

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA  
Divisão do Curso de Pós-Graduação em Entomologia - DIENT

**Espécies mais frequentes de formigas (Hymenoptera - Formicidae)  
como indicadoras da composição de espécies no tempo em uma floresta  
ombrófila densa na Amazônia Central**

Ana Cristina da Silva Utta

Manaus, AM  
Março, 2017

Ana Cristina da Silva Utta

**Espécies mais frequentes de formigas (Hymenoptera - Formicidae)  
como indicadores da composição de espécies no tempo em uma floresta  
ombrófila densa na Amazônia Central**

Orientador: Dr. Jorge Luiz Pereira de Souza

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de  
Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos para  
obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas  
(Entomologia)

Manaus, AM

Março, 2017

**Sinopse:**

Foi avaliado o uso das espécies mais frequentes de formigas como indicador da composição de espécies e a relação destas com as variáveis ambientais (porcentagem de argila, declividade do terreno e volume de serapilheira) ao longo do tempo. Foi verificado que as espécies mais frequentes são boas preditoras da assembleia total de formigas, além de reagir de forma semelhante a composição total frente as variáveis ambientais.

**Palavras-chave:** Táxon substituto, Formicidae, Variáveis Ambientais, Padrão de distribuição, Espécies representativas.

## **Dedicatória**

**Aos meus familiares e amigos.**

## **Agradecimentos**

À minha família pelo apoio e paciência, durante todos esses anos, por entenderem minha ausência nas festas familiares.

Ao meu orientador pela condescendência e compreensão, que foram bastante, ao longo desse mestrado.

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão da bolsa.

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, pela logística e infra-estrutura.

Aos projetos: Efeito da sazonalidade na distribuição de formigas em um gradiente ecológico numa reserva de terra firme na Amazônia – FAPEAM, N° Processo: 062.00674/2015; Uso de abordagem taxonômica, ecológica e funcional para validar o uso de substitutos de espécies de formigas em monitoramentos da biodiversidade na Amazônia – FAPEAM, N° Processo: 062.01325/2014; PELD – Projeto Ecológico de Longa Duração. IAFA: Impactos Antrópicos na Floresta Amazônica - Reservas Florestais do INPA. N° Processo: 403764/2012-2, por fornecerem suporte logístico e financeiro.

Ao projeto Tropical Ecology, Assessment and Monitoring – TEAM pela disponibilidade do computador, caso contrário não seria possível terminar essa dissertação.

Ao pessoal que morou comigo: Emily Olive (Cris e Greg), Luana Barros, Jamerson Aguiar (o moleque que mora comigo) e Carla Duarte, pelos momentos de descontração e desafios.

A turma do laboratório de solo: Breno Azevedo, Márlon Breno, Inaura Santos, Pedro Pequeno, professora Elizabeth Franklin, Renato Azevedo e Rafael Sobral.

Os amigos do laboratório de Hymenoptera: Karine Schoeninger, Itanna Fernandes por terem dando uma boa ajuda na correção desta dissertação, Alexandre Somavilla, , Diego Pádua, David Nogueira, Bruno Oliveira, Sian Gadelha e Pedro Reck.

Ao pessoal pertencente ao laboratório sem identificação, mais conhecido como sala dos alunos 2 e agregados: Tiago Bueno, as pikenas, Jéssica Luna, Dayana Andrade, Larissa

Oliveira Martinha Lopes e Talitha Santos (Big Chop), pessoas que tornaram estes anos bem divertidos.

Aos meninos do laboratório de Coleoptera: Janderson Alencar por estar sempre disposto a ajudar e pela tolerância, Marcus Bevilaqua e Jefson Ribeiro (o moleque que mora com o Jan).

Aos garotinhos ralados do laboratório de Diptera: Ângelo Rêgo e Matheus Soares.

A todos da minha turma de mestrado, sem esquecer os que não puderam ficar até o fim desse mestrado Aline Andriolo e Walter Seixas (Wagner).

Aos meninos que tornaram esses últimos dias de mestrado os mais hilários: Nikolas Cipola (Nilba) e Galileu Dantas.

As pessoas maravilhosas que conheci nos outros programas de pós-graduação do INPA, pessoal de Ecologia, Badpi, Botânica, PDBFF, Cliamb, ATU e CFT.

A todos que tive o prazer de conhecer em Manaus nesses dois anos, que infelizmente não tem como pôr no papel.

Aos meus amigos da graduação (2009.2), que apesar de não nos falarmos mais com tanta frequência, sempre torceram por mim e nunca me abandonaram.

Em especial aos amigos Tiago de Castro, Claudia Marreiros, Joudellys Andrade que sempre acreditaram em mim e nunca me deixaram desistir apesar das dificuldades.

## **Epígrafe**

A vantagem de ter péssima memória é divertir-se muitas vezes com as mesmas coisas boas como se fosse a primeira vez.

**Friedrich Nietzsche**

## Resumo

O pouco conhecimento sobre os ecossistemas e a constante degradação relacionada principalmente à ação antrópica dificultam a coleta de dados por pesquisadores em tempo hábil, como consequência muitos organismos podem desaparecer antes mesmo de serem descritos. Como forma de agilizar um levantamento e um manejo dessas áreas, uma alternativa seria se concentrar em um número menor, táxons substitutos, que são capazes de fornecer respostas satisfatórias dentro de um curto espaço de tempo e conhecer de que forma essas espécies estão distribuídas naquele meio. Um grupo que pode auxiliar nessa questão são as formigas, que representam uma grande proporção da biomassa animal e possuem um papel expressivo nas redes tróficas das quais participam. O estudo foi realizado em um sistema de trilhas de 25 km<sup>2</sup> na Reserva Ducke, as formigas foram coletadas através de armadilhas de queda (*pitfall*), nos anos de 2006 e 2012, identificadas em nível de espécie através de chaves específicas. Para investigar como a exclusão de espécies raras/pouco frequentes afeta o poder de predição das assembleias reduzidas em relação à assembleia total, inicialmente foi realizada uma análise de dissimilaridade, seguida de uma análise de coordenadas principais (PCoA) e depois as matrizes foram comparadas com o teste de Procrustes. Também foi avaliado se as matrizes com número de espécies reduzidas e aquelas com o total de espécies tiveram respostas semelhantes frente às variáveis ambientais. E foi utilizada a análise de variância multivariada (MANOVA) para estimar o quanto da variação nos dados de resposta (matrizes com número de espécies reduzidas e espécies totais) é explicado em conjunto pelas variáveis ambientais mencionadas acima. As correlações de Procrustes para os anos de 2006 e 2012 indicaram que os conjuntos de dados reduzidos foram capazes de predizer o padrão de ordenação observada com a matriz original. A MANOVA indicou que a assembleia de formigas de solo está relacionada com as variáveis teor de argila, inclinação do terreno e volume de serapilheira, este resultado se mantém mesmo com a remoção das espécies menos frequentes independente do ano. Apesar da redução na matriz original e considerando os valores obtidos para as espécies mais frequentes, ainda foi possível observar uma composição similar a assembleia total coletada e as relações com as variáveis ambientais tiveram resultados comparáveis ao número máximo de espécie. O presente estudou tratou pela primeira vez da possibilidade do uso de espécies frequentes de formigas como táxons substitutos para assembleia de espécies, na Amazônia. Essa



ferramenta auxilia em futuros trabalhos a redução de tempo, e custos de triagem e identificação de material coletado, além de potencializar gestão de áreas.

Palavras – chave: Amazônia, Formigas de solo, Padrão de distribuição, Táxon substituto, Variáveis Ambientais.

## **Abstract**

### **Most frequent species of ants (Hymenoptera - Formicidae) as indicators of species composition in time in a dense ombrophilous forest in Central Amazonia**

The little of knowledge about ecosystems and the constant degradation related mainly to anthropogenic action makes difficult the collection of data by researchers in a timely manner, as a consequence many organisms can disappear before they are even described. As a way of expediting a survey and management of these areas, an alternative would be to focus on a smaller number, surrogate taxa, which are able to provide satisfactory answers within a short time and to know how these species are distributed in that environment. One group that can help with this are the ants, which represent a large proportion of animal biomass and play an important role in the trophic networks in which they participate. The study was carried out in a 25 km<sup>2</sup> trails system in the Ducke Reserve, the ants were collected through *pit-fall* traps, in the years of 2006 and 2012, identified at species level through specific keys. In order to investigate how the exclusion of rare / infrequent species affects the prediction power of the reduced assemblages in relation to the total assemblage, a dissimilarity analysis was first carried out, followed by a principal coordinate analysis (PCoA) and then the matrices were compared with the Procrustes test. It was also evaluated if the matrices with reduced number of species and those with the total of species had similar responses against the environmental variables. Multivariate analysis of variance (MANOVA) was used to estimate how much of the variation in response data (matrices with number of reduced species and total species) is explained jointly by the environmental variables mentioned above. Correlations of Procrustes for the years 2006 and 2012 indicated that the reduced datasets were able to predict the main pattern observed with the original matrix. MANOVA indicated that the ground-dwelling ants assemblage is related to the variables clay content, slope of terrain and leaf litter volume, this result is maintained even with the removal of the most infrequent species independently of the year. Despite the reduction in the original matrix and considering the values obtained for the most

frequent species, it was still possible to observe a composition similar to the total collected assembly and the relationships with the environmental variables had results comparable to the maximum number of species. The present study addressed for the first time the possibility of the use of frequent species of ants as surrogate taxa for assemblages of species in the Amazon. This tool helps in future work the reduction of time, and costs of sorting and identification of material collected, in addition to potentializing area management.

Keywords: Amazon, Distribution pattern, Environmental variables, Ground-dwelling ants, Surrogates.

## Sumário

<b>Introdução</b> .....	12
Biodiversidade.....	12
Táxon substituto.....	12
Grupo de estudo: Formigas.....	14
Formigas e ambiente.....	16
<b>Objetivos</b> .....	17
<b>Hipóteses</b> .....	17
<b>Material e Métodos</b> .....	18
Área de estudo.....	18
Delineamento amostral.....	18
Técnica de coleta.....	19
Identificação do material.....	19
Variáveis ambientais.....	20
Análise dos dados.....	21
<b>Resultados</b> .....	23
Similaridade na variação da composição de espécies.....	23
Análise de variância multivariada (MANOVA) .....	26
<b>Discussão</b> .....	32
Similaridade entre as matrizes .....	33
<i>Singletons</i> .....	33
Influência das variáveis ambientais.....	34
<b>Considerações Finais</b> .....	36
<b>Referências Bibliográficas</b> .....	38
<b>Apêndice</b> .....	50

## **Introdução**

### **Biodiversidade**

Os problemas referentes à conservação da biodiversidade em função do elevado nível de perturbações antrópicas dos ecossistemas naturais são visíveis e progressivos (McNeeley, 1992; Roberts *et al.*, 2001). Uma das dificuldades enfrentadas por conservacionistas é ter acesso às informações adequadas sobre a distribuição espacial da biodiversidade (Williams *et al.*, 2006). Apesar do aumento da disponibilidade de métodos para o manejo e conservação, tais informações continuam a ser escassas para a maioria dos grupos biológicos (Prendergast *et al.*, 1999; Margules e Pressey, 2000). Esse tipo de deficiência tem sido chamada de "Wallacean shortfall" nas literaturas especializadas (Whittaker *et al.*, 2005; Landeiro *et al.*, 2012).

O pouco conhecimento sobre os ecossistemas e a constante degradação relacionada principalmente à ação antrópica dificultam a coleta de dados por pesquisadores em tempo hábil (Williams *et al.*, 2006). Como consequência, muitos organismos podem desaparecer antes mesmo de serem descritos. Esse fator é conhecido como "Linnean shortfall" (Whittaker *et al.*, 2005). Estudos constataram supostas extinções em áreas consideradas pouco conhecidas para alguns grupos, como por exemplo, anfíbios, onde foram retratados em relatórios os declínios da população destes em pelo menos 14 países da América Latina. Dentre as localidades está a Mata Atlântica no Brasil, Cordilheira de Talamanca na Costa Rica e os Andes na Venezuela (Young *et al.*, 2000), Silvano e Segalla, (2005). Há pesquisas envolvendo também as aves, na República Tcheca (Kolec̆ek *et al.*, 2014). Mamíferos, onde para avaliar o estado de conservação de mamíferos terrestres foi utilizada a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN versão 2012.1, que fornece um estatuto único e global para cada espécie. (Polaina *et al.*, 2015). Peixes com base em dados de 98 populações do Atlântico Norte e do Pacífico Nordeste (Reynolds *et al.*, 2005). Plantas de 118 zonas úmidas do sul da Nova Zelândia (Richardson *et al.*, 2014) e insetos no Rio Grande do Norte (Pereira *et al.*, 2006), o que mostra a importância e urgência de estudos ecológicos nessas áreas.

### **Táxon substituto**

Devido às progressivas alterações tanto naturais quanto antrópicas do meio ambiente, são necessários estudos sobre a distribuição e a variação da riqueza e composição de espécies ao longo de gradientes ambientais para que seja possível

conhecer a dinâmica da diversidade de cada localidade (Blake e Loiselle, 1991; Grytnes e McCain, 2007). Contudo, realizar um inventário, isto é conhecer as espécies de uma determinada área, requer tempo e recursos financeiros, sendo muitas vezes inviável (Silveira *et al.*, 2010). O uso de uma resolução taxonômica mais simples (Gêneros, Famílias, Tribos, por exemplo) tem se mostrado útil na redução dos custos relacionados com a identificação de espécies (Ferraro e Cole, 1995). Da mesma forma, é possível concentrar esforços no uso de espécies mais abundantes e/ou frequentes, dispensando a necessidade de conhecer cada grupo de organismos presentes no local de forma individual (Williams *et al.*, 2006). Nesse caso, o grupo escolhido deve representar grande parte da diversidade da área e responder aos mesmos processos ecológicos que geram e mantem a diversidade total (Khan, 2006; Heino e Soininen, 2007; Siqueira *et al.*, 2012). Uma resolução taxonômica mais simples ou um subconjunto de espécies facilitariam o processo de identificação e as respostas obtidas por meio desses grupos, idealmente, poderiam ser extrapoladas para o restante do sistema (Feinsiger, 2001; Freitas *et al.*, 2006).. Em ecologia, tais grupos são conhecidos como táxons substitutos (Olsgard *et al.*, 2003).

Existem algumas opções que podem funcionar como “atalhos” para o conhecimento da biodiversidade no local de interesse. Uma destas tem base no conceito de suficiência taxonômica (Ellis, 1985), que é a identificação em nível de espécie, mas com foco específico em "táxons indicadores" em vez de todas as espécies. Alguns pesquisadores sugerem o uso de um subgrupo de espécies, usualmente as mais frequentes ou abundantes, que conseguem prever o padrão de distribuição da composição total de espécies (Franklin *et al.*, 2013). Como forma de agilizar um levantamento e, por conseguinte, um manejo das áreas e espécies encontradas nela, uma alternativa seria se concentrar em um número menor de grupos taxonômicos ou táxons substitutos, que são capazes de fornecer respostas satisfatórias dentro de um curto espaço de tempo (Andersen, 1995; Brooks *et al.*, 2004; Landeiro *et al.*, 2012), e conhecer de que forma essas espécies estão distribuídas naquele meio.

Substitutos podem ser usados entre táxons, quando um grupo de organismo pode inferir sobre os padrões de diversidade de outro (McGeoch, 1998; Magurran, 2004, Caro, 2010). Como é o caso do estudo realizado em uma área de floresta ombrófila densa em Manaus, onde foi testada a similaridade de vários grupos de organismos, tanto de origem animal quanto vegetal. Observou-se que o grupo de lianas teve maior poder de predição dos demais grupos estudados, e esta elevada congruência entre os grupos foi

relacionada a fatores ambientais (teor de argila e fósforo do solo) (Landeiro *et al.*, 2012). Existem também substitutos dentro de um mesmo táxon, utilizando níveis taxonômicos acima de espécie como substitutos da riqueza (Gaston e Williams, 1993) ou outros atributos taxonômicos e ecológicos (Souza *et al.*, 2016). Como exemplo deste tipo de substituto podemos citar famílias de aranhas, a quais são bons preditores de riqueza para as espécies em três áreas em Portugal (Cardoso *et al.*, 2004). O uso de substitutos é de grande utilidade na questão da conservação ambiental, Olsgard *et al.* (2003) utilizando poliquetas do Atlântico Norte, observaram que um grupo de Terebelida é potencialmente adequado como um grupo indicador para prever mudanças ambientais ao longo dos rios impactados, uma vez que esses substitutos contém grandes espécies de vida longa que são fáceis de classificar a partir do sedimento, além de serem taxonomicamente bem definidas.

Heino e Soininen (2010), em uma pesquisa realizada em comunidades aquáticas, analisaram se o *turnover* da comunidade ao longo dos gradientes ambientais e espaciais é atribuído principalmente às espécies comuns em oposição às raras. Eles encontraram uma variação semelhante entre todas as categorias de espécies comuns e raras e sugeriram que o *turnover* espacial nessas comunidades pode muitas vezes ser adequadamente descrito usando espécies comuns. Siqueira *et al.* (2012), testaram a hipótese de que as espécies comuns de macroinvertebrados, em diferentes paisagens de regiões do Brasil, são principalmente afetadas por fatores ambientais, enquanto as espécies raras são influenciadas pela limitação da dispersão. Eles sugeriram que os conjuntos de espécies comuns e raras reagiram a gradientes ambientais semelhantes. O táxon substituto pode ser empregado, ainda, para um grupo de espécies menor que represente toda assembleia estudada. Em um estudo com ácaros oribatídeos numa floresta ombrófila amazônica, detectou-se alta similaridade entre as espécies mais frequentes e o total de espécies estudado (Franklin *et al.*, 2013).

### **Grupo de estudo: Formigas**

As formigas são organismos sociais, desempenham múltiplas e relevantes interações ecológicas e estão presentes em praticamente todos os ambientes terrestres do planeta, desde o Círculo Ártico às partes mais remotas do Hemisfério Sul, como a Terra do Fogo, África do Sul e Tasmânia (Hölldobler e Wilson, 1990). Formigas normalmente representam uma grande proporção da biomassa animal, especialmente em áreas de florestas tropicais (Fittkau e Klinge, 1973; Ellwood e Foster, 2004), possuem um papel

expressivo nas teias tróficas das quais participam, pois auxiliam na ciclagem de nutrientes (Hölldobler e Wilson, 1990). As formigas podem ser amostradas de forma relativamente rápida (Andersen e Majer, 2004; Souza *et al.*, 2012), e suas colônias são geralmente estacionárias, facilitando o monitoramento a longo prazo (Kaspari *et al.*, 2000). O estabelecimento e a persistência de formigas em determinado local dependem das condições de equilíbrio deste (Neves *et al.*, 2013), da função da disponibilidade de alimento, locais de nidificação, competição como regulador da riqueza de espécies, presença de predadores (Andersen, 1992; Kaspari, 1996; Perfecto e Vandermeer, 1996), bem como de variáveis abióticas (e.g., topografia, umidade, temperatura) que regulam o acesso a esses recursos (Levings, 1983; Kaspari e Weiser, 2000; Vasconcelos *et al.*, 2003). As diferenças (comportamentais, morfológicas e fisiológicas) entre as espécies também são fatores determinantes, pois há um elo entre as espécies e a quantidade e variedade de recursos (Ribas *et al.*, 2003; Armbrrecht *et al.*, 2004, 2005; Kaspari, 2005). As formigas desempenham diversas funções nos habitats onde vivem, é possível encontrar na literatura estudos que demonstrem a importância delas como bioindicadoras de qualidade ambiental (Roth *et al.*, 1994; Perfecto e Snelling, 1995; Andersen, 1997; Osborn *et al.*, 1999; Marinho *et al.*, 2002; Michereff Filho *et al.*, 2002; Araújo *et al.*, 2004; Badji *et al.*, 2004; Bickel e Watanasit, 2005; Santos *et al.*, 2006; Ribas *et al.*, 2007).

Os estudos de conservação têm enfatizado apenas o papel de vertebrados em detrimento dos invertebrados na dinâmica das comunidades porque, uma grande parte destes vertebrados podem ser identificados ainda no campo (Gardner *et al.*, 2008; Moreno *et al.*, 2008). Porém os vertebrados têm amplitudes de distribuição espacial maiores, aumentando a estrutura de auto correlação dos dados que resulta na ausência de aleatoriedade de uma variável devido à sua distribuição espacial (Hilty e Merenlender, 2000; Rosenberg, 2001). Por outro lado, as formigas necessitam de muito mais tempo para processamento e identificação no laboratório, levando ao aumento dos custos de projeto (Pik *et al.*, 1999; Gardner *et al.*, 2008; Moreno *et al.*, 2008). Apesar disto, as amostras de formigas podem ser muito mais independentes em áreas menores, agregando maior confiabilidade nas análises (Hilty e Merenlender, 2000).

Como forma de avaliar a suficiência taxonômica, o uso de morfoespécies, gêneros e grupos funcionais de formigas, em três tipos de habitat: uma plantação de eucalipto, fragmentos florestais e pastagens circundantes em Nova Gales do Sul, Pik *et al.* (1999) realizaram um estudo, no qual observaram que a riqueza de morfoespécies e gêneros

estava altamente correlacionada com a riqueza de espécies. Os diagramas de dispersão de ordenação usando dados de espécies, morfoespécies e gêneros revelaram padrões semelhantes de separação de sítios para os três habitats e os mesmo acreditam que estes resultados podem ser utilizados em um monitoramento futuro da estrutura da comunidade de formigas. Existem situações em que o uso de substitutos não é considerado adequado, como é o caso de um estudo realizado na Austrália por Andersen (1995), no qual este examinou a relação entre a riqueza de espécies e gêneros em faunas de formiga australianas locais. O objetivo de Andersen (1995) era testar se categorias de táxons superiores pudessem ser usadas como substitutos para espécies em levantamentos rápidos de biodiversidade. Ele observou que, houve forte relação entre as espécies e a riqueza do gênero dentro das regiões, mas estas variaram substancialmente entre as regiões. Uma das conclusões de Andersen (1995) é que, exceto em circunstâncias limitadas, a riqueza de gênero parece ser um substituto não confiável para a riqueza de espécies em faunas locais de formiga australianas.

### **Formigas e ambiente**

As relações entre espécies e gradientes ambientais regem os padrões de distribuição de assembleia de formigas, uma vez que variáveis abióticas como temperatura e umidade são essenciais no processo de reprodução, desenvolvimento e sobrevivência dos organismos (Kouki *et al.*, 1994; Tuomisto e Ruokolainen 1997; Boyero, 2002; Lindsay e Bayoh, 2004). Alguns estudos com invertebrados utilizaram respostas ecológicas, com base em preditores ambientais que determinam a distribuição de organismos, para validar a decisão de reduzir o número de técnicas de amostragem (Souza *et al.*, 2012), o volume da amostra (Santos *et al.*, 2008) ou ainda seleção de espécies frequentes de substituto de diversidade (Franklin *et al.*, 2013).

Investigar as relações ecológicas entre os substitutos de diversidade e as variáveis ambientais tem importância mais prática do que simplesmente mostrar correlações entre o número de entidades taxonômicas. Em muitas áreas tropicais, a topografia e a textura do solo estão correlacionadas com a disponibilidade de água, com solos argilosos melhor drenados nos planaltos e solos arenosos de drenagem relativamente fraca nos vales (Hodnett *et al.*, 1997). Esse recurso de paisagem gera variabilidade de microhabitat que pode afetar padrões espaciais de aglomerações de formigas terrestres em escalas locais (Mezger e Pfeiffer, 2011). A diversidade e a atividade das formigas parecem estar correlacionadas com a disponibilidade de umidade e são mais altas em



épocas e localidades mais úmidas (Kaspari e Weiser, 2000). Portanto, os substitutos de diversidade úteis devem recuperar as tendências relacionadas à variação topográfica e de textura do solo, semelhante às encontradas quando se utiliza a identificação de espécies.

O uso destes substitutos de diversidade têm se mostrado uma alternativa como forma de agilizar soluções para manejo de locais a serem preservados. Porém as espécies que compõem as assembleias tendem a mudar entre ambientes, escalas espaciais e temporais distintas (Vasconcelos e Vilhena, 2006; Oliveira, 2013; Groc *et al.*, 2014), dessa forma, é necessário saber se há mudança na composição de espécies ao longo do tempo, e se isso afetará a capacidade de predição dos substitutos de diversidade.

## **Objetivos**

Verificar o uso das espécies mais frequentes de formigas na predição do padrão da composição total de espécies em uma floresta tropical ombrófila densa na Amazônia Central, em dois anos distintos.

Objetivos específicos:

1. Determinar se a composição das espécies de formigas mais frequentes é uma preditora eficiente da composição de toda a assembleia em ambos os anos.
2. Avaliar se variáveis ambientais (declividade do terreno, volume de serapilheira e porcentagem de argila) influenciam a composição de formigas e testar se as respostas a essas variáveis se mantêm ao representar a composição total usando apenas as espécies mais frequentes independente do ano.

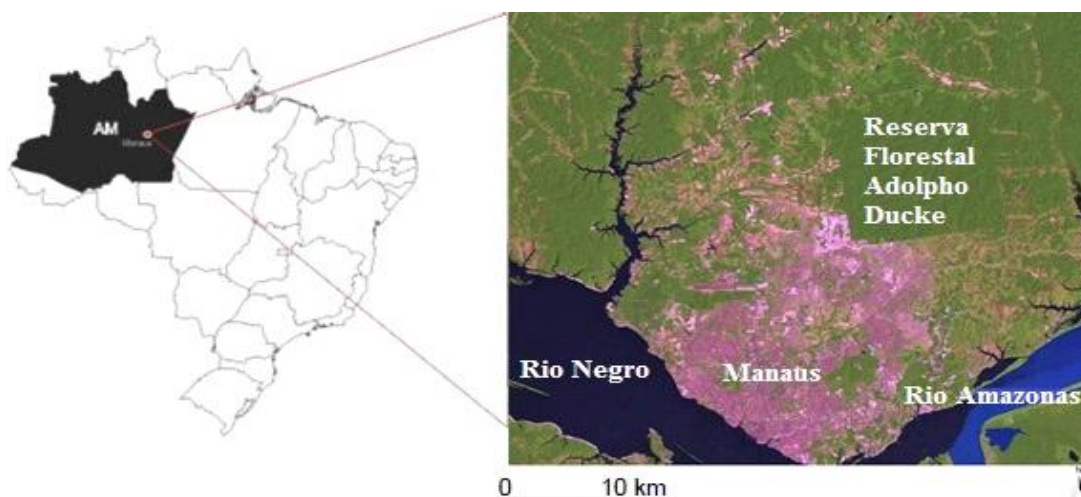
## **Hipóteses**

- A composição das espécies mais frequentes de formigas é boa preditora da composição de toda a assembleia independentemente do ano.
- As respostas frente às variáveis ambientais se mantêm ao usar apenas as espécies mais frequentes independentemente do ano.

## Material e Métodos

### Área de estudo

O trabalho de campo foi realizado na Reserva Ducke (Figura 1), uma área protegida, situada no km 26 da estrada Manaus-Itacoatiara (02°55' e 03°01' S, 59°53' e 59°59' W). O clima da reserva é caracterizado por uma estação chuvosa de novembro a maio e uma estação seca durante o resto do ano (Marques-Filho *et al.*, 1981), com uma precipitação anual de 3.017 mm. A Reserva Ducke é coberta por uma floresta ombrófila densa com variações topográficas e edáficas típicas de várias áreas na Amazônia central, e tem uma área total de 10.000 ha, o solo pobre em nutrientes é classificado como latossolo amarelo-argiloso (Chauvel *et al.*, 1987, Franklin *et al.*, 2013).



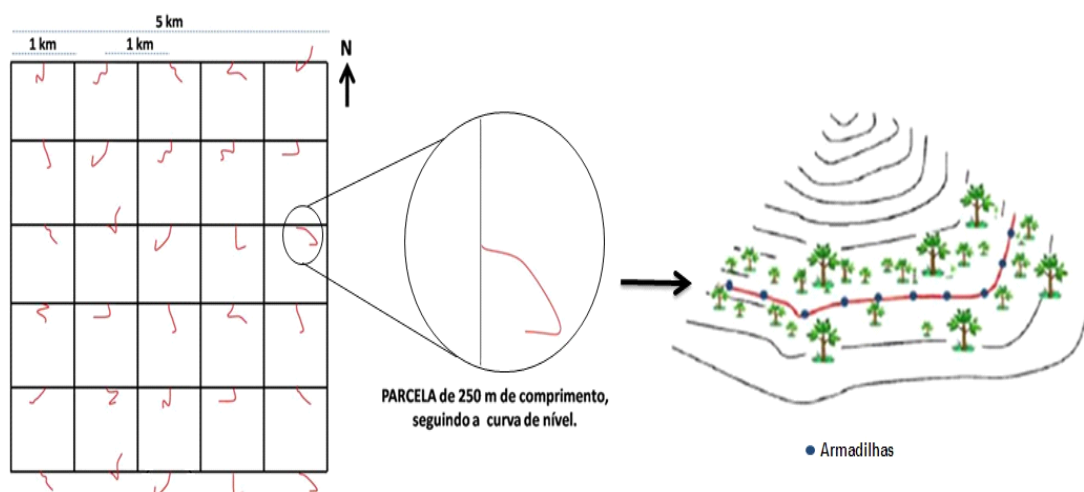
**Figura 1.** Localização da Reserva Ducke, com a cidade de Manaus ao Sul. Fonte imagem modificada: [www.ppbio.inpa.gov.br](http://www.ppbio.inpa.gov.br)

### Delineamento amostral

O estudo foi realizado em um sistema de trilhas de 25 km<sup>2</sup>, o qual é utilizado pelo Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio). O desenho básico de amostragem baseia-se no sistema RAPELD (Magnusson *et al.*, 2005; Costa e Magnusson, 2010), que permite a realização de levantamentos rápidos para avaliação da complementaridade biótica e planejamento do uso da terra na Amazônia (componente RAP, na sigla em inglês) e Projetos Ecológicos de Longa Duração (componente PELD). O sistema de amostragem de parcelas permanentes permite que ao longo do tempo, mais informações

sejam agregadas aos locais estudados, evitando que a mesma informação seja amostrada várias vezes (Oliveira *et al.*, 2008).

A grade é constituída por um sistema de trilhas Norte-Sul e Leste-Oeste que dão acesso a 30 parcelas de 250 m de comprimento e 1 m de largura (para invertebrados), em curva de nível, espaçadas a cada 1 km (Magnusson *et al.*, 2005).



**Figura 2.** Grade correspondente a 25 km<sup>2</sup> na área da Reserva Ducke, com ênfase na parcela de 250 m e ilustração seguindo a curva de nível do terreno e distribuição das armadilhas. Fonte imagem modificada: <https://ppbio.inpa.gov.br/instalacao/parcelas>

### Técnica de coleta

Foram utilizadas armadilhas de queda (*pitfall*) com 8 cm de altura e 9,5 cm de diâmetro (500 ml), enterrado ao nível do solo, contendo aproximadamente 100 ml de álcool, com a finalidade de matar e conservar as formigas (Souza *et al.*, 2012). Em cada parcela, dez *pitfalls* foram instalados a cada 25 m, correspondendo a 300 sub-amostras na grade durante cada evento de coleta (Figura 2). Para evitar a entrada de folhas e água da chuva foi colocada uma proteção sobre o recipiente. A armadilha foi deixada em campo por 48 h (Bestelmeyer *et al.*, 2000).

### Identificação do material

O material analisado neste estudo foi identificado em gênero, utilizando o Guia para os gêneros de formigas do Brasil (Baccaro *et al.*, 2015). As espécies foram identificadas utilizando chaves específicas, além de comparação com o material depositado na coleção entomológica do INPA. E provém de coletas prévias, realizadas

ambas no período de menor precipitação pluviométrica, de julho à setembro de 2006 (Oliveira *et al.*, 2009; disponível também em: <http://ppbio.inpa.gov.br>), e junho à agosto 2012 (Oliveira, 2013).

### Variáveis ambientais

As variáveis ambientais selecionadas para o estudo estão disponíveis na página do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) - [www.ppbio.inpa.gov.br](http://www.ppbio.inpa.gov.br). As variáveis que foram utilizadas neste trabalho são: (1) Declividade do terreno: mensurada em abril e setembro de 2001, com auxílio de um clinômetro, a partir de seis medidas (pontos) distanciadas a cada 50 m ao longo da parcela; (2) Porcentagem de argila: determinada a partir de análises físico-químicas de amostras de solo coletadas em março e abril de 2008, a partir de seis medidas (pontos) distanciadas a cada 50 m ao longo da parcela. Além destas variáveis, foi incluída nesta análise uma variável dinâmica (muda ao longo do tempo no espaço); o (3) volume de serapilheira. Este foi coletado em cada ponto da parcela, a partir de 1 m<sup>2</sup> de liteira, esta foi peneirada e com auxílio de um balde plástico graduado (10 L). O volume da liteira foi mensurado nos dois períodos estudados (2006 e 2012). Foram usados os valores médios das variáveis ambientais para cada parcela (Tabela 1).

Tabela 1. Valores médios das variáveis ambientais nas 30 parcelas instaladas na floresta ombrófila da Reserva Ducke, Manaus, Brasil.

Parcelas	Argila (%)	Declividade do terreno (m)	Volume de liteira 2006 (L)	Volume de liteira 2012 (L)
LO3 - 0500	62,41	12,33	5,15	4,5
LO3 - 1500	4,55	8,33	5,6	6,15
LO3 - 2500	4,99	10,33	6,35	4,45
LO3 - 3500	4	10,17	5,25	3,75
LO3 - 4500	78,28	9,5	4,4	4,5
LO4 - 0500	1,62	1,83	6,1	5,75
LO4 - 1500	3,8	10,67	4,3	5,2
LO4 - 2500	79,73	6,83	5,35	5,4
LO4 - 3500	77,33	3,67	5,05	4,65
LO4 - 4500	86,79	1,5	5,1	4,7
LO5 - 0500	2,76	3,33	7,65	3,65
LO5 - 1500	81,31	10,5	7,05	4,75
LO5 - 2500	42,58	9,5	6,6	5,55
LO5 - 3500	83,3	0,67	7,25	4,85
LO5 - 4500	84,32	3,67	8,85	4,8

LO6 - 0500	32,24	26,33	5,75	5,85
LO6 - 1500	11,81	21,83	8,17	6,83
LO6 - 2500	3,88	2,67	7,91	4,68
LO6 - 3500	87,26	8,33	9	5,75
LO6 - 4500	29,6	14	8,45	5
LO7 - 0500	13,05	13,33	9,8	6,05
LO7 - 1500	56,84	17,67	8,5	4,8
LO7 - 2500	86,3	13	8,35	5,85
LO7 - 3500	72,46	4,83	9,5	5,6
LO7 - 4500	83,72	2	8,8	5,65
LO8 - 0500	2,74	4,83	8,7	4,9
LO8 - 1500	2,68	5,67	9	5,4
LO8 - 2500	7,32	10	10,4	6,25
LO8 - 3500	3,85	5,17	9,6	5,4
LO8 - 4500	85,82	2	9,85	5,15

### Análise dos dados

Diferentes abordagens têm sido utilizadas para eliminar ou para definir as espécies raras em estudos com artrópodes, a fim de selecionar o conjunto das espécies mais representativas (Andersen, 1992; Parr *et al.*, 2005; Bihn *et al.*, 2010; Weischer *et al.*, 2011). Neste estudo usamos a abordagem proposta por Franklin *et al.* (2013), onde não é estabelecido nenhum limite de corte a priori. Foram utilizados dados de frequência, referentes ao número de armadilhas em que uma espécie foi coletada dentro de uma parcela, para evitar dar mais peso a espécies que têm ninhos maiores na construção das matrizes de composição de táxons.

Para investigar como a exclusão de espécies raras/pouco frequentes afeta o poder de predição das assembleias reduzidas em relação à assembleia total, inicialmente foi realizada uma análise de dissimilaridade de Bray – Curtis, seguida de uma análise de coordenadas principais (PCoA), com a matriz de dados da assembleia total de espécies. Após isto, foram excluídas espécies com frequência igual a um, dois, três, e sucessivamente até que por fim a matriz de espécies reduzida venha a ter valores que possam prever as variáveis ambientais. Em seguida, foi comparada a ordenação de PCoA obtida com as matrizes reduzidas (aquelas geradas a cada evento de exclusão) à PCoA obtida com o conjunto de dados completo (matriz original de espécies), usando a análise de Procrustes (Peres-Neto e Jackson 2001). O grau de associação da assembleia foi quantificado e testado para a significância estatística usando um procedimento de Monte Carlo com 1000 permutações. Os procedimentos descritos acima foram realizados para cada um dos períodos de amostragem (2006 e 2012).

Também foi avaliado se as matrizes com número de espécies reduzidas e aquelas com o total de espécies tiveram respostas semelhantes frente às variáveis ambientais. Os dados sobre o teor de argila, volume de serapilheira e inclinação do terreno foram usados como variáveis de previsão nas análises.

Foi utilizada a análise de variância multivariada-MANOVA (Hand e Taylor, 1987) para estimar o quanto da variação nos dados de resposta (matrizes com número de espécies reduzidas e espécies totais) é explicada em conjunto pelas variáveis ambientais mencionadas acima. A variância das variáveis ambientais foi medida através do lambda de Wilks dos modelos da MANOVA. Como o lambda mede a variância não explicada pelas variáveis, utilizamos a notação de  $1 - \lambda$ , para acessar a variância explicada pelas variáveis utilizadas nos modelos.

Para avaliar a eficiência das espécies mais frequentes de formigas em prever a composição total de formigas, foram utilizadas as mesmas análises acima, apenas com as espécies compartilhadas entre os dois períodos. Foram observadas as respostas taxonômicas utilizando o Procrustes, assim como as respostas ecológicas usando a MANOVA. Uma observação importante, foi a remoção da variável volume de liteira da análise com as espécies compartilhadas, por ser uma variável dinâmica e variar entre os dois períodos estudados.

Para avaliar o poder de predição das espécies mais frequentes, foram utilizados valores propostos por Leal *et al.* (2010) para substitutos de diversidade. Neste estudo as espécies frequentes foram definidas como razoáveis se conseguirem prever  $\geq 60\%$  e  $< 70\%$  da variação encontrada utilizando a matriz de espécies totais. Serão indicadas como boas se predizerem  $\geq 70\%$  e  $< 80\%$ , e excelentes se o poder de predição for  $\geq 80\%$ . As espécies frequentes foram consideradas úteis quando puderam prever a composição de espécies independente dos períodos estudados.

## Resultados

Em dois anos (2006 e 2012) foram coletados 3.476 indivíduos distribuídos em 11 subfamílias, 55 gêneros e 268 espécies, sendo 128 formalmente descritas e 140 morfoespécies (APÊNDICE A). As espécies que tiveram maior ocorrência de indivíduos por parcelas foram *Crematogaster tenuicula* Forel, 1904, *Pheidole radoszkowskii* Mayr, 1884 e *Pheidole* sp.32 para o ano de 2006. e *Blepharidatta brasiliensis* Wheeler, 1915, *Crematogaster brasiliensis* Mayr, 1878, *Crematogaster tenuicula*, *Ectatomma lugens* Emery, 1894, *Pachycondyla crassinoda* (Latreille, 1802) e *Solenopsis saevissima* c.f. para o ano de 2012.

Myrmicinae foi a subfamília com maior riqueza de espécies para o ano de 2006, englobando mais de 60% das espécies coletadas, seguida de Formicinae (16%) e Dorylinae (15%). Resultado similar foi encontrado em 2012, onde Myrmicinae também teve a maior riqueza (79%), seguida por Formicinae (8%) e Ectatomminae (6%).

Em ambos os anos, *Pheidole* foi o gênero com maior riqueza, contendo 49 e 57 espécies em 2006 e 2012 respectivamente, seguido de *Trachymyrmex* com 13 (2006) e 9 (2012) espécies. Nós detectamos 120 espécies (44,77%) compartilhadas entre os dois anos, enquanto 76 espécies foram coletadas exclusivamente em 2006, e 71 espécies apenas em 2012. (APÊNDICE A); Algumas espécies tiveram apenas um registro (*singletons*), sendo 60 para o ano de 2006 e 69 para 2012. As espécies que tiverem apenas dois registros (*doubletons*) totalizaram 30 para o ano de 2006 e 20 em 2012.

As espécies com maior frequência relativa no ano de 2006 foram *Crematogaster tenuicula* (96,6%), *Trachymyrmex* sp. 05 (76,6%) e *Ectatomma lugens* (70%). No ano de 2012, foram *Crematogaster tenuicula* (93,3%), *Strumigenys* sp. 01 (86,6%) e *Pheidole fracticeps* (Wilson, 2003) (83,3%).

### Similaridade na variação da composição de espécies

As correlações de Procrustes entre os eixos de ordenação PCoA mostraram o quanto a matriz reduzida representa a variação na composição de espécies observada com os dados originais. Em ambos os anos as matrizes resultantes após a retirada das espécies menos frequentes mostraram que os conjuntos de dados finais foram capazes de prever o padrão de ordenação observada com a matriz original (Tabela 2). Para o ano de 2006, mesmo com apenas três espécies mais frequentes, a análise de Procrustes

foi capaz de recuperar comunidades com significativa similaridade no *turnover* de espécies ( $R^2 = 0,38$ ;  $P = 0,01$ ; Fig. 1A). Em 2012, esse padrão de similaridade foi recuperado com até no mínimo sete espécies mais frequentes ( $R^2 = 0,53$ ;  $P < 0,01$ ; Fig. 1B).

Adicionalmente, com a junção de espécies compartilhadas entre as amostras dos dois períodos, ainda foi possível observar o padrão de similaridade na variação da composição entre o esforço máximo e o esforço reduzido com mínimo de cinco espécies mais frequentes ( $R^2 = 0,37$ ;  $P = 0,04$ ; Fig. 1C). Para considerarmos as espécies frequentes como excelentes substitutos (valores de associação acima de 0,8), precisaríamos de um mínimo de 20 espécies em 2006 e 2012 separadamente, e 28 espécies ao usar apenas as espécies compartilhadas entre os anos (Tabela 2, APÊNDICE B).

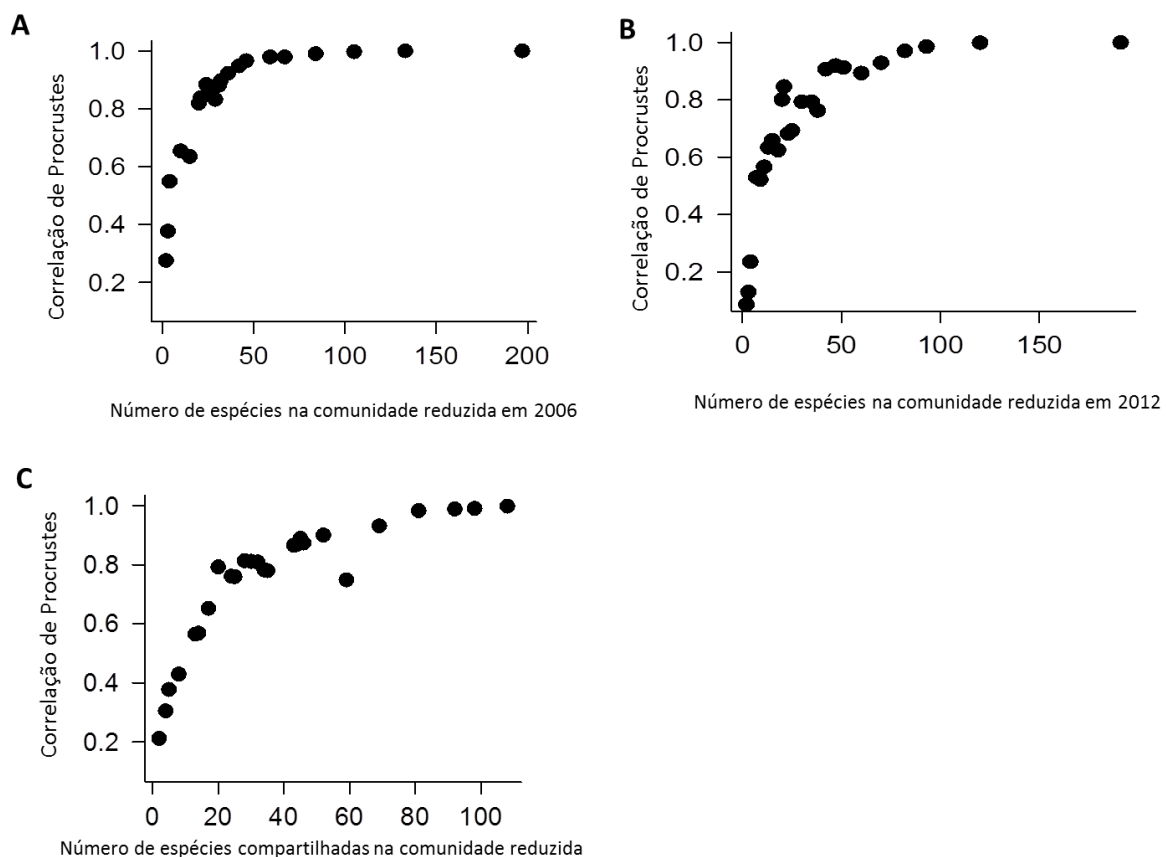


Figura 1. Valores de correlação de Procrustes entre a comunidade total, as comunidades reduzidas e entre as espécies presentes em 30 parcelas da Reserva Ducke nos anos de 2006 e 2012 independentes e com as espécies compartilhadas entre os dois anos.



Tabela 2. Redução na quantidade de espécies e similaridade na variação da composição de espécies de formigas entre diferentes níveis de esforço para as amostras coletadas em 2006, 2012 e com espécies compartilhadas entre os dois anos.

Períodos	2006		2012			2006/2012		
	Procrustes		Número de espécies	Procrustes		Procrustes		
Número de espécies	r <sup>2</sup>	p		r <sup>2</sup>	p	Número de espécies	r <sup>2</sup>	p
197	1	<b>0,001</b>	191	1	<b>0,001</b>	108	0,9986	<b>0,001</b>
133	0,9998	<b>0,001</b>	120	0,9991	<b>0,001</b>	98	0,9913	<b>0,001</b>
105	0,9970	<b>0,001</b>	93	0,9856	<b>0,001</b>	92	0,9891	<b>0,001</b>
84	0,9901	<b>0,001</b>	82	0,9705	<b>0,001</b>	81	0,9835	<b>0,001</b>
67	0,9790	<b>0,001</b>	70	0,9289	<b>0,001</b>	69	0,9320	<b>0,001</b>
59	0,9789	<b>0,001</b>	60	0,8934	<b>0,001</b>	59	0,7491	<b>0,001</b>
46	0,9662	<b>0,001</b>	51	0,9133	<b>0,001</b>	52	0,9008	<b>0,001</b>
42	0,9482	<b>0,001</b>	47	0,9195	<b>0,001</b>	46	0,8740	<b>0,001</b>
36	0,9226	<b>0,001</b>	42	0,9067	<b>0,001</b>	45	0,8896	<b>0,001</b>
32	0,8972	<b>0,001</b>	38	0,7628	<b>0,001</b>	44	0,8698	<b>0,001</b>
31	0,8809	<b>0,001</b>	35	0,7936	<b>0,001</b>	43	0,8664	<b>0,001</b>
29	0,8323	<b>0,001</b>	30	0,7933	<b>0,001</b>	35	0,7800	<b>0,001</b>
27	0,8627	<b>0,001</b>	25	0,6937	<b>0,001</b>	34	0,7829	<b>0,001</b>
24	0,8841	<b>0,001</b>	23	0,6821	<b>0,001</b>	32	0,8098	<b>0,001</b>
21	0,8378	<b>0,001</b>	21	0,8466	<b>0,001</b>	30	0,8115	<b>0,001</b>
20	0,8193	<b>0,001</b>	20	0,8010	<b>0,001</b>	28	0,8135	<b>0,001</b>
15	0,6352	<b>0,001</b>	18	0,6247	<b>0,001</b>	25	0,7599	<b>0,001</b>
10	0,6545	<b>0,001</b>	15	0,6595	<b>0,001</b>	24	0,7616	<b>0,001</b>
4	0,5494	<b>0,001</b>	13	0,6344	<b>0,001</b>	20	0,7930	<b>0,001</b>
3	0,3774	<b>0,01</b>	11	0,5668	<b>0,001</b>	17	0,6522	<b>0,001</b>
2	0,2760	0,082	9	0,5223	<b>0,001</b>	14	0,5686	<b>0,001</b>
			7	0,5301	<b>0,001</b>	13	0,5651	<b>0,001</b>
			4	0,2363	0,585	8	0,4298	<b>0,011</b>
			3	0,1308	0,943	5	0,3777	<b>0,046</b>
			2	0,0871	0,876	4	0,3053	0,137
						2	0,2120	0,265

## Análise de variância multivariada (MANOVA)

A MANOVA indicou que a variação espacial na composição da assembleia de formigas de solo pode ser explicada pelos preditores edáficos utilizados. Esse padrão ecológico se manteve mesmo com a remoção das espécies mais frequentes independentemente do ano.

A detecção da influência da porcentagem de argila sobre a assembleia de formigas foi possível com os diferentes níveis de redução, até a comunidade atingir o mínimo de espécies mais frequentes em ambos os anos ( $R^2 = 0,65$ ;  $P = 0,01$ ; Figura 2A) e ( $R^2 = 0,53$ ;  $P = 0,01$ ; Fig. 2B, Tabela 3). Para o conjunto de dados com espécies compartilhadas entre os anos, o poder de predição da argila deixa de ser significativo ao atingirmos o mínimo de oito espécies mais frequentes na matriz de dados.

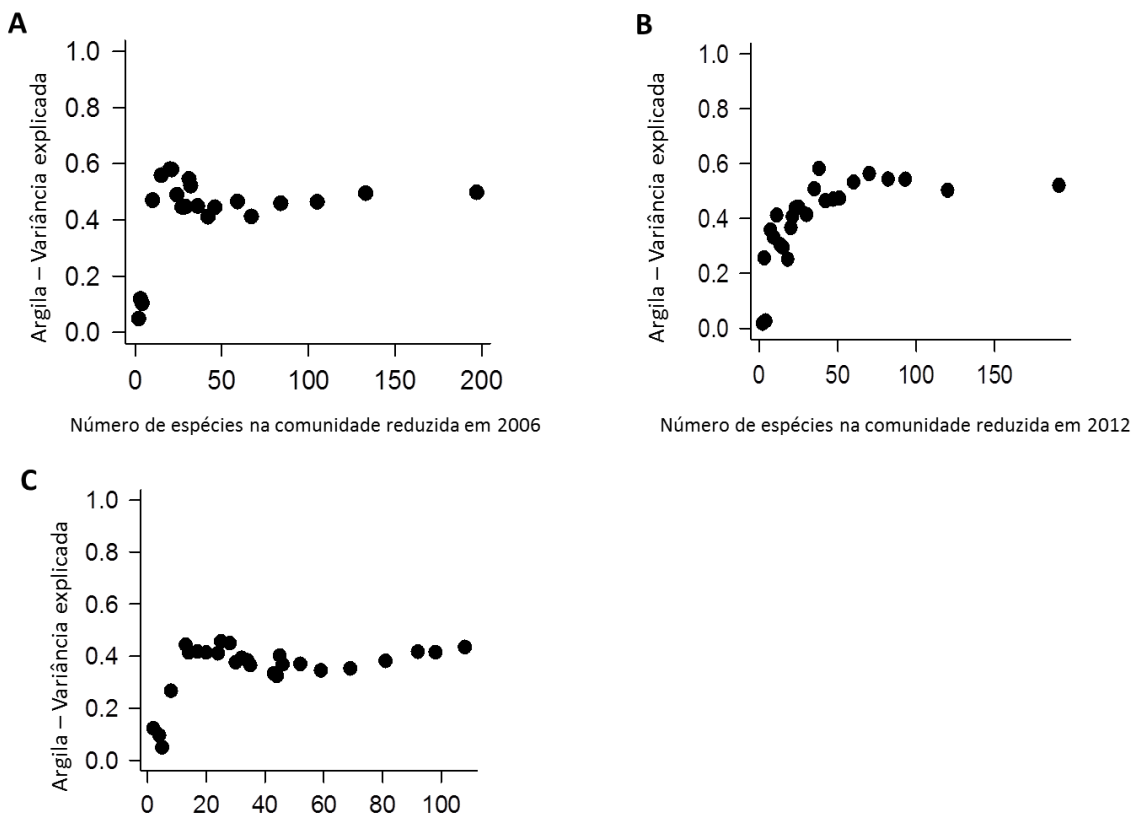


Figura 2. Valores da variância explicada (1-lambda de Wilks) pela porcentagem de argila sobre a composição da assembleia de formigas com sucessivas reduções do número de espécies, coletadas em 2006, espécies coletadas em 2012, e espécies compartilhadas entre 2006 e 2012.

Tabela 3. Influência da porcentagem de argila sobre a composição de espécies de formigas em sucessivas reduções do número de espécies. Os valores de 1-lambda de Wilks em negrito indicam valores significativos para um  $p < 0,05$ .

Períodos	2006		2012		2006/2012	
Número de espécies reduzidas	Argila	Número de espécies reduzidas	Argila	Número de espécies reduzidas	Argila	
	Wilks		Wilks		Wilks	
197	<b>0,4896</b>	191	<b>0,5281</b>	108	<b>0,4355</b>	
133	<b>0,4858</b>	120	<b>0,5102</b>	98	<b>0,4153</b>	
105	<b>0,4594</b>	93	<b>0,5465</b>	92	<b>0,4177</b>	
84	<b>0,4702</b>	82	<b>0,5462</b>	81	<b>0,3825</b>	
67	<b>0,4261</b>	70	<b>0,5639</b>	69	<b>0,3533</b>	
59	<b>0,4613</b>	60	<b>0,5277</b>	59	<b>0,3457</b>	
46	<b>0,4245</b>	51	<b>0,4715</b>	52	<b>0,3704</b>	
42	<b>0,3890</b>	47	<b>0,4698</b>	46	<b>0,3693</b>	
36	<b>0,4489</b>	42	<b>0,4663</b>	45	<b>0,4028</b>	
32	<b>0,5118</b>	38	<b>0,6110</b>	44	<b>0,3244</b>	
31	<b>0,5188</b>	35	<b>0,5112</b>	43	<b>0,3340</b>	
29	<b>0,4420</b>	30	<b>0,4273</b>	35	<b>0,3665</b>	
27	<b>0,4277</b>	25	<b>0,4648</b>	34	<b>0,3840</b>	
24	<b>0,4656</b>	23	<b>0,4463</b>	32	<b>0,3940</b>	
21	<b>0,5411</b>	21	<b>0,3759</b>	30	<b>0,3773</b>	
20	<b>0,5462</b>	20	<b>0,3416</b>	28	<b>0,4506</b>	
15	<b>0,5436</b>	18	<b>0,2996</b>	25	<b>0,4572</b>	
10	<b>0,4668</b>	15	<b>0,2937</b>	24	<b>0,4114</b>	
4	0,0880	13	<b>0,2968</b>	20	<b>0,4145</b>	
3	0,1178	11	<b>0,3791</b>	17	<b>0,4189</b>	
2	0,0599	9	<b>0,3161</b>	14	<b>0,4148</b>	
		7	<b>0,3320</b>	13	<b>0,4440</b>	
		4	0,0260	8	0,2674	

3	0,2556	5	0,0504
2	0,0169	4	0,0971
		2	0,0826

A inclinação do terreno para o ano de 2006 não mostrou nenhum efeito significativo sobre a assembleia de formigas da matriz original e da matriz reduzida. Para o ano de 2012, esta variável tem influência sobre a matriz total e à medida que vai se reduzindo o número de espécies o efeito da inclinação se torna intermitente, de modo que a relação é fraca (Figura 3, Tabela 4). A relação entre a declividade do terreno e composição das espécies compartilhadas, só possui um valor significativo quando associada com até 69 espécies de formigas.

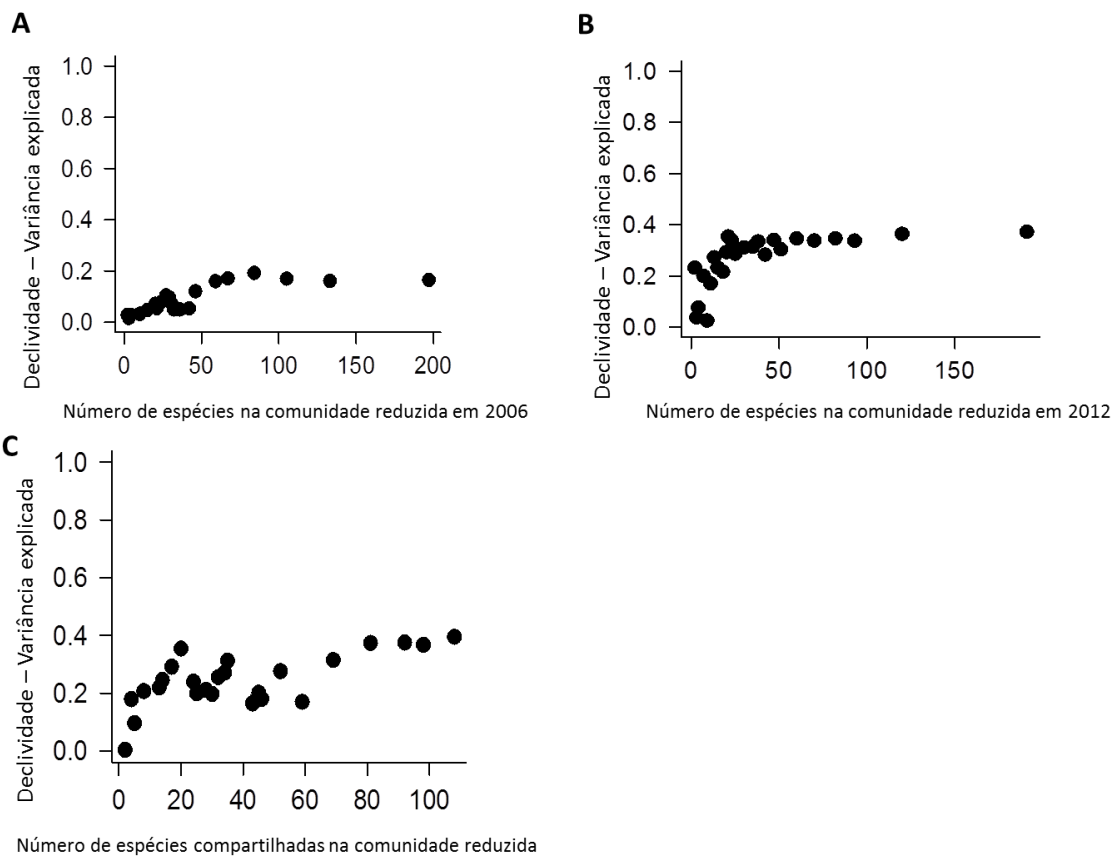


Figura 3. Valores da variância explicada (1- lambda de Wilks) da declividade do terreno sobre a assembleia de formigas totais, reduzidas e compartilhadas, capturadas com *pitfall* nas 30 parcelas da Reserva Ducke nos anos de 2006 e 2012, na matriz reduzida.

Tabela 4. Influência da declividade do terreno sobre a redução da composição de espécies de formigas capturadas com *pitfall* nas 30 parcelas da Reserva Ducke compartilhadas nos dois períodos de coleta (2006 e 2012). Os valores de 1-lambda de Wilks em negrito indicam valores significativos para um  $p < 0,05$ .

Períodos	2006	2012	2006/2012		
	Declividade do terreno	Número de espécies reduzidas	Declividade do terreno	Número de espécies reduzidas	Declividade do terreno
Número de espécies reduzidas	Wilks		Wilks		Wilks
197	0,1552	191	<b>0,3682</b>	108	<b>0,3953</b>
133	0,1503	120	<b>0,3594</b>	98	<b>0,3677</b>
105	0,1566	93	<b>0,3283</b>	92	<b>0,3755</b>
84	0,1602	82	<b>0,3292</b>	81	<b>0,3739</b>
67	0,1595	70	<b>0,3154</b>	69	<b>0,3147</b>
59	0,1494	60	<b>0,3063</b>	59	0,1700
46	0,1200	51	<b>0,2680</b>	52	<b>0,2763</b>
42	0,0491	47	<b>0,3084</b>	46	0,1807
36	0,0553	42	0,2486	45	0,2017
32	0,0563	38	<b>0,2948</b>	44	0,1742
31	0,0749	35	0,2662	43	0,1647
29	0,1116	30	<b>0,2808</b>	35	<b>0,3127</b>
27	0,1150	25	0,2382	34	0,2710
24	0,0902	23	<b>0,2991</b>	32	0,2560
21	0,0601	21	<b>0,2894</b>	30	0,1974
20	0,0801	20	0,2354	28	0,2114
15	0,0511	18	0,1909	25	0,1998
10	0,0343	15	0,2086	24	<b>0,2399</b>
4	0,0290	13	0,2441	20	<b>0,3548</b>
3	0,0174	11	0,1593	17	<b>0,2918</b>
2	0,0280	9	0,0210	14	0,2461
		7	0,1969	13	0,2197
		4	0,0773	8	0,2074

3	0,0375	5	0,0963
2	0,2168	4	0,1794
		2	0,0069

A variável serapilheira teve efeito significativo ao longo da redução de espécies menos frequentes para ambos os anos, tendo uma redução em seu efeito no ano de 2006 apenas quando a matriz possuía 15 espécies, é observado também que para duas espécies o valor de  $p$  também é significativo ( $R^2 = 0,27$ ;  $P = 0,049$ ; Figura 4A; Tabela 5), em 2012 a serapilheira deixa de ter um efeito significativo a partir de nove espécies (Figura 3, Tabela 5).

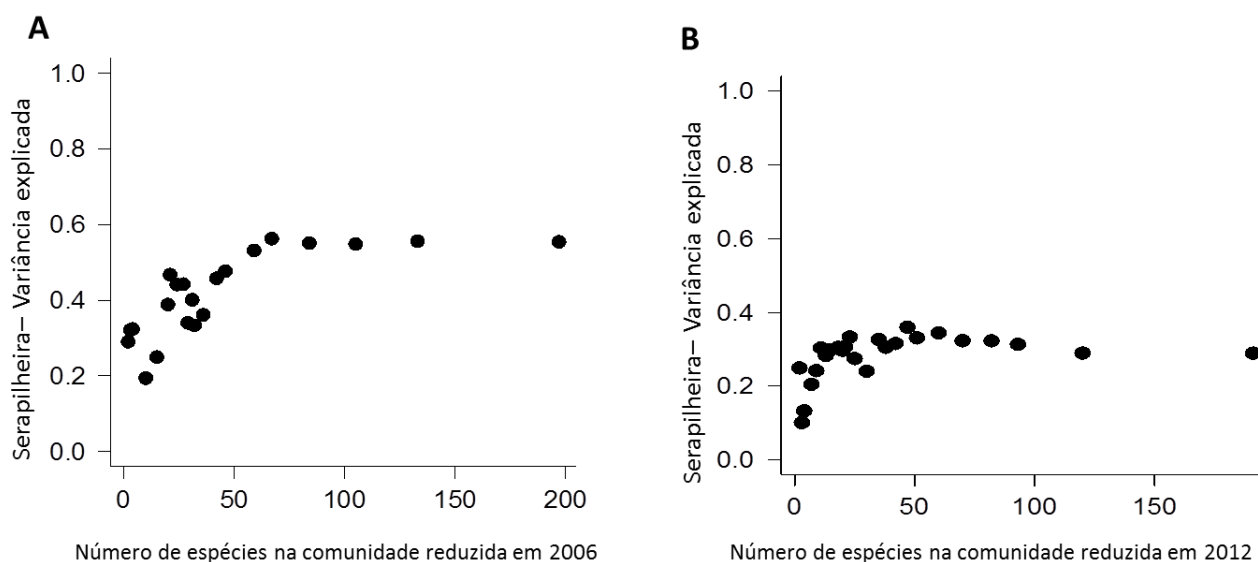


Figura 4. Valores da variância explicada (1-Wilks'lambda) do volume de serapilheira sobre a assembleia de formigas, capturadas com *pitfall* nas 30 parcelas da Reserva Ducke nos anos de 2006 e 2012, na matriz reduzida.

Tabela 5. Influência do volume de serapilheira sobre a redução da composição de espécies de formigas capturadas com *pitfall* nas 30 parcelas da Reserva Ducke compartilhadas nos dois períodos de coleta (2006 e 2012). Os valores de 1-lambda de Wilks em negrito indicam valores significativos para um  $p < 0,05$ .

Períodos	2006		2012	
Número de espécies reduzidas	Serapilheira Wilks	Número de espécies reduzidas	Serapilheira Wilks	
197	<b>0,5548</b>	191	<b>0,2891</b>	
133	<b>0,5562</b>	120	<b>0,2893</b>	
105	<b>0,5488</b>	93	<b>0,3132</b>	
84	<b>0,5513</b>	82	<b>0,3227</b>	
67	<b>0,5629</b>	70	<b>0,3231</b>	
59	<b>0,5316</b>	60	<b>0,3445</b>	
46	<b>0,4769</b>	51	<b>0,3306</b>	
42	<b>0,4582</b>	47	<b>0,3596</b>	
36	<b>0,3616</b>	42	<b>0,3154</b>	
32	<b>0,3340</b>	38	<b>0,3052</b>	
31	<b>0,4015</b>	35	<b>0,3261</b>	
29	<b>0,3405</b>	30	0,2403	
27	<b>0,4426</b>	25	<b>0,2746</b>	
24	<b>0,4419</b>	23	<b>0,3331</b>	
21	<b>0,4680</b>	21	<b>0,3068</b>	
20	<b>0,3888</b>	20	<b>0,2968</b>	
15	0,2499	18	<b>0,3048</b>	
10	0,1944	15	<b>0,2988</b>	
4	0,3242	13	<b>0,2828</b>	
3	0,3195	11	<b>0,3036</b>	
2	<b>0,2903</b>	9	0,2416	
		7	0,2049	
		4	0,1329	
		3	0,1642	
		2	0,1458	

## Discussão

Para organismos serem considerados como excelentes táxons substitutos, seus padrões ecológicos devem ser capazes de prever àqueles (1) de outros grupos biológicos, (Landeiro *et al.*, 2012) (2) de diferentes níveis taxonômicos (Andersen, 1994) e (3) diferentes medidas de diversidade (Franklin *et al.*, 1993). Nesse último caso, os resultados obtidos por nosso trabalho indicam que a utilização de espécies mais frequente de formigas como substitutos da comunidade total com o intuito de obter de padrões de similaridade na variação da composição e relações com preditores ambientais é uma proposta possível. Assim, podemos reafirmar que focar no grupo mais frequente de formigas é tão eficaz quanto trabalhar com a matriz completa de espécies. Tal efeito pode ser observado no crescente número de estudos sobre a eficácia dos substitutos de diversidade, pois o uso destes têm crescido nas últimas décadas, para diversos ambientes e escalas (Andersen, 1995; Sætersdal *et al.*, Bhusal *et al.*, 2014; 2005).

O uso de táxon substituto foi eficaz, pois mostra que se o esforço de coleta for concentrado nas formigas mais frequentes, permite a redução de esforço de amostragem, triagem e identificação. Este estudo corrobora o de Andersen *et al.* (2002), no qual estes defendem a ideia de táxon substituto para formigas. O estudo foi realizado em uma região na Austrália, onde os autores optaram por usar a estratégia de táxon substituto como forma de reduzir o trabalho com triagem e identificação de formigas, a fim de tentar responder de modo mais fugaz questões sobre a influência de uma fundição de chumbo e cobre sobre a comunidade local tanto para vertebrados como para invertebrados. O que eles observaram é que os resultados envolvendo as formigas com níveis taxonômicos mais elevados tiveram praticamente todos os principais resultados da pesquisa intensiva, o que também se aplica aos resultados encontrados nesta pesquisa, pois as formigas mais frequentes que foram coletadas conseguem prever a assembleia total destas, reduzindo o tempo gasto nos processos de triagem e identificação das formigas coletadas. O número de estudos sobre a eficácia dos substitutos de diversidade tem crescido nas últimas décadas, para diversos ambientes e escalas (Andersen, 1995; Sætersdal *et al.*, Bhusal *et al.*, 2014; 2005).



## Similaridade entre as matrizes

A relação observada através da correlação de Procrustes entre os eixos da PCoA referente a matriz original e matriz reduzida dos dados para os dois anos (2006 e 2012) indica que a variação na composição de espécies de formigas totais continuaria sendo bem representada mesmo com a remoção das espécies menos frequentes, o mesmo ocorre para a matriz de espécies compartilhadas entre os dois períodos. Uma vez que conjuntos pequenos de espécies identificam um padrão ecológico semelhante ao conjunto completo de dados (Franklin *et al.*, 2013), no presente estudo determinou-se que mesmo com a redução do número de espécies, a composição de formigas continua sendo bem representada, mantendo mais de 80% da similaridade (28 espécies) em comparação ao esforço máximo.

## Singletons

A presença de espécies *singletons* coletadas foi alta nos dois períodos, 60 para o ano de 2006 e 69 para o ano de 2012. É comum trabalhos realizados na Amazônia encontrar uma elevada porcentagem de espécies raras em comunidade de artrópodes (Franklin *et al.*, 2013). Para formigas não é diferente (e.g. Vasconcelos *et al.*, 2009; Souza *et al.*, 2012), tendo em vista a megadiversidade de Hymenoptera e Formicidae (Hölldobler e Wilson, 1990, Triplehorn e Johnson, 2005) e o amplo espectro de nicho ecológico que as formigas ocupam (Silva e Brandão, 1999). Isto se dá devido a grande diversidade presente em florestas tropicais, onde é possível encontrar um elevado número de espécies incomuns de artrópodes (Bickel, 1999; Novotný e Basset, 2000, Coddington *et al.*, 2009) e de formigas (Vasconcelos *et al.*, 2009; Souza *et al.*, 2012).

Uma outra possível causa para a grande quantidade de singletons, é que estes podem ser espécies transeuntes ou especialistas com baixa densidade (Novotny e Basset, 2000). Algumas espécies podem ser consideradas extintas por ficarem quase um século sem novos registros (Brandão *et al.* 2008; Fernandes *et al.*, 2015). Isso indica que a questão de raridade à algumas espécies de formigas pode ser explicado pela amostragem insuficiente de microhabitats adequados, no tempo e no espaço (Coddington *et al.* 2009).

## **Influência das variáveis ambientais**

Foi observado que as variáveis ambientais influenciam de forma semelhante à matriz da assembleia total e da reduzida (porcentagem de argila e declividade do terreno). Heino e Soininen (2010) também mostraram a utilidade do uso de espécies comuns com metacomunidades aquáticas através do *turnover* espacial para três categorias de espécies em relação aos gradientes ambientais e espaciais. Eles verificaram uma variação semelhante no *turnover* entre as espécies comuns e as raras. O uso de espécies frequentes acelera processos de manejo de áreas. Em pesquisas envolvendo formigas e monitoramento de impactos ambientais, como por exemplo, fogo (Ratchford *et al.*, 2005), práticas agrícolas (Gómez *et al.*, 2003), retirada de vegetação (Dunn, 2004) e outros usos da terra (Schnell *et al.*, 2003), demonstra-se que o uso de táxon substituto é extremamente útil para a redução de custos nos levantamentos rápidos de biodiversidade e conservação biológica (Groc *et al.*, 2010, Souza *et al.*, 2016). Kotch *et al.* (2011) analisaram através de espécies comuns de aves, em floresta de conífera no Canadá em dois anos (1998 e 2010), o potencial bioindicador destas e propuseram que as espécies comuns podem ser usadas coletivamente para refletir mudanças na comunidade total. Estes autores observaram que as densidades de espécies comuns correspondiam melhor às alterações na densidade total de aves e à riqueza global das espécies do que as espécies raras e, as espécies comuns tenderam a ser mais fortemente correlacionadas com as abundâncias de todas as outras espécies na comunidade do que as espécies menos comuns. No resultado encontrado no presente estudo, foi observado que conjuntos de espécies ou morfoespécies frequentes são tão efetivos para identificar relações ecológicas quanto às análises baseadas em todos os indivíduos coletados.

As variáveis ambientais mantiveram seus efeitos sobre as assembleias totais de formigas e as reduzidas nos dois períodos estudados. Isso demonstra que as espécies frequentes mantêm padrões ecológicos de distribuição ao longo dos gradientes ambientais estudados similares àqueles detectados com toda a assembleia de formigas. O gradiente ambiental é um importante preditor da distribuição de espécies de diversos grupos taxonômicos na Amazônia central, como as plantas (Costa *et al.*, 2005, Drucker *et al.*, 2008), sapos (Menin *et al.*, 2007), serpentes (Fraga *et al.*, 2011), aves (Bueno *et al.*, 2012), ácaros (Moraes *et al.*, 2011, Franklin *et al.*, 2013) e também formigas (Vasconcelos *et al.*, 2003; Oliveira *et al.*, 2009, Souza *et al.*, 2012, 2016). As variáveis (argila e inclinação) foram utilizadas pelos trabalhos citados acima por representar

variações microclimáticas capazes de explicar o padrão de distribuição das espécies, entretanto, em nenhum destes estudos foi avaliado se estas respostas são recuperadas quando analisadas em períodos distintos ou ainda se são detectáveis com as espécies mais frequentes e totais. Os resultados neste estudo indicam que, com base nas espécies compartilhadas nos dois períodos estudados (2006 e 2012), a manutenção da similaridade à matriz total, é suficiente para detectarmos as relações ecológicas com a mesma eficiência da assembleia total, ratificando o estudo de Franklin *et al.* (2013) com ácaros oribatídeos.

A composição de espécies do local teve efeito da porcentagem de argila em ambos os períodos estudados. Isso pode ser visto em outros estudos realizados também na região amazônica. Oliveira *et al.* (2009) em um estudo realizado na Reserva Ducke, observaram uma relação negativa entre a riqueza de espécies amostradas e o teor de argila e considerou este resultado como sendo uma resposta ao gradiente de umidade, resultado semelhante encontrado por Vasconcelos *et al.* (2003), no Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais da Reserva 1501, próxima a cidade de Manaus, que embora tenham registrado maior ocorrência de formigas em vales, eles encontraram maior abundância em áreas menos argilosas. Assim, como encontrado na literatura, foi observado para este estudo que a porcentagem de argila mantém efeito semelhante sobre a composição total e quando se utiliza apenas as espécies mais frequentes.

Não houve influência da declividade do terreno sobre a composição de espécies total e sobre a matriz reduzida para o ano de 2006, diferente de 2012 que foi observado que o efeito da inclinação aparece apenas para a composição total e desaparece quando retiramos gradualmente as espécies menos frequentes da amostra. Essa variável também não afetou as espécies compartilhadas entre os anos. Em estudos realizados na Amazônia, foi observado o efeito da inclinação sobre a composição de formigas, onde em áreas de declive a água percola lateralmente lavando dessa forma a serapilheira e a superfície do solo, limitando assim assembleias de formigas de se estabelecerem nesses locais (Chauvel *et al.*, 1987). Quanto maior a inclinação do terreno, menor o número de espécies no local (Oliveira *et al.*, 2009; Wilkie *et al.*, 2010).

O volume de serapilheira influenciou a composição de espécies de formigas tanto para o ano de 2006 quanto para 2012. Isso pode ser devido à serapilheira ser um ambiente hiperdiverso com uma rica e característica fauna (Levings, 1983). Esse

substrato está ligado a grande oferta de sítios de nidificação, área de forrageamento e disponibilidade de recursos, tornando-se crucial para o sucesso da colônia (Hölldobler e Wilson, 1990; Benson e Harada, 1988).

Dai a importância de utilizar táxon substituto como estratégia efetiva e, economicamente viável, para acessar a diversidade total de formigas de uma área (Souza *et al.*, 2016), já que táxons substitutos idealmente devem representar as tendências relacionadas tanto à variação taxonômica quanto ecológica, semelhante às encontradas quando se utiliza a assembleia total.

### **Considerações Finais**

Neste estudo, o uso de espécies mais frequentes foi capaz de prever as informações da composição da assembleia total de formigas, assim como detectar o efeito das variáveis ambientais em uma floresta ombrófila amazônica nos dois anos estudados. A relação entre a composição total de espécies e a composição de espécies mais frequentes foi detectada independente do gradiente ambiental ou do período estudado.

No monitoramento da biodiversidade, o objetivo é estudar uma determinada área de estudo várias vezes ao longo de muitos anos, o que é muito mais caro do que um inventário taxonômico em escala refinada. Este é um exemplo das limitações práticas e restrições de tempo e dinheiro na avaliação da biodiversidade, que podem ser superadas usando uma abordagem com táxon substituto (Souza *et al.*, 2016). O custo (tempo e dinheiro) do monitoramento ambiental é um fator crucial para sua viabilidade (Margules e Pressey, 2000), e qualquer alternativa confiável deve ser usada para aumentar a área coberta ou a duração da série temporal. Em 2010, foram investidos cerca de R\$ 0,03 ou US\$ 0,01 por hectare em ações de monitoramento na Amazônia brasileira, e não se prevê um aumento desse investimento em um futuro próximo (Magnusson *et al.*, 2013).

O presente estudo tratou pela primeira vez da possibilidade do uso de espécies frequentes de formigas como táxons substitutos para assembleia de espécies, na Amazônia. Com isso, reiteramos a importância de criar e estabelecer programas que apoiem estudos envoltos neste âmbito a fim de desenvolver medidas de atalho confiáveis e econômicas como forma de avaliação da biodiversidade, permitindo uma

redução de gastos em futuros trabalhos e potencializar medidas de manejo das áreas, uma vez que os resultados encontrados são consistentes, sendo passíveis de investigação em outros grupos biológicos e paisagens.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andersen, A. N. 1992. Regulation of "momentary" diversity by dominant species in exceptionally rich ant communities of the Australian seasonal tropics. *American Naturalist*, 401-420.

Andersen, A. N. 1995. Measuring more of biodiversity: Genus richness as a surrogate for species in Australian ant faunas. *Biological Conservation*, 73:39-43.

Andersen, A. N. 1997. Functional groups and patterns of organization in North American ant communities: a comparison with Australia. *Journal of Biogeography*, 24: 433-460.

Andersen, A. N.; Hoffmann, B. D.; Müller, W. J.; Griffiths, A. D. 2002. Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal of Applied Ecology*, 39 (1): 8-17.

Andersen, A. N.; Majer, J. D. 2004. Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2:291-298.

Araújo, M. S.; Della Lucia, T. M. C.; Nascimento, I. C.; Veiga, C. E. 2004. O fogo como agente de distúrbio em comunidade de formigas. *Ecología Austral*, 14: 191-200.

Armbrecht, I.; Perfecto, I.; Vandermeer, J. 2004. Enigmatic biodiversity correlations: Ant diversity responds to diverse resources. *Science*, 304: 284 - 286.

Armbrecht, I.; Rivera, L.; Perfecto, I. 2005. Reduced diversity and complexity in the leaf-litter ant assemblage of Colombian coffee plantations. *Conservation Biology*, 19: 897-907.

Baccaro, F. B.; Feitosa, R. M.; Fernandez, F.; Fernandes, I. O.; Izzo, T. J.; Souza, J. L. P.; Solar, R. 2016. *Guia para os gêneros de formigas do Brasil*. Editora INPA, Manaus, 388p.

Badji, C. A.; Guedes, R. N. C.; Silva, A. A.; Araujo, R. A. 2004. Impact of deltamethrin on arthropods in maize under conventional and no-tillage cultivation. *Crop Protection*, 23: 1031-1039.

- Benson, W.; Harada, A. Y. 1988. Local diversity of tropical and temperate ant faunas (Hymenoptera, Formicidae). *Acta Amazonica*, 18 (3-4): 275-289.
- Bestelmeyer, B. T. Agosti, D. LEEANNE, F. ALONSO, T. BRANDÃO, C. R. F. BROWN, W. L. DELABIE, J. H. C. SILVESTRE, R. 2000. *Field techniques for the study of ground-living ants: An Overview, description, and evaluation*, 122-144
- Bhusal, D. R.; Kallimanis, A. S.; Tsiadouli, M. A.; Sgardelis, S. P. 2014. Higher taxa vs. functional guilds vs. trophic groups as indicators of soil nematode diversity and community structure. *Ecological Indicators*, 41: 25-29.
- Bickel, T. O.; Watanasit, S. 2005. Diversity of leaf litter ant communities in Ton Nea Chang Wildfire Sanctuary and nearby rubber plantations. *Journal of Science and Technology*, 27: 943-955.
- Bihn, J. H.; Gebauer, G.; Brandl, R. 2010. Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. *Ecology*, 91(3): 782-792.
- Boyero, L. 2002 Insect biodiversity in freshwater ecosystems: is there any latitudinal gradient? *Marine and Freshwater Research*, 53: 752-755.
- Brandão, C. R. F.; Feitosa, R. M.; Schmidt, F. A.; Solar, R. R. D. C. 2008. Rediscovery of the putatively extinct ant species *Simopelta minima* (Brandão) (Hymenoptera, Formicidae), with a discussion on rarity and conservation status of ant species. *Revista Brasileira de Entomologia*, 52 (3): 480-483.
- Brooks, T.; Fonseca, D. A.; Gustavo, A.; Rodrigues, A. S. 2004. Species, data, and conservation planning. *Conservation Biology*, 18 (6): 1682-1688.
- Cardoso, P.; Silva, I.; Oliveira, N. G.; Serrano, A. R. M. 2004. Indicator taxa os spider (*Araneae*) diversity and their efficiency in conservation. *Elsevier*, 120:517-524.
- Caro, T. 2010. *Conservation by proxy: indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species*. Island Press, Washington, DC. 394p
- Chauvel, A.; Lucas, Y.; Boulet, R. 1987. On the genesis of the soil mantle of the region of Manaus, central Amazonia, Brazil. *Experientia* 43: 234-240.

- Coddington, J. A.; Agnarsson, I.; Miller, J. A.; Kuntner, M.; Hormiga, G. 2009. Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *Journal of animal ecology*, 78 (3): 573-584.
- Costa, F. R. C.; Magnusson, W. E. 2010. The need for large-scale, integrated studies of biodiversity: the experience of the Program for Biodiversity Research in Brazilian Amazonia. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 8: 3–12.
- da Silva, R. R.; Brandão, C. R. F. 1999. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) como indicadores da qualidade ambiental e da biodiversidade de outros invertebrados terrestres. *Biotemas*, 12(2): 55-73.
- de Moraes, J.; Franklin, E.; de Moraes, J. W.; de Souza, J. L. P. 2011. Species diversity of edaphic mites (Acari: Oribatida) and effects of topography, soil properties and litter gradients on their qualitative and quantitative composition in 64 km<sup>2</sup> of forest in Amazonia. *Experimental and Applied Acarology*, 55 (1): 39-63.
- Drucker, D. P.; Costa, F. R. C.; Magnusson, W. E. 2008. How wide is the riparian zone of small streams in tropical forests? A test with terrestrial herbs. *Journal of Tropical Ecology*, 24 (01): 65-74.
- Dunn, R. R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, 18 (2): 302-309.
- Ellis, D. 1985. Taxonomic Sufficiency in Pollution Assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 16:459.
- Ellwood, M. D.; Foster, W. A. 2004. Doubling the estimate of invertebrate biomass in a rainforest canopy. *Nature*, 429 (6991): 549-551.
- Feinsinger, P. 2001. Designing field studies for biodiversity conservation. *Island Press*.
- Fernandes, I. O.; Souza, J. L.; Fernandez, F.; Delabie, J. H.; Schultz, T. R. 2015. A new species of Simopelta (Hymenoptera: Formicidae: Ponerinae) from Brazil and Costa Rica. *Zootaxa*, 3956 (2): 295-300.
- Ferraro, S. P.; Cole, F. A. 1995. Taxonomic level sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California bight macrobenthos—revisited. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14 (6): 1031-1040.



Fittkau, E. J.; Klinge, H. 1973. On biomass and trophic structure of the central Amazonian rain forest ecosystem. *Biotropica*, 5:2–14.

Fraga, R. D. 2009. *A influência de fatores ambientais sobre padrões de distribuição espacial de comunidades de serpentes em 25 km<sup>2</sup> de floresta de terra firme na Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 35pp.

Franklin, E.; de Moraes, J.; Landeiro, V. L.; Souza, J. L. P.; Pequeno, P. A. C. L.; Magnusson, W. E.; de Moraes, J. W. 2013. Geographic position of sample grid and removal of uncommon species affect multivariate analyses of diverse assemblages: the case of oribatid mites (Acari: Oribatida). *Ecological Indicators*, 34, 172-180.

Freitas, A. V. L.; Leal, I. R.; Uehara-Prado, M.; Iannuzzi, L. 2006. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. *Biologia da Conservação*, 201-225.

Gardner, T. A.; Barlow, J.; Araujo, I. S.; Ávila-Pires, T. C.; Bonaldo, A. B.; Costa, J. E.; Esposito, M. C.; Ferreira, L. V.; Hawes, J.; Hernandez, M. I. M.; Hoogmoed, M. S.; Leite, R. N.; Lo-Man-Hung, N. F.; Malcolm, J. R.; Martins, M. B.; Mestre, L. A. M.; Miranda-Santos, R.; Overal, W. L.; Parry, L.; Peters, S. L.; Ribeiro-Junior, M. A.; Da Silva, M. N. F.; Motta, C.; Peres, C. A. 2008. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology letters*, 11(2): 139-150.

Gaston, K. J.; Williams, P. H. 1993. Mapping the world's species – the higher taxon approach. *Biodiversity Letters*, 1: 2-8.

Gómez, C.; Casellas, D.; Oliveras, J.; Bas, J. M. 2003. Structure of ground-foraging ant assemblages in relation to land-use change in the northwestern Mediterranean region. *Biodiversity & Conservation*, 12 (10): 2135-2146.

Groc, S.; Delabie, J. H.; Longino, J. T.; Orivel, J.; Majer, J. D.; Vasconcelos, H. L.; Dejean, A. 2010. A new method based on taxonomic sufficiency to simplify studies on Neotropical ant assemblages. *Biological Conservation*, 143 (11): 2832-2839.

Groc, S.; Delabie, J. H.; Fernandez, F.; Leponce, M.; Orivel, J.; Silvestre, R.; Vasconcelos, H. L.; Dejean, A. 2013. Leaf-litter ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in a pristine Guianese rainforest: stable functional structure versus high species turnover. *Myrmecol News*, 19, 43-51.

Hand, D. J.; Taylor, C. C. 1987. *Multivariate analysis of variance and repeated measures: a practical approach for behavioural scientists* (Vol. 5). CRC Press.

Heino, J., Soininen, J. 2010. Are common species sufficient in describing turnover in aquatic metacommunities along environmental and spatial gradients? *Limnology and Oceanography*, 55 (6): 2397-2402.

Heino, J.; Soininen, J. 2010. Are common species sufficient in describing turnover in aquatic metacommunities along environmental and spatial gradients?. *Limnology and Oceanography*, 55 (6): 2397-2402.

Heino, J.; Soininen, J. 2007. Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms? *Biological Conservation*, 137 (1): 78-89.

Hilty, J.; Merenlender, A. 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation*, 92 (2): 185-197.

Hodnett, M. G.; Vendrame, I.; Marques Filho, A. D. O.; Oyama, M. D.; Tomasella, J. 1997. Soil water storage and groundwater behaviour in a catenary sequence beneath forest in central Amazonia. II. Floodplain water table behaviour and implications for streamflow generation. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 1(2): 279-290.

Hölldobler, B.; Wilson, E. O. 1990. *The ants*, Harvard University Press.

Kaspari, M. 1996. Testing resource-based models of patchiness in four Neotropical litter ant assemblages. *Oikos*, 76: 443-454.

Kaspari, M. 2005. Global energy gradients and size in colonial organisms: worker mass and worker number in ant colonies. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102 (14): 5079-5083.

Kaspari, M.; Weiser, M. D. 2000. Ant activity along moisture gradients in a Neotropical forest. *Biotropica*, 32: 703– 711.

Khan, S. A. 2006. Is species level identification essential for environmental impact studies? *Current Science*, 91, 29–34.

- Koch, A. J.; Drever, M. C.; Martin, K. 2011. The efficacy of common species as indicators: avian responses to disturbance in British Columbia, Canada. *Biodiversity and Conservation*, 20 (14): 3555-3575.
- Kouki, J.; Niemela, P.; Viitasaari, M. 1994. Reversed latitudinal gradient in species richness of sawflies (Hymenoptera: Symphyta). *Annales Zoologici Fennici*, 31: 83-88.
- Koleček, J.; Albrecht, T.; Reif, J. 2014. Predictors of extinction risk of passerine birds in a Central European country. *Animal Conservation*, 17(5): 498-506.
- Landeiro, V. L.; Bini, L. M.; Costa, F. R. C.; Franklin, E.; Nogueira, A.; de Souza, J. L. P.; Moraes, J.; Magnusson, W. E. 2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. *Ecological Indicators*, 23: 366-373.
- Lawler, J. J.; White, D. 2008. Assessing the mechanisms behind successful surrogates for biodiversity in conservation planning. *Animal Conservation*, 11(4): 270-280.
- 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 (12): 3347-3360.
- Levings, S. C. 1983. Seasonal, annual, and among-site variation in the ground ant community of a deciduous tropical forest: some causes of patchy species distributions. *Ecological Monographs*, 53: 435-455.
- Lindsay, S. W.; Bayoh, M. N. 2004. Mapping members of the *Anopheles gambiae* complex using climate data. *Physiological Entomology*, 29: 204-209.
- Loiselle, B. A.; Blake, J. G. 1991. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. *Ecology*, 72 (1): 180-193.
- Magnusson, W. E.; Lima, A. P.; Luizão, R.; Luizão, F.; Costa, F. R.; Castilho, C. V. 2005. RAPELD: a modification of the gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotropica*, 5(2):1-6.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science, Ltd, Oxford, OX. 256p.

- Margules, C. R.; Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783): 243-253.
- Marinho, C. G. S.; Zanetti, R.; Delabie, J. H. C.; Schlindwein, M.; Ramos, L. S. 2002. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em eucapitais (Myrtaceae) e área de cerrado de Minas Gerais. *Neotropical Entomology*, 31. 187-195.
- Marques-Filho, A. O.; Ribeiro, M. N. G.; Santos, H. M.; Santos, J. M. 1981. Estudos climatológicos da Reserva Florestal Ducke. *Acta Amazônica*, 11:759-768.
- McCain, C. M. 2007. Could temperature and water availability drive elevational species richness patterns? A global case study for bats. *Global Ecology and Biogeography*, 16 (1): 1-13.
- Mcgeoch, M. A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73:181–201.
- McNeeley, J. A. 1992. The Sinking Ark: Pollution and the Worldwide Loss of Biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 1:2-18
- Menin, M. 2005. *Padrões de distribuição e abundância de anuros em 64 km<sup>2</sup> de floresta de terra-firme na Amazônia Central* Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 116pp.
- Mezger, D.; Pfeiffer, M. 2011. Partitioning the impact of abiotic factors and spatial patterns on species richness and community structure of ground ant assemblages in four Bornean rainforests. *Ecography*, 34 (1): 39-48.
- Micherefffilho, M.; Della Lucia, T. M. C.; Cruz, I.; Guedes, R. N. C. 2002. Response to the insecticide chlorpyrifos by arthropods on maize canopy. *International Journal of Pest Management*, 48: 203-210.
- Moir, M. L.; Vesk, P. A.; Brennan, K. E.; Keith, D. A.; McCARTHY, M. A.; Hughes, L. 2011. Identifying and managing threatened invertebrates through assessment of coextinction risk. *Conservation Biology*, 25 (4): 787-796.
- Moreno, C. E.; Guevara, R.; Sánchez-Rojas, G.; Téllez, D.; Verdú, J. R. 2008. Community level patterns in diverse systems: a case study of litter fauna in a Mexican

pine-oak forest using higher taxa surrogates and re-sampling methods. *Acta Oecologica*, 33 (1): 73-84.

Neeson, T. M.; Van Rijn, I.; Mandelik, Y. 2013. How taxonomic diversity, community structure, and sample size determine the reliability of higher taxon surrogates. *Ecological applications*, 23 (5): 1216-1225.

Neves, F. S.; Queiroz-Dantas, K. S.; Da Rocha, W. D.; Delabie, J. H. C. 2013. Ants of three adjacent habitats of a transition region between the cerrado and caatinga biomes: the effects of heterogeneity and variation in canopy cover. *Neotropical entomology*, 42 (3): 258-268.

Novotný, V.; Basset, Y. 2000. Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos*, 89 (3): 564-572.

Oliveira, A. H. C. 2013. Padrões temporais de diversidade: dinâmica de assembleias de formigas de liteira (Hymenoptera: Formicidae) em 25 km<sup>2</sup> de floresta Amazônica. *Master's thesis, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.*

Oliveira, A. H. C. 2013. Padrões temporais de diversidade: dinâmica de assembleias de formigas de liteira (Hymenoptera: Formicidae) em 25 km<sup>2</sup> de floresta Amazônica. *Master's thesis, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.* Available on: [http://w2.files.scire.net.br/atrio/inpa-ent\\_upl//THESIS/34/verso\\_final\\_adriano\\_2013.pdf](http://w2.files.scire.net.br/atrio/inpa-ent_upl//THESIS/34/verso_final_adriano_2013.pdf).

Oliveira, M. D.; Baccaro, F.; Braga-Neto, R.; Magnusson, W. E. 2008. Reserva Ducke: a biodiversidade amazônica através de uma grade. PPBio.

Oliveira, P. Y.; de Souza, J. L. P.; Baccaro, F. B.; Franklin, E. 2009. Ant species distribution along a topographic gradient in a terra-firme forest in Central Amazon. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 44(8): 852–860.

Olsgard, F.; Brattegard, T.; Holthe, T. 2003. Polychaetes as surrogates for marine biodiversity: lower taxonomic resolution and indicator groups. *Biodiversity & Conservation*, 12 (5): 1033-1049.

Osborn, F.; Goitia, W.; Cabrera, M.; Jaffé, K. 1999. Ants, plants and butterflies as diversity indicators: comparisons between strata at six forest sites in Venezuela. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 34 (1): 59-64.

- Parr, C. L.; Sinclair, B. J.; Andersen, A. N.; Gaston, K. J.; Chown, S. L. 2005. Constraint and competition in assemblages: a cross-continental and modeling approach for ants. *The American Naturalist*, 165(4): 481-494.
- Pereira, D. S.; de Medeiros, P. V. Q.; de Moura Guerra, A. M. N.; de Sousa, A. H.; Menezes, P. R. 2006. Abelhas nativas encontradas em meliponários no oeste potiguar-rn e proposições sobre seu desaparecimento na natureza. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, 1 (2): 54-65.
- Peres-Neto, P. R.; Jackson, D. A. 2001. How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia*, 129(2): 169-178.
- Perfecto, I.; Snelling, R. 1995. Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: ants in coffee plantations. *Ecological applications*, 5.:1084-1097.
- Perfecto, I.; Vandermeer, J. 1996. Microclimatic changes and the indirect loss of ant diversity in a tropical agroecosystem. *Oecologia*, 108: 577-582.
- Pik, A. J.; Oliver, I. A. N.; Beattie, A. J. 1999. Taxonomic sufficiency in ecological studies of terrestrial invertebrates. *Australian Journal of Ecology*, 24(5): 555-562.
- Polaina, E.; Gonzalez-Suarez, M.; Revilla, E. 2015. Socioeconomic correlates of global mammalian conservation status. *Ecosphere*, 6 (9):1-34.
- Prendergast, J. R., Quinn, R. M.; Lawton, J. H. 1999. The Gaps between Theory and Practice in Selecting Nature Reserves. *Conservation Biology*, 13:484-492.
- Ratchford, J. S.; Wittman, S. E.; Jules, E. S.; Ellison, A. M.; Gotelli, N. J.; Sanders, N. J. 2005. The effects of fire, local environment and time on ant assemblages in fens and forests. *Diversity and Distributions*, 11 (6): 487-497.
- Reynolds, J.; D., Dulvy, N. K.; Goodwin, N. B.; Hutchings, J. A. 2005. Biology of extinction risk in marine fishes. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 272 (1579): 2337-2344.
- Ribas, C. R.; Schmidt, F. A.; Solar, R. R. C.; Schoereder, J. H.; Valentim, C. L.; Sanches, A. L. P.; Endringer, F. B. 2007. Formigas podem ser utilizadas como bioindicadoras de recuperação após impactos ambientais? *Biológico*, 69 (2): 57-60.

- Ribas, C. R.; Schoereder, J. H.; Pic, M.; Soares, S. M. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes in arboreal ant species richness determination. *Austral Ecology*, 28: 305-314.
- Richardson, S. J.; Clayton, R.; Rance, B. D.; Broadbent, H.; McGlone, M. S.; Wilmshurst, J. M. 2015. Small wetlands are critical for safeguarding rare and threatened plant species. *Applied Vegetation Science*, 18 (2): 230-241.
- Roberts, R. G.; Flannery, T. F.; Ayliffe, L. K.; Yoshida, H.; Olley, J. M.; Prideaux, G. J.; Laslett, G. M.; Baynes, A.; Smith, M.A.; Jones, R.; Smith, B. L. 2001. New ages for the last Australian megafauna: continent-wide extinction about 46,000 years ago. *Science*, 292 (5523): 1888-1892.
- Rosenberg, M. S. 2001. PASSAGE: Pattern analysis, spatial statistics, and geographic exegesis, ver. 1.0. *Department of Biology, Arizona State University, Tempe*.
- Roth, D. S.; Perfecto, I.; Rathcke, B. 1994. The effects of management systems on ground-foraging ant diversity in Costa Rica. In *Ecosystem Management*, 313-330.
- Sætersdal, M.; Gjerde, I.; Blom, H. H. 2005. Indicator species and the problem of spatial inconsistency in nestedness patterns. *Biological conservation*, 122(2): 305-316.
- Santos, M. S.; Lousada, J. N. C.; Dias, N.; Zanetti, R.; Delabie, J. H. C.; Nascimento, I. C. 2006. Riqueza de formigas (Hymenoptera, Formicidae) da serapilheira em fragmentos de floresta semidecídua da Mata Atlântica da Região do Alto do Rio Grande, MG, Brasil. *Série. Zoologia*, 96: 95-101.
- Santos, E. M.; Franklin, E.; Magnusson, W. E. 2008. Cost-efficiency of Subsampling Protocols to Evaluate Oribatid-Mite Communities in an Amazonian Savanna. *Biotropica*, 40 (6): 728-735.
- Schnell, M. R.; Pik, A. J.; Dangerfield, J. M. 2003. Ant community succession within eucalypt plantations on used pasture and implications for taxonomic sufficiency in biomonitoring. *Austral Ecology*, 28 (5): 553-565.
- Silvano, D. L.; Segalla, M. V. 2005. Conservação de anfíbios no Brasil. *Megadiversidade*, 1:79-86.

- Silveira, L. F.; Beisiegel, B. D. M.; Curcio, F. F.; Valdujo, P. H.; Dixo, M.; Verdade, V. K.; Mattox, G. M. T.; Cunningham, P. T. M. 2010. Para que servem os inventários de fauna? *Estudos avançados*, 24 (68): 173-207.
- Siqueira, T.; Bini, L. M.; Roque, F. O.; Couceiro, S. R. M.; Trivinho-Strixino, S.; Cottenie, K. 2012. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography* 35 (2): 183-192.
- Souza, J. L. P.; Baccaro, F. B.; Landeiro, V. L.; Franklin, E.; Magnusson, W. E. 2012. Trade-offs between complementarity and redundancy in the use of different sampling techniques for ground-dwelling ant assemblages. *Applied Soil Ecology*, 56:63–73.
- Souza, J. L. P.; Baccaro, F. B.; Landeiro, V. L.; Franklin, E.; Magnusson, W. E.; Pequeno, P. A. C. L.; Fernandes, I. O. 2016. Taxonomic sufficiency and indicator taxa reduce sampling costs and increase monitoring effectiveness for ants. *Diversity and Distributions*, 22 (1): 111-122.
- Triplehorn, C. A.; Johnson, N. F. 2005. Borror and DeLong's Introduction to the Study of Insects. (7th ed.). Thomson Brooks/Cole. Belmont, CA. 864 pp.
- Tuomisto, H.; Ruokolainen, K. 1997. The role of ecological knowledge in explaining biogeography and biodiversity in Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, 6:347-357.
- Vasconcelos, H. L.; Macedo, A. C. C.; Vilhena, J. M. S. 2003. Influence of Topography on the Distribution of Ground-Dwelling Ants in an Amazonian Forest. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 38 (2): 115–124.
- Vasconcelos, H. L.; Araujo, B. B.; Mayhe-Nunes, A. J. 2008. Patterns of diversity and abundance of fungus-growing ants (Formicidae:Attini) in areas of the Brazilian Cerrado. *Revista Brasil. Zoologia* .25: 445–450.
- Vasconcelos, H. L.; Vilhena, J. 2006. Species Turnover and Vertical Partitioning of Ant Assemblages in the Brazilian Amazon: A Comparison of Forests and Savannas1. *Biotropica*, 38(1), 100-106.
- Whittaker, R. J.; Araujo, M. B.; Paul, J.; Ladle, R. J.; Watson, J. E. M.; Willis, K. J. 2005. Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11: 3–23.



Wiescher, P. T.; Pearce-Duvet, J. M.; Feener Jr.; D. H. 2011. Environmental context alters ecological trade-offs controlling ant coexistence in a spatially heterogeneous region. *Ecological Entomology*, 36(5): 549-559.

Wilkie, K. T. R.; Mertl, A. L.; Traniello, J. F. 2010. Species diversity and distribution patterns of the ants of Amazonian Ecuador. *PLoS One*, 5 (10): e13146.

Young, B. E.; Lips, K. R.; Reaser, J. K.; Ibáñez, R.; Salas, A. W.; Cedeño, J. R.; Coloma, L. A.; Ron, S.; Marca, E.; Meyer, J. R.; Muñoz, A.; Bolaños, F.; Chaves, G.; Romo, D. 2000. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology*, 15 (5): 1213-1223.

APÊNDICE A. Espécies de formigas capturadas com *pitfall* nas 30 parcelas da Reserva Ducke nos períodos de 2006 e 2012 e as compartilhadas nos dois anos.

Subfamília/Táxon	2006	2012	2006/2012
<b>Amblyoponinae</b>			
<i>Prionopelta punctulata</i> Mayr, 1866	3	3	6
<b>Dorylinae</b>			
<i>Acanthostichus bentoni</i> MacKay, 1996	2	--	--
<b>Dolichoderinae</b>			
<i>Azteca</i> sp. 01	3	5	8
<i>Dolichoderus bispinosus</i> (Olivier, 1792)	1	--	--
<i>Dolichoderus diversus</i> Emery, 1894	1	--	--
<i>Dolichoderus gagates</i> c.f.	1	--	--
<i>Dolichoderus imitator</i> Emery, 1894	1	--	--
<i>Dolichoderus lutosus</i> (Smith, 1858)	2	--	--
<i>Tapinoma</i> sp. 01	1	--	--
<b>Ecitoninae</b>			
<i>Eciton burchellii</i> (Westwood, 1842)	--	1	--
<i>Eciton dulcium</i> Forel, 1912	1	--	--
<i>Eciton rapax</i> Smith, 1855	3	--	--
<i>Labidus coecus</i> (Latreille, 1802)	10	1	11
<i>Labidus mars</i> (Forel, 1912)	1	--	--
<i>Labidus praedator</i> (Smith, 1858)	20	2	22
<i>Labidus spininodis</i> (Emery, 1890)	1	--	--
<i>Neivamyrmex adnepos</i> (Wheeler, 1922)	1	--	--
<i>Neivamyrmex angustinodis</i> (Emery, 1888)	1	1	2
<i>Neivamyrmex gibbatus</i> Borgmeier, 1953	8	1	9
<i>Neivamyrmex iridescens</i> Borgmeier, 1950	2	--	--
<i>Neivamyrmex orthonotus</i> (Borgmeier, 1933)	1	--	--
<i>Neivamyrmex punctaticeps</i> (Emery, 1894)	--	1	--
<i>Nomamyrmex esenbeckii</i> (Westwood, 1842)	4	--	--
<i>Nomamyrmex hartigi</i> (Westwood, 1842)	1	--	--
<b>Ectatomminae</b>			
<i>Ectatomma edentatum</i> Roger, 1863	32	49	81
<i>Ectatomma lugens</i> Emery, 1894	44	55	99
<i>Gnamptogenys acuminata</i> (Emery, 1896)	2	2	4
<i>Gnamptogenys horni</i> (Santschi, 1929)	18	42	60
<i>Gnamptogenys moelleri</i> (Forel, 1912)	2	1	3
<i>Gnamptogenys relictata</i> (Mann, 1916)	--	7	--
<i>Gnamptogenys</i> sp. 01	--	2	--
<i>Gnamptogenys</i> sp. 02	--	1	--
<i>Gnamptogenys</i> sp. 03	--	1	--
<i>Gnamptogenys sulcata</i> (Smith, 1858)	1	--	--
<i>Gnamptogenys tortuolosa</i> (Smith, 1858)	8	19	27
<b>Formicinae</b>			
<i>Acropyga</i> sp. 01	7	--	--

<i>Acropyga</i> sp. 02	1	--	--
<i>Acropyga</i> sp. 03	--	1	--
<i>Brachymyrmex heeri</i> Forel, 1874	2	--	--
<i>Brachymyrmex</i> sp. 01	--	1	--
<i>Camponotus ager</i> c.f.	6	--	--
<i>Camponotus atriceps</i> (Smith, 1858)	5	8	13
<i>Camponotus crassus</i> Mayr, 1862	1	1	2
<i>Camponotus fastigatus</i> c.f.	14	3	17
<i>Camponotus femoratus</i> (Fabricius, 1804)	19	17	36
<i>Camponotus leydigii</i> Forel, 1886	--	3	--
<i>Camponotus novogranadensis</i> Mayr, 1870	2	1	3
<i>Camponotus rapax</i> (Fabricius, 1804)	15	4	19
<i>Gigantiops destructor</i> (Fabricius, 1804)	3	2	5
<i>Nylanderia caeciliae</i> c.f.	5	28	33
<i>Nylanderia guatemalensis</i> c.f.	33	32	65
<i>Nylanderia</i> sp. 01	35	3	38
<i>Nylanderia</i> sp. 04	--	16	--
<b>Myrmicinae</b>			
<i>Acanthognathus teledectus</i> Brown & Kempf, 1969	--	1	--
<i>Acromyrmex</i> sp. 01	2	--	--
<i>Allomerus octoarticulatus</i> Mayr, 1878	2	1	3
<i>Allomerus septemarticulatus</i> Mayr, 1878	--	1	--
<i>Apterostigma</i> sp. 01	1	--	--
<i>Apterostigma</i> sp. 03	1	--	--
<i>Apterostigma</i> sp. 04	1	1	2
<i>Apterostigma</i> sp. 05	--	1	--
<i>Apterostigma urichii</i> Forel, 1893	5	--	--
<i>Atta cephalotes</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	2
<i>Atta sexdens</i> (Linnaeus, 1758)	2	1	3
<i>Blepharidatta brasiliensis</i> Wheeler, 1915	37	64	101
<i>Carebara escherichi</i> gr.	3	4	7
<i>Carebara lignata</i> gr.	--	1	--
<i>Carebara urichi</i> (Wheeler, 1922)	7	5	12
<i>Cephalotes maculatus</i> (Smith, 1876)	1	--	--
<i>Cephalotes pellans</i> De Andrade & Baroni Urbani, 1999	1	--	--
<i>Cephalotes</i> sp. 03	4	--	--
<i>Cephalotes</i> sp. 08	--	1	--
<i>Crematogaster acuta</i> (Fabricius, 1804)	--	1	--
<i>Crematogaster brasiliensis</i> Mayr, 1878	28	71	99
<i>Crematogaster crinosa</i> Mayr, 1862	--	1	--
<i>Crematogaster curvispinosa</i> Mayr, 1862	1	--	--
<i>Crematogaster erecta</i> Mayr, 1866	2	--	--
<i>Crematogaster flavomicrops</i> Longino, 2003	1	--	--
<i>Crematogaster flavosensitiva</i> Longino, 2003	3	5	8
<i>Crematogaster limata</i> Smith, 1858	25	17	42
<i>Crematogaster longispina</i> Emery, 1890	2	--	--

<i>Crematogaster nigropilosa</i> Mayr, 1870	1	2	3
<i>Crematogaster sotobosque</i> Longino, 2003	29	18	47
<i>Crematogaster</i> sp. 02	1	--	--
<i>Crematogaster stollii</i> Forel, 1885	1	--	--
<i>Crematogaster_enuicula</i> Forel, 1904	144	91	235
<i>Cyphomyrmex cf. peltatus</i>	19	--	--
<i>Cyphomyrmex laevigatus</i> Weber, 1938	3	--	--
<i>Cyphomyrmex rimosus</i> (Spinola, 1851)	--	8	--
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 01	1	--	--
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 02	--	1	--
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 03	--	1	--
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 04	--	1	--
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 05	--	6	--
<i>Cyphomyrmex</i> sp 06	--	2	--
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 07	--	1	--
<i>Hylomyrma</i> sp 01	--	1	--
<i>Megalomyrmex balzani</i> Emery, 1894	3	--	--
<i>Megalomyrmex</i> sp. 01	--	6	--
<i>Megalomyrmex</i> sp. 02	4	--	--
<i>Megalomyrmex</i> sp 04	1	--	--
<i>Megalomyrmex</i> sp. 07	--	1	--
<i>Monomorium pharaonis</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	2
<i>Mycocepurus smithii</i> (Forel, 1893)	1	1	2
<i>Mycocepurus</i> sp. 01	1	--	--
<i>Myrmicocrypta</i> sp. 01	5	--	--
<i>Myrmicocrypta</i> sp. 03	--	2	--
<i>Myrmicocrypta</i> sp. 04	--	1	--
<i>Ochetomyrmex neopolitus</i> Fernández, 2003	--	5	--
<i>Ochetomyrmex semipolitus</i> Mayr, 1878	16	17	33
<i>Octostruma balzani</i> (Emery, 1894)	6	9	15
<i>Octostruma</i> sp. 01	1	1	2
<i>Oxyepocus ephippiatus</i> Albuquerque & Brandão, 2004	--	2	--
<i>Pheidole biconstricta</i> Mayr, 1870	35	15	50
<i>Pheidole cataractae</i> Wheeler, 1916	6	10	16
<i>Pheidole flavens</i> Roger, 1863	12	15	27
<i>Pheidole fracticeps</i> Wilson, 2003	35	61	96
<i>Pheidole meinerti</i> Forel, 1905	26	17	43
<i>Pheidole nitella</i> Wilson, 2003	13	25	38
<i>Pheidole nova</i> 1	--	4	--
<i>Pheidole nova</i> 14	--	1	--
<i>Pheidole nova</i> 15	--	4	--
<i>Pheidole nova</i> 16	--	1	--
<i>Pheidole nova</i> 18	--	2	--
<i>Pheidole nova</i> 19	--	1	--
<i>Pheidole nova</i> 22	--	3	--
<i>Pheidole nova</i> 23	--	1	--

<i>Pheidole nova</i> 26	--	2	--
<i>Pheidole nova</i> 27	--	1	--
<i>Pheidole nova</i> 28	--	1	--
<i>Pheidole nova</i> 3	--	15	--
<i>Pheidole nova</i> 8	--	4	--
<i>Pheidole radoszkowskii</i> Mayr, 1884	42	57	99
<i>Pheidole</i> sp 02	37	27	64
<i>Pheidole</i> sp. 04	4	--	--
<i>Pheidole</i> sp. 05	2	--	--
<i>Pheidole</i> sp. 07	1	--	--
<i>Pheidole</i> sp. 09	6	--	--
<i>Pheidole</i> sp. 11	15	9	24
<i>Pheidole</i> sp. 12	5	4	9
<i>Pheidole</i> sp _13	18	12	30
<i>Pheidole</i> sp. 14	5	7	12
<i>Pheidole</i> sp. 15	29	14	43
<i>Pheidole</i> sp. 16	8	3	11
<i>Pheidole</i> sp. 17	5	6	11
<i>Pheidole</i> sp. 19	14	27	41
<i>Pheidole</i> sp. 23	4	9	13
<i>Pheidole</i> sp. 24	19	14	33
<i>Pheidole</i> sp. 25	7	2	9
<i>Pheidole</i> sp. 26	10	2	12
<i>Pheidole</i> sp. 27	3	9	12
<i>Pheidole</i> sp. 28	4	6	10
<i>Pheidole</i> sp. 29	4	1	5
<i>Pheidole</i> sp. 30	2	--	--
<i>Pheidole</i> sp. 31	10	10	20
<i>Pheidole</i> sp. 32	29	21	50
<i>Pheidole</i> sp. 34	1	--	--
<i>Pheidole</i> sp. 36	10	--	--
<i>Pheidole</i> sp. 37	4	--	--
<i>Pheidole</i> sp. 38	9	--	--
<i>Pheidole</i> sp. 41	1	1	2
<i>Pheidole</i> sp. 43	2	1	3
<i>Pheidole</i> sp. 44	6	6	12
<i>Pheidole</i> sp. 45	6	1	7
<i>Pheidole</i> sp. 46	3	--	--
<i>Pheidole</i> sp. 47	3	2	5
<i>Pheidole</i> sp. 48	1	5	6
<i>Pheidole</i> sp. 49	2	9	11
<i>Pheidole</i> sp. 50	7	--	--
<i>Pheidole</i> sp. 51	5	1	6
<i>Pheidole</i> sp. 52	2	3	5
<i>Pheidole</i> sp. 53	1	2	3
<i>Pheidole</i> sp. 54	6	23	29

<i>Pheidole</i> sp. 55	17	20	37
<i>Pheidole</i> sp. 56	--	1	--
<i>Pheidole</i> sp. 62	--	1	--
<i>Pheidole</i> sp. 63	--	3	--
<i>Pheidole vorax</i> (Fabricius, 1804)	33	31	64
<i>Procryptocerus marginatus</i> Borgmeier, 1948	1	--	--
<i>Rogeria alzatei</i> Kugler, 1994	1	7	8
<i>Rogeria</i> sp. 01	--	2	--
<i>Sericomyrmex</i> sp.01	10	--	--
<i>Sericomyrmex</i> sp. 05	--	5	--
<i>Solenopsis brevicornis</i> Emery, 1888	24	32	56
<i>Solenopsis castor</i> c.f.	16	--	--
<i>Solenopsis clytemnestra</i> c.f.	33	54	87
<i>Solenopsis geminata</i> (Fabricius, 1804)	10	7	17
<i>Solenopsis saevissima</i> c.f.	11	43	54
<i>Solenopsis</i> sp. 06	3	--	--
<i>Solenopsis</i> sp. 09	2	13	15
<i>Solenopsis</i> sp. 11	--	28	--
<i>Solenopsis</i> sp. 17	--	12	--
<i>Solenopsis</i> sp. 18	--	1	--
<i>Strumigenys carinithorax</i> Borgmeier, 1934	1	--	--
<i>Strumigenys elongata</i> Roger, 1863	--	4	--
<i>Strumigenys perparva</i> Brown, 1958	2	4	6
<i>Strumigenys precava</i> Brown, 1954	1	--	--
<i>Strumigenys</i> sp. 01	24	67	91
<i>Strumigenys</i> sp. 02	8	--	--
<i>Strumigenys</i> sp. 03	3	1	4
<i>Strumigenys</i> sp. 04	1	10	11
<i>Strumigenys</i> sp. 05	--	2	--
<i>Strumigenys</i> sp. 09	--	1	--
<i>Strumigenys trinidadensis</i> Wheeler, 1922	3	--	--
<i>Trachymyrmex bugnioni</i> (Forel, 1912)	1	--	--
<i>Trachymyrmex cornetzi</i> (Forel, 1912)	7	3	10
<i>Trachymyrmex farinosus</i> (Emery, 1894)	2	5	7
<i>Trachymyrmex opulentus</i> (Mann, 1922)	7	2	9
<i>Trachymyrmex ruthae</i> c.f.	4	1	5
<i>Trachymyrmex</i> sp. 01	8	3	11
<i>Trachymyrmex</i> sp. 04	4	1	5
<i>Trachymyrmex</i> sp. 05	61	39	100
<i>Trachymyrmex</i> sp. 06	1	--	--
<i>Trachymyrmex</i> sp. 07	4	2	6
<i>Trachymyrmex</i> sp. 08	2	4	6
<i>Trachymyrmex</i> sp. 09	2	--	--
<i>Trachymyrmex</i> sp. 11	1	--	--
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)	47	44	91
<i>Wasmannia iheringi</i> Forel, 1908	1	--	--

<i>Wasmannia rochai</i> Forel, 1912	--	1	--
<i>Wasmannia scrobifera</i> Kempf, 1961	2	1	3
<i>Xenomyrmex</i> sp. 01	--	1	--
<i>Xenomyrmex stollii</i> Forel, 1885	--	1	--
<b>Paraponerinae</b>			
<i>Paraponera clavata</i> (Fabricius, 1775)	1	--	--
<b>Ponerinae</b>			
<i>Anochetus diegensis</i> Forel, 1912	5	1	6
<i>Anochetus emarginatus</i> (Fabricius, 1804)	1	--	--
<i>Anochetus horridus</i> Kempf, 1964	3	--	--
<i>Centromyrmex brachycola</i> (Roger, 1861)	1	--	--
<i>Centromyrmex gigas</i> Forel, 1911	--	1	--
<i>Hypoponera</i> sp. 01	2	8	10
<i>Hypoponera</i> sp. 02	2	6	8
<i>Hypoponera</i> sp. 03	1	--	--
<i>Hypoponera</i> sp. 04	7	1	8
<i>Hypoponera</i> sp. 05	2	2	4
<i>Hypoponera</i> sp. 06	1	10	11
<i>Hypoponera</i> sp. 07	1	--	--
<i>Hypoponera</i> sp. 10	--	10	--
<i>Hypoponera</i> sp. 11	--	6	--
<i>Leptogenys famelica</i> Emery, 1896	--	1	--
<i>Leptogenys gaigei</i> Wheeler, 1923	4	4	8
<i>Leptogenys pusilla</i> (Emery, 1890)	1	1	2
<i>Leptogenys wheeleri</i> Forel, 1901	2	1	3
<i>Mayaponera constricta</i> (Mayr, 1884)	23	29	52
<i>Neoponera apicalis</i> (Latreille, 1802)	2	24	26
<i>Neoponera commutata</i> (Roger, 1860)	1	4	5
<i>Odontomachus brunneus</i> (Patton, 1894)	1	--	--
<i>Odontomachus caelatus</i> Brown, 1976	4	4	8
<i>Odontomachus haematodus</i> (Linnaeus, 1758)	2	3	5
<i>Odontomachus laticeps</i> Roger, 1861	2	2	4
<i>Odontomachus meinerti</i> Forel, 1905	1	1	2
<i>Odontomachus opaciventris</i> Forel, 1899	4	1	5
<i>Odontomachus scalptus</i> Brown, 1978	1	7	8
<i>Pachycondyla crassinoda</i> (Latreille, 1802)	34	44	78
<i>Pachycondyla curvinodis</i> Forel, 1899	--	1	--
<i>Pachycondyla ferruginea</i> (Smith, 1858)	--	1	--
<i>Neoponera globularia</i> (MacKay & MacKay, 2010)	--	1	--
<i>Pachycondyla harpax</i> (Fabricius, 1804)	17	--	--
<i>Pachycondyla impressa</i> (Roger, 1861)	--	1	--
<i>Pachycondyla marginata</i> (Roger, 1861)	--	1	--
<i>Pachycondyla obscuricornis</i> (Emery, 1890)	--	5	--
<i>Pachycondyla striata</i> Smith, 1858	--	24	--
<i>Rasopone arhuaca</i> (Forel, 1901)	3	5	8
<b>Proceratiinae</b>		<b>1</b>	

<i>Discothyrea denticulata</i> Weber, 1939	--	1	--
<b>Pseudomyrmicinae</b>			
<i>Pseudomyrmex gracilis</i> (Fabricius, 1804)	1	--	--
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 01	1	-	--
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 03	1	--	--
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 09	--	1	--



APÊNDICE B. Espécies de formigas mais frequentes capturadas com *pitfall* nas 30 parcelas da Reserva Ducke nos períodos de 2006 e 2012 e as compartilhadas nos dois anos.

Espécies mais frequentes 2006	Espécies mais frequentes 2012	Espécies mais frequentes 2006 e 2012
<i>Blepharidatta brasiliensis</i>	<i>Blepharidatta brasiliensis</i>	<i>Blepharidatta brasiliensis</i>
<i>Crematogaster brasiliensis</i>	<i>Crematogaster brasiliensis</i>	<i>Crematogaster brasiliensis</i>
<i>Crematogaster sotobosque</i>	<i>Crematogaster tenuicula</i>	<i>Crematogaster limata</i>
<i>Crematogaster tenuicula</i>	<i>Ectatomma edentatum</i>	<i>Crematogaster sotobosque</i>
<i>Ectatomma edentatum</i>	<i>Ectatomma lugens</i>	<i>Crematogaster tenuicula</i>
<i>Ectatomma lugens</i>	<i>Gnamptogenys horni</i>	<i>Ectatomma edentatum</i>
<i>Nylanderia guatemalensis</i> c.f.	<i>Mayaponera constricta</i>	<i>Ectatomma lugens</i>
<i>Nylanderia</i> sp. 01	<i>Nylanderia caeciliae</i> c.f.	<i>Gnamptogenys horni</i>
<i>Pachycondyla crassinoda</i>	<i>Nylanderia guatemalensis</i> c.f.	<i>Mayaponera constricta</i>
<i>Pheidole biconstricta</i>	<i>Oxyepoecus ephippiatus</i>	<i>Nylanderia guatemalensis</i> c.f.
<i>Pheidole fracticeps</i>	<i>Pheidole fracticeps</i>	<i>Nylanderia</i> sp. 01
<i>Pheidole meinerti</i>	<i>Pheidole radoszkowskii</i>	<i>Pachycondyla crassinoda</i>
<i>Pheidole radoszkowskii</i>	<i>Pheidole</i> sp. 02	<i>Pheidole biconstricta</i>
<i>Pheidole</i> sp. 02	<i>Pheidole</i> sp. 19	<i>Pheidole fracticeps</i>
<i>Pheidole</i> sp. 15	<i>Solenopsis brevicornis</i>	<i>Pheidole meinerti</i>
<i>Pheidole</i> sp. 32	<i>Solenopsis clytemnestra</i> c.f.	<i>Pheidole nitella</i>
<i>Pheidole vorax</i>	<i>Solenopsis saevissima</i> c.f.	<i>Pheidole radoszkowskii</i>
<i>Solenopsis clytemnestra</i> c.f.	<i>Solenopsis</i> sp. 11	<i>Pheidole</i> sp. 02
<i>Trachymyrmex</i> sp. 05	<i>Trachymyrmex</i> sp. 05	<i>Pheidole</i> sp. 15
<i>Wasmannia auropunctata</i>	<i>Wasmannia auropunctata</i>	<i>Pheidole</i> sp. 19
		<i>Pheidole</i> sp.32
		<i>Pheidole vorax</i>
		<i>Solenopsis brevicornis</i>
		<i>Solenopsis clytemnestra</i> c.f.
		<i>Solenopsis saevissima</i> c.f.
		<i>Strumigenys</i> sp. 01
		<i>Trachymyrmex</i> sp. 05
		<i>Wasmannia auropunctata</i>