

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA
Programa de Pós-Graduação em Entomologia - PPGEnt

PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES DE FORMIGAS
(HYMENOPTERA: FORMICIDAE) E O EFEITO DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS
EM UM GRADIENTE LATITUDINAL NA AMAZÔNIA

CLÁUDIO RABELO DOS SANTOS NETO

Manaus, Amazonas

Abril, 2015

CLAUDIO RABELO DOS SANTOS NETO

PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES DE FORMIGAS
(HYMENOPTERA: FORMICIDAE) E O EFEITO DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS
EM UM GRADIENTE LATITUDINAL NA AMAZÔNIA

Orientador: Jorge Luiz Pereira de Souza, Dr.

Co-orientador: Fabricio Beggiato Baccaro, Dr.

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas com ênfase em Entomologia.

Manaus – Amazonas

Abril de 2015

S237 Santos Neto, Cláudio Rabelo dos
Padrão de distribuição de espécies de formigas (Hymenoptera:
Formicidae) e o efeito de variáveis ambientais em um gradiente
latitudinal na Amazônia / Cláudio Rabelo dos Santos Neto. ---
Manaus: [s.n.], 2015.
85 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) --- INPA, Manaus, 2015.
Orientador : Jorge Luiz Pereira de Souza.
Coorientador : Fabricio Beggiato Baccaro.
Área de concentração : Entomologia.

1. Formigas. 2. Fatores edáficos. I. Título.

CDD 595.799

Sinopse:

Foi investigado o papel das variáveis regionais (temperatura, precipitação e tipo vegetacional) e fatores edáficos locais (teor de argila e inclinação) sobre a riqueza de formigas na escala local e regional ao longo de um gradiente latitudinal de aproximadamente 1.350 km na Amazônia.

Palavras – chave: escala geográfica, fatores edáficos, formicidae, pitfall, winkler.

AGRADECIMENTOS

Aos meus familiares por sempre me apoiarem!

A minha esposa Luciana Belmont por me dar apoio e suporte em todas as horas que precisei, durante os momentos difíceis.

A meu orientador Jorge Souza, que foi muito paciente e muito solícito durante todo o meu mestrado.

A meu co-orientador Fabricio Baccaro por me ensinar a usar o winkler, acompanhar nas coletas na BR-319, experiências e conversas construtivas ao longo deste trabalho.

Ao Alexandre Somavila por ajudar na minha coleta na BR-319, além dos momentos descontraídos durante todo o mestrado.

Ao projeto: Integração de inventários para a avaliação da biodiversidade nos estados amazônicos e para a formação de especialistas em taxonomia e utilização de invertebrados no monitoramento ambiental. PNPd 2180/2009.

Ao INPA pela infraestrutura e ao curso de pós graduação em Entomologia.

RESUMO

Compreender como o número de espécies varia ao longo de um ambiente em diferentes escalas é um desafio. Atualmente, temos uma razoável ideia de como as espécies estão distribuídas, especialmente em escalas pequenas, no entanto, informações na mesoescala ainda são escassas. O objetivo deste trabalho foi investigar o papel das variáveis regionais (temperatura, precipitação e tipo vegetacional) e fatores edáficos locais (teor de argila do solo e inclinação do terreno) sobre a riqueza de formigas na escala local e regional ao longo de um gradiente latitudinal de aproximadamente 1.350 km na Amazônia Central. As coletas foram realizadas em parcelas permanentes utilizando cinco amostras de Winkler e/ou 10 pitfalls. No total foram amostrados 139 parcelas e 1.270 amostras. Foram coletadas 510 espécies/morfoespécies, representando 77 gêneros e 13 subfamílias. Na escala regional, o modelo linear usando a média anual de temperatura, média anual de precipitação, teor de argila, inclinação e tipo de vegetação explicou 40% da variação na riqueza de espécies para os dados de pitfall e 70% para os dados de Winkler. Na escala local, o número de espécies coletadas com pitfall e Winkler não foram relacionadas com as variáveis preditoras investigadas. Nossos resultados mostram que diferentes variáveis ambientais, normalmente associadas com processos de assembleias locais, também podem operar em escalas maiores.

Palavras-chave: escala geográfica, fatores edáficos, formicidae, pitfall, winkler.

ABSTRACT

Understanding how the number of species varies along the environment at different scales is a challenge. Nowadays we have a reasonable idea of how the species are distributed specially at small and continental scales, but information at mesoscales are still scarce. Here we investigated the role of regional variables (temperature, precipitation and vegetation type) and local edaphic factors (soil clay content and slope of terrain) on ants species richness at regional and local scale along a latitudinal gradient of approximately 1,350 km in the central Amazon forest. We collected ants in permanent plots using five litter samples and/or ten pitfall samples. In total, we sampled 139 plots and 1,270 samples. We collected 510 species/morphospecies representing 77 genera and 13 subfamilies. At regional scale, the linear model using annual mean temperature, annual mean precipitation, proportion of soil clay content, terrain slope and vegetation type explained 40% of the variation in species richness for pitfall data and 70% to Winkler data. At local scale, the number of ant species sampled with pitfalls and winkler sacks were not related with the predictors variables investigated. Our results, showed that several environmental variables normally associated with local species assembly process, can also operate in larger scales.

Key words: edaphic factors, formicidae, geographic scale, pitfall, winkler.

SUMÁRIO

Introdução	01
Objetivo	04
Capítulo I	05
Resumo	07
Abstract	08
Introdução	09
Métodos	11
Áreas de estudos	11
Delineamento amostral	11
Coleta de formigas.....	11
Variáveis ambientais.....	12
Análise dos dados.....	13
Resultados	14
Discussão	15
Agradecimentos	18
Literatura Citada	18
Tabela 1	25
Tabela 2	26
Tabela 3	27
Tabela 4	28
Legendas	29
Figura 1	30
Figura 2	31
Figura 3	31
Figura 4	32
Figura 5	32
Figura 6	33
Figura 7	33
Referências bibliográficas	34
Anexo A	39

Anexo B..... 53

Lista de Figuras

- Figura 1.** Mapa da área de estudo, indicando a localização das 11 áreas amostradas ao longo dos 13 graus latitudinais na Floresta Amazônica.....30
- Figura 2.** Gráfico do modelo linear usando a média anual de temperatura (A), média anual de precipitação (B) e média de inclinação (C) sobre o número de espécies de formigas amostradas com pitfall na escala regional.....31
- Figura 3.** Gráfico do modelo linear usando o tipo vegetacional sobre o número de espécies de formigas amostradas com *pitfall* na escala regional.....31
- Figura 4.** Gráfico do modelo linear usando a média anual de precipitação (A), média anual de temperatura (B) e teor de argila (C) sobre o número de espécies de formigas amostradas com Winkler na escala regional.....32
- Figura 5.** Gráfico do modelo linear usando o tipo vegetacional sobre o número de espécies de formigas amostradas com Winkler na escala regional.....32
- Figura 6.** Gráfico do modelo linear usando a média anual de temperatura (A), teor de argila (B) e a média anual de precipitação (C) sobre o número de espécies não amostradas (estimada pela diferença entre o número de espécies estimada pelo índice de Chao 1 e o número de espécies observada) com Winkler na escala regional.33
- Figura 7.** Gráfico do modelo linear usando o tipo vegetacional sobre o número de espécies não amostradas (estimada pela diferença entre o número de espécies estimada pelo índice de Chao 1 e o número de espécies observada) com Winkler na escala regional.....33

INTRODUÇÃO

Compreender como as variáveis ambientais afetam a distribuição espacial da riqueza de espécies em diferentes escalas é um desafio para ecólogos e biogeógrafos, que buscam entender os processos que sustentam a diversidade biológica (Blackburn e Gaston, 2003). Muitos estudos têm sido realizados com o objetivo de compreender os fatores que determinam a distribuição espacial das espécies de formigas em ambientes tropicais (Wilson, 1958, 1959; Basset, 1991; Tobin, 1997; Tschinkel e Hess, 1999). Nestes trabalhos, duas hipóteses são constantemente citadas: as interações entre as espécies (dando ênfase principalmente à competição) e respostas individuais das espécies às condições ambientais (Weins, 1984; Ribas e Schoereder, 2002). De modo geral, há um forte gradiente latitudinal de riqueza de espécies de formigas, com latitudes tropicais contendo muito mais espécies do que em zonas temperadas (Ward, 2000).

Nas florestas tropicais, 29% da biomassa animal do dossel e aproximadamente 26% da biomassa animal terrestre são compostas por formigas (Fittkau e Klinge, 1973; Ellwood e Foster, 2004). Dados correntes sobre a descrição de espécies de formigas indicam que as biorregiões tropicais são “*hotspot*” de endemismo e riqueza de formigas (Alonso, 2010). Uma destas regiões, identificada como “*hotspot*” tropical, é a região Neotropical, que possui 15 subfamílias, 122 gêneros e aproximadamente 2.850 espécies descritas até o momento (Agosti e Johnson, 2005).

Nos trópicos, a riqueza de espécies de formigas pode ser influenciada por fatores climáticos, tipo de solo e composição da vegetação (Hölldobler e Wilson, 1990), além da disponibilidade de recursos locais para nidificação e perturbações de diversas origens (Kaspari e Weiser, 1999). Além disso, as formigas possuem sensibilidade a mudanças ambientais, principalmente à temperatura, fazendo com que tenham alto potencial de embasar ou serem empregadas como modelo em estudos de biodiversidade e monitoramento (Brown, 1973; Alonso e Agosti, 2000; Folgarait, 1998; Underwood e Fisher, 2006).

Para as formigas, a variação da temperatura é um desafio ambiental que tem consequências importantes para o número de espécies que coexistem em uma região (Andersen, 1995; Cerdá *et al.* 1998). As respostas das formigas à variação de temperatura é mediada por, pelo menos, dois mecanismos bem documentados: o efeito direto da temperatura sobre a fisiologia da formiga (Heatwole e Muir, 1989; Gehring e Wehner, 1995) e o efeito indireto sobre

a mudança na hierarquia competitiva entre as espécies de formigas (Savolainen e Vepsäläinen, 1988; Cerdá *et al.* 1997). Em ambos os casos, altas temperaturas tendem a restringir a atividade de várias espécies, podendo limitar o número de espécies em uma escala local.

Há muitas maneiras de organizar a escala de um estudo, e em um mundo cheio de interações e processos populacionais, qualquer divisão será um pouco arbitrária. Ainda assim, existem diferenças de escala que podem nos ajudar a ver mais claramente a existência de padrões de riqueza de espécies (Mittelbach *et al.* 2001). As escalas definidas por Mittelbach *et al.* (2001) seguem baseadas na extensão geográfica e associação ecológica em quatro escalas geográficas reconhecidas: “local” (0-20 km), “média” (20-200 km), “regional” (200-4000 km) e “continental” ou “global” (>4000 km).

Em grandes áreas terrestres (escala continental), o clima é o fator que mais influencia a distribuição das espécies de insetos, já que a temperatura e a umidade são essenciais para a reprodução, o desenvolvimento e a sobrevivência da maioria das espécies (Kouki *et al.* 1994; Boyero, 2002; Lindsay e Bayoh, 2004). Em escala global, a riqueza de espécies de formigas está positivamente correlacionada com a temperatura e negativamente correlacionada com a precipitação (Dunn *et al.* 2009). Esses fatores atuam em diversas escalas, e a precipitação em conjunto com a temperatura frequentemente está correlacionada com a riqueza de formigas localmente (Kaspari *et al.* 2000, 2004; Majer *et al.* 2001; Sanders *et al.* 2007; MacKay, 1981; Cerdá, *et al.* 1997).

Na Amazônia, os tipos de solos podem afetar a estrutura da vegetação (Brady, 1989). Castilho *et al.* (2006) verificaram que solo e topografia explicaram quase um terço da variação da vegetação na Reserva Ducke em Manaus, Amazonas. Zarim *et al.* (2001) consideram que a textura do solo restringe o acúmulo de biomassa em uma floresta secundária na Amazônia, pois solos arenosos tem como característica a baixa produtividade. Solos arenosos e argilosos diferem acentuadamente em sua estrutura em relação à retenção e disponibilidade de água e nutrientes. Por isso, é de se esperar que os solos com estrutura e cobertura vegetal distintas irão abrigar diferentes comunidades de invertebrados do solo (Abbott *et al.* 1979; Majer, 1989). De fato, em escalas locais, variações topográficas e de textura do solo interferem na composição e na estrutura da vegetação e, essas variações, ao longo de um gradiente topográfico, produzem uma

variabilidade de microhabitats que podem afetar os padrões demográficos em assembléias de formigas (Chauvel *et al.* 1987; Vasconcelos *et al.* 2003).

Há um interesse no número de espécies que habitam as comunidades locais, porque as espécies são as partículas fundamentais da biodiversidade (Bisby, 1995; Gaston, 1996). A avaliação da riqueza local de espécies de formigas parece ser fortemente dependente da escala (Andersen, 1997). A ecologia de comunidades de formigas tem tradição em estudos detalhados em pequenas áreas (0 – 10 km), e só nas duas últimas décadas a atenção tem sido voltada aos testes de padrões e processos que são operados em grandes escalas espaciais (Andersen, 1997).

Neste estudo, investigamos o papel das variáveis regionais (temperatura, precipitação e tipo vegetacional) e fatores edáficos locais (teor de argila do solo e inclinação do terreno) sobre a riqueza de formigas na escala regional e local ao longo de um gradiente latitudinal de aproximadamente 1.350 km na Amazônia Central.

Objetivo

Avaliar a influência das variáveis ambientais (média anual de temperatura, média anual de precipitação, declividade do terreno, teor de argila do solo e tipo vegetacional) sobre a riqueza de espécies de formigas na escala local e regional ao longo de um gradiente latitudinal de aproximadamente 1.350 km na Amazônia Central.

A formatação do artigo segue as normas da revista *Biotropica* (Qualis A2)

Capítulo 1

Santos-Neto, C.R.; Baccaro, F.B.; Anderson, L.; Souza, J.L.P. Tipos vegetacionais, solo e clima podem predizer a riqueza de formigas na escala regional, mas não em escala local em Florestas Amazônicas. *Biotropica*.

Santos-Neto *et al.*

Riqueza de formigas em escalas local e regional em Florestas Amazônicas

TIPOS VEGETACIONAIS, SOLO E CLIMA PODEM PREDIZER A RIQUEZA DE FORMIGAS NA ESCALA REGIONAL, MAS NÃO EM ESCALA LOCAL EM FLORESTAS AMAZÔNICAS

Claudio Rabelo Santos-Neto^{1*}, Fabricio Beggiato Baccaro^{2,3}, Liana Anderson^{4,5}, Jorge Luiz Pereira Souza^{1,3}

¹Programa de Pós-Graduação em Entomologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, INPA, Caixa Postal 2223, CEP 69080–971, Manaus, AM, Brasil. Phone/Fax number: 55 92 3643-3320;

e-mail: claudiorsn@gmail.com, souza.jorge@gmail.com

²Departamento de Biologia, Instituto de Ciências Biológicas – ICB, Universidade Federal do Amazonas-UFAM, Av. General Rodrigo Octávio, 6200, Coroado I, CEP 69077–000, AM, Brasil; e-mail: fabricera@gmail.com

³ Centro de Estudos Integrados da Biodiversidade Amazônica, CENBAM, Caixa Postal 2223, CEP 69080–971, Manaus, AM, Brasil

⁴National Center for Monitoring and Early Warning of Natural Disasters - CEMADEN Parque Tecnológico de São José dos Campos, Estrada Doutor Altino Bondensan, 500, São José dos Campos - São Paulo, 12247-016; liana.anderson@cemaden.gov.br

⁵Environmental Change Institute, ECI, University of Oxford, South Parks Road, Oxford, OX1 3QY, UK

*Corresponding author

Resumo

Compreender como o número de espécies varia ao longo de um ambiente em diferentes escalas é um desafio. Atualmente, temos uma razoável ideia de como as espécies estão distribuídas, especialmente em escalas pequenas, no entanto, informações na mesoescala ainda são escassas. O objetivo deste trabalho foi investigar o papel das variáveis regionais (temperatura, precipitação e tipo vegetacional) e fatores edáficos locais (teor de argila do solo e inclinação do terreno) sobre a riqueza de formigas na escala local e regional ao longo de um gradiente latitudinal de aproximadamente 1.350 km na Amazônia Central. As coletas foram realizadas em parcelas permanentes utilizando cinco amostras de Winkler e/ou 10 pitfalls. No total foram amostrados 139 parcelas e 1.270 amostras. Foram coletadas 510 espécies/morfoespécies, representando 77 gêneros e 13 subfamílias. Na escala regional, o modelo linear usando a média anual de temperatura, média anual de precipitação, teor de argila, inclinação e tipo de vegetação explicou 40% da variação na riqueza de espécies para os dados de pitfall e 70% para os dados de Winkler. Na escala local, o número de espécies coletadas com pitfall e Winkler não foram relacionadas com as variáveis preditoras investigadas. Nossos resultados mostram que diferentes variáveis ambientais, normalmente associadas com processos de assembleias locais, também podem operar em escalas maiores.

Palavras-chave: escala geográfica; pitfall; winkler; formicidae; fatores edáficos.

Abstract

Understanding how the number of species varies along the environment at different scales is a challenge. Nowadays we have a reasonable idea of how the species are distributed specially at small and continental scales, but information at mesoscales stills scarce. Here we investigated the role of regional variables (temperature, precipitation and vegetation type) and local edaphic factors (clay content and slope of terrain) on ants species richness at regional and local scale along a latitudinal gradient of approximately 1,350 km in the central Amazon forest. We sampling ants in permanent plots using litter samples and/or pitfall samples. In total, we sampled 139 plots and 1,270 samples. We collected 510 species/morphospecies representing 77 genera and 13 subfamilies. At regional scale, the linear model using annual mean temperature, annual mean precipitation, proportion of clay content, slope and vegetation type explained 40% of the variation in species richness for pitfall data and 70% to Winkler data. At local scale, the number of ant species sampled with pitfalls and winkler sacks were not related with the predictors variables investigated. Our results showed that several environmental variables normally associated with local species assembly process, can also operate in larger scales.

Key words: geographic scale; pitfall; winkler; formicidae; edaphic factors.

Compreender como o número de espécies varia ao longo de ambientes em diferentes escalas é um desafio para ecólogos e biogeógrafos. Historicamente, quantificar o número de espécies em assembléias locais tem recebido mais atenção porque as espécies são partículas fundamentais da biodiversidade (Bisby 1995, Gaston 1996), e a coleta destas informações é relativamente fácil quando comparada com a composição de espécies. Contudo, a riqueza de espécies também pode ser usada para compreender os processos que suportam a diversidade biológica e para tomadores de decisão que buscam preservar a biodiversidade de forma eficaz (Blackburn & Gaston, 2003).

Atualmente, temos uma razoável ideia de como as espécies estão distribuídas, especialmente em escalas pequenas (0-100 km) e continentais (>4000 km), no entanto, informações na mesoescala (100-1000 km) ainda são escassas (Harrison & Cornell 2008). Por exemplo, muitos estudos foram realizados para compreender como as espécies de formigas estão distribuídas localmente (ex. Basset 1991, Tobin 1997, Tschinkel & Hess 1999) e em escalas continentais (ex. Dunn *et al.* 2009, Kaspari *et al.* 2003, Ward 2000). Localmente, a riqueza de formigas pode ser influenciada pelas características do solo, disponibilidade de locais para nidificação, além de diferentes tipos de distúrbios (Kaspari & Weiser 1999). Em escala continental, a riqueza de formigas está mais relacionada com os fatores climáticos como temperatura e pluviosidade (Dunn *et al.* 2009), tipo de vegetação (Hölldobler & Wilson, 1990) e distúrbios ambientais (Andersen 1997), atribuindo a estes insetos um alto potencial para serem usados como modelos em estudos de biodiversidade e monitoramento (Brown 1973, Folgarait 1998, Alonso & Agosti 2000, Underwood & Fisher 2006).

A variação de temperatura é um desafio para as formigas, selecionando o número de espécies que coexistem em escala local (Andersen 1995, Cerdá *et al.* 1998). As respostas das formigas à variação de temperatura é mediada por pelo menos dois mecanismos bem documentados: o efeito direto da temperatura sobre a fisiologia das formigas (Heatwole & Muir 1989, Gehring & Wehner 1995) e o efeito indireto da temperatura na hierarquia competitiva entre as espécies de formiga (Cerdá *et al.* 1997, Savolainen & Vepsäläinen 1988). Em ambos os casos, altas temperaturas tendem a restringir a atividade de várias espécies, limitando o número de espécies em escala local. Contudo, em ambientes mais úmidos como as florestas tropicais, a temperatura é menos relevante quando comparada com solo ou umidade do ar, assim a riqueza e

a atividade de formigas tendem a ser elevadas em ambientes mais úmidos (Kaspari & Weiser 2000, Vasconcelos *et al.* 2003).

Temperatura e umidade são essenciais para a reprodução, o desenvolvimento e a sobrevivência da maioria das espécies, e não é surpresa que o clima seja o principal fator à influenciar a distribuição das formigas em escala continental. Em escala continental e regional o gradiente latitudinal de temperatura e precipitação podem prever uma razoável porção da variação da riqueza de formigas (Wiens 1977, FarjiBrener & Ruggiero 1994, Andersen 1995, Dunn *et al.* 2009).

As propriedades do solo podem moldar muitos aspectos da estrutura florestal e alguns fatores abióticos do solo como a disponibilidade e retenção de água, nutrientes e suporte da biomassa vegetal (Zarin *et al.* 2001, Quesada *et al.* 2011). Deste modo, diferentes solos têm diferentes estruturas e tipos vegetacionais, conseqüentemente, diferentes assembleias de invertebrados (Abbott *et al.* 1979, Majer 1989). De fato, em escala local, as variações na topografia e textura do solo influenciam a estrutura da vegetação e composição de plantas (Brady 1989), e estas variações ao longo do gradiente topográfico (Chauvel *et al.* 1987) produzem variações no microhabitat que podem afetar a distribuição das espécies de formigas (Vasconcelos *et al.* 2003, Oliveira *et al.* 2009).

Na floresta Amazônica, estudos de distribuição de formigas em escala local são mais frequentes (Majer & Delabie 1994, Aguiar & Monteza 1996, Oliveira *et al.* 2009, Baccaro *et al.* 2013) comparado com estudos em grandes escalas, ou escalas biogeográficas. Há somente um estudo que investiga a variação da riqueza de formigas na floresta Amazônica na escala biogeográfica. Neste estudo, Vasconcelos *et al.* (2010) investigaram como a diversidade de formigas está distribuída ao longo de ~2000 km de um gradiente longitudinal na várzea Amazônica. Neste trabalho, investigamos o papel das variáveis regionais (temperatura, precipitação e tipo vegetacional) e fatores edáficos locais (teor de argila e inclinação) sobre a riqueza de formigas na escala regional e local ao longo de um gradiente latitudinal de aproximadamente 1.350 km na Amazônia Central.

MÉTODOS

ÁREAS DE ESTUDO – O estudo foi conduzido em onze locais, sete deles associados com o Programa de Pesquisas em Biodiversidade (PPBio), e quatro pertencentes a hidroelétrica de Santo Antônio (HSA). Os sítios do PPBio selecionados foram: A Estação Ecológica de Maracá (Maracá) e o Parque Nacional do Viruá (Viruá) situados no Estado de Roraima (extremo norte do Brasil), a Reserva Ducke (Ducke), e os módulos de coleta: Manaquiri, Orquestra, Campanã e Jari localizados no Estado no Amazonas. Os locais pertencentes a HSA estão sob os cuidados do Programa de Conservação da Vida Silvestre Santo Antônio Energia, concessionária responsável pela construção e operação da Hidroelétrica de Santo Antônio. Os locais selecionados foram os módulos de coleta: Morrinhos, Ilha Búfalos (Búfalo), Ilha Pedras (Pedra) e Jaci-Paraná (Jaci). Estes últimos locais estão próximos à cidade de Porto Velho, no Estado de Rondônia, sudoeste da Amazônia brasileira (Figura 1).

Os locais abrangem um gradiente latitudinal de 1.350 km (13 graus geográficos entre o primeiro e último ponto de coleta) na Bacia Amazônica, abrangendo grande heterogeneidade ambiental, incluindo áreas de savanas abertas e fechadas, florestas abertas e densas, e áreas sujeitas a diferentes graus de inundação sazonal. As coordenadas, tipos vegetacionais, topografia, precipitação e desenho amostral estão sumarizados na Tabela 1.

DELINEAMENTO AMOSTRAL. As formigas foram coletadas em parcelas permanentes usando cinco e/ou dez amostras. No total, foram coletadas 139 parcelas e 1.270 amostras (Tabela 1). Foi utilizado o delineamento RAPELD como desenho amostral, o qual é baseado em um sistema de parcelas e trilhas permanentes, onde uma gama de táxons podem ser amostrados (Costa & Magnusson 2010, Magnusson *et al.* 2005, 2013). As parcelas permanentes estão dispostas ao longo de 250 m, em curva de nível para minimizar os efeitos da variação topográfica na parcela, em cada local as parcelas estão a 1 km de distância um do outro.

COLETA DE FORMIGAS – As formigas foram coletadas usando armadilha tipo pitfall e extrator de Winkler. O número de técnicas de coleta variou entre os locais (Tabela 1). Em cada estação, 1 m² de serrapilheira foi coletada e colocada em uma peneira acoplada a um saco de malha, logo após, a amostra foi peneirada. Em seguida, a amostra foi transferida para uma sacola de algodão (extrator de Winkler) por 48 horas. As armadilhas tipo pitfall foram colocadas no mesmo local em que foi realizada a coleta do Winkler. A armadilha tipo pitfall possuem 8 cm de profundidade e 9,5 de diâmetro e foram instaladas ao nível do solo por um período de 48 horas. Todas as formigas foram coletadas e preservadas em álcool 90% (detalhes em Souza *et al.* 2012).

As coletas em Maracá e Viruá foram realizadas em fevereiro de 2007, Ducke em setembro de 2006, Manaquiri em outubro de 2009, Orquestra em outubro de 2010, Campanã e Jari em novembro e dezembro de 2011, Morrinhos, Búfalo, Pedra e Jaci em setembro de 2011. todas as coletas foram realizadas em suas respectivas épocas de seca. O material coletado foi depositado na coleção de invertebrados do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Os dados brutos utilizados neste trabalho (exceto para HSA) estão disponíveis no website do PPBio (<http://ppbio.inpa.gov.br>). A lista de espécies por local de estudo está disponível na Tabela A.1.

VARIÁVEIS AMBIENTAIS – A média anual de temperatura do ar de cada parcela foi extraída da base de dados do WorldClim (Hijmans *et al.* 2004) usando o programa ArcGIS com a resolução espacial de 1 km. A resolução de 1 km significa que os dados ambientais integram as condições específicas de cada parcela em que as formigas foram amostradas.

As médias anuais de precipitação, foram geradas, baseadas na série histórica da precipitação mensal acumulada de 1998 a 2012, e foram adquiridas a partir de satélite *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM) produto 3B43 v7 e v7Aa (Kummerow *et al.* 1998), com resolução espacial de 0,25 graus ~27 km², as médias anuais de precipitação foram recuperados para cada um dos locais de coleta.

A classificação do tipo vegetacional de Maracá, Viruá e Ducke foi baseada em um conjunto de dados disponíveis no web site do PPBio, onde os protocolos de coleta estão descritos em detalhe. O tipo vegetacional de cada local foi classificado por especialistas usando a classificação proposta por Veloso *et al.* (1991). O tipo vegetacional de Manaquiri, Orquestra,

Campanã e Jari foram baseados na classificação do IBGE, 1997. Os tipos vegetacionais de Morrinhos, Búfalo, Pedra e Jaci foram baseados no projeto básico ambiental da Hidroelétrica de Santo Antônio, seção 26 (Madeira Energia 2008). Utilizou-se a classificação da vegetação com base na observação do terreno, sempre que possível, para incluir uma maior variação na vegetação. Contudo, a classificação usada é correlacionada com a classificação vegetal proposta pelo IBGE (1997), exceto para as savanas do Viruá.

Teor de argila do solo e a média de inclinação do terreno foram usadas como variáveis preditoras nas análises. Os conjuntos de dados estão disponíveis no web site do PPBio (<http://ppbio.inpa.gov.br>), onde cada variável está descrita em detalhes.

ANALISE DE DADOS – Foi utilizada a análise de regressão múltipla (Chambers 1992) individualmente, entre a riqueza de formigas coletadas com pitfalls e Winklers, contra as variáveis locais e regionais que foram selecionadas. Foi usado o número médio de formigas amostradas pelo Winkler como variável dependente para controlar as diferenças de esforço de coleta entre as parcelas (Tabela 1). A variável dependente para o modelo com pitfall foi o número total de espécies coletadas por parcela (dez armadilhas foram usadas em todas as parcelas em que os pitfalls foram instalados). As variáveis preditoras incluídas no modelo foram: tipo vegetacional, teor de argila, declividade do terreno, temperatura e precipitação.

Também foi usado o modelo linear de regressão para investigar como os fatores edáficos e os tipos vegetacionais (variáveis independentes) se correlacionam com a riqueza de formigas amostradas com pitfalls e Winklers na escala local. Como o número de amostras foi constante entre todas as parcelas, foi utilizado o número total de espécies amostradas com Winkler por parcela.

Para obter uma estimativa completa do esforço de amostragem, comparou-se o número de espécies observadas com o número que se espera encontrar em cada local. Em seguida, calculou-se a riqueza de espécies usando o estimador de riqueza de espécies Chao 1 para cada local. Este estimador funciona relativamente bem com assembléias ricas em espécies raras (Chao 1984). Usou-se a diferença entre o número de espécies estimada e observada como uma variável dependente no modelo linear. As variáveis preditoras foram as mesmas descritas anteriormente.

Para todas as análises, as variáveis preditoras foram padronizadas, dividindo cada valor por seus desvios padrões. Este processo dá o mesmo peso para todas as variáveis e permite a interpretação do efeito relativo de cada variável. A correlação de Pearson entre todas as variáveis preditoras selecionadas foram menores que 30%, e, por conseguinte, foram incluídas no modelo. Todas as análises foram realizadas no programa R (R Development Core Team, 2013) usando o pacote Vegan (Oksanen *et al.* 2013).

RESULTADOS

Foram coletados 510 espécies/morfoespécies, representando 77 gêneros e 13 subfamílias. *Pheidole* foi o gênero que obteve a maior riqueza de espécies entre os gêneros amostrados com o pitfall apresentando 101 espécies/morfoespécies, seguida por *Camponotus* e *Crematogaster* com 19 espécies cada. Nas amostras de Winkler, *Pheidole* também alcançou a maior riqueza de espécies com 64 espécies/morfoespécies, seguida pelo gênero *Solenopsis* e *Strumigenys* com 17 espécies (Tabela A.1). O número de espécies por parcela variou entre quatro e 63 para pitfall e entre um e 57 no Winkler. O número de ocorrência (*i.e.* o número de vezes que as espécies foram coletadas) por parcela foi relativamente alto, variando entre um e 182 para pitfall e entre um e 84 para Winkler.

Na escala regional, o modelo linear, usando a média anual de temperatura, média anual de precipitação, teor de argila do solo, inclinação média do terreno e tipo vegetacional explicou 40% ($R^2 = 0,4072$; $p < 0,001$) da variação na riqueza de espécies para os dados de pitfall. A temperatura, precipitação, tipo vegetacional e inclinação foram correlacionados com a riqueza de formigas (Tabela 2). O número de espécies de formigas coletadas com pitfall foi negativamente relacionado com a temperatura, precipitação e inclinação (Fig. 2A, 2B e 2C), mas aumentou ao longo do gradiente de complexidade vegetal (Fig. 3).

O modelo linear, para os dados de Winkler, explicou 70% ($R^2 = 0,7048$; $p < 0,001$) da variação na riqueza de formigas na escala regional. Temperatura, precipitação, teor de argila e tipo vegetacional foram correlacionados com a riqueza de formigas extraídas com o Winkler (Tabela 2). Precipitação foi positivamente correlacionada (Fig. 4A), enquanto a temperatura e teor de argila foram negativamente correlacionadas com o número de espécies amostradas com o

Winkler (Fig. 4B e 4C). O tipo de vegetação influenciou os dados de pitfall de forma similar ao ocorrido com os dados de Winkler, onde a riqueza de formigas aumenta com a complexidade da vegetação (Fig. 5). Ambos modelos residuais mostraram uma distribuição normal e homogênea.

Na escala local, o número de espécies coletadas com pitfall e Winkler não foram relacionadas com as variáveis preditoras investigadas (teor de argila, inclinação e tipo vegetacional). A única exceção foi para as formigas amostradas com Winkler na Ducke. Neste local, o número de espécies de formigas diminuiu na proporção em que aumentava o teor de argila ($R^2 = \sim 0.20$; $p < 0,05$; Tabela 3).

O número de espécies não amostradas com a armadilha tipo pitfall (estimadas pela diferença entre o número de espécies estimadas pelo índice de Chao 1 e o número de espécies observadas) não teve relação com as variáveis preditoras estudadas ($R^2 = 0,05$; $p = 0,124$). No entanto, grande parte da variação entre as espécies não amostradas com o Winkler está fortemente relacionada com alguns fatores ambientais investigados ($R^2 = 0,47$; $p < 0,001$). O número de espécies não amostradas na serrapilheira foi negativamente relacionado com a média anual de temperatura e teor de argila (Fig. 6A e 6B) enquanto que a média anual de precipitação obteve correlação positiva (Fig. 6C). Nas vegetações mais complexas, mais espécies deixaram de ser amostradas nas amostras de liteira (Fig.7, Tabela 4).

DISCUSSÃO

No presente estudo, cinco variáveis ambientais foram relacionadas com a riqueza de formigas na escala regional entre diferentes tipos de floresta no Bioma Amazônico. Anteriormente, algumas destas variáveis ambientais já foram associadas à riqueza de formigas em escala regional, como a temperatura e precipitação (Kaspari *et al.* 2000, Dunn *et al.* 2009), enquanto outras são conhecidas por afetarem a riqueza de formigas em escala local, como o teor de argila do solo, inclinação e estrutura da vegetação (Oliveira *et al.* 2009, Souza *et al.* 2012, Pacheco & Vasconcelos 2012). Nossos resultados indicam que as variáveis locais também estão correlacionadas com a riqueza de formigas em escala regional, e a estabilidade destes padrões entre diferentes florestas dentro de um mesmo bioma depende do tipo de técnica de coleta empregada.

Variáveis climáticas regionais, como temperatura e precipitação, foram as melhores preditoras para a riqueza de formigas de solo e liteira nos diferentes tipos de florestas. Temperatura e precipitação são considerados fatores chave em algumas assembléias de formigas na escala regional e global (Sanders *et al.* 2007, Dunn *et al.* 2009). Nos trópicos, a riqueza de espécies de formigas é frequentemente relacionada com a temperatura, mas, localmente, pode variar entre regiões de clima similar nas diferentes histórias evolucionárias, como as Florestas Tropicais Africanas e a Floresta Amazônica Brasileira (Morton & Davidson 1988, Hurlbert 2004, Dunn *et al.* 2009). Isto pode ser explicado, em parte, pelo fato de que as variáveis climáticas geralmente variam entre escalas espaciais relativamente grandes (Siefert *et al.* 2012). Portanto, a escala regional é relevante para investigar a relação entre a riqueza de formigas e as variáveis climáticas.

Nossos resultados estão de acordo com estudos anteriores que demonstram uma importante associação entre a riqueza de espécies e a estrutura da vegetação em várias assembléias de formigas (ex.: Andersen & Sparling 1997, Silva *et al.* 2007). A estrutura da vegetação está relacionada com a variabilidade de microhabitats, que pode afetar a distribuição das espécies de formigas (Oliveira *et al.* 2009, Vasconcelos *et al.* 2003). Por exemplo, solos argilosos com maior disponibilidade de nutrientes estão associados à maior riqueza de formigas e biomassa arbórea na Floresta Amazônica (Laurance *et al.* 1999, Castilho *et al.* 2006). Maior biomassa arbórea é frequentemente relacionada com alta proporção de árvores maiores e mais largas, resultando em dossel mais denso e estratificado, conseqüentemente, em um microambiente mais estável para as formigas que vivem no solo. Esta variação, na estrutura da vegetação, também pode ser relacionada com a produtividade florestal, na qual florestas densas possuem uma maior rede primária de produtividade - NPP (*net primary productivity*) quando comparada com florestas abertas e savannas. Ambas hipóteses apontam a mesma direção: é esperada uma maior co-ocorrência de espécies de formigas em ambientes mais complexos ou produtivos (Kaspari *et al.* 2000, Pacheco & Vasconcelos 2012).

Os fatores edáficos (inclinação e granulometria) foram correlacionados com a riqueza de espécies de formigas, tanto usando pitfall quanto Winkler. As propriedades do solo e a inclinação são frequentemente correlacionadas com a composição e riqueza de espécies de formigas em escala local (Kaspari e Weiser 2000, Vasconcelos *et al.* 2003, Oliveira *et al.* 2009), com menos

espécies de formigas vivendo em solos argilosos, comparando com solos arenosos (Vasconcelos *et al.* 2003, Oliveira *et al.* 2009). Na Amazônia, este padrão pode ser o resultado de níveis mais elevados de distúrbios, causados pela variação do lençol freático raso (Baccaro *et al.* 2013). Nossos resultados sugerem que a granulometria do solo e a inclinação também contribuem para a variação na riqueza de formigas de solo e folhiço em grandes escalas. Resultado semelhante foi anteriormente encontrado no Equador, ligando a riqueza de formigas de folhiço em uma escala de dois quilômetros com o teor de argila do solo (Jacquemin *et al.* 2012). Portanto, a granulometria do solo pode ser um fator chave, ligando os processos de escalas locais e regionais, já que a granulometria do solo é fortemente afetada por fatores topográficos locais e correlacionados com a evolução regional do solo (Sombroek 2000).

O esforço amostral não foi similar entre as técnicas de coletas, e o número de espécies não detectadas com Winkler é fortemente relacionado com diversas variáveis ambientais. As espécies não detectadas nas amostras de Winkler foram positivamente relacionadas com a média anual de precipitação e negativamente relacionadas com a média anual de temperatura e teor de argila. Era esperado encontrar mais espécies não coletadas em florestas com tipos vegetacionais mais complexos. Este resultado sugere que há mais espécies não coletadas em locais com baixa temperaturas e maior precipitação. Temperatura e precipitação estão relacionadas com a produtividade ambiental. Locais com temperaturas mais baixas e maior precipitação são as áreas de florestas de terra firme densas e solos caracterizados pelo elevado teor de argila, frequentemente com valores acima de 80%. Quando comparadas com as savannas fechadas ou com as florestas abertas, as florestas densas são mais produtivas, podendo abrigar mais espécies de formigas. Outra possibilidade plausível é que as florestas densas oferecem mais microhabitats, aumentando o número de espécies localmente. Em ambos cenários, mais espécies implicam em um maior esforço amostral para revelar o número total de espécies de formigas de liteira nestas áreas.

Neste trabalho, foi observado que as relações ecológicas mudam à medida que há alteração na escala. Diferentes mecanismos interagem nas assembleias e não operam necessariamente na mesma escala espacial (Weiher & Keddy 1999, Lessard *et al.* 2012). Utilizamos a riqueza de espécies que, provavelmente, é a métrica mais simples para mensurar a diversidade (Oliveira *et al.* 2009) e, mesmo utilizando esta métrica, podemos mostrar que

ocorrem mudanças nas interações ecológicas. Pois, as assembléias de formigas quando confrontadas com os fatores edáficos, as variáveis climáticas e os tipos vegetacionais, responderam de maneiras distintas nas escalas local e regional às quais foram submetidas.

Nossos resultados destacam a correlação entre as variáveis climáticas e o número de espécies em uma escala regional. Variáveis locais, como inclinação e teor de argila, respondem de maneira similar quando observadas em escala regional. Até o presente estudo, observações realizadas entre a riqueza de formigas confrontada com as variáveis ambientais de âmbito local, não haviam mostrado relações significativas na escala regional, esta é a primeira vez que estas variáveis respondem quando utilizadas para maiores extensões na Amazônia, sugerindo que variáveis de âmbito local influenciam a riqueza de formigas em escalas mais amplas.

AGRADECIMENTOS

Nós agradecemos à concessionária responsável pela construção e operação da Hidroelétrica de Santo Antonio, no âmbito do Programa de Conservação da Vida Silvestre da Santo Antônio Energia – SAE que forneceu suporte financeiro e logístico. Também, ao suporte financeiro realizado pelos seguintes projetos: PNPd/CAPES 03017/19-05; FAPEAM 062.01325/2014 e CNPq via PRONEX 16/2006, Programa de Pesquisa de Biodiversidade (PPBio) e Centro de Estudos Integrados da Biodiversidade Amazônica (CENBAM). J.L.P.S. foi apoiado por bolsa de pós-doutorado do CNPq e FAPEAM. Os dados brutos utilizados neste trabalho são mantidos pelo PPBio e CENBAM.

LITERATURA CITADA

Abbott, I.; Parker, C.A.; Sills, I.D. 1979. Changes in abundance of large soil animals and physical properties of soils following cultivation. *Australian Journal of Soil Research*, 17:343-355.

Aguiar, C. M. L.; Monteza, J.I. 1996. Comparação da fauna de formigas (Hymenoptera, Formicidae) associada a árvores em áreas de clareira e floresta intacta na Amazônia central. *Sitientibus*, 15:167-174.

Alonso, L.E.; Agosti, D. 2000. Biodiversity Studies, Monitoring, and Ants: An Overview, p. 1-8. *In*: Agosti, D.; Majer, J.D.; Alonso, L.E.; Schultz, T.R. (Eds.). *Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C., USA. 280pp.

Andersen, A.N. 1995. A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. *Journal of Biogeography*, 22: 15-29.

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., and G. P. Sparling. 1997. Ants as indicators of restoration success: relationship with soil microbial biomass in the Australian seasonal tropics. *Restoration Ecology* 5:109–114.

Baccaro, F.B., Souza, J.L.P., Franklin, E., Landeiro, V.L., Magnusson, W.E., 2012. Limited effects of dominant ants on assemblage species richness in three Amazon forests. *Ecological Entomology*. 37, 1–12.

Baccaro, Fabricio Beggiato ; Rocha, Ivaneide Ferreira ; Aguila, B. E. G. ; Schietti, J. ; Sousa, T. E. L. ; Pinto, José L. Purri Da Veiga ; Lima, Albertina ; Magnusson, William E. 2013. Changes in Ground-dwelling Ant Functional Diversity are Correlated with Water-Table Level in an Amazonian Forest. *Biotropica*. 45: 755-763.

Basset, Y. 1991. The taxonomic composition of the arthropod fauna associated with an Australian rain-forest tree. *Australian Journal of Zoology*, 39:171-190.

Blackburn, T.M.; Gaston, K.J. 2003. Introduction: why macroecology? *In*: Blackburn,T.M., Gaston, K.J. (Eds). *Macroecology: concepts and consequences*. Blackwell Science Ltd, Oxford, p. 1-14.

Bisby, F.A. 1995: Characterization of biodiversity. *In*: Heywood, V.H., editor, *Global biodiversity assessment*, Cambridge: Cambridge University Press, 21–106.

- Brady, N.C. 1989. *Natureza e propriedades dos solos*. 7.ed. São Paulo: Freitas Bastos, 878p.
- Brown, W.L. 1973 A comparison of the Hylean and Congo-West African rain Forest ant faunas, p. 161-185. *In*: Meggers, B.J.; Ayensu, E.S.; Duckworth, W.D. (Eds.). *Tropical Forest Ecosystems in Africa and South America: A comparative Review*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Castilho, C.V.; Magnusson, W.E.; Araújo, R.N.O.; Luizão, R.C.C.; Lima, A.P.; Higuchi, N. 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography. *Forest Ecology and Management*, 234: 85–96.
- Chambers, J.M., 1992. Linear Models, *in*: Chambers, J.M. and Hastie, T.J. (eds), *Statistical Models*, Wadsworth & Brooks/Cole, Pacific Grove, California.
- Chao, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*. 11: 265-270.
- Chauvel, A.; Lucas, Y.; Boulet, R. 1987. On the genesis of soil mantle of the region of Manaus, Central Amazonia, Brazil. *Experientia*, 43:234-241.
- Cerdá, X.; Retana, J.; Cros, S. 1997. Thermal disruption of transitive hierarchies in Mediterranean ant communities. *Journal of Animal Ecology*, 66: 363-374.
- Cerdá, X.; Retana, J.; Manzaneda, A. 1998. The role of competition by dominants and temperature in the foraging of subordinate species in Mediterranean ant communities. *Oecologia*, 117: 404-412.
- 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. *Natureza & Conservação* 8(1): 3-12.
- Dunn, R.R.; Agosti, D.; Andersen, A.N.; Arnan, X.; Bruhl, C.A.; Cerda, X.; Ellison, A.M.; Fisher, B.L.; Fitzpatrick, M.C.; Gibb, H.; Gotelli, N.J.; Gove, A.D.; Guenard, B.; Janda, M.; Kaspari, M.; Laurent, E.J.; Lessard, J.P.; Longino, J.T.; Majer, J.D.; Menke, S.B.; McGlynn, T.P.; Parr, C.L.; Philpott, S.M.; Pfeiffer, M.; Retana, J.; Suarez, A.V.; Vasconcelos, H.L.; Weiser, M.D.; Sanders, N.J. 2009. Climatic drivers of hemispheric asymmetry in global patterns of ant species richness. *Ecology Letters*, 12:324–333.

Farji-Brener, A.G.; Ruggiero, A. 1994. Leaf-cutting ants (*Atta* and *Acromyrmex*) inhabiting Argentina: patterns in species richness and geographical range sizes. *Journal of Biogeography*, 21: 391-399.

Folgarait, P.J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: A review. *Biodiversity conservation*, 7:1221–1244.

Gaston, K.J. 1996. Biodiversity – latitudinal gradients. *Prog. Phys. Geogr.*, 20: 466–476.

Gehring, W.J.; Wehner, R. 1995. Heat shock protein synthesis and thermotolerance in *Cataglyphis*, an ant from the Sahara desert. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 92: 2994-2998.

Harrison, S.; Cornell, H. 2008. Toward a better understanding of the regional causes of local community richness. *Ecology Letters* 11:969–979.

Heatwole, H.; Muir, R. 1989. Seasonal and daily activity of ants in the pre-Saharan steppe of Tunisia. *Journal of Arid Environments*, 16: 49-67.

Hijmans, R.J.; Cameron, S.; Parra, J. 2004. WorldClim, Version 1.2. A Square Kilometer Resolution Database of Global Terrestrial Surface Climate. Available at: <http://biogeo.berkeley.edu/>

Hölldobler, B.; Wilson, E.O. 1990. *The Ants*. Belknap Press of Harvard University, Cambridge, MA. 733pp.

Hurlbert, A.H. (2004). Species-energy relationships and habitat complexity in bird communities. *Ecol. Lett.*, 7, 714–720.

IBGE, 1997. Recursos naturais e meio ambiente: uma visão do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2. 208pp.

Jacquemin, J.; Drouet, T.; Delsinnea, T.; Roisinb, Y.; Leponcea, M. 2012. Soil properties only weakly affect subterranean ant distribution at small spatial scales. *Applied Soil Ecology*. 62: 163–169.

Kaspari, M.; Weiser, M.D. 1999. The size-grain hypothesis and interspecific scaling in ants. *Functional Ecology*, 13:530-538.

Kaspari, M., O. Donnell, S. & Kercher, J.R. (2000). Energy, density, and constraints to species richness: ant assemblages along a productivity gradient. *Am. Nat.*, 155, 280–293.

Kaspari, M., Yuan, M. & Alonso, L. (2003). Spatial grain and the causes of regional diversity gradients in ants. *Am. Nat.*, 161, 459–477.

Kummerow, C.; Barnes, w.; Kozu, T.; Shiue, J.; Simpson, J. 1998. The Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) sensor package. *Journal of Atmospheric and Ocean Technology*, 15: 809-817

Laurance, W. et al. 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: A landscape-scale study. *Forest Ecology and Management*, 118: 127-138.

Lessard, J. P. et al. 2012. Strong influence of regional species pools on continent-wide structuring of local communities. – *Proc. R. Soc. B* 279: 266–274.

Madeira Energia S.A. 2008. Projeto básico ambiental: Aproveitamento Hidrelétrico Santo Antônio – AHE Santo Antônio, seção 26 Plano ambiental de conservação e uso do entorno do reservatório.

Magnusson, W.E.; Lima, A.P.; Luizão, F.; Costa, F.R.C.; Castilho, C.V; Kinupp, V.F. 2005. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotropical*. 5(2): 1-6.

Magnusson, W., Braga-Neto, R., Pezzini, F., Baccaro, F.B., Bergallo, H., Penha, J., Rodrigues, D.; Verdade, L.M.; Lima, A.; Albernaz, A.L.; Hero, J.M.; Lawson, B.; Castilho, C.; Drucker, D.; Franklin, E.; Mendonça, F.; Costa, F.; Galdino, G.; Castley, G.; Zuanon, J.; Vale, J.; Santos, J.L.C.; Luizão, R.; Cintra, R.; Barbosa, R.I.; Lisboa, A.; Koblitz, R.V.; Cunha, C.N.; Pontes, A.R.M. 2013. Biodiversidade e Monitoramento Ambiental Integrado / Biodiversity and Integrated environmental Monitoring. Áttema, São Paulo.

Majer, J.D. 1989. *Animals in primary succession: the role of fauna in reclaimed lands*. Cambridge University Press, Cambridge, England.

Majer, J.D.; Delabie, J.H.C. 1994. Comparison of the ant communities of annually inundated and terra firme forests at Trombetas in the Brazilian Amazonia. *Insectes Sociaux*, 41:343-359.

Morton, S.R.; Davidson, D.W. (1988). Comparative structure of harvester ant communities in arid Australia and North America. *Ecol. Monogr.*, 58, 19–38.

Oksanen, J.; F. Guillaume Blanchet, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens and Helene Wagner

(2013). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10. <http://CRAN.Rproject.org/package=vegan>

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

Pacheco, R.; Vasconcelos, H.L. 2012. Habitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape. *Biodiversity and Conservation*. 21: 797-809.

Quesada, C.A.; Lloyd, J.; Anderson, L.O.; Fyllas, N.M.; Schwarz, M.; Czimezik, C.I. 2011. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeoscience*. 8: 1415-1440.

R Development Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, Disponível em: <http://www.R-project.org>. Acessado dia: 12.XI. 2013.

Sanders, N.J., Lessard, J.P., Fitzpatrick, M.C. & Dunn, R.R. (2007). Temperature, but not productivity or geometry, predicts elevational diversity gradients in ants across spatial grains. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 16, 640–649.

Savolainen, R.; Vepsäläinen, K. 1988. A competition hierarchy among boreal ants, impact on resource partitioning and community structure. *Oikos*, 51: 135-155.

Silva, R., R. S. Machado-Feitosa, and F. Eberhardt. 2007. Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 240:61–69.

Sombroek, W. 2000. Amazon landforms and soils in relation to biological diversity. *Acta Amazonica*, 30:81-100.

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.

- Tobin, J.E. 1997. Competition and coexistence of ants in a small patch of rainforest canopy in Peruvian Amazonia. *Journal of the New York Entomological Society*, 105:105-112.
- Tschinkel, W.R.; Hess, C.A. 1999. Arboreal ant community of a pine forest in northern Florida. *Annals of the Entomological Society of America*, 92:63-70.
- Underwood, E.C.; Fisher, B.L. 2006. *The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how*. *Biological Conservation*, 132:166–182.
- 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*, 38:115-124.
- Vasconcelos, H.L.; Vilhena, J.M.S.; Facure, K.G.; Albernaz, A.L.K.M. 2010. Patterns of ant species diversity and turnover across 2000 km of Amazonian floodplain forest. *Journal of Biogeography*, 37:432–440.
- Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R.; Alves, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal: IBGE, Rio de Janeiro. 1-123.
- Zarin, D.J.; Ducey, M.J.; Tucker, J.M.; Salas, W.A. 2001. Potential Biomass Accumulation in Amazonian Regrowth Forests. *Ecosystems*. 4: 658–668.
- Ward, P.S. 2000. Broad-scale patterns of diversity in leaf litter ant communities, p. 99-121. In: Agosti, D; Majer, J.D.; Alonso, L.E.; Schultz, T.R. (Eds.). *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Washington, Smithsonian Institution Press, 280pp.
- Weiher, E.; Keddy, P. 1999. *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats*. – Cambridge Univ. Press.
- Weins, J.A. 1977. On Competition and variable environments. *American Scientist*, 65: 590-597.

TABELA 1. Locais de coleta, coordenadas, area total amostrada, número de parcelas por todas as técnicas, número de amostras por linha e técnica usada.

Locais	Coordenadas	Área total (km ²)	Parcelas por técnica	Nú	Técnica usada	
				mero de amostras por linha		
Maracá	3°22'56.73"N	61°27'52.31"W	25	30	10	Pitfall e Winkler
Viruá	1°27'49.28"N	61°1'30.59"W	25	30	10	Pitfall e Winkler
Ducke	2°57'51.69"S	59°56'27.26"W	25	30	10	Pitfall e Winkler
Manaquiri	3°41'31.25"S	60°14'51.60"W	5	10	10	Pitfall e Winkler
Orquestra	4°59'2.39"S	61°34'30.00"W	5	5	10	Pitfall
Campanã	5°36'36.00"S	62°12'0.00"W	5	5	10	Pitfall
Jari	5°58'11.99"S	62°29'24.00"W	5	5	10	Pitfall
Morrinhos	8°50'28.50"S	64°3'43.92"W	5	6	5	Winkler
Búfalo	9° 9'6.56"S	64°30'6.97"W	5	6	5	Winkler
Pedra	9°10'36.22"S	64°36'38.83"W	5	6	5	Winkler
Jaci	9°27'44.43"S	64°23'32.97"W	5	6	5	Winkler

TABELA 2. Resultados da Anova para os modelos lineares usando a média anual de temperatura, média anual de precipitação, teor de argila, inclinação e tipo vegetacional como variáveis preditoras do número de espécies de formigas amostradas com pitfall e Winkler, ao longo de um gradient de ~1350 km na Amazônia Central.

Método	Variável	<i>b</i>	Sum Square	F	P-value
	Média anual de temperatura	-0,419	15,736	26,544	< 0,01
	Teor de argila	-0,108	1,096	1,849	0,17
Pitfall	Média anual de precipitação	-0,531	8,702	14,679	< 0,01
	Média de inclinação	-0,019	3,566	6,015	0,01
	Tipo vegetacional	-	22,021	6,190	< 0,01
Winkler	Média anual de temperatura	-1,513	30,660	103,874	< 0,01
	Teor de argila	-0,309	2,232	7,560	0,007
	Média anual de precipitação	1,699	34,291	116,175	< 0,01
	Média de inclinação	-0,133	0,252	0,833	0,35
	Tipo vegetacional	-	16,573	9,357	< 0,01

TABELA 3. Resultados da Anova para os modelos lineares utilizando o teor de argila do solo, inclinação e o tipo vegetacional como variáveis preditoras do número de espécies de formigas amostradas com pitfall e Winkler na escala local (nos sítios de coleta).

Método	Local	R ²	Teor de argila		Inclinação		Tipo vegetacional
			<i>b</i>	<i>F</i>	<i>b</i>	<i>F</i>	<i>F</i>
Pitfall	Maracá	0,212	-0,003	0	0,111	2,107	3,571
	Viruá	0,091	0,387	4,335	-0,274	0,794	0,934
	Ducke	0,072	-1,088	0,909	3,341	3,373	NA
	Manaquiri	0,163	-0,022	0,017	-0,662	3,157	NA
	Orquestra	-0,052*	-0,815	1,258	0,447	0,541	NA
	Campanã	-0,706*	-0,254	0,095	-0,33	0,249	NA
	Jari	0,368	0,553	4,183	0,301	0,149	NA
Winkler	Maracá	-0,153*	-0,044	0,198	-0,040	0,115	0,277
	Viruá	0,091	0,160	0,802	0,085	0,986	2,039
	Ducke	0,192*	-5,13*	6,830	-1,752	0,878	NA
	Manaquiri	-0,013*	0,324	0,663	-0,317	0,517	NA
	Morrinhos	-0,265*	-0,432	0,834	-0,175	0,118	NA
	Búfalo	-0,235*	0,611	0,028	0,728	1,020	NA
	Pedra	-0,029*	0,437	0,378	0,574	1,480	NA
Jaci	0,501	-0,035	0,153	0,832	6,875	NA	

* $p < 0.05$

TABELA 4. Resultados da Anova para os modelos lineares utilizando a média anual de temperatura, teor de argila do solo, média anual de precipitação, inclinação média e tipo vegetacional como variáveis preditoras do número de espécies não coletadas com pitfall e Winkler. O número de espécies não amostradas foi calculado subtraindo o número de espécies estimadas (Chao 1) a partir do número de espécies observadas em cada local.

Método	Variável	<i>b</i>	Sum Square	<i>F</i>	P-value
	Média anual de temperatura	-0,010	1,901	1,999	0,935
	Teor de argila	0,093	4,381	4,609	0,386
Pitfall	Média anual de precipitação	0,094	1,602	1,685	0,541
	Média de inclinação	-0,033	0,902	0,948	0,755
	Tipo vegetacional	-	6,202	1,087	0,375
	Média anual de temperatura	-1,227	17,721	33,907	< 0,01
	Teor de argila	-0,089	7,377	14,114	< 0,01
Winkler	Média anual de precipitação	1,434	19,128	36,598	< 0,01
	Média de inclinação	-0,010	0,021	0,040	0,84
	Tipo vegetacional	-	7,716	2,952	0,01

LEGENDAS

FIGURA 1. Mapa da área de estudo, indicando a localização das 11 áreas amostradas ao longo dos 13 graus latitudinais na Floresta Amazônica.

FIGURA 2. Gráfico do modelo linear usando a média anual de temperatura (A), média anual de precipitação (B) e média de inclinação (C) sobre o número de espécies de formigas amostradas com pitfall na escala regional.

FIGURA 3. Gráfico do modelo linear usando o tipo vegetacional sobre o número de espécies de formigas amostradas com *pitfall* na escala regional.

FIGURA 4. Gráfico do modelo linear usando a média anual de precipitação (A), média anual de temperatura (B) e teor de argila (C) sobre o número de espécies de formigas amostradas com Winkler na escala regional.

FIGURA 5. Gráfico do modelo linear usando o tipo vegetacional sobre o número de espécies de formigas amostradas com Winkler na escala regional.

FIGURA 6. Gráfico do modelo linear usando a média anual de temperatura (A), teor de argila (B) e a média anual de precipitação (C) sobre o número de espécies não amostradas (estimada pela diferença entre o número de espécies estimada pelo índice de Chao 1 e o número de espécies observada) com Winkler na escala regional.

FIGURA 7. Gráfico do modelo linear usando o tipo vegetacional sobre o número de espécies não amostradas (estimada pela diferença entre o número de espécies estimada pelo índice de Chao 1 e o número de espécies observada) com Winkler na escala regional.

FIGURA 1.

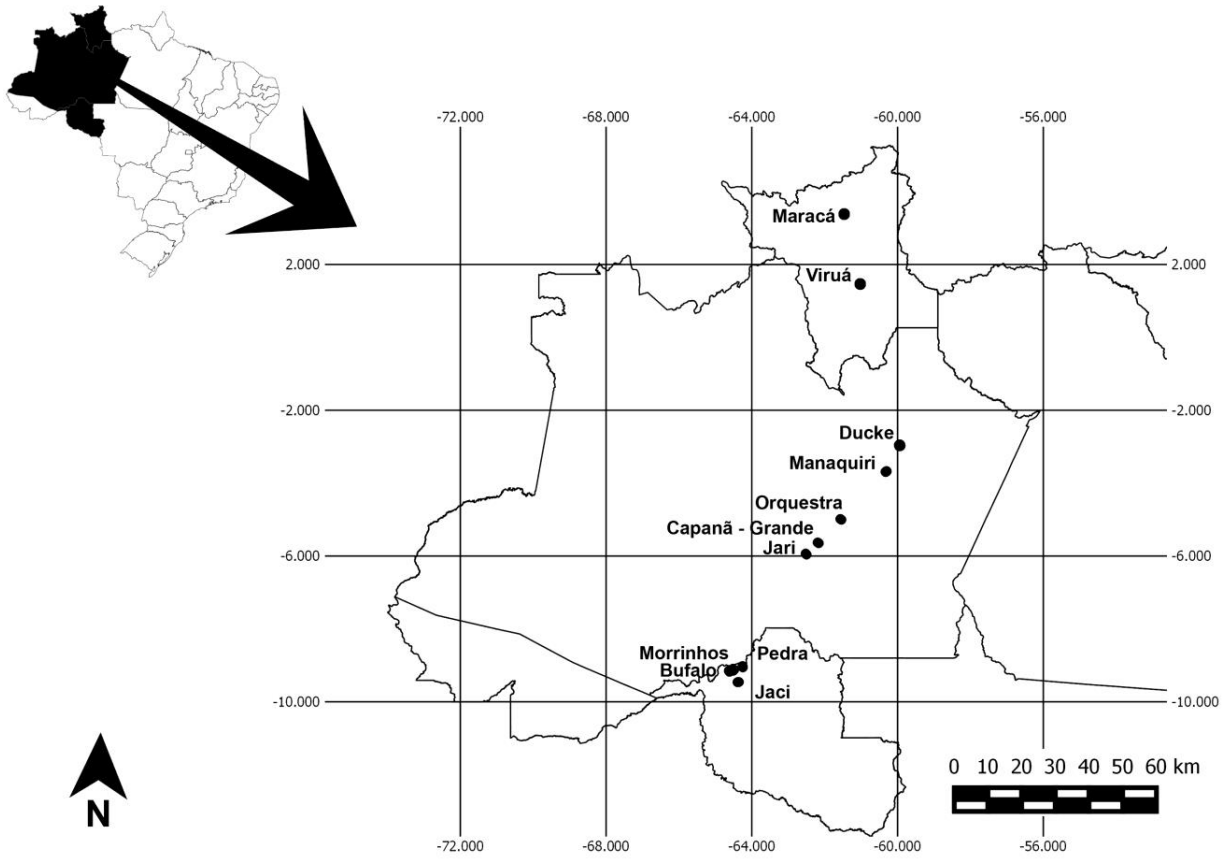


FIGURA 2.

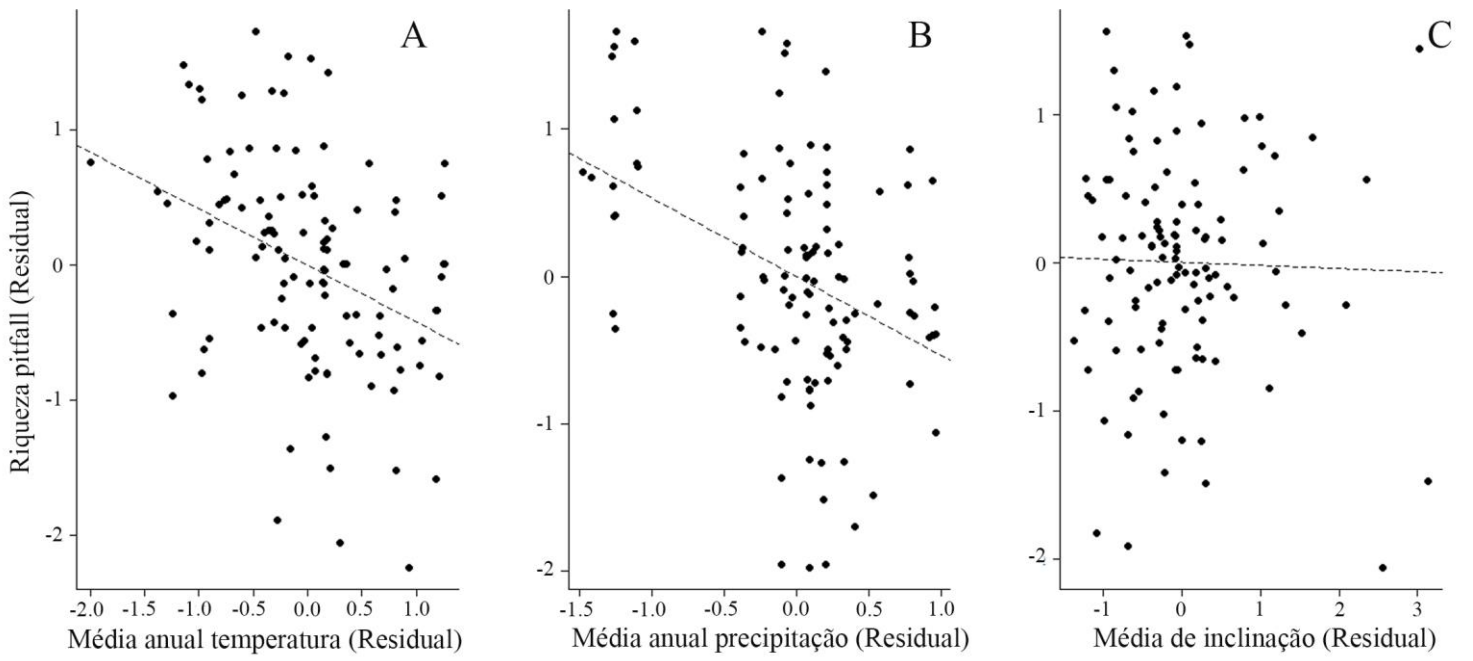


FIGURA 3.

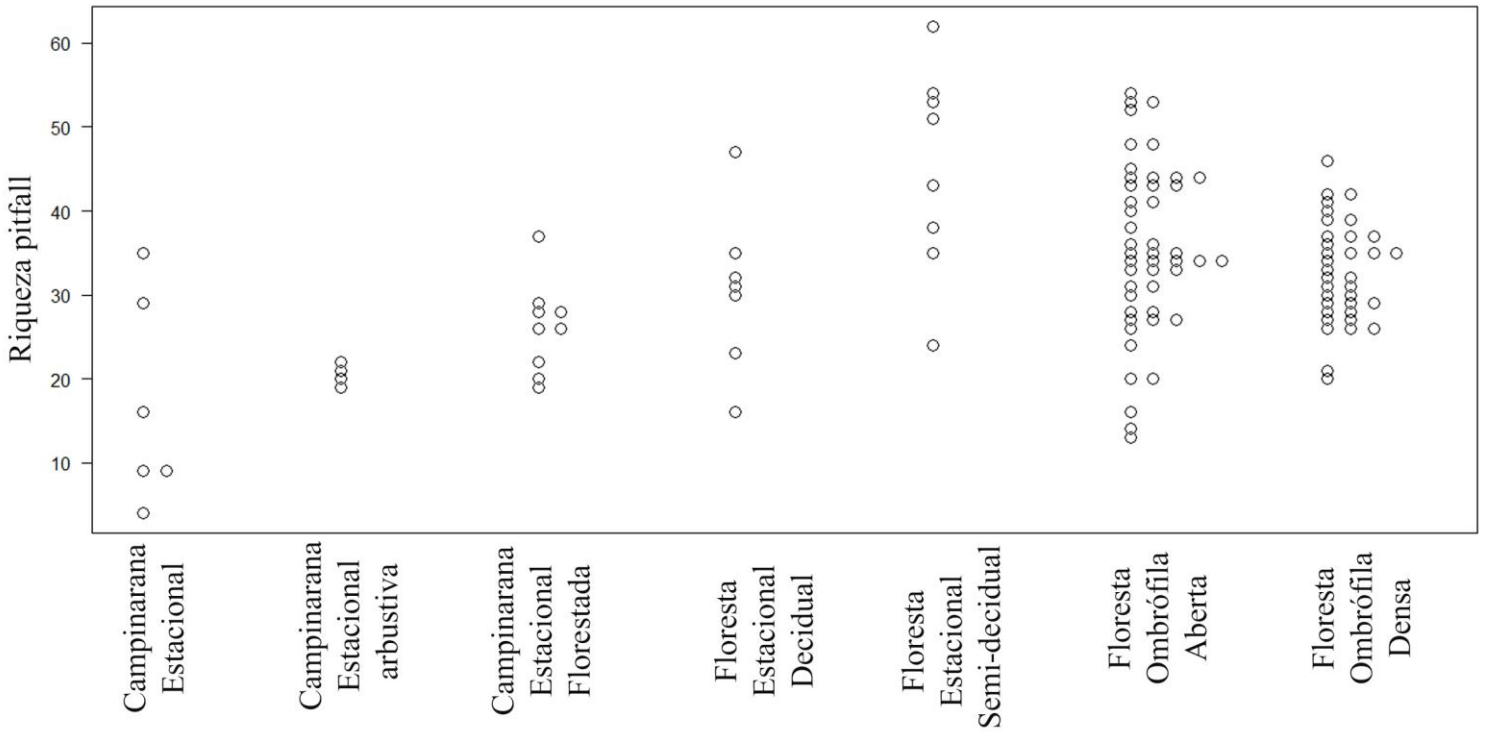


FIGURA 4.

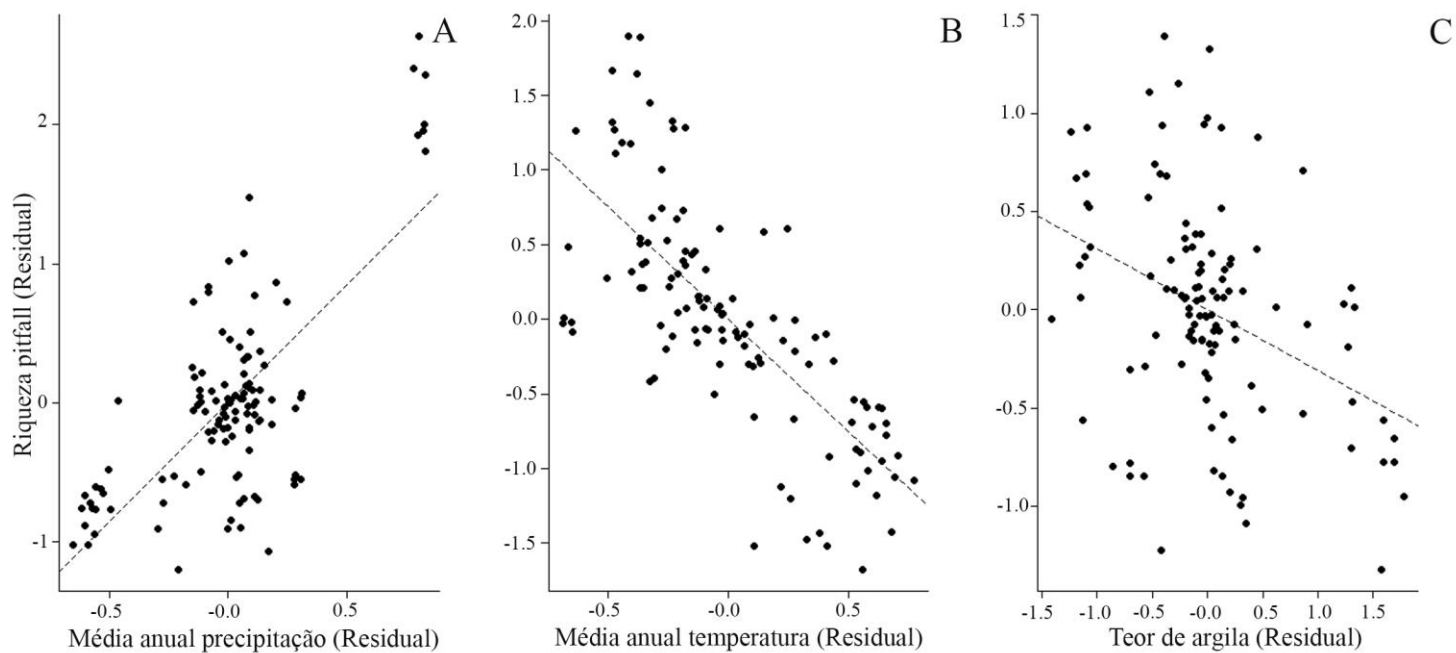


FIGURA 5.

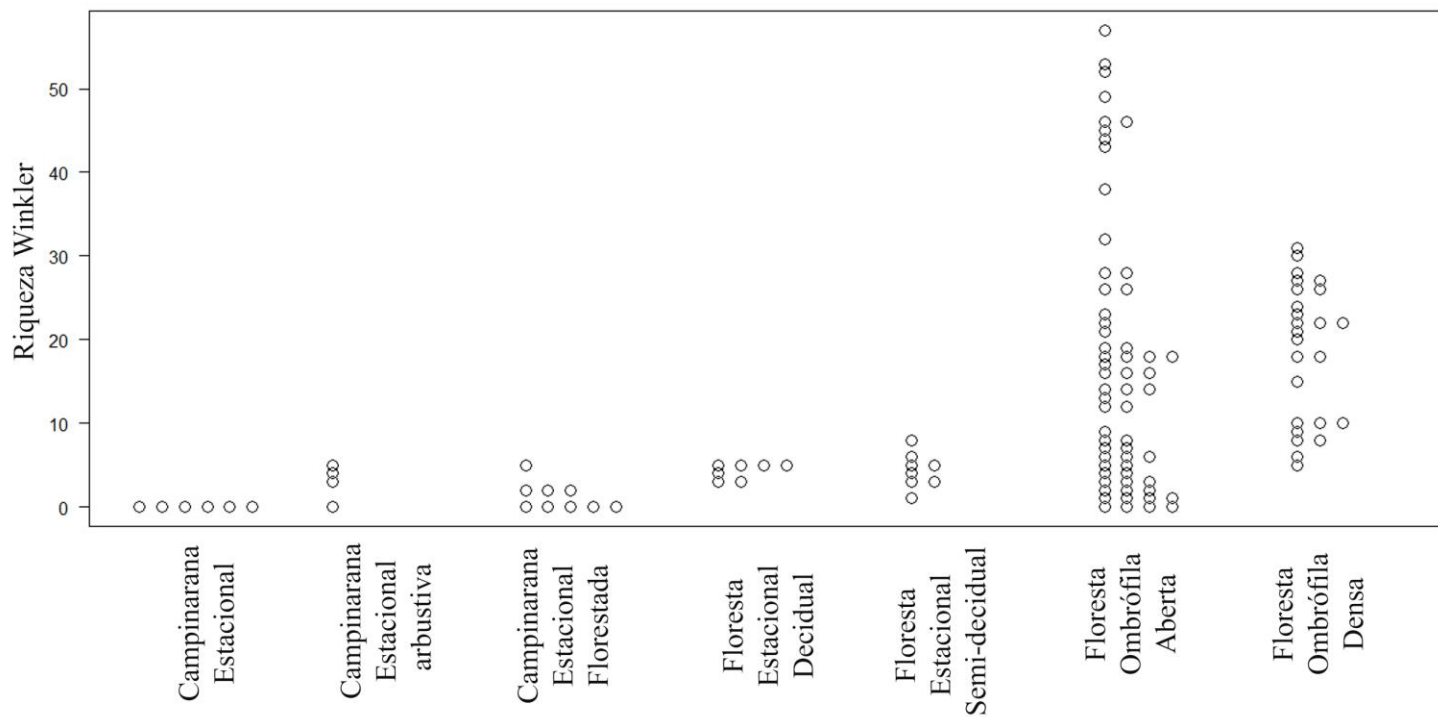


FIGURA 6.

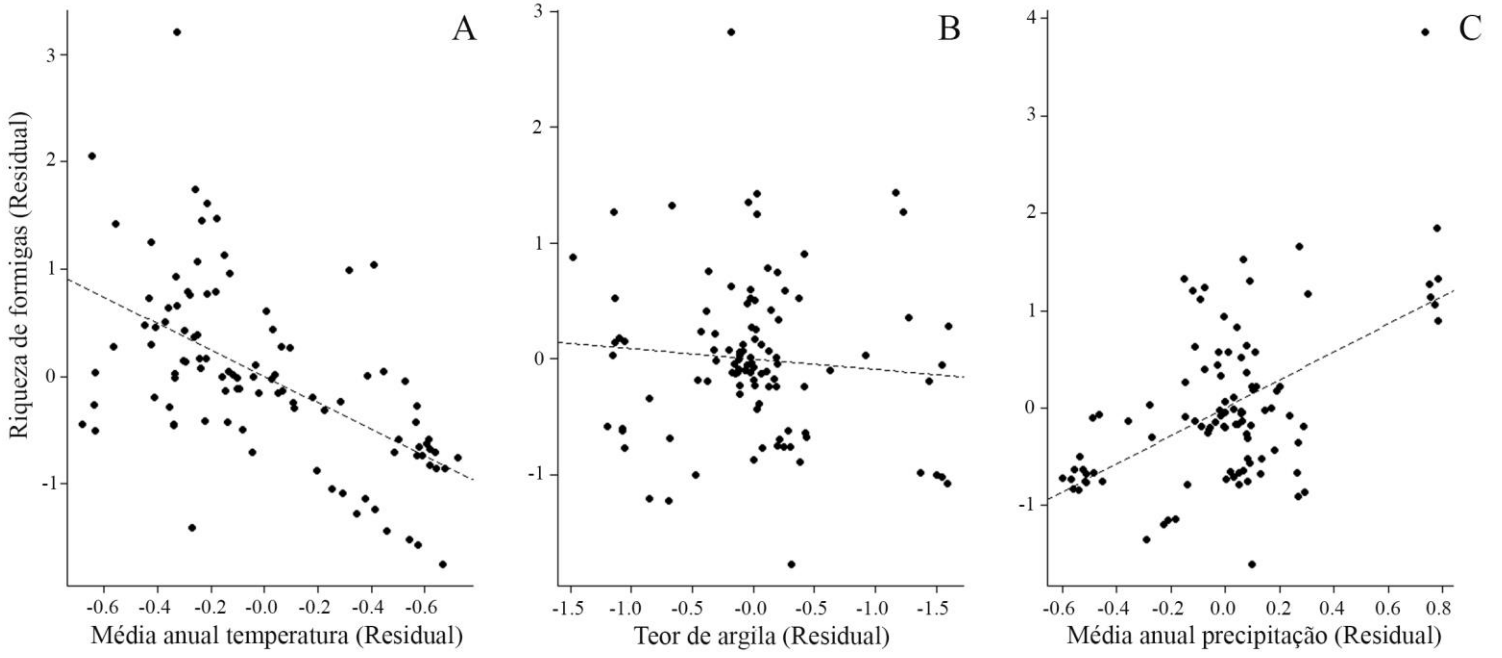
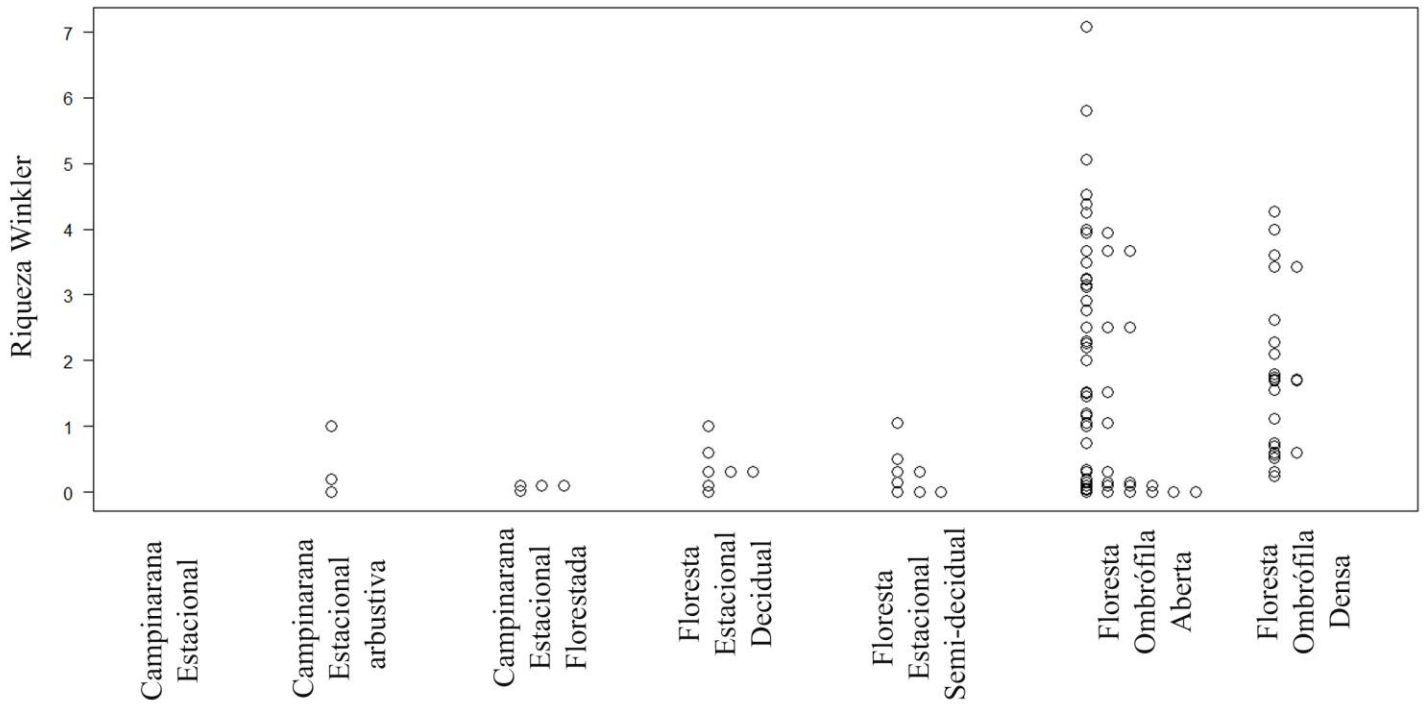


FIGURA 7.



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abbott, I.; Parker, C.A.; Sills, I.D. 1979. Changes in abundance of large soil animals and physical properties of soils following cultivation. *Australian Journal of Soil Research*, 17:343-355.

Agosti, D.; Johnson, N.F. 2005. Antbase. World Wide Web electronic publication. antbase.org, (acessado em 04/2015).

Alonso, L.E.; Agosti, D. 2000. Biodiversity Studies, Monitoring, and Ants: An Overview, p. 1-8. In: Agosti, D.; Majer, J.D.; Alonso, L.E.; Schultz, T.R. (Eds.). *Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C., USA. 280pp.

Alonso, L.E. 2010. Ant Conservation: Current Status and a Call to Action. P. 59-70. In: Lach, L.; Parr, C.L.; Abbott, K.L. (Eds). *Ant Ecology*. Oxford University Press, New York, USA. 429. pp.

Andersen, A.N. 1995. A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. *Journal of Biogeography*, 22: 15-29.

Andersen, A.N. 1997. Using ants as bioindicators: Multiscale issues en ant community ecology. *Conservation Ecology*, 1: 8. In: <http://www.ecologyandsociety.org/vol1/iss1/art8/>, acessado dia 18.VII.2013.

Basset, Y. 1991. The taxonomic composition of the arthropod fauna associated with an Australian rain-forest tree. *Australian Journal of Zoology*, 39:171-190.

Blackburn, T.M.; Gaston, K.J. 2003. Introduction: why macroecology? In: Blackburn, T.M., Gaston, K.J. (Eds). *Macroecology: concepts na consequences*. Blackwell Science Ltd, Oxford, p. 1-14.

- Boyero, L. 2002 Insect biodiversity in freshwater ecosystems: is there any latitudinal gradient? *Marine and Freshwater Research*, 53: 752-755.
- Brady, N.C. 1989. *Natureza e propriedades dos solos*. 7.ed. São Paulo: Freitas Bastos, 878p.
- Brown, W.L. 1973 A comparison of the Hylean and Congo-West African rain Forest ant faunas, p. 161-185. In: Meggers, B.J.; Ayensu, E.S.; Duckworth, W.D. (Eds.). *Tropical Forest Ecosystems in Africa and South America: A comparative Review*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Bisby, F.A. 1995. Characterization of biodiversity. In: Heywood, V.H. (Eds.). *UNEP Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge. p. 21-107.
- Castilho, C.V.; Magnusson, W.E.; Araújo, R.N.O.; Luizão, R.C.C.; Lima, A.P.; Higuchi, N. 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography. *Forest Ecology and Management*, 234: 85–96.
- Cerdá, X.; Retana, J.; Cros, S. 1997. Thermal disruption of transitive hierarchies in Mediterranean ant communities. *Journal of Animal Ecology*, 66: 363-374.
- Cerdá, X.; Retana, J.; Manzaneda, A. 1998. The role of competition by dominants and temperature in the foraging of subordinate species in Mediterranean ant communities. *Oecologia*, 117: 404-412.
- Chauvel, A.; Lucas, Y.; Boulet, R. 1987. On the genesis of soil mantle of the region of Manaus, Central Amazonia, Brazil. *Experientia*, 43:234-241.
- Dunn, R.R.; Agosti, D.; Andersen, A.N.; Arnan, X.; Bruhl, C.A.; Cerda, X.; Ellison, A.M.; Fisher, B.L.; Fitzpatrick, M.C.; Gibb, H.; Gotelli, N.J.; Gove, A.D.; Guenard, B.; Janda, M.; Kaspari, M.; Laurent, E.J.; Lessard, J.P.; Longino, J.T.; Majer, J.D.; Menke, S.B.; McGlynn, T.P.; Parr, C.L.; Philpott, S.M.; Pfeiffer, M.; Retana, J.; Suarez, A.V.; Vasconcelos, H.L.; Weiser, M.D.; Sanders, N.J. 2009. Climatic drivers of hemispheric asymmetry in global patterns of ant species richness. *Ecology Letters*, 12:324–333.

- Ellwood, D.F.; Foster, W.A. 2004. Doubling the estimate of invertebrate biomass in a rainforest canopy. *Nature*, 429:549-551.
- Fittkau, E.J.; Klinge, H. 1973. On biomass and trophic structure of central amazonian rainforest ecosystems. *Biotropica*, 5:2-14.
- Folgarait, P.J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: A review. *Biodiversity conservation*, 7:1221–1244.
- Gaston, K.J. 1996. Biodiversity – latitudinal gradients. *Prog. Phys. Geogr.*, 20: 466–476.
- Gehring, W.J.; Wehner, R. 1995. Heat shock protein synthesis and thermotolerance in *Cataglyphis*, an ant from the Sahara desert. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 92: 2994-2998.
- Heatwole, H.; Muir, R. 1989. Seasonal and daily activity of ants in the pre-Saharan steppe of Tunisia. *Journal of Arid Environments*, 16: 49-67.
- Hölldobler, B.; Wilson, E.O. 1990. *The Ants*. Belknap Press of Harvard University, Cambridge, MA. 733pp.
- Kaspari, M.; Weiser, M.D. 1999. The size-grain hypothesis and interspecific scaling in ants. *Functional Ecology*, 13:530-538.
- Kaspari, M.; Donnell, O.S.; Kercher, J.R. 2000. Energy, density and constraints to species richness: ant assemblages along a productivity gradient. *Am. Nat.*, 155: 280–293.
- Kaspari, M.; Ward, P.S.; Yuan, M. 2004. Energy gradients and the geographic distribution of local ant diversity. *Oecologia*, 140: 407–413.
- Kouki, J.; Niemela, P.; Viitasaari, M. 1994. Reversed latitudinal gradient in species richness of sawflies (Hymenoptera: Symphyta). *Annales Zoologici Fennici*, 31: 83-88.

- Lindsay, S.W.; Bayoh, M.N. 2004. Mapping members of the *Anopheles gambiae* complex using climate data. *Physiological Entomology*, 29: 204–209.
- MacKay, W.P. 1981. A comparison of the nest phenologies of three species of *Pogonomyrmex* harvester ants (Hymenoptera: Formicidae). *Psyche*, 88: 25-74.
- Majer, J.D. 1989. *Animals in primary succession: the role of fauna in reclaimed lands*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Majer, J.D.; Kitching, R.L.; Heterick, B.E.; Hurley, K.; Brennan, K.E.C. 2001. North-South patterns within arboreal ant assemblages from rain forests in Eastern Australia. *Biotropica*, 33: 643–661.
- Mittelbach, G.G.; Steiner, C.F.; Scheiner, S.M.; Gross, K.L.; Reynolds, H.L.; Waide, R.B.; Willig, M.R.; Dodson, S.I.; Gough, L. 2001. What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology*, 82: 2381-2396.
- Ribas, C.R.; Choereder, S.J.H. 2002. Are all ant mosaics caused by competition? *Oecologia*, 131:606-611.
- Sanders, N.J.; Lessard, J.P.; Fitzpatrick, M.C.; Dunn, R.R. 2007. Temperature, but not productivity or geometry, predicts elevational diversity gradients in ants across spatial grains. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 640–649.
- Savolainen, R.; Vepsäläinen, K. 1988. A competition hierarchy among boreal ants, impact on resource partitioning and community structure. *Oikos*, 51: 135-155.

- Tobin, J.E. 1997. Competition and coexistence of ants in a small patch of rainforest canopy in Peruvian Amazonia. *Journal of the New York Entomological Society*, 105:105-112.
- Tschinkel, W.R.; Hess, C.A. 1999. Arboreal ant community of a pine forest in northern Florida. *Annals of the Entomological Society of America*, 92:63-70.
- Underwood, E.C.; Fisher, B.L. 2006. The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how. *Biological Conservation*, 132:166–182.
- 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*, 38:115-124.
- Ward, P.S. 2000. Broad-scale patterns of diversity in leaf litter ant communities, p. 99-121. *In*: Agosti, D; Majer, J.D.; Alonso, L.E.; Schultz, T.R. (Eds.). *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Washington, Smithsonian Institution Press, 280pp.
- Weins, J.A. 1984. Resource systems, populations and communities, p.397-436. *In*: Price, P.W.; Slobodchikoff, C.N.; Gaude, W.N. (Eds.). *A new ecology: novel approaches to interactive systems*. New York: Wiley.
- Wilson, E.O. 1958. Patchy distributions of ant species in New Guinea rain forests. *Psyche*. 65:26-38.
- Wilson, E.O. 1959. Some ecological characteristics of ants in New Guinea rain forests. *Ecology*, 40:437-447.
- Zarim, D.J.; Ducey, M.J.; Tucker, J.M. Salas, W.A. 2001. Potential biomass accumulation in Amazon Regrowth Forests. *Ecosystems*, 4: 658-668.

ANEXOS

ANEXO A - Tabela A1. Lista de espécies coletadas e seus respectivos locais de amostragem.

espécie/morfortipo	Maracá	Viruá	Ducke	Manaquiri	Orquestra	Campanã	Jari	Morrinhos	Búfalo	Pedra	Jaci
<i>Acanthognathus ocellatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acanthostichus</i> sp. 01	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acromyrmex</i> sp. 01	0	0	2	0	0	1	2	0	0	0	0
<i>Acromyrmex</i> sp. 02	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acromyrmex</i> sp. 03	0	0	0	0	16	12	6	0	0	0	0
<i>Acropyga</i> sp. 01	14	1	8	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acropyga</i> sp. 02	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Adelomyrmex</i> sp. 01	0	0	0	4	0	0	1	0	0	0	0
<i>Allomerus octoarticulatus</i>	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Allomerus septemarticulatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Allomerus vogeli</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anochetus diegensis</i>	3	2	8	13	0	0	1	2	2	3	2
<i>Anochetus emarginatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anochetus horridus</i>	0	0	6	11	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anochetus</i> sp. 01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Apterostigma auriculatum</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apterostigma</i> gr. <i>pilosum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apterostigma</i> sp. 01	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Apterostigma</i> sp. 02	3	3	5	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apterostigma</i> sp. 03	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apterostigma</i> sp. 04	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Atta sexdens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Atta</i> sp. 01	4	17	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Atta</i> sp. 02	12	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Azteca</i> sp. 01	55	31	6	3	1	3	1	2	0	0	0
<i>Azteca</i> sp. 02	0	0	0	2	0	2	0	0	5	0	0
<i>Azteca</i> sp. 03	0	0	0	4	0	0	0	0	1	0	0
<i>Azteca</i> sp. 04	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
<i>Basiceros balzani</i>	0	0	26	31	0	0	0	0	0	0	0
<i>Basiceros iheringi</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Basiceros pilulifera</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Basiceros</i> sp. 01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Basiceros</i> sp. 02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Basiceros</i> sp. 03	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Blepharidatta brasiliensis</i>	0	0	74	10	0	0	0	0	1	2	4
<i>Brachymyrmex heeri</i>	52	10	3	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachymyrmex longicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Brachymyrmex</i> sp. 01	0	0	0	19	0	0	0	0	2	5	6
<i>Brachymyrmex</i> sp. 02	0	0	0	1	11	1	0	0	0	0	0
<i>Brachymyrmex</i> sp. 03	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus atriceps</i>	5	56	3	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Camponotus balzani</i>	0	0	0	0	4	4	6	0	0	0	0
<i>Camponotus crassus</i>	6	27	1	0	0	0	0	0	0	1	2
<i>Camponotus femoratus</i>	0	2	0	27	4	2	1	0	0	0	0
<i>Camponotus latangulus</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus leydigi</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus novogranadensis</i>	21	21	4	0	4	1	3	0	0	0	0
<i>Camponotus rapax</i>	0	74	22	3	1	2	0	0	0	0	0
<i>Camponotus rectangularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Camponotus renggeri</i>	0	0	0	0	0	3	4	0	0	0	0
<i>Camponotus retangularis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus sericeiventris</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Camponotus</i> sp. 01	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	2
<i>Camponotus</i> sp. 02	1	5	6	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Camponotus</i> sp. 03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Camponotus</i> sp. 04	0	3	22	2	0	1	0	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> sp. 05	2	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> sp. 06	49	22	2	3	6	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> sp. 07	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> sp. 08	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> sp. 10	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> sp. 11	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> sp. 14	16	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> sp. 16	0	0	0	0	3	8	6	0	0	0	0
<i>Camponotus</i> sp. 20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus balzani</i>	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus femoratus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus novogranadensis</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Camponotus renggeri</i>	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Carebara</i> sp. 01	2	1	4	1	1	1	0	0	1	0	0
<i>Carebara</i> sp. 02	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carebara</i> sp. 03	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carebara</i> sp. 04	3	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carebara</i> sp. 05	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carebara urichi</i>	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centromyrmex alfaroi</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centromyrmex brachycola</i>	9	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centromyrmex gigas</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centromyrmex</i> sp. 01	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

<i>Cephalotes atratus</i>	0	0	0	4	0	1	1	0	0	1	0
<i>Cephalotes clypeatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cephalotes marginatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Cephalotes minutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cephalotes opacus</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cephalotes pellans</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cephalotes pusillus</i>	3	7	0	1	0	1	0	0	0	1	0
<i>Cephalotes</i> sp. 01	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cephalotes</i> sp. 02	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Cephalotes</i> sp. 03	5	1	4	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cephalotes</i> sp. 04	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cephalotes</i> sp. 05	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cephalotes</i> sp. 06	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cephalotes</i> sp. 07	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cephalotes</i> sp. 08	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Cephalotes umbraculatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cerapachys</i> sp. 01	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Crematogaster acuta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster brasiliensis</i>	77	43	92	23	7	1	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster carinata</i>	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster curvispinosa</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster erecta</i>	9	0	5	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster evallans</i>	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster flavomicrops</i>	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Crematogaster flavosensitiva</i>	4	6	9	11	2	4	2	1	2	1	0
<i>Crematogaster jardineiro</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster levior</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster limata</i>	19	23	58	32	7	6	7	1	1	9	4
<i>Crematogaster longispina</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster nigropilosa</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster rochai</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster sotobosque</i>	3	0	63	27	8	9	1	0	0	0	0
<i>Crematogaster</i> sp. 01	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster</i> sp. 02	0	0	1	0	0	0	0	0	5	0	0
<i>Crematogaster</i> sp. 03	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster</i> sp. 04	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster</i> sp. 05	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Crematogaster</i> sp. 06	4	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Crematogaster</i> sp. 100	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Crematogaster stollii</i>	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0
<i>Crematogaster tenuicula</i>	83	59	359	5	0	0	0	9	9	7	7
<i>Crematogaster torosa</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Cryptomyrmex</i> sp. 01	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex</i> cf. <i>lectus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex</i> cf. <i>peltatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex</i> gr. <i>rimosus</i>	15	1	37	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex laevigatus</i>	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex peltatus</i>	2	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex rainha</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex rimosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 01	0	15	0	1	0	0	0	1	1	4	6
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 02	0	0	1	11	1	1	0	0	0	0	0
<i>Daceton armigerum</i>	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dinoponera gigantea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Discothyrea sexarticulata</i>	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Discothyrea</i> sp. 01	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Discothyrea</i> sp. 02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Discothyrea</i> sp. 03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Dolichoderus atelaboides</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichoderus bidens</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Dolichoderus bispinosus</i>	20	3	1	3	18	5	1	0	2	2	2
<i>Dolichoderus</i> cf. <i>atelaboides</i>	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichoderus decollatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Dolichoderus</i> sp. 01	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichoderus</i> sp. 02	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Dolichoderus</i> sp. 03	5	2	1	1	2	2	2	0	0	0	0
<i>Dolichoderus</i> sp. 04	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichoderus</i> sp. 05	1	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichoderus</i> sp. 07	3	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0
<i>Dolichoderus</i> sp. 08	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichoderus</i> sp. 09	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichoderus</i> sp. 10	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichoderus</i> sp. 11	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichoderus</i> sp. 12	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichoderus</i> sp. 13	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dorymyrmex</i> sp. 01	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eciton burchellii</i>	2	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Eciton dulcius</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eciton hamatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eciton rapax</i>	0	0	3	3	1	0	0	0	0	0	0
<i>Ectatomma acuminata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Ectatomma brunneum</i>	0	18	0	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ectatomma edentatum</i>	246	23	43	11	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ectatomma lugens</i>	83	84	46	4	23	6	6	0	2	2	2

<i>Ectatomma cf. ruidum</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ectatomma tuberculatum</i>	11	6	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gigantiops destructor</i>	19	5	4	0	0	3	0	0	0	1	0
<i>Gnamptogenys acuminata</i>	0	0	2	0	2	1	1	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys acuta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys cf. mordax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys haenshei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys horni</i>	0	3	27	30	1	0	2	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys cf. horni</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys lineolata</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys moelleri</i>	0	1	2	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys regularis</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys relictata</i>	0	0	2	3	0	0	0	2	0	3	1
<i>Gnamptogenys sp. 01</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Gnamptogenys sp. 03</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Gnamptogenys sp. 04</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Gnamptogenys sp. 05</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	1	2	1
<i>Gnamptogenys sp. 06</i>	4	0	0	0	1	2	1	0	0	1	0
<i>Gnamptogenys sp. 08</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys sp. 09</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys sp. 10</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys sp. 11</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys sulcata</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnamptogenys tortuolosa</i>	13	0	8	1	0	0	1	1	0	0	0
<i>Hylomyrma immanis</i>	0	0	1	12	0	1	0	0	0	0	0
<i>Hylomyrma sp. 01</i>	0	0	0	0	0	0	0	9	9	1	0
<i>Hylomyrma sp. 02</i>	0	0	0	9	0	0	0	0	0	1	0
<i>Hylomyrma sp. 03</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Hypoponera sp. 01</i>	1	0	9	1	1	0	0	2	15	5	7
<i>Hypoponera sp. 02</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	4	4	4
<i>Hypoponera sp. 03</i>	1	0	3	0	0	0	0	0	1	7	2
<i>Hypoponera sp. 04</i>	4	1	13	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera sp. 05</i>	11	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera sp. 06</i>	11	0	20	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera sp. 07</i>	7	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Hypoponera sp. 08</i>	0	0	2	1	0	2	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera sp. 09</i>	1	0	0	26	2	1	8	0	0	0	0
<i>Hypoponera sp. 11</i>	0	0	0	5	0	0	1	0	0	0	0
<i>Hypoponera sp. 12</i>	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera sp. 13</i>	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera sp. 14</i>	0	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labidus coecus</i>	11	1	10	9	0	0	0	0	0	0	0

<i>Labidus mars</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labidus praedator</i>	0	8	20	0	4	5	1	0	0	0	0
<i>Labidus</i> sp. 01	0	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0
<i>Labidus spininodis</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lachnomyrmex amazonicus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptogenys</i> sp. 01	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptogenys</i> sp. 02	0	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptogenys</i> sp. 04	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptogenys</i> sp. 05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptogenys wheeleri</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linepithema</i> sp. 01	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Mayaponera constricta</i>	38	20	32	8	3	5	4	5	3	2	5
<i>Megalomyrmex balzani</i>	2	0	5	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Megalomyrmex cuatiara</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megalomyrmex goeldi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megalomyrmex leoninus</i>	4	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megalomyrmex</i> sp. 01	0	0	0	0	0	4	7	11	6	1	0
<i>Megalomyrmex</i> sp. 02	0	3	5	1	0	1	4	0	0	0	2
<i>Megalomyrmex</i> sp. 03	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	1
<i>Megalomyrmex</i> sp. 04	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megalomyrmex</i> sp. 05	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megalomyrmex</i> sp. 06	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megalomyrmex</i> sp. 07	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megalomyrmex</i> sp. 08	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monomorium floricola</i>	83	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monomorium pharaonis</i>	10	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monomorium</i> sp. 01	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycocepurus smithii</i>	14	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycocepurus</i> sp. 01	14	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmicocrypta</i> sp. 01	3	0	6	8	0	1	1	0	0	0	0
<i>Myrmicocrypta</i> sp. 02	0	3	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neivamyrmex gibbatus</i>	0	1	8	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neivamyrmex</i> sp. 01	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neivamyrmex</i> sp. 02	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neivamyrmex</i> sp. 03	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Neivamyrmex</i> sp. 04	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neivamyrmex</i> sp. 05	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neivamyrmex</i> sp. 06	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neivamyrmex</i> sp. 07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neivamyrmex</i> sp. 08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neoponera apicalis</i>	68	24	2	13	5	3	3	0	0	0	0
<i>Neoponera cavinodis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

<i>Neoponera commutata</i>	69	2	1	1	0	0	0	0	1	1	0
<i>Neoponera crenata</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neoponera inversa</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neoponera laevigata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neoponera obscuricornis</i>	96	34	0	1	7	1	0	0	0	0	0
<i>Neoponera unidentata</i>	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Nesomyrmex cf. asper</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nesomyrmex echinatinodis</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nesomyrmex pleuriticus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nesomyrmex</i> sp. 01	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nomamyrmex esenbeckii</i>	0	0	4	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Nomamyrmex hartigi</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nylanderia</i> sp. 01	137	99	77	28	0	2	11	3	3	1	4
<i>Nylanderia</i> sp. 02	58	24	54	28	3	3	6	8	5	4	0
<i>Nylanderia</i> sp. 03	19	7	8	0	1	5	5	3	2	2	0
<i>Nylanderia</i> sp. 04	5	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Nylanderia</i> sp. 05	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Ochetomyrmex neopolitus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ochetomyrmex semipolitus</i>	82	46	21	25	10	3	3	0	0	0	0
<i>Octostruma balzani</i>	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0
<i>Octostruma</i> sp. 01	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Octostruma</i> sp. 02	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	3
<i>Odontomachus bauri</i>	53	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontomachus brunneus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontomachus caelatus</i>	0	1	8	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontomachus chelififer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Odontomachus haematodus</i>	1	26	4	4	0	0	0	3	1	3	1
<i>Odontomachus laticeps</i>	0	0	2	0	3	0	3	0	0	0	0
<i>Odontomachus meinerti</i>	24	1	1	3	0	0	0	0	0	0	2
<i>Odontomachus opaciventris</i>	0	0	8	1	0	0	4	0	0	0	0
<i>Odontomachus scalptus</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontomachus similimus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Odontomachus</i> sp. 01	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0
<i>Odontomachus</i> sp. 03	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxyepoecus ephippiatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxyepoecus</i> sp. 01	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pachycondyla crassinoda</i>	158	106	35	17	10	6	6	0	0	0	0
<i>Pachycondyla harpax</i>	12	26	19	8	0	0	1	4	0	0	0
<i>Pachycondyla impressa</i>	0	3	0	2	0	5	0	0	2	1	0
<i>Pachycondyla</i> sp. 01	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pachycondyla</i> sp. 02	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pachycondyla</i> sp. 03	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Pachycondyla striata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3
<i>Paraponera clavata</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paratrechina</i> sp. 04	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole cephalica</i>	5	2	6	1	1	2	0	0	0	0	0
<i>Pheidole deima</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole embolopyx</i>	0	0	0	7	6	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole exigua</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> cf. <i>exigua</i>	0	0	0	65	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole fracticeps</i>	14	0	72	0	6	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole meinerti</i>	43	20	41	39	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole ochetomyrmex</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole pretam</i>	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> prox. <i>exigua</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 01	25	1	35	3	0	2	0	4	6	2	1
<i>Pheidole</i> sp. 02	9	0	57	3	0	4	0	17	11	17	13
<i>Pheidole</i> sp. 03	0	0	0	10	0	1	0	3	5	6	1
<i>Pheidole</i> sp. 04	11	0	4	51	1	1	0	0	1	4	2
<i>Pheidole</i> sp. 05	7	0	2	13	1	2	0	2	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 06	51	17	53	4	5	11	5	0	3	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 07	4	0	1	0	0	3	0	0	1	0	1
<i>Pheidole</i> sp. 08	10	0	33	0	3	1	4	0	0	2	0
<i>Pheidole</i> sp. 09	0	1	12	19	0	1	0	0	0	1	0
<i>Pheidole</i> sp. 10	0	0	0	0	11	3	1	0	0	1	0
<i>Pheidole</i> sp. 11	20	0	43	7	2	3	2	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 12	9	0	5	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 13	25	22	21	19	13	1	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 14	5	4	3	0	2	3	3	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 15	3	0	32	6	3	2	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 16	0	2	8	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 17	0	0	6	7	2	1	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 18	0	0	4	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 19	2	0	22	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 20	0	0	0	14	4	6	2	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 21	1	3	8	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 22	15	7	13	11	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 23	0	1	6	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 24	59	6	21	13	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 25	22	0	12	42	9	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 26	2	1	12	2	3	2	5	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 27	2	1	6	0	4	3	2	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 28	5	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 29	1	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Pheidole</i> sp. 30	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 31	3	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 32	0	3	42	0	3	1	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 33	1	0	4	7	0	1	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 34	3	16	6	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 35	5	0	15	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 36	3	0	12	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 37	1	0	13	0	11	1	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 38	0	5	12	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 39	3	21	18	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 40	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 41	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 42	41	27	19	0	3	6	5	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 43	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 44	2	0	6	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 45	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 46	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 47	1	0	9	0	0	2	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 48	3	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 49	1	0	4	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 50	0	0	7	2	4	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 51	0	0	5	0	2	1	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 52	2	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 53	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 54	0	0	7	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 55	2	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 56	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 57	24	103	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 58	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 59	6	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 60	74	10	0	1	1	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 61	13	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 62	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 63	18	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 64	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 70	3	4	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 71	1	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 72	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 73	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 75	39	29	0	0	0	2	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 76	16	4	0	0	2	0	4	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 77	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0

<i>Pheidole</i> sp. 78	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 79	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 80	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 81	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 82	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 83	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 84	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 85	9	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 87	0	0	0	0	4	1	3	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 89	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 91	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 92	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 93	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 96	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 97	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 98	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 102	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 104	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 105	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 106	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 107	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 108	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 110	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 111	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 112	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 120	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 121	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole tortulosa</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Platythyrea</i> sp. 01	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pogonomyrmex</i> sp. 02	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Prionopelta modesta</i>	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prionopelta punctulata</i>	0	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prionopelta</i> sp. 01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Procryptocerus attenuatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Procryptocerus marginatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 01	1	0	1	1	1	0	0	0	1	3	1
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 02	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	2
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 03	5	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Pseudomyrmex</i> sp. 04	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 05	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 06	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 07	7	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 08	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 10	0	0	0	0	3	6	4	0	0	0	0
<i>Pseudoponera stigma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
<i>Pyramica beebei</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pyramica denticulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyramica</i> sp. 03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyramica</i> sp. 04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyramica</i> sp. 05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyramica</i> sp. 07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyramica</i> sp. 08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rasopone arhuaca</i>	22	0	3	1	0	0	1	0	0	1	1
<i>Rasopone lunaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rogeria alzatei</i>	0	0	4	21	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rogeria foreli</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rogeria leptonana</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rogeria</i> sp. 01	0	0	0	0	0	1	0	0	3	3	0
<i>Rogeria</i> sp. 02	0	0	0	7	0	2	0	0	4	5	9
<i>Rogeria</i> sp. 03	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0
<i>Semipolitus ochetomyrmex</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Sericomyrmex</i> sp. 01	13	3	9	4	1	2	2	0	2	0	0
<i>Sericomyrmex</i> sp. 02	0	0	1	4	0	0	0	0	0	2	2
<i>Sericomyrmex</i> sp. 03	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sericomyrmex</i> sp. 04	3	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis geminata</i>	144	20	17	3	4	6	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp. 01	146	26	32	99	3	0	0	6	11	3	5
<i>Solenopsis</i> sp. 02	9	1	29	10	0	1	0	2	16	20	21
<i>Solenopsis</i> sp. 03	94	11	25	5	5	1	2	2	2	1	2
<i>Solenopsis</i> sp. 04	34	2	14	3	1	1	0	0	0	2	0
<i>Solenopsis</i> sp. 05	71	33	51	0	3	0	6	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp. 06	24	25	31	6	1	4	2	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp. 07	85	4	12	10	1	0	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp. 08	0	0	1	21	0	0	14	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp. 09	12	0	5	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp. 10	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp. 11	55	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp. 12	1	2	0	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp. 13	7	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp. 14	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0

<i>Solenopsis</i> sp. 15	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0
<i>Strumigenys beebei</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Strumigenys carinithorax</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strumigenys denticulata</i>	0	0	0	0	4	3	1	2	0	0	6
<i>Strumigenys elongata</i>	3	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strumigenys inusitata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Strumigenys perparva</i>	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strumigenys precava</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strumigenys smithii</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1
<i>Strumigenys</i> sp. 01	10	5	103	7	1	5	14	0	2	1	0
<i>Strumigenys</i> sp. 02	2	0	16	8	0	0	0	0	1	0	0
<i>Strumigenys</i> sp. 03	2	0	7	11	0	0	0	0	3	0	2
<i>Strumigenys</i> sp. 04	0	0	3	45	0	0	0	0	4	2	5
<i>Strumigenys</i> sp. 05	1	0	1	1	0	0	1	0	2	0	1
<i>Strumigenys</i> sp. 06	4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strumigenys</i> sp. 07	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strumigenys</i> sp. 08	7	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strumigenys</i> sp. 09	1	0	0	67	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strumigenys</i> sp. 11	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Strumigenys trinidadensis</i>	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strumigenys trudifera</i>	0	0	3	30	0	0	1	0	0	0	0
<i>Strumigenys villiersi</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Strumigenys zeteki</i>	0	0	0	0	1	0	2	5	4	9	11
<i>Tapinoma</i> sp. 01	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thaumatomyrmex atrox</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Thyphlomyrmex</i> sp. 01	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachymyrmex bugnioni</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachymyrmex cornetzi</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachymyrmex diversus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachymyrmex farinosus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachymyrmex mandibulares</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachymyrmex opulentus</i>	1	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachymyrmex</i> sp. 01	0	0	8	2	2	0	1	2	2	1	0
<i>Trachymyrmex</i> sp. 02	0	0	9	2	1	0	0	0	1	1	0
<i>Trachymyrmex</i> sp. 03	4	0	4	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Trachymyrmex</i> sp. 04	1	0	4	3	0	0	0	0	3	0	0
<i>Trachymyrmex</i> sp. 05	2	18	68	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachymyrmex</i> sp. 06	6	4	1	0	0	0	0	0	0	8	0
<i>Trachymyrmex</i> sp. 07	1	2	4	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Trachymyrmex</i> sp. 08	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Trachymyrmex</i> sp. 09	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachymyrmex</i> sp. 10	3	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Trachymyrmex</i> sp. 11	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachymyrmex</i> sp. 12	17	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tranopelta gilva</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Typhlomyrmex</i> sp. 01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Wasmannia auropunctata</i>	101	40	101	22	0	1	1	5	4	1	3
<i>Wasmannia iheringi</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Wasmannia rochai</i>	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Wasmannia scrobifera</i>	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Wasmannia</i> sp. 01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Xenomyrmex panamanus</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Xenomyrmex stollii</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

ANEXO B – Artigo redigido em língua inglesa que será submetido à revista BIOTROPICA.

Santos-Neto *et al.*

Ant richness at local and regional scales in Amazon forests

VEGETATION TYPE, SOIL AND CLIMATE CAN PREDICT ANT RICHNESS AT REGIONAL BUT NOT AT LOCAL SCALES IN THE AMAZON FORESTS

Claudio Rabelo Santos-Neto^{1*}, Fabricio Beggiato Baccaro^{2,3}, Liana Anderson⁴, and Jorge Luiz Pereira Souza^{1,3}

¹Programa de Pós-Graduação em Entomologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, INPA, Caixa Postal 2223, CEP 69080–971, Manaus, AM, Brasil. Phone/Fax number: 55 92 3643-3320;

e-mail: claudiorsn@gmail.com, souza.jorge@gmail.com

²Departamento de Biologia, Instituto de Ciências Biológicas – ICB, Universidade Federal do Amazonas-UFAM, Av. General Rodrigo Octávio, 6200, Coroado I, CEP 69077–000, AM, Brasil; e-mail: fabricera@gmail.com

³Centro de Estudos Integrados da Biodiversidade Amazônica, CENBAM, Caixa Postal 2223, CEP 69080–971, Manaus, AM, Brasil

⁴National Center for Monitoring and Early Warning of Natural Disasters - CEMADEN Parque Tecnológico de São José dos Campos, Estrada Doutor Altino Bondensan, 500, São José dos Campos – São Paulo, 12247-016; liana.anderson@cemaden.gov.br

⁵Environmental Change Institute, ECI, University of Oxford, South Parks Road, Oxford, OX1 3QY, UK

*Corresponding author

Received ____; revision accepted ____ .

Abstract

Understanding how the number of species varies along the environment at different scales is a challenge. Nowadays we have a reasonable idea of how the species are distributed specially at small and continental scales, but information at mesoscales stills scarce. Here we investigated the role of regional variables (temperature, precipitation and vegetation type) and local edaphic factors (clay content and slope of terrain) on ants species richness at regional and local scale along a latitudinal gradient of approximately 1,350 km in the central Amazon forest. We collected ants in permanent plots using five litter samples and/or ten pitfall samples. In total, we sampled 139 plots and 1,270 samples. We collected 510 species/morphospecies representing 77 genera and 13 subfamilies. At regional scale, the linear model using annual mean temperature, annual mean precipitation, proportion of clay content, slope and vegetation type explained 40% of the variation in species richness for pitfall data and 70% to Winkler data. At local scale, the number of ant species sampled with pitfalls and winkler sacks were not related with the predictors variables investigated. Our results, showed that several environmental variables normally associated with local species assembly process, can also operate in larger scales.

Key words: Amazon Rainforest; ants; scale; gradient; richness.

UNDERSTANDING HOW THE NUMBER OF SPECIES varies along the environment at different scales is a challenge to ecologists and biogeographers. Historically, quantifying the number of species at local assemblages received more attention, because the species are the fundamental particles of biodiversity (Bisby 1995, Gaston 1996) and gathering information is relative easier, compared with species composition. However, species richness can also be used to understand the processes that support the biological diversity and for decision makers who seek to preserve biodiversity effectively (Blackburn & Gaston, 2003).

Nowadays we have a reasonable idea of how the species are distributed specially at small (0–100 km) and continental scales but information at mesoscales (100–1000 km) stills scarce (Harrison & Cornell 2008). For example, many studies were done to understand how ant species are distributed locally and in larger scales (Wilson 1958, 1959, Basset 1991, Tobin 1997, Tschinkel & Hess 1999, Dunn *et al.* 2009). Locally, ant richness may be influenced by soil characteristics, the availability of nesting sites and disturbance (Kaspari & Weiser 1999). In larger scales, ant richness are more related with climatic factors such as temperature and rainfall (Dunn *et al.* 2009), vegetation type (Hölldobler & Wilson, 1990), and with environmental disturbance (Andersen 2002), attributing to these insects a high potential to be used as a model in studies of biodiversity and monitoring (Brown 1973, Folgarait 1998, Alonso & Agosti 2000, Underwood & Fisher 2006).

Temperature variation is a challenge for ants, filtering the number of coexisting species in a given site (Andersen 1995, Cerdá *et al.* 1998). The ant responses to temperature variation are mediated by at least two well-documented mechanisms: the direct effect of temperature on ant physiology (Heatwole & Muir 1989, Gehring & Wehner 1995) and the indirect effect of temperature in competitive hierarchy among ant species (Cerdá *et al.* 1997, Savolainen &

Vepsalainen 1988). In both cases, high temperatures tend to restrict the activity of several species, limiting the number of species in local scale. However, in more humid environments, such as tropical forests, temperature is less relevant comparable with soil or air moisture, thus ant richness and activity tend to be higher in more humid environments (Kaspari & Weiser 2000, Vasconcelos et al. 2003).

Given that temperature and humidity are essentials to reproduction, development and survivor of most species, is not surprising that climate is the main factor that influences ant distribution at continental scale. The latitudinal gradients of temperature and precipitation can predict a reasonable portion of ant richness variation (Wiens 1977, FarjiBrener & Ruggiero 1994, Andersen 1995, Dunn *et al.* 2009). However, these factors act in different scales and the precipitation and temperature may also be correlated with ant richness locally (MacKay 1981, Cerdá *et al.* 1997, Majer *et al.* 2001, Kaspari *et al.* 2000, 2004, Sanders *et al.* 2007).

Soils properties can shape many aspects of forest structure and some abiotic factors as soil water retention and availability, nutrients and stand vegetation biomass (Zarin *et al.* 2001, Quesada *et al.* 2011). Therefore, different soils usually have different vegetation types and structure and therefore different invertebrate assemblages (Abbott *et al.* 1979, Majer 1989). In fact, at local-scale, variations in topography and soil texture influence the vegetation structure and plant composition (Brady 1989), and these variations along a topographic gradient (Chauvel *et al.* 1987) produces microhabitat variation that may affect ant species distribution (Vasconcelos *et al.* 2003, Oliveira *et al.* 2009).

In Amazon forests, studies of ant species distribution are more frequent (Majer & Delabie 1994, Aguiar & Monteza 1996, Oliveira *et al.* 2009, Baccaro *et al.* 2013) compared with studies at larger, or biogeographic scales. To our knowledge there is only one work that investigated the

ant richness variation in Amazon forests at biogeographic scale. In this study, Vasconcelos *et al.* (2010) investigated how the ant diversity is distributed among ~2,000 km of a longitudinal gradient in Amazonian River floodplain. Here we investigated the role of regional variables (temperature, precipitation and vegetation type) and local edaphic factors (clay content and slope of terrain) on ants species richness at regional and local scale along a latitudinal gradient of approximately 1,350 km in the central Amazon forest.

METHODS

STUDIES SITES - The study was conducted in eleven sites, seven associated with the Brazilian Biodiversity Research Program (PPBio) and four sites belonging to Santo Antonio hydroelectric plant (SAHP). The PPBio sites selected were: Maracá Ecological Station (Maracá) and the Viruá National Park (Viruá) are situated in Roraima State (extreme North of Brazil), and Reserva Ducke (Ducke), Manaquiri, Orquestra, Campanã and Jari are located in the Amazonas State. The SAHP sites are under the scope of the Wildlife Conservation Program of Santo Antônio, the concessionaire responsible for building and operating the Hydroelectric Plant. The following sites were selected Morrinhos, Ilha Búfalos (Búfalo), Ilha Pedras (Pedra) and Jaci-Paraná (Jaci). These last sites are close to Porto Velho city, in Rondônia State, southwestern Brazilian Amazonia (Figure 1).

The sites cover a latitudinal gradient of 1,350 km (13 degrees between first and last sampling site) in the Amazon Basin encompassing wide environmental heterogeneity, including areas of open and closed savannas, open and dense forests, and areas subject to different degrees

of seasonal flooding. The coordinates, vegetation types, elevation range, rainfall and sampling design are summarized in Table 1.

SAMPLING DESIGN - We collected ants in permanent plots using five litter samples and/or ten pitfall samples. In total, we sampled 139 plots and 1,270 samples (Table 1). We used the RAPELD sampling design, which is based on a system of trails and permanent plots in where a diverse range of taxa can be integrated sampled (Costa & Magnusson 2010, Magnusson *et al.* 2005, 2013). The permanent plots are 250 m-long and positioned to follow terrain contours to minimize the effects of topographical variation within plots. In each site, plots were 1 km distant from each other.

ANT SAMPLING - Ground-dwelling ants were collected using pitfall traps and litter samples obtained by a Winkler extractor. The number of sampling techniques varied between sites (Table 1). At each sampling station, 1 m² of sifted litter was sampled and placed in Winkler sacks. The sieved litter was placed in a mesh bag suspended inside a cotton bag for 48 hours. Pitfall traps were placed at the same stations after litter collection in sites where both sampling techniques were employed. The pitfall traps were 8 cm deep and 9.5 cm in diameter, and were buried with the rim at ground level and left open for 48 hours. All ants are collected and preserved in 90% alcohol (see Souza *et al.* 2012 for further details).

Ducke was sampled in September 2006, Viruá and Maracá in February 2007, Manaquiri in October 2009, Orquestra in October 2010, Campanã and Jari in November and December 2010, and the four Santo Antônio sites, were sampled in September 2011, all during their respective dry seasons. Vouchers are deposited in INPA's Entomological Collection. The raw

data used here (except for those from Santo Antônio) are available at PPBio's web site (<http://ppbio.inpa.gov.br>). The species list by study site is available in Table A.1.

ENVIRONMENTAL VARIABLES - Mean annual temperature of each plot was extracted from the WorldClim database (Hijmans *et al.* 2004) using ArcGIS at a spatial resolution of 1 km. A resolution of 1 km means that our environmental data integrate the conditions specifically at the plot at which ants were sampled.

Mean annual precipitation, were generated, based on the time series from the cumulative monthly precipitation from 1998 to 2012, were sourced from the Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) satellite, product 3B43 v7 and v7A (Kummerow *et al.* 1998), with spatial resolution of 0.25 degrees $\sim 27 \text{ km}^2$, the mean annual precipitation were recovered for each site.

Vegetation type of Maracá, Viruá and Ducke, were based in datasets available in the PPBio web site, where the sampling protocols (metadata) is described in detail. The vegetation type in each site classified by specialists using the classification proposed by Veloso *et al.* 1991. The vegetation types of Manaquiri, Orquestra, Campanã and Jari were based in IBGE 1997 classification. Morrinhos, Búfalo, Pedra and Jaci vegetation types were based in the basic environmental design of Santo Antônio Energia, section 26 (Madeira Energia 2008). We decided to use vegetation classification based on ground observation whenever possible, to include more variation in vegetation type. However, the classification used is very correlated with the general vegetation classification proposed by IBGE (1997), except by the savannas of Viruá site.

Soil clay content and terrain slope were used as predictor variables in analyses. The datasets are available in the PPBio web site (<http://ppbio.inpa.gov.br>) where the sampling protocols (metadata) for each variable are described in detail.

DATA ANALYSIS

We individually regressed the ant richness collected by pitfall and winkler samples, against the selected local and regional environmental variables. We used the mean number of species sampled by winkler sacks as dependent variable to control for differences in sampling effort between plots (Table 1). The dependent variable for pitfall models was the total number of species sampled per plot (10 traps were used in all plots where pitfalls were employed). The predictors variables included in the models were: vegetation type, clay content, terrain slope, temperature and precipitation.

We also used linear models to investigate how edaphic factors and vegetation types (independent variables) correlates with ant richness sampled by pitfalls and Winklers at local scale. We used the total number of species sampled by Winkler samples per plot because the number of samples was constant within sites. We did not include any climatic factors, as in the majority of sites these variables were constant across plots.

To obtain an estimate of the completeness of our sampling effort, we compared the number of observed species with the number we would expect to find at each site. The latter was computed using the Chao 1 richness estimator for each site, which performs relatively well with assemblage's rich in rare species (Chao 1984). We used the difference between the estimate number of species and observed species as a dependent variable in linear models. The predictor variables were the same that described above.

For all analysis the predictor variables were standardized dividing each value by the standard deviations. This procedure gives the same weight to all variables and allows the interpretation of the relative effect of each variable. The Pearson's correlation between all selected predictor variables were lower than 30%, and therefore were included in the same

model. All analyses were performed in the R software (R Development Core Team, 2013) using Vegan package (Oksanen *et al.* 2013).

RESULTS

We sampled 510 species/morphospecies representing 77 genera and 13 subfamilies. *Pheidole* was the most species-rich genus among pitfall samples with 101 species/morphospecies, followed by *Camponotus* and *Crematogaster* with 19 species each. In litter samples, *Pheidole* was also the most species-rich genus with 64 species/morphospecies, followed by *Solenopsis* and *Strumigenys* with 17 species (Table A.1). The number of species per plot varied between 4 and 63 for pitfall data and between one and 57 for litter samples. The number of occurrence (*i.e.* number of times the species were sampled) per plot was relative high, ranging between one and 182 for pitfall and between 1 and 84 for Winkler data.

At regional scale, the linear model using annual mean temperature, annual mean precipitation, proportion of clay content, slope and vegetation type explained 40% of the variation in species richness for pitfall data ($p < 0.01$). However, only temperature, precipitation, vegetation type and slope, were correlated with ant richness (table 2). The number of ant species sampled with pitfall data was negatively related with temperature, precipitation and slope (Fig. 2A, 2B and 2C), but increased along the vegetation type complexity gradient (Fig. 3). The linear model of Winkler data, explained ~71% of variation in ant richness at regional scale ($p < 0.01$). Temperature, precipitation, clay content and vegetation type were correlated with the ant richness extracted from litter samples (table 2). Precipitation was positive correlated (Fig. 4A), while temperature and clay content were negative related with the number of ant species sampled in

litter (Fig. 4B and 4C). A similar pattern of pitfall data was observed, where ant richness increased with complexity of vegetation (Fig. 5). Both models residuals showed normal distribution and were homogeneous distributed.

At local scale, the number of ant species sampled with pitfalls and winkler sacks were not related with the predictors variables investigated (clay content, slope and vegetation type). The only exception was for the ants sampled with winkler sacks at Ducke. In this site, the number of ant species decreased as the proportion of clay increase ($R^2 = \sim 0.20$; $p = 0.03$, table 3).

The number of species not recorded in pitfall traps (estimated by the difference between the number of species estimated by Chao 1 index and the number of observed species) was not related with any predictor variable investigated ($R^2 = 0.05$; $p = 0.124$). However, much of variation among the undetected species in litter samples still strong related with some environmental factors investigated ($R^2 = 0.47$; $p < 0.001$). The number of undetected species in leaf-litter was negatively related with mean annual temperature and clay content (Fig. 6A e 6B) while that mean annual precipitation has positive correlation (Fig. 6C). In more complex vegetation, more species were left undetected in litter samples (Fig. 7, Table 4).

DISCUSSION

In the present study, five environmental variables were related with ant richness at regional scale across several Amazon rainforest. Some of these environmental variables have previous been associated with ant species richness in regional scale such as temperature and rainfall (Kaspari *et al.* 2000, Dunn *et al.* 2009), while others are known to effect ant richness at local scale, such as soil clay content, slope and vegetation structure (Oliveira *et al.* 2009, Souza *et*

al. 2012, Pacheco & Vasconcelos 2012). Our results suggest that local variables are also correlated with the ant richness at larger scales, and the stability of those patterns across several Amazonian forests were dependent of the sampling technique employed.

Regional climate variables, as temperature and precipitation, were the best predictors of litter-dwelling and ground-dwelling ant richness in these Amazon forests. Temperature and precipitation are considered key factors in some ant assemblages at regional and global scale (Sanders *et al.* 2007, Dunn *et al.* 2009). In the tropics the ant species richness is often correlated with temperature, but can locally vary between regions that have similar climates but different evolutionary histories, as African rainforests and Brazilian Amazon rainforest (Morton & Davidson 1988, Hurlbert 2004, Dunn *et al.* 2009). This can partly be explained by the fact that climatic variables usually vary across relatively broad spatial scales (Siefert *et al.* 2012). Therefore, the regional scale should be relevant to investigate the relationship between ant richness and climatic variables.

Our results are in line with previous studies that demonstrated an important association between species richness and vegetation structure in several ant assemblages (Andersen & Sparling 1997, Silva *et al.* 2007). The role of vegetation structure variation is related with microhabitat variability, which may affect ant species distribution (Oliveira *et al.* 2009, Vasconcelos *et al.* 2003). For example, clayish soils with higher nutrient availability are linked to higher richness and tree biomass in the Amazon forests (Laurance *et al.* 1999, Castilho *et al.* 2006). More tree biomass is often related with higher proportion of larger and taller trees, resulting in more dense and stratified canopy and in a more stable microenvironment for the ground-dwelling ants. This variation in vegetation structure can also be related with forest productivity, with dense forests showing a higher NPP (net primary productivity) compared with

open forests or savannas. Both hypothesis pointed to the same direction: more ant species is expected to co-occur in more complex or productive environment (Kaspari *et al.* 2000, Pacheco & Vasconcelos 2012).

The edaphic factors, slope and soil granulometry, were correlated with ant richness with both, pitfalls and winkler samples. Soil properties and slope are often correlated with ant species richness and composition at local scale (Kaspari and Weiser 2000, Vasconcelos *et al.* 2003, Oliveira *et al.* 2009), with less ant species leaving on clayed compared with sandy soils (Vasconcelos *et al.* 2003, Oliveira *et al.* 2009). This pattern may be the result of higher disturbance levels caused by variation of shallow water table (Baccaro *et al.* 2013). Our results suggest that soil granulometry and slope may also account for variation in litter-dwelling and ground-dwelling ant species richness at larger scales. A similar result was previous reported (Jacquemin *et al.* 2012), linking the ground-dwelling ant composition with soil type. Therefore, soil granulometry may be a key factor linking local and regional scales process, as soil granulometry is strongly affected by topographic factors locally and correlates with soil evolution regionally (Sombroek 2000).

The sampling effort completeness was not similar among sampling techniques, and the number of undetected species in leaf-litter still strong related with several environmental variables. The undetected species in litter samples were positively related with mean annual temperature and soil clay content and negative related with mean annual precipitation. More unseen species were expected to be found in forests covered with more complex vegetation types. These results suggest that there are more species not sampled in places with higher temperatures and less precipitation. Temperature and precipitation are related with environmental productivity. Places with lower temperature and more precipitation are those areas of dense terra-firme forests

and soil characterized by high clay content often with values above 80%. These areas are more productive compared with closed savannas, or with open forests. Being more productive, dense forests may harbor more ant species. Another plausible possibility is that dense forests offer more microhabitats, increasing the number of species locally. In both scenarios, more species implies more sampling effort to be used to reveal the total number of litter species in those areas.

Ecological relationships are usually scale dependent (Wiens 1989), and different assembly mechanisms operating at the same time do not necessarily operate at the same spatial scale (Weiher & Keddy 1999, Lessard *et al.* 2012). Our results echo these findings, showing that several environmental variables normally associated with local species assembly process, can also operate in larger scales.

Acknowledgements

We thank to the concessionaire responsible for building and operating the Santo Antonio Hydroelectric Plant, under the scope of the Wildlife Conservation Program of Santo Antônio Energia – SAE provided financial and logistical support. Financial support was provided by PNPd/CAPES 03017/19-05; FAPEAM 062.01325/2014 and CNPq via PRONEX 16/2006, the Program for Biodiversity Research (PPBio) and the National Institute for Amazonian Biodiversity (CENBAM). J.L.P.S. was supported by CNPq and FAPEAM post-doctoral scholarship, Data are maintained by PPBio and CENBAM.

Literature cited

- Abbott, I.; Parker, C.A.; Sills, I.D. 1979. Changes in abundance of large soil animals and physical properties of soils following cultivation. *Australian Journal of Soil Research*, 17:343-355.
- Aguiar, C. M. L.; Monteza, J.I. 1996. Comparação da fauna de formigas (Hymenoptera, Formicidae) associada a arvores em áreas de clareira e floresta intacta na Amazônia central. *Sitientibus*, 15:167-174.
- Alonso, L.E.; Agosti, D. 2000. Biodiversity Studies, Monitoring, and Ants: An Overview, p. 1-8. In: Agosti, D.; Majer, J.D.; Alonso, L.E.; Schultz, T.R. (Eds.). *Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C., USA. 280pp.
- Andersen, A.N. 1995. A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. *Journal of Biogeography*, 22: 15-29.
- 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., and G. P. Sparling. 1997. Ants as indicators of restoration success: relationship with soil microbial biomass in the Australian seasonal tropics. *Restoration Ecology* 5:109–114.
- Baccaro, F.B., Souza, J.L.P., Franklin, E., Landeiro, V.L., Magnusson, W.E., 2012. Limited effects of dominant ants on assemblage species richness in three Amazon forests. *Ecological Entomology*. 37, 1–12.
- Baccaro, Fabricio Beggiato ; Rocha, Ivaneide Ferreira ; Aguila, B. E. G. ; Schiatti, J. ; Sousa, T. E. L. ; Pinto, José L. Purri Da Veiga ; Lima, Albertina ; Magnusson, William E. 2013. Changes in Ground-dwelling Ant Functional Diversity are Correlated with Water-Table Level in an Amazonian Forest. *Biotropica*. 45: 755-763.

- Basset, Y. 1991. The taxonomic composition of the arthropod fauna associated with an Australian rain-forest tree. *Australian Journal of Zoology*, 39:171-190.
- Blackburn, T.M.; Gaston, K.J. 2003. Introduction: why macroecology? *In*: Blackburn, T.M., Gaston, K.J. (Eds). *Macroecology: concepts and consequences*. Blackwell Science Ltd, Oxford, p. 1-14.
- Bisby, F.A. 1995: Characterization of biodiversity. *In*: Heywood, V.H., editor, Global biodiversity assessment, Cambridge: Cambridge University Press, 21–106.
- Brady, N.C. 1989. *Natureza e propriedades dos solos*. 7.ed. São Paulo: Freitas Bastos, 878p.
- Brown, W.L. 1973 A comparison of the Hylean and Congo-West African rain Forest ant faunas, p. 161-185. *In*: Meggers, B.J.; Ayensu, E.S.; Duckworth, W.D. (Eds.). *Tropical Forest Ecosystems in Africa and South America: A comparative Review*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Castilho, C.V.; Magnusson, W.E.; Araújo, R.N.O.; Luizão, R.C.C.; Lima, A.P.; Higuchi, N. 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography. *Forest Ecology and Management*, 234: 85–96.
- Chauvel, A.; Lucas, Y.; Boulet, R. 1987. On the genesis of soil mantle of the region of Manaus, Central Amazonia, Brazil. *Experientia*, 43:234-241.
- Cerdá, X.; Retana, J.; Cros, S. 1997. Thermal disruption of transitive hierarchies in Mediterranean ant communities. *Journal of Animal Ecology*, 66: 363-374.
- Cerdá, X.; Retana, J.; Manzaneda, A. 1998. The role of competition by dominants and temperature in the foraging of subordinate species in Mediterranean ant communities. *Oecologia*, 117: 404-412.

- Chao, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*. 11: 265-270.
- Chauvel, A.; Lucas, Y.; Boulet, R. 1987. On the genesis of soil mantle of the region of Manaus, Central Amazonia, Brazil. *Experientia*, 43:234-241.
- Colwell, R.K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.0. available in: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>. Access: 13.VIII.2014.
- 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. *Natureza & Conservação* 8(1): 3-12.
- Dunn, R.R.; Agosti, D.; Andersen, A.N.; Arnan, X.; Bruhl, C.A.; Cerda, X.; Ellison, A.M.; Fisher, B.L.; Fitzpatrick, M.C.; Gibb, H.; Gotelli, N.J.; Gove, A.D.; Guenard, B.; Janda, M.; Kaspari, M.; Laurent, E.J.; Lessard, J.P.; Longino, J.T.; Majer, J.D.; Menke, S.B.; McGlynn, T.P.; Parr, C.L.; Philpott, S.M.; Pfeiffer, M.; Retana, J.; Suarez, A.V.; Vasconcelos, H.L.; Weiser, M.D.; Sanders, N.J. 2009. Climatic drivers of hemispheric asymmetry in global patterns of ant species richness. *Ecology Letters*, 12:324–333.
- Farji-Brener, A.G.; Ruggiero, A. 1994. Leaf-cutting ants (*Atta* and *Acromyrmex*) inhabiting Argentina: patterns in species richness and geographical range sizes. *Journal of Biogeography*, 21: 391-399.
- Folgarait, P.J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: A review. *Biodiversity conservation*, 7:1221–1244.
- Gaston, K.J. 1996. Biodiversity – latitudinal gradients. *Prog. Phys. Geogr.*, 20: 466–476.

- Gehring, W.J.; Wehner, R. 1995. Heat shock protein synthesis and thermotolerance in *Cataglyphis*, an ant from the Sahara desert. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 92: 2994-2998.
- Harrison, S.; Cornell, H. 2008. Toward a better understanding of the regional causes of local community richness. *Ecology Letters* 11:969–979.
- Heatwole, H.; Muir, R. 1989. Seasonal and daily activity of ants in the pre-Saharan steppe of Tunisia. *Journal of Arid Environments*, 16: 49-67.
- Hijmans, R.J.; Cameron, S.; Parra, J. 2004. WorldClim, Version 1.2. A Square Kilometer Resolution Database of Global Terrestrial Surface Climate. Available at: <http://biogeo.berkeley.edu/>
- Hölldobler, B.; Wilson, E.O. 1990. *The Ants*. Belknap Press of Harvard University, Cambridge, MA. 733pp.
- Hurlbert, A.H. (2004). Species-energy relationships and habitat complexity in bird communities. *Ecol. Lett.*, 7, 714–720.
- IBGE, 1997. Recursos naturais e meio ambiente: uma visão do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2. 208pp.
- Jacquemin, J.; Drouet, T.; Delsinnea, T.; Roisinb, Y.; Leponcea. M. 2012. Soil properties only weakly affect subterranean ant distribution at small spatial scales. *Applied Soil Ecology*. 62: 163–169.
- Kaspari, M.; Weiser, M.D. 1999. The size-grain hypothesis and interspecific scaling in ants. *Functional Ecology*, 13:530-538.

- Kaspari, M., O'Donnell, S. & Kercher, J.R. (2000). Energy, density, and constraints to species richness: ant assemblages along a productivity gradient. *Am. Nat.*, 155, 280–293.
- Kaspari, M., Yuan, M. & Alonso, L. (2003). Spatial grain and the causes of regional diversity gradients in ants. *Am. Nat.*, 161, 459–477.
- Kaspari, M., Ward, P.S. & Yuan, M. (2004). Energy gradients and the geographic distribution of local ant diversity. *Oecologia*, 140, 407–413.
- Kummerow, C.; Barnes, W.; Kozu, T.; Shiue, J.; Simpson, J. 1998. The Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) sensor package. *Journal of Atmospheric and Ocean Technology*, 15: 809-817
- Laurance, W. et al. 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: A landscape-scale study. *Forest Ecology and Management*, 118: 127-138.
- Lessard, J. P. et al. 2012. Strong influence of regional species pools on continent-wide structuring of local communities. – *Proc. R. Soc. B* 279: 266–274.
- Madeira Energia S.A. 2008. Projeto básico ambiental: Aproveitamento Hidrelétrico Santo Antônio – AHE Santo Antônio, seção 26 Plano ambiental de conservação e uso do entorno do reservatório.
- Magnusson, W.E.; Lima, A.P.; Luizão, F.; Costa, F.R.C.; Castilho, C.V; Kinupp, V.F. 2005. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotropical*. 5(2): 1-6.
- Magnusson, W., Braga-Neto, R., Pezzini, F., Baccaro, F.B., Bergallo, H., Penha, J., Rodrigues, D.; Verdade, L.M.; Lima, A.; Albernaz, A.L.; Hero, J.M.; Lawson, B.; Castilho, C.; Drucker, D.; Franklin, E.; Mendonça, F.; Costa, F.; Galdino, G.; Castley, G.; Zuanon, J.; Vale, J.; Santos, J.L.C.; Luizão, R.; Cintra, R.; Barbosa, R.I.; Lisboa, A.; Koblitz, R.V.; Cunha, C.N.; Pontes,

- A.R.M. 2013. Biodiversidade e Monitoramento Ambiental Integrado / Biodiversity and Integrated environmental Monitoring. Áttema, São Paulo.
- Majer, J.D. 1989. *Animals in primary succession: the role of fauna in reclaimed lands*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Majer, J.D.; Delabie, J.H.C. 1994. Comparison of the ant communities of annually inundated and terra firme forests at Trombetas in the Brazilian Amazonia. *Insectes Sociaux*, 41:343-359.
- Majer, J.D., Kitching, R.L., Heterick, B.E., Hurley, K. & Brennan, K.E.C. (2001). North-South patterns within arboreal ant assemblages from rain forests in Eastern Australia. *Biotropica*, 33, 643–661.
- MacKay, W.P. 1981. A comparison of the nest phenologies of three species of *Pogonomyrmex* harvester ants (Hymenoptera: Formicidae). *Psyche*, 88: 25-74.
- Morton, S.R.; Davidson, D.W. (1988). Comparative structure of harvester ant communities in arid Australia and North America. *Ecol. Monogr.*, 58, 19–38.
- Oksanen, J.; F. Guillaume Blanchet, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens and Helene Wagner (2013). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-10.
<http://CRAN.Rproject.org/package=vegan>
- Oliveira, P.Y.; Souza, J.L.P.; Baccaro, F.B.; Franklin, E. 2009. Ant species distribution along a topographic gradient in a “terra-firme” forest reserve in Central Amazonia. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 44:852–860.
- Pacheco, R.; Vasconcelos, H.L. 2012. Habitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape. *Biodiversity and Conservation*. 21: 797-809.

- Quesada, C.A.; Lloyd, J.; Anderson, L.O.; Fyllas, N.M.; Schwarz, M.; Czimezik, C.I. 2011. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeoscience*. 8: 1415-1440.
- R Development Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, Disponível em: <http://www.R-project.org>. Acessado dia: 12.XI. 2013.
- Sanders, N.J., Lessard, J.P., Fitzpatrick, M.C. & Dunn, R.R. (2007). Temperature, but not productivity or geometry, predicts elevational diversity gradients in ants across spatial grains. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 16, 640–649.
- Savolainen, R.; Vepsäläinen, K. 1988. A competition hierarchy among boreal ants, impact on resource partitioning and community structure. *Oikos*, 51: 135-155.
- Silva, R., R. S. Machado-Feitosa, and F. Eberhardt. 2007. Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 240:61–69
- Sombroek, W. 2000. Amazon landforms and soils in relation to biological diversity. *Acta Amazonica*, 30:81-100.
- 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.

- Tobin, J.E. 1997. Competition and coexistence of ants in a small patch of rainforest canopy in Peruvian Amazonia. *Journal of the New York Entomological Society*, 105:105-112.
- Tschinkel, W.R.; Hess, C.A. 1999. Arboreal ant community of a pine forest in northern Florida. *Annals of the Entomological Society of America*, 92:63-70.
- Underwood, E.C.; Fisher, B.L. 2006. The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how. *Biological Conservation*, 132:166–182.
- 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*, 38:115-124.
- Vasconcelos, H.L.; Vilhena, J.M.S.; Facure, K.G.; Albernaz, A.L.K.M. 2010. Patterns of ant species diversity and turnover across 2000 km of Amazonian floodplain forest. *Journal of Biogeography*, 37:432–440.
- Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R.; Alves, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal: IBGE, Rio de Janeiro. 1-123.
- Zarin, D.J.; Ducey, M.J.; Tucker, J.M.; Salas, W.A. 2001. Potential Biomass Accumulation in Amazonian Regrowth Forests. *Ecosystems*. 4: 658–668.
- Weiher, E.; Keddy, P. 1999. Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats. – Cambridge Univ. Press.
- Weins, J.A. 1977. On Competition and variable environments. *American Scientist*, 65: 590-597.
- Wiens, J. 1989. Spatial scaling in ecology. – *Funct. Ecol.* 3: 385–397.
- Wilson, E.O. 1958. Patchy distributions of ant species in New Guinea rain forests. *Psyche*. 65:26-38.

Wilson, E.O. 1959. Some ecological characteristics of ants in New Guinea rain forests. *Ecology*, 40:437-447.

TABLE 1. Sampling sites, coordinates, total area sampled, number of plots by all techniques, number of samples by plot and sampling technique used.

Sites	Coordinates		Total sampling area (km ²)	Number of plots by all technique	Number of samples by plot	Technique used
Maracá	3°22'56.73"N	61°27'52.31"W	25	30	10	Pitfall & Winkler
Viruá	1°27'49.28"N	61°1'30.59"W	25	30	10	Pitfall & Winkler
Ducke	2°57'51.69"S	59°56'27.26"W	25	30	10	Pitfall & Winkler
Manaquiri	3°41'31.25"S	60°14'51.60"W	5	10	10	Pitfall & Winkler
Orquestra	4°59'2.39"S	61°34'30.00"W	5	5	10	Pitfall
Campanã	5°36'36.00"S	62°12'0.00"W	5	5	10	Pitfall
Jari	5°58'11.99"S	62°29'24.00"W	5	5	10	Pitfall
Morrinhos	8°50'28.50"S	64°3'43.92"W	5	6	5	Winkler
Búfalo	9° 9'6.56"S	64°30'6.97"W	5	6	5	Winkler
Pedra	9°10'36.22"S	64°36'38.83"W	5	6	5	Winkler
Jaci	9°27'44.43"S	64°23'32.97"W	5	6	5	Winkler

TABLE 2. Anova results for linear models using mean annual temperature mean annual precipitation, clay content, slope and vegetation type as predictor variables of the number of ant species sampled with pitfall traps and Winkler sacks, along ~1350 km of latitudinal gradient in Central Amazonia.

Method	Variable	<i>b</i>	Sum Square	F	P-value
	Mean Annual temperature	-0.419	15.736	26.544	< 0.01
	Clay content	-0.108	1.096	1.849	0.17
Pitfall	Mean annual precipitation	-0.531	8.702	14.679	< 0.01
	Mean slope	-0.019	3.566	6.015	0.01
	Vegetation type	-	22.021	6.190	< 0.01
	Mean Annual temperature	-1.513	30.660	103.874	< 0.01
	Clay content	-0.309	2.232	7.560	0.007
Winkler	Mean annual precipitation	1.699	34.291	116.175	< 0.01
	Mean slope	-0.133	0.252	0.833	0.35
	Vegetation type	-	16.573	9.357	< 0.01

TABLE 3. Anova results for linear models using clay content, slope and vegetation type as predictor variables of the number of ant species sampled with pitfall traps and Winkler sacks at local scale (sampling site).

Method	Site	R ²	Clay content		Slope		Vegetation type
			<i>b</i>	<i>F</i>	<i>b</i>	<i>F</i>	<i>F</i>
Pitfall	Maracá	0,212	-0.003	0	0.111	2.107	3.571
	Viruá	0,091	0.387	4.335	-0.274	0.794	0.934
	Ducke	0,072	-1.088	0.909	3.341	3.373	NA
	Manaquiri	0,163	-0.022	0.017	-0.662	3.157	NA
	Orquestra	-0,052*	-0.815	1.258	0.447	0.541	NA
	Campanã	-0,706*	-0.254	0.095	-0.33	0.249	NA
	Jari	0,368	0.553	4.183	0.301	0.149	NA
Winkler	Maracá	-0,153*	-0.044	0.198	-0.040	0.115	0.277
	Viruá	0,091	0.160	0.802	0.085	0.986	2.039
	Ducke	0,192*	-5.13*	6.830	-1.752	0.878	NA
	Manaquiri	-0,013*	0.324	0.663	-0.317	0.517	NA
	Morrinhos	-0,265*	-0.432	0.834	-0.175	0.118	NA
	Búfalo	-0,235*	0.611	0.028	0.728	1.020	NA
	Pedra	-0,029*	0.437	0.378	0.574	1.480	NA
Jaci	0,501	-0.035	0.153	0.832	6.875	NA	

* p < 0.05

TABLE 4. Anova results for linear model using mean annual temperature, clay content, mean annual precipitation and vegetation type as predictor variables of the number of undetected ant species sampled with pitfall and Winkler sacks. The number of unseen species was computed subtracting the number of estimated species (Chao 1) from the number of observed species at each site.

Method	Variable	<i>b</i>	Sum Square	<i>F</i>	P-value
	Mean Annual temperature	-0.010	1.901	1.999	0.935
	Clay content	0.093	4.381	4.609	0.386
Pitfall	Mean annual precipitation	0.094	1.602	1.685	0.541
	Mean slope	-0.033	0.902	0.948	0.755
	Vegetation type	-	6.202	1.087	0.375
	Mean Annual temperature	-1.227	17.721	33.907	< 0.01
	Clay content	-0.089	7.377	14.114	< 0.01
Winkler	Mean annual precipitation	1.434	19.128	36.598	< 0.01
	Mean slope	-0.010	0.021	0.040	0.84
	Vegetation type	-	7.716	2.952	0.01

LEGENDS

FIGURE 1. Map of the study area indicating the 11 sampling site locations along 13 latitudinal degrees in Amazon forest.

FIGURE 2. Graphic of linear model using mean annual temperature (A), mean annual precipitation (B) and mean slope (C) on number of ant species sampled with, pitfall traps, at regional scale.

FIGURE 3. Graphic of linear model using vegetation type on number of ant species sampled with, pitfall traps, at regional scale.

FIGURE 4. Graphic of linear model using mean annual precipitation (A), mean annual temperature (B) and clay content (C) on number of ant species sampled with, Winkler sacks, at regional scale.

FIGURE 5. Graphic of linear model using vegetation type on number of ant species sampled with, Winkler sacks, at regional scale.

FIGURE 6. Graphic of linear model using mean annual temperature (A), clay content (B) and mean annual precipitation (C) on the number of undetected ant species sampled with Winkler sacks at regional scale. The number of unseen species was computed subtracting the number of estimated species (Chao 1).

FIGURE 7. Graphic of linear model using vegetation type on number of undetected ant species sampled with pitfall traps, at regional scale. The number of unseen species was computed subtracting the number of estimated species (Chao 1) from the number of observed species at each site.

FIGURE 1.

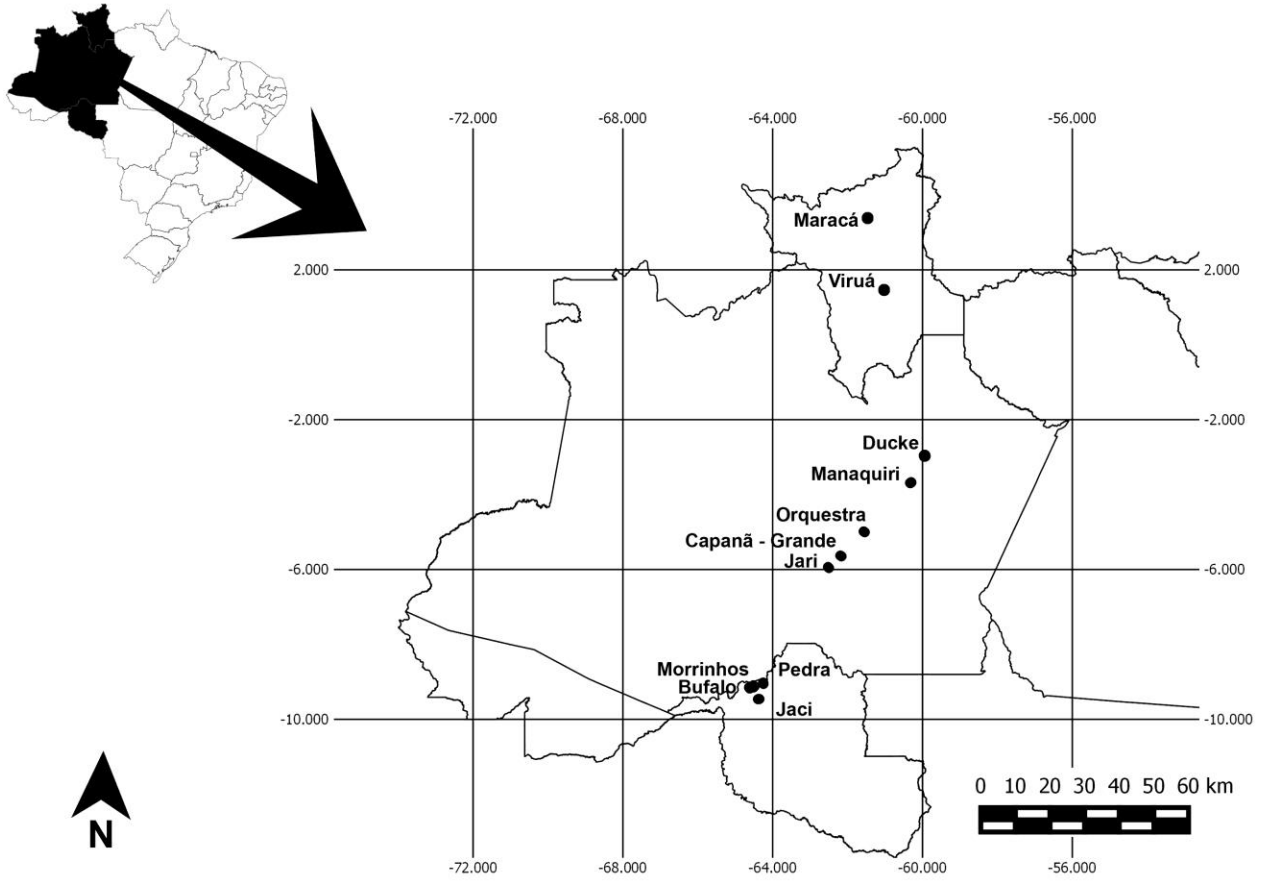


FIGURE 2.

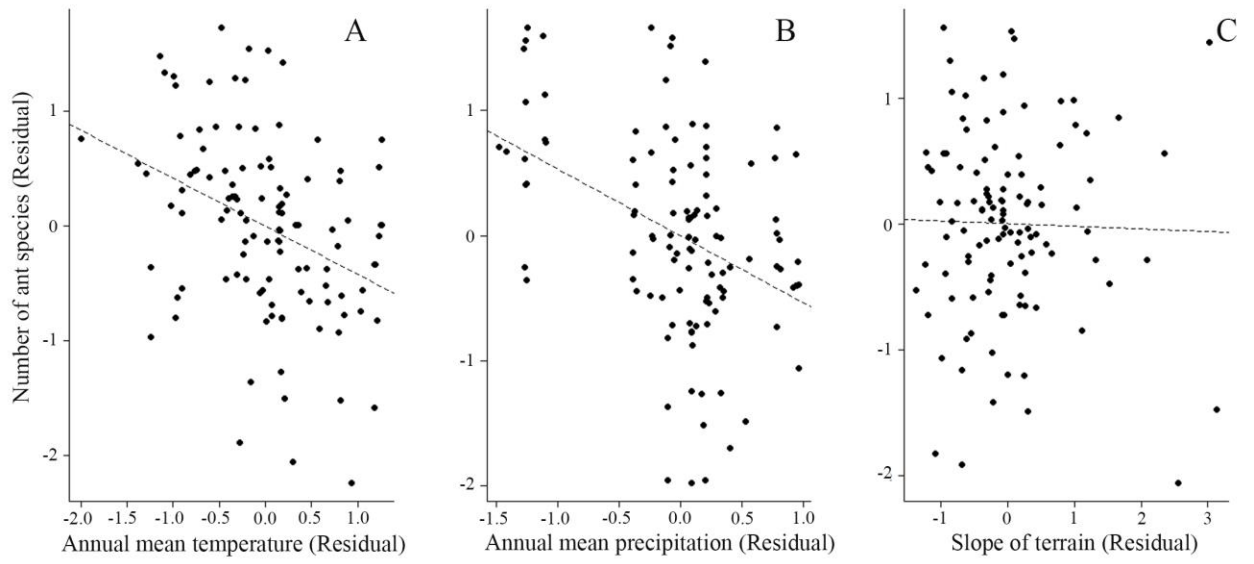


FIGURE 3.

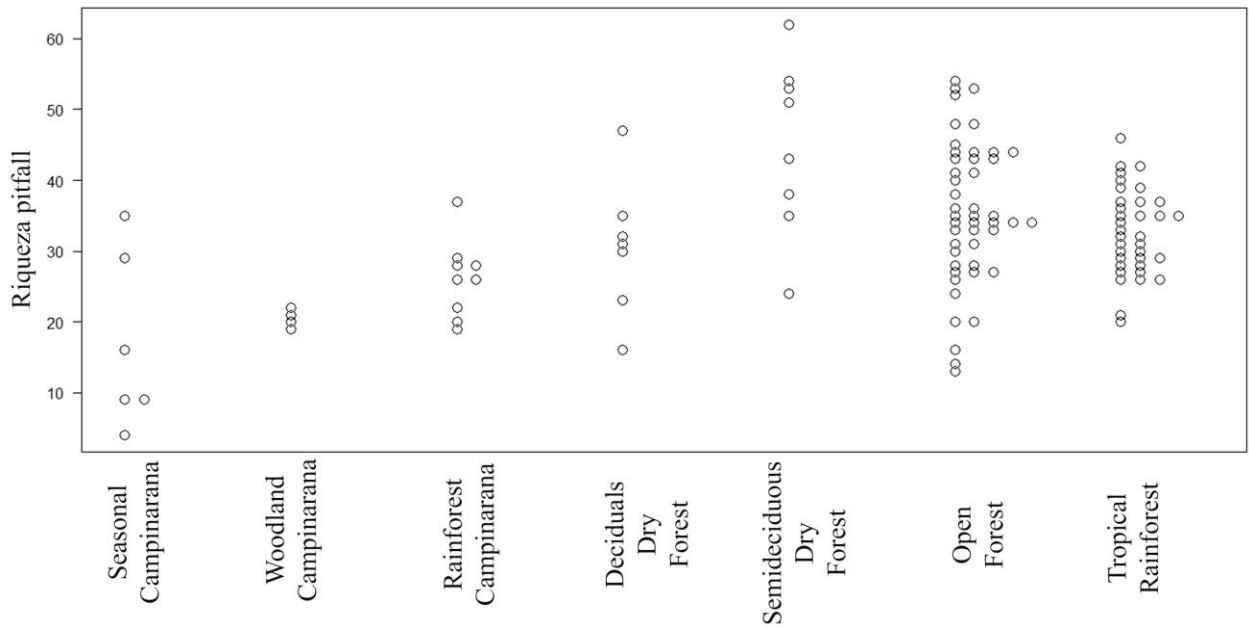


FIGURE 4.

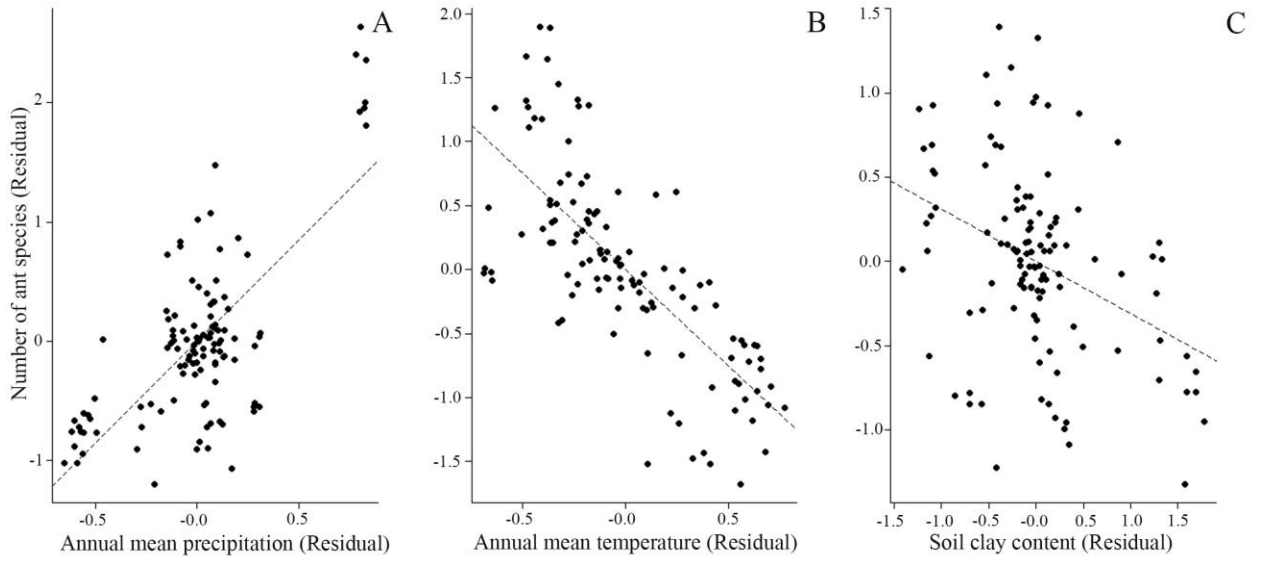


FIGURE 5.

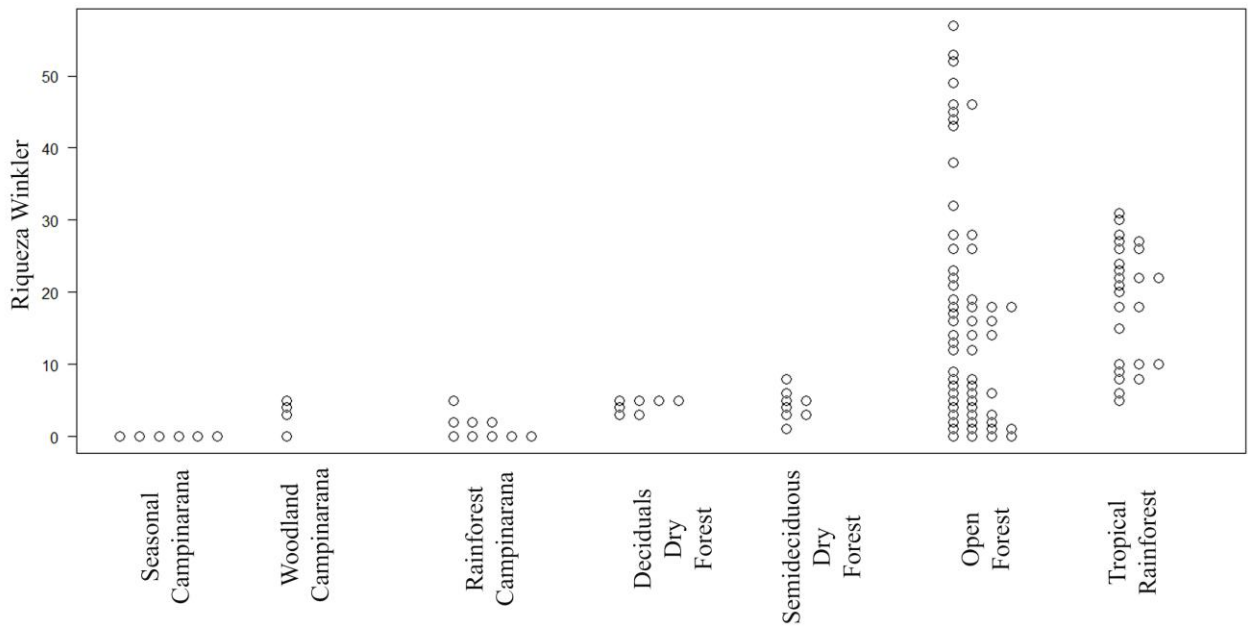


FIGURE 6.

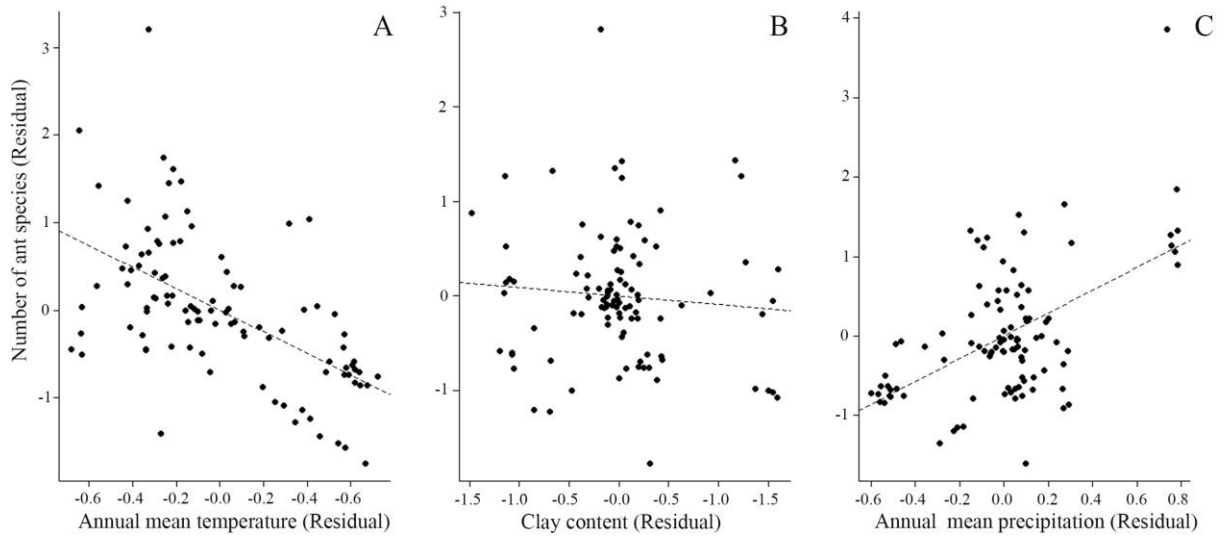


FIGURE 7.

