correlação de Spearman (r) entre a riqueza de espécies de formigas, outros artrópodes e plantas regenerantes. * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$. For = formiga. Ar = artrópodes. Pl = Plantas regenerantes. Fev = fevereiro. Set = setembro. GG = *Guarea guidonia*. IE = *Inga edulis*. PG = *Piptadenia gonoacantha*. NM = *Nectandra membranacea*.

Grupos comparados	Spearman r									
	PG		GG		IE		NM		Todos	
	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set
For - Ar	-0,62	0,37	-0,16	0,11	0,10	0,07	-0,12	0,69	-0,13	0,40**
For - Pl	0,22	-0,60	-0,35	-0,31	-0,10	0,16	0,56	0,38	0,07	0,08
Pl - Ar	0,10	-0,42	-0,12	0,02	0,01	0,45	0,30	0,15	0,01	0,15

Tab. II. Coeficiente de correlação de Mantel (r) entre as matrizes de distância derivadas da composição de espécies de formigas, outros artrópodes e plantas regenerantes. *P < 0.05; **P < 0.01. For = formiga. Ar = artrópodes. Pl = Plantas regenerantes. Fev = fevereiro. Set = setembro. GG = *Guarea guidonia*. IE = *Inga edulis*. PG = *Piptadenia gonoacantha*. NM = *Nectandra membranacea*.

Grupos comparados	Mantel r									
	PG		GG		IE		NM		Todos	
	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set
For - Ar	-0,04	0,3	-0,07	0,26	-0,16	-0,16	0,09	-0,07	0,02	0,09
For - Pl	-0,37	-0,23	0,33**	0,31**	-0,04	0,08	0,05	-0,02	0,08	-0,0002
Pl - Ar	0,33	0,33	0,12	0,12	-0,05	-0,05	0,06	0,06	0,13**	0,13

Tab. III. Coeficientes de correlação de Mantel (r) entre matrizes de distâncias derivadas da riqueza de comunidades biológicas com as variáveis ambientais. *P < 0.05; **P < 0.01. na = não há amostra. Fev = fevereiro. Set = setembro. GG = *Guarea guidonia*. IE = *Inga edulis*. PG = *Piptadenia gonoacantha*. NM = *Nectandra membranacea*.

Grupos	Mantel r									
	PG		GG		IE		NB		Todos	
	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set
Formigas	-0,19	0,19	0,01	0,20	-0,06	-0,12	0,32*	0,07	0,002	-0,007
Artrópodes	-0,07	-0,19	-0,11	-0,06	-0,12	0,17	-0,05	-0,32	-0,09	0,04
Plantas	-0,07	na	0,30*	na	0,35*	na	0,19	na	0,11	na

Tab. IV. Coeficientes de correlação de Mantel (r) entre matrizes de distâncias derivadas da riqueza de comunidades biológicas com as variáveis espaciais. *P < 0.05; **P < 0.01. na = não há amostra. Fev = fevereiro. Set = setembro. GG = *Guarea guidonia*. IE = *Inga edulis*. PG = *Piptadenia gonoacantha*. NM = *Nectandra membranacea*.

Grupos	Mantel r									
	PG		GG		IE		NB		Todos	
	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set
Formigas	0,01	-0,16	-0,07	-0,004	0,11	-0,17	0,19	0,34*	-0,02	0,04
Artrópodes	-0,02	-0,23	-0,24	-0,01	-0,05	0,12	-0,03	-0,18	-0,009	0,01
Plantas	-0,26	na	0,11	na	-0,16	na	-0,15	na	0,004	na

A composição de formigas foi concordante com as variáveis ambientais sob a copa de *G. guidonia* em fevereiro ($r_{\text{Mantel}} = 0,35$ $p = 0,02$). A composição dos outros artrópodes foi concordante com as variáveis espaciais sob a copa de *N. membranacea* em setembro ($r_{\text{Mantel}} = 0,38$ $p = 0,01$). A composição de plantas regenerantes foi concordante com as variáveis ambientais sob a copa de *G. guidonia* no período de fevereiro ($r_{\text{Mantel}} = 0,38$ $p = 0,03$). Sob a copa de *I. edulis* e *N. membranacea*, as plantas regenerantes foram concordantes com as variáveis ambientais e espaciais no período de fevereiro (Tabs V, VI).

Testes de Mantel parciais, controlando o efeito das variáveis ambientais, foram realizados apenas para pares de comunidades que exibiram valores significativos de concordância (Tab. II) e que foram simultaneamente associadas as variáveis ambientais (Tab. III). Assim, a composição de espécies de formigas e plantas regenerantes foi correlacionada novamente, controlando-se o efeito das variáveis ambientais. A concordância entre as espécies de formigas e plantas regenerantes sob a copa de *G. guidonia*, nos períodos de fevereiro e setembro, foi significativa ($r_{\text{Mantel Parcial}} = 0,29$ e $0,26$, respectivamente, $p < 0,05$).

DISCUSSÃO

Concordâncias significativas entre os grupos biológicos foram fracas ($r < 0,50$) e altamente variáveis ($0,13 - 0,40$), de forma similar a estudos anteriores (WOLTERS *et al.*, 2006; VELGHE & GREGORY-EAVES, 2013; WESTGATE *et al.*, 2014). Para se considerar uma alta concordância são necessários valores acima de 0,75, o que indica que um grupo representa mais de 75% dos padrões do outro grupo (LOVELL *et al.*, 2007; HEINO, 2010; DE MORAIS *et al.*, 2018; CARNEIRO *et al.*, 2019). No entanto, não há consenso sobre os critérios para classificar um grupo biológico como bom indicador (DE MORAIS *et al.*, 2018), principalmente para casos em que um único grupo é concordante com vários outros grupos. Mesmo tendo uma concordância baixa, o grupo pode ser considerado um indicador justo (PADIAL *et al.*, 2012), como foi o caso das formigas que foram concordantes com os outros artrópodes e com as plantas regenerantes.

A concordância entre a riqueza de espécies de formigas e de artrópodes está relacionada às interações ecológicas, com uma influência mútua em suas comunidades (LEAL *et al.*, 2010; ROSSER, 2017). No entanto, não encontramos

Tab. V. Coeficientes de correlação de Mantel (r) entre matrizes de distâncias derivadas da composição de comunidades biológicas com as variáveis ambientais. * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$. na= não há amostra. Fev= fevereiro. Set = setembro. GG = *Guarea guidonia*. IE = *Inga edulis*. PG = *Piptadenia gonoacantha*. NM = *Nectandra membranacea*.

Grupos	Mantel r									
	PG		GG		IE		NB		Todos	
	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set
Formigas	0,16	0,33	0,35*	0,22	-0,17	0,22	0,1	0,14	-0,003	0,002
Artrópodes	0,13	-0,32	0,12	0,05	-0,09	0,29	0,23	0,37	-0,07	0,00041
Plantas	0,26	na	0,25*	na	0,53**	na	0,61**	na	-0,003	na

Tab. VI. Coeficientes de correlação de Mantel (r) entre matrizes de distâncias derivadas da composição de comunidades biológicas com as variáveis espaciais. * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$. na= não há amostra. Fev= fevereiro. Set = setembro. GG = *Guarea guidonia*. IE = *Inga edulis*. PG = *Piptadenia gonoacantha*. NM = *Nectandra membranacea*.

Grupos	Mantel r									
	PG		GG		IE		NM		Todos	
	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set
Formigas	0,26	0,06	-0,05	-0,06	0,06	0,01	0,16	0,15	-0,003	-0,09
Artrópodes	0,25	-0,08	0,37	0,19	-0,02	0,17	0,28	0,38*	0,13	-0,1
Plantas	0,1	na	-0,009	na	0,41**	na	0,43*	na	0,08	na

concordância entre a composição de formigas e de outros artrópodes quando analisada por espécie de árvore, sugerindo que a comunidade de formigas (ou de outros artrópodes) não foi diferente sob a copa das árvores focais amostradas. Outros trabalhos foram relativamente limitados na compreensão de como a identidade da árvore focal interfere na comunidade de artrópodes que vive abaixo de sua copa (DONOSO *et al.*, 2010, 2013). Afinal, o efeito individual da árvore pode ser influenciado pela sobreposição da copa de árvores vizinhas (GENTRY, 1988; CONDIT *et al.*, 1996; MEJÍA-DOMÍNGUEZ *et al.*, 2011), ou pela influência da decomposição da serapilheira e da diversidade microbiana na comunidade de artrópodes, já que a maioria dos artrópodes de serapilheira é ecologicamente separado das plantas por, pelo menos, um nível trófico, ou seja, os microrganismos (DONOSO *et al.*, 2013).

A composição de espécies de formigas foi concordante com a composição de espécies de plantas regenerantes apenas sob a copa de *G. guidonia*. Isso levanta evidências de que a identidade da árvore pode influenciar a concordância na composição de formigas e plantas regenerantes. Outros estudos já abordaram o efeito da composição de espécies de plantas em relação à regeneração natural (CARNEVALE & MONTAGNINI, 2002; THUIS *et al.*, 2014), destacando a influência da estrutura da copa, a fixação de nitrogênio e a síndrome de dispersão, ou seja, as características para favorecerem os agentes dispersores. Dessa maneira, o uso de espécies que proporcionam a interação entre formigas e plantas regenerantes, como *G. guidonia*, deve ser promovida a fim de restaurar as relações ecológicas entre a comunidade de formigas e plantas regenerantes, uma vez que estudos já apontam a importância das formigas como promotoras da germinação de sementes da *G. guidonia* (LEAL *et al.*, 2007; SILVA *et al.*, 2019).

A composição de plantas regenerantes foi concordante com a composição dos outros artrópodes. Já em relação à riqueza, não encontramos concordância entre essas comunidades. As plantas influenciam os organismos que vivem abaixo de sua copa por meio da disponibilidade de recursos e efeitos sobre as condições ambientais (KISSLING *et al.*, 2008; VASCONCELOS *et al.*, 2019). Por exemplo, a quantidade e qualidade da serapilheira, a umidade e a temperatura do ambiente interferem diretamente no desenvolvimento de isópodes (Crustacea) (CORREIA *et al.*, 2008). Assim, muitos artrópodes podem estar relacionados mais aos recursos e condições disponibilizados pelas árvores do que pela própria árvore, como indicam os estudos sobre herbivoria que não trazem dados sobre a especialização dos artrópodes por espécies de árvores, mas sim pelo gênero, família, ou então nem abordam grupo taxonômico (BASSET, 1992; NOVOTNY & BASSET, 2005).

As variáveis ambientais foram concordantes com os grupos biológicos, sendo que esse resultado foi guiado pela identidade da árvore. Isso provavelmente ocorreu, dado que a identidade da árvore afeta as características ambientais, tais como, luminosidade, temperatura, regeneração de plântulas, umidade e profundidade de serapilheira (VÁZQUEZ-YANEZ *et al.*, 1990; FACELLI & PICKETT, 1991; JONES *et al.*, 1997; GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001; MEJÍA-DOMÍNGUEZ *et al.*, 2011). Assim, as árvores desempenham um papel indispensável na heterogeneidade do ambiente, pois modificam inúmeras características ambientais sob seu dossel. Como e quanto a árvore influencia o ambiente é regulado pelas suas variações morfológicas (NIINEMETS, 2010), arquitetônicas (CHADZON & FETCHER, 1984; WANG & AUGSPURGER, 2006) e características fenológicas (KASPARI, 1993; DOMINY *et al.*, 2003; TOMITA & SEIWA, 2004; WILLIAMS *et al.*, 2008; ISHII & ASANO, 2010).

As variáveis espaciais não foram influenciadas pela identidade da árvore, corroborando com o fato de pequenas distâncias resultarem em ambientes mais homogêneos (DONOSO *et al.*, 2013). Tal fato pode ser explicado por uma baixa heterogeneidade do ambiente, pois medidas aferidas como a serrapilheira e LAI, não variaram de acordo com a espécie de árvore. Além disso, as variáveis espaciais não foram concordantes com os grupos biológicos, indicando que a relação entre os organismos não está sendo guiada pela localização e sim por um outro fator externo, como a disponibilidade de recursos. Estudos mostraram que a diversidade de artrópodes herbívoros é positivamente relacionada à diversidade de árvores, muitas vezes, por meio do aumento da heterogeneidade de recursos, que, ao aumentar a diversidade de herbívoros, afetam também os predadores (SCHERBER *et al.*, 2010; ZHANG *et al.*, 2016). Já para formigas de serapilheira, essa associação não é tão evidente, pois estas não dependem, particularmente, da serapilheira de uma única espécie de árvore (DONOSO *et al.*, 2010). De fato, as formigas possuem uma grande variedade de estratégias e preferências alimentares (FOLGARAIT, 1998; RICO-GRAY & OLIVEIRA, 2007; PARR *et al.*, 2016; GRIFFITHS *et al.*, 2017; FERNANDES *et al.*, 2019). Outro estudo mostrou que a diversidade de árvores influencia a quantidade de serapilheira e estabiliza a queda de folhas ao longo das estações (HUANG *et al.*, 2018). Esse mesmo trabalho, destacou que o tamanho da parcela está relacionado positivamente a riqueza da árvore, indicando que em parcelas maiores há serapilheiras mais abundantes e constantes (HUANG *et al.*, 2018). Assim, a diversidade de árvores no fragmento florestal estudado pode ser um descritor mais adequado da diversidade da serapilheira, potencialmente explicando melhor as relações entre formiga, artrópodes e plantas regenerantes.

A relação entre formigas e plantas regenerantes se manteve significativa quando retiramos a influência das variáveis ambientais, provando que essa relação não é guiada apenas pela mesma resposta desses organismos aos recursos e às condições disponíveis. Diferente do encontrado em alguns outros estudos, que destacam que a relação ocorre pelo fato de diferentes grupos responderem, da mesma forma, às variáveis ambientais (LANDEIRO *et al.*, 2012; SIQUEIRA *et al.*, 2012; BAE *et al.*, 2014; TONKIN *et al.*, 2016). Assim, a relação entre as formigas e plantas regenerantes pode estar sendo guiada por suas interações ecológicas.

Desta forma, podemos concluir que as variáveis ambientais, muitas vezes ligadas à identidade da árvore, são preponderantes para a relação da comunidade biológica, mais especificamente formigas, outros artrópodes e plantas regenerantes. Além disso, as formigas demonstraram ser indicadores fracos da composição de plantas regenerantes e essa relação não foi guiada pelas variáveis ambientais e espaciais. Assim, devido a concordância ter sido baixa, recomendamos cautela ao utilizar formigas como indicadores de plantas e outros artrópodes em programas de monitoramento. Por fim, destacamos a importância de investigar outros mecanismos que podem afetar a concordância entre esses grupos biológicos (por exemplo, biogeográficos, história

evolutiva ou interações tróficas), para assim, entender os padrões de interferência nas relações dos organismos.

Material suplementar. Material online disponível para este artigo.

Agradecimentos. Agradecemos aos administradores da Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), Nicholas e Rachel Locke, que autorizaram a realização da pesquisa e toda a equipe pelo auxílio das atividades de campo e alojamento, ao PIBIC (CNPq), pela bolsa concedida de iniciação científica a RAEF e à CAPES, pela bolsa a MSC. JS agradece ao CNPq pela concessão da bolsa de produtividade.

REFERÊNCIAS

- AGOSTI, D. & ALONSO, L. E. 2000. **The ALL protocol: a standard protocol for the collection of ground-dwelling ants**. Biological. Washington, Smithsonian Institution Press, p. 204-206.
- ALBACETE, S.; NALLY, R. M.; CARLES-TOLRÁ, M.; DOMÈNECH, M.; VIVES, E.; ESPADALER, X.; PUDAJADÉ-VILLAR, J.; SERRA, A. & MACEDA-VEIGA, A. 2020. Stream distance and vegetation structure are among the major factors affecting various groups of arthropods in non-riparian chestnut forests. **Forest Ecology and Management** 460(42):1-11.
- ALENCAR, J. 2016. Biodiversity and temporal distribution of immature Culicidae in the Atlantic Forest, Rio de Janeiro State. **Plos One** 11(7):1-15.
- AQUINO, A. M. DE; CORREIA, M. E. F. & BADEJO, M. A. 2006. Amostragem da Mesofauna Edáfica utilizando Funis de Berlese-Tullgren Modificado. **Embrapa Agrobiologia-Circular Técnica** (INFOTECA-E).
- AZEVEDO, A. D.; FRANCELINO, M. R.; CAMARA, R.; PEREIRA, M. G. & LELES, P. S. S. 2018. Estoque de carbono em áreas de restauração florestal da mata atlântica. **Floresta** 48(2):183-194.
- BAE, M.-J.; LI, F.; KWON, Y.-S.; CHUNG, N.; CHOI, H.; HWANG, S.-J. & PARK, Y.-S. 2014. Concordance of diatom, macroinvertebrate and fish assemblages in streams at nested spatial scales: Implications for ecological integrity. **Ecology Indicators** 47:89-101.
- BASSET, Y. 1992. Host specificity of arboreal and free-living insect herbivores in rain forests. **Biological Journal of the Linnean Society** 47(2):115-133.
- BORGES, F. L. G.; OLIVEIRA, M. R.; ALMEIDA, T. C.; MAJER, J. D. & GARCIA, L. C. 2021. Terrestrial invertebrates as bioindicators in restoration ecology: A global bibliometric survey. **Ecology Indicators** 125:1-11.
- CAMARA, R.; SILVA, V. D.; CORREIA, M. E. F. & VILLELA, D. M. 2019. Impacto da remoção de serapilheira sobre a comunidade de artrópodes edáficos em plantios abandonados de *Corymbia citriodora*. **Ciência Florestal** 29:14-26.
- CARNEIRO, F. M.; DE SOUZA, J. P. F.; NOGUEIRA, D. S.; BICHSEL, D.; PINTO, N. S.; DE OLIVEIRA, A. A. B.; CARVALHO, P.; BASTOS, R. P.; OERTILL, B. & MARCO JUNIOR, P. 2019. Low cross-taxon congruence among aquatic organisms in artificial tropical ponds: implications for Biomonitoring. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology** 55(21):1-9.
- CARNEVALE, N. J. & MONTAGNINI, F. 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. **Forest Ecology and Management** 163:217-227.
- CARO, T. 2010. **Conservation by Proxy: Indicator, Umbrella, Keystone, Flagship, and Other Surrogate Species**. Island Press, Washington. 400p.
- CASIMIRO, M. S.; SANSEVERO, J. B. B. & QUEIROZ, J. M. 2019. What can ants tell us about ecological restoration? A global meta-analysis. **Ecological Indicators** 102:593-598.
- CASTAGNEEYROL, B. & JACTEL, H. 2012. Unraveling plant-animal diversity relationships: a meta-regression analysis. **Ecology** 93:2115-2124.
- CHAZDON, R. L. & FETCHER, N. 1984. Photosynthetic light environments in a Lowland Tropical Rain Forest in Costa Rica. **Journal of Ecology** 72:553-564.
- CIERJACKS, A.; IGLESIAS, J. E.; WESCHE, K. & HENSEN, I. 2007. Impact of sowing, canopy cover and litter on seedling dynamics of two *Polylepis* species at upper tree lines in central Ecuador. **Journal of Tropical Ecology** 23:309-318.

- CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; LAFRANKIE, J. V.; SUKUMAR, N.; MANOKARAN, N.; FOSTER, R. B. & ASHTON, P. S. 1996. Species-area and species-individual relationships for tropical trees: A comparison of three 50-ha plots. **Journal of Ecology** **84**:549-562.
- CORREIA, M. E. F.; AQUINO, A. M. DE & AGUIAR-MENEZES, E. DE L. 2008. Aspectos Ecológicos dos Isopoda Terrestres. **Documentos Embrapa** **249**:1-28.
- DE MORAIS, G. F.; RIBAS, L. G. S.; ORTEGA, J. C. G.; HEINOD, J. & BINI, L. M. 2018. Biological surrogates: A word of caution. **Ecology Indicators** **88**:214-218.
- DENSLOW, J. S. & GUZMAN, G. S. 2000. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence. **Panama Journal of Vegetation Science** **11**(2):201-212.
- DOMINY, N. J.; LUCAS, P. W. & WRIGHT, S. J. 2003. Mechanics and chemistry of rain forest leaves: canopy and understorey compared. **Journal of Experimental Botany** **54**:2007-2014.
- DONOSO, D. A.; JOHNSTON, M. K.; CLAY, N. A. & KASPARI, M. E. 2013. Trees as templates for trophic structure of tropical litter arthropod fauna. **Soil Biology and Biochemistry** **61**:45-51.
- DONOSO, D. A.; JOHNSTON, M. K. & KASPARI, M. 2010. Trees as templates for tropical litter arthropod diversity. **Oecologia** **164**:201-211.
- DUAN, M.; LIU, Y.; ZHENRONGYU, Y.; BAUDRY, J.; LI, L.; WANG, C. & AXMACHER, J. C. 2016. Disentangling effects of abiotic factors and biotic interactions on cross-taxon congruence in species turnover patterns of plants, moths and beetles. **Scientific Reports** **6**:1-9.
- DUNN, R. R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. **Conservation Biology** **18**:302-309.
- FACELLI, J. M. & PICKETT, S. T. A. 1991. Plant litter: Light interception and effects on an old-field plant community. **Ecology** **72**:1024-1031.
- FERNANDES, T. V.; PAOLUCCI, L. N.; SOLAR, R. R.; NEVES, F. S. & CAMPOS, R. I. 2019. Ant removal distance, but not seed manipulation and deposition site increases the establishment of a myrmecochorous plant. **Oecologia** **192**(1):133-142.
- FERRENBURG, S.; WICKEY, P. & COOP, J. D. 2019. Ground-Dwelling Arthropod Community Responses to Recent and Repeated Wildfires in Conifer Forests of Northern New Mexico, USA. **Forest** **10**:667.
- FOLGARAIT, P. J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. **Biodiversity and Conservation** **7**:1221-1244.
- GENTRY, A. H. 1988. Tree species richness of upper Amazonian forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA** **85**:156-159.
- GRENOUILLET, G.; BROUSSE, S.; TUDESQUE, L.; LEK, S.; BARAILLE, Y. & LOOT, G. 2008. Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. **Diversity and Distribution** **14**:592-603.
- GRIFFITHS, H. M.; ASHTON, L. A.; WALKER, A. E.; HASAN, F.; EVANS, T. A.; EGGLETON, P. & PARR, L. C. 2017. Ants are the major agents of resource removal from tropical rainforests. **Journal of Animal Ecology** **87**(1):293-300.
- GROSSNICKLE, S. C. 2012. Why seedlings survive: influence of plant attributes. **New Forests** **43**:711-738.
- GUARIGUATA, M. R. & OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management** **148**:185-206.
- HEINO, J. 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? **Ecological Indicators** **10**:112-117.
- HOLL, K. D. & AIDE, T. M. 2011. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management** **261**(10):1558-1563.
- HÖLLDOBLER, B. & WILSON, E. O. 1990. **The ants**. Cambridge, Belknap/Harvard University. 732p.
- HOWARD, P. C.; VISKANIC, P.; DAVENPORT, T. R. B.; KIGENYI, F. W.; BALTZER, M.; DICKINSON, C. J.; LWANGA, J. S.; MATTHEWS, R. A. & BALMFORD, A. 1998. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. **Nature** **394**:472-475.
- HUANG, Y.; MA, K.; NIKLAUS, P. A. & SCHMID, B. 2018. Leaf-litter overyielding in a forest biodiversity experiment in subtropical China. **Forest Ecosystems** **5**:1-38.
- ISHII, H. & ASANO, S. 2010. The role of crown architecture, leaf phenology and photosynthetic activity in promoting complementary use of light among coexisting species in temperate forests. **Ecology Restoration** **25**:715-722.
- JONES, C. G.; LAWTON, J. H. & SHACHAK, M. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. **Ecology** **78**:1946-1957.
- KASPARI, M. 1993. Removal of seeds from Neotropical frugivore droppings: ant responses to seed number. **Oecologia** **95**:81-88.
- KISSLING, W. D.; FIELD, R. & BOHNING-GAESE, K. 2008. Spatial patterns of woody plant and bird diversity: functional relationships or environmental effects? **Global Ecology and Biogeography** **17**:327-339.
- LAMEIRA, L. L.; FERREIRA, F. C. G.; FILARDI, R. A. E.; QUEIROZ, J. M. & SANSEVERO, L. B. B. 2019. Plant-canopy Effects on Natural Regeneration in Sites Under Restoration: Do Tree Species Matter? **Floresta e Ambiente** **26**:1-8.
- LANDEIRO, V. L.; BINI, L. M.; COSTA, F. R. C.; FRANKLIN, E.; NÓGUEIRA, A.; DE SOUZA, J. L. P.; MORAES, J. & MAGNUSSON, W. E. 2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessment? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse. **Ecological Indicators** **23**:366-373.
- LEAL, I. R.; BIEBER, A. G. D.; TABARELLI, M. & ANDERSEN, A. N. 2010. Biodiversity surrogacy: Indicator taxa as predictors of total species richness in Brazilian Atlantic forest and Caatinga. **Biodiversity and Conservation** **19**:3347-3360.
- LINDENMAYER, D. B. & LIKENS, G. E. 2010. The science and application of ecological monitoring. **Biological Conservation** **143**:1317-1328.
- LINDENMAYER, D. B. & LIKENS, G. E. 2011. Direct measurement versus surrogate indicator species for evaluating environmental change and biodiversity loss. **Ecosystems** **14**:47-59.
- LOUZADA, J.; GARDNER, T.; PERES, C. & BARLOW, J. 2010. A multi-taxa assessment of nestedness patterns across a multiple-use Amazonian forest landscape. **Biological Conservation** **143**:1102-1109.
- LOVELL, S.; HAMER, M.; SLOTOW, R. & HERBERT, D. 2007. Assessment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potential surrogates. **Biological Conservation** **139**:113-125.
- MANTEL, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. **Cancer Research** **27**:209-220.
- MCGEOCH, M. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society** **73**:181-201.
- MEJÍA-DOMÍNGUEZ, N. R.; MEAVE, J. A.; DÍAZ-ÁVALOS, C. & GONZÁLEZ, E. J. 2011. Individual Canopy-tree Species Effects on Their Immediate Understorey Microsite and Sapling Community Dynamics. **Biotropica** **43**(5):572-581.
- NIINEMETS, U. 2010. A review of light interception in plant stands from leaf to canopy in different plant stands from leaf to canopy in different plant functional types and species with varying shade tolerance. **Ecology Research** **25**:693-714.
- NOVOTNY, V. & BASSET, Y. 2005. Host species city of insect herbivores in tropical forests. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences** **272**:1083-1090.
- OLIVEIRA, M. V.; FRANÇA, E. C. B.; FEITOSA, R. M.; CORREIA, M. E. F. & QUEIROZ, J. M. 2018. Ninhos de *Atta sexdens* (Hymenoptera: Formicidae) podem afetar a estrutura da assembleia de artrópodes do solo na Mata Atlântica? **Iheringia, Série Zoologia** **108**:e2018009.
- PADIAL, A. P.; DECLERCK, S. A. J.; DE MEESTER, L.; BONECKER, C. C.; LANSACTO, F. A.; RODRIGUES, L. C.; TAKEDA, A.; TRAIN, S.; VELHO, L. F. M. & BINI, L. M. 2012. Evidence against the use of surrogates for biomonitoring of Neotropical floodplains. **Freshwater Biology** **57**:2411-2423.
- PARR, C. L.; EGGLETON, P.; EVANS, T. A. & HOLDSWORTH, S. 2016. Suppression of savanna ants alters invertebrate composition and influences key ecosystem processes. **Ecology** **97**(6):1611-1617.
- PAWAR, S.; BIRAND, A. C.; AHMED, M. F.; SENGUPTA, S. & RAMAN, T. R. S. 2007. Conservation biogeography in North-east India: hierarchical analysis of cross-taxon distributional congruence. **Diversity and Distributions** **13**:53-65.
- RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H.; PIC, M. & SOARES, S. M. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. **Australian Ecology** **28**:305-314.
- RICO-GRAY, V. & OLIVEIRA, P. S. 2007. **The ecology and evolution of ant-plant interactions**. Chicago, University of Chicago Press. 320p.

- ROSSER, N. 2017. Shortcuts in biodiversity research: What determines the performance of higher taxa as surrogates for species? **Ecology and Evolution** 7:2595-2603.
- SAKCHOOWONG, W.; HASIN, S.; PACHEY, N.; AMORNSAK, W.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; KONGNOO, P. & BASSET, Y. 2015. Influence of leaf litter composition on ant assemblages in a lowland tropical rainforest in Thailand. **Asian Myrmecology** 7(1):57-71.
- SANCHES, L.; VALENTINI, C. M. A.; BIUDES, M. S. & NOGUEIRA, J. S. 2009. Seasonal dynamics of the litterfall production and decomposition in tropical transitional forest. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 13(2):183-189.
- SANSEVERO, J. B. B. & GARBIN, M. L. 2015. Restoration success of tropical forests: the search for indicators. In: LATAWIEC, A. E. & AGOL, D. **Sustainability Indicators**. eds. Warsaw, De Gruyter Open, p. 146-159.
- SANSEVERO, J. B. B.; PRIETO, P. V.; DE MORAES, L. F. D. & RODRIGUES, P. J. P. 2011. Natural Regeneration in Plantations of Native Trees in Lowland Brazilian Atlantic Forest: Community Structure, Diversity, and Dispersal Syndromes. **Restoration Ecology** 19(3):379-389.
- SANTOS, J. C. & FERNANDES, G. W. eds. 2020. **Measuring Arthropod Biodiversity: A Handbook of Sampling Methods**. Cham, Springer Nature. 600p.
- SAYER, E. J. 2006. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. **Biological Reviews** 81:1-31.
- SCHERBER, C.; EISENHAEUER, N.; WEISSER, W. *et al.* 2010. Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. **Nature** 468:553-556.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. 2014. **Global Biodiversity Outlook 4**.
- SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; ROQUE, F. O. & COTTENIE, K. 2012. A metacommunity framework for enhancing the effectiveness of biological monitoring strategies. **PLoSOne** 7:1-12.
- SKARBK, C. J.; NOACK, M.; BRUELHEIDE, H.; HÄRDTLE, W.; OHEIMB, G.; SCHOLTEN, T.; SEITZ, S. & STAAB, M. 2019. A tale of scale: Plot but not neighbourhood tree diversity increases leaf litter ant diversity. **Journal of Animal Ecology** 89:299-308.
- SMOUSE, P. E.; LONG, J. C. & SOKAL, R. R. 1986. Multiple regression and correlation extensions of the Mantel test of matrix correspondence. **Systematic Zoology** 35:627-632.
- SUGANUMA, M. S.; DE ASSIS, G. B. & DURIGAN, G. 2014. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. **Community Ecology** 15(1):27-36.
- THIJS, K. W.; AERTS, R.; DE MOORTELE, P. V.; MUSILA, W.; GULINCK, H. & MUYS, B. 2014. Contrasting Cloud Forest Restoration Potential Between Plantations of Different Exotic Tree Species. **Restoration Ecology** 22(4):472-479.
- TOMITA, M. & SEIWA, K. 2004. The influence of canopy tree phenology on understorey populations of *Fagus crenata*. **Journal of Vegetation Science** 15:379-388.
- TONKIN, J. D.; STOLL, S.; JÄHNIG, S. C. & HAASE, P. 2016. Anthropogenic land-use stress alters community concordance at the river-riparian interface. **Ecological Indicators** 65:133-141.
- URIARTE, M.; CANHAM, C. D.; THOMPSON, J.; *et al.* 2005 Seedling recruitment in a hurricane-driven tropical forest: Light limitation, density-dependence and the spatial distribution of parent trees. **Journal of Ecology** 93:291-304.
- VACKAR, D.; TEN BRINK, B.; LOH, J.; BAILLIE, J. E. M. & REYERS, B. 2012. Review of multi-species indices for monitoring human impacts on biodiversity. **Ecological Indicators** 17:58-67.
- VASCONCELOS, H. L.; MARAVALHAS, J. B.; NEVES, K. C.; PACHECO, R.; VIEIRA, J.; CAMAROTA, F. C.; IZZO, T. J. & ARAÚJO, G. M. 2019. Congruent spatial patterns of ant and tree diversity in Neotropical savannas. **Biodiversity and Conservation** 28:1075-1089.
- VÁZQUEZ-YANES, C. A.; OROZCO-SEGOVIA, E.; RINCON, M. E.; SANCHEZ-CORONADO, P.; HUANTE, J. R.; TOLEDO, B. V. & BARRADAS, V. L. 1990. Light beneath the litter in a tropical forest: Effect on seed germination. **Ecology** 71:1952-1958.
- VELGHE, K. & GREGORY-EAVES, I. 2013. Body size is a significant predictor of congruency in species richness patterns: a meta-analysis of aquatic studies. **PLoS ONE** 8(2):1-6.
- VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R. & LIMA, J. C. A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro, IBGE, **Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais**. 124.
- WANG, Y. & AUGSPURGER, C. 2006. Comparison of seedling recruitment under arborescent palms in two Neotropical forests. **Community Ecology** 147:533-545.
- WESTGATE, M. J.; BARTON, P. S.; LANE, P. W. & LINDENMAYER, D. B. 2014. Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships. **Nature Communications** 5:1-8.
- WILLIAMS, L. J.; BUNYAVEJCHEWIN, S. & BAKER, P. J. 2008. Deciduousness in a seasonal tropical forest in western Thailand: interannual and intraspecific variation in timing, duration and environmental cues. **Oecologia** 155:571-582.
- WOLTERS, V.; BENGTTSSON, J. & ZAITSEV, A. S. 2006. Relationship among the species richness of different taxa. **Ecology** 87(8):1886-1895.
- ZHANG, K.; LIN, S. L.; JI, Y. Q.; YANG, C. X.; WANG, X. Y.; YANG, C. Y., *et al.* 2016. Plant diversity accurately predicts insect diversity in two tropical landscapes. **Molecular Ecology** 25:4407-4419.