

Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**Diversidade da araneofauna de mata de galeria do Cerrado e suas
respostas à manipulação da estrutura ambiental na serapilheira**

Augusto Arcela

Orientador: Prof. Dr. Paulo César Motta

Brasília, 2017

Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Diversidade da araneofauna de mata de galeria do Cerrado e suas respostas à manipulação da estrutura ambiental na serapilheira

Augusto Arcela

Orientador: Prof. Dr. Paulo César Motta

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília como parte dos requisitos para a obtenção do título de mestre em ecologia.

Brasília, 2017



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Dissertação de Mestrado

AUGUSTO ARCELA

Orientador: Prof. Dr. Paulo César Motta

**Diversidade da araneofauna de mata de galeria do Cerrado e suas
respostas à manipulação da estrutura ambiental na serapilheira**

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Reuber Albuquerque Brandão
(Membro Titular)

Profa. Dra. Rosana Tidon
(Membro Titular)

Prof. Dr. Emerson Monteiro Vieira
(Membro Suplente)

Brasília, 2017

Agradecimentos

À minha família, que me apoiou de diversas formas. Em especial ao meu pai Aluizio, à minha mãe Nina e ao meu irmão Vicente, que me deram suporte para vencer as dificuldades surgidas durante o mestrado, e me ajudaram a buscar a direção certa no meu trabalho de pesquisa.

À minha namorada Juliana Duarte, que me conhece como ninguém e que esteve do meu lado nas maiores dificuldades e nos melhores momentos que eu passei até hoje. Obrigado pelo apoio e compreensão durante esta jornada.

Aos meus irmãos de outros pais Julio Glatt, Lucas Brasil, Raon Motta e Rodrigo Koshino que se interessaram pelo meu trabalho e foram a campo me ajudar e aos que não puderam, mas sempre demonstraram apoio, Mariano Toniatti e Rafael França.

Aos estagiários do laboratório Afonso Meneses, Alessandra Costa, Alice, Gabriela Mourão, João Lucas, Larissa Melo, Lúcio Young, Rodolfo Veras, Vinicius Lima, além de outros, que me deram uma força nas fases de coleta de dados e de triagem do material.

Aos mestres Felipe Freitas, Leandro Garcia, Vinicius Moraes e ao mestrando Vitor Ferreira que me passaram várias informações relevantes ao longo da convivência e do curso.

Aos diretores e funcionários da Fazenda Água Limpa (FAL/UnB), os quais sempre foram muito solícitos e gentis.

Aos professores dos Programas de Pós-Graduação em Ecologia e Zoologia, que me ofereceram conhecimento e suporte para concluir esse trabalho, e aos servidores, que sempre foram tão solícitos comigo.

Ao meu orientador Tri, Prof. Dr. Paulo César Motta, que me confiou a elaboração de um projeto próprio e me deu conhecimento, condições e orientações para realizá-lo.

À CAPES, pelo financiamento e pela possibilidade da realização deste trabalho.

E a todos que participaram direta ou indiretamente da realização deste trabalho.

Obrigado!

Sumário

Lista de Figuras	VI
Lista de Tabelas	X
Resumo	1
Abstract.....	2
1. Introdução.....	3
2. Revisão Bibliográfica.....	4
2.1. Estimativa da diversidade taxonômica da Ordem Araneae.....	4
2.2. Relação entre a comunidade de aranhas e o ambiente	5
2.3. Respostas ecológicas de comunidades de aranhas brasileiras.....	8
2.4. Araneofauna e a serapilheira.....	13
3. Objetivos	15
4. Hipóteses	16
5. Metodologia	17
5.1. Área de estudo.....	17
5.2. Delineamento experimental	17
5.3. Análise de dados	22
6. Resultados	25
6.1. Abundância total de Arachnida.....	25
6.2. Aspiração	30
6.3. Pitfall.....	45
6.4. Caracterização ambiental entre tratamentos.....	62
6.5. Resposta da comunidade de aranhas coletadas por pitfall em relação às variáveis preditoras	67
7. Discussão.....	75
7.1. Composição das guildas.....	77
7.2. Diversidade da araneofauna	79
7.3. Dissimilaridade da araneofauna entre os tratamentos	84
7.4. Relação entre características estruturais, condições microclimáticas e a araneofauna	85
7.5. Importância da Mata do Capetinga para a araneofauna do DF	89
8. Conclusão.....	89
9. Referências bibliográficas	91

Lista de Figuras

Figura 1. Modelo gráfico dos componentes da estrutura do habitat. A heterogeneidade ambiental engloba a variação em abundância relativa de diferentes componentes estruturais por unidade de área ou volume, enquanto a complexidade compreende a variação em termos absolutos de abundância por unidade de área ou volume. A escala mede a variação atribuída ao tamanho da área ou volume usados para a medição dos componentes estruturais (Adaptado de McCoy & Bell, 1991).	5
Figura 2. Vias de influências diretas e indiretas da estrutura do habitat sobre a comunidade de aranhas (Fonte: Souza, 2007).	6
Figura 3. Imagem de satélite da Fazenda Água Limpa - UnB/DF (Adaptado de Rocha, 2016).	17
Figura 4. Esquema representativo de um transecto composto de 10 parcelas de 3x3 m, distanciadas em 5 m.	18
Figura 5. Imagem de satélite da porção da Mata do Capetinga amostrada. As parcelas estão representadas por bandeiras e os transectos por traços vermelhos.	18
Figura 6. Esquema representativo de uma parcela contendo dois pitfalls. As armadilhas eram dispostas na linha média, distanciadas em 1 m entre si e a pelo menos 1 m das bordas.	19
Figura 7. Detalhe do método de coleta por queda já instalado – pitfall.	20
Figura 8. Aspirador e Soprador Husqvarna 125-BV adaptado à coleta de aranhas – aspiração.	20
Figura 9. Abundância relativa das guildas de aranhas coletadas por ambos os métodos nos diferentes meses e total.	27
Figura 10. Abundância relativa total das guildas de aranhas coletadas por ambos os métodos separados por tratamento (CON – Controle; ADI - Adição de serapilheira; REM – Remoção de serapilheira; DML – Deposição de material lenhoso).	28
Figura 11. Abundância relativa das guildas de aranhas coletadas por ambos os métodos de cada mês separados por tratamento (CON – Controle; ADI - Adição de serapilheira; REM – Remoção de serapilheira; DML – Deposição de material lenhoso).	29
Figura 12. Número de aranhas coletadas na aspiração divididas por família, mês, estágio de vida e sexo. (Coletas: 1 – Outubro, 2 – Novembro, T – Total. Famílias: THERI: Theridiidae, SALTI: Salticidae, ARAN: Araneidae, ANYPH: Anyphaenidae, TETRA: Tetragnathidae, PHOLCI: Pholci: Pholcidae, THOMI: Thomisidae, CTEN: Ctenidae, SCYTO: Scytodidae, CORIN: Corinnidae, LYCOS: Lycosidae, ULOBO: Uloboridae, LINYPH: Linyphiidae, MIMET: Mimetidae, CLUBI: Clubionidae, PSEUDO: Pseudoscorpiones, DIPLU: Dipluridae, EUTICH: Eutichuridae, OPILIO: Opiliones, HERSI: Hersiliidae, SPARA: Sparassidae, SYNO: Synotaxidae, ZODAR: Zodariidae)	31
Figura 13. Curva de acumulação de diversidade baseada na abundância de aranhas aspiradas. A linha sólida representa a rarefação observada da coleta e a linha tracejada a diversidade estimada por Chao1. Cada cor representa um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade.	34
Figura 14. Curva de acumulação de diversidade baseada na cobertura da amostra de aranhas aspiradas. A linha sólida representa a rarefação da coleta obtida e a linha tracejada a diversidade estimada por Chao1 quando a cobertura se aproxima de 1. Cada cor representa um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade.	35
Figura 15. Curvas de acumulação de diversidade baseadas na abundância (esquerda), e na cobertura da amostra (direita) de aranhas aspiradas para cada mês. Cada cor representa um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade (vermelho: riqueza; verde: entropia de Shannon; azul: inverso da concentração de Simpson).	36
Figura 16. Ranking de abundância de indivíduos por família divididos por sexo, estágio de desenvolvimento e coleta da araneofauna aspirada. (Famílias: THERI: Theridiidae, SALTI: Salticidae, ARAN: Araneidae,	

ANYPH: Anyphaenidae, TETRA: Tetragnathidae, PHOLCI: Pholcidae, THOMI: Thomisidae, CTEN: Ctenidae, SCYTO: Scytodidae, CORIN: Corinnidae, LYCOS: Lycosidae, ULOBO: Uloboridae, LINYPH: Linyphiidae, MIMET: Mimetidae, CLUBI: Clubionidae, PSEUDO: Pseudoscorpiones, DIPLU: Dipluridae, EUTICH: Eutichuridae, OPILIO: Opiliones, HERSI: Hersiliidae, SPARA: Sparassidae, SYNO: Synotaxidae), ZODAR: Zodariidae).....	37
Figura 17. Rankings de abundância relativa total e por mês dos tratamentos da araneofauna. aspirada.....	38
Figura 18. Curva de acumulação de diversidade de aranhas aspiradas baseada na abundância por tratamento. A linha sólida representa a rarefação da coleta obtida e a linha tracejada a diversidade estimada por Chao1. Cada linha representa um tratamento e cada gráfico um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade (Tratamentos: ADI – Adição de serapilheira, CON – Controle, DML – Deposição de Material Lenhoso, REM – Remoção de serapilheira).....	40
Figura 19. Cobertura da amostragem da aspiração em relação à abundância coletada para cada tratamento (Tratamentos: ADI – Adição de serapilheira, CON – Controle, DML – Deposição de Material Lenhoso, REM – Remoção de serapilheira).	42
Figura 20. Curva de acumulação de diversidade de aranhas aspiradas por tratamento baseada na cobertura da amostragem. A linha sólida representa a rarefação da coleta obtida e a linha tracejada a diversidade estimada por Chao1. Cada gráfico representa um tratamento e cada linha um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade (Tratamentos: CON – Controle, ADI – Adição de serapilheira, DML – Deposição de Material Lenhoso, REM – Remoção de serapilheira).....	42
Figura 21. Perfil da diversidade de Hill total e mensal para cada tratamento da aspiração. Este gráfico representa a diversidade observada para um gradiente crescente de peso da equitabilidade (q), calculada pela série de Hill.....	43
Figura 22. Perfis de diversidade de Hill entre tratamentos para cada coleta da aspiração. Este gráfico representa a diversidade observada para um gradiente crescente de peso da equitabilidade (q), calculada pela série de Hill.....	43
Figura 23. Ranking de abundância de indivíduos por família divididos por sexo, estágio de desenvolvimento e coleta da araneofauna coletada por pitfall. (Coletas: 1 – Outubro; 2 – Novembro; T – Total. Famílias: LYCOS: Lycosidae, LINYPH: Linyphiidae, CTEN: Ctenidae, OCHYRO: Ochyroceratidae, ARAN: Araneidae, THERI: Theridiidae, CORIN: Corinnidae, PSEUDO: Pseudoscorpiones, SALTI: Salticidae, SYMPH: Symphytognathidae, CAPON: Caponiidae, OONO: Oonopidae, SCYTO: Scytodidae, OPILIO: Opiliones, PHOLCI: Pholcidae, DIPLU: Dipluridae, ANYPH: Anyphaenidae, TETRA: Tetragnathidae, IDIOP: Idiopidae, THERA: Theraphosidae, ACTINO: Actinopodiidae, AMAURO: Amaurobiidae, GNAPH: Gnaphosidae, OXYO: Oxyopidae, SCORP: Scorpiones, TENGE: Zoropsidae, TITANO: Titanocidae). ...	46
Figura 24. Curva de acumulação de diversidade baseada na abundância de aranhas coletadas por pitfalls. A linha sólida representa a rarefação da coleta obtida e a linha tracejada a diversidade estimada por Chao1. Cada cor representa um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade.	48
Figura 25. Curva de acumulação de diversidade total baseada na cobertura da amostra de aranhas coletadas por pitfalls. A linha sólida denota a rarefação da coleta obtida e a linha tracejada a diversidade estimada por Chao1 quando a cobertura se aproxima de 1. A cobertura da amostra obtida a partir de 1283 indivíduos foi 0,9945. Cada cor representa um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade	49
Figura 26. Curvas de acumulação de diversidade baseadas tanto na abundância (esquerda), quanto na cobertura da amostra (direita) de aranhas coletadas com pitfalls para cada mês. Cada cor representa um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade (vermelho: riqueza; verde: entropia de Shannon; azul: inverso da concentração de Simpson).....	50
Figura 27. Representação gráfica da dissimilaridade observada para aranhas coletadas com pitfalls em cada mês. A PCoA foi construída a partir da dissimilaridade de Bray-Curtis total e dos componentes de sua	

partição: Variação de abundância balanceada e gradiente de abundância. Os boxplots demonstram as distâncias de cada mês ao centróide. Foram observadas diferenças significativas em substituição de famílias e dissimilaridade total de Bray-Curtis de um mês para o outro (1 – Outubro; 2 – Novembro. $p < 0,05$).....	51
Figura 28. Rankings de abundância relativa total e por mês dos tratamentos da araneofauna coletada por pitfalls.	52
Figura 29. Ranking de abundância de indivíduos por família divididos por sexo, estágio de desenvolvimento e coleta da araneofauna coletada por pifalls. Famílias: LYCOS: Lycosidae, LINYPH: Linyphiidae, CTEN: Ctenidae, OCHYRO: Ochyroceratidae, ARAN: Araneidae, THERI: Theridiidae, CORIN: Corinnidae, PSEUDO: Pseudoscorpiones, SALTI: Salticidae, SYMPH: Symphytognathidae, CAPON: Caponiidae, OONO: Oonopidae, SCYTO: Scytodidae, OPILIO: Opiliones, PHOLCI: Pholcidae, DIPLU: Dipluridae, ANYPH: Anyphaenidae, TETRA: Tetragnathidae, IDIOP: Idiopidae, THERA: Theraphosidae, ACTINO: Actinopodiidae, AMAURO: Amaurobiidae, GNAPH: Gnaphosidae, OXYO: Oxyopidae, SCORP: Scorpiones, TENGE: Zoropsidae, TITANO: Titanoeidae).....	53
Figura 30. Curva de acumulação de diversidade baseada na abundância de aranhas coletadas em pifalls por tratamento. A linha sólida denota a rarefação da coleta obtida e a linha tracejada a diversidade estimada por Chao1. Cada linha representa um tratamento e cada gráfico um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade (Tratamentos: A – Adição de serapilheira, C – Controle, G – Deposição de Material Lenhoso, R – Remoção de serapilheira).....	55
Figura 31. Cobertura da amostragem de pifalls em relação à abundância coletada para cada tratamento (Tratamentos: A – Adição de serapilheira, C – Controle, G – Deposição de Material Lenhoso, R – Remoção de serapilheira).	57
Figura 32. Curva de acumulação de diversidade de aranhas por tratamento baseada na cobertura da amostragem de pifalls. A linha sólida denota a rarefação da coleta obtida e a linha tracejada a diversidade estimada por Chao1. Cada gráfico representa um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade e cada linha um tratamento (Tratamentos: A – Adição de serapilheira, C – Controle, G – Deposição de Material Lenhoso, R – Remoção de serapilheira)	58
Figura 33. Perfil da diversidade de Hill para cada coleta da amostragem de pifalls. Este gráfico representa a diversidade observada para um gradiente crescente de peso da equitabilidade (q), calculada pela série de Hill.	59
Figura 34. Perfil da diversidade de Hill para cada tratamento da amostragem de pifalls. Este gráfico representa a diversidade observada para um gradiente crescente de peso da equitabilidade (q), calculada pela série de Hill.	59
Figura 35. Representação gráfica das coordenadas principais da dissimilaridade de Bray-Curtis e de seus componentes (Variação de abundância balanceada e gradiente de abundância) observadas para aranhas coletadas com pitfalls em cada tratamento. Os boxplots abaixo demonstram as distâncias de cada mês ao centróide. Foi observada diferença significativa na dissimilaridade de Bray-Curtis total entre tratamentos ($p = 0,034$).....	61
Figura 36. Boxplot com os valores de temperatura (°C) para cada tratamento e coleta.	62
Figura 37. Boxplots com os valores de temperatura (°C) para cada tratamento em outubro e novembro.....	62
Figura 38. Boxplots com os valores de umidade relativa na serapilheira (%) para cada tratamento e coleta.	63
Figura 39. Boxplots com os valores de umidade relativa na serapilheira (%) para cada tratamento em outubro e novembro.	63
Figura 40. Boxplots com os valores médios da profundidade da serapilheira (mm) para cada tratamento e coleta.....	64

Figura 41. Boxplots com os valores médios da profundidade da serapilheira (mm) para cada tratamento em outubro e novembro.	64
Figura 42. Boxplots com os valores de cobertura da serapilheira (%) para cada tratamento e coleta.	65
Figura 43. Boxplots com os valores de cobertura da serapilheira (%) para cada tratamento em outubro e novembro.	65
Figura 44. Correlação entre as variáveis predictoras. Gráficos de correlação na porção superior direita, métrica da correlação na porção inferior esquerda (r) e histogramas na diagonal demonstrando a distribuição dos dados. Asteriscos vermelhos denotam significância estatística ($p < 0,05$).	66
Figura 45. nMDS utilizando o coeficiente de Bray-Curtis a partir dos dados de pitfalls em três dimensões, com análise de ordenação de variáveis ambientais adaptada (envfit do pacote vegan). Os agrupamentos se referem aos tratamentos (C – CON, A – ADI, G – DML, R – REM). Stress= 0,176.	67
Figura 46. Análise de redundância com 5% de explicação construída a partir da matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis dos dados de pitfalls e a partir dos dados ambientais. São utilizados lc scores em dois scalings. Apenas as famílias com abundância maior de 30 indivíduos estão representadas. As parcelas ds tratamentos estão conectadas por linhas (azul: Controle; verde: Deposição de material lenhoso; amarelo: Adição de serapilheira; vermelho: Remoção de serapilheira).	69
Figura 47. Análise de redundância com 4,2% de explicação construída a partir da matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis dos dados de pitfalls e a partir dos dados ambientais. Foram condicionadas 9,9% da variação ao manter a coleta, o tratamento e o transecto como variáveis aleatórias. São utilizados lc scores em scaling 2. Apenas as famílias com abundância maior de 30 indivíduos estão representadas.	70
Figura 48. Análise de redundância com 2,1% de explicação construída a partir da matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis dos dados de pitfalls e a partir dos dados de umidade Foram condicionadas 2,9% da variação ao manter a temperatura, a cobertura e a profundidade como variáveis aleatórias. São utilizados lc scores em scaling 2. Apenas as famílias com abundância maior de 30 indivíduos estão representadas.	71
Figura 49. Mapa das parcelas e correlação entre parâmetros da comunidade de aranhas coletadas com pitfalls e os componentes principais formados a partir da profundidade, cobertura, umidade e temperatura da serapilheira mensuradas em outubro de 2015.	72
Figura 50. Mapa das parcelas e correlação entre parâmetros da comunidade de aranhas coletadas com pitfalls e os componentes principais formados a partir da profundidade, cobertura, umidade e temperatura da serapilheira mensuradas em novembro de 2015.	73
Figura 51. Mapa das parcelas e correlação entre parâmetros da comunidade de aranhas coletadas com pitfalls e os componentes principais formados a partir da profundidade, cobertura, umidade e temperatura da serapilheira mensuradas em toda a coleta.	74

Lista de Tabelas

Tabela 1. Separação em guildas de aranhas proposta por Cardoso e colaboradores (2011).....	21
Tabela 2. Pacotes do software R 3.3.2 utilizados nas análises estatísticas.	24
Tabela 3. Abundância de famílias de Arachnida total e mensal, por método de coleta.....	26
Tabela 4. Abundância de aracnídeos por sexo e estágio de vida mensal e total da coleta de aspiração.	30
Tabela 5. Abundância, riqueza, índices de diversidade e equitabilidade total e para cada mês da araneofauna aspirada.....	31
Tabela 6. Abundância das famílias de aranhas e outras ordens de Arachnida total e divididas por mês representadas nas coletas da aspiração.	32
Tabela 7. Diversidade observada e estimada para ordens de q iguais a 0, 1 e 2 de aracnídeos aspirados.	33
Tabela 8. Diversidade observada e estimada para q iguais a 0, 1 e 2 calculados a partir das coletas da aspiração em cada mês, medida em números de Hill.	35
Tabela 9. Abundância, riqueza de famílias, índices de diversidade e de equitabilidade calculados a partir da araneofauna aspirada para cada tratamento (CON – Controle; ADI - Adição de serapilheira; REM – Remoção de serapilheira; DML – Deposição de material lenhoso).....	39
Tabela 10. Diversidade observada e estimada em cada tratamento para q iguais a 0, 1 e 2 calculados a partir das coletas da aspiração, medida em números de Hill (CON – Controle; ADI - Adição de serapilheira; REM – Remoção de serapilheira; DML – Deposição de material lenhoso).....	41
Tabela 11. Abundância de aracnídeos da coleta de pitfall total e mensal, por sexo e estágio de vida.....	45
Tabela 12. Abundância, riqueza, índices de diversidade e equitabilidade total e para cada mês da araneofauna coletado por pitfall.....	46
Tabela 13. Abundância das famílias de aranhas e outras ordens de Arachnida total e divididas por mês representadas nas coletas de pitfall.....	47
Tabela 14. Diversidade total observada e estimada para q iguais a 0, 1 e 2 calculados a partir das coletas de pitfalls, medida em números de Hill.....	48
Tabela 15. Abundância, famílias, cobertura e número de singletons para cada mês das coletas de pitfall ...	49
Tabela 16. Diversidade observada e estimada para q iguais a 0, 1 e 2 calculados a partir das coletas de pitfalls em cada mês, medida em números de Hill.....	50
Tabela 17. Abundância, riqueza de famílias, índices de diversidade e de equitabilidade calculados a partir da araneofauna coletada por pitfalls para cada tratamento (CON – Controle; ADI - Adição de serapilheira; REM – Remoção de serapilheira; DML – Deposição de material lenhoso).....	54
Tabela 18. Diversidade observada e estimada em cada tratamento para q iguais a 0, 1 e 2 (Riqueza, Shannon e Simpson) calculados a partir das coletas por pitfalls, medida em números de Hill (CON – Controle; ADI - Adição de serapilheira; REM – Remoção de serapilheira; DML – Deposição de material lenhoso).	56
Tabela 19. Abundância, riqueza de famílias, cobertura e número singletons para cada tratamento nas coletas de pitfall (CON – Controle; ADI - Adição de serapilheira; REM – Remoção de serapilheira; DML – Deposição de material lenhoso).....	57
Tabela 20. Correlação entre as variáveis contínuas e os eixos da nMDS.....	67
Tabela 21. Correlação entre as variáveis contínuas adaptadas e os eixos da PCA com dados de abundância da coleta de pitfalls com transformação de Hellinger.....	70
Tabela 22. Abundância, famílias e riqueza observada e estimada de inventários da araneofauna realizados dentro do bioma Cerrado e em matas ripárias com diferentes métodos e fitofisionomias.....	76

Resumo

Aranhas sofrem influência da estrutura do habitat ao seu redor, seja por efeitos diretos ou indiretos. A serapilheira é de grande importância para esse grupo, já que compõe grande parte do substrato utilizado. Alguns estudos indicam que a maior complexidade da estrutura ambiental influencia positivamente a diversidade de aranhas. Com a finalidade de testar essa hipótese, o presente trabalho avalia os impactos gerados dois meses após a manipulação da serapilheira na diversidade e composição de famílias de aranhas e de outras ordens de Arachnida. Poucos estudos avaliaram tais efeitos nesse grupo, principalmente no Cerrado. Para tanto, foram instaladas 60 parcelas de 9 m² cada em quatro tratamentos de manipulação da serapilheira na Mata de Galeria do Capetinga (UnB/DF). Os efeitos de adição, remoção ou substituição da serapilheira por galhos foram comparados com um grupo controle. As coletas dos aracnídeos foram feitas com *pitfalls* e aspirador de folhas, enquanto dados de profundidade, cobertura, temperatura e umidade relativa da serapilheira foram mensurados. Os dados obtidos foram analisados por estatística descritiva, curvas de acúmulo de diversidade, perfis de Renyi e testes de hipóteses. A representação da composição da comunidade e as suas respostas à alteração nas variáveis preditoras foi avaliada por ordenação (PCA, PCoA, nMDS e RDA). O trabalho também descreve a estrutura da comunidade de aranhas da mata em estudo. Foram coletadas 1660 aranhas, com representantes de 33 famílias de Araneae e três ordens de Arachnida. As famílias mais representativas foram Lycosidae, Linyphiidae, Theridiidae, Araneidae e Ctenidae. Os métodos de coleta demonstraram complementariedade na fauna. O acréscimo de serapilheira apresentou efeitos positivos na diversidade de aranhas coletadas por *pitfalls*, enquanto sua remoção levou à redução da diversidade de aranhas coletadas na vegetação pelo aspirador. Embora de curta duração, esse efeito observado corrobora a hipótese da heterogeneidade do habitat. Supõe-se que tal brevidade tenha ocorrido devido a processos de decomposição e compactação que afetaram a estrutura, assim como ao fato de não haver removido a serapilheira continuamente. Além disso, o estudo demonstra a alta resiliência da araneofauna desse habitat. Não se observou significância entre a dissimilaridade de Bray-Curtis nos tratamentos, embora se tenha observado um efeito positivo na diversidade em uma combinação de fatores estruturais e microclimáticos. Os ambientes com maior profundidade da serapilheira, e também com maior umidade e menor temperatura são preferenciais à araneofauna.

Palavras-chave: Aracnídeos, Aranhas, Complexidade Ambiental, Ecologia de Comunidades, Estrutura do Habitat, Hipótese da Heterogeneidade do Habitat.

Abstract

Spiders are influenced by the habitat structure around them, whether through direct or indirect effects. Litter is of great importance for this group, since it comprises a large part of the utilized substrate. Studies indicate that the higher complexity of environmental structure positively influences the diversity of spiders. To test this hypothesis, this study evaluates the impacts caused on the diversity and composition of spider families and other orders of Arachnida, in the two subsequent months after litter manipulation. Few studies evaluated these effects on this group, especially in the Cerrado biome. Sixty plots of 9 m² were evaluated in four different treatments of litter manipulation at Mata do Capetinga (UnB/DF), a tropical riparian forest. The effects of addition, removal or replacement of litter for coarse wood debris were compared with a control group. Pitfall and suction methods were used for arachnid sampling, while depth, coverage, temperature and relative humidity of litter in the plots were measured. These data were analyzed by descriptive statistics, diversity accumulation curves, Renyi profiles and hypothesis tests. The representation of the community composition and its responses to changes in predictive variables were evaluated by ordination (PCA, PCoA, nMDS and RDA). It is also described the structure of the Capetinga spider community. A total of 1,660 spiders were collected, represented by 33 families of Araneae and other three orders of Arachnida. Lycosidae, Linyphiidae, Theridiidae, Araneidae and Ctenidae were the most representative families, and complementarity was observed in the fauna collected by the different sampling methods. Addition of litter presented positive effects on the diversity of spiders collected by pitfalls, while the removal of litter caused the reduction of diversity of spiders collected by suction sampling. Although of short duration, this effect corroborates the hypothesis of habitat heterogeneity. It is assumed that such briefness occurred due to processes of compression and decomposition that affected the litter structure while in the middle of the rainy season, as well as the fact that the litter hasn't been continually removed. Furthermore, the study demonstrates the high resilience of the spider fauna in this habitat. No significance was observed in the Bray-Curtis dissimilarity between treatments, although a positive effect on diversity was observed in a combination of structural and microclimatic factors. Habitats with higher depth of the litter, higher humidity and lower temperature were preferred by the spider fauna.

Keywords: Arachnids, Community Ecology, Environmental Complexity, Habitat Heterogeneity Hypothesis, Habitat Structure, Spiders.

1. Introdução

A hipótese da heterogeneidade de habitat assume que uma maior complexidade (maior complexidade no arranjo de objetos físicos no espaço tridimensional) e heterogeneidade (diversidade de formas estruturais) de componentes na estrutura do habitat eleva a abundância e riqueza de espécies. Conseqüentemente, a diversidade aumenta devido ao maior fornecimento e diversidade de recursos e habitats, que suporta um maior número de nichos (MacArthur & MacArthur, 1961; McCoy & Bell, 1991; Tews et al., 2004; Lengyel et al., 2016).

Apesar de sua função no ecossistema basear-se em predação, a diversidade de espécies de aranhas em um ambiente não responde apenas à abundância e à diversidade de presas que ali se encontram. Na verdade, por serem predadores generalistas em sua maioria, os seus grandes limitantes são geralmente componentes abióticos do ambiente. Por exemplo, assembleias de aranhas em cultivos tratados com menor remoção de material vegetal são mais diversas do que aquelas que passaram por maior exposição do solo (Sunderland & Samu, 2000). Fatores abióticos influenciam como as relações bióticas se estabelecem e, assim, alteram a densidade populacional e a intensidade da competição (Wise, 1993).

Diversos estudos demonstraram a correlação entre a complexidade estrutural e a diversidade de espécies animais. MacArthur & MacArthur (1961) foram os primeiros a demonstrar esse tipo de correlação, em que florestas mais altas (mais estratificadas) abarcam avifaunas mais ricas. O mesmo padrão foi recentemente demonstrado para morcegos (Martins et al., 2017), além da demonstração do efeito positivo em maiores coberturas de dossel. Uetz (1991) revisou a influência da fitofisionomia e das estruturas físicas na seleção de habitat por aranhas, gerando efeitos na composição de espécies desse grupo. Na maioria dos locais, a flora determina a estrutura física do ambiente, o que permite o estabelecimento de espécies adaptadas aos diversos micro-habitats e aos recursos que esta fornece (Tews et al., 2004). Esse efeito aparentemente é maior do que uma simples relação espécies/área pelo aumento da área em decorrência do incremento em volume (Báldi, 2008; Lengyel et al., 2016).

Métodos de coleta de aracnídeos desenvolvidos apresentam eficiências distintas em relação aos subgrupos obtidos, por conta de apresentarem diferentes hábitos de forrageamento. Alguns métodos já foram testados e comparados entre si (Churchill & Arthur, 1999; Jiménez-Valverde & Lobo, 2006; Muelelwa et al., 2010). No entanto, poucos trabalhos avaliaram o método de coleta por sucção (mas veja Finke & Denno, 2002; Borges & Brown, 2003; Samu, 2003; Kovac & Mackay, 2009; Samu et al., 2014), especialmente aqui no Brasil. Logo, é importante a obtenção de mais dados a respeito da sua eficiência e avaliar se o uso concomitante

desse método com a armadilhagem de queda (pitfall) é complementar, a fim de tentar estabelecer a sua adequação.

Este trabalho visa avaliar como a estrutura do habitat e as variáveis microclimáticas na serapilheira influenciam a comunidade de aranhas, além de testar se manipulações na serapilheira são capazes de demonstrar diferenças na composição e na diversidade da araneofauna. Esses animais demonstram ser um bom modelo para o estudo dos efeitos da estrutura ambiental, em virtude de sua alta resposta a alterações nesse fator abiótico (Buchholz, 2010). Além disso, o estudo complementa o conhecimento acerca das relações entre as famílias e guildas de aranhas com a estrutura do habitat no bioma Cerrado, que vem sendo pouco estudado (Oliveira et al., 2017, mas veja Carvalho & Avelino, 2010; Mineo et al., 2010; Freire-Jr & Motta, 2011; Moraes, 2014; Santana, 2015). Possivelmente, este é o primeiro estudo a manipular e avaliar a influência das variáveis estruturais da serapilheira em mata de galeria no Cerrado na araneofauna, apesar de haver outros estudos recentes com algumas abordagens similares em biomas distintos (Silvicultura de eucalipto: Podgaiski & Rodrigues, 2017; Mata Atlântica: Pinto-Leite et al., 2008; Benati et al., 2010; Peres et al., 2010; Varjão et al., 2010; Benati et al., 2011; Lima Peres et al., 2014; Floresta Amazônica: Machado, 2010; Zanolli & Morato, 2015).

2. Revisão Bibliográfica

2.1. *Estimativa da diversidade taxonômica da Ordem Araneae*

São conhecidas atualmente 46.650 espécies de aranhas, divididas em 113 famílias (World Spider Catalog, 2017). As estimativas do número global de espécies chegam a 120.000, o que representa a sétima maior ordem de animais no mundo (Agnarsson *et al.*, 2008; Sebastian, 2009). No Brasil, foram descritas 3.103 espécies, 649 gêneros de 71 famílias. No Cerrado, 625 espécies nativas foram registradas, sendo estimada uma riqueza de 1.071 a 1.915 espécies para o bioma (Oliveira *et al.*, 2017).

Segundo Motta (2014), o bioma Cerrado é responsável por abrigar pelo menos 1.000 espécies. Apesar de grandes lacunas no conhecimento em nível de espécies, acredita-se que boa parte da linhagem de aranhas em nível de família já foi descoberta e que poucas descrições de novas são esperadas, já que apenas três novas famílias foram descritas desde 1.950 em todo o mundo – excluindo-se a transferência de táxons já descobertos para grupos hierárquicos superiores (Agnarsson *et al.*, 2008). O grupo é mais biodiverso na região tropical. Coddington

(2009) observou quase 6.000 indivíduos de 352 espécies em um hectare de Floresta Tropical na Guiana com estimativas de 700 espécies e 1-2 milhões de indivíduos. Esses animais são os principais predadores na maioria dos ambientes terrestres, representando a maior biomassa desta guilda (Wise, 1993).

2.2. *Relação entre a comunidade de aranhas e o ambiente*

Os componentes da estrutura do habitat podem ser representados graficamente em três eixos: (i) o eixo de heterogeneidade ambiental, ou seja, a variação relativa de diferentes objetos nos componentes estruturais; (ii) o eixo da complexidade ambiental, isto é, o montante total de objetos que compõem o ambiente e (iii) a escala, que abrange a alteração intrínseca à variação em tamanho ou volume utilizada na mensuração da heterogeneidade e complexidade (Fig. 1. McCoy & Bell, 1991). Os dois primeiros eixos estão correlacionados com a sucessão ecológica, enquanto a escala está correlacionada à paisagem e ao tamanho das manchas, que dita como será a dinâmica das metacomunidades.

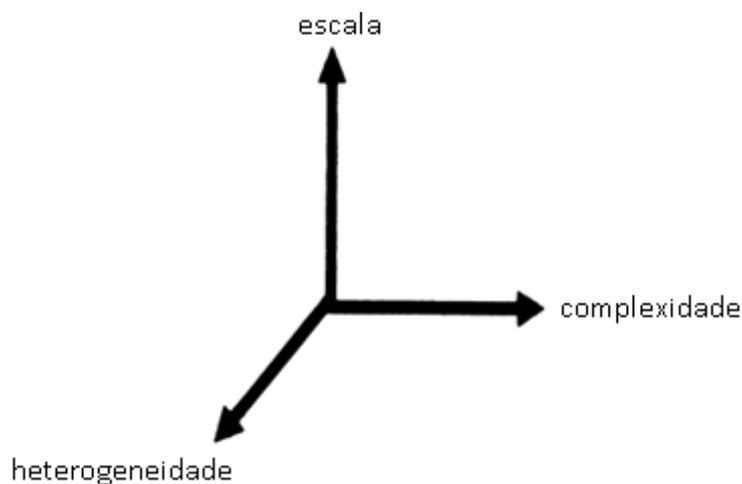


Figura 1. Modelo gráfico dos componentes da estrutura do habitat. A heterogeneidade ambiental engloba a variação em abundância relativa de diferentes componentes estruturais por unidade de área ou volume, enquanto a complexidade compreende a variação em termos absolutos de abundância por unidade de área ou volume. A escala mede a variação atribuída ao tamanho da área ou volume usados para a medição dos componentes estruturais (Adaptado de McCoy & Bell, 1991).

Temperatura, vento e umidade podem interferir no tipo de habitat que aranhas forrageiam, restringindo a dieta e delimitando o conjunto de inimigos naturais no ambiente. Por sua vez, a vegetação, a serapilheira, o solo, pedras, cupinzeiros e outros componentes do ambiente, além de outras funções, determinam a estrutura do habitat, na qual aranhas ancoram suas teias ou utilizam como refúgio (Wise, 1993). Ainda, a natureza sensorial das aranhas se dá

principalmente por meio de mecanorreceptores, o que as levam a buscar ambientes propícios à propagação e à percepção do estímulo (Uetz, 1991). Além disto, outras vias de influência da estrutura do habitat sobre aranhas foram sintetizadas na Figura 2, retirada de Souza (2007).

Na maioria dos estudos em que se averiguou alguma associação entre plantas e aranhas, ambientes em estágios sucessionais mais tardios – ou que tinham complexidade e heterogeneidade estrutural mais expressiva – apresentaram maior riqueza (Lowrie, 1948; Bultman & Uetz, 1982; Uetz, 1991; Langellotto & Denno, 2004; Buchholz, 2010; Schirmel & Buchholz, 2011). Também ocorrem associações específicas com certas espécies vegetais, riqueza de plantas, estratos verticais e variáveis microclimáticas em algumas espécies de aranhas (Pinto-Leite *et al.*, 2008; Rinaldi & Trinca, 2008; Rodrigues & Mendonça, 2012; Peres *et al.*, 2014; Sousa-Souto *et al.*, 2014; Nogueira & Pinto-da-Rocha, 2016).

Ambientes sucessionais mais precoces são preferidos por certas espécies das famílias Lycosidae, Gnaphosidae (cursoriais), Theridiidae (teia irregular, ou em formato de ‘pente’) e Linyphiidae (teia em lençol). Já outras aranhas tornam-se mais representativas em estágios mais avançados de sucessão, principalmente as que forrageiam com o auxílio da teia e as que vagam na vegetação (Uetz, 1979; Buchholz, 2010). Buchholz (2010) afirma que a diversidade das aranhas cursoriais não segue um padrão esperado, ou seja, regiões em estágios sucessionais mais avançados não necessariamente são mais diversos do que os precoces para esse grupo. Isso

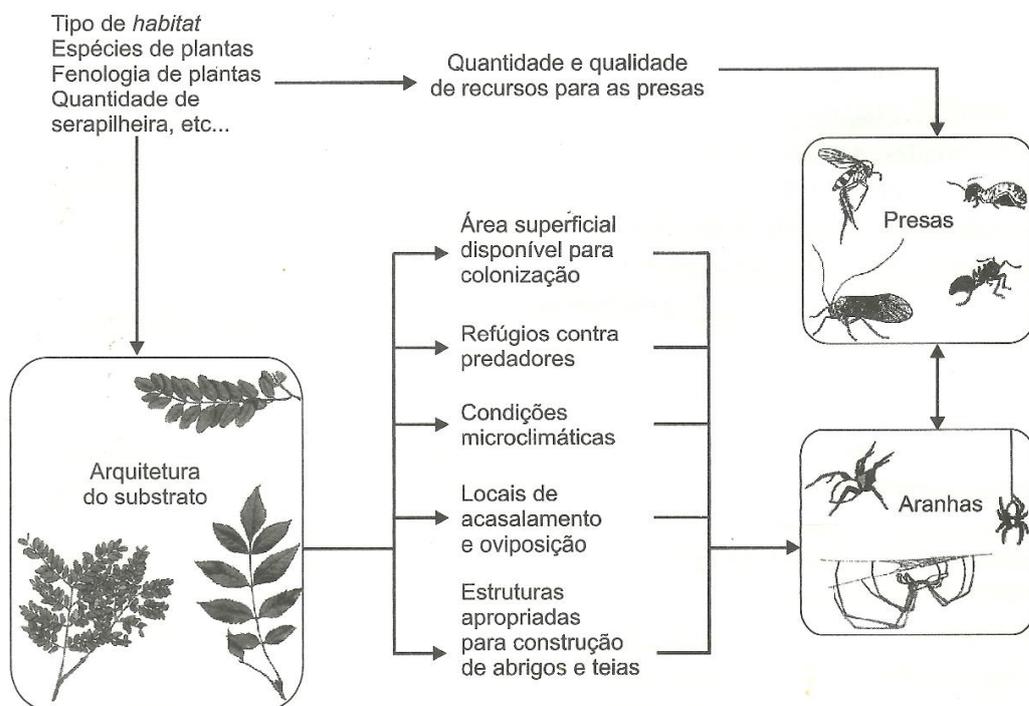


Figura 2. Vias de influências diretas e indiretas da estrutura do habitat sobre a comunidade de aranhas (Fonte: Souza, 2007).

pode ser reflexo de que a característica ambiental da qual esse grupo depende não está correlacionada com a sucessão, mas à exposição e secura do solo (Lengyel *et al.*, 2016).

Ao estudar a comunidade de aranhas das dunas ao longo da costa do Lago Michigan, Lowrie (1948) percebeu que a comunidade estava sujeita à mudança de acordo com a sucessão das dunas. Quando a vegetação se encontrava mais madura e ficando mais densa e estratificada, ocorriam mais espécies e famílias. A moderação de fatores climáticos a criação de diversos microclimas, assim como a maior disponibilidade de sítios de ancoramento para aranhas teceadeiras são explicações para comunidades mais ricas (Lowrie, 1948).

Buchholz (2010) coletou aranhas cursoriais com *pitfalls* de áreas diferentes de campos arenosos na Europa Central. As variáveis ambientais que ele mensurou na área de 1 m² que envolvia os pitfall foram: cobertura da camada herbácea/arbustiva/musgos, umidade do solo e sombreamento. Quatro agrupamentos de habitats foram detectados correspondentes aos ambientes com diferentes características estruturais e climáticas que habitavam. Diferentemente do esperado, a riqueza não diferiu entre os grupos. Apesar disso, há diferenças significativas na composição de espécies devido à variação nas condições ambientais.

Diferenças entre os grupos demonstraram que as espécies indicadoras de vegetações mais esparsas apresentam amplitude de nicho de sombreamento mais estreito, o que indica especialização a ambientes mais luminosos. Por outro lado, a moderação microclimática que acompanha a sucessão leva ao favorecimento de espécies generalistas. O consequente aumento na dureza e no desenvolvimento do solo leva ao favorecimento de espécies típicas de campos secos, em detrimento de espécies que cavam tocas em solo menos compactados. Os padrões que emergiram apontaram e corroboraram a influência dos gradientes de cobertura vegetal e de umidade na distribuição de aranhas (Buchholz, 2010; Schirmel & Buchholz, 2011; Lengyel *et al.*, 2016).

Nos campos da Hungria foi conduzido um estudo amplo, que abrangeu diversos táxons de animais. A riqueza total de espécies (incluindo plantas) não foi correlacionada a nenhuma variável referente à heterogeneidade ambiental (Lengyel *et al.*, 2016). Isso se deve ao fato de que nem todos os grupos respondem a variações em diferentes medidas quantitativas desta variável. A diversidade de plantas em manchas dentro das parcelas influenciou a riqueza de aranhas que habitavam a vegetação, enquanto que a exposição do solo beneficiou a riqueza das que viviam no solo.

2.3. *Respostas ecológicas de comunidades de aranhas brasileiras*

No território brasileiro, Sousa-Souto e colaboradores (2014) coletaram a araneofauna pelo método de guarda-chuva entomológico em três regiões semiáridas em torno do Rio São Francisco em diferentes estágios de regeneração de Caatinga: pasto com arbustos de até 2 m abandonado por 3 anos, floresta tropical seca com árvores de 2-4 m sem perturbações havia 12-15 anos e um fragmento de floresta tropical seca com árvores de 4-15 m sem distúrbio por 40 anos. Eles avaliaram se efeitos *bottom-up* teriam consequências sobre a população de aranhas.

Os autores observaram que, por mais que a riqueza de aranhas respondesse à riqueza de plantas e ao estágio de sucessão, a composição do grupo não produziu respostas significativas. Apesar de todos os atributos testados da entomofauna variarem significativamente com a riqueza de plantas e o estágio de sucessão, a riqueza e a composição de aranhas não responderam à abundância e nem à riqueza de insetos. A abundância de insetos era maior nos estágios mais precoces (dominado por um Curculionídeo), o que podia explicar a falta de correlação. Os autores sugeriram que a similaridade entre os estágios se deve a alguma conexão na paisagem permeável à dispersão das aranhas, mantendo a diversidade entre as manchas.

Em um outro estudo, no entanto, Carvalho e colaboradores (2015) verificaram o efeito da sazonalidade na araneofauna em regiões da Caatinga. Os autores avaliaram se fatores abióticos (precipitação, umidade relativa, temperatura e evapotranspiração real) e bióticos (disponibilidade de presas) explicavam a variação em riqueza e abundância de aranhas. Ambos os parâmetros da araneofauna responderam diretamente apenas à abundância de invertebrados, que, por sua vez, variou diretamente conforme as variáveis climáticas. Por outro lado, tanto a abundância quanto a riqueza de aranhas respondiam indiretamente às variáveis climáticas com um atraso de 1 a 2 meses. A resposta mais significativa foi quanto à precipitação no mês anterior, que respondeu grandemente à abundância de invertebrados, sugerindo um efeito *bottom-up* na diversidade de aranhas. Resultado que não corrobora os achados do estudo anterior. Outras explicações indiretas não testadas, mas correlacionadas às variáveis climáticas dos meses chuvosos foram: (i) maior cobertura vegetal, promovendo mais sítios de ancoramento e refúgio; (ii) menor risco de dissecação em machos à procura de fêmeas; (iii) maior fertilidade de fêmeas; (iv) maior sobrevivência de juvenis.

O Cerrado ainda carece de estudos na área, apenas 25% do bioma foi amostrado. Esse é o habitat de 626 espécies observadas e estimadas entre 1.071 a 1.915, das quais são conhecidas 169 espécies endêmicas (Oliveira *et al.*, 2017). Considerado como o bioma savânico de maior biodiversidade no mundo, abrange cerca de 30% da biodiversidade brasileira e 21% do território

nacional (Aguiar *et al.*, 2004). Esse importante bioma apresenta duas estações bem definidas, chuva (outubro a março) e seca (abril a setembro), as médias anuais de temperatura variam entre 18° a 28°C e de pluviosidade entre 800 e 2000 mm. É formado por diversas fitofisionomias classificadas de acordo com a composição e densidade de espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas. Fatores como pH, umidade e valor nutricional do solo, bem como a proximidade a cursos d'água e vales são determinantes no estabelecimento de diferentes formações vegetais (Oliveira-Filho & Ratter, 2002). O solo é geralmente ácido e distrófico, com alto teor de alumínio (Klink *et al.*, 2005).

Alguns estudos já demonstraram a importância da heterogeneidade do habitat para outros grupos de artrópodes para esse bioma, como Lepidoptera (Morais *et al.*, 2011; Braga & Diniz, 2015), Drosophilidae (Mata & Tidon, 2013) e certas pragas de famílias pertencentes à Hemiptera e Hymenoptera (Price *et al.*, 1995). A fauna de drosofilídeos de ambientes preservados e perturbados foi comparada no DF por Mata & Tidon (2013). Elas observaram que matas de galeria perturbadas apresentavam composição de espécies exóticas substitutas de espécies nativas. Por outro lado, matas preservadas, são dominadas pelo subgrupo neotropical *D. willistoni*. No entanto, ambientes savânicos perturbados e preservados apresentaram uma composição mais similar. As autoras justificam que a causa principal é o decréscimo em heterogeneidade do habitat ocasionados pelos distúrbios.

Lagartas de Lepidoptera por sua vez, apresentam grande especificidade (associada a uma espécie vegetal) e, conseqüentemente, dependem da diversidade vegetal para sustentar a própria diversidade. Quanto a haver maior diversidade beta dentro ou entre fitofisionomias, savânicas e florestais, observou-se que havia entre elas uma diferença maior do que a esperada. Tal resultado sugere que a heterogeneidade ambiental apresenta efeito significativamente maior do que o esperado ao acaso, apesar de outros parâmetros não terem sido isolados. Morais e colaboradores (2011) também observaram esta especificidade no grupo e demonstraram que a similaridade na composição de espécies de Lepidoptera entre as plantas diminuiu principalmente de espécies hospedeiras do mesmo gênero para famílias hospedeiras na mesma ordem. Price e colaboradores (1995) demonstraram que o ataque a plantas por 6 espécies analisadas das famílias de Hemiptera e Hymenoptera e uma galhadora não identificada foram correlacionadas positivamente com o tamanho modular do ramo (ou da folha) de forma significativa e considerável.

No caso dos aracnídeos predadores, Mineo e colaboradores (2010) avaliaram como a araneofauna cursorial de campo cerrado, cerrado *sensu stricto* e cerradão em Uberlândia (MG) respondem a condições abióticas. Temperatura, umidade e precipitação explicaram a variação

na abundância de aranhas nas diferentes fitofisionomias (29% no CC, 37% no CSS e 34% no C) e à estação (2.578 na chuva e 951 na seca). A resposta em abundância devido à variação climática diferiu de acordo com a idade e o sexo analisado, mas o total foi principalmente afetado pela umidade relativa medida dois meses antes da coleta – apesar de o cerradão apresentar uma maior resposta à precipitação e temperatura no mesmo mês.

A riqueza não respondeu aos fatores climáticos no cerrado *sensu stricto*, mas no campo ela foi correlacionada à precipitação no mesmo mês e à temperatura máxima de dois meses atrás. No cerradão, a riqueza variou em função da temperatura máxima do mês atual e do passado, da umidade do mês passado e da temperatura mínima de um e dois meses antes da coleta. Zodariidae foi mais abundante no cerrado *sensu stricto*, sendo uma das famílias mais abundantes em todas as áreas, devido sobretudo ao alto número de machos de duas espécies (*Leprolochus* sp. e *Tenedos perfidus*) na estação chuvosa. Além disso, a abundância de *T. perfidus* seguiu o gradiente em favor de fitofisionomias mais densas, dominando a família no Cerradão. Lycosidae foi a mais abundante no campo cerrado e no cerradão, sendo a segunda família da formação intermediária. As vegetações mais densas apresentaram maior dominância por Lycosinae sp.1, enquanto o campo cerrado apresentou maior diversidade da família. Linyphiidae foi a terceira maior família nesses ambientes, com uma espécie dominante. Para o cerrado típico, esta posição foi assumida por Theridiidae e no cerradão, Corinnidae.

Em um estudo na Mata Seca (Floresta Estacional Semi-decídua) de Morrinhos (GO), Santana (2015) coletou com *pitfalls* 4.139 aranhas. Ele analisou as respostas na estrutura da comunidade de aranhas de acordo com as variáveis climáticas por meio de MANOVA, observando 20% de explicação da variação. O principal achado foi que aranhas são mais abundantes na estação chuvosa, eles sugeriram que os outros 80% da variação seriam explicados por características estruturais e microclimáticas.

O bioma apresenta respostas fenológicas bastante variadas, podendo apresentar respostas a condições climáticas de meses anteriores (Oliveira-Filho & Ratter, 2002). Como a fenologia das plantas pode influenciar a estrutura do habitat, ela indiretamente afeta a araneofauna. A fenologia também tem influência na floração, um aspecto importante ao se tratar da composição de aranhas (Souza & Martins, 2004). Flores podem ser microhabitats especialmente importantes, pois são atrativas aos grupos usualmente predados. Também podem servir como camuflagem (passiva e agressiva), refúgio (de predação e condições desfavoráveis) e locais apropriados para eventos reprodutivos (Nentwig, 1993 *apud* Souza & Martins, 2004).

A hipótese de que ramos com inflorescências teriam composições de espécies distintas de ramos vegetativos foi corroborada em um campo sujo. Além de observarem maior

abundância em ramos com inflorescências, Souza & Martins (2004) avaliaram como as guildas e o tamanho das aranhas respondiam a cada tipo de ramo vegetativo e espécie de planta. Por se tratar de competidores melhores, é provável que indivíduos maiores selecionem ambientes de qualidade maior. Aranhas emboscadoras (Thomisidae) foram mais abundantes em ramos com inflorescências, sugerindo que ramos florais são importantes para o sucesso desta estratégia de caça e/ou a outras características morfológicas, fisiológicas e comportamentais. A abundância da araneofauna não respondeu à espécie vegetal nem à interação desta com o tipo de ramo. Os autores também manipularam a complexidade ao anexar ramos com inflorescências artificiais em *B. dracunculifolia*, os quais apresentaram maior abundância de aranhas caçadoras ativas em relação a ramos vegetativos. Tal resposta não foi observada para a guilda das emboscadoras nem para as tecelãs.

No cerrado paulista, Rinaldi & Trinca (2008) avaliaram a resposta da araneofauna associada a três espécies de *Myrcia* e aos arbustos ao redor em três cidades próximas. Eles coletaram os animais por meio de batidas na folhagem e o auxílio de uma bandeja. Viram que a abundância e a riqueza eram maiores nos arbustos adjacentes e que a proporção de espécies compartilhadas era geralmente baixa, apesar da maior similaridade em nível de família. Além disso, há diferença na composição entre as localidades e entre as espécies de *Myrcia*, apesar de variar em relação ao micro-habitat (árvore ou arbusto adjacente). Os autores observam que as duas localidades mais similares eram de fitofisionomias classificadas como campo cerrado (São Carlos) e cerrado *sensu stricto* (Pirassununga), enquanto a última área era maior e poderia ser considerada um cerrado *sensu stricto* com maior densidade de plantas (Luís Antônio).

Também se demonstrou a importância da espécie de *Myrcia* avaliada, sendo distinguível a fauna habitada em *M. velunosa* e *M. guianensis* nas duas primeiras áreas. O dossel de *M. velunosa* é notoriamente mais denso e ramificado do que as outras espécies do gênero. Isto parece beneficiar espécies que tecem teias irregulares e caçam na vegetação, em detrimento das que tecem teias mais espaçadas, como a Theridiidae *Chryso pulcherrima*. No entanto, a composição da araneofauna associada às mesmas espécies não diferiu em Luís Antônio, onde há maior riqueza e mais espécies exclusivas, além de ser a única localidade de *M. bella*. A similaridade observada interregionalmente leva à suposição de que há uma associação entre aranhas e um tipo de vegetação em particular. *Myrcia* é um gênero especificamente importante para a araneofauna do Cerrado, já que *M. tomentosa* é o refúgio principal de *Avicularia taunayi*, a maior das quatro espécies de caranguejeira arborícola (Aviculariinae) do bioma, devido à presença de reentrâncias naturais no tronco que servem de refúgio a esta espécie (Bertani, 2012; Bertani & Motta, 2013).

Moraes (2014) coletaram a araneofauna de três aéreas distintas de cerrado *sensu stricto* e mata de galeria por meio de guarda-chuva entomológico, além de mensurar o índice de densidade foliar (número de folhas pelo comprimento do galho), a área foliar e distância entre nodos dos galhos amostrados. Eles verificaram uma correlação entre o índice de densidade foliar e a guilda de caçadoras corredoras para ambos os ambientes, apesar desta ser mais forte no cerrado *sensu stricto*. Nessa fitofisionomia há maior área para forrageamento para aranhas caçadoras corredoras, tendo em vista a maior relação entre área de foliar e número de folhas por galho, promovendo maior abundância da guilda na formação savânica.

Para a Mata Atlântica, Amaral Nogueira & Pinto-da-Rocha (2016) observaram que a composição e a diversidade de aranhas orbiculares não variavam em relação ao tamanho do fragmento, mas às características estruturais. No entanto, a riqueza não foi afetada por nenhuma dessas variáveis. Ambientes sucessionais tardios apresentaram composição característica e maior abundância. Ambientes menores ainda apresentavam grande riqueza, mas certas espécies foram encontradas apenas em matas contínuas e tardias, como *Miagrammopes* sp.

Rodrigues e colaboradores (2014) demonstraram que os interiores de florestas ripárias no Sul apresentam maior riqueza e abundância de aranhas do que nas bordas utilizando guarda-chuva entomológico, em razão de uma maior cobertura de dossel. Isto se deve a adaptações destas espécies ao maior sombreamento. No entanto, descartaram a influência das variáveis estruturais coletadas na composição de espécies, mesmo observando alta riqueza média associada a uma baixa abundância (sugerindo maior diversidade beta) entre as bordas, o que poderia ser indício de alto *turnover* de espécies. Os autores sugerem que esse parâmetro é importante para a interpretação de dados de monitoramento e sucessão. Além disso, registram a dificuldade em observar relações entre espécies de aranhas e características estruturais, isto por ser impossível avaliar os diferentes componentes de forma separada em um ambiente muito complexo. Desta maneira, eles sugerem o estudo de ambientes mais simples onde seria mais fácil verificar o efeito de um componente, ou concentrar esforços para descrever relações entre variáveis ambientais e um conjunto de espécies simpátricas e ecologicamente homólogas.

2.4. Araneofauna e a serapilheira

Alguns estudos mensuraram características da serapilheira e as manipularam a fim de avaliar os impactos na comunidade de aranhas, apontando algumas correlações fortes, como o aumento da diversidade de aranhas com a profundidade da serapilheira (Uetz, 1979; Langellotto & Denno, 2004); além da complexidade, relacionada a mais espaço no interstício da serapilheira, o qual promoveria uma maior diversidade (Uetz, 1979). Ao controlar o efeito da profundidade em níveis de complexidade distintos, o resultado de Bultman & Uetz (1984) contrariou o próprio trabalho anterior. Eles observaram não haver correlação significativa entre a complexidade e a diversidade quando controlada pela profundidade, utilizando diversas réplicas de pequenas parcelas, o que fortalece a ideia de que a profundidade tem um efeito maior do que a complexidade e valor nutricional da serapilheira. Entretanto, tal conclusão deve ser tomada com cautela devido ao viés do pequeno tamanho das parcelas estudadas.

Aumentos estruturais do habitat refletem na possibilidade de diferentes estratégias de caça e preferências de microhabitats para fins reprodutivos coexistirem, promovendo a repartição de recursos e a predação intra-guilda (Turnbull, 1973; Brown, 1991; Uetz, 1991; Finke & Denno, 2002). Por exemplo, aranhas da família Lycosidae podem se beneficiar da serapilheira mais rasa, pois os indivíduos são ágeis e capazes de carregar a ooteca e os filhotes de primeiro instar. Isso permite que saiam facilmente de ambientes que estão sendo inundados sem que os jovens se afoguem, podendo recolonizá-los assim que a água for drenada e tornar a serapilheira mais compactada (Uetz, 1979). As propriedades acústicas de diferentes níveis de compressão levam às preferências por distintos tipos de substrato em *Schizocosa*. Os machos desses animais cortejam as fêmeas através da estridulação em cima da serapilheira, que funciona amplificando os sinais vibratórios (Uetz, 1991; Uetz *et al.*, 2013). Por outro lado, representantes das famílias Agelenidae, Hahniidae, Gnaphosidae, Thomisidae e Clubionidae que forrageiam de maneira menos ativa, ou ocupam abrigos escondidos de baixo de folhas, tendem a ser mais diversos em ambientes com serapilheira mais espessa (Uetz, 1976, 1979).

Além da quantidade, a composição da serapilheira também pode afetar a araneofauna. Estudando uma floresta temperada decídua em Ohio (EUA), dominada por faias (*Fagus grandiflora*), Bultman & Uetz (1982) demonstraram diferenças significativas na abundância de aranhas devido a diferenças na curvatura das folhas. O estudo utilizou parcelas com serapilheira artificial e natural, de modo a isolar o efeito nutricional desta. Durante o verão foi observado um maior número de aranhas tecedoras de teia na serapilheira artificial. Ambientes com serapilheira natural também demonstraram maior diversidade, apesar da riqueza não ser

significativamente diferente. Ademais, eles observaram que a altura da serapilheira era correlacionada com a composição de espécies, enquanto a heterogeneidade era significativa apenas em algumas estações do ano.

Schuldt *et al.*, (2008) observaram que as propriedades estruturais da serapilheira são mais importantes do que a riqueza de árvores na composição de aranhas, mostrando correlações positivas entre riqueza e diversidade da serapilheira. No entanto, a abundância de aranhas era positivamente correlacionada com a profundidade, mas negativamente com a diversidade da serapilheira. Nenhum padrão emergiu em relação à diversidade vegetal, apesar de certas espécies serem fundamentais nas características da serapilheira que influenciam a araneofauna.

Ziesche & Roth (2008) coletaram mais de 8000 aranhas com *pitfalls* de áreas diferentes na Alemanha em um gradiente sucessional de florestas temperadas compostas por coníferas até carvalhos. Observaram-se diversos padrões, que poderiam ser influenciados de acordo com a sazonalidade. Os parâmetros mais significativos na composição de aranhas foram o grau de cobertura do dossel (luminosidade disponível), o tipo da serapilheira, temperatura, umidade e cobertura por gramíneas, musgos e sub-arbustos. Durante a primavera, o tipo da serapilheira e a cobertura do dossel foram mais significativos, enquanto no verão a vegetação herbácea e a umidade prevaleceram. No outono, a relação de dependência da comunidade com as variáveis ambientais diminuiu, exceto com a vegetação herbácea e a umidade do solo. Também se observou alta similaridade em composição de comunidades com condições similares em cobertura herbácea, parâmetros microclimáticos e cobertura do dossel, mesmo em diferentes fitofisionomias. De forma complementar ao trabalho anterior, eles verificaram que as espécies vegetais arbóreas tinham função indireta na composição da araneofauna, devido a diferenças no tipo da serapilheira e luminosidade.

Wagner e colaboradores (2003) demonstraram que há diferenças consideráveis na composição de família nos estratos da serapilheira e no tamanho das aranhas. Aranhas diminutas e tecelãs geralmente ocupavam os estratos mais profundos, enquanto as maiores aranhas e as que apresentam hábito cursorial, geralmente utilizam dos estratos superiores. Eles atribuem isso a uma maior profundidade, que gera um gradiente mais extenso em condições microclimáticas, como a umidade relativa, a temperatura e a luminosidade. Condições mais diversas do que em serapilheiras rasas que aumentam o número de nichos, proporcionando uma maior diversidade. Aranhas cursoriais apresentam mais mobilidade, podendo se refugiar de condições adversas, enquanto aranhas tecelãs são mais suscetíveis as condições microclimáticas locais.

3. Objetivos

O objetivo principal do presente estudo é descrever a estrutura da comunidade de aranhas da Mata de Galeria do Capetinga, Fazenda Água Limpa (UnB/DF), e avaliar a influência da estrutura do habitat (i.e. serapilheira) e de variáveis microclimáticas, além do impacto que alterações na serapilheira podem ter na araneofauna.

Especificamente, os objetivos são avaliar se:

- (i) Há complementariedade entre os métodos de coleta em nível de família e de guildas;
- (ii) A manipulação da serapilheira é capaz de selecionar diferentes composições de famílias de aranhas e aumentar ou diminuir a diversidade da araneofauna;
- (iii) A estrutura da serapilheira (e.g. profundidade e cobertura da serapilheira) afeta a composição e diversidade de famílias de aranhas de solo;
- (iv) As condições microclimáticas (e.g. temperatura e umidade relativa) afetam a comunidade de aranhas de solo.

4. Hipóteses

As hipóteses testadas são as seguintes:

- (i) Os métodos de coleta apresentam complementariedade na araneofauna:
 - a. Espera-se encontrar uma maior abundância relativa de aranhas caçadoras de solo e de teia sensorial em pitfalls;
 - b. Espera-se encontrar uma maior composição de aranhas caçadoras da vegetação e tecelãs na aspiração.

- (ii) Os tratamentos apresentam diversidade e composição de famílias de aranhas distintas em relação ao grupo controle:
 - a. Espera-se encontrar maior abundância de aranhas de teia nos tratamentos com adição de serapilheira e deposição de material lenhoso e de caçadoras de solo no tratamento de remoção de serapilheira;
 - b. Espera-se maiores equitabilidade e diversidade no tratamento de adição e menores com a remoção da serapilheira;
 - c. Espera-se encontrar maior dissimilaridade no tratamento com deposição de material lenhoso e remoção da serapilheira.

- (iii) Diferenças na complexidade do habitat afetam a comunidade de aranhas de solo:
 - a. Espera-se encontrar relações entre algumas famílias com parcelas de maior profundidade e cobertura de serapilheira;
 - b. Espera-se que a diversidade seja positivamente correlacionada as variáveis estruturais.

- (iv) Diferenças nas condições microclimáticas afetam a comunidade de aranhas de solo:
 - a. Ambientes de condições mais extremas com alta temperatura e baixa umidade relativa selecionam famílias mais tolerantes, com poucas famílias associadas;
 - b. Ambientes de condições mais amenas devem afetar positivamente a diversidade de aranhas.

5. Metodologia

5.1. Área de estudo

Fazenda Água Limpa (Fig. 3), propriedade da Universidade de Brasília, faz parte da Zona de Vida Silvestre da APA Gama e Cabeça de Veado junto às reservas do IBGE e Jardim Botânico de Brasília. Ela compreende cerca de 4.500 ha, dos quais 2.340 ha são voltados à conservação. Em seu interior há uma Área de Relevante Interesse Ecológico – ARIE Capetinga/Taquara, composta por duas matas de galeria. A Mata escolhida foi a do Capetinga, que é classificada como não-inundável (Guarino & Walter, 2005; UnB, 2017). O Córrego do Capetinga faz parte da microbacia do Ribeirão do Gama (Moura et al., 2013)



Figura 3. Imagem de satélite da Fazenda Água Limpa - UnB/DF (Adaptado de Rocha, 2016).

5.2. Delineamento experimental

Para avaliar a resposta da comunidade de aranhas às alterações em complexidade da serapilheira, foram instaladas seis transecções lineares de 75 m, com dez parcelas de 3x3 m (unidades amostrais de 9 m²), espaçadas entre si por 5 m de cada (Fig. 4), na Mata do Capetinga – Fazenda Água Limpa (UnB). A distância entre as parcelas de 5 m foi escolhida por ter sido suficiente para tornar as coletas independentes, de acordo com Zhao e colaboradores (2013), que avaliaram o raio de captura e a densidade populacional de duas espécies de aranhas com pares de *pitfalls* a diferentes distâncias. O total de 60 parcelas abrangeu uma área efetivamente

estudada de 540 m² que foram geolocalizadas e marcadas com estacas de 0,5 m e fitas coloridas (Fig. 5).



Figura 4. Esquema representativo de um transecto composto de 10 parcelas de 3x3 m, distanciadas em 5 m.

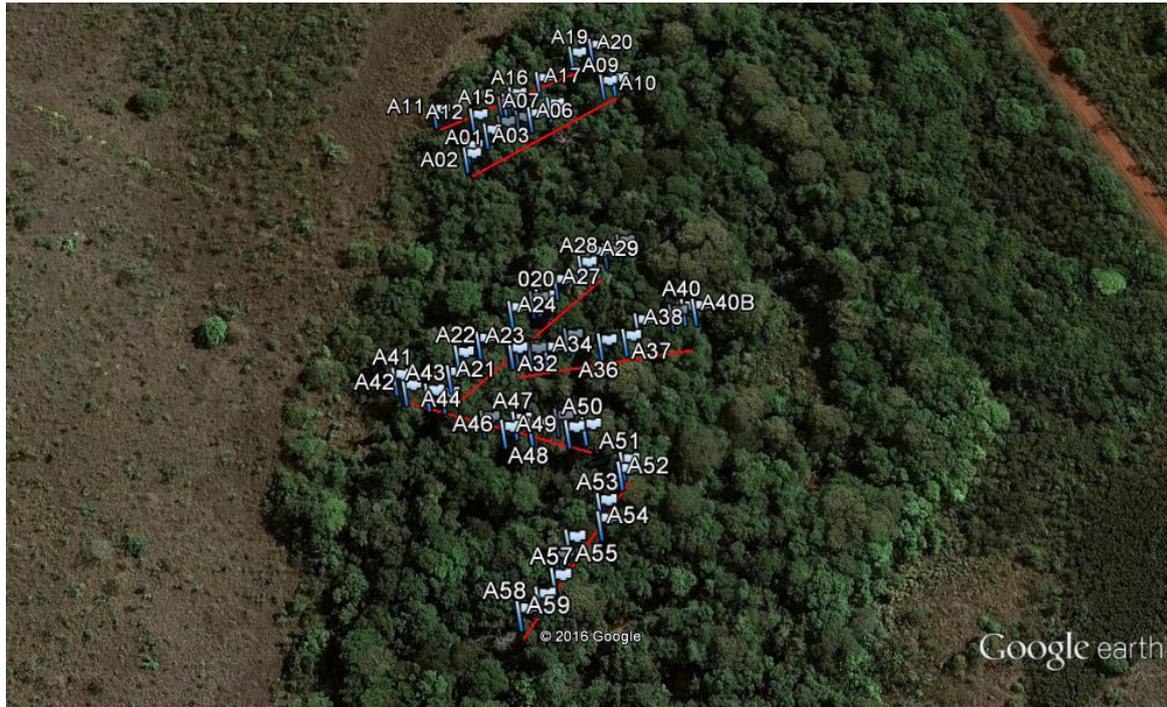


Figura 5. Imagem de satélite da porção da Mata do Capetinga amostrada. As parcelas estão representadas por bandeiras e os transectos por traços vermelhos.

5.2.1. Tratamentos

Durante o mês de setembro (12 a 26) de 2015, três tratamentos de manipulação na serapilheira foram aplicados na metade das parcelas. A ordem da disposição espacial foi aleatorizada:

- (i) ADI – Adição de Serapilheira – 10 parcelas;
- (ii) REM – Remoção da Serapilheira – 10 parcelas;
- (iii) DML – Deposição de Material Lenhoso – 10 parcelas;
- (iv) CON – Grupo Controle – 30 parcelas.

No tratamento de adição, cerca de 900 L com serapilheira proveniente de áreas adjacentes (uma sacola de lixo de 100L para cada m² da parcela) acima da serapilheira natural da parcela. A remoção da serapilheira foi feita com o uso de rastelo em associação a um aspirador/soprador de folhas à gasolina (Husqvarna 125-BV), até deixar o solo o mais exposto possível em toda a extensão da parcela. No tratamento de deposição de material lenhoso, após o processo de remoção da serapilheira pelo mesmo processo, foram colocados troncos e galhos grossos (diâmetros entre 5 e 10 cm) encontrados caídos pela mata ou provenientes de árvores mortas, até que se chegasse a uma camada relativamente homogênea.

5.2.2. Métodos de coleta

Dois metodologias de coleta de animais foram empregadas durante as amostragens de outubro (10 e 15) e novembro (14 e 19) de 2015:

- (i) *Pitfall* – foram instaladas duas armadilhas (pseudoréplicas) de queda por parcela.

As armadilhas do tipo *Pitfall* foram dispostas no meio da parcela, distantes 1 m de cada (Fig. 6). Elas consistiam de um pote de 14 cm de diâmetro e 8 cm de altura com a sua abertura colocada ao nível do solo. Estas eram preenchidas com 200 mL de solução de etanol 70% com algumas gotas de detergente, para quebrar a tensão superficial e possibilitar que os animais afundassem. Acima delas foram colocados pratos de isopor sustentados por palitos a uma altura de 5-10 cm, a fim de diminuir a entrada de água da chuva e material vegetal (Fig. 7). As armadilhas ficaram instaladas durante uma semana em cada amostragem.

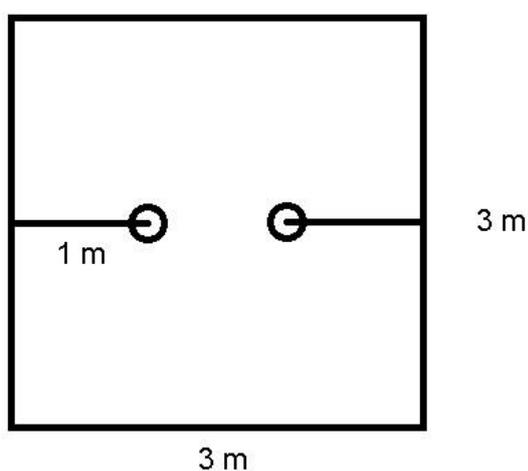


Figura 6. Esquema representativo de uma parcela contendo dois *pitfalls*. As armadilhas eram dispostas na linha média, distanciadas em 1 m entre si e a pelo menos 1 m das bordas.



Figura 7. Detalhe do método de coleta por queda já instalado – *pitfall*.

- (ii) Aspiração – utilizando um aspirador/soprador de folhas com a entrada de ar coberta por uma malha de mosquiteiro durante 3 minutos.

A aspiração foi feita utilizando um aspirador/soprador de folhas Husqvarna 125-BV (Fig. 8), em que foi colocada uma malha de mosquiteiro na entrada de ar. Quando ligado, o aparelho sugava o material maior que o tamanho da malha, como folhas, gravetos finos e animais, que posteriormente eram colocados em um *ziplock* com etanol 70%. A coleta foi feita da altura do joelho (cerca de 40 cm do solo) para cima, tomando-se cuidado para que a serapilheira não fosse sugada. Aranhas avistadas no solo exposto ou em galhos que não eram sugados foram coletadas. O processo durou 3 minutos por parcela, gerando um esforço amostral de 180 minutos por coleta, 360 minutos no total.



Figura 8. Aspirador e Soprador Husqvarna 125-BV adaptado à coleta de aranhas – aspiração.

5.2.3. Triagem

O material foi levado ao Laboratório de Aracnídeos e triado, a fim de separar os aracnídeos e outros artrópodes do resto de origem vegetal, que foi descartado. As aranhas coletadas foram contadas, identificadas em nível de família e tiveram sexo e estágio de vida definidos. Além disto, a separação por guildas de aranhas segue a proposta de Cardoso e colaboradores (2011), como descrita na Tabela 1. A guilda “*other hunters*” foi considerada aqui como caçadoras da vegetação. Sabe-se que a proposta de guildas é algo controverso e que depende do bioma analisado. Motta (2014) em sua proposta considera Actinopodidae e Idiopidae como aranhas de alçapão, Hersiliidae como caçadoras da vegetação e Ctenidae como caçadoras de solo.

Tabela 1. Separação em guildas de aranhas proposta por Cardoso e colaboradores (2011).

GUILDA	FAMÍLIAS COM REPRESENTANTES COLETADOS
TEIA SENSORIAL	Actinopodidae, Hersiliidae, Idiopidae e Theraphosidae
TEIA EM FORMATO DE LENÇOL	Amaurobiidae, Dipluridae, Linyphiidae (em parte) e Ochyroceratidae
TEIA IRREGULAR	Pholcidae, Theridiidae e Titanoecidae
TEIA ORBICULAR	Araneidae, Symphytognathidae, Synotaxidae, Tetragnathidae e Uloboridae
ESPECIALISTAS	Caponiidae, Mimetidae e Zodariidae
CAÇADORAS DE SOLO	Corinnidae, Gnaphosidae, Lycosidae e Oonopidae
CAÇADORAS ATIVAS DA VEGETAÇÃO	Anyphaenidae, Clubionidae, Ctenidae, Linyphiidae (Erigonine), Oxyopidae, Salticidae, Scytodidae, Sparassidae e Zoropsidae
CAÇADORAS DE EMBOSCADA	Thomisidae

5.2.4. Variáveis ambientais

As variáveis ambientais coletadas dentro das parcelas foram: cinco medidas de profundidade mensuradas com paquímetro (uma em cada canto da parcela e uma no centro); cobertura da serapilheira, avaliada utilizando quatro medidas (de posição aleatória) de quadrats divididos em 25 quadrantes (se este tivesse mais de 50% coberto por serapilheira, seria considerado totalmente coberto); temperatura e umidade relativa na serapilheira, que foram aferidos abaixo da serapilheira com um termo-higrômetro (Incoterm TTH100) no centro da parcela.

5.3. Análise de dados

As análises descritivas e exploratórias foram compostas por boxplots, tabelas de correlação e análise de componentes principais (PCA). Diferenças entre as variáveis ambientais entre tratamentos foram avaliadas via teste Kruskal-Wallis. Os dados foram escalonados para se reduzir a influência da amplitude da variável nas análises multivariadas (Gotelli & Ellison, 2011). Para comparar os métodos e tratamentos em termos de abundância relativa, equitabilidade, diversidade, riqueza e eficiência, foram traçados rankings de abundância, curvas de rarefação/extrapolação de números de Hill e perfis de Renyi (Magurran, 2013; Chao *et al.*, 2014; Hsieh *et al.*, 2016). Com o propósito de se obter respostas mais concretas, testes de normalidade como o teste ν para a análises de componentes principais foram feitos (Lê *et al.*, 2008). Já que essa não foi alcançada nos dados de abundância, transformações Hellinger foram realizadas antes das análises de ordenação (Borcard *et al.*, 2011).

Chao e colaboradores (2014) unificaram dois quadros teóricos em ecologia ao implementarem estimativas para Números de Hill em curvas de rarefação, baseadas no estimador Chao1. Tais números formam uma série de entropias fundamentadas em diferentes índices de diversidade com distintas contribuições em abundância relativa. Quanto maior o q , maior a contribuição do parâmetro.

$${}^qH = \left(\sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

Quando $q = 0$, o número de Hill equivale à riqueza (no caso de famílias).

$${}^0D = S$$

Quando $q = 1$, equivale ao exponencial do índice da entropia de Shannon.

$${}^1H = \lim_{q \rightarrow 1} {}^qH = \exp\left(-\sum_{i=1}^S p_i \log p_i\right)$$

Quando $q = 2$, corresponde ao inverso do índice de dominância de Simpson.

$${}^2H = 1/D = 1/\sum_{i=1}^S p_i^2$$

Estas formas de calcular índices de diversidade são intuitivas, já que equivalem ao número de famílias efetivas (neste estudo), ou seja, o número necessário para gerar um mesmo valor em diversidade encontrado em uma comunidade fictícia em que todas as famílias estejam igualmente representadas (Ludwig & Reynolds, 1988).

Além disto, Chao e colaboradores (2014) conseguiram estimar com acurácia a cobertura da amostra, de modo que foi possível comparar comunidades com amostras diferentes e ainda estimar índices de diversidade que teriam sido encontrados caso o esforço amostral fosse maior. A cobertura é uma forma de medir quão completa é uma amostra, sendo definida como a abundância relativa total, ou a proporção do número de indivíduos de uma assembleia que pertence a uma das espécies representada na amostra. Se a amostra for suficientemente grande, esta pode ser estimada de forma acurada. A relação entre a diversidade com esse parâmetro pode ser representada graficamente.

Também foram traçados Perfis de Hill (ou de Rényi) (Hill, 1973). Esse tipo de gráfico é a representação de um contínuo de possíveis índices de diversidade – reais e fictícios – calculados com diferentes contribuições em equitalibidade (representado por a ou q), de 0 ao infinito, na qual a contribuição da equitabilidade para o cálculo do índice seria máximo (Ricotta, 2003).

Quando $q = \infty$, corresponde ao inverso da abundância relativa da espécie (ou família) mais abundante, o índice de dominância de Berger-Parker.

$${}^{\infty}H = 1/d = 1/p_{max}$$

As análises de ordenação revelam tendências de diversas variáveis, dispondo-as em forma de eixos contínuos, próprias para analisar dados de comunidades naturais, geralmente estruturadas em gradientes. Diversas formas de ordenação foram desenvolvidas, estando elas divididas nas classes sem restrição e canônica, cada qual com suas particularidades que levaram à decisão da utilização de diferentes formas a depender da pergunta feita. A primeira classe depende apenas de uma matriz de dados (normais, escalonados ou transformados) para a sua construção e representa condições ambientais (como PCA) ou ordena a matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis em grupos (nMDS ou PCoA). O escalonamento dimensional não-paramétrico (nMDS) é uma análise particular na qual se estabelece de antemão o número de dimensões que deverão compor toda a variação dos dados. Obviamente isto é uma aproximação, onde o *stress* mede o quanto esta variação não é suficientemente bem representada em um dado número de dimensões. Geralmente o limiar aceito para o *stress* é de no máximo 0,20. A análise de coordenadas principais (PCoA) também foi construída a partir da matriz de dissimilaridade, mas não é possível reduzir as dimensões em um número de eixos definido. Neste caso os dois eixos com maior contribuição foram representados.

Já a análise canônica apresenta a significância e necessita de duas matrizes para a sua construção. Nesse caso, a análise de redundância (RDA) ordena a matriz de composição de famílias em resposta à variação na matriz de dados ambientais. Ou seja, enquanto as ordenações

sem restrição representam a variação, as canônicas explicam-na com base em variáveis resposta. (Borcard et al., 2011; Gotelli & Ellison, 2011). Atualmente novas formas de calcular PCA através do pacote *FactoMiner* aceitam a entrada de variáveis suplementares, as quais não contribuem para a construção dos componentes principais, mas são correlacionadas aos *scores* obtidos pelas variáveis ativas (Lê et al., 2008).

Remover os grupos taxonômicos raros de análises de ordenação é uma forma útil de reduzir o ruído estatístico sem perder tanta informação Buchholz (2010). Por conta disso, estas análises multivariadas foram feitas apenas com famílias de abundância $n > 30$.

A partição da dissimilaridade de Bray-Curtis pode ser decomposta nos componentes: variação de abundância balanceada (análoga ao *Turnover* da diversidade Beta para dados baseados em abundância) e gradientes de abundância (análoga ao *Nestedness* da diversidade Beta para dados baseados em abundância). A primeira forma de variação considera a substituição de famílias na composição de uma comunidade para a outra, com um mesmo número de indivíduos. Já a segunda se deve a mudanças na composição devido à perda de indivíduos das famílias ainda presentes (Legendre & Cáceres, 2013; Baselga, 2016).

Todas as análises foram feitas com o software de código livre R versão 3.3.2, com os pacotes conforme a Tabela 2.

Tabela 2. Pacotes do software R 3.3.2 utilizados nas análises estatísticas.

PACOTE	FUNÇÃO
BETAPART	partição da dissimilaridade de Bray-Curtis e PCoA
CAR	verificação de pressupostos para diferentes análises estatísticas
FACTOMINER	análise de componentes principais (PCA)
FARAWAY	verificação de pressupostos para diferentes análises estatísticas
INEXT	produção de curvas de acúmulo de diversidade e de cobertura da amostra
VEGAN	análises voltadas à ecologia de comunidades: índices de diversidade, dissimilaridade, perfis de renyi e ordenação como nMDS e RDA

6. Resultados

6.1. Abundância total de Arachnida

Foram coletados 1660 aracnídeos, dos quais 1283 por meio de *pitfalls* e 377 por meio da aspiração, o que demonstra uma maior eficiência na obtenção de aranhas cursoriais, abrangendo 33 famílias de aranhas e de três outras ordens de aracnídeos (Opiliones, Pseudoscorpiones e Scorpiones) (Tab. 3). As famílias de aranhas mais abundantes nas coletas foram Lycosidae (22,7%), Linyphiidae (21,3%), Theridiidae (9,3%), Araneidae (8,6%) e Ctenidae (8,1%). As duas primeiras dominaram as coletas de *pitfalls* enquanto Theridiidae, Salticidae e Araneidae foram mais abundantes na aspiração.

Nove grupos foram exclusivamente coletados por meio da aspiração (Clubionidae, Eutichuridae, Hersiliidae, Mimetidae, Sparassidae, Synotaxidae, Thomisidae, Uloboridae e Zodariidae), e outros 13 apenas por meio de Pitfalls (Actinopodidae, Amaurobiidae, Caponiidae, Gnaphosidae, Idiopidae, Ochyroceratidae, Oonopidae, Oxyopidae, Scorpiones, Symphytognathidae, Zoropsidae, Theraphosidae e Titanoecidae). As maiores diferenças observadas entre uma coleta e a outra foram no número de aranhas migalomorfas (Actinopodidae, Dipluridae, Idiopidae e Theraphosidae), onde apenas 1 indivíduo de Theraphosidae foi encontrado em outubro e 13 em novembro. No caso de famílias compartilhadas entre os métodos de coleta, se observou maior predominância de Lycosidae, Linyphiidae, Ctenidae e Corinnidae nos *pitfalls* e de Salticidae, Anyphaenidae, Tetragnathidae, Pholcidae e Scytodidae na aspiração. Apesar de números absolutos menores de Araneidae e Theridiidae na aspiração, a abundância relativa é maior, o que torna estas famílias mais representativas nesse método.

Tabela 3. Abundância de famílias de Arachnida total e mensal, por método de coleta.

ABUNDÂNCIA	ASPIRAÇÃO			PITFALL			TOTAL		
	OUT	NOV	TOT	OUT	NOV	TOT	OUT	NOV	TOT
ACTINOPODIDAE	0	0	0	0	1	1	0	1	1
AMAUROBIIDAE	0	0	0	0	1	1	0	1	1
ANYPHAENIDAE	17	9	26	3	1	4	20	10	30
ARANEIDAE	25	35	60	43	39	82	68	74	142
CAPONIIDAE	0	0	0	6	5	11	6	5	11
CLUBIONIDAE	2	0	2	0	0	0	2	0	2
CORINNIDAE	3	6	9	36	26	62	39	32	71
CTENIDAE	5	14	19	42	73	115	47	87	134
DIPLURIDAE	0	1	1	0	6	6	0	7	7
EUTICHURIDAE	1	0	1	0	0	0	1	0	1
GNAPHOSIDAE	0	0	0	1	0	1	1	0	1
HERSILIIDAE	1	0	1	0	0	0	1	0	1
IDIOPIDAE	0	0	0	0	3	3	0	3	3
LINYPHIIDAE	4	1	5	153	196	349	157	197	354
LYCOSIDAE	3	9	12	163	201	364	166	210	376
MIMETIDAE	2	1	3	0	0	0	2	1	3
OCHYROCERATIDAE	0	0	0	60	37	97	60	37	97
OONOPIDAE	0	0	0	5	6	11	5	6	11
OPILIONES	0	1	1	6	3	9	6	4	10
OXYOPIDAE	0	0	0	1	0	1	1	0	1
PHOLCIDAE	16	6	22	6	2	8	22	8	30
PSEUDOSCORPIONES	2	0	2	15	7	22	17	7	24
SALTICIDAE	36	27	63	12	9	21	48	36	84
SCORPIONES	0	0	0	0	1	1	0	1	1
SCYTODIIDAE	5	9	14	4	6	10	9	15	24
SPARASIIDAE	1	0	1	0	0	0	1	0	1
SYMPHYTOGNATHIDAE	0	0	0	11	3	14	11	3	14
SYNOTAXIDAE	1	0	1	0	0	0	1	0	1
ZOROPSIDAE	0	0	0	1	0	1	1	0	1
TETRAGNATHIDAE	16	9	25	4	0	4	20	9	29
THERAPHOSIDAE	0	0	0	1	2	3	1	2	3
THERIDIIDAE	44	29	73	47	34	81	91	63	154
THOMISIDAE	9	14	23	0	0	0	9	14	23
TITANOECIDAE	0	0	0	1	0	1	1	0	1
ULOBORIDAE	7	5	12	0	0	0	7	5	12
ZODARIIDAE	0	1	1	0	0	0	0	1	1
TOTAL	200	177	377	621	662	1283	821	839	1660

6.1.1. Estrutura das guildas

Cerca de 52% de todas as aranhas coletadas, independente do tratamento, forrageiam utilizando teia (as quatro primeiras guildas), enquanto os 48% restantes apresentam hábito cursorial (Fig. 9). Apesar desse padrão ser similar entre os meses, 55% das aranhas eram tecelãs em outubro e 49% em novembro, houve diferenças dentro dos grupos mais abrangentes. Houve um aumento em novembro de 3,5% no número de aranhas caçadoras de solo e de 1,5% para caçadoras da vegetação associados à redução em 6% de aranhas tecelãs de formato irregular e em 2% de orbiculares, porém as aranhas de teia em formato de lençol (também aumentaram em 2%, o que compensou parcialmente a razão entre aranhas que forrageiam por meio de teia ou caça. Apesar de mais discretos, aumentos em 0,5% em aranhas de teia sensorial e de 0,7% em aranhas de emboscada foram observados.

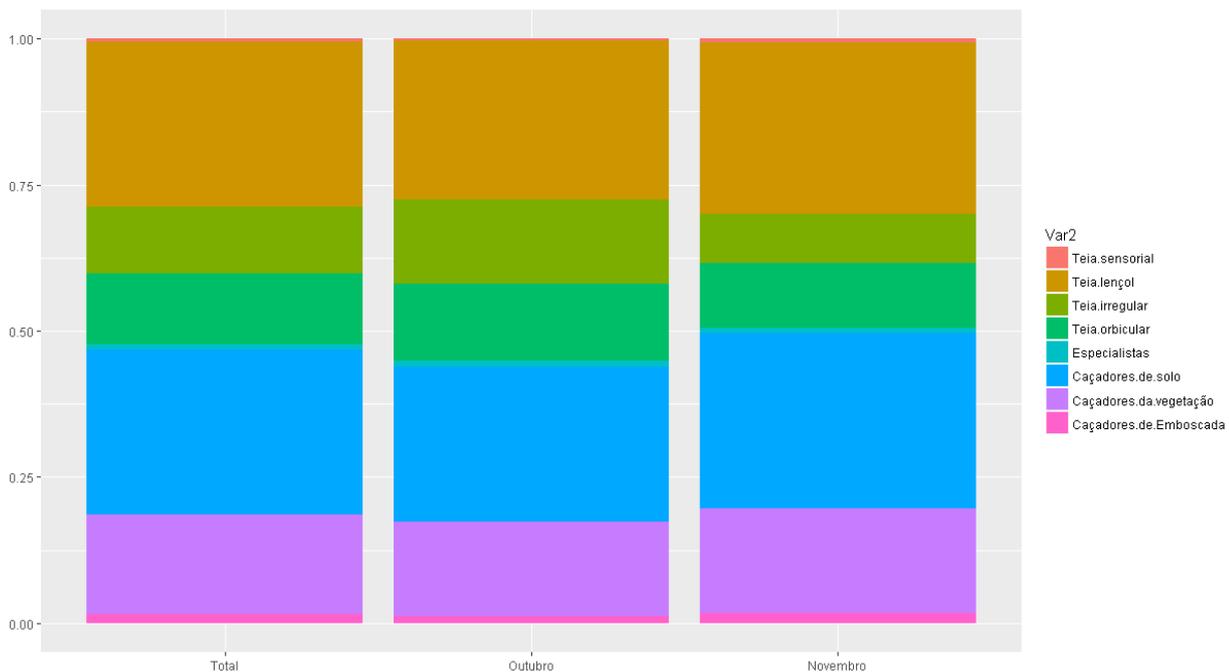


Figura 9. Abundância relativa das guildas de aranhas coletadas por ambos os métodos nos diferentes meses e total.

Quando avaliadas entre tratamentos, apenas em ADI a abundância relativa de aranhas cursoriais foi maior do que a de tecelãs, enquanto CON e DML demonstraram maior abundância relativa destas aranhas, a proporção em REM foi bem próxima de 50% (Fig. 10). Dentre as diferenças observadas, aranhas de emboscada foram menos abundantes nos tratamentos de adição (0,4%) em relação ao resto dos tratamentos, que apresentaram proporção similar entre si (de 1,6 a 1,8%). Por outro lado, caçadoras da vegetação foram mais dominantes em ADI (23%) em relação ao restante (de 15 a 18%). Aranhas caçadoras de solo foram mais representativas em ADI (31%), REM (30%), CON (27,5%) e por último em DML (26%). Aranhas especialistas chegaram a um mínimo de 0,3% em DML, e a um máximo de 1,2% em ADI, o grupo CON e REM também chegaram perto (1 e 0,8%, respectivamente). Aranhas orbiculares foram afetadas negativamente em todos os tratamentos, que ficaram entre 10 e 11%, enquanto o grupo controle possuía 13% de sua fauna composta por esta guilda. Tecelãs de formato irregular apresentaram um padrão curioso, em que compuseram 15% de ADI e REM, mas apenas 9% no controle e 11% em DML. Entre as que tecem em formato de lençol, DML apresentou maior representatividade (32%), pouco acima de CON (31%), mas bem acima dos outros tratamentos (24,5% em REM e 17% em ADI). Aranhas com teias sensoriais chegaram a um máximo de 1% de representatividade em DML, com 0,4% em CON e REM e nenhuma registrada para ADI.

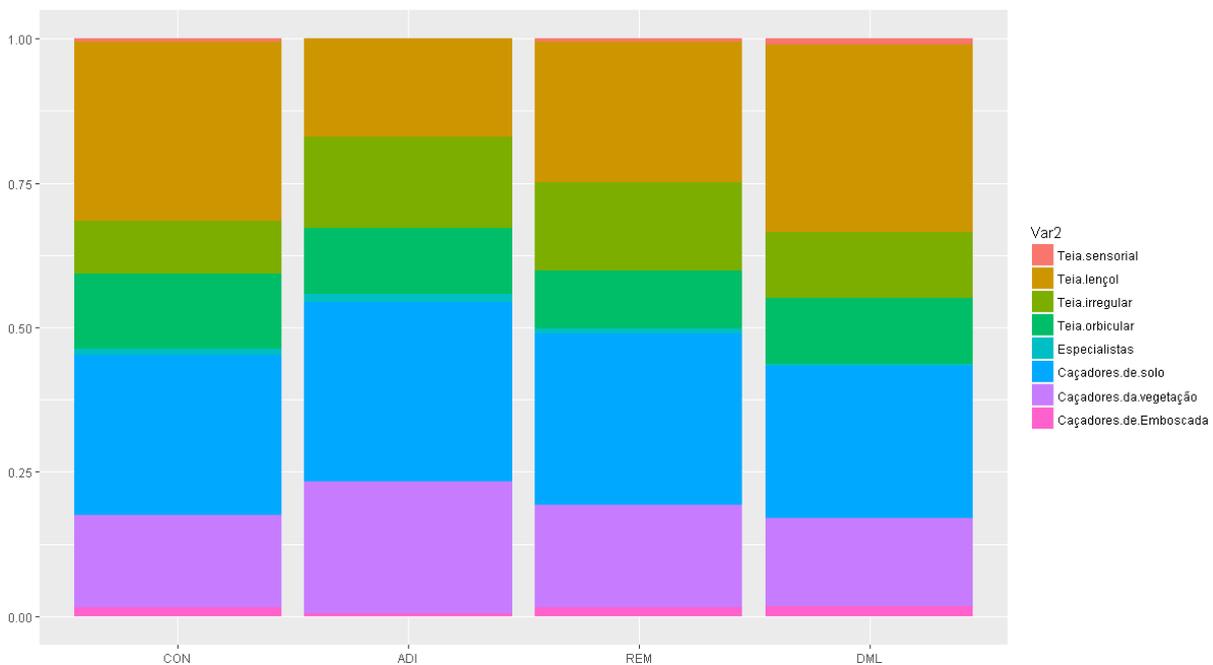


Figura 10. Abundância relativa total das guildas de aranhas coletadas por ambos os métodos separados por tratamento (CON – Controle; ADI - Adição de serapilheira; REM – Remoção de serapilheira; DML – Deposição de material lenhoso).

A composição por guildas mudou de um mês para o outro em cada tratamento. Isto ficou bem evidente para certas guildas, que apresentaram padrões opostos dos observados em COM (Fig. 11).

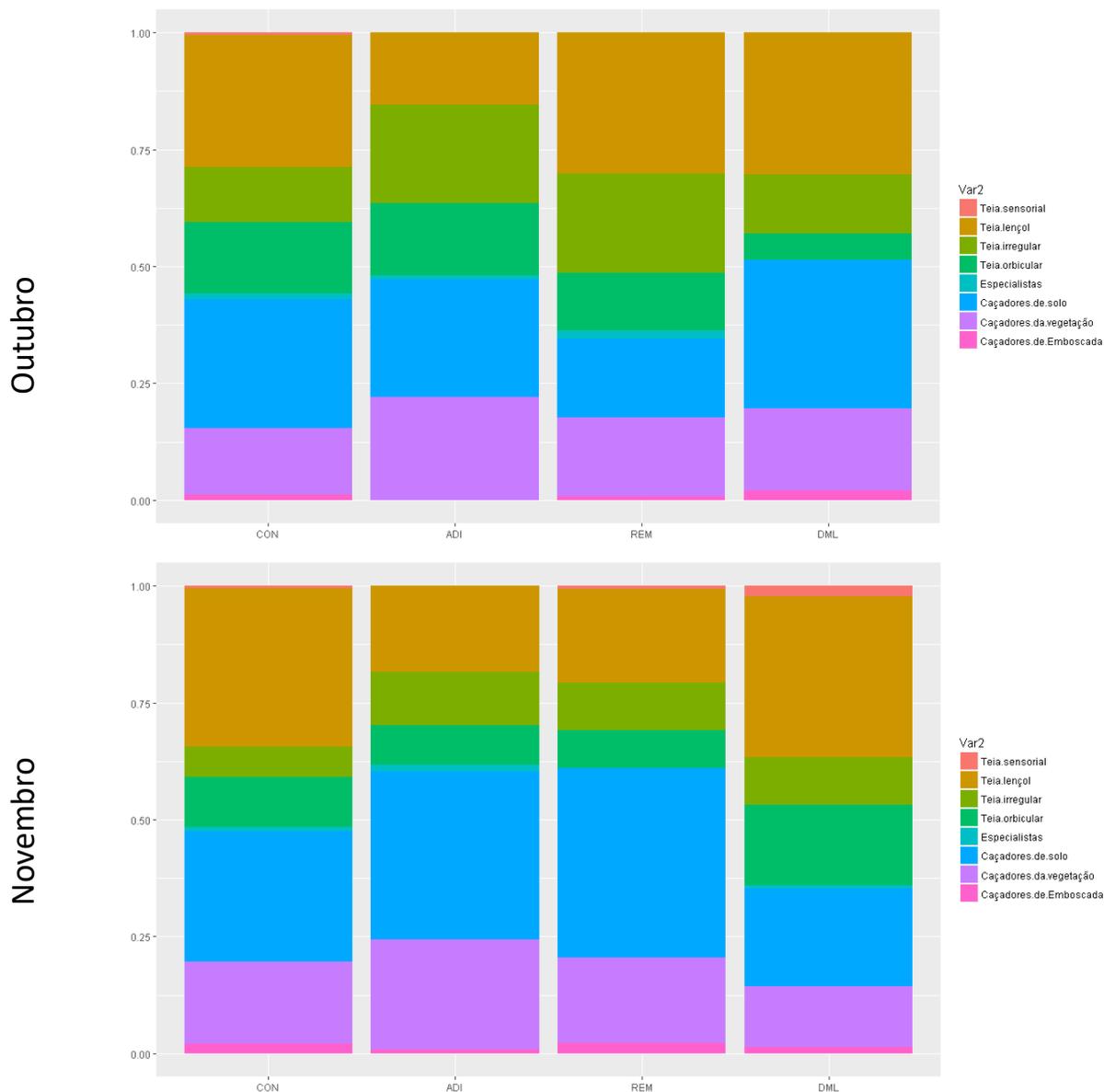


Figura 11. Abundância relativa das guildas de aranhas coletadas por ambos os métodos de cada mês separados por tratamento (CON – Controle; ADI - Adição de serapilheira; REM – Remoção de serapilheira; DML – Deposição de material lenhoso).

Esse é o caso de aranhas com teias em formato de lençol, em que o número decaiu de 30 para 20% em REM, apesar de ter aumentado em todos os outros tratamentos (CON – 27 a 29%; ADI – 15 a 18%; DML – 30 a 34,5%). Tecelãs de teia irregular reduziram de 14,5 a 8,5% em CON, esta tendência também foi demonstrada em todos os tratamentos de forma acentuada

(como em REM – 21 a 10% e em ADI – 21 a 11,5%) ou não (DML – 12,5 a 10%). A abundância relativa das aranhas caçadoras de solo não variou muito entre os meses nas parcelas controle (de 26 a 30%). Contudo, esse grupo aumentou de 17 para 40% em REM e de 25 para 35% em ADI enquanto houve uma visível redução em DML de 32 a 21%. Por outro lado, caçadoras de vegetação praticamente mantiveram seus números relativos em CON (16 a 18%), REM (17 a 18%), ADI (22 a 23%), enquanto em DML houve redução de 17,5 para 13%. Aranhas que tecem teias sensoriais foram presentes apenas em parcelas controle no mês de outubro (0,2%), aumentando em representatividade em novembro em CON (0,7%), REM (0,7%) e DML (2%). A guilda de aranhas especialistas passou por uma redução de 1 a 0,8% em COM e de 1,7 a 0% em REM, mas aumentou de 0 a 0,7 % em DML e de 0,9 a 1,5% em ADI. Thomisidae, a única representante de aranhas emboscadoras nas coletas, cresceu em CON (1,1 a 2,1%), em REM (0,8 a 2,2%) e em ADI (0 a 0,7%), mas decaiu em DML (2,1 a 1,4%).

6.2. Aspiração

6.2.1. Descrição da estrutura comunidade

A coleta por aspiração resultou na captura de 377 aracnídeos de 21 famílias da Ordem Araneae, além de três representantes de Pseudoscorpiones e um de Opiliones, que foram analisados tal como as famílias de aranhas. Os aracnídeos foram classificados quanto ao sexo e à idade, com exceção dos pseudoscorpíões. Ao todo, foram coletados 174 indivíduos adultos e 203 jovens (Tab. 4).

Tabela 4. Abundância de aracnídeos por sexo e estágio de vida mensal e total da coleta de aspiração.

CATEGORIA	OUTUBRO	NOVEMBRO	TOTAL
MACHOS	44	25	69
FÊMEAS	51	54	105
JOVENS	15	98	203
TOTAL	200	177	377

Três famílias despontaram como as mais abundantes: Theridiidae, Salticidae e Araneidae (Fig. 12). Estas apresentaram abundâncias bem acima da quarta família – Anyphaenidae. Em primeiro lugar, observou-se uma redução de 39% nos números de Theridiidae de uma campanha para a outra. Em segundo lugar, 36 e 27 aranhas da família Salticidae foram obtidas em cada coleta, com um acentuado aumento na representatividade de fêmeas em relação a machos no período. Em seguida, a terceira família com maior número de

indivíduos foi Araneidae, com 25 e 35 aranhas, sendo a única família mais representativa que foi mais amostrada em novembro, quando houve aumento de 50% no número de jovens da família. Adiante, os grupos restantes foram bem menos abundantes, mas apresentaram algumas tendências. No entanto, a diversidade total de aranhas aspiradas se manteve praticamente a mesma, apesar de um aumento em equitabilidade, a riqueza decaiu (Tab. 5).

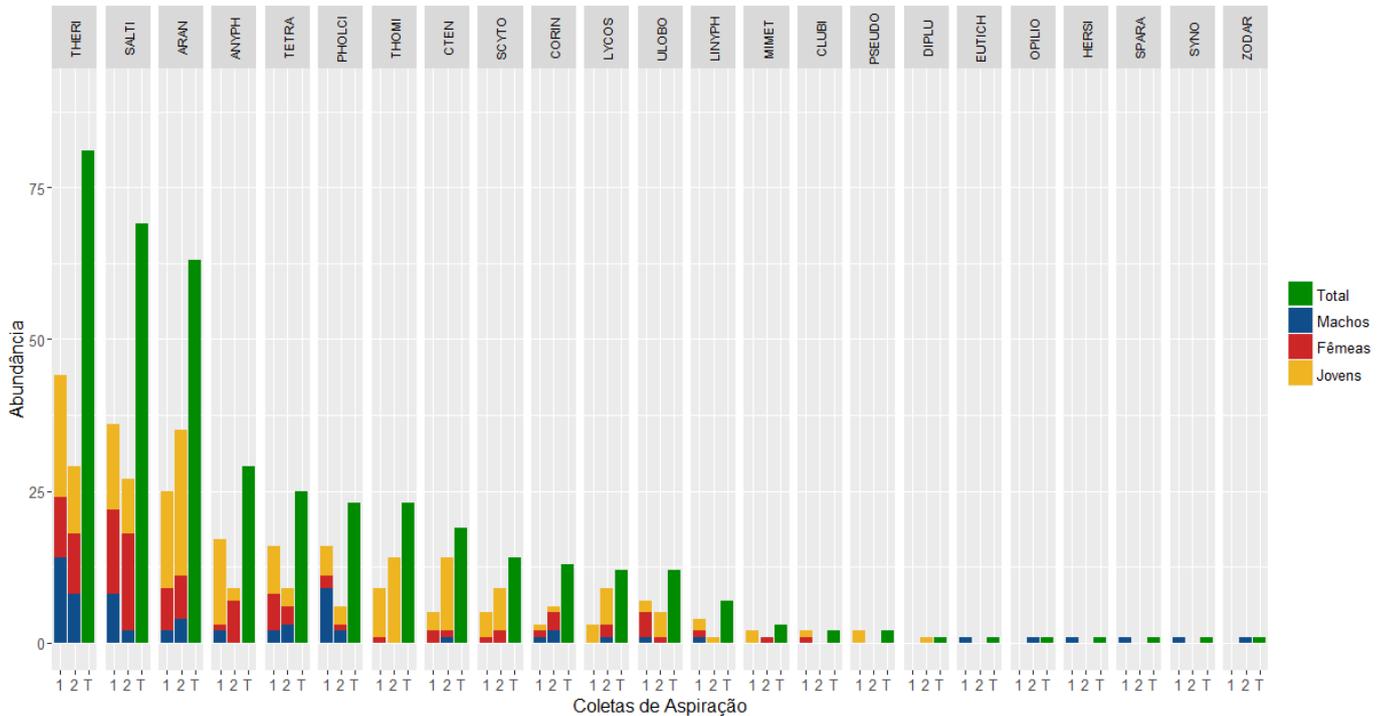


Figura 12. Número de aranhas coletadas na aspiração divididas por família, mês, estágio de vida e sexo. (Coletas: 1 – Outubro, 2 – Novembro, T – Total. Famílias: THERI: Theridiidae, SALTI: Salticidae, ARAN: Araneidae, ANYPH: Anyphaenidae, TETRA: Tetragnathidae, PHOLCI: Pholci: Pholcidae, THOMI: Thomisidae, CTEN: Ctenidae, SCYTO: Scytodidae, CORIN: Corinnidae, LYCOS: Lycosidae, ULOBO: Uloboridae, LINYPH: Linyphiidae, MIMET: Mimetidae, CLUBI: Clubionidae, PSEUDO: Pseudoscorpiones, DIPLU: Dipluridae, EUTICH: Eutichuridae, OPILIO: Opiliones, HERSI: Hersiliidae, SPARA: Sparassidae, SYNO: Synotaxidae, ZODAR: Zodariidae)

Tabela 5. Abundância, riqueza, índices de diversidade e equitabilidade total e para cada mês da araneofauna aspirada.

PARÂMETRO	TOTAL	OUTUBRO	NOVEMBRO
ABUNDÂNCIA BRUTA (N)	377	200	177
RIQUEZA DE FAMÍLIAS	23	20	17
DIVERSIDADE DE SHANNON (H)	2,450278	2,39404	2,391164
DIVERSIDADE DE SIMPSON (1-D)	0,885421	0,8748	0,8855693
DIVERSIDADE DE SIMPSON (1/D)	8,727602	7,98722	8,738912
EQUITABILIDADE DE PIELOU (J')	0,7814647	0,7991502	0,843976
UNIFORMIDADE DE SIMPSON (E ^{1/D})	2,783485	2,6662	3,084453

As três famílias que se sucedem tiveram grande redução no número coletado de um mês para o outro. Anyphaenidae, que reduziu em 47%, teve o número de jovens reduzido em cerca de 85%, Pholcidae teve uma redução de 63% em abundância e Tetragnathidae passou por uma redução de 43% em indivíduos. As famílias Thomisidae, Ctenidae e Scytodidae apresentaram abundância intermediária, mas majoritariamente representado por jovens. Todas tiveram aumento entre uma campanha e outra, mas a de Ctenidae aumentou 2,8 vezes, com um aumento em 4 vezes no número de jovens; o único macho da família somente foi coletado em novembro (Tab. 6).

Tabela 6. Abundância das famílias de aranhas e outras ordens de Arachnida total e divididas por mês representadas nas coletas da aspiração.

ABUNDÂNCIA	TOTAL	OUTUBRO	NOVEMBRO
THERIDIIDAE	75	46	29
SALTICIDAE	63	36	27
ARANEIDAE	60	25	35
ANYPHAENIDAE	26	17	9
TETRAGNATHIDAE	23	14	9
THOMISIDAE	23	9	14
PHOLCIDAE	22	16	6
CTENIDAE	19	5	14
SCYTODIIDAE	14	5	9
LYCOSIDAE	12	3	9
ULOBORIDAE	12	7	5
CORINNIDAE	9	3	6
LINYPHIIDAE	5	4	1
MIMETIDAE	3	2	1
CLUBIONIDAE	2	2	0
PSEUDOSCORPIONES	2	2	0
DIPLURIDAE	1	0	1
EUTICHURIDAE	1	1	0
GONYLEPTIDAE	1	0	1
HERSILIIDAE	1	1	0
SYNOTAXIDAE	1	1	0
SPARASSIDAE	1	1	0
ZODARIIDAE	1	0	1

Algumas famílias tiveram apenas um sexo amostrado, como foi o caso de Scytodidae, Mimetidae e Clubionidae – uma vez que apenas fêmeas foram encontradas – bem como as famílias Eutichuridae, Hersiliidae, Sparassidae, Zodariidae e Ordem Opiliones (família Gonyleptidae) – em que foram encontrados apenas machos. O único representante de Dipluridae foi um jovem. Em outubro foram amostrados representantes de Clubionidae, Eutichuridae, Hersiliidae, Pseudoscorpiones e Sparassidae, enquanto Dipluridae, Opiliones (Gonyleptidae) e Zodariidae apenas foram coletadas em novembro.

6.2.1.1. *Curvas de acumulação de diversidade*

Pode-se observar que a riqueza de famílias não alcançou uma assíntota para $q = 0$ (Fig. 13), demonstrando que algumas famílias presentes não foram coletadas. Apesar de não alcançar uma assíntota em $q = 0$, os números de Hill para $q \geq 1$ se estabilizaram, dando uma idéia acurada da diversidade de famílias encontradas. O número estimado por Chao1 para o número de famílias é algo em torno de $35,22 \pm 13,12$ (Tab. 7). Como o estimador é apenas acurado em seu limite inferior, pode-se afirmar que no mínimo 25 famílias de aranhas, pseudoescorpiões e opiliões ocorrem na Mata do Capetinga, com prováveis 35 estimadas. O número pode chegar a 91 famílias, um total que pode ter sido superestimado devido ao alto número de *singletons* (7), ou seja, famílias com apenas um representante nas coletas e relativo baixo número amostral. O exponencial da entropia de Shannon foi estimado em 12,15, enquanto o inverso da concentração de Simpson em 8,91.

Tabela 7. Diversidade observada e estimada para ordens de q iguais a 0, 1 e 2 de aracnídeos aspirados.

PARÂMETRO (Q)	OBSERVADA	ESTIMADA	ERRO PADRÃO	LIMITE INFERIOR	LIMITE SUPERIOR
RIQUEZA (0)	23,000	35,218	13,120	25,195	90,991
SHANNON (1)	11,592	12,148	0,652	11,592	13,427
SIMPSON (2)	8,728	8,911	0,517	8,728	9,925

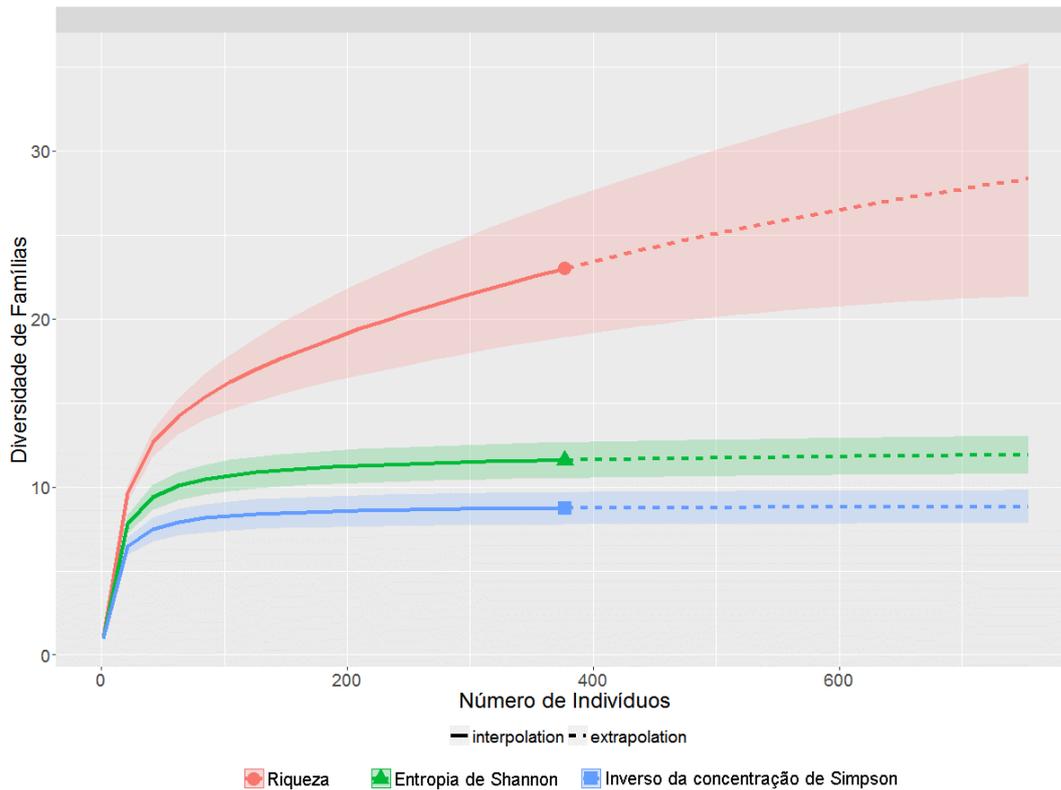


Figura 13. Curva de acumulação de diversidade baseada na abundância de aranhas aspiradas. A linha sólida representa a rarefação observada da coleta e a linha tracejada a diversidade estimada por Chao1. Cada cor representa um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade.

A cobertura da amostragem de 377 indivíduos por aspiração foi de 0,9815, demonstrando que grande parte das famílias de aranhas mais abundantes foi capturada. Ainda assim, existe tendência ao crescimento exponencial do número de famílias em coberturas próximas a 1, sugerindo que ainda há famílias a serem descobertas. Não se verificou o mesmo padrão em níveis maiores da série de Hill. Os índices de diversidade que concedem um peso maior à abundância relativa estabilizaram-se (Fig. 14).

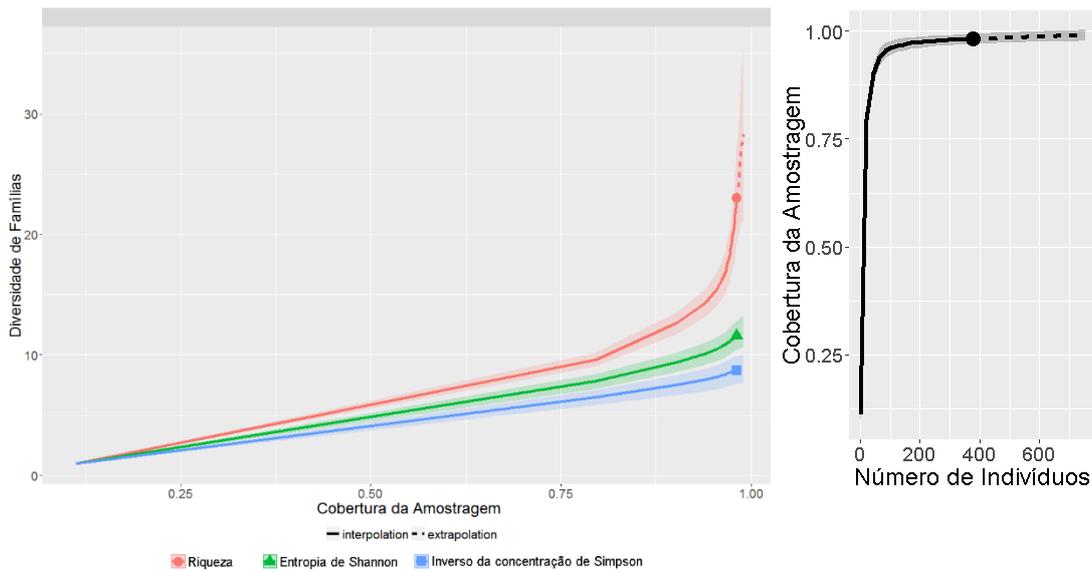


Figura 14. Curva de acumulação de diversidade baseada na cobertura da amostra de aranhas aspiradas. A linha sólida representa a rarefação da coleta obtida e a linha tracejada a diversidade estimada por Chao1 quando a cobertura se aproxima de 1. Cada cor representa um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade.

Apesar de ter sido coletado um número maior de famílias em outubro, foi estimado um número maior de famílias em novembro (Tab. 8), em razão do maior número de famílias raras observadas nesse mês (*singletons*) e menor cobertura da amostragem. Mesmo assim, não houve grandes diferenças em outros níveis de diversidade estimados de um mês para o outro, quando se atribui um peso maior à equitabilidade (Fig. 15).

Tabela 8. Diversidade observada e estimada para q iguais a 0, 1 e 2 calculados a partir das coletas da aspiração em cada mês, medida em números de Hill.

OUTUBRO (N=200, COBERTURA = 0,9801)					
PARÂMETRO (Q)	Observado	Estimado	Erro padrão	Limite Inferior	Limite Superior
RIQUEZA (0)	20,000	22,653	3,470	20,375	38,781
SHANNON (1)	10,958	11,628	0,767	10,958	13,131
SIMPSON (2)	7,987	8,278	0,637	7,987	9,526

NOVEMBRO (N=177, COBERTURA = 0,9718)					
PARÂMETRO (Q)	Observado	Estimado	Erro padrão	Limite Inferior	Limite Superior
RIQUEZA (0)	17,000	26,944	10,214	18,884	69,477
SHANNON (1)	10,926	11,765	0,828	10,926	13,388
SIMPSON (2)	8,739	9,141	0,685	8,739	10,484

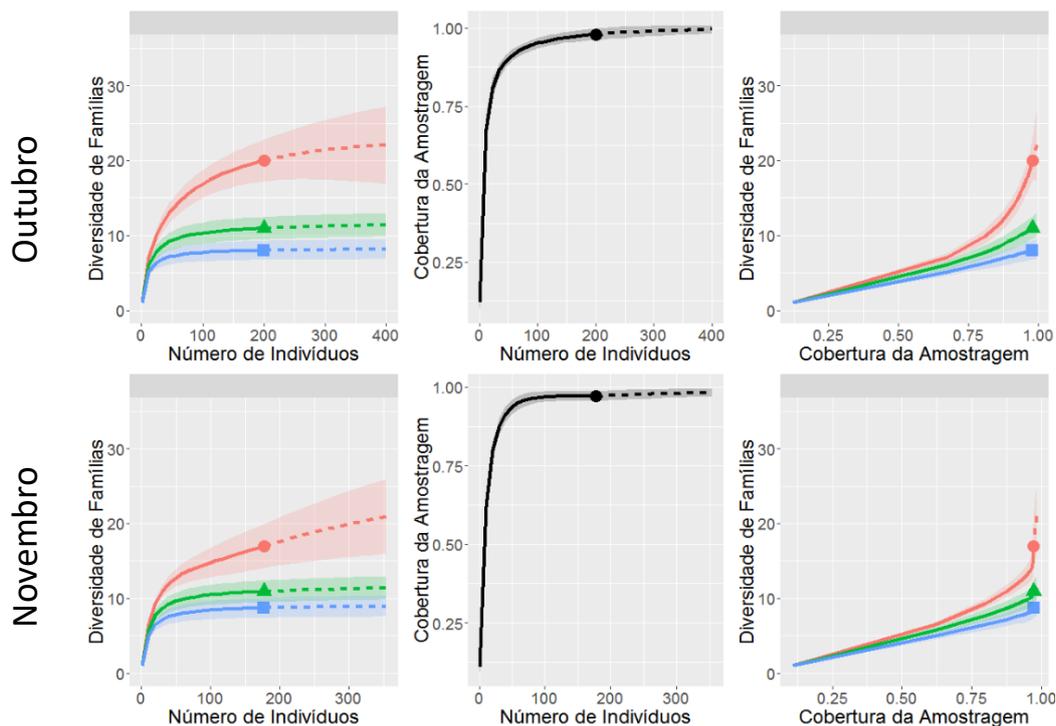


Figura 15. Curvas de acumulação de diversidade baseadas na abundância (esquerda), e na cobertura da amostra (direita) de aranhas aspiradas para cada mês. Cada cor representa um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade (vermelho: riqueza; verde: entropia de Shannon; azul: inverso da concentração de Simpson).

6.2.2. Influência dos tratamentos nas aranhas aspiradas

De acordo com os diagramas de *ranking* de abundância (Figs. 16 e 17), é possível observar que as aranhas foram mais abundantes nas parcelas do grupo controle (CON) e com o maior número de famílias (20). Dezoito delas foram coletadas no primeiro mês e 15 no segundo, com tendência a uma maior dominância de Araneidae (cerca de 20%), associada à redução em equitabilidade de um mês para o outro. Salticidae foi a segunda mais abundante (cerca de 18%), com os maiores números obtidos dentre as famílias em outubro. Theridiidae (cerca de 13%) foi a terceira maior família no primeiro mês e no geral, mas em novembro essa posição foi tomada por Thomisidae (10% nesse mês). Anyphaenidae, Tetragnathidae e Pholcidae foram mais representativas em outubro, enquanto Scytodidae, Ctenidae e Lycosidae aumentaram em número no segundo mês.

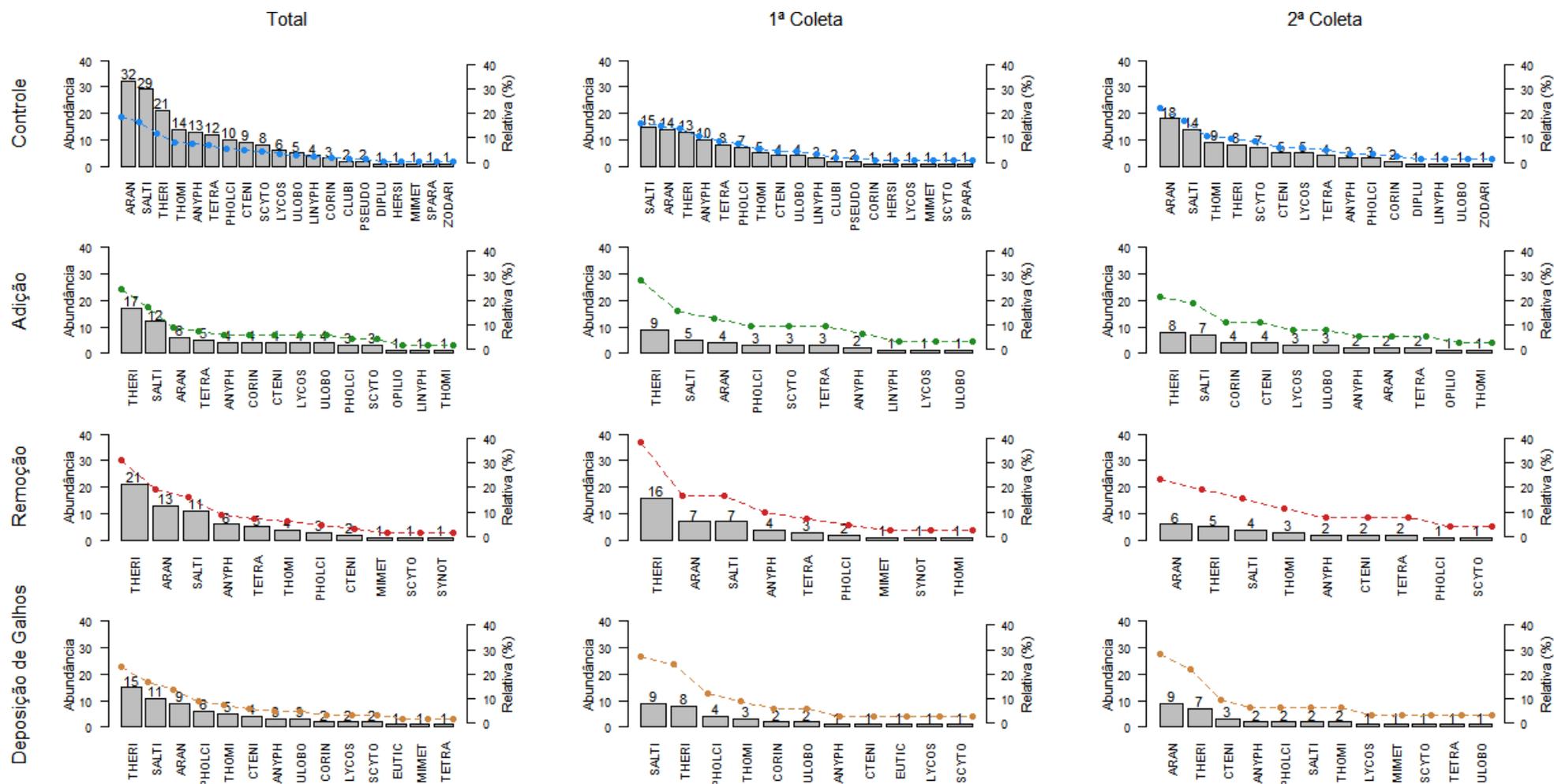


Figura 16. Ranking de abundância de indivíduos por família divididos por sexo, estágio de desenvolvimento e coleta da araneofauna aspirada. (Famílias: THERI: Theridiidae, SALTI: Salticidae, ARAN: Araneidae, ANYPH: Anyphaenidae, TETRA: Tetragnathidae, PHOLCI: Pholcidae, THOMI: Thomisidae, CTEN: Ctenidae, SCYTO: Scytodidae, CORIN: Corinnidae, LYCOS: Lycosidae, ULOBO: Uloboridae, LINYPH: Linyphiidae, MIMET: Mimetidae, CLUBI: Clubionidae, PSEUDO: Pseudoscorpiones, DIPLU: Dipluridae, EUTICH: Eutichuridae, OPILIO: Opiliones, HERSI: Hersiliidae, SPARA: Sparassidae, SYNO: Synotaxidae), ZODAR: Zodariidae).

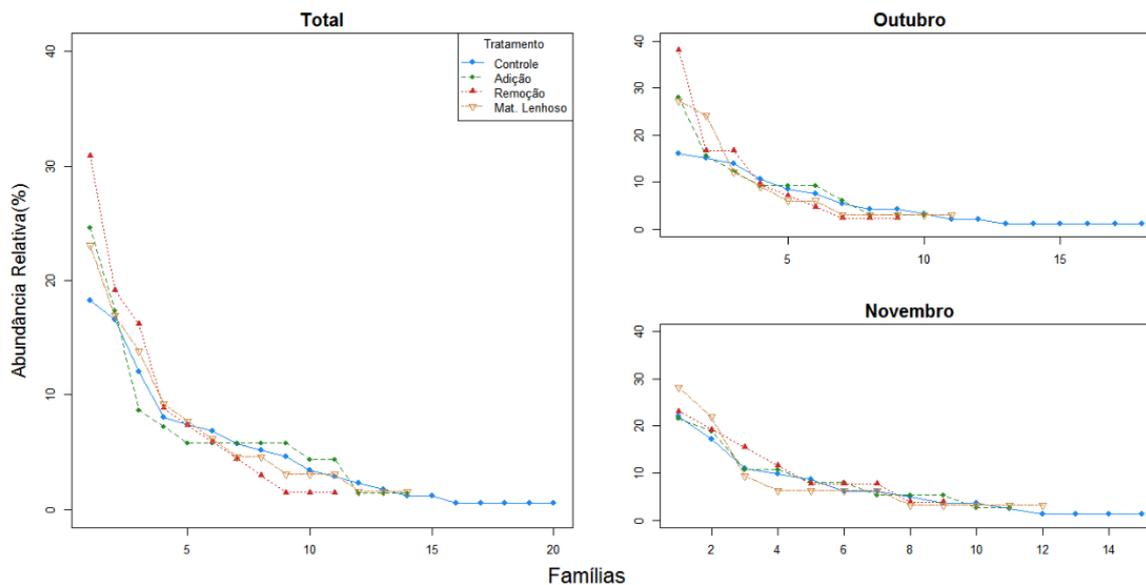


Figura 17. Rankings de abundância relativa total e por mês dos tratamentos da araneofauna. aspirada.

Quatorze famílias foram coletadas nas amostras de adição (ADI), caracterizadas pela dominância de Theridiidae (25%). A família se manteve nesta posição durante os dois meses, mas com um decréscimo de 10% em abundância relativa. Houve também diferença na composição da comunidade, com cada mês suportando quatro famílias somente observadas nesse período. Araneidae, Pholcidae, Scytodidae e Tetragnathidae deixaram de ser as famílias com representatividade intermediária em outubro para dar lugar à Corinnidae, Ctenidae, Lycosidae e Uloboridae. Em novembro a equitabilidade foi próxima ao do grupo CON.

O tratamento de remoção de serapilheira (REM) suportou apenas 11 famílias (9 em outubro e 9 em novembro). A remoção da serapilheira levou à maior dominância de Theridiidae no primeiro mês. Esse padrão mudou em novembro, quando Araneidae passou a ser mais abundante do que aquela família, aumentando também a equitabilidade. Ainda assim, esse foi o tratamento com menor equitabilidade e riqueza de famílias no geral (Tab. 9).

As parcelas com deposição de material lenhoso (DML) abarcaram 14 famílias, 11 coletadas em outubro e 12 em novembro. Papa-moscas (Salticidae) foram as aranhas dominantes em um primeiro momento, mas praticamente desapareceram em novembro (de 9 para 2 indivíduos), dando lugar à família Araneidae, que só apareceu em novembro, dominando a comunidade. Theridiidae manteve a segunda posição durante o período.

Tabela 9. Abundância, riqueza de famílias, índices de diversidade e de equitabilidade calculados a partir da araneofauna aspirada para cada tratamento (CON – Controle; ADI - Adição de serapilheira; REM – Remoção de serapilheira; DML – Deposição de material lenhoso).

TRATAMENTO	ABUNDÂNCIA BRUTA (N)			RIQUEZA DE FAMÍLIAS		
	Total	Outubro	Novembro	Total	Outubro	Novembro
ADI	69	32	37	14	10	11
REM	68	42	26	11	9	9
DML	65	33	32	14	11	12
CON	175	93	82	20	18	15
TRATAMENTO	DIVERSIDADE DE SHANNON (H)			DIVERSIDADE DE SHANNON (EXP(H))		
	Total	Outubro	Novembro	Total	Outubro	Novembro
ADI	2,33	2,07	1,75	10,32	7,93	5,79
REM	1,97	1,79	2,11	7,20	5,96	8,32
DML	2,30	2,04	2,09	9,97	7,70	8,10
CON	2,52	2,50	2,39	12,45	12,13	10,92
TRATAMENTO	DIVERSIDADE DE SIMPSON (1-D)			DIVERSIDADE DE SIMPSON (1/D)		
	Total	Outubro	Novembro	Total	Outubro	Novembro
ADI	0,875	0,848	0,871	8	6,56	7,73
REM	0,822	0,781	0,852	5,61	4,57	6,76
DML	0,873	0,832	0,844	7,87	5,95	6,4
CON	0,897	0,898	0,880	9,69	9,8	8,34
TRATAMENTO	EQUITABILIDADE DE PIELOU (J')			UNIFORMIDADE DE SIMPSON (E_{1/D})		
	Total	Outubro	Novembro	Total	Outubro	Novembro
ADI	0,884	0,899	0,919	0,572	0,656	0,703
REM	0,823	0,814	0,926	0,510	0,508	0,751
DML	0,871	0,851	0,864	0,562	0,541	0,533
CON	0,842	0,864	0,868	0,485	0,544	0,556

6.2.2.1. Curvas de acumulação de diversidade por tratamento

A curva de rarefação-estimação não se aproximou da estabilidade em nenhum dos tratamentos (Fig. 18), demonstrando que muito provavelmente várias famílias presentes não foram coletadas em cada tratamento por esse método. Não houve diferença significativa em nenhum dos tratamentos para $q = 0$, enquanto os números de Hill para $q \geq 1$ se estabilizaram, dando uma ideia acurada da diversidade de famílias encontradas e estimadas entre os tratamentos.

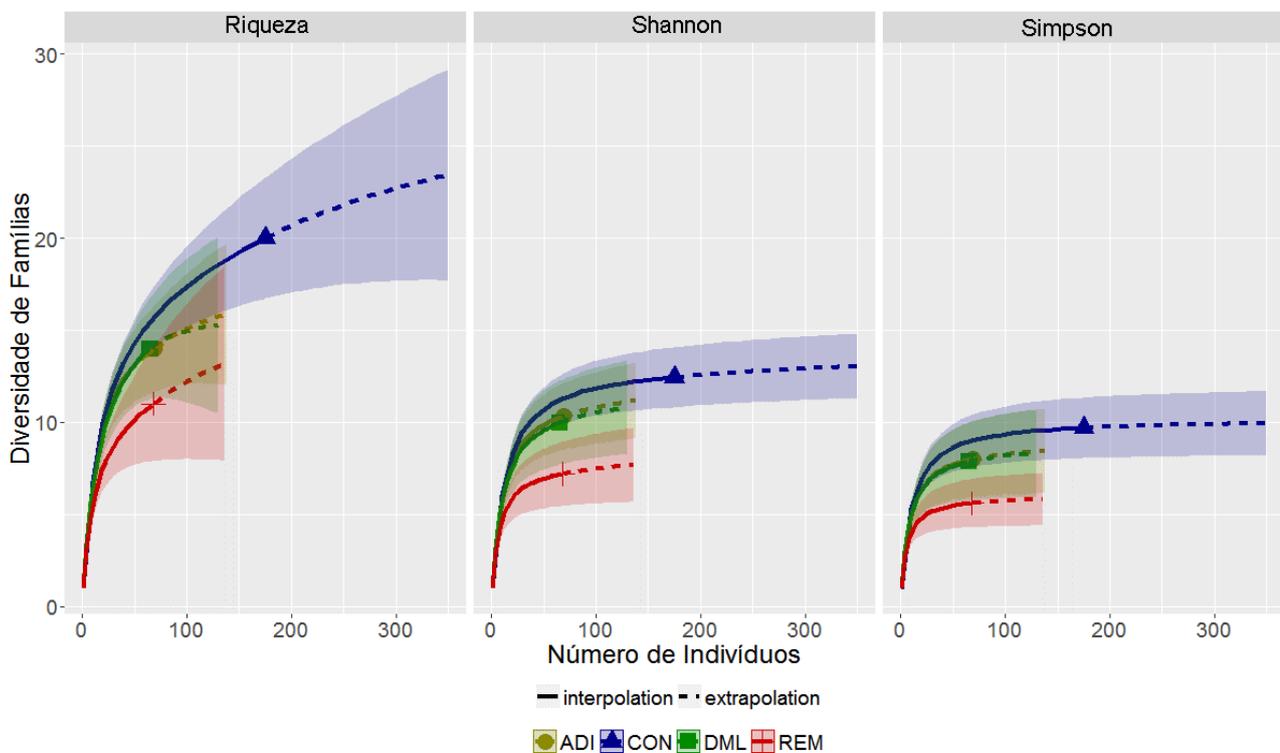


Figura 18. Curva de acumulação de diversidade de aranhas aspiradas baseada na abundância por tratamento. A linha sólida representa a rarefação da coleta obtida e a linha tracejada a diversidade estimada por Chao1. Cada linha representa um tratamento e cada gráfico um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade (Tratamentos: ADI – Adição de serapilheira, CON – Controle, DML – Deposição de Material Lenhoso, REM – Remoção de serapilheira).

O número estimado por Chao1 para o número de famílias no grupo controle é $26,21 \pm 7,51$ (Tab. 10). Como o estimador é apenas acurado em seu limite inferior, pode-se afirmar que há, no mínimo, 21 famílias no grupo CON. Todos os outros tratamentos obtiveram estimativas menores (ADI: $16,96 \pm 4,47$; DML: $15,47 \pm 2,26$; REM: $15,43 \pm 7,09$). O índice de Shannon estimado para o grupo CON foi $13,46 \pm 0,96$, enquanto DML e ADI obtiveram $11,26 \pm 1,13$ e $11,70 \pm 1,32$, respectivamente, valores relativamente maiores do que o grupo REM ($8,06 \pm 0,91$). O mesmo padrão se seguiu para a concentração de Simpson, com a menor diversidade observada no grupo REM ($6,03 \pm 0,87$), os grupos ADI e DML com valores intermediários ($8,92 \pm 1,39$ e $8,81 \pm 1,12$, respectivamente) e o grupo CON com a maior estimativa ($10,20 \pm 0,82$). Em ambos os índices, apenas as estimativas de REM se encontram abaixo dos intervalos encontrados nos outros tratamentos

Tabela 10. Diversidade observada e estimada em cada tratamento para q iguais a 0, 1 e 2 calculados a partir das coletas da aspiração, medida em números de Hill (CON – Controle; ADI - Adição de serapilheira; REM – Remoção de serapilheira; DML – Deposição de material lenhoso).

RIQUEZA DE FAMÍLIAS – Q=0					
TRATAMENTO	Observadas	Estimadas	Erro Padrão	Limite Inferior	Limite Superior
CON	20,000	26,214	7,511	20,967	59,916
ADI	14,000	16,957	4,473	14,348	39,093
DML	14,000	15,477	2,261	14,171	26,722
REM	11,000	15,434	7,093	11,487	51,348
ENTROPIA DE SHANNON (EXP) – Q = 1					
TRATAMENTO	Observada	Estimada	Erro Padrão	Limite Inferior	Limite Superior
CON	12,456	13,459	0,959	12,456	15,339
ADI	10,320	11,708	1,317	10,320	14,289
DML	9,969	11,285	1,127	9,969	13,493
REM	7,201	8,062	0,909	7,201	9,844
CONCENTRAÇÃO DE SIMPSON (1/D) – Q = 2					
TRATAMENTO	Observada	Estimada	Erro Padrão	Limite Inferior	Limite Superior
CON	9,695	10,204	0,818	9,695	11,808
ADI	8,002	8,920	1,381	8,002	11,627
DML	7,868	8,814	1,118	7,868	11,006
REM	5,612	6,026	0,869	5,612	7,729

A cobertura foi maior para o grupo CON, como esperado (Fig. 19). Entre os tratamentos, o que mais careceu de cobertura foi o grupo DML. O gráfico (Fig. 20) demonstra que no grupo CON algo em torno de 6 famílias não puderam ser obtidas, mesmo tendo sido observadas mais famílias (20) em relação aos outros tratamentos, que tiveram estimativas aproximadas (15-17 famílias). Dentre esses tratamento, ADI apresentou os maiores índices em diversidade, enquanto a REM apresentou os menores.

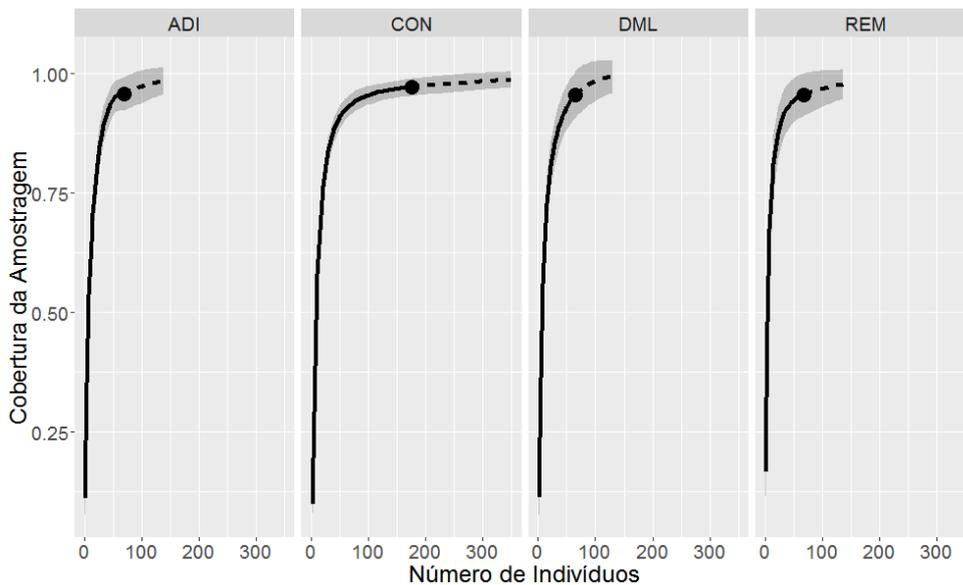


Figura 19. Cobertura da amostragem da aspiração em relação à abundância coletada para cada tratamento (Tratamentos: ADI – Adição de serapilheira, CON – Controle, DML – Deposição de Material Lenhoso, REM – Remoção de serapilheira).

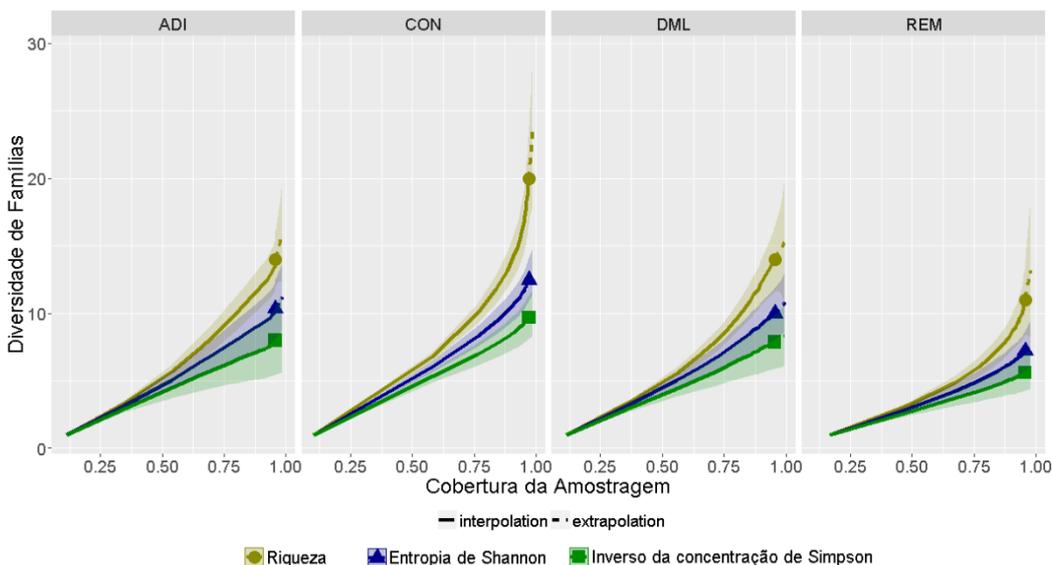


Figura 20. Curva de acumulação de diversidade de aranhas aspiradas por tratamento baseada na cobertura da amostragem. A linha sólida representa a rarefação da coleta obtida e a linha tracejada a diversidade estimada por Chao1. Cada gráfico representa um tratamento e cada linha um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade (Tratamentos: CON – Controle, ADI – Adição de serapilheira, DML – Deposição de Material Lenhoso, REM – Remoção de serapilheira).

Os perfis de Hill demonstraram um padrão interessante no grupo controle que não se seguiu em relação aos outros tratamentos.. A diversidade do grupo controle foi maior em outubro (Fig. 21). Por outro lado, todos os outros tratamentos aumentaram em diversidade em pelo menos um dos parâmetros – riqueza e equitabilidade. O grupo ADI passou por um crescimento constante, observado tanto em riqueza quanto em equitabilidade. No caso de DML, a diversidade aumentou apenas em riqueza, mantendo a equitabilidade constante durante os meses. O grupo REM não aumentou em riqueza, mas a equitabilidade aumentou tanto que superou a de DML no mês e foi equivalente à de CON e ADI.

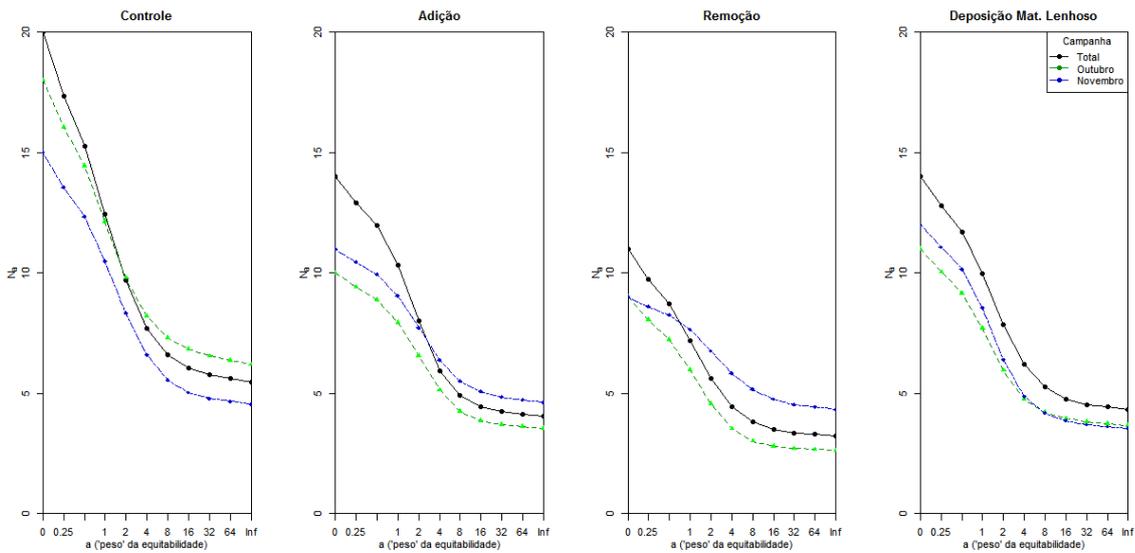


Figura 21. Perfil da diversidade de Hill total e mensal para cada tratamento da aspiração. Este gráfico representa a diversidade observada para um gradiente crescente de peso da equitabilidade (q), calculada pela série de Hill.

No geral, CON obteve os maiores índices com vieses tanto para a riqueza e quanto para a equitabilidade. ADI e DML foram bastante próximas e o grupo REM obteve os menores índices, mas que apresentou rápida recuperação (Fig. 22).

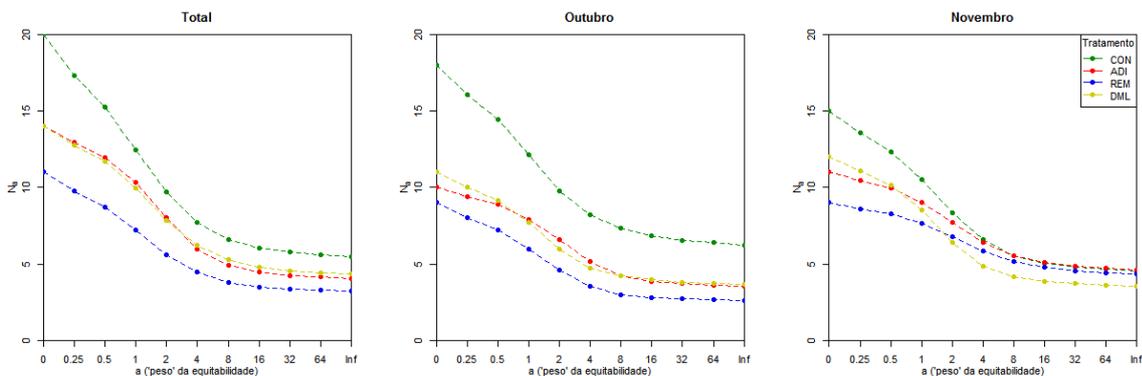


Figura 22. Perfis de diversidade de Hill entre tratamentos para cada coleta da aspiração. Este gráfico representa a diversidade observada para um gradiente crescente de peso da equitabilidade (q), calculada pela série de Hill.

O grupo controle apresentou os maiores níveis observados em equitabilidade e riqueza de famílias de aranhas presentes na vegetação, como evidenciado pelo perfil de Renyi para a coleta de aspiração. A equitabilidade de CON reduziu-se de outubro para novembro, passando a dominância de Salticidae para Araneidae. Esta redução não foi observada em nenhum dos tratamentos, o que evidencia os diferentes efeitos do experimento. Em razão dessa resposta contrastante, a maior diversidade de CON só foi observada para $q < 4$. Quando $q > 4$, a diversidade de CON, ADI e REM se aproximaram, mantendo-se mais diversas do que DML.

Theridiidae dominou na coleta da aspiração em ADI, apesar de não se observar aumento significativo nos índices estimados ou observados de diversidade nesse tratamento em relação ao grupo controle, há uma tendência ao aumento em diversidade (em riqueza e equitabilidade) de um mês para o outro, o contrário do constatado para o grupo controle. Seu perfil de diversidade foi intermediário e similar à DML no geral, ambos mais diversos do que REM.

A remoção da serapilheira levou à menor estimativa de diversidade de aranhas aspiradas em relação aos outros tratamentos. Tal efeito foi pronunciado em outubro devido à dominância de Theridiidae, com recuperação em equitabilidade em novembro – mas não em riqueza. Nesse mês o tratamento passou a ser dominado por Araneidae e sua equitabilidade já se equiparava à do grupo CON e ADI, mesmo sem aumento em riqueza, superando a de DML.

A deposição de material lenhoso não afetou de maneira significativa a estimativa de diversidade na aspiração. No entanto, esse tratamento era mais favorável à araneofauna aspirada do que REM no primeiro mês, de maneira similar a ADI. Apesar do aumento da riqueza em DML durante uma coleta e a outra, a equitabilidade manteve-se constante, passando a ser a menor dentre os tratamentos em novembro. A dominância passou de Salticidae para Araneidae, assim como observado em CON, mas apresentou a menor diversidade entre os tratamentos para $q > 2$ em novembro.

6.3. Pitfall

6.3.1. Descrição da estrutura comunidade

Foram coletados 1.283 aracnídeos pelo método de coleta por armadilha de queda (Tab. 11), identificados em nível de família – se pertencentes à ordem Araneae. Outros aracnídeos foram dispostos em nível de Ordem, pelos baixos números encontrados (9 opilões de 4 famílias, 22 pseudoescorpiões de pelo menos 4 espécies e um escorpião), mas tratados da mesma maneira que as diferentes famílias de aranhas. Entre elas, foram capturadas 1251 indivíduos pertencentes a 24 famílias. Os resultados da coleta de pitfall demonstram grande dominância das famílias Lycosidae e Linyphiidae, que somadas chegaram a 55,6% dos indivíduos. Ctenidae, Ochyroceratidae, Araneidae, Theridiidae e Corinnidae somadas representam 34%. Os grupos restantes somaram 10,4% (Fig. 23).

Tabela 11. Abundância de aracnídeos da coleta de *pitfall* total e mensal, por sexo e estágio de vida.

CATEGORIA	OUTUBRO	NOVEMBRO	TOTAL
MACHOS	328	143	185
FÊMEAS	702	349	353
JOVENS	253	129	124
TOTAL	1283	621	662

Lycosidae foi a família mais abundante, seguida por Linyphiidae (Tab. 13), em ambas as coletas. Ctenidae foi bastante abundante, com grande proporção de jovens e fêmeas, o que não é o esperado para a maioria dos grupos de aranhas. Ochyroceratidae, Araneidae, Theridiidae, Corinnidae e a maioria das famílias com menor abundância, decaíram em números no mês subsequente. Dentre as famílias mais raras, Gnaphosidae, Oxyopidae, Zoropsidae, Tetragnathidae e Titanocidae foram coletadas apenas em outubro. Por outro lado, Actinopodidae, Amaurobiidae, Dipluridae, Idiopidae e Scorpiones foram amostrados apenas em novembro.

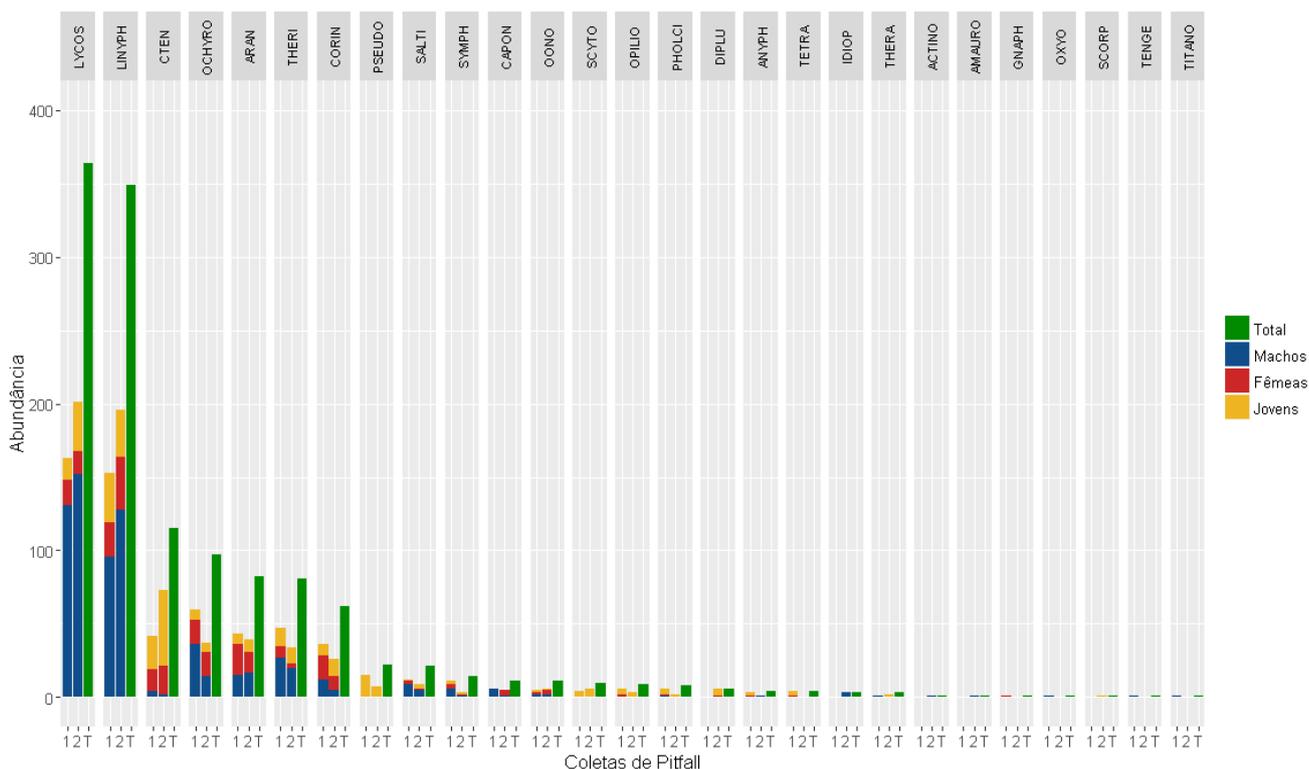


Figura 23. Ranking de abundância de indivíduos por família divididos por sexo, estágio de desenvolvimento e coleta da araneofauna coletada por pitfall. (Coletas: 1 – Outubro; 2 – Novembro; T – Total. Famílias: LYCOS: Lycosidae, LINYPH: Linyphiidae, CTEN: Ctenidae, OCHYRO: Ochyroceratidae, ARAN: Araneidae, THERI: Theridiidae, CORIN: Corinnidae, PSEUDO: Pseudoscorpiones, SALTI: Salticidae, SYMPH: Symphytognathidae, CAPON: Caponiidae, OONO: Oonopidae, SCYTO: Scytodidae, OPILIO: Opiliones, PHOLCI: Pholcidae, DIPLU: Dipluridae, ANYPH: Anyphaenidae, TETRA: Tetragnathidae, IDIOP: Idiopidae, THERA: Theraphosidae, ACTINO: Actinopodiidae, AMAURO: Amaurobiidae, GNAPH: Gnaphosidae, OXYO: Oxyopidae, SCORP: Scorpiones, TENGE: Zoropsidae, TITANO: Titanoeidae).

Os diversos parâmetros calculados para diversidade, riqueza e equitabilidade demonstram que outubro apresentou maior diversidade e equitabilidade para a araneofauna coletada por pitfall (Tab. 12).

Tabela 12. Abundância, riqueza, índices de diversidade e equitabilidade total e para cada mês da araneofauna coletado por pitfall.

PARÂMETRO	TOTAL	OUTUBRO	NOVEMBRO
ABUNDÂNCIA BRUTA (N)	1283	621	662
RIQUEZA DE FAMÍLIAS	27	22	22
DIVERSIDADE DE SHANNON (H)	2,12	2,20	1,99
DIVERSIDADE DE SHANNON (EXP(H))	8,33	9,05	7,33
DIVERSIDADE DE SIMPSON (1-D)	0,82	0,84	0,79
DIVERSIDADE DE SIMPSON (1/D)	5,56	6,82	4,91
EQUITABILIDADE DE PIELOU (J')	0,64	0,71	0,64
UNIFORMIDADE DE SIMPSON (E ^{1/D})	0,21	0,29	0,22

Tabela 13. Abundância das famílias de aranhas e outras ordens de Arachnida total e divididas por mês representadas nas coletas de pitfall.

FAMÍLIA	OUTUBRO	NOVEMBRO	TOTAL
LYCOSIDAE	163	201	364
LINYPHIIDAE	153	196	349
CTENIDAE	42	73	115
OCHYRO CERATIDAE	60	37	97
ARANEIDAE	43	39	82
THERIDIIDAE	47	34	81
CORINNIDAE	36	26	62
PSEUDOSCORPIONES	15	7	22
SALTICIDAE	12	9	21
SYMPHYTOGNATHIDAE	11	3	14
CAPONIIDAE	6	5	11
OONOPIDAE	5	6	11
SCYTODIIDAE	4	6	10
OPILIONES	6	3	9
PHOLCIDAE	6	2	8
DIPLURIDAE	0	6	6
ANYPHAENIDAE	3	1	4
TETRAGNATHIDAE	4	0	4
IDIOPIDAE	0	3	3
THERAPHOSIDAE	1	2	3
ACTINOPODIDAE	0	1	1
AMAUROBIIDAE	0	1	1
GNAPHOSIDAE	1	0	1
OXYOPIDAE	1	0	1
SCORPIONES	0	1	1
ZOROPSIDAE	1	0	1
TITANOECIDAE	1	0	1

6.3.1.1. Curvas de acumulação de diversidade

A estimativa de riqueza de famílias de aracnídeos de solo é de 47 famílias (Tab. 14), com grande erro padrão associado, mas com limite inferior de 32 famílias a 95% de confiança (Fig. 24). Ou seja, pelo menos cinco famílias não foram capturadas, mas há grande probabilidade de haver outras mais. Esta estimativa pouco precisa (mas acurada) se deve ao grande número de *singletons* (7) em relação ao total de famílias (27), mesmo com cobertura de 0,9945 obtida pela coleta de 1283 indivíduos. De qualquer forma, os índices de Shannon e Simpson foram precisos e estimados em $8,48 \pm 0,31$ e $5,59 \pm 0,21$, respectivamente (Fig. 25). Valores bem menores dos que os estimados para a aspiração (12,15 e 8,91).

Tabela 14. Diversidade total observada e estimada para q iguais a 0, 1 e 2 calculados a partir das coletas de pitfalls, medida em números de Hill.

Pitfall	Observada	Estimada	Erro padrão	Limite Inferior	Limite Superior
Riqueza de Famílias	27,000	47,984	17,429	32,074	113,786
Entropia de Shannon	8,333	8,476	0,31	8,333	9,083
Concentração de Simpson	5,566	5,585	0,211	5,566	5,999

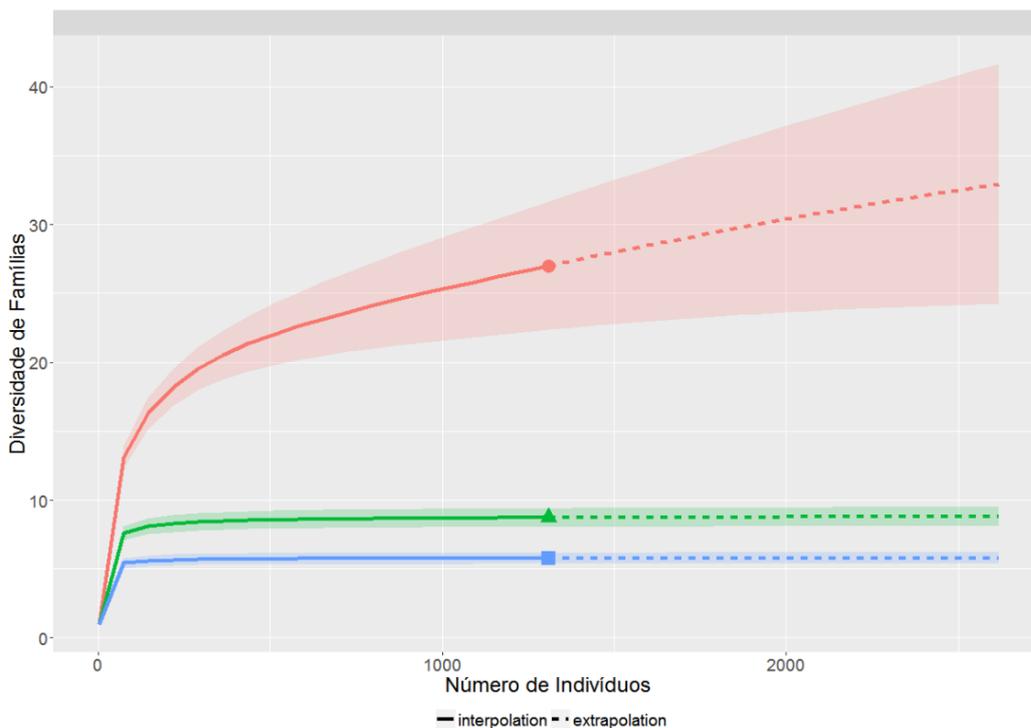


Figura 24. Curva de acumulação de diversidade baseada na abundância de aranhas coletadas por pitfalls. A linha sólida representa a rarefação da coleta obtida e a linha tracejada a diversidade estimada por Chao1. Cada cor representa um parâmetro de diversidade com diferente atribuição de equitabilidade.

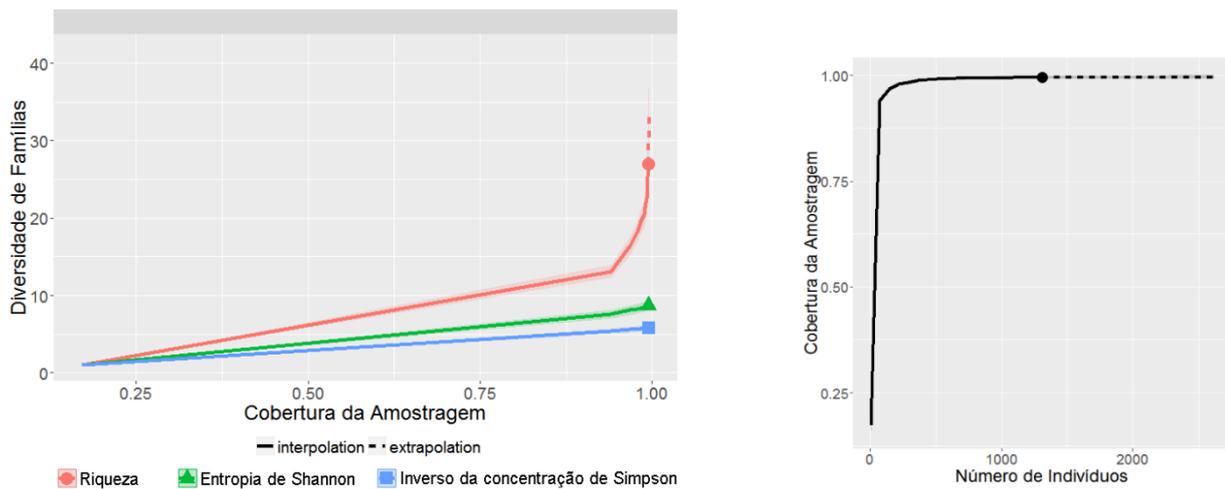


Figura 25. Curva de acumulação de diversidade total baseada na cobertura da amostra de aranhas coletadas por pitfalls. A linha sólida denota a rarefação da coleta obtida e a linha tracejada a diversidade estimada por Chao1 quando a cobertura se aproxima de 1. A cobertura da amostra obtida a partir de 1283 indivíduos foi 0,9945. Cada cor representa um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade .

A cobertura da amostragem de ambos os meses foram maiores do que 99% (Tab. 15). Durante o mês de outubro foram estimadas cerca de 32 famílias com um limite inferior de aproximadamente 24, maior do que as 26 estimadas com um LI de 22,6 em novembro (Tab. 16). A diversidade também foi bem menor neste mês, com uma queda das estimativas de $9,3 \pm 0,4$ para $7,5 \pm 0,3$ em Shannon e de $6,3 \pm 0,3$ para $4,9 \pm 0,2$ em Simpson (Fig. 26)

Tabela 15. Abundância, famílias, cobertura e número de singletons para cada mês das coletas de pitfall

MÊS	ABUNDÂNCIA	FAMÍLIAS	COBERTURA	SINGLETONS
OUTUBRO	621	22	0,992	5
NOVEMBRO	662	22	0,994	4

Tabela 16. Diversidade observada e estimada para q iguais a 0, 1 e 2 calculados a partir das coletas de *pitfalls* em cada mês, medida em números de Hill

OUTUBRO	OBSERVADA	ESTIMADA	ERRO PADRÃO	LIMITE INFERIOR	LIMITE SUPERIOR
RIQUEZA DE FAMÍLIAS	22,000	31,984	10,298	23,883	74,948
ENTROPIA DE SHANNON	9,052	9,283	0,409	9,052	10,085
CONCENTRAÇÃO DE SIMPSON	6,284	6,338	0,335	6,284	6,994
NOVEMBRO	OBSERVADA	ESTIMADA	ERRO PADRÃO	LIMITE INFERIOR	LIMITE SUPERIOR
RIQUEZA DE FAMÍLIAS	22,000	25,994	5,284	22,556	50,680
ENTROPIA DE SHANNON	7,331	7,481	0,343	7,331	8,153
CONCENTRAÇÃO DE SIMPSON	4,915	4,944	0,212	4,915	5,359

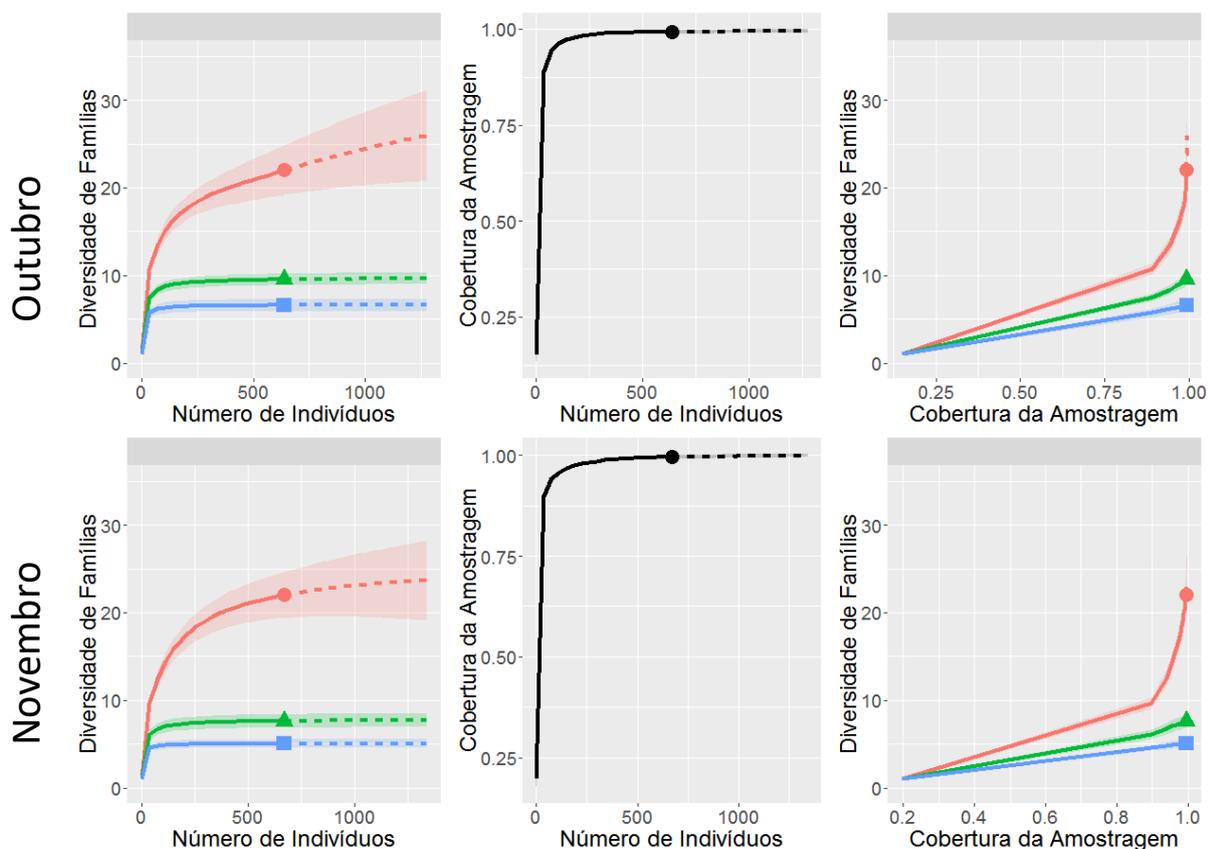


Figura 26. Curvas de acumulação de diversidade baseadas tanto na abundância (esquerda), quanto na cobertura da amostra (direita) de aranhas coletadas com *pitfalls* para cada mês. Cada cor representa um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade (vermelho: riqueza; verde: entropia de Shannon; azul: inverso da concentração de Simpson).

6.3.1.2. Dinâmica da composição da araneofauna de solo

Diferentemente do observado para as aranhas aspiradas (Variação em abundância balanceada: $F = 1,05, p = 0,31$; Gradiente de abundância: $F = 0,29, p = 0,59$; Bray-Curtis: $F = 1,83, p = 0,18$), as coletas providas dos *pitfalls* diferiram significativamente em composição de outubro para novembro (Fig. 27), de acordo com o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis ($F = 5,407, p = 0,0218$). Tal variação ocorreu basicamente pela substituição por outras famílias, ou seja, houve variação em abundância balanceada ($F = 5,89, p = 0,0168$), pois não houve efeito significativo na perda de abundância das famílias presentes ($F = 0,541, p = 0,463$).

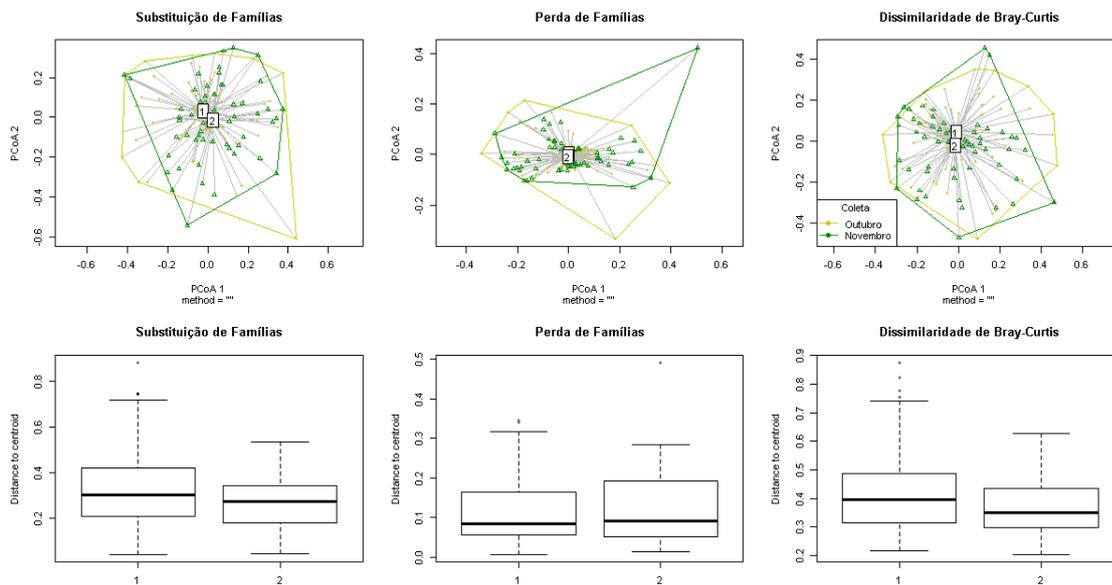


Figura 27. Representação gráfica da dissimilaridade observada para aranhas coletadas com *pitfalls* em cada mês. A PCoA foi construída a partir da dissimilaridade de Bray-Curtis total e dos componentes de sua partição: Variação de abundância balanceada e gradiente de abundância. Os boxplots demonstram as distâncias de cada mês ao centróide. Foram observadas diferenças significativas em substituição de famílias e dissimilaridade total de Bray-Curtis de um mês para o outro (1 – Outubro; 2 – Novembro. $p < 0,05$).

6.3.2. Influência dos tratamentos nas aranhas do pitfall

O grupo controle apresentou uma codominância de Linyphiidae e Lycosidae ambas com um pouco menos de 30% da abundância total das aranhas coletadas (Figs. 28 e 29). Todas as outras famílias tiveram menos do que 10% da abundância total, totalizando 23 famílias. Em outubro, com apenas 18 famílias observadas, a dominância destas duas famílias foi bem menor, com as três famílias seguintes próximas de 10%. Em novembro a dominância de ambas as famílias foram mais pronunciadas, com Linyphiidae alcançando cerca de 35, mesmo com um maior número de famílias presentes (20).

Dentre os tratamentos, ADI apresentou a menor dominância e se igualou em número de famílias com DML (18). Houve aumento em abundância bruta de um mês para o outro com a adição da serapilheira, associado a redução em riqueza (de 17 para 13). Lycosidae que representou cerca de 20% em outubro, chegou à dominância de mais de 30% em novembro. O tratamento também foi o que apresentou os maiores índices de diversidade e equitabilidade (Tab. 17).

REM apresentou a maior dominância dentre os tratamentos, seguida por DML. Ambas apresentaram padrão total similar de dominância, cada qual com mais de 30%. Apesar disto, de um mês para o outro, observou-se uma discrepância na mudança da composição de famílias. Em outubro REM foi dominado por Linyphiidae (quase 40%). No mês seguinte, a dominância foi passada para Lycosidae (mais de 40%). Por outro lado, DML apresentou maior dominância de Lycosidae em outubro (pouco mais de 30%), no mês seguinte Linyphiidae tomou sua posição (35%)

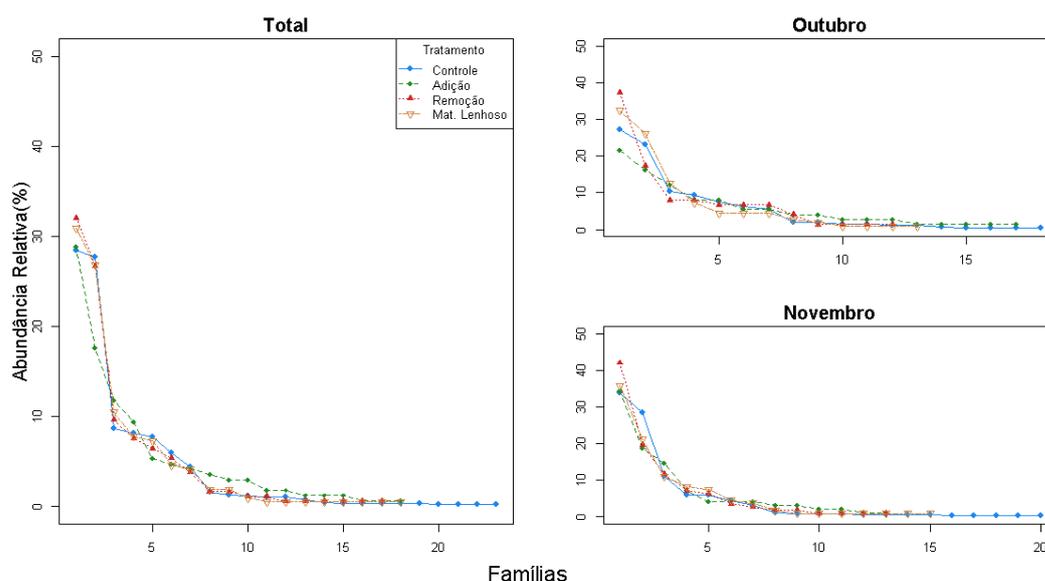


Figura 28. Rankings de abundância relativa total e por mês dos tratamentos da araneofauna coletada por pitfalls.

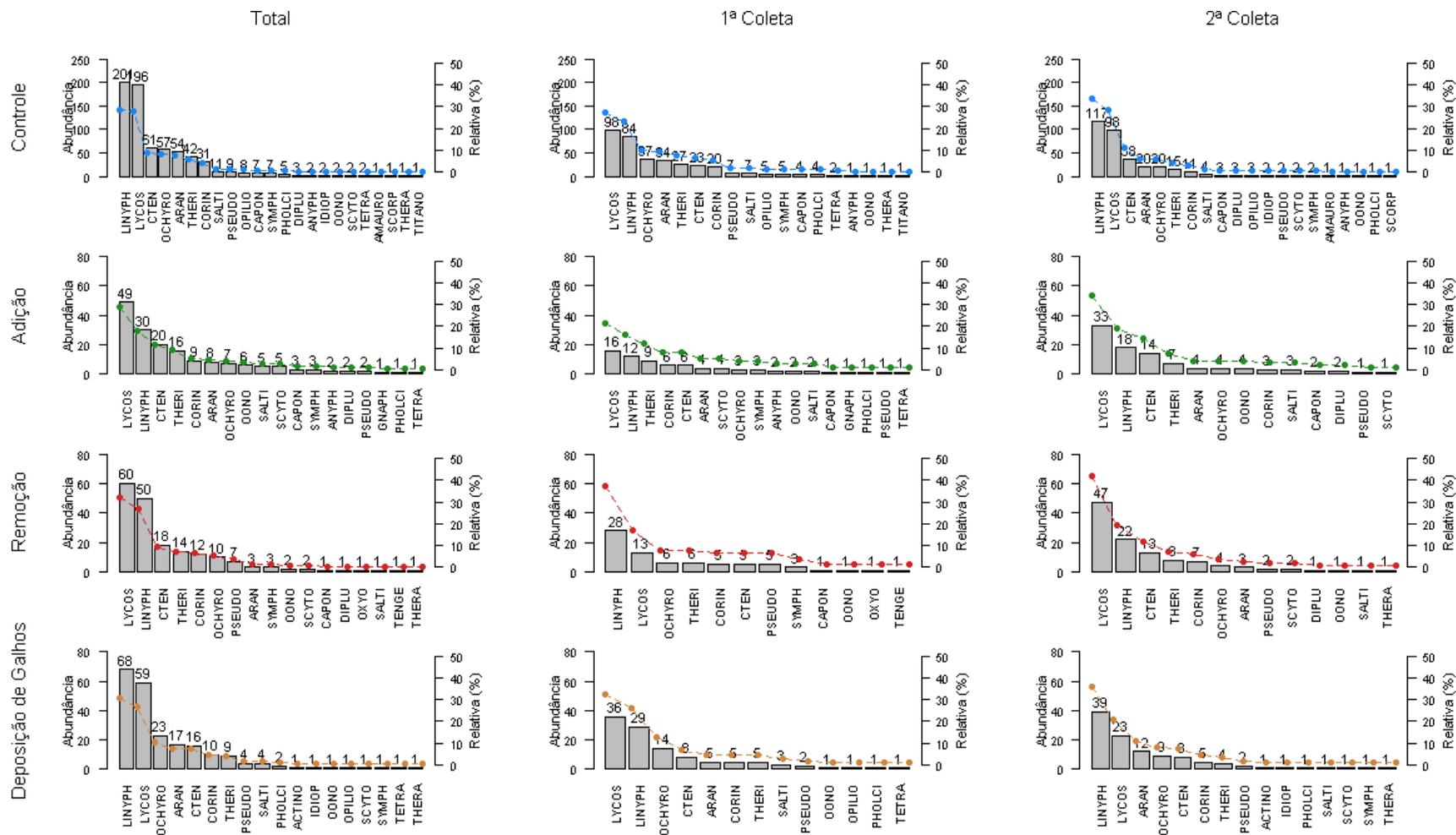


Figura 29. Ranking de abundância de indivíduos por família divididos por sexo, estágio de desenvolvimento e coleta da araneofauna coletada por pifalls. Famílias: LYCOS: Lycosidae, LINYPH: Linyphiidae, CTEN: Ctenidae, OCHYRO: Ochyroceratidae, ARAN: Araneidae, THERI: Theridiidae, CORIN: Corinnidae, PSEUDO: Pseudoscorpiones, SALTI: Salticidae, SYMPH: Symphytognathidae, CAPON: Caponiidae, OONO: Oonopidae, SCYTO: Scytodidae, OPILIO: Opiliones, PHOLCI: Pholcidae, DIPLU: Dipluridae, ANYPH: Anyphaenidae, TETRA: Tetragnathidae, IDIOP: Idiopidae, THERA: Theraphosidae, ACTINO: Actinopodiidae, AMAURO: Amaurobiidae, GNAPH: Gnaphosidae, OXYO: Oxyopidae, SCORP: Scorpiones, TENGE: Zoropsidae, TITANO: Titanoecidae).

Tabela 17. Abundância, riqueza de famílias, índices de diversidade e de equitabilidade calculados a partir da araneofauna coletada por pitfalls para cada tratamento (CON – Controle; ADI - Adição de serapilheira; REM – Remoção de serapilheira; DML – Deposição de material lenhoso).

<i>TRATAMENTO</i>	<i>ABUNDÂNCIA BRUTA (N)</i>			<i>RIQUEZA DE FAMÍLIAS</i>		
	Total	Outubro	Novembro	Total	Outubro	Novembro
ADI	170	74	96	18	17	13
REM	187	75	112	17	12	13
DML	220	111	109	18	13	15
CON	706	361	345	23	18	20
<i>TRATAMENTO</i>	<i>DIVERSIDADE DE SHANNON (H)</i>			<i>DIVERSIDADE DE SHANNON (EXP(H))</i>		
	Total	Outubro	Novembro	Total	Outubro	Novembro
ADI	2,28	2,45	2,02	9,82	11,57	7,56
REM	1,99	1,98	1,82	7,32	7,22	6,20
DML	2,00	1,93	1,97	7,36	6,86	7,20
CON	2,07	2,14	1,92	7,93	8,53	6,84
<i>TRATAMENTO</i>	<i>DIVERSIDADE DE SIMPSON (1-D)</i>			<i>DIVERSIDADE DE SIMPSON (1/D)</i>		
	Total	Outubro	Novembro	Total	Outubro	Novembro
ADI	0,85	0,89	0,81	6,77	8,83	5,31
REM	0,80	0,80	0,76	5,04	5,05	4,16
DML	0,81	0,80	0,80	5,15	4,95	4,97
CON	0,82	0,84	0,78	5,43	6,20	4,59
<i>TRATAMENTO</i>	<i>EQUITABILIDADE DE PIELOU (J')</i>			<i>UNIFORMIDADE DE SIMPSON (E^{1/D})</i>		
	Total	Outubro	Novembro	Total	Outubro	Novembro
ADI	0,79	0,86	0,79	0,38	0,52	0,41
REM	0,70	0,80	0,71	0,30	0,42	0,32
DML	0,69	0,75	0,73	0,29	0,38	0,33
CON	0,66	0,74	0,64	0,24	0,34	0,23

6.3.2.1. Curvas de acumulação de diversidade por tratamento

Os intervalos de confiança sobrepostos no primeiro gráfico demonstram que não foi possível verificar diferenças significativas entre as estimativas de riqueza dos tratamentos (números de Hill para $q = 0$ – Fig. 30). Porém, como estas não chegaram próximo a uma assíntota, demonstra-se insuficiência na amostragem das famílias nos tratamentos. Esse foi o caso de DML e REM principalmente, devido ao alto número de *singletons*, suas estimativas ficaram em $49,9 \pm 39,4$ e $26,0 \pm 10,1$, com limites inferiores de 22,9 e 18,5, respectivamente. Apesar de também estar longe de uma assíntota, o tratamento ADI demonstrou uma estimativa de menor riqueza, $19,5 \pm 2,3$, com um limite inferior de 18,5. A situação do grupo controle é mais estável, devido ao maior número amostral e ao relativamente baixo número de *singletons*. Nese grupo foram estimadas $24,6 \pm 2,2$ famílias, com limite inferior de 23,2.

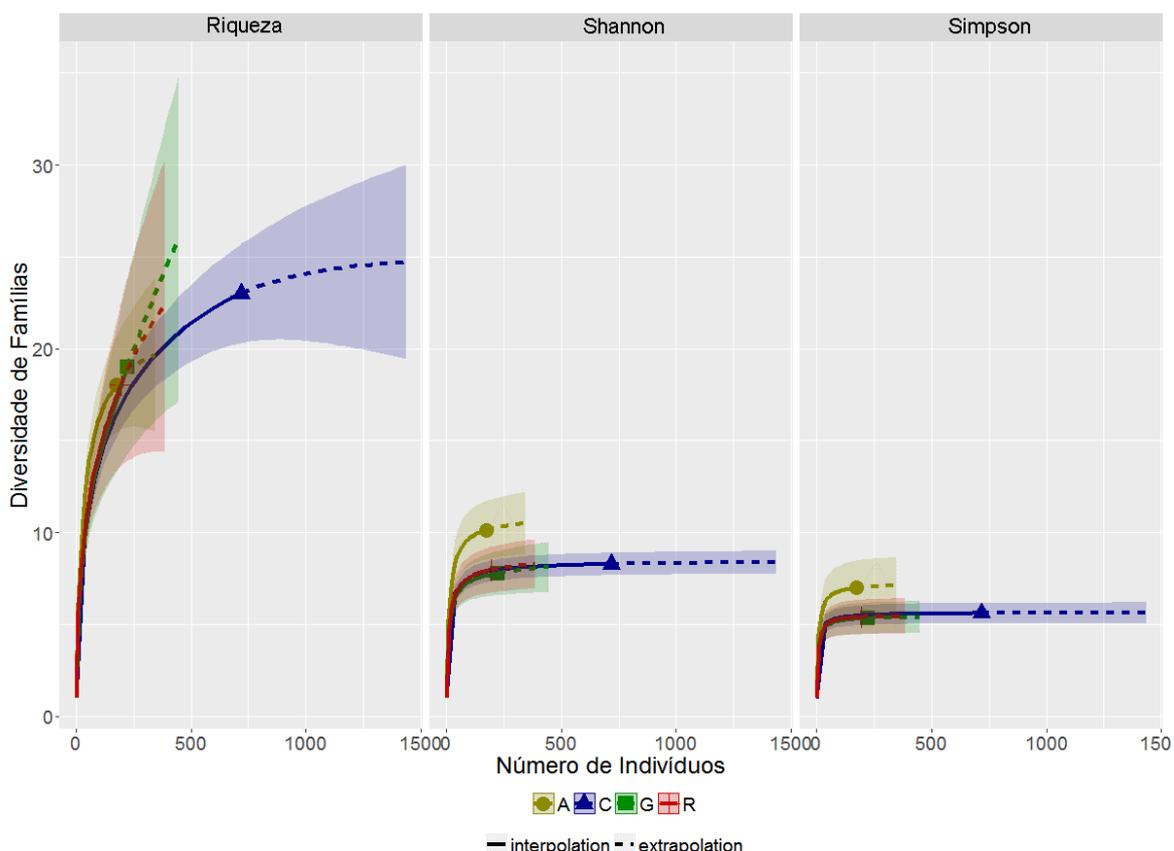


Figura 30. Curva de acumulação de diversidade baseada na abundância de aranhas coletadas em pifalls por tratamento. A linha sólida denota a rarefação da coleta obtida e a linha tracejada a diversidade estimada por Chao1. Cada linha representa um tratamento e cada gráfico um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade (Tratamentos: A – Adição de serapilheira, C – Controle, G – Deposição de Material Lenhoso, R – Remoção de serapilheira).

Em níveis maiores de q , há uma tendência de maiores estimativas em diversidade no tratamento ADI, explicada pela maior equitabilidade em relação aos outros tratamentos. A entropia de Shannon foi estimada em $10,4 \pm 0,8$, enquanto o controle ficou em $8,1 \pm 0,3$, estimativa próxima às encontradas em DML e REM (Tab. 18). No entanto, observou-se apenas uma diferença significativa entre ADI e CON. Apesar desta tendência também ter sido observada nas estimativas da concentração de Simpson, nenhuma diferença significativa foi detectada.

Tabela 18. Diversidade observada e estimada em cada tratamento para q iguais a 0, 1 e 2 (Riqueza, Shannon e Simpson) calculados a partir das coletas por pitfalls, medida em números de Hill (CON – Controle; ADI - Adição de serapilheira; REM – Remoção de serapilheira; DML – Deposição de material lenhoso).

TRATAMENTO	PARÂMETRO	OBSERVADO	ESTIMADO	ERRO PADRÃO	LIMITE INFERIOR	LIMITE SUPERIOR
ADI	Riqueza	18,000	19,491	2,280	18,173	30,823
	Entropia de Shannon	9,826	10,426	0,798	9,826	11,991
	Concentração de Simpson	6,768	7,007	0,739	6,768	8,455
CON	Riqueza	23,000	24,598	2,159	23,217	34,778
	Entropia de Shannon	7,934	8,080	0,334	7,934	8,734
	Concentração de Simpson	5,427	5,461	0,239	5,427	5,930
DML	Riqueza	18,000	49,855	39,420	22,818	228,619
	Entropia de Shannon	7,361	8,060	0,774	7,361	9,578
	Concentração de Simpson	5,147	5,246	0,426	5,147	6,081
REM	Riqueza	17,000	25,952	10,121	18,512	70,007
	Entropia de Shannon	7,316	7,855	0,743	7,316	9,312
	Concentração de Simpson	5,035	5,147	0,411	5,035	5,953

O gráfico de cobertura em relação à abundância demonstra que DML e REM não chegaram tão próximos à completude quanto ADI, e que C se aproximou desta com cerca de 500 indivíduos coletados. Logo, os tratamentos DML e REM careceram de uma amostragem maior (Tab. 19 e Fig. 31).

Tabela 19. Abundância, riqueza de famílias, cobertura e número *singletons* para cada tratamento nas coletas de pitfall (CON – Controle; ADI - Adição de serapilheira; REM – Remoção de serapilheira; DML – Deposição de material lenhoso).

TRATAMENTO	ABUNDÂNCIA	FAMÍLIAS	COBERTURA	SINGLETONS
ADI	170	18	0,9826	3
CON	706	23	0,9944	4
DML	220	18	0,9637	8
REM	187	17	0,9680	6

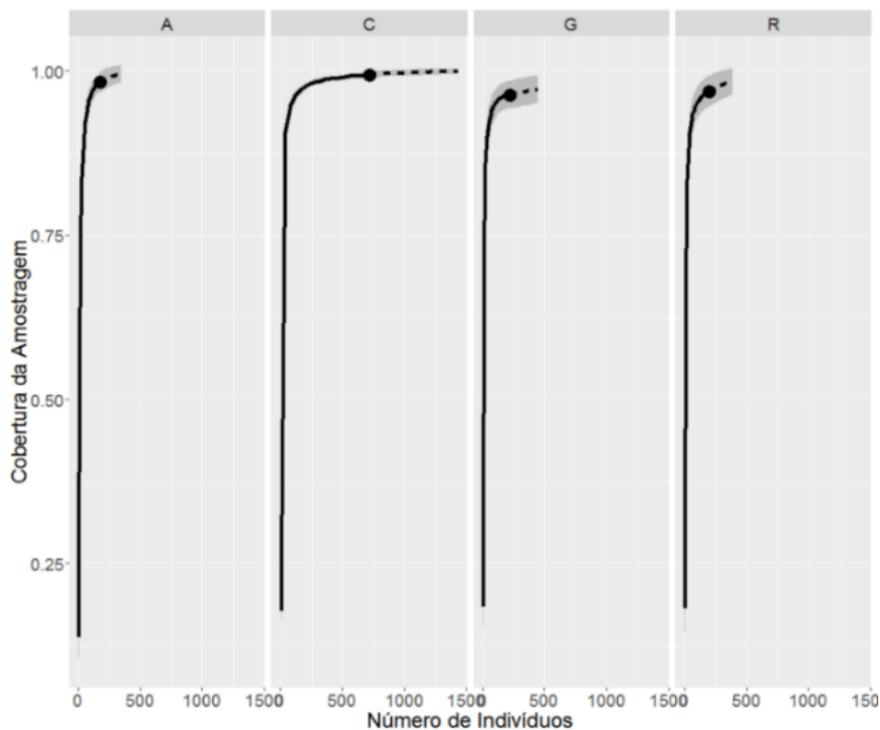


Figura 31. Cobertura da amostragem de pifalls em relação à abundância coletada para cada tratamento (Tratamentos: A – Adição de serapilheira, C – Controle, G – Deposição de Material Lenhoso, R – Remoção de serapilheira).

A tendência a uma maior linearidade no grupo ADI quando a ordem de $q = 0$ demonstra uma maior equitabilidade, ao passo que a acumulação de espécies ao longo da amostragem não apresentou um crescimento tão exponencial quanto DML e REM. O grupo CON apresentou uma tendência à acumulação mais forte quanto mais próximo de 1 chegava a cobertura da amostragem, o que indica a presença de certas famílias raras (Fig. 32).

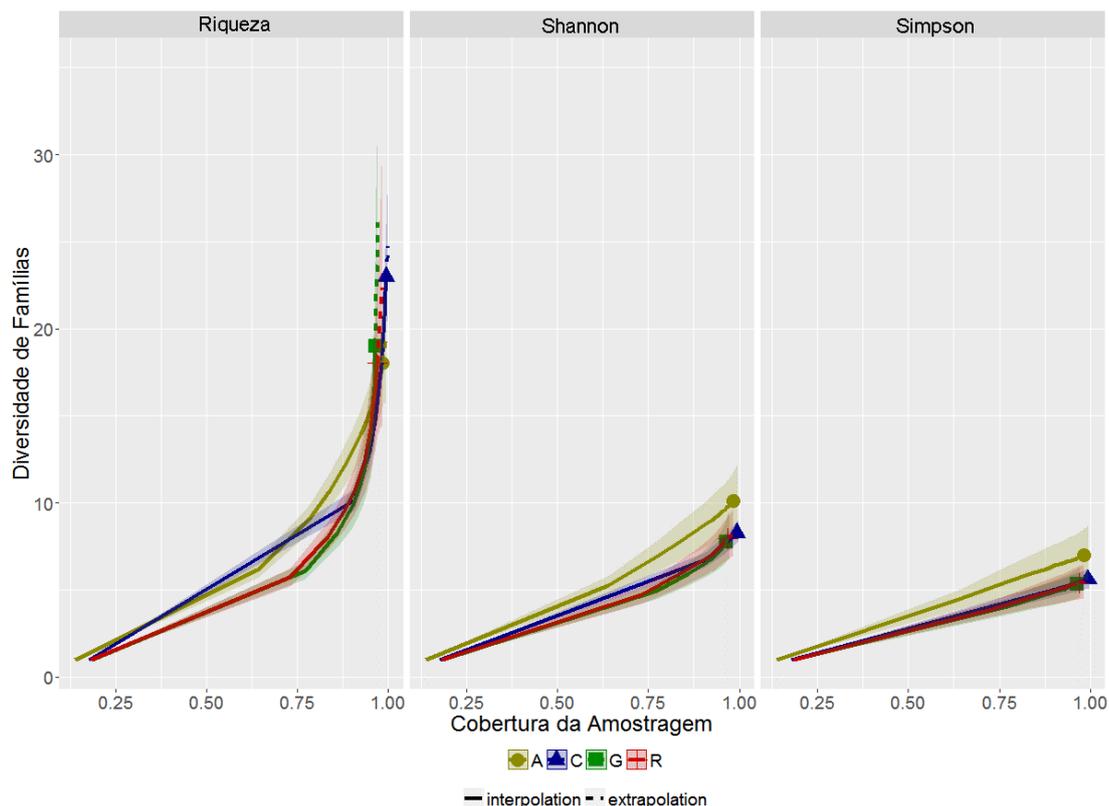


Figura 32. Curva de acumulação de diversidade de aranhas por tratamento baseada na cobertura da amostragem de pifalls. A linha sólida denota a rarefação da coleta obtida e a linha tracejada a diversidade estimada por Chao1. Cada gráfico representa um parâmetro de diversidade com diferente atribuição da equitabilidade e cada linha um tratamento (Tratamentos: A – Adição de serapilheira, C – Controle, G – Deposição de Material Lenhoso, R – Remoção de serapilheira)

Para maiores ordens de q , os números de Hill alcançaram estimativas precisas. Assim como a curva de acumulação de diversidade baseada na abundância, para $q = 1$, ADI apresentou uma diversidade significativamente maior do que o grupo CON, o que não aconteceu na ordem de $q = 2$.

Quando se comparam os números de Hill observados entre os tratamentos, pode-se observar um padrão muito próximo tanto em DML quanto em REM, apesar desta ter uma família a menos (Fig. 33). ADI, com o mesmo número de famílias de DML (18), demonstrou maior equitabilidade do que os outros dois tratamentos devido aos maiores valores de índices calculados em ordens maiores de q . A equitabilidade de ADI foi similar à do grupo CON, porém apresentou menor riqueza e entropia de Shannon do que este.

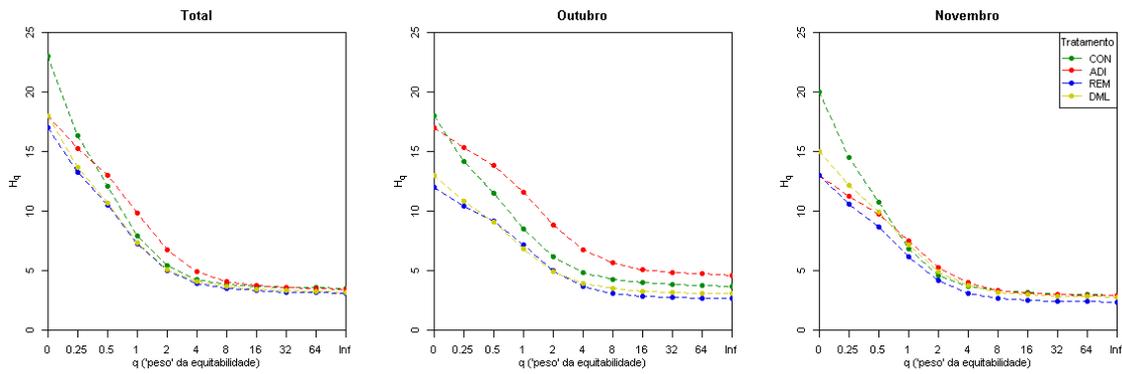


Figura 33. Perfil da diversidade de Hill para cada coleta da amostragem de *pifalls*. Este gráfico representa a diversidade observada para um gradiente crescente de peso da equitabilidade (q), calculada pela série de Hill.

De outubro para novembro (Fig. 34), o grupo CON passou de uma situação com menos famílias (17), porém com maior equitabilidade, para uma de maior dominância, com o aparecimento de mais famílias (20). No tratamento ADI foi observado uma diminuição equivalente tanto em número de famílias (de 13 para 16) quanto em equitabilidade. Para REM, apesar da riqueza ter sido mantida, a equitabilidade decresceu. Em DML, o número de famílias cresceu e a equitabilidade foi reduzida, ambas de forma discreta. Nestes dois últimos tratamentos a discrepância entre a riqueza total e as parciais demonstra uma alteração maior na composição de um mês para o outro, quando comparadas aos grupos CON e ADI.

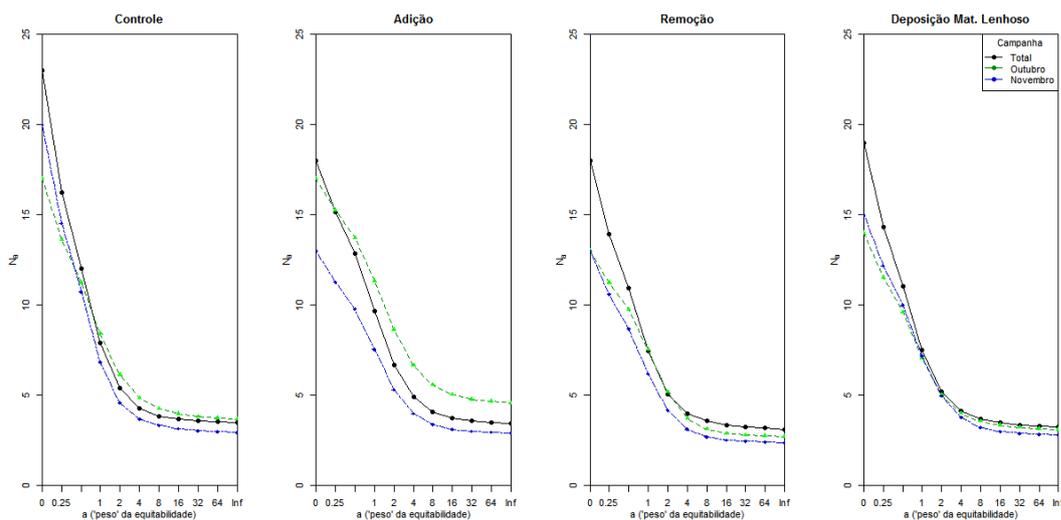


Figura 34. Perfil da diversidade de Hill para cada tratamento da amostragem de *pifalls*. Este gráfico representa a diversidade observada para um gradiente crescente de peso da equitabilidade (q), calculada pela série de Hill.

O grupo CON apresentou a maior riqueza em famílias de aranhas cursoriais. Porém, quando $q > 0,5$, os números de Hill para ADI foram superiores a CON, aproximando-se novamente quando $q > 8$, demonstrando assim uma menor diversidade no grupo quando se concede pesos intermediários à riqueza e equitabilidade. O grupo controle passou de uma situação de dominância menos acentuada de Lycosidae e riqueza de 18 famílias com relativamente alta equitabilidade, para uma de maior riqueza (20), porém de dominância acentuada da família Linyphiidae, mesmo padrão seguido em DML de forma mais sutil, passando de 13 a 15 famílias.

Lycosidae foi a família mais representativa no grupo ADI em ambos os meses nos *pitfalls*. Assim como era esperado, o tratamento ADI apresentou índices estimados e observados maiores de diversidade e equitabilidade para aranhas coletadas com *pitfalls* em relação aos outros tratamentos. Apesar de claros, os efeitos da manipulação foram relativamente curtos e pronunciados apenas em outubro, quando a riqueza de famílias nesse tratamento (17) era apenas uma família a menos do que em CON, mas a partir de $q > 0,25$ a diversidade no tratamento foi superior. Observou-se uma notável redução da diversidade de ADI e um aumento da dominância de Lycosidae em novembro. Sua riqueza equiparou-se ao tratamento menos diverso, REM (13), mas seu perfil de diversidade para $q > 1$ aproximou-se dos mais equitáveis, DML e CON, os quais apresentaram maior riqueza nesse mês (15 e 20, respectivamente).

Por outro lado, as aranhas coletadas por *pitfalls* não apresentaram redução significativa nas estimativas de diversidade no tratamento REM. Contudo, apresentou números de Hill menores em relação ao controle e ao tratamento ADI, quando os meses foram analisados separadamente. Em outubro, sua riqueza e equitabilidade foram as menores, associadas à dominância de Linyphiidae, e com perfis de diversidade similares a DML. Em novembro, houve redução da diversidade em REM, quando esta atingiu os mais baixos valores para $q > 0,25$, enquanto aumentou sua riqueza em uma família e passou a ser dominada por Lycosidae.

DML e REM apresentaram alta similaridade em seus perfis, apesar da diferença de uma família. Quando $q > 2$, esses tratamentos apresentaram alta similaridade com o grupo CON, demonstrando que a equitabilidade geral foi equiparável. Entretanto, esse padrão apresentou mudanças de um mês para o outro. A diferença entre DML e REM só apareceu em novembro, quando a diversidade de DML foi maior, parcialmente em razão da passagem da dominância de Lycosidae para Linyphiidae. A riqueza foi ainda maior do que em ADI, mas a equitabilidade foi similar a esse tratamento e ao grupo controle.

6.3.2.2. Dinâmica da composição da araneofauna de solo por tratamento

Ao se avaliarem os componentes da dissimilaridade de Bray-Curtis individualmente, a variação balanceada em abundância e o gradiente de abundância, não há significância entre os tratamentos (Fig. 35 – VBA: $F = 1,717$, $p = 0,167$; GA: $F = 0,136$, $p = 0,94$), as maiores diferenças são entre ADI em relação a CON ($-0,083$, $p = 0,16$) e a DML ($-0,092$, $p = 0,23$) em substituição de famílias, mas não foram significantes. No entanto, ao se tratar da dissimilaridade entre aranhas de solo como um todo, há uma diferença geral entre tratamentos ($F = 2,977$, $p = 0,034$), mas nenhum par obteve diferença significativa. Os que se aproximaram disso foram novamente as distâncias entre ADI em relação a CON ($-0,086$, $p = 0,051$) e a DML ($-0,101$, $p = 0,068$).

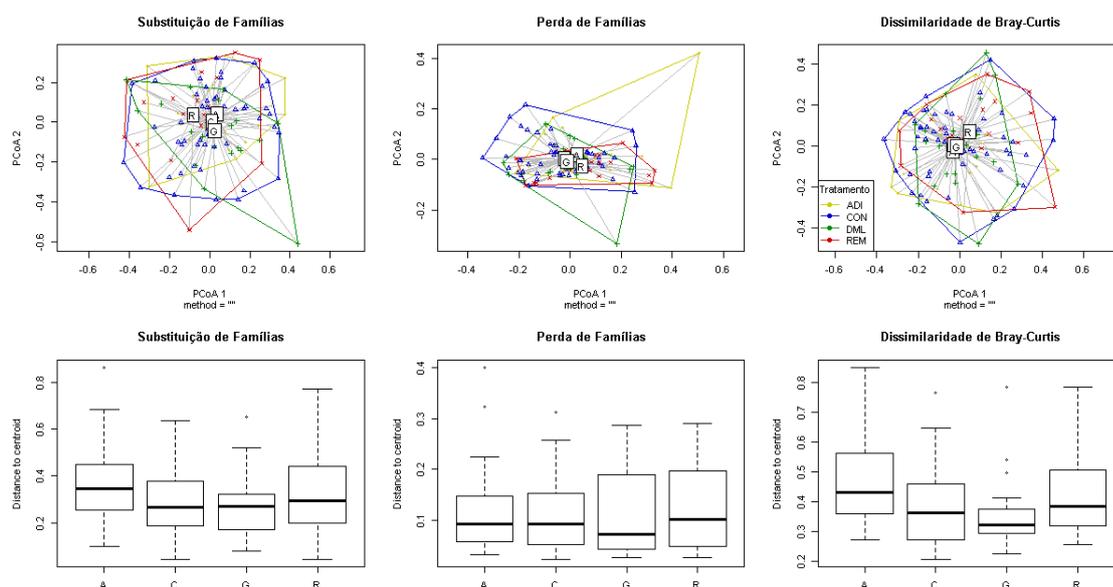


Figura 35. Representação gráfica das coordenadas principais da dissimilaridade de Bray-Curtis e de seus componentes (Variação de abundância balanceada e gradiente de abundância) observadas para aranhas coletadas com pitfalls em cada tratamento. Os boxplots abaixo demonstram as distâncias de cada mês ao centróide. Foi observada diferença significativa na dissimilaridade de Bray-Curtis total entre tratamentos ($p = 0,034$).

6.4. Caracterização ambiental entre tratamentos

6.4.1. Variáveis ambientais contínuas

Temperatura

Não houve diferença significativa pelo teste de Kruskal-Wallis entre as temperaturas medidas nos tratamentos ($H = 4.6848, p = 0.1964$), apesar de ter havido acréscimo de temperatura significativo entre uma coleta e a outra (Fig. 36 – $H = 5,6776, p = 0,01718$). No entanto, nenhuma diferença significativa foi encontrada quando o mês de coleta de tratamento foi avaliado separadamente (Fig. 37 – CON – $H = 1,7433, p = 0,1867$; DML – $H = 3,2989, p = 0,06933$; ADI – $H = 0,10723, p = 0,7433$; REM – $H = 1,464, p = 0,2263$).

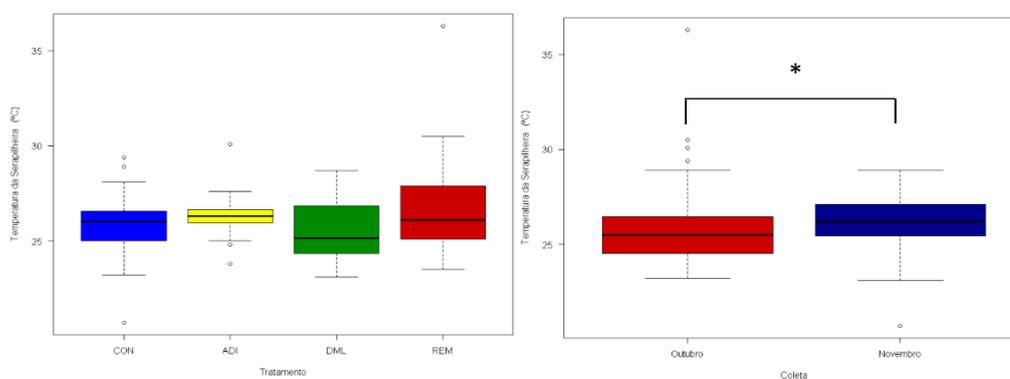


Figura 36. Boxplot com os valores de temperatura (°C) para cada tratamento e coleta.

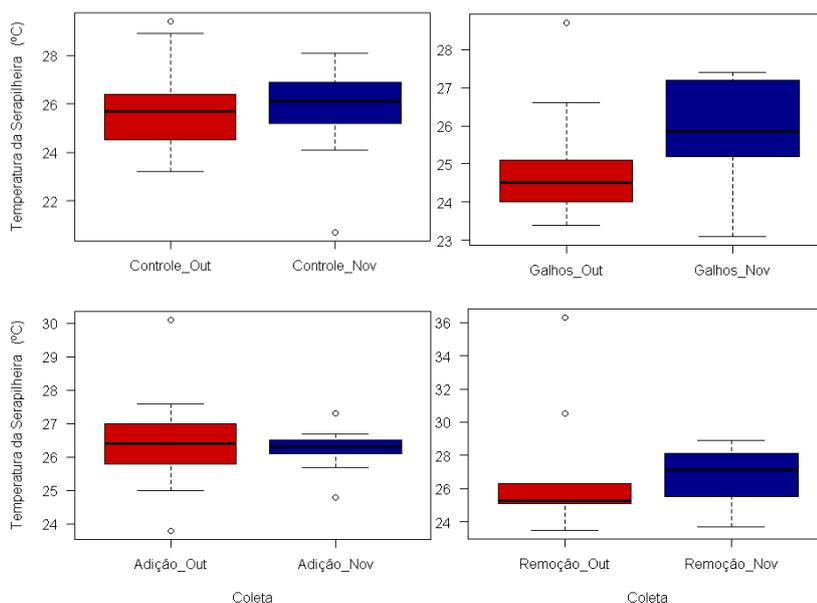


Figura 37. Boxplots com os valores de temperatura (°C) para cada tratamento em outubro e novembro.

Umidade

Assim como a temperatura, a umidade não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos ($H = 5,4935, p = 0,139$), mas entre as coletas a significância foi observada (Fig. 38 – $H = 54,466, p < 0,001$). Nesse caso, com exceção das parcelas de remoção em que a diferença entre coletas foi apenas marginalmente significativa ($H = 3,7213, p = 0,05372$), o restante dos tratamentos apresentou diferenças significativas (Fig. 39 – CON – $H = 34,804, p < 0,001$; DML – $H = 4,9766, p = 0,02569$; ADI – $H = 11,217, p < 0,001$).

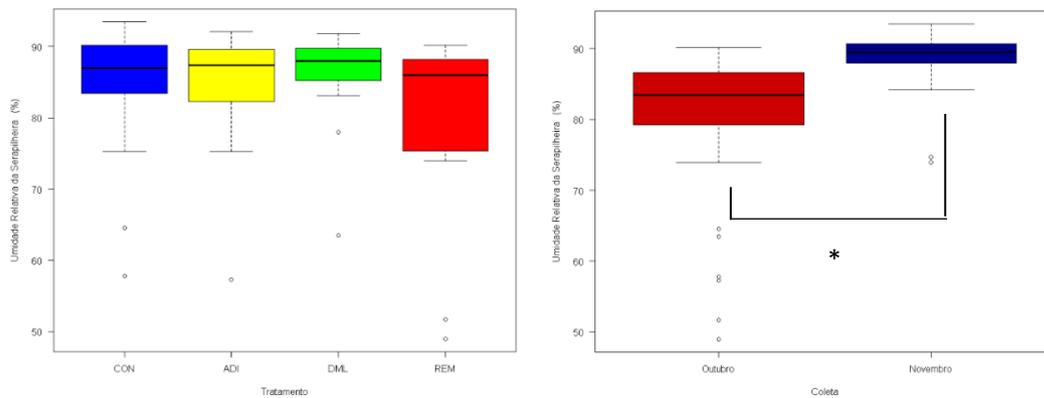


Figura 38. Boxplots com os valores de umidade relativa na serapilheira (%) para cada tratamento e coleta.

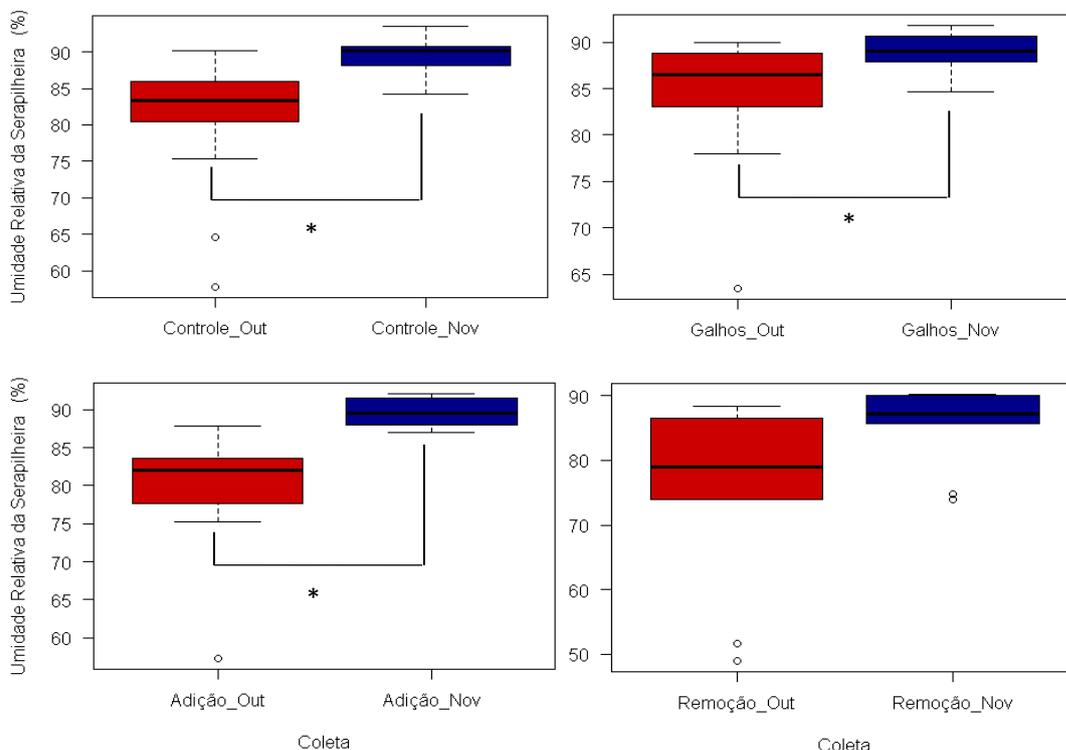


Figura 39. Boxplots com os valores de umidade relativa na serapilheira (%) para cada tratamento em outubro e novembro.

Profundidade

A profundidade da serapilheira apresentou diferenças significativas entre os tratamentos (Fig. 40 – $H = 34,433$, $p < 0.001$). Como esperado, a remoção foi a menor ($\bar{x} = 39\text{mm}$), seguida dos outros grupos que não apresentaram diferenças significativas entre si ($p > 0.05$). A primeira coleta apresentou uma profundidade significativamente maior do que a segunda coleta (Fig. 41 – $H = 13,933$, $p < 0,001$). Tal padrão foi observado em todos os tratamentos, com a exceção das parcelas em que a serapilheira foi removida. Houve diferenças significativas entre os tratamentos (CON – $H = 5,6316$, $p = 0,0176$; DML – $H = 10,08$, $p = 0.0015$; ADI – $H = 5,4198$, $p = 0.0199$; REM – $H = 3,0251$, $p = 0,082$

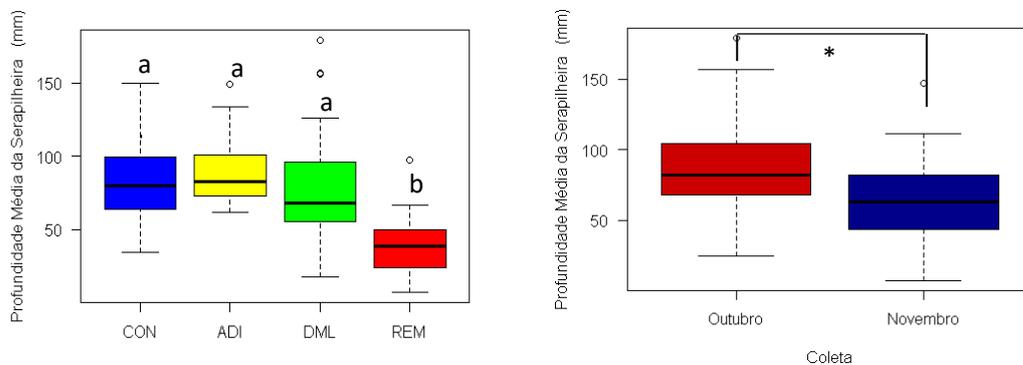


Figura 40. Boxplots com os valores médios da profundidade da serapilheira (mm) para cada tratamento e coleta.

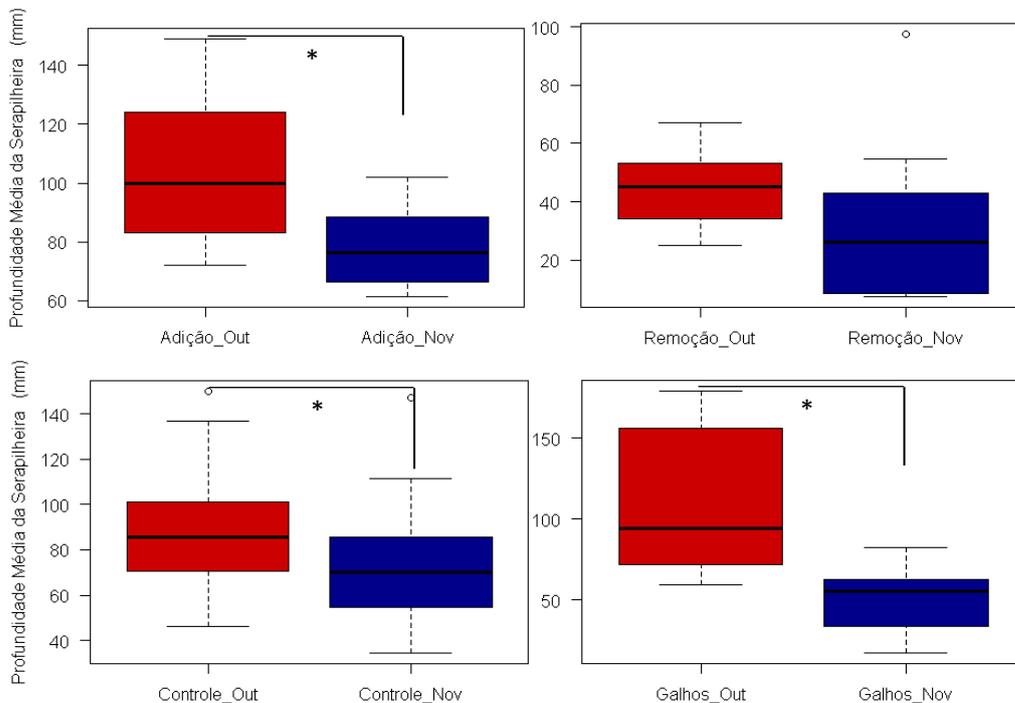


Figura 41. Boxplots com os valores médios da profundidade da serapilheira (mm) para cada tratamento em outubro e novembro.

Cobertura

Por sua vez, a cobertura também apresentou diferenças entre os tratamentos (Fig. 42 – a $H = 26,227, p < 0.001$). Diferenças significativas foram encontradas entre os tratamentos de REM e CON e também entre REM e ADI, mas não entre REM e DML. Além disso, as médias dos três grupos que não envolveram remoção não diferiram entre si. Também não houve diferença significativa de um mês para o outro ($H = 1,7512, p = 0,1857$). Apenas no tratamento de remoção e no grupo controle, quando avaliados de forma individual (Fig. 43 – CON – $H = 4,0389, p = 0,04446$; DML – $H = 0,54093, p = 0,462$; ADI – $H = 3,7255, p = 0,05359$; REM – $H = 5,3398, p = 0,02084$).

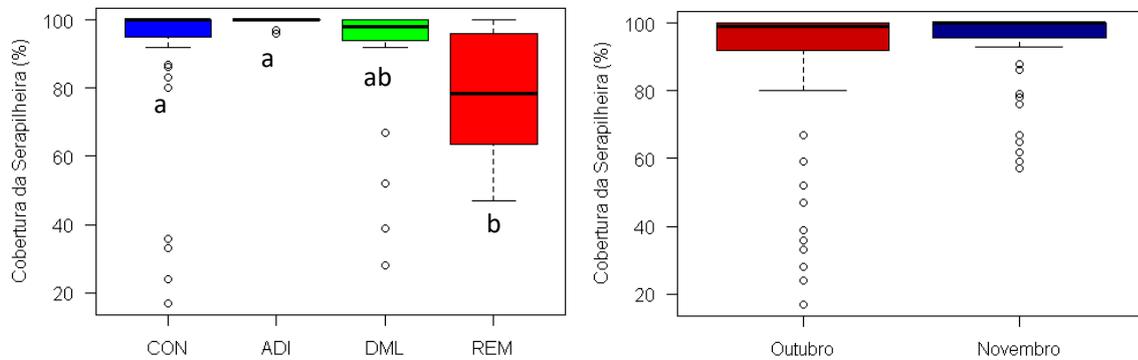


Figura 42. Boxplots com os valores de cobertura da serapilheira (%) para cada tratamento e coleta.

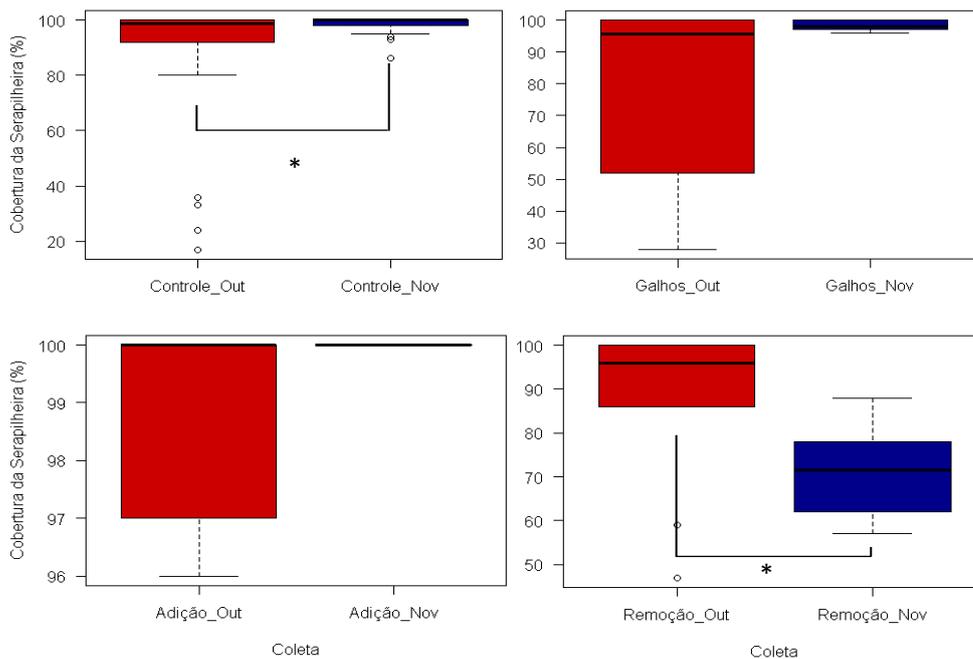


Figura 43. Boxplots com os valores de cobertura da serapilheira (%) para cada tratamento em outubro e novembro.

6.4.2. Correlação entre as variáveis predictoras

As variáveis predictoras contínuas apresentam baixa correlação entre si (Fig. 44), à exceção da relação entre temperatura e umidade, em que há correlação considerável, mas dentro dos limites aceitáveis para evitar a multicolinearidade. Por esta razão, e fundamentado pelos baixos valores de inflação ($vif > 2$), as análises multivariadas foram realizadas com todas as variáveis contínuas.

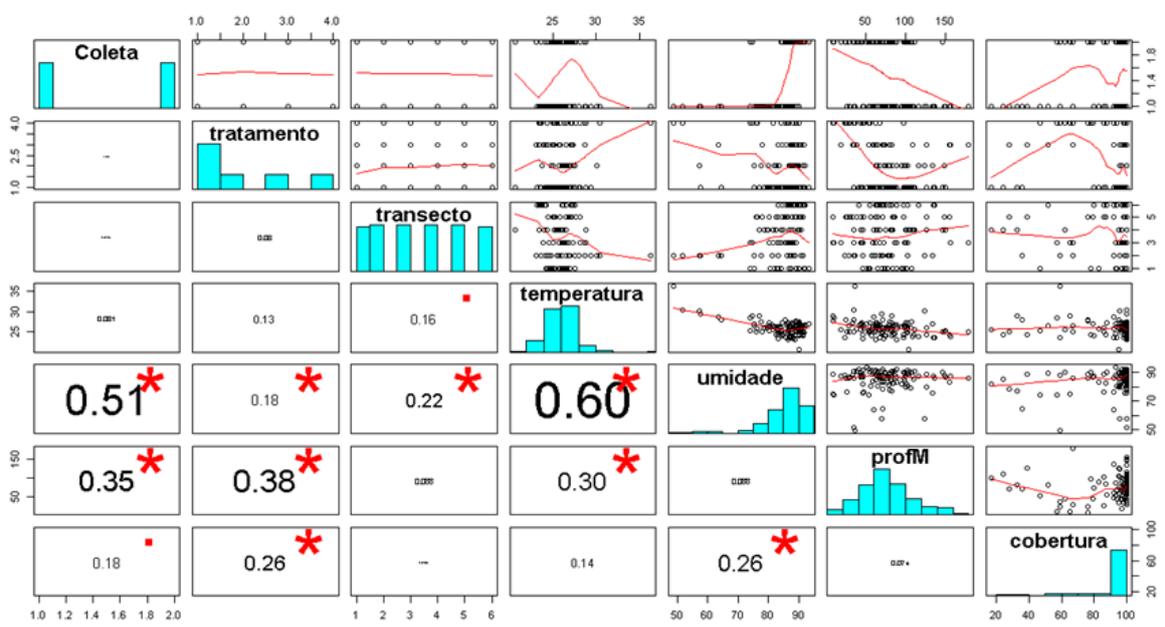


Figura 44. Correlação entre as variáveis predictoras. Gráficos de correlação na porção superior direita, métrica da correlação na porção inferior esquerda (r) e histogramas na diagonal demonstrando a distribuição dos dados. Asteriscos vermelhos denotam significância estatística ($p < 0,05$).

6.5. Resposta da comunidade de aranhas coletadas por pitfall em relação às variáveis preditoras

6.5.1. Dissimilaridade entre tratamentos (nMDS)

O Escalonamento Dimensional Não-Métrico (nMDS, em inglês) é uma forma de tomar a máxima variação entre os dados de dissimilaridade de Bray-Curtis e reduzir a um número de dimensões escolhida, a depender do stress gerado nesta redução. Nesse caso, a ordenação gerada não foi capaz de reduzir toda a variação em apenas dois eixos ($stress > 0.2$ em mais de 1000 iterações), o que fez com que uma redução em três dimensões fosse necessária. Esta alcançou um $stress = 0,176$ em apenas 20 iterações (Fig. 45 – $rmse = 0,008164989$; $max\ resid = 0,05539148$). Apesar da tendência à variação da composição em relação à umidade, nenhuma das variáveis ambientais teve significância a 5% nos scores da nMDS ao utilizarmos o *envfit* (Tab. 20 – pacote *vegan*). Esta é uma forma de alocar a variação provinda das variáveis ambientais na ordenação.

Tabela 20. Correlação entre as variáveis contínuas e os eixos da nMDS

	NMDS1	NMDS2	NMDS3	R ²	P
TEMPERATURA	0,52017	0,63007	-0,57657	0,0245	0,407
UMIDADE	-0,99947	0,02196	0,02401	0,0615	0,060
PROFUNDIDADE MÉDIA	-0,43320	-0,31767	0,84346	0,0162	0,592
COBERTURA	0,11896	0,98723	-0,10599	0,0163	0,585

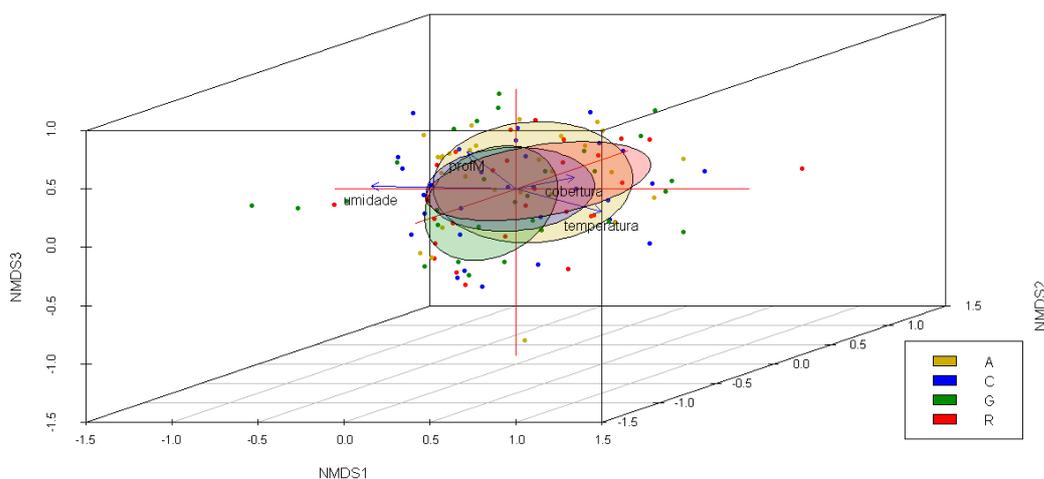


Figura 45. nMDS utilizando o coeficiente de Bray-Curtis a partir dos dados de *pitfalls* em três dimensões, com análise de ordenação de variáveis ambientais adaptada (*envfit* do pacote *vegan*). Os agrupamentos se referem aos tratamentos (C – CON, A – ADI, G – DML, R – REM). Stress= 0,176.

Apesar da falta de uma separação clara entre os tratamentos, há tendência a uma composição mais distinta principalmente nos grupamentos REM e DML, enquanto o tratamento ADI basicamente incorporou a composição do grupo CON, com uma maior variabilidade do que a observada nesse tratamento. Uma Análise de Similaridade (ANOSIM) conduzida através da matriz de distância de Bray-Curtis em relação aos tratamentos gerou um $R = 0,06106$ e $p = 0,064$, demonstrando a baixa dissimilaridade entre eles.

6.5.2. Análise de redundância

Foi conduzida uma RDA para elucidar alguma resposta da comunidade não demonstrada pela nMDS, devido à baixa significância observada. Esta análise constrói uma ordenação a partir dos dados de abundância das famílias (com a transformação de Hellinger, afim de usar distâncias euclidianas) com restrição das variáveis ambientais, gerando um modelo de regressão linear. Os *scores* locais podem ser graficamente representados pelo peso total da composição das famílias presentes na amostra (*wa scores*) ou pela combinação das variáveis explicativas (*lc scores*). Associado a esses *scores*, são representadas a direção da resposta dos grupos taxonômicos com maiores abundâncias ($n > 30$) e a sua correlação com as variáveis ambientais. Como duas amostras não tiveram representantes dessas famílias, estas foram descartadas.

Nesse caso, a composição variava com a temperatura, a umidade, a profundidade média e a cobertura. Todas as variáveis apresentaram valores de inflação baixos ($vif < 2$). Apenas 5% da variação da composição foi explicada por essas medidas (Fig. 46), com $r^2_{ajust} = 0,0165$ ($F = 1,49$, $p = 0,042$). O primeiro eixo da RDA apresentou significância ($F = 3,61$, $p = 0,003$), o que não ocorreu no segundo ($F = 1,84$, $p = 0,083$), somados, esses representaram 91,35% da variação explicada pela ordenação.

Pode-se observar a tendência à presença maior de Lycosidae e Araneidae em parcelas mais úmidas, enquanto Corinnidae e Theridiidae tendiam à maior presença naquelas com menores valores de umidade. O outro gradiente ambiental na qual a composição variou foi de ambientes com maior profundidade média e temperaturas mais baixas para aquelas com menores profundidades e maiores temperaturas. A cobertura variou pouco, porém seguiu o mesmo padrão, sendo correlacionado com maiores temperaturas. Enquanto Ochyroceratidae esteve presente em parcelas com maiores profundidades médias, Linyphiidae se associou às de maior temperatura e cobertura.

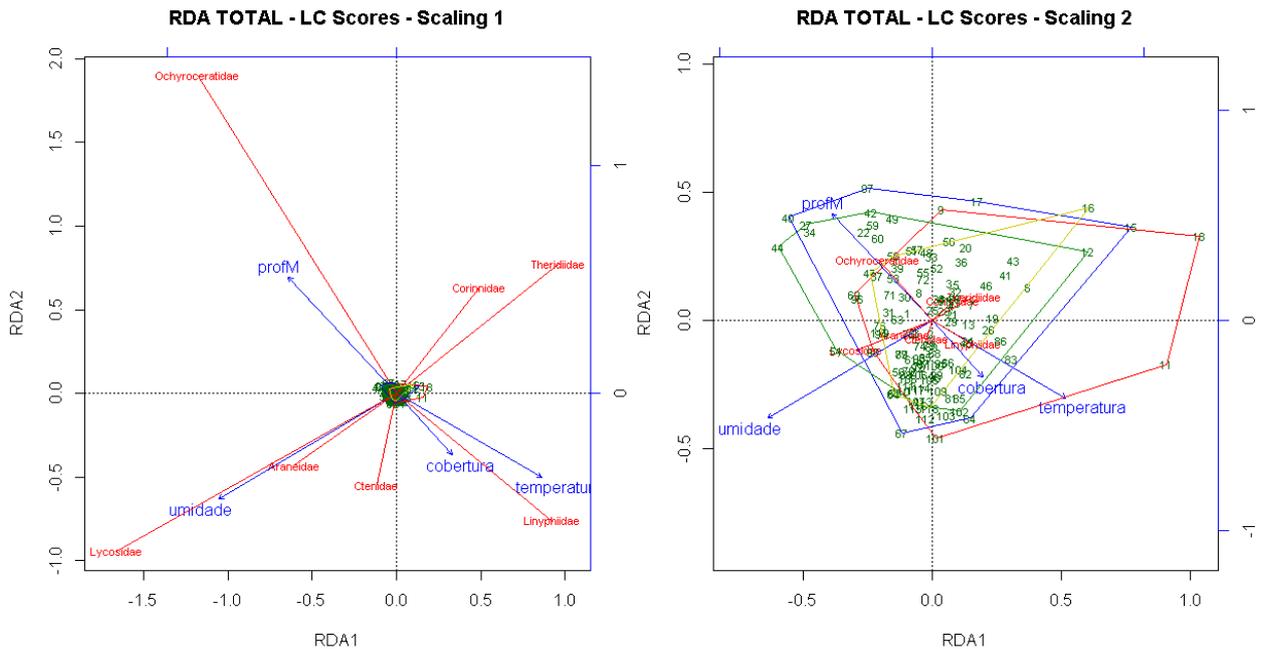


Figura 46. Análise de redundância com 5% de explicação construída a partir da matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis dos dados de *pitfalls* e a partir dos dados ambientais. São utilizados lc scores em dois scalings. Apenas as famílias com abundância maior de 30 indivíduos estão representadas. As parcelas dos tratamentos estão conectadas por linhas (azul: Controle; verde: Deposição de material lenhoso; amarelo: Adição de serapilheira; vermelho: Remoção de serapilheira).

Dentre os tratamentos, podemos observar que os maiores índices de temperatura e cobertura foram obtidos pelas amostras de REM, enquanto DML e CON apresentaram níveis maiores de profundidade média e umidade. O tratamento ADI apresentou níveis intermediários e mais próximos ao centroide.

Quando a ordenação trata de forma aleatória o mês da coleta, o tratamento e o transecto analisados, a variação explicada é de 4,2%, com 9,9% dela condicionada pelas variáveis aleatórias (Fig. 47). Apesar do modelo não ter sido significativo ($F = 1,27, p = 0,166$), o primeiro eixo obteve significância ($F = 3,4162, p = 0,003, r^2_{ajust} = 0,001$), mantendo o mesmo padrão da análise passada. Ou seja, foi detectado um sutil gradiente de ambientes mais úmidos e com maior profundidade para aqueles de maior temperatura e cobertura no outro extremo. As variáveis ambientais demonstram um outro padrão no segundo eixo relativamente àquele observado acima, nesse caso, temperatura e umidade são praticamente opostas, enquanto cobertura e profundidade média deixaram de ser. Porém, esse eixo também não foi significativo na análise ($F = 0,83, p = 0,60$).

RDA Parcial - Coleta, Tratamento e Transecto Condicionados

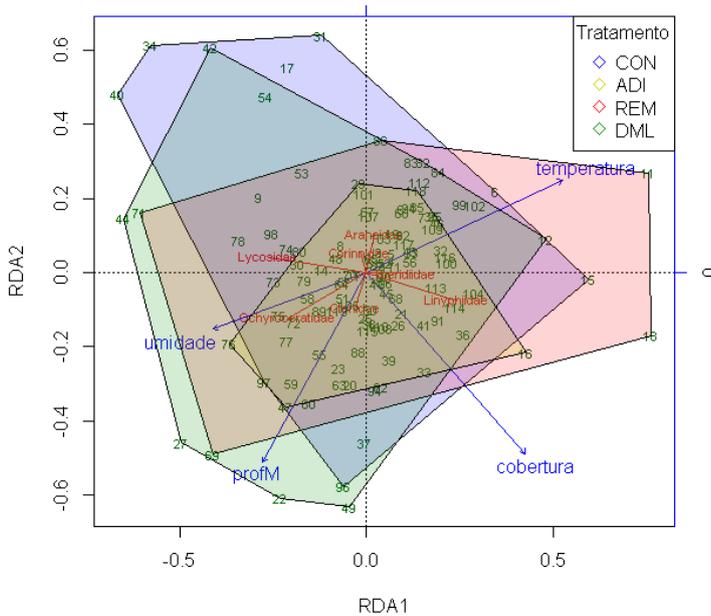


Figura 47. Análise de redundância com 4,2% de explicação construída a partir da matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis dos dados de *pitfalls* e a partir dos dados ambientais. Foram condicionadas 9,9% da variação ao manter a coleta, o tratamento e o transecto como variáveis aleatórias. São utilizados *lc scores* em *scaling 2*. Apenas as famílias com abundância maior de 30 indivíduos estão representadas.

Aparentemente Lycosidae e Ochyrocerathidae podem se beneficiar de ambientes mais úmidos e profundos, enquanto Linyphiidae tendem a estar em ambientes mais secos, quentes e cobertos. As respostas das outras famílias foram mais discretas. Como a maior parte da variação foi explicada pela umidade, como demonstrada pelo *envfit* em uma PCA com a transformação de Hellinger (Tab. 21 – $r^2 = 0.09049, p = 0.006$), foi construída uma RDA parcial levando em consideração apenas a umidade, com as outras variáveis contínuas tratadas como aleatórias.

Tabela 21. Correlação entre as variáveis contínuas adaptadas e os eixos da PCA com dados de abundância da coleta de *pitfalls* com transformação de Hellinger.

	PC1	PC2	R2	P
TEMPERATURA	0,982696	0,185226	0,03041	0,175
UMIDADE RELATIVA	-0,697640	-0,716449	0,09049	0,006 **
PROFUNDIDADE MÉDIA	-0,963323	-0,268345	0,00782	0,651
COBERTURA	0,961533	-0,274690	0,00977	0,573

Nesse caso, a variação explicada pelo modelo foi de 2,1% (Fig. 48 – $F = 2,48, p = 0,019, r^2_{ajust} = 0,013$), enquanto 2,9% da variação foi condicionada pelas outras variáveis fixadas. Lycosidae e Araneidae foram as famílias que mais se beneficiaram de maiores níveis de umidade, enquanto Ctenidae teve uma resposta positiva ainda mais discreta. Por outro lado, Theridiidae, Corinnidae e Ochyroceratidae preferiram ambientes mais secos, com uma resposta negativa ainda mais discreta por parte de Linyphiidae.

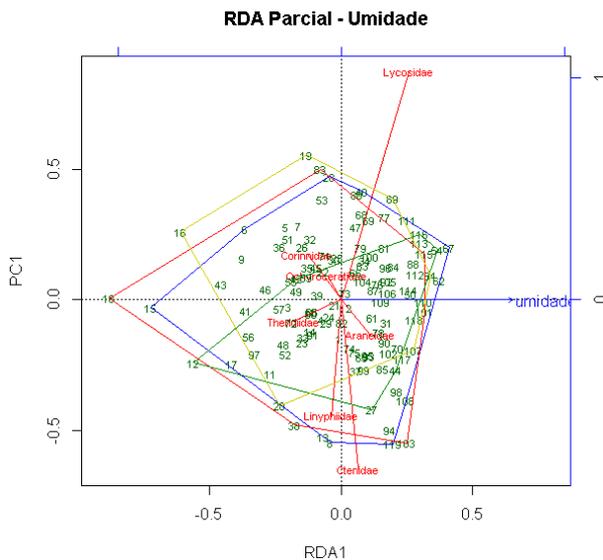


Figura 48. Análise de redundância com 2,1% de explicação construída a partir da matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis dos dados de *pitfalls* e a partir dos dados de umidade Foram condicionadas 2,9% da variação ao manter a temperatura, a cobertura e a profundidade como variáveis aleatórias. São utilizados *lc scores* em *scaling 2*. Apenas as famílias com abundância maior de 30 indivíduos estão representadas.

6.5.3. Correlação entre parâmetros da comunidade e componentes principais

Para se avaliar como os parâmetros da comunidade se correlacionavam com as variáveis ambientais, foi construída uma PCA com base em variáveis predictoras e suplementadas com as variáveis resposta. A PCA das variáveis coletadas em outubro de 2015 representou 76,54% da variação observada. Nesse mês, as variáveis temperatura ($-0,918$; $p < 0,001$) e umidade ($0,932$; $p < 0,001$) tiveram relações opostas no primeiro eixo, assim como cobertura ($0,899$; $p < 0,001$) e profundidade média ($-0,437$; $p < 0,001$) no segundo. A profundidade foi a única variável que influenciou em ambos os eixos (PCA1: $0,532$, $p < 0,001$). Mesmo assim, houve pouca distinção entre os tratamentos ($r^2 = 0,14$, $p < 0,001$ no primeiro e $r^2 = 0,13$, $p = 0,048$ no segundo eixo). Desses, REM e DML foram os mais distintos, sendo a distância de REM no primeiro eixo significativamente menor do que zero ($p < 0,001$), por conta de maiores valores de temperatura e menores valores de umidade e profundidade. Por outro lado, DML apresentou uma distância menor do que zero significativa no segundo eixo ($p = 0,023$), por conta de uma maior profundidade associada a baixos valores de cobertura.

Apenas três variáveis resposta correlacionaram positivamente com o primeiro eixo de forma significativa (Fig. 49), a equitabilidade de Pielou ($0,33$, $p = 0,011$), a uniformidade de Simpson ($0,28$, $p = 0,031$) e a entropia de Shannon ($0,26$, $p = 0,043$). Ou seja, a umidade e a profundidade tiveram um impacto positivo em equitabilidade e diversidade de famílias, apesar de não impactar significativamente na riqueza. Isto explica, em parte, a maior diversidade encontrada em DML em relação a REM nesse mês.

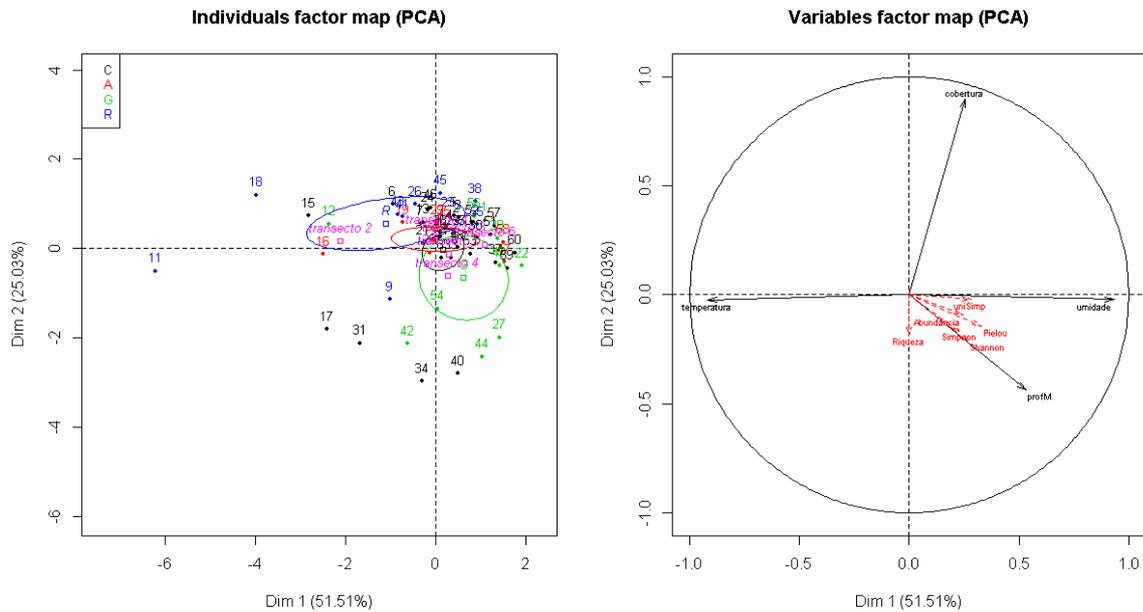


Figura 49. Mapa das parcelas e correlação entre parâmetros da comunidade de aranhas coletadas com *pitfalls* e os componentes principais formados a partir da profundidade, cobertura, umidade e temperatura da serapilheira mensuradas em outubro de 2015.

Em novembro, a variação explicada pela PCA chegou a 76,85%. Nesse mês, as variáveis temperatura (-0.610 ; $p < 0,001$) e umidade ($0,825$; $p < 0,001$) mantiveram relações opostas no primeiro eixo, mas não tão evidentes quanto em outubro. A cobertura ($0,777$; $p < 0,001$) e a profundidade média ($0,759$; $p < 0,001$) também correlacionaram positivamente com este eixo, relação que também mudou do mês anterior. A temperatura ($0,754$; $p < 0,001$) e a cobertura ($0,463$, $p < 0,001$) correlacionaram de forma significativa com o segundo eixo.

Houve diferença significativa entre os tratamentos nas duas dimensões (PCA1: $r^2 = 0,51$, $p < 0,001$ e PCA2: $r^2 = 0,18$, $p = 0,012$). Apenas REM pôde ser bem distinguida de zero tanto no primeiro ($p < 0,001$), quanto no segundo eixo ($p < 0,01$). A diferença no primeiro eixo foi em virtude de altos valores em temperatura e baixos em umidade, cobertura e profundidade. O grupo CON apresentou diferença significativa no primeiro eixo ($p < 0,01$), caracterizado por baixas temperaturas e altos índices de umidade, cobertura e profundidade. Já a significância no segundo eixo em REM se deve a baixos valores em temperatura e cobertura, tal resultado sugere maior amplitude em valores de temperatura entre as parcelas desse tratamento. Os outros dois tratamentos não foram significantes em nenhum dos eixos.

Dentre as variáveis resposta, apenas a equitabilidade de Pielou ($-0,26$, $p = 0,045$) e a entropia de Shannon ($-0,31$, $p = 0,018$) obtiveram correlações significativas e negativas com o segundo eixo demonstrando que a temperatura e a cobertura impactaram de forma significativa estas variáveis (Fig. 50).

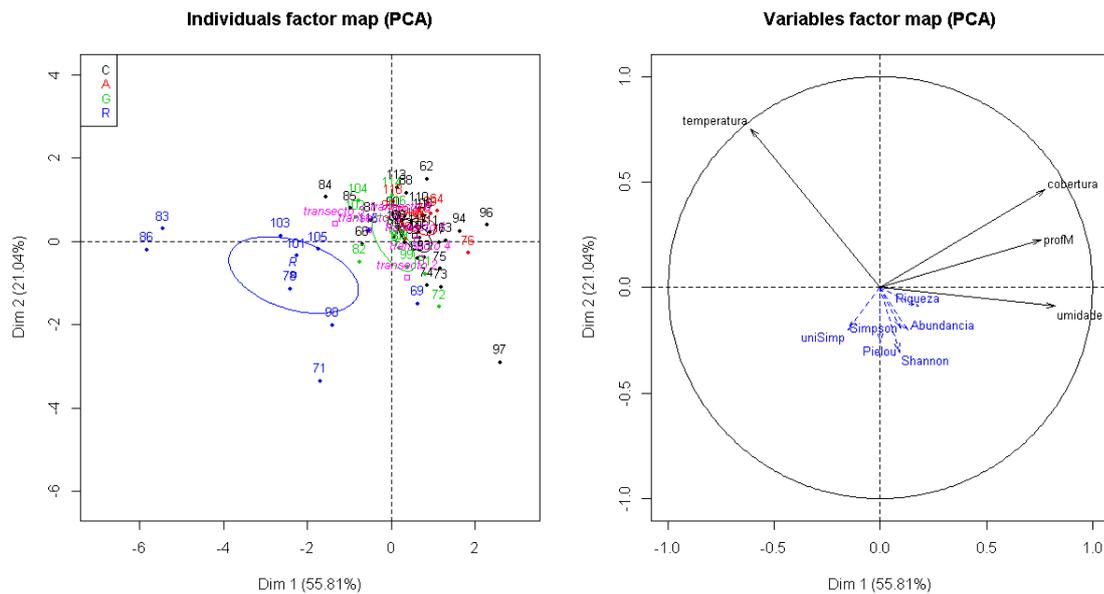


Figura 50. Mapa das parcelas e correlação entre parâmetros da comunidade de aranhas coletadas com *pitfalls* e os componentes principais formados a partir da profundidade, cobertura, umidade e temperatura da serapilheira mensuradas em novembro de 2015.

Ao se analisarem as coletas simultaneamente, a variação explicada foi de 69,71%, o suficiente apenas para distinguir de forma significativa os tratamentos (Fig. 51 – $r^2 = 0,15, p < 0,001$). A relação entre as variáveis ambientais totais é mais próxima daquela do mês de outubro, com o primeiro eixo respondendo principalmente ao gradiente temperatura – umidade (temperatura: $-0,853, p < 0,001$, umidade: $0,826, p < 0,001$), com influência significativa das outras variáveis (profundidade: $0,441, p < 0,001$, cobertura: $0,457, p < 0,001$). O segundo eixo apresentou maior explicação em um gradiente de profundidade e cobertura (profundidade: $-0,753, p < 0,001$, cobertura: $0,573, p < 0,001$), a umidade também foi significativa ($0,238, p < 0,01$). REM apresentou valor menor do que 0 no primeiro eixo ($p < 0,001$), e isto se deve a temperaturas mais altas associadas a baixos valores de umidade e variáveis estruturais.

O padrão geral da resposta da comunidade foi mais similar a outubro, a equitabilidade de Pielou ($0,195, p = 0,034$) e a entropia de Shannon ($0,191, p = 0,038$) se mantiveram correlacionadas, apesar da uniformidade de Simpson não apresentar correlação significativa com o primeiro eixo. A abundância também apresentou correlação positiva ($0,21, p = 0,026$) com esse eixo. Logo, pode-se observar que o efeito geral da umidade associada às variáveis estruturais é positiva para a equitabilidade, à diversidade e à abundância da araneofauna, enquanto maiores temperaturas afetam negativamente os parâmetros da comunidade. As outras variáveis resposta não apresentaram diferenças significativas, assim como o segundo eixo não se correlacionou à nenhuma variável.

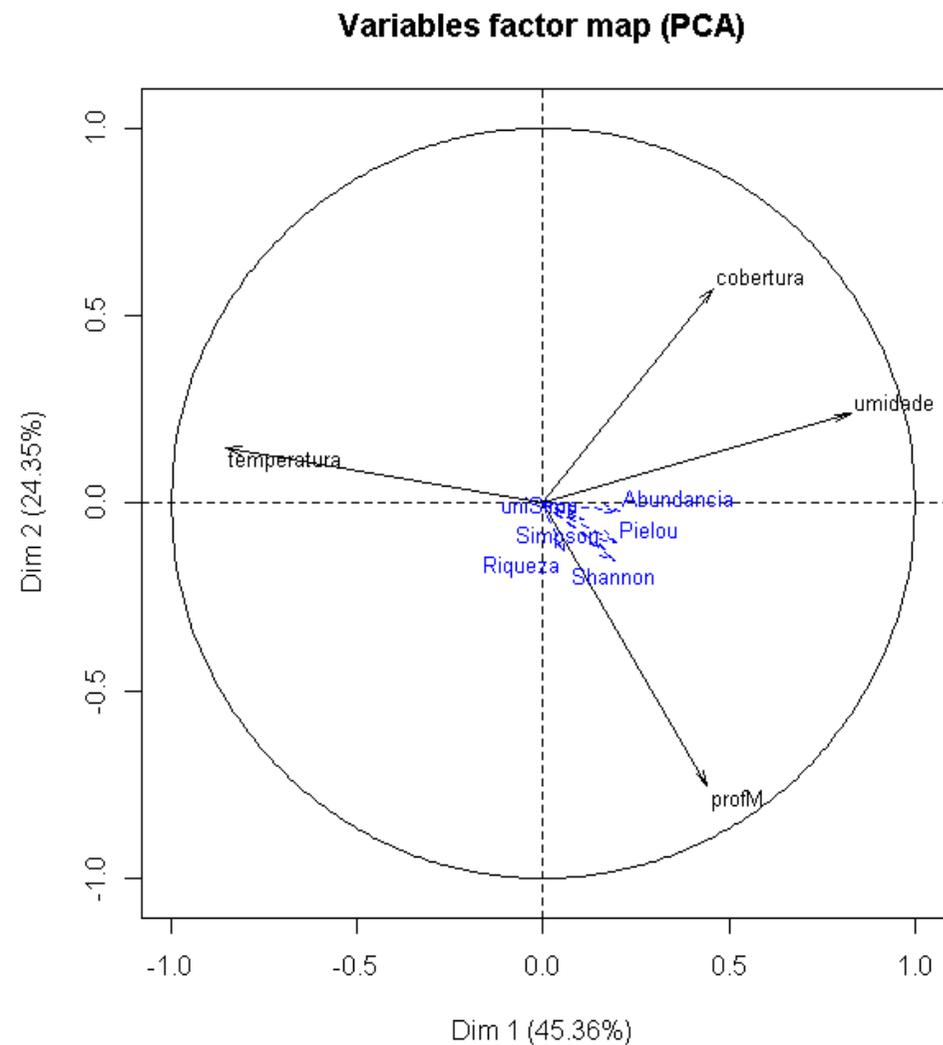
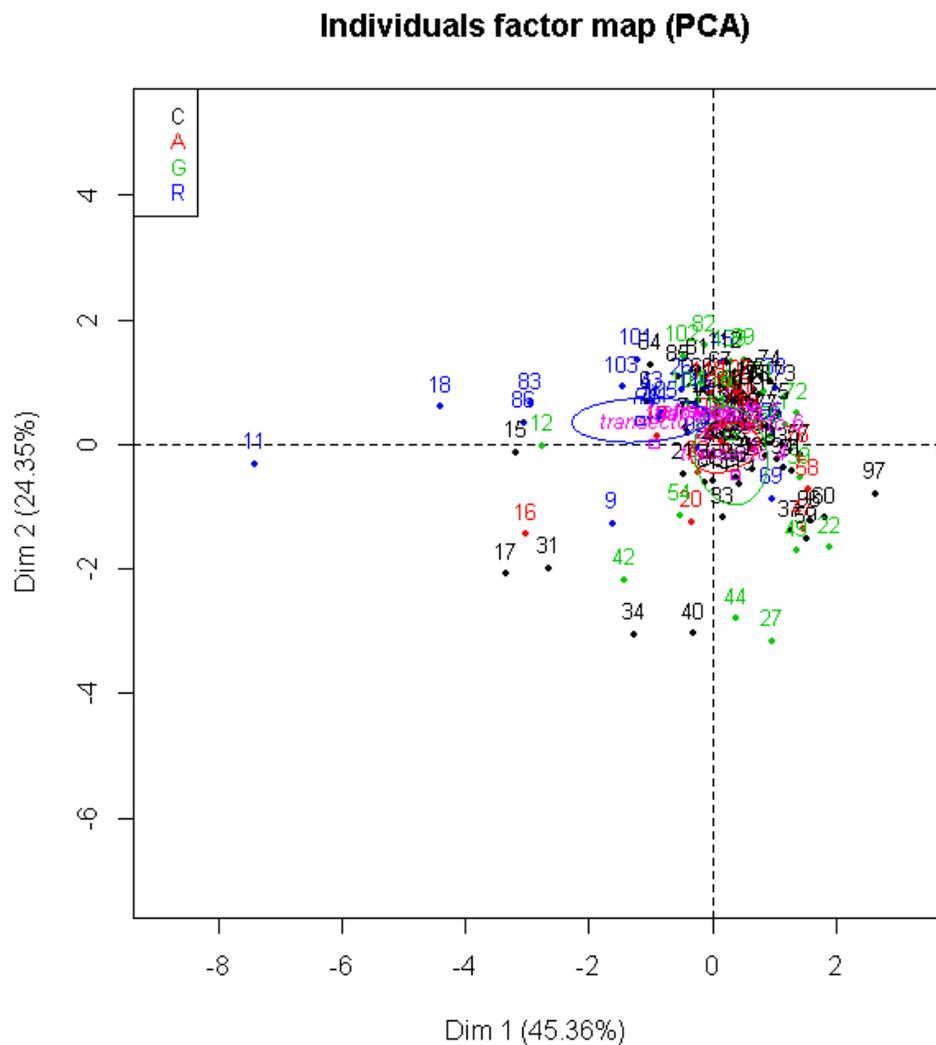


Figura 51. Mapa das parcelas e correlação entre parâmetros da comunidade de aranhas coletadas com *pitfalls* e os componentes principais formados a partir da profundidade, cobertura, umidade e temperatura da serapilheira mensuradas em toda a coleta.

7. Discussão

O presente estudo amostrou 1.660 aracnídeos utilizando dois métodos de coleta e demonstrou as diferentes respostas que a araneofauna de uma mata de galeria pode ter durante os dois meses posteriores a diferentes manipulações da serapilheira. Observou-se uma complementariedade na composição da araneofauna entre os métodos de coleta. Como esperado, aranhas cursoriais foram mais abundantes em *pitfalls*, enquanto aranhas tecelãs foram mais representativas e diversas na aspiração. As famílias mais abundantes nas coletas de *pitfalls* foram Lycosidae, Linyphiidae, Ochyroceratidae e Ctenidae, enquanto Theridiidae, Salticidae e Araneidae foram mais representativas dentre as coletas de aspiração.

Demonstrou-se que a Mata do Capetinga é habitat de uma grande diversidade de araneofauna. Foram observados 36 táxons de alta hierarquia de aracnídeos (33 famílias de Araneae, além das ordens Opiliones, Pseudoscorpiones e Scorpiones). Supostamente, trata-se do segundo maior número de famílias de aranhas observado para um estudo em uma fitofisionomia de cerrado, e o quinto em relação àqueles que incluem mais de um tipo de ambiente (Tab. 22). Além disso, esta foi, aparentemente, a maior coleta já registrada em uma mata de galeria do Cerrado (Carvalho, 2008 - 881 aranhas; Moraes & Motta, 2014 - 917 aranhas), apesar de matas ripárias do Sul serem melhor amostradas (Bonaldo et al., 2007 - 6.769 aranhas; Rodrigues & Mendonça, 2012 - 42.057 aranhas).

O estudo mais representativo de uma fitofisionomia do bioma foi o de Santana (2015), que coletou 4.139 aranhas de uma mata seca em Morrinhos-GO e observou 118 morfoespécies em 35 famílias de aranhas, apenas utilizando *pitfalls*. Apesar de não terem estimado o número de famílias, as espécies ali presentes podem chegar a 137. O trabalho que apresentou maior número de famílias e espécies no bioma foi o de Carvalho (2008), que coletou 14.890 aranhas de 364 espécies (estimadas em até 467) e 47 famílias em seis fitofisionomias do Parque das Sete Cidades. Rodrigues & Mendonça (2012) coletaram 42.057 aranhas em florestas ripárias no Sul de regiões de Mata Atlântica e Pampas e identificaram 34 famílias ao todo. A Floresta de Maquiné foi a mais rica em famílias, 32 identificadas a partir da coleta de 10.352 aranhas.

Tabela 22. Abundância, famílias e riqueza observada e estimada de inventários da araneofauna realizados dentro do bioma Cerrado e em matas ripárias com diferentes métodos e fitofisionomias.

AUTORES	ANO	ARANHAS COLETADAS	MÉTODOS*	FAMÍLIAS	>1 ORDENS DE ARACHNIDA	ESPÉCIES	RIQUEZA ESTIMADA	AMBIENTE	COMPARATIVO ENTRE HABITATS
CARVALHO	2008	1.4890	5 (CMN, EW, GCE, PTF, RV)	47	N	364	355 (bs) - 467 (j2)	Campo limpo a mata de galeria	6 fitofisionomias
CARVALHO & AVELINO	2010	1.215	2 (CO, PTF)	40	N	114	47(bs) - 124(c2)	Vereda, cerrado e mata seca	3 fitofisionomias, 2 estágios de recuperação
SANTANA	2015	4.139	PTF	35	N	118	135(c1) - 137(c2)	Mata seca	Descritivo de uma localidade
MINEO ET AL.	2010	3.529	PTF	31	N	111	-	Campo cerrado, cerrado e cerradão	3 fitofisionomias
RICETTI & BONALDO	2008	4.990	4 (CMN, EW, GCE, RV)	26	N	136	251 (ace)	Cerrado paraense** e formações amazônicas	4 fitofisionomias, 3 amazônicas
FREIRE-JR & MOTTA	2011	4.132	PTF	24	S	98	-	Cerrado <i>sensu stricto</i>	5 regimes de queima
MORAES	2014	1.512	GCE	23	N	89	-	Cerrado e mata de galeria	2 fitofisionomias em 3 localidades
RINALDI & TRINCA	2008	859	GCE	21	N	75	-	Campo cerrado e cerrado típido	2 fitofisionomias em 3 localidades
CUNHA ET AL.	2012	234	PTF	12	N	19	-	Cerrado litorâneo	2 localidades
BONALDO ET AL.	2007	6.769	GCE	31	N	212	250(bs) – 354 (j2)	Florestas de encosta, ripária e paludosa do Sul	11 localidades de 3 fitofisionomias
RODRIGUES ET AL.	2012/2014	42.057	GCE	34	N	440***	-	Florestas ripárias do Sul (Pampas / Mata Atlântica)	4 localidades
GURGEL-GONÇALVES ET AL.	2006	257	CMO	18	S	28	-	Veredas	6 localidades
*	CMN: Coleta manual noturna; CMO: Coleta da matéria orgânica encontrada nas copas de Buritsi (<i>Mauritia flexuosa</i>) com sacos plásticos ;CO: Coleta ocasional; GCE: Guarda-chuva entomológico; EW: Extrator de Winkler; PTF: Pitfall; RV: Rede de varredura;								
**	Riqueza se refere a esse ambiente, o total foi de 37 famílias e 427 spp observadas no estudo								
***	Representantes de 28 famílias com aranhas adultas coletadas								

O número estimado de famílias foi 35 aranhas aspiradas e 48 para aranhas de *pitfall*. É provável que entre 12 e 33 táxons de Arachnida não tenha sido coletado, o limite inferior estima – a 95% de confiança – que pelo menos sete grupos não coletados, sendo dois para a aracnídeos que vivem na vegetação e cinco para aracnídeos cursoriais. O número total de famílias de aranhas estimado em um cenário pessimista seria de, no mínimo, 41. Isso se considerarmos que a identidade das duas famílias calculadas como o limite inferior estimado a partir dos dados de aspiração são as mesmas estimadas a partir dos dados de *pitfall*. No entanto, tendo em vista a grande quantidade de famílias exclusivas para cada método, é plausível que se encontre ali uma riqueza ainda maior. Esse é um número próximo do total encontrado por estudos feitos em mais de uma fitofisionomia no bioma, como Carvalho (2008) e Carvalho & Lima Avelino (2010). Esse fato demonstra a utilidade de ferramentas como a extrapolação de números de Hill na estimação em casos de recursos limitados que dificultam maiores esforços amostrais ou a comparação entre diferentes ambientes.

7.1. *Composição das guildas*

A proporção observada, quase metade de aranhas compostas de tecelãs e a outra de cursoriais, foi bem próxima da encontrada para as bordas de florestas ripárias no Sul (Rodrigues & Mendonça, 2012). Entretanto, a separação em guildas mais específicas foi distinta e o método utilizado foi guarda-chuva entomológico, o que dificulta comparações. No presente estudo, aranhas tecelãs em formato de lençol e caçadoras do solo apresentaram as maiores proporções (30%), seguidas por caçadoras da vegetação (15%), tecelãs orbiculares e irregulares (10%), caçadoras de emboscada (3%), especialistas e tecelãs de teia sensorial (1%).

Na totalidade das amostras e nas parcelas do grupo controle observou-se um aumento, de outubro para novembro, em abundância de aranhas caçadoras da vegetação e do solo, além de tecelãs de teia em formato de lençol. Deve-se principalmente ao aumento de Ctenidae, Lycosidae e Linyphiidae. Por outro lado, as tecelãs de teia orbicular e irregular decaíram, principalmente Theridiidae, Tetragnathidae e Pholcidae. Araneidae apresentou diferenças entre os métodos, enquanto aumentou na aspiração, esta diminuiu nos *pitfalls*. Supostamente, nenhum estudo comparou o número de aranhas entre os primeiros meses da estação chuvosa no cerrado. Porém, há aqueles que compararam os efeitos da estação na abundância da araneofauna em outras fitofisionomias do cerrado, esses demonstraram aumento na maioria das famílias durante a época chuvosa. Apesar disso, Ctenidae, Oonopidae, Sicariidae, Theraphosidae e Titanoecidae foram mais abundantes na época seca na mata estudada por Santana (2015), ao passo que Mineo e colaboradores (2010) observaram que Caponiidae, Ctenidae, Linyphiidae e

Oonopidae foram mais abundantes na época seca em campo cerrado, e Theridiidae no cerrado *sensu stricto*. No presente estudo, apenas Theridiidae, Titanoecidae e Caponiidae apresentaram respostas similares a tais resultados.

Houve aumento mais expressivo em aranhas caçadoras do solo e da vegetação quando a serapilheira foi adicionada, enquanto aranhas de teia em formato de lençol responderam de forma menos intensa do que a observada no grupo controle. No geral, o tratamento ADI apresentou maior abundância de aranhas com teias irregulares, caçadoras de solo e da vegetação, além dos menores números em aranhas com teia em formato de lençol em relação ao grupo controle. O resultado diverge de outros estudos que observaram maior frequência de pequenas tecelãs (principalmente Linyphiidae) em serapilheira com maior complexidade estrutural (Wagner *et al.*, 2003)

Quando a serapilheira foi removida, grandes diferenças foram observadas de um mês para o outro. Em primeiro lugar, enquanto aranhas tecelãs eram mais abundantes do que aranhas cursoriais em outubro, esta proporção mudou em novembro, mês dominados por estas aranhas. Houve redução drástica em tecelãs de teia orbicular, irregular e em formato de lençol, e um aumento de mesma ordem em aranhas caçadoras do solo. Caçadoras da vegetação se mantiveram em níveis praticamente estáveis. A maior proporção de aranhas caçadoras do solo era esperada em função da falta de necessidade de estruturas para ancoramento de teias, além de respostas positivas ao solo exposto por algumas espécies (Uetz, 1979).

Quando a serapilheira foi substituída por material lenhoso, houve notável modificação na composição de um mês para o outro. Enquanto a proporção entre tecelãs e aranhas cursoriais era próxima em outubro, as tecelãs se tornaram predominantes em novembro. Isso se deveu ao aumento na abundância relativa das tecelãs de teia orbicular e em formato de lençol, associado a uma redução em caçadoras do solo e da vegetação. Supostamente, a mobilidade de aranhas tecelãs é menor do que a de aranhas cursoriais, o que pode parcialmente explicar o atraso na resposta positiva destas guildas ao tratamento. A maior proporção de aranhas tecelãs também era esperado em ADI e DML, pela maior presença de pontos de ancoramento (Wagner *et al.*, 2003).

7.2. *Diversidade da araneofauna*

7.2.1. Estimativas

Houve aumento significativo na dominância de um mês para o outro em toda a araneofauna coletada por *pitfall*. Tal padrão não foi observado para aranhas coletadas via aspiração. Por outro lado, o experimento causou impacto nas estimativas de diversidade em ambos os métodos. No caso da aspiração as estimativas de diversidade foram menores em REM em relação ao restante dos tratamentos, enquanto que nos *pitfalls* a estimativa da diversidade de ADI foi maior em relação aos outros tratamentos – que não diferiram significativamente entre si. Nenhum tratamento apresentou diferenças significativas em ambos os métodos. Esses resultados corroboram em parte a hipótese da heterogeneidade de habitat.

Os resultados corroboram também os achados em uma plantação de eucalipto (*Pinus elliottii*) no RS. Podgaiski & Rodrigues (2017) deixaram sacos com serapilheira em duas composições: simples (proveniente de *P. elliottii*) e heterogênea (compostas por *P. elliottii*, *Inga marginata*, *Cupania vernalis*, *Luehea divaricata* e *Schinus terebinthifolius*) para serem colonizadas. Observou-se um aumento significativo em riqueza com o aumento da heterogeneidade ambiental, corroborando a hipótese da heterogeneidade do habitat. Os autores afirmam que os mecanismos pelo qual isso ocorreu não estão esclarecidos, mas sugerem que as possíveis fontes causadoras foram os efeitos diretos do aumento em complexidade (número de pontos de ancoramento de teia, refúgios); e indiretos (aumento da disponibilidade de presas, aumento na competição intra-guilda e condições microclimáticas mais favoráveis). Dessa forma, propõem a manutenção de uma complexidade estrutural na serapilheira como forma de sustentar uma maior agregação de aracnídeos, como por exemplo o uso de espécies nativas em silviculturas ou o uso de policulturas.

7.2.1.1. *Grupo Controle (CON)*

Aranhas aspiradas do grupo controle foram mais diversas dentre os tratamentos, apesar da redução em equitabilidade em novembro. Mês marcado pela mudança da dominância de Salticidae para Araneidae. Em relação às aranhas coletadas com armadilhas de queda, se observou a maior riqueza no grupo controle, mas não a maior diversidade dentre os tratamentos. Em outubro a comunidade era menos rica, mas mais equitável enquanto dominada por Lycosidae. No mês seguinte houve aumento em riqueza, mas a dominância que passou para Linyphiidae foi mais acentuada.

7.2.1.2. Grupo Adição de Serapilheira (ADI)

A adição de serapilheira resultou em aumento da diversidade de aranhas coletadas por *pitfalls* em relação ao grupo controle. Tais efeitos foram observados principalmente em outubro, quando a diversidade foi maior. Supõe-se que processos de decomposição afetaram a estrutura (consequentemente a diversidade) no mês posterior, devido à redução em profundidade associada a maior umidade e temperatura. Na aspiração, a diversidade aumentou de um mês para o outro, apesar de não ter tido efeito significativo nas estimativas entre os tratamentos. A dominância das famílias Lycosidae e Theridiidae se manteve entre os meses em cada método (*pitfalls* e aspiração, respectivamente).

Ao contrário do esperado em relação à estratificação de aranhas na serapilheira (Wagner *et al.*, 2003), aranhas cursoriais foram mais abundantes do que aranhas tecelãs nesse tratamento, estas que supostamente se beneficiariam da maior profundidade. A tendência à maior diversidade em ADI no presente estudo também contraria os resultados do trabalho que avaliou a araneofauna cursorial por meio de *pitfalls* ao longo do gradiente de pastagens a florestas temperadas nos EUA (Hurd & Fagan, 1992). Os autores observaram que, em estágios mais tardios – florestas secundárias e florestas de carvalho (julgada com maior quantidade de serapilheira), apresentaram-se índices duas vezes menores de diversidade do que em ambientes de estágios sucessionais precoces, compostas por campos dominados por gramíneas ou herbáceas. Apesar da redução em riqueza nos ambientes tardios, Lycosidae manteve sua proporção em abundância, o que levou a altos níveis de dominância nesses ambientes. Os autores sugerem que a competição intra e interespecífica é mais importante em ambientes campestres dominados por herbáceas devido a mudanças no recurso limitante durante a sucessão – o acúmulo de serapilheira em ambientes florestais supostamente causaria menor abundância de presas cursoriais. Os autores concluem que a diversidade de aranhas cursoriais não necessariamente está atrelada à complexidade estrutural da serapilheira, uma vez que pode depender de fatores estruturais não correlacionados à sucessão, mas à exposição e secura do solo. Mas há que se tomar cuidado com generalizações, tendo em vista que houve destruição de algumas amostras no nível mais tardio por mamíferos nativos. No entanto, o que foi observado para o tratamento com aumento em complexidade foi justamente o aumento em diversidade e da proporção de aranhas cursoriais.

A diminuição da diversidade da comunidade de aranhas coletadas com *pitfalls* em ADI a níveis próximos de outros tratamentos infere alta resiliência do ambiente. Provavelmente, isso foi em decorrência da decomposição e da compactação da serapilheira que reduziram a estrutura

disponível. Tal resultado corrobora os achados de que a maior abundância e variabilidade em composição de invertebrados em tratamento com serapilheira adicionada se equiparou ao controle em poucos meses, devido à decomposição da serapilheira em silviculturas japonesas (Yoshida *et al.*, 2013). A expectativa é compatível com o padrão observado para florestas tropicais, na qual a produção de serapilheira é maior na estação seca, enquanto a serapilheira acumulada apresenta maior decomposição após as primeiras chuvas (Wieder & Wright, 1995; Vourlitis *et al.*, 2004).

7.2.1.3. Grupo Remoção de Serapilheira (REM)

A remoção da serapilheira levou a efeitos contrastantes por parte da araneofauna e dos métodos de coleta. As aranhas aspiradas nesse tratamento tiveram menores estimativas de diversidade em relação aos outros. Tal efeito foi pronunciado em outubro devido à dominância de Theridiidae, com notável recuperação em equitabilidade em novembro, superando a de DML. Nesse mês o tratamento passou a ser dominado por Araneidae. Acredita-se que isto foi decorrente da maior umidade proporcionada pelas chuvas, amenizando as condições microclimáticas e proporcionando efeitos positivos indiretos, como *bottom-up*, hipótese não testada. Por outro lado, as aranhas coletadas por *pitfalls* não apresentaram redução significativa nas estimativas de diversidade no tratamento. Em outubro, sua riqueza e equitabilidade foram as menores, associadas à dominância de Linyphiidae. Em novembro, houve redução da diversidade com o domínio de Lycosidae, apesar do aumento em riqueza.

A falta de resposta na riqueza da araneofauna coletada por *pitfall* com a remoção da serapilheira já foi registrada em campos nos EUA (Patrick *et al.*, 2012). O autor sugeriu que tais respostas geralmente são observadas em agroecossistemas (por ex. Rypstra *et al.*, 1999), aonde a estrutura ambiental seria mais limitada, tendo em vista que monoculturas são ambientes simplificados e que apresentam boa parte de solo exposto. No entanto, apesar da remoção também não ter surtido efeito significativo na diversidade de aranhas de solo neste trabalho, houve um efeito negativo na diversidade de aranhas aspiradas da vegetação. Além do mais, a adição de serapilheira contribuiu para o aumento na diversidade da araneofauna do solo. Logo, a resposta da araneofauna à variação complexidade da serapilheira não é exclusiva de ambientes simplificados.

Análises da estratificação da araneofauna na serapilheira, demonstraram que aranhas tecelãs tendem a ser mais abundantes nas porções mais profundas, o que supostamente levou a

dominância de Lycosidae em REM (Wagner *et al.*, 2003). No estudo de Castro & Wise (2009), o tratamento de remoção de galhos levou a uma abundância total de aranhas cerca de 40% menor do que no grupo controle. Apesar disto, aranhas cursoriais não foram afetadas por esse tratamento, atribuindo-se como razão a maior mobilidade desse grupo. No presente trabalho não houve redução em abundância nesse tratamento, mas aranhas cursoriais foram beneficiadas.

Yoshida e colaboradores (2013) não observaram redução em abundância de invertebrados em remoção da serapilheira, já que são condições ainda favoráveis para certas espécies como Collembola e espécies cursoriais de artrópodes em busca de ambientes mais propícios. No entanto, a remoção da serapilheira influenciou negativamente a abundância e biomassa de artrópodes em florestas tropicais, além de alterar a composição da comunidade, apesar de não impactar as medidas de diversidade (Ashford *et al.*, 2013). Porém, estudos recentes que trataram de experimentar de forma similar com famílias da ordem Araneae são escassos, dificultando a comparação.

Buchholz e colaboradores (2013) criaram um gradiente artificial de umidade do solo e demonstraram que ambientes mais secos diminuem a diversidade de aranhas, apesar de poucas espécies (como *Pardosa palustris*) se beneficiarem. Supõe-se que foi esse o fator que impulsionou a diversidade de REM em novembro.

7.2.1.4. Grupo Deposição de Material Lenhoso (DML)

A deposição de material lenhoso não afetou de maneira significativa nenhuma estimativa de diversidade de ambos os métodos de coleta. No entanto, esse tratamento foi mais favorável à araneofauna aspirada do que REM no primeiro mês. Apesar do aumento da riqueza em DML durante uma coleta e a outra, a equitabilidade manteve-se constante, passando a ter a menor diversidade dentre os tratamentos em novembro. A dominância passou de Salticidae para Araneidae, assim como observado no controle. Nos *pitfalls*, DML, CON e REM apresentaram alta similaridade em equitabilidade, apesar da diferença em riqueza. Entretanto, não houve padrão entre as mudanças de um mês para o outro. Em novembro, a diversidade de DML superou a de REM, associada à passagem da dominância de Lycosidae para Linyphiidae. A riqueza foi ainda maior do que em ADI, mas a equitabilidade foi similar a esse tratamento e ao grupo controle. Como a decomposição é mais lenta em material lenhoso, é provável que o aumento em riqueza de um mês para o outro seja decorrente da queda de folhas na formação de uma serapilheira mais heterogênea, associada à maior umidade decorrente das chuvas.

Castro & Wise (2009) avaliaram a influência de galhos finos (<5 cm de diâmetro) na composição e diversidade de aranhas em uma floresta secundária mista de carvalhos, bordos, *Carya* sp. e pinheiros. Eles manipularam a quantidade dos detritos na serapilheira pela remoção e adição, além de um grupo controle em parcelas de 2,3 x 2,3 m. Assim como neste trabalho, não se observaram diferenças em índices de diversidade, porém houve diferenças na composição e abundância. As famílias de pequenas tecelãs (Dictynidae e Linyphiidae) foram significativamente mais abundantes no tratamento de adição de galhos finos em relação ao de remoção. Atribui-se esse efeito ao aumento do número de pontos de ancoramento para as teias

Os mesmos autores avaliaram posteriormente a influência de galhos maiores (>5 cm de diâmetro) na araneofauna ao realizar a remoção dos detritos e comparar a um grupo controle em uma silvicultura (Castro & Wise, 2010). Mais uma vez, não observaram efeitos em diversidade, mas puderam observar algumas tendências inesperadas e contrastantes emergindo de diferentes gêneros de aranhas. Apenas um gênero de aranha tecelã demonstrou resposta negativa marginalmente significativa à remoção de galhos maiores (*Origanates* - Linyphiidae). Outras aranhas tecelãs associadas às proximidades dos galhos antes do experimento não demonstraram a redução esperada. Aranhas cursoriais associadas às proximidades obtiveram respostas mais consistentes, e responderam negativamente à remoção, o que não foi observado neste estudo.

A presença de galhos e troncos caídos está geralmente associada a maiores profundidades da serapilheira e/ou a maiores números de galhos mais finos adjacentes a depender do ambiente analisado (Evans *et al.*, 2003; Castro & Wise, 2010), além de condições microclimáticas mais amenas, como solos mais úmidos e com menores temperaturas (Remsburg & Turner, 2006), o que pode levar a um ambiente mais complexo, propício à maior abundância e diversidade do grupo nesse micro-habitat, principalmente pequenas aranhas da família Linyphiidae que apresentam sensibilidade à dissecação (Wagner *et al.*, 2003). Porém Castro & Wise (2009; 2010) não apresentaram respostas consistentes para esta afirmação. Eles atribuíram a isso os efeitos indiretos que os fatores abióticos têm em fatores bióticos. Por exemplo, a mudança estrutural leva a seleção de certas espécies favorecidas, desde presas a aranhas que podem gerar efeitos tanto via *bottom-up* quanto competição intra-guilda e elevar a complexidade das respostas observadas. No entanto, é evidente em seu trabalho a alteração na composição da araneofauna após o tratamento, com maior número de táxons respondendo positivamente à presença dos galhos do que negativamente. Contrariamente, os resultados deste trabalho não demonstraram dissimilaridade significativa na araneofauna desse tratamento.

7.3. *Dissimilaridade da araneofauna entre os tratamentos*

A despeito dos impactos em diversidade alfa, o experimento não revelou grandes dissimilaridades em nível de família, demonstrando que a composição de cada tratamento era parte da composição geral da comunidade. Isto foi mais visível na araneofauna aspirada, enquanto houve algumas diferenças marginalmente significativas para as aranhas capturadas com *pitfalls*, dentre as quais o tratamento ADI apresentou os maiores índices de variação balanceada em abundância (“*turnover*”). Isso sugere uma tendência à composição mais distinta em nível de família quando se adiciona serapilheira, em relação à DML e ao CON. Houve diferença em composição devido à variação balanceada em famílias de um mês para o outro. Novas análises comparando os tratamentos em cada mês podem ainda demonstrar padrões não observados.

Portanto, esse é um resultado que contrasta com o esperado, em que condições mais heterogêneas (devido ao maior número de galhos em DML ou de solo e outras estruturas expostas em REM) refletiriam em uma maior dissimilaridade de famílias (Barton *et al.*, 2017). No entanto, o suposto aumento na complexidade ambiental (em ADI), que é outro eixo na estrutura do habitat (McCoy & Bell, 1989), sugere uma dissimilaridade maior em relação ao grupo CON e DML, apesar de não ter sido significativa em relação a REM. Esse é um resultado de difícil interpretação, mas há a possibilidade de que a remoção da serapilheira torne a parcela mais permeável para a locomoção de um maior número de táxons do que os outros tratamentos.

No estudo de Podgaiski & Rodrigues (2017) não se observou diferença na composição da araneofauna em níveis maiores de heterogeneidade do habitat, e ambos tratamentos heterogêneo e simples apresentaram dominância por Linyphiidae, Theridiidae e Salticidae. Esses resultados contrastam com distúrbios mais intensos, como os estudados por Huang e colaboradores (2014), que demonstraram uma notável dissimilaridade na composição da araneofauna a diferentes intensidades de desmatamento em silviculturas em Taiwan. Os autores demonstraram que o desbaste de *C. japonica* pode influenciar diferencialmente as guildas de aranhas, além do efeito da remoção das árvores, se observou o efeito positivo de um maior depósito material de origem lenhosa na serapilheira. Houve um decorrente aumento de caçadoras de solo e tecedoras de teia em formato de lençol (Linyphiidae), enquanto que as que produzem teias orbiculares tiveram um decréscimo (Huang *et al.*, 2014). Os autores também discutem sobre resultados de estudos que não obtiveram resposta significativa em alteração da composição após um desbaste. Esses foram trabalhos feitos em regiões temperadas do Japão,

que possivelmente respondem de forma distinta em razão de diferentes espécies dominantes de plantas, microhabitat e condições climáticas.

A falta de resposta em composição a nível de família pode ser explicada pela suposta ação dos seguintes fatores (i) o tamanho de cada parcela não foi o suficiente para impedir a dispersão de famílias que não se estabeleceriam no ambiente; (ii) a intensidade do tratamento foi insuficiente para gerar um gradiente significativo, necessitando de, por exemplo, maior reposição de serapilheira ou uso de uma rede a fim de impedir a queda de folhas secas em REM ou a decomposição acelerada em ADI; (iii) a distância entre as parcelas ter sido insuficiente para garantir menor autocorrelação espacial, (iv) houve pouca replicação para cada tratamento e/ou (v) esse tipo de experimento é insuficiente para gerar grandes diferenças em nível de família em ambientes tão complexos quanto formações florestais tropicais, nas quais a reposição de serapilheira é contínua.

A segunda hipótese é reforçada ao observarmos poucas diferenças entre as variáveis ambientais coletadas. Porém, também é possível que as variáveis ambientais coletadas não tenham sido suficientes para caracterizar os diferentes cenários.

7.4. Relação entre características estruturais, condições microclimáticas e a araneofauna

Ao se relacionarem os tratamentos com as variáveis ambientais, não foi possível separá-los em grupos distintos pela PCA. Apenas REM apresentou uma situação distinta dos outros tratamentos de forma significativa durante todo o experimento, com baixos valores de cobertura e profundidade da serapilheira, associados a uma maior temperatura e menor umidade relativa. Em outubro, DML apresentou-se distinto em virtude de maior profundidade e menor cobertura. No mês seguinte, o grupo CON apresentou maiores cobertura e profundidade, associadas a menor temperatura e maior umidade em relação aos tratamentos. Mesmo sem remover a serapilheira novamente em REM, a estrutura ambiental foi reduzida em novembro. Em todos os tratamentos se observou redução em profundidade nesse mês, provavelmente em razão de maiores taxas de decomposição devido às chuvas que ocorreram entre as coletas (Wieder & Wright, 1995; Vourlitis *et al.*, 2004).

A análise da nMDS foi insuficiente na distinção em composição de famílias de aranhas coletadas por *pitfalls* entre os tratamentos, mesmo utilizando-se três dimensões. Em razão disso, e em busca de relações da araneofauna com o ambiente, realizaram-se análises de redundância, que demonstraram alguns padrões. Nenhum padrão forte foi observado em nível de família, e

apenas 5% da variação em composição foi explicada pelas variáveis coletadas. Porém, dessa pequena percentagem, algumas tendências foram traçadas, que merecem futura investigação.

Dentre as variáveis ambientais coletadas, a que gerou mais impacto para a araneofauna foi a umidade. Lycosidae e Araneidae foram as famílias que mais se associaram a ambientes úmidos. Não obstante, certas espécies de Lycosidae (como *Pardosa* spp) são associadas a ambientes mais secos. Até espécies dentro de um mesmo gênero podem apresentar respostas opostas (Buchholz, 2010, 2015; Buchholz *et al.*, 2013). Já Samu e colaboradores (1999) demonstraram que a preferência do local apropriado para Araneidae, Linyphiidae e Tetragnathidae ancorarem suas teias está correlacionada com a umidade microclimática.

No outro extremo do gradiente, em parcelas mais secas se associaram as famílias Corinnidae e Theridiidae. Young & Edwards (1990) sugerem que aranhas caçadoras sejam mais ativas em ambientes mais secos e quentes, como em campos cultivados, o que pode ter beneficiado Corinnidae. O mecanismo pelo qual Theridiidae se associou a ambientes secos é incerto, já que poucos estudos trazem relações significativas entre a umidade e a abundância de representantes da família.

Linyphiidae não se associou a maiores profundidade e umidade, mas a maiores temperaturas diferentemente do esperado (Samu *et al.*, 1999; Wagner *et al.*, 2003). Tal como proposto, estas aranhas apresentam grande razão de superfície por volume, o que dificulta a regulação hídrica do corpo em maiores superfícies. É provável que a umidade não seja um limitante para estas aranhas na estação chuvosa em uma mata de galeria, podendo se beneficiar de condições mais quentes. Apesar disso, essa foi a única família que se beneficiou dessa situação.

Buchholz & Schröder (2013) demonstraram diferentes respostas dentro da família Linyphiidae a distintas condições de irrigação em campos na Alemanha. Quatro espécies de Linyphiidae se beneficiaram de maior umidade no solo (*Bathyphantes nigrinus*, *Erigone atra*, *E. dentipalpis* e *Agyneta rurestris*) e uma espécie de solo mais seco (*Gongylidiellum murcidium*). Todas essas espécies de *Erigone* spp. são espécies pioneiras, adaptadas a condições mais quentes e secas, embora este estudo demonstra que, apesar do hábito generalista, suas preferências são de ambientes mais úmidos. Outras espécies de Linyphiidae também apresentaram respostas negativas a umidade do solo (Buchholz, 2010). Por outro lado, o presente estudo observou uma relação positiva de Linyphiidae com a cobertura da serapilheira, corroborando um dos resultados de Buchholz (2015), que demonstrou a relação positiva da abundância de uma espécie de Linyphiidae (*Tiso vagans*) em razão de maior cobertura da serapilheira, apesar de *Erigone atra* apresentar a resposta oposta.

Modelos lineares generalizados de estudos em regiões campestres da Alemanha demonstraram que apenas duas espécies de aranhas caçadoras do solo foram correlacionadas a menores coberturas herbáceas (Liocranidae e Lycosidae), enquanto a maioria das espécies analisadas foram correlacionadas a maiores coberturas desse estrato – caçadoras cursoriais do solo, da vegetação e também tecelãs (Thomisidae, Lycosidae e Linyphiidae com 3 spp cada; 2 spp. de Gnaphosidae; Agelenidae, Tetragnathidae e Theridiidae com 1 sp. cada). Além disso, a densidade de 12 espécies de aranhas (Lycosidae e Linyphiidae com 4 spp. cada, 2 spp. de Gnaphosidae e Theridiidae e Thomisidae com 1 sp.) foram correlacionadas com alta cobertura de uma espécie de arbusto. Theridiidae e Lycosidae apresentaram 1 sp. cada com relação negativa à cobertura arbustiva. A maioria das famílias analisadas apresentaram espécies beneficiadas em maiores coberturas, herbácea (7/8) ou arbustiva (5/8). Três espécies de Linyphiidae foram correlacionadas com o sombreamento, mas tanto esta família quanto Lycosidae apresentaram respostas divergentes em relação à umidade do solo nos diferentes estudos, enquanto pelo menos uma espécie de Gnaphosidae é correlacionada positivamente com esta variável (Buchholz, 2010).

As famílias tecelãs Araneidae e Theridiidae não apresentaram respostas à estrutura ambiental, o que não era esperado. A falta de correlação provavelmente se deve a alguma variável estrutural não mensurada, porém Buchholz observou respostas negativas à cobertura de arbustos e por musgos em duas espécies de Theridiidae, apesar de outras duas espécies responderem positivamente à cobertura herbácea e arbustiva (Buchholz, 2010, 2015). Respostas com efeitos antagônicos dentro de uma família podem estar mascarando padrões de espécies. Rodrigues & Mendonça (2012) observaram uma tendência positiva na abundância de aranhas orbiculares em aumento na estrutura da vegetação, enquanto aranhas de teia espacial (irregular e lençol) responderam a acréscimos na densidade vegetal. Apesar disto, os autovalores da CCA foram 0.049 e 0.010, demonstrando a dificuldade em se obterem respostas da araneofauna à variação em estrutura ambiental entre guildas.

Rodrigues e colaboradores (2015) demonstraram que tecelãs orbiculares apresentam maior abundância no interior de florestas ripárias no Sul, enquanto a borda formada com campo foi mais rica. Bordas formadas com rio apresentaram a menor riqueza e abundância. Eles supõem que condições de menor intensidade solar e vento no interior das florestas devem levar ao aumento numérico do grupo. Enquanto uma maior complexidade e heterogeneidade de ambientes para ancorar suas teias teriam dado a oportunidade da colonização por espécies raras nas bordas, 23 delas exclusivas, o que proporcionou a maior riqueza. No entanto, a composição no interior é distinta das bordas, que são similares. Esse resultado leva à suposição de uma

maior importância de fatores microclimáticos na abundância e composição de Araneidae, enquanto a complexidade ambiental teria maior influência na diversidade da comunidade. A correlação entre a umidade relativa e a abundância de Araneidae observada neste estudo pode ser reflexo desse suposto efeito.

Por outro lado, a família Ochyroceratidae apresentou uma tendência a maiores profundidades, de acordo com Wagner e colaboradores (2003), que propõem que famílias com alta razão superfície por volume dependem de condições de umidade mais alta (proporcionadas em profundidades maiores) a fim de manter o balanço hídrico corpóreo em níveis confortáveis.

Yoshida e colaboradores (2013) sugerem que a profundidade da serapilheira em si não responde pela variação em abundâncias de invertebrados na serapilheira, já que nem sempre a profundidade é correlacionada com o espaço intersticial ou densidade da serapilheira, os quais formam a estrutura da qual os animais dependem.

Portanto, parte relevante da variação em composição não pode ser explicada pelas ordenações geradas, o que se justifica pelos seguintes pontos (i) as variáveis ambientais estudadas não foram as cruciais para o estabelecimento das aranhas; (ii) a coleta das variáveis ambientais deveria ter sido feita por mais tempo (por exemplo com o uso de datalogger) e/ou (iii) há espécies dentro de uma mesma família com respostas distintas a estas variáveis, necessitando uma análise mais aprofundada em nível de gênero ou morfoespécie. Não obstante, pode-se observar uma distinção na composição entre os meses, muito provavelmente provocada pelo início das chuvas que ocorreram entre as coletas. Mais estudos são necessários a fim de determinar a araneofauna característica em matas de galeria nos diferentes períodos do ano.

Por outro lado, ao se correlacionar diversos parâmetros ecológicos da comunidade à análise de componentes principais construída a partir das variáveis preditoras, observaram-se alguns efeitos significativos. Foi revelado um gradiente claro de ambientes mais quentes e secos para ambientes mais úmidos e amenos no primeiro eixo da PCA em outubro. Ambientes mais úmidos e amenos abarcaram araneofaunas mais diversas e equitáveis nesse mês, mas não mais ricas. Em novembro, esse gradiente já não era tão claro, demonstrando que a umidade já não era um fator tão limitante no mês. Apesar disto, a equitabilidade foi afetada negativamente pela temperatura. No geral, a abundância, a diversidade e a equitabilidade foram positivamente afetadas por ambientes com maior profundidade de serapilheira, umidade e menor temperatura.

7.5. *Importância da Mata do Capetinga para a araneofauna do DF*

A Mata do Capetinga demonstrou-se eficiente na manutenção de uma grande diversidade de aracnídeos. Apesar disso, o Capetinga encontra-se em situação de vulnerabilidade pela proximidade com o ambiente urbano e por ser classificada como ARIE (Área de Relevante Interesse Ecológico), tipo de área protegida de uso sustentável. Até hoje não foi feito um plano de manejo para a ARIE do Capetinga/Taquara, que é de âmbito federal (Brasil, 2017). Logo, para que se alcance o objetivo da preservação da biodiversidade de aranhas do Cerrado e manutenção dos serviços ecossistêmicos prestados por elas, sugere-se maiores esforços na restrição de seus usos e um manejo mais adequado.

8. Conclusão

Um dos resultados mais relevantes deste trabalho foi corroborar a hipótese de que maior complexidade ambiental associada a condições microclimáticas mais amenas eleva a diversidade da araneofauna. Entretanto, o efeito causado pela manipulação foi de curta duração. A remoção da serapilheira afetou negativamente a diversidade de aranhas aspiradas, enquanto que a adição afetou positivamente a diversidade de aranhas coletadas com *pitfalls*. As aranhas aspiradas na remoção elevaram em equitabilidade a níveis próximos dos outros tratamentos amostrados em novembro, ao passo que as aranhas de solo reduziram em diversidade nas parcelas com a serapilheira adicionada.

Tais resultados sugerem alta resiliência da araneofauna de mata de galeria, ou seja, a capacidade de voltar a um estágio inicial após distúrbios em poucos meses. A resposta no tratamento com adição de serapilheira provavelmente ocorreu em razão de maior complexidade no primeiro mês. Porém, a menor profundidade observada em novembro sugere que a decomposição e a compactação do acúmulo de serapilheira no tratamento acarretaram menor complexidade, o que justificaria a menor diversidade desse mês. Por outro lado, a resposta negativa em aranhas aspiradas no tratamento com a serapilheira removida pode ser um efeito indireto da manipulação no qual a complexidade afetou a abundância de presas dessas aranhas, situação amenizada pela maior umidade em novembro – hipótese que não foi testada.

Lycosidae e Araneidae foram mais abundantes em ambientes mais úmidos, ao passo que Corinnidae e Theridiidae tiveram preferência por ambientes mais secos. Percebeu-se aumento na ocorrência de Ochyroceratidae em ambientes com serapilheira mais profunda, como também de Linyphiidae em ambientes mais quentes e cobertos. As diferentes tendências das famílias observadas precisam ser mais estudadas para que possam ser devidamente confirmadas, principalmente por conta da pequena variação encontrada nos valores percentuais de cobertura e da baixa explicação da variação em composição. É bem provável, no entanto, que a resposta varie de forma consistente apenas em níveis mais específicos, como foi observado nos trabalhos citados acima. Isso acentua a importância da identificação dos fatores estruturais dos quais as diferentes espécies de aranhas se beneficiam, para que um dia venha a ser possível manejar a araneofauna de um ecossistema em recuperação.

Como esperado, houve complementariedade na araneofauna coletada pelos diferentes métodos, caçadoras do solo e aranhas de teias sensoriais foram mais abundantes em *pitfalls*, enquanto aranhas tecelãs e caçadoras da vegetação foram mais representativas na aspiração. Foi estimado um número provável de 12 a 33 grandes grupos de aracnídeos não encontrados na Mata do Capetinga. Em um cenário pessimista, tal mata de galeria é habitat de pelo menos 41 grandes grupos de aracnídeos, incluindo as ordens Pseudoscorpiones, Opiliones e Scorpiones. O número é superior ao observado em outros estudos de uma só localidade no Cerrado, o que confere grande importância a essa mata de galeria, devido à ampla biodiversidade que abriga. A mata é classificada como uma ARIE, ou seja, ambiente de uso sustentável regulado. No entanto, tal área não apresenta um plano de manejo, ameaçando a diversidade de aranhas e seus serviços ecossistêmicos prestados. Serão necessários maiores esforços e restrições de uso para se manter a alta diversidade de aranhas da Mata do Capetinga.

9. Referências bibliográficas

- Agnarsson, I., Coddington, J.A. & Kuntner, M. (2008) *Career Development in Bioengineering and Biotechnology. Spider Research in the 21st Century: Trends and perspectives*. 1st edn. Siri Scientific Press, Manchester, UK.
- Aguiar, L.M.D.S., Machado, R.B. & Marinho-Filho, J. (2004) A Diversidade Biológica do Cerrado. *Cerrado: ecologia e caracterização*, **1**, 19–42.
- Ashford, O.S., Foster, W.A., Turner, B.L., Sayer, E.J., Sutcliffe, L. & Tanner, E.V.J. (2013) Litter manipulation and the soil arthropod community in a lowland tropical rainforest. *Soil Biology and Biochemistry*, **62**, 5–12.
- Báldi, A. (2008) Habitat heterogeneity overrides the species-area relationship. *Journal of Biogeography*, **35**, 675–681.
- Barton, P.S., Evans, M.J., Foster, C.N., Cunningham, S.A. & Manning, A.D. (2017) Environmental and spatial drivers of spider diversity at contrasting microhabitats. *Austral Ecology*.
- Baselga, A. (2016) Partitioning abundance based multiplesite dissimilarity into components: balanced variation in abundance and abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 1–10.
- Benati, K., Peres, M., Tinoco, M. & Brescovit, A. (2010) Influência da estrutura de hábitat sobre aranhas (Araneae) de serrapilheira em dois pequenos fragmentos de mata atlântica. *Neotropical Biology and Conservation*, **5**, 39–46.
- Benati, K.R., Peres, M.C.L., Brescovit, A.D., Santana, F.D. & Delabie, J.H.C. (2011) Avaliação de duas técnicas de translocação de serrapilheira sobre as assembleias de aranhas (Arachnida: Araneae) e formigas (Hymenoptera: Formicidae). *Neotropical Biology and Conservation*, **6**, 13–26.
- Bertani, R. (2012) Revision, cladistic analysis and biogeography of *Typhochlaena* C. L. Koch, 1850, *Pachistopelma* Pocock, 1901 and *Iridopelma* Pocock, 1901 (Araneae, Theraphosidae, Aviculariinae). *ZooKeys*, **230**, 1–94.
- Bertani, R. & Motta, P.C. (2013) Redescription of *Avicularia taunayi* and notes on its habitat and geographical distribution (Araneae: Theraphosidae: Aviculariinae). *Zoologia (Curitiba)*, **30**, 107–114.
- Bonaldo, A.B., Marques, M.A.L., Pinto-da-Rocha, R. & Gardner, T. (2007) Species richness and community structure of arboreal spider assemblages in fragments of three vegetational types at Banhado Grande wet plain, Gravataí River, Rio Grande do Sul,

- Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, **97**, 143–151.
- Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. (2011) *Numerical Ecology with R. Use R!* Springer New York, New York, NY.
- Borges, P.A. V & Brown, V.K. (2003) Estimating Species Richness of Arthropods in Azorean Pastures: the Adequacy of Suction Sampling and Pitfall Trapping. *Graellsia*, **59**, 7–24.
- Braga, L. & Diniz, I.R. (2015) Importance of habitat heterogeneity in richness and diversity of moths (Lepidoptera) in Brazilian Savanna. *Environmental Entomology*, **44**, 1–10.
- Brasil. (2017) Cadastro Nacional de Unidades de Conservação - CNUC [WWW Document]. *Ministério do Meio Ambiente (MMA)*. URL <http://sistemas.mma.gov.br/cnuc/index.php?ido=relatorioparametrizado.exibeRelatorio&relatorioPadrao=true&idUc=31> [accessed on 2017].
- Brito Freire-Jr, G. de & Motta, P.C. (2011) Effects of experimental fire regimes on the abundance and diversity of cursorial arachnids of Brazilian savannah (cerrado biome). *Journal of Arachnology*, **39**, 263–272.
- Brown, V.K. (1991) The effects of changes in habitat structure during succession in terrestrial communities. In *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Springer Netherlands, pp. 141–168.
- Buchholz, S. (2010) Ground spider assemblages as indicators for habitat structure in inland sand ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 2565–2595.
- Buchholz, S. (2015) Natural peat bog remnants promote distinct spider assemblages and habitat specific traits. *Ecological Indicators*, **60**, 774–780.
- Buchholz, S., Rolfsmeyer, D. & Schirmel, J. (2013) Simulating small-scale climate change effects-lessons from a short-term field manipulation experiment on grassland arthropods. *Insect Science*, **20**, 662–670.
- Buchholz, S. & Schröder, M. (2013) Diversity and ecology of spider assemblages of a Mediterranean wetland complex. *Journal of Arachnology*, **41**, 364–373.
- Bultman, T.L. & Uetz, G.W. (1982) Abundance and community structure of forest floor spiders following litter manipulation. *Oecologia*, **55**, 34–41.
- Bultman, T.L. & Uetz, G.W. (1984) Effect of structure and nutritional quality of litter on abundances of litter-dwelling arthropods. *American Midland Naturalist*, **111**, 165–172.
- Cardoso, P., Pekár, S., Jocqué, R. & Coddington, J.A. (2011) Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *PLoS ONE*, **6**.
- Carvalho, L.S. (2008) *Inventário da Araneofauna (Arachnida, Araneae) do Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí, Brasil*. Departamento de Zoologia. Universidade Federal do

Pará.

- Carvalho, L.S. & Lima Avelino, M.T. (2010) Composition and diversity of the spider fauna (Arachnida, Araneae) from Nazareth Farm, José de Freitas Municipality, Piauí, Brazil. *Biota Neotropica*, **10**, 21–31.
- Carvalho, L.S., Sebastian, N., Araújo, H.F.P., Dias, S.C., Venticinque, E., Brescovit, A.D., *et al.* (2015) Climatic variables do not directly predict spider richness and abundance in semiarid caatinga vegetation, Brazil. *Environmental Entomology*, **44**, 54–63.
- Castro, A. & Wise, D.H. (2009) Influence of fine woody debris on spider diversity and community structure in forest leaf litter. *Biodiversity and Conservation*, **18**, 3705–3731.
- Castro, A. & Wise, D.H. (2010) Influence of fallen coarse woody debris on the diversity and community structure of forest-floor spiders (Arachnida: Araneae). *Forest Ecology and Management*, **260**, 2088–2101.
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., *et al.* (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, **84**, 45–67.
- Churchill, T. & Arthur, J.M. (1999) Measuring Spider Richness: Effects of Different Sampling Methods and Spatial and Temporal Scales. *Journal of Insect Conservation*, **3**.
- Coddington, J.A., Agnarsson, I., Miller, J.A., Kuntner, M. & Hormiga, G. (2009) Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *Journal of Animal Ecology*, **78**, 573–584.
- Cunha, J.A.S., Arzabe, C., Castro, A.A.J.F. & Brescovit, A.D. (2012) Diversidade preliminar de aranhas de solo em áreas de Cerrado Litorâneo com diferentes níveis de conservação, Maranhão, Brasil, **18**, 5–13.
- Evans, A.M., Clinton, P.W., Allen, R.B. & Frampton, C.M. (2003) The influence of logs on the spatial distribution of litter-dwelling invertebrates and forest floor processes in new zealand forests. *Forest Ecology and Management*, **184**, 251–262.
- Finke, D.L. & Denno, R.F. (2002) Intraguild predation diminish in complex-structured vegetation: Implications for prey suppression. *Ecology*, **83**, 643–652.
- Freire-Jr, G. de B. & Motta, P.C. (2011) Effects of experimental fire regimes on the abundance and diversity of cursorial arachnids of Brazilian savannah (cerrado biome). *Journal of Arachnology*, **39**, 263–272.
- Gotelli, N.J. & Ellison, A.M. (2011) *Princípios de estatística em ecologia*. Artmed.
- Guarino, E.D.S.G. & Walter, B.M.T. (2005) Fitossociologia de dois trechos inundáveis de Matas de Galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, **19**, 431–442.

- Gurgel-Gonçalves, R., Palma, A.R.T., Motta, P.C., Bar, M.E. & Cuba C, C. a. (2006) Arthropods associated with the crown of *Mauritia flexuosa* (Arecaceae) palm trees in three different environments from Brazilian Cerrado. *Neotropical Entomology*, **35**, 302–312.
- Hill, M.O. (1973) Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, **54**, 427–432.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H. & Chao, A. (2016) iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*.
- Huang, P.S., Lin, H.C., Lin, C.P. & Tso, I.M. (2014) The effect of thinning on ground spider diversity and microenvironmental factors of a subtropical spruce plantation forest in East Asia. *European Journal of Forest Research*, **133**, 919–930.
- Hurd, L.E. & Fagan, W.F. (1992) Cursorial spiders and succession: age or habitat structure? *Oecologia*, **92**, 215–221.
- Jiménez-Valverde, A. & Lobo, J.M. (2006) Establishing reliable spider (Araneae, Araneidae and Thomisidae) assemblage sampling protocols: estimation of species richness, seasonal coverage and contribution of juvenile data to species richness and composition. *Acta Oecologica*, **30**, 21–32.
- Klink, C. a., Klink, C. a., Machado, R.B. & Machado, R.B. (2005) A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, **1**, 147–155.
- Kovac, K.J. & Mackay, D.A. (2009) An experimental study of the impacts of cattle on spider communities of artesian springs in South Australia. *Journal of Insect Conservation*, **13**, 57–65.
- Langellotto, G.A. & Denno, R.F. (2004) Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: A meta-analytical synthesis. *Oecologia*, **139**, 1–10.
- Lê, S., Josse, J. & Husson, F. (2008) FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *J. of Statistical Software*, **25**, 1–18.
- Legendre, P. & Cáceres, M. de. (2013) Beta diversity as the variance of community data: Dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, **16**, 951–963.
- Lengyel, S., Déri, E. & Magura, T. (2016) Species richness responses to structural or compositional habitat diversity between and within grassland patches: A multi-taxon approach. *PLoS ONE*, **11**.
- Lowrie, D.C. (1948) The Ecological Succession of Spiders of the Chicago Area Dunes. *Ecology*, **29**, 334–351.
- Ludwig, J.A. & Reynolds, J.F. (1988) *Statistical ecology: a primer on methods and computing*.

John Wiley & Sons.

- MacArthur, R.H. & MacArthur, J. (1961) On bird species diversity. *Ecology*, **42**, 594–598.
- Machado, B.R.S. (2010) Efeitos da serrapilheira e camada de raízes superficiais sobre a abundância de duas guildas de aranhas (Araneae) em um ambiente de Campinarana na Amazônia Central. *Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA*.
- Magurran, A.E. (2013) *Medindo a Diversidade Biológica*. Editora UFPR. Editora da UFPR, Curitiba.
- Martins, A.C.M., Willig, M.R., Presley, S.J. & Marinho-Filho, J. (2017) Effects of forest height and vertical complexity on abundance and biodiversity of bats in Amazonia. *Forest Ecology and Management*, **391**, 427–435.
- Mata, R.A. da & Tidon, R. (2013) The relative roles of habitat heterogeneity and disturbance in drosophilid assemblages (Diptera, Drosophilidae) in the Cerrado. *Insect Conservation and Diversity*, **6**, 663–670.
- McCoy, E.D. & Bell, S.S. (1989) *Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic*. *Population and Community Biology*.
- McCoy, E.D. & Bell, S.S. (1991) "Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic." In *Habitat Structure*. Springer Netherlands, pp. 3–27.
- Mineo, M.F., Del-Claro, K. & Brescovit, A.D. (2010) Seasonal variation of ground spiders in a Brazilian Savanna. *Zoologia (Curitiba, Impresso)*, **27**, 353–362.
- Moraes, V.D.S. (2014) *Efeitos da estrutura da vegetação na composição da assembleia de aranhas (Arachnida: Araneae) em estrato arbóreo de diferentes fitofisionomias do Cerrado*. Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília.
- Morais, H.C., Sujii, E.R., Almeida-Neto, M., De-Carvalho, P.S., Hay, J.D. & Diniz, I.R. (2011) Host plant specialization and species turnover of caterpillars among hosts in the brazilian cerrado. *Biotropica*, **43**, 467–472.
- Motta, P.C. (2014) *Aracnídeos do Cerrado*. 1st edn. Technical Books, Rio de Janeiro.
- Moura, L.N.A., Lacerda, M.P.C. & Ramos, M.L.G. (2013) Qualidade de Organossolo sob diferentes usos antrópicos em áreas de preservação permanente no Distrito Federal. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental*, 33–39.
- Mueelwa, M.I., Foord, S.H., Dippenaar-Schoeman, A.S. & Stam, E.M. (2010) Towards a Standardized and Optimized Protocol for Rapid Biodiversity Assessments: Spider Species Richness and Assemblage Composition in Two Savanna Vegetation Types. *African Zoology*, **45**, 273–290.
- Nentwig, W. (1993) *Spiders of Panama: Biogeography, Investigation, Phenology, Check List*,

Key and Bibliography of a Tropical Spider Fauna. Sandhill Crane Press, Inc., Gainesville, Florida.

- Nogueira, A. do A. & Pinto-da-Rocha, R. (2016) The effects of habitat size and quality on the orb-weaving spider guild (Arachnida: Araneae) in an Atlantic Forest fragmented landscape. *Journal of Arachnology*, **44**, 36–45.
- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. (2002) Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. In *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* (ed. by Oliveira, P.S. & Marquis, R.J.). Columbia University Press, New York, pp. 91–120.
- Oliveira, U., Brescovit, A.D. & Santos, A.J. (2017) Sampling effort and species richness assessment: a case study on Brazilian spiders. *Biodiversity and Conservation*.
- Patrick, L.B., Kershner, M.W. & Fraser, L.H. (2012) Epigeal spider responses to fertilization and plant litter: testing biodiversity theory at the ground level. *Journal of Arachnology*, **40**, 309–324.
- Peres, M.C.L., Benati, K.R., Andrade, A.R.S. de, Guimarães, M.V.A., Melo, T. da S., Brescovit, A.D., *et al.* (2014) Tree-Fall Gaps Effects on Spider (Araneae) Assemblages in an Atlantic Forest Landscape in Northeastern Brazil. *Open Journal of Animal Sciences*, **4**, 118–133.
- Peres, M.C.L., Souza-Alves, J.P., Benatti, K.R., Dias, M.A., Alves, A.O., Máximo, C.O., *et al.* (2010) Distribution of leaf litter spider (Araneae) in treefall gaps and on adjacent forest in an atlantic rainforest remnant in Bahia State, Brazil. *Biociências*, **16**, 109–115.
- Pinto-Leite, C.M., Guerrero, A.C. & Brazil, T.K. (2008) Non-random patterns of spider species composition in an Atlantic rainforest. *Journal of Arachnology*, **36**, 448–452.
- Podgaiski, L.R. & Rodrigues, G.G. (2017) Spider community responds to litter complexity: insights from a small-scale experiment in an exotic pine stand. *Iheringia. Série Zoologia*, **107**, 1–8.
- Price, P.W., Andrade, I., Pires, C., Sujii, E. & Vieira, E.M. (1995) Gradient Analysis Using Plant Modular Structure - Pattern in Plant Architecture and Insect Herbivore Utilization. *Environmental Entomology*, **24**, 497–505.
- Remsburg, A.J. & Turner, M.G. (2006) Amount, position, and age of coarse wood influence litter decomposition in postfire *Pinus contorta* stands. *Canadian Journal of Forest Research*, **36**, 2112–2123.
- Ricetti, J. & Bonaldo, A.B. (2008) Diversidade e estimativas de riqueza de aranhas em quatro fitofisionomias na Serra do Cachimbo, Pará, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, **98**, 88–

- Ricotta, C. (2003) On parametric evenness measures. *Journal of Theoretical Biology*, **222**, 189–197.
- Rinaldi, I.M.P. & Trinca, L.A. (2008) Spider assemblages in widely-separated patches of cerrado in São Paulo State, Brazil. *Acta Biológica Paranaense*, **37**, 165–180.
- Rocha, W.S. (2016) *Investigações sobre o par mimético Siderone galanthis e Callicore sorana (Lepidoptera, Nymphalidae) em áreas de cerrado sensu stricto do Brasil central.*
- Rodrigues, E.N.L. & Mendonça, M. de S. (2012) Spider guilds in the tree-shrub strata of riparian forests in southern Brazil. *Journal of Arachnology*, **40**, 39–47.
- Rodrigues, E.N.L., Mendonça, M.D.S. & Costa-Schmidt, L.E. (2014) Spider diversity responds strongly to edge effects but weakly to vegetation structure in riparian forests of Southern Brazil. *Arthropod-Plant Interactions*, **8**, 123–133.
- Rodrigues, E.N.L., Mendonça Jr., M. d. S., Rodrigues, P.E.S. & Ott, R. (2015) Diversity, composition and phenology of araneid orb-weavers (Araneae, araneidae) associated with riparian forests in southern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, **105**, 531–619.
- Rypstra, A.A.L., Carter, P.P.E., Balfour, R.R.A. & Marshall, S.S.D. (1999) Architectural features of agricultural habitats and their impact on the spider inhabitants. *Journal of Arachnology*, **27**, 371–377.
- Samu, F. (2003) Can field-scale habitat diversification enhance the biocontrol potential of spiders? *Pest Management Science*, **59**, 437–442.
- Samu, F., Lengyel, G., Szita, É., Bidló, A., Ódor, P., Va Szita, É., *et al.* (2014) The effect of forest stand characteristics on spider diversity and species composition in deciduous-coniferous mixed forests. *Journal of Arachnology*, **42**, 135–141.
- Samu, F., Sunderland, K.D. & Szinetár, C. (1999) Scale-Dependent Dispersal and Distribution Patterns of Spiders in Agricultural Systems: A Review. *Journal of Arachnology*, **27**, 325–332.
- Santana, R.C. (2015) Community structure and composition of litter spiders (Arachnida: Araneae) and influence of macro-climatic factors on Parque Ecológico Jatobá Centenário, Morrinhos, Goiás, Brazil. *Journal of Threatened Taxa*, **7**, 7612–7624.
- Schirmel, J. & Buchholz, S. (2011) Response of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) to coastal heathland succession. *Biodiversity and Conservation*, **20**, 1469–1482.
- Schuldt, A., Fahrenholz, N., Brauns, M., Migge-Kleian, S., Platner, C. & Schaefer, M. (2008) Communities of ground-living spiders in deciduous forests: Does tree species diversity

- matter? *Biodiversity and Conservation*, **17**, 1267–1284.
- Sebastian, P.A. (2009) *Spiders of India*. 1st edn. Press, Universities, Hyderabad, India.
- Sousa-Souto, L., Santos, E.D.S., Figueiredo, P.M.F.G., Santos, A.J. & Neves, F.S. (2014) Is there a bottom-up cascade on the assemblages of trees, arboreal insects and spiders in a semiarid Caatinga? *Arthropod-Plant Interactions*, **8**, 581–591.
- Souza, A.L.T. de. (2007) Influência da estrutura do habitat na abundância e diversidade de aranhas. In *Ecologia e Comportamento de Aranhas*. Interciência, Rio de Janeiro, pp. 25–43.
- Souza, A.L.T. de & Martins, R.P. (2004) Distribution of plant-dwelling spiders: Inflorescences versus vegetative branches. *Austral Ecology*, **29**, 342–349.
- Sunderland, K. & Samu, F. (2000) Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, **95**, 1–13.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielborger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., *et al.* (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, **31**, 79–92.
- Turnbull, A.L. (1973) Ecology of the True Spiders (Araneomorphae). *Annual Review of Entomology*, **18**, 305–348.
- Uetz, G.W. (1976) Gradient analysis of spider communities in a streamside forest. *Oecologia*, **22**, 373–385.
- Uetz, G.W. (1979) The influence of variation in litter habitats on spider communities. *Oecologia*, **40**, 29–42.
- Uetz, G.W. (1991) Habitat structure and spider foraging. In *Habitat Structure*. pp. 325–348.
- Uetz, G.W., Roberts, J.A., Clark, D.L., Gibson, J.S. & Gordon, S.D. (2013) Multimodal signals increase active space of communication by wolf spiders in a complex litter environment. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **67**, 1471–1782.
- UnB. (2017) Histórico da FAL [WWW Document]. URL http://www.fal.unb.br/index.php?option=com_content&view=article&id=51&Itemid=61 [accessed on 2017].
- Varjão, S.L.D.S., Benati, K.R. & Peres, M.C.L. (2010) Efeitos da variação temporal na estrutura da serrapilheira sobre a abundância de aranhas (Arachnida : Araneae) num fragmento de Mata Atlântica (Salvador , Bahia) Effects of temporal variation in the structure of leaf litter on the abundance of spiders. *Revista Biociências, UNITAU*, **16**.
- Vourlitis, G.L., Filho, N.P., Hayashi, M.M.S., Nogueira, J.D.S., Raiter, F., Hoegel, W., *et al.*

- (2004) Effects of meteorological variations on the CO₂ exchange of a Brazilian transitional tropical forest. *Ecological Applications*, **14**.
- Wagner, J.D., Toft, S. & Wise, D.H. (2003) Spatial stratification in litter depth by forest-floor spiders. *Journal of Arachnology*, **31**, 28–39.
- Wieder, K.R. & Wright, S.J. (1995) Tropical forest litter dynamics and dry irrigation on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology*, **76**, 1971–1979.
- Wise, D.H. (1993) *Spiders in ecological webs*. 1st edn. Press, Cambridge University.
- WSC. (2017) World Spider Catalog [WWW Document]. *Natural History Museum Bern*. URL <http://www.wsc.nmbe.ch/> [accessed on 2017].
- Yoshida, T., Takito, Y., Soga, M. & Hijii, N. (2013) Responses of litter invertebrate communities to litter manipulation in a Japanese conifer plantation. *Acta Oecologica*, **51**, 74–81.
- Young, O.P. & Edwards, G.B. (1990) Spiders in United States field crops and their potential effect on crop pests. *Journal of Arachnology*, **18**, 1–27.
- Zanoli, P.R. & Morato, E.F. (2015) Influência da Estrutura da Vegetação sobre a Abundância, Riqueza e Composição de Aranhas em uma Floresta Ombrófila Aberta com Bambu (*Guadua weberbaueri*) no Leste do Acre, Brasil Influence of Vegetation Structure on Abundance, Richness, and Composition. *UNOPAR Científica Ciências Biológicas e da Saúde*, **17**, 125–138.
- Zhao, Z.H., Shi, P.J., Hui, C., Ouyang, F., Ge, F. & Li, B.L. (2013) Solving the pitfalls of pitfall trapping: A two-circle method for density estimation of ground-dwelling arthropods. *Methods in Ecology and Evolution*, **4**, 865–871.
- Ziesche, T.M. & Roth, M. (2008) Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? *Forest Ecology and Management*, **255**, 738–752.