

INTENSIFICAÇÃO DO USO DO SOLO PODE AFETAR A BIODIVERSIDADE DE ARANHAS?

*The intensification of soil use can affect the spider biodiversity?*Marcio Gonçalves da Rosa^{1*}, Júlio Cesar Pires Santos², Antônio Domingos Brescovit³, Álvaro Luiz Mafra⁴, Dilmar Baretta⁵¹ Doutor em Manejo do Solo; Professor em Faculdade Empresarial de Chapecó: mgrmarcio@hotmail.com² Doutor em Solos e Nutrição de Plantas; Professor em Universidade do Estado de Santa Catarina: julio.santos@udesc.br³ Doutor em Zoologia; Pesquisador em Instituto Butantan: adbresc@terra.com.br⁴ Doutor em Solos e Nutrição de Plantas; Professor em Universidade do Estado de Santa Catarina: alvaro.mafra@udesc.br⁵ Doutor em Agronomia; Professor em Universidade do Estado de Santa Catarina: dilmar.baretta@udesc.br

*Autor para correspondência

./Artigo enviado em 23/11/2017, aceito em 28/05/2018 e publicado em 17/07/2018.

Resumo – As aranhas são, o grupo de artrópodes com maior sucesso evolutivo a fragmentação dos habitats aliado a práticas intensivas de manejo em áreas agrícolas podem levar a mudanças substanciais na estrutura da comunidade de aranhas edáficas. Neste trabalho buscamos elucidar questões sobre a biodiversidade de famílias de aranhas em um gradiente de intensificação do uso do solo utilizando dois métodos de amostragem: TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility) e armadilhas do tipo Pitfall traps. Foram capturados ao todo 410 indivíduos distribuídos em 29 famílias, 43 gêneros e 6 espécies e um gênero não identificado. As armadilhas capturaram o maior número de indivíduos no verão (199) do que no inverno (132) totalizando 331 indivíduos capturados, ao passo que o TSBF foram capturados 32 e 47 indivíduos no verão e inverno, respectivamente totalizando 79 indivíduos. Não houve diferença significativa na abundância e riqueza de aranhas em nenhum dos métodos de coleta. A Análise de Componentes Principais (ACP) demonstrou a separação dos Sistemas de Usos dos Solos e a relação de algumas famílias de aranhas com manejos específicos nos dois métodos de amostragem. O método TSBF se mostrou mais sensível para famílias de aranhas edáficas ao passo que o método Pitfall Traps é mais sensível para aranhas epigeicas. As famílias Theridiidae e Oonopidae apresentam potencial para serem indicadores de ambientes preservados uma vez que estiveram mais associadas em áreas de floresta nativa e o método Pitfall traps foi mais efetivo para as famílias Microstigmatidae e Nemesidae, deste modo, para estudos envolvendo representantes destas famílias, recomendamos que este seja um dos métodos para a captura.

Palavras-chave – Araneofauna, manejo do solo, biodiversidade edáfica

Abstract – Spiders are the group of arthropods with greater evolutionary success fragmentation of habitats combined with intensive management practices in agricultural areas can lead to substantial changes in the soil spiders community structure. In this work we elucidate questions about the biodiversity of spider families in an intensifying gradient of land use using two sampling methods: TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility) and traps type Pitfall traps. They were captured in all 410 individuals in 29 families, 43 genera and 6 species and one genus unidentified. The traps have captured the largest number of individuals in the summer (199) than in winter (132) totaling 331 individuals captured, while TSBF were captured 32 and 47 subjects in summer and winter, respectively totaling 79 individuals. There was no significant difference in the abundance and richness of spiders in any of the collection methods. The Principal Component Analysis (PCA) showed the separation of the Land Uses systems and the relationship of some families of spiders with specific managements in the two sampling methods. The TSBF method was more sensitive to families of spiders soil while Pitfall Traps method is more sensitive to epigeic spiders. The Theridiidae and oonopidae families have potential to be indicators environments preserved since been more associated with areas of native forest and Pitfall traps method was more effective for microstigmatidae and Nemesidae families, thus for studies involving representatives of these families, we recommend this is one of the methods for capture.

Keywords – soil spiders, soil management, edaphic biodiversity.

INTRODUÇÃO

As aranhas são, o grupo de artrópodes com maior sucesso evolutivo, com distribuição cosmopolita, habitam praticamente todos os tipos de ambientes. Por serem predadores ativos e comumente auxiliam de forma substancial o controle de pragas reduzindo a densidades de outros organismos que possam ser prejudiciais para as culturas em agroecossistemas, como por exemplo, áfidos (Choate and Lundgren, 2015; Mader et al., 2016).

A intensificação da agricultura é caracterizada pelo aumento crescente no nível de mecanização e utilização de pesticidas, assim como a alteração constante da composição vegetal nas áreas agrícolas e entorno (Carpio et al., 2016). De modo geral a agricultura altera as paisagens, reduzindo a complexidade dos ecossistemas terrestres e promovendo a simplificação da biodiversidade em diversas escalas (Dennis et al., 2015; Liu et al., 2015; Woodcock et al., 2013) que é certamente um dos elementos chave para a manutenção dos fluxos de energia nos ecossistemas terrestres (Auclerc et al., 2012; Kormann et al., 2015; Rodrigues and Mendonça, 2012).

O forrageamento das aranhas é baseado em outros artrópodes que habitam os mais diversos espaços, especialmente os que possuem maior diversidade florística por proporcionarem melhores condições microclimáticas, espaços para reprodução, abrigo, bem como maior possibilidades de alimentação (Battirola et al., 2010; Dennis et al., 2015; Mineo et al., 2010) por outro lado a fragmentação dos habitats aliado a práticas intensivas de manejo em áreas agrícolas podem levar a mudanças substanciais nos parâmetros físicos e químicos do solo, refletindo na produção primária e a biota indígena da área, contudo boa parcela da areneofauna catarinense ainda permanece desconhecida, devido à falta de estudos em áreas agrícolas e semi naturais como reflorestamentos.

Neste trabalho buscamos verificar como a biodiversidade de famílias de aranhas edáficas pode ser afetada pela intensificação do uso do solo na região sul catarinense utilizando dois métodos de amostragem.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado na região Sul de Santa Catarina, abrangendo sistemas de uso do solo (SUS) com crescente intensidade de intervenção antrópica, a saber: floresta nativa (FN), reflorestamento de eucalipto (RE), pastagem perene (PA), integração lavoura-pecuária (ILP) e sistema plantio direto (PD). Os locais foram selecionados de acordo com características geográficas, relevo, altitude e solo representativos, em três municípios (M): Siderópolis, Orleans e Lauro Muller, em um Argissolo Vermelho Amarelo

(EMBRAPA, 1999), maiores informações sobre o histórico de uso das áreas podem ser encontrados no Anexo 1.

A amostragem das aranhas foi realizada em grade amostral (P) de 3 x 3, com espaçamento entre cada ponto de 30 m, respeitando 20 m de bordadura. O número de total de amostras coletadas (N) foi calculado através da fórmula $N = SUS \times M \times P$, onde N é o número total de amostras, SUS é cada sistema de uso do solo em cada município; M é o número de municípios estudados e P é número de pontos amostrais por SUS. O total de pontos amostrados foi 270 pontos para cada um dos métodos (inverno + verão) em área total de 1 ha para cada um dos SUS. Os locais de amostragem em cada município foram considerados como réplicas verdadeiras dos SUS. Outras informações sobre esquema amostral, histórico e manejo do solo podem ser obtidas em BARTZ et al., (2014), ROSA et al., (2015), SOUZA et al., (2016).

A coleta das aranhas foi realizada pelos métodos de Tropical Soil Biology and Fertility em monólitos de solo (ANDERSON & INGRAM, 1993) e armadilhas de solo (Pitfall traps), conforme metodologia descrita por BARETTA et al., (2007), no inverno de 2011, nos meses de junho, julho, e no verão, nos meses de dezembro de 2011 e janeiro de 2012. Nestas épocas de coleta as condições de temperatura e precipitação foram representativas do ambiente regional (SANTA CATARINA, 1986).

A área de amostragem do monólito em cada ponto foi de 25 x 25 cm, escavando o solo a 20 cm de profundidade. O solo coletado foi acondicionado em sacos plásticos e levados ao laboratório onde ocorreu triagem manual, com o auxílio de iluminação artificial. As armadilhas de solo (Pitfall traps) com 8 cm de diâmetro foram instaladas com a borda superior ao nível da superfície, a aproximadamente 30cm dos pontos de coleta dos monólitos e deixadas a campo por três dias. Decorrido o tempo, foram recolhidas, levadas ao laboratório onde os organismos coletados foram separados com auxílio de peneiras de 0,125 mm. Todos os organismos encontrados foram fixados em álcool 80% e identificados em nível de família, gênero ou espécie quando possível, no Instituto Butantan. Todo o material está depositado na coleção de aracnídeos do Laboratório de Artrópodes do Instituto Butantan (A.D. Brescovit, curador).

Ao redor de cada um dos pontos de coleta dos monólitos em cada SUS e município foram coletadas 15 amostras de solo na camada de 0 a 20 cm, que foram homogeneizadas para formar uma amostra composta. As análises de carbono (C), nitrogênio (N), enxofre (S) e hidrogênio (H) foram realizadas pelo método de combustão total no equipamento Elementar Vario EL Cube ® com sensibilidade de 99%.

Os atributos químicos do solo foram analisados conforme TEDESCO et al. (1995), com

determinação de pH em água, acidez potencial (índice SMP), P, K, MO, Al³⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, H+Al e CTC a pH 7,0. Amostras com estrutura preservada de solo foram coletadas ao lado de cada monólito. Uma porção de torrões foi utilizada para determinar a estabilidade de agregados, de acordo com o método de peneiramento úmido de KEMPER & CHEPIL (1965). Anéis volumétricos retirados nesses pontos foram utilizados para determinar a densidade do solo (Ds), o volume de bioporos (Bio), a microporosidade (Micro), a macroporosidade (Macro) e a porosidade total (PT), determinados como descritos em EMBRAPA (1997). A resistência à penetração (RP) foi medida com penetrômetro de bancada Marconi®, modelo MA-933, na porção central das amostras de solo contidas nos anéis volumétricos, com umidade estável na tensão de 6 kPa.

A abundância total das famílias de aranhas foi utilizada para a obtenção do comprimento de gradiente (DCA), conforme proposto por TER BRAAK & SMILAUER (1998). Como o comprimento do gradiente foi ≤ 3 a comparação da abundância das famílias de aranhas (variáveis resposta) e os SUS se deu pela Análise de Componentes Principais (ACP) para cada um dos métodos de amostragem. Os atributos físicos e químicos do solo foram considerados variáveis ambientais explicativas, onde, os parâmetros colineares e os não significativos ($p \leq 0,05$) foram removidos do modelo estatístico utilizando o software CANOCO (TER BRAAK & SMILAUER, 1998).

O índice de Shannon Wiener (H') foi calculado a fim de verificar como as pressões ambientais (intensificação de uso do solo) poderiam interferir na distribuição das famílias de aranhas, sendo calculados conforme proposto por ODUM (1988). Os valores de H' foram comparados ponto a ponto ($[N/5 = 27]$) pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade pelo

programa estatístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificados ao todo 410 indivíduos, sendo 79 pelo método TSBF e 331 pelo método das armadilhas de solo (Pitfall traps) independente da época de amostragem. Considerando a sazonalidade nos métodos, para TSBF o número de aranhas capturadas foi menor (47 no inverno e 32 no verão), em comparação com as armadilhas (132 no inverno e 196 no verão). A diversidade de Shannon (H') e a riqueza de famílias não seguiram um padrão linear conforme o gradiente de intensificação de uso do solo. Os sistemas de FN apresentaram indiscutivelmente o maior número de famílias, independente dos métodos e épocas de amostragens, sendo que para o inverno encontramos 6 táxons para armadilhas e TSBF. Durante o verão o número de táxons para o método foi relativamente maior, 13 famílias ao passo que para TSBF na mesma época encontrou-se apenas 4 famílias (Tabela 1).

Observou-se dependência das famílias de aranhas pelos sistemas de uso do solo amostrados. Para o método TSBF a Análise de Componentes Principais (ACP) explicou 64% da variação dos dados no inverno, sendo a componente principal 1 (CP1) por 44,6% e a componente principal 2 (CP2) responsável por 19,4% (Figuras 1A e 1B). Durante o verão a variabilidade total dos dados foi de 68,3%, destes, 57,6% foi explicado pela CP1 e 10,7% pela CP2. Para as armadilhas de solo (Pitfall traps) a CP1 explicou 23,4% e a CP2 14,7% totalizando, 38,1% da variabilidade total no inverno, ao passo que no verão a CP1 foi de 31,5% e a CP2 24,2% perfazendo 55,7% da variabilidade nesta época de amostragem (Figuras 2A e 2B).

Tabela 1. Família, gênero ou espécie de aranhas (número de indivíduos coletados) e índice de Shannon-Wiener (H') em floresta nativa (FN), reflorestamento de eucalipto (RE), pastagem perene (PA), integração lavoura-pecuária (ILP) e plantio direto (PD) no inverno e verão usando método TSBF e armadilhas de solo (Pitfall traps) na região Sul do Estado de Santa Catarina

Famílias/Gênero/Espécie	TSBF										Armadilhas de solo (Pitfall traps)									
	Inverno					Verão					Inverno					Verão				
	FN	ILP	PA	PD	RE	FN	ILP	PA	PD	RE	FN	ILP	PA	PD	RE	FN	ILP	PA	PD	RE
Amaurobiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N.I. Sp.1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gen.? Sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	9
<i>Ciniflora</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
Amphinectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anapidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anapis</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Araneidae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alpaida</i> sp.1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anyphaenidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aysba</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Barychelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Barychelidae</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caponiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corinnidae	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cosmetidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ctenidae	0	0	0	0	0	9	0	2	1	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Isocetus</i> sp.1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gnaphosidae	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apopyllus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eilica</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Zimironus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Hahniidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Linyphidae	1	2	13	5	6	9	2	0	6	8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Agyneta</i> sp.1	1	3	2	0	2	0	1	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Agyneta</i> sp.2	0	3	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erigone</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	3	3	13	0	0	2	2	2	0	0	1	2	1	0
<i>Erigone</i> sp.2	0	14	2	11	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mermessus</i> sp.1	0	6	0	3	0	0	3	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Meioneta</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Moyosi</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Laminacauda</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linyphiidae</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linyphiidae</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neomaso</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ostearius</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spherozetone novaetentoniae</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Lycosidae	3	4	1	4	4	3	12	7	7	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Allocosa</i> sp.1	0	2	0	4	0	0	7	0	9	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Allocosa</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hogna</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lobizon humilis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	
<i>Schizocosa</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	1	
<i>Trochosa</i> sp.1	0	0	1	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Trochosa</i> sp.2	0	1	0	0	0	0	4	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Microstigmatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Xenonemesia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	4	0	0	0	0	
Miturgidae	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Odo</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Mysmenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Microdipoena</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Nemesiidae	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Xenonemesia</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Stenoterommata palmar</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	
Nesticidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Nesticela</i> sp.1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Nesticela</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0	
Ochyrocerathidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ochyrocera</i> sp.1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oonopidae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Neocyphinus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oxyopidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Pholcidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Prodidomidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gen.1</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Salticidae	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Mopiopia</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Scytodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Tetragnathidae	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Glenognatha australis</i>	0	5	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Theraphosidae	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Theridiidae	3	1	2	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Coleosoma floridanum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cryptachaea</i> sp.1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Dipoena pumicata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Euryopis</i> sp.1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Guaraniella</i> sp.1	0	0	0	0	5	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Syopsis sellis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Thymoites</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Zodariidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Total de Indivíduos	13	43	24	32	20	46	38	27	50	38	12	18	9	3	5	10	4	4	3	11

Índice de Shannon-Wiener	1,6	1,2	0,7	0,6	0,0	1,2	0,7	0,7	1,1	0,6	1,7	1,0	1,0	1,1	1,5	2,2	0,7	1,3	1,2	2,0
Riqueza Total	7a	12a	8a	9a	7a	19a	10a	13a	14a	17a	8a	7a	5a	2a	2a	6a	3a	2a	3a	3a

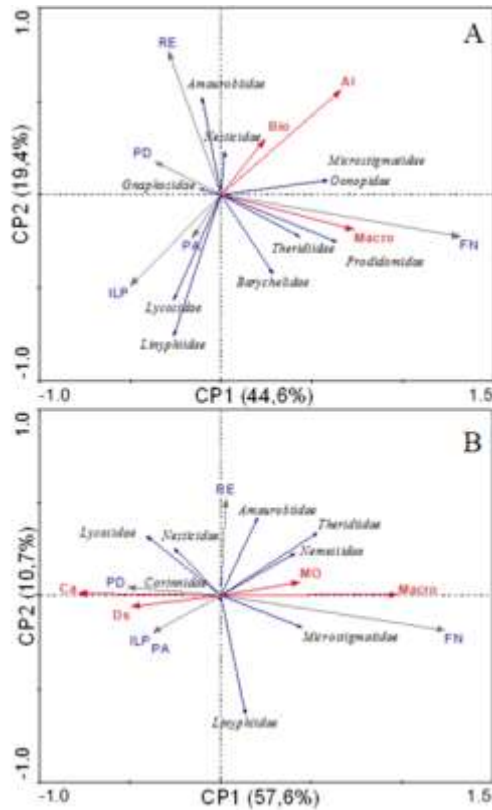


Figura 1 – Relação entre a Componente Principal 1 (CP 1) e 2 (CP 2) da Análise de Componentes Principais (ACP) no inverno (A) e verão (B) de para as famílias de aranhas (em itálico) e as variáveis ambientais utilizadas como explicativas (em vermelho), na região Sul do Estado de Santa Catarina (n = 135) através do método Tropical Soil Biology and Fertility (TSBF). Abreviações: floresta nativa: FN; reflorestamento de eucalipto: RE; Pastagem perene PA; integração lavoura-pecuária: ILP; plantio direto: PD; cálcio: Ca; densidade do solo: Ds; matéria orgânica do solo: MO; macroporosidade: Macro; Bio: bioporos; Al: alumínio trocável

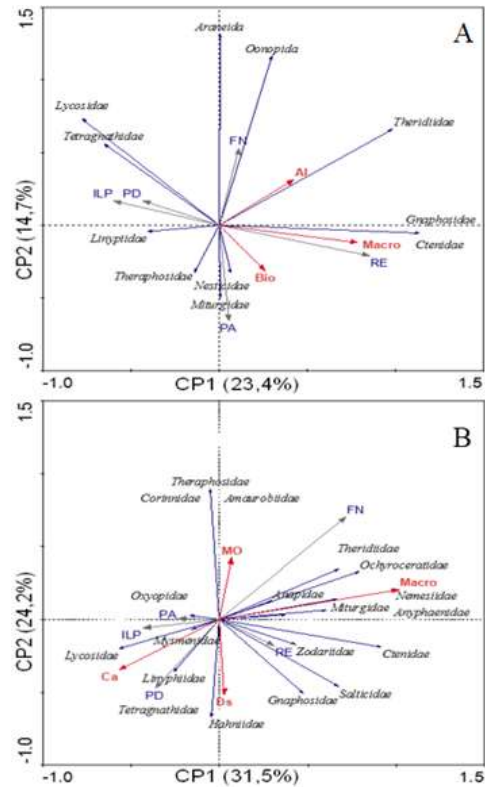


Figura 2 - Relação entre a Componente Principal 1 (CP 1) e 2 (CP 2) da Análise de Componentes Principais (ACP) no inverno (A) e verão (B) de para as famílias de aranhas (em itálico) encontradas e as variáveis ambientais utilizadas como explicativas (em vermelho), na região Sul do Estado de Santa Catarina (n = 135) através do método de armadilhas de solo (Pitfall traps). Abreviações: floresta nativa: FN; reflorestamento de eucalipto: RE; Pastagem perene: PA; integração lavoura-pecuária: ILP; plantio direto: PD; cálcio: Ca; densidade do solo: Ds; matéria orgânica do solo: MO; macroporosidade: Macro.

As coletas de inverno com o método TSBF revelaram relação direta entre as famílias Microstigmatidae, Oonopidae, Theridiidae, Prodidomidae, Barychelidae fortemente associadas a floresta nativa (FN). Já as famílias Amaurobiidae, Nesticidae relacionaram-se com reflorestamento de eucalipto (RE) enquanto Gnaphosidae com plantio direto (PD). As famílias Lycosidae, Linyphiidae ficaram mais associadas os sistemas integração lavoura-pecuária (ILP) e pastagem perene (PA) (Figura 1A). Pelo método de armadilhas de solo (Pitfall traps) (Figura 2A) na mesma época FN condicionou a presença de Araneidae, Oonopidae, Theridiidae, em RE relacionaram-se as famílias

Ctenidae e Gnaphosidae, em PD e ILP Lycosidae, Tetragnathidae e Linyphiidae e em PA as famílias Miturgidae, Nesticidae e Theraphosidae estiveram mais associadas.

Nas amostragens de verão com o método TSBF verificamos a relação de FN Microstigmatidae, Nemesiidae, Theridiidae e Linyphiidae, em RE observou-se associação de Amaurobiidae e Lycosidae. Por outro lado, nos sistemas ILP, PA e PD as famílias que estiveram fortemente associadas foram Corinnidae e Nesticidae (Figura 1B). Nas armadilhas de solo (Pitfall traps), durante o verão na FN as famílias que apresentaram forte associação foram

Corinnidae, Theraphosidae, Amaurobiidae, Theridiidae, Ochyroceratidae, Anapidae, Nemesiidae e Miturgidae e no RE as famílias relacionadas foram Anyphaenidae, Zodaridae, Ctenidae, Salticidae e Gnaphosidae foram mais abundantes, enquanto nos SUS PA, PD e ILP as famílias mais abundantes foram Tetragnathidae, Linyphiidae, Mysmenidae, Lycosidae e Oxyopidae (Figura 2B).

A abundância encontrada de aranhas (Tabela 5.1) evidencia que são organismos bem adaptados a uma infinidade de ambientes e, apesar de serem distribuídas nas paisagens de forma aleatória, foi encontrado baixo número de indivíduos quando comparado a demais estudos envolvendo aranhas. Por exemplo CARPIO et al., (2016) encontraram em 12 áreas de produção de uva na Itália, 1204 indivíduos utilizando o método de armadilhas de solo. (Pitfall traps) BARETTA et al., (2007) estudaram espécies de aranhas em áreas de araucária impactadas pelo fogo e encontraram densidades, de 148 indivíduos pelo método de armadilhas de solo (Pitfall traps). Estudos envolvendo aranhas ainda são prioritários no sentido de conservar a araneofauna, especialmente na região Sul do Estado de Santa Catarina, que não conta ainda com levantamento abrangente desses organismos edáficos.

A diversidade maior nas áreas de floresta nativa (FN) está associada à estruturação do solo, especialmente macroporosidade (Macro) e complexidade florística, essas características conferem maior estabilidade, tornando um ambiente diverso em vários sentidos, quer seja do ponto de vista vegetal, como para a fauna do solo, o que ocasiona maiores possibilidades de exploração dos nichos tróficos pelas comunidades de aranhas.

Os altos teores de matéria orgânica do solo (MO) refletem que a complexidade vegetal intrínseca da FN, favorece uma infinidade de relações ecológicas, especialmente relacionadas aos fluxos de energia dentro dos ecossistemas (ODUM, 1988), além do papel da fauna edáfica no ciclo do carbono e nas interações entre os diversos grupos edáficos em distintas escalas influenciaram a dinâmica do carbono no solo (MORRIËN et al., 2017).

Além da MO exercer papel essencial em diversos processos que ocorrem no solo, este componente também contribui para atributos físicos do solo (SLESÁK et al., 2017), o que influencia aspectos importantes para as comunidades de aranhas edáficas, como a macroporosidade (Macro), que regula propriedades hidráulicas do solo (GAO et al., 2017; YANG et al., 2017).

A dependência das famílias de aranhas edáficas está relacionada à exploração dos nichos tróficos existentes nos ecossistemas, deste modo, supõe-se que em locais onde há maior MO pode-se esperar maior diversidade de organismos edáficos, especialmente os detritívoros, que são potenciais presas das aranhas que ali vivem. Alguns autores já demonstraram a dependência das famílias de aranhas com organismos de níveis tróficos inferiores, como os consumidores primários, principalmente aqueles ligados à fragmentação da serapilheira (OELBERMANN & SCHEU,

2002; BRASCHLER & BAUR, 2016; GONZÁLEZ-CHANG et al., 2016)

As áreas de FN apresentaram altos teores de matéria orgânica (MO) e macroporosidade (Macro) (Figuras 1A, 1B, 2A e 2B), sugerindo que esses dois atributos sejam os principais fatores que favorecem a ocorrência de aranhas das famílias Theridiidae, Prodidomidae, Barychelidae, Oonopidae, Microstigmatidae, Nemesiidae, Linyphiidae, Araneidae, Anapidae, Ochyroceratidae e Miturgidae, independentemente da época e método de amostragem, representando uma fatia considerável ($\pm 40\%$) das famílias encontradas (Tabela 5.1).

Oonopidae é uma família de aranhas que é dependente da serapilheira no solo assim como o microclima associado à área onde explora os recursos para seu desenvolvimento (CHURCHIL, 1997). A associação desta família em áreas de floresta já foi reportada brevemente nos estudos realizados por BATTIROLA et al., (2010) e DIAS et al., (2005) ao estudarem aranhas como indicadores biológicos em agroecossistemas no Brasil.

A família Theridiidae também foi considerada uma indicadora eficaz de áreas preservadas conforme estudado por MALUMBRES-OLARTE et al., (2013). No entanto estes autores, chamam a atenção que essa família pode não ser considerada uma indicadora global, embora nossos dados apresentem uma forte relação com FN. Assim, acredita-se que para ecossistemas subtropicais essa tendência se repita, especialmente pelo fato desta família ser dependente da complexidade florística (DIAS et al., 2009; GERLACH et al., 2013).

Barychelidae e Prodidomidae estiveram associadas à FN, e são famílias cujo conhecimento de seus hábitos ou mesmo de seu mecanismo de sobrevivência nos ambientes naturais são praticamente inexistentes. BARETTA et al., (2007) reportaram a existência da família Prodidomidae em áreas de araucária, entretanto, coletadas através de armadilhas, contrapondo nossos achados (Figura 1A). No entanto, os mesmos autores pontuam que a eficiência do método de coleta pode ser sensível para algumas famílias, mas essa sensibilidade pode ser inferior para outras.

A presença de algumas famílias em épocas distintas foi evidenciada em nosso estudo e reforçada pelos achados de INDICATTI et al., (2005) e PREZZI INDICATTI et al., (2008) que reportaram a alta presença de Microstigmatidae e Nemesiidae durante o verão, período este, utilizado pelos representantes desta família para reprodução. Assim, além da associação específica entre o SUS, ocorre a dependência direta do clima nos estágios de reprodução destas famílias, tornando-as mais ativas no verão.

Outro ponto a ressaltar sobre as famílias Microstigmatidae e Nemesiidae é que estas não foram capturadas pelo método de armadilhas, ocorrendo somente nas coletas realizadas com monólitos. Assim, a combinação dos dois métodos de amostragem é fortemente recomendada, buscando ampliar as possibilidades de captura de indivíduos para avaliação da biodiversidade de aranhas.

As famílias Lycosidae, Linyphiidae, Oxyopidae e Tetragnathidae foram encontradas em SUS com alto nível de intervenção antrópica (ILP, PD e PA) (Figuras 1A, 1B, 2A, e 2B). Ressalta-se que as duas últimas (Oxyopidae e Tetragnathidae) já foram denominadas como aranhas sinantrópicas por BRAZIL & ALMEIDA-SILVA, (2005) por serem encontradas em áreas urbanas em Salvador, no estado da Bahia.

O sinantropismo é denominado como alta capacidade de um organismo se adaptar às condições de antropização, de modo que algumas destas três famílias podem num futuro não muito distante serem indicadoras de ambientes com alto nível de antropização, uma vez que para nosso conjunto de dados, estas famílias se fizeram presentes em SUS com nível de estresse ecológico bastante elevado, com pisoteio animal (ILP e PA), redução da diversidade florística e aplicação agroquímicos (ILP e PD), denotando alta capacidade de forrageamento destas famílias.

O estresse ecológico da aplicação de agroquímicos também foi reportado por NIEDOBOVÁ et al., (2016) ao avaliarem os efeitos subletais de surfactantes presentes em três classes de agroquímicos sobre a capacidade de predação de *Steatoda capensis* (Theridiidae). Adicionalmente, VENTURINO et al, (2008), demonstraram através de simulações numéricas os efeitos deletérios da aplicação de pesticidas nas populações de aranhas em locais de produção de uva na Itália.

A conservação da fauna edáfica em áreas agrícolas é sem dúvida uma necessidade urgente, especialmente em táxons negligenciados como aranhas. Estes organismos exercem papel fundamental no controle biológico de pragas, além de serem indicadores de alterações secundárias na estrutura da comunidade da fauna do solo (LEROY et al, 2014, 2013; OLIVEIRA et al, 2016; POLCHANINOVA et al, 2016; SCOTT et al, 2006; TÖRÖK et al, 2016).

A associação das famílias de aranhas a determinadas plantas foi reportada por AMARAL et al., (2013) quando pesquisaram a estrutura da comunidade de aranhas em locais de produção de pimenta em Piranga (Minas Gerais, Brasil), estes autores concluíram que existe uma correlação bastante estreita entre determinadas espécies vegetais e determinadas famílias de aranhas. Essa relação pode orientar práticas de manejo para o controle biológico de pragas, principalmente em áreas de produção agrícola, onde a introdução de determinadas variedades pode favorecer a comunidade de aranhas, permitindo que o controle biológico de pragas seja mais eficiente.

A ausência de relação direta no presente estudo, dos atributos físicos e químicos não num gradiente direto (análise de redundância) e sim num gradiente indireto “a posteriori”, na ACP como variáveis ambientais explicativas foram determinantes para explicar uma gama de relações de interdependência entre solo, planta e animal. Essa tríade é necessária auxiliarem na explicação de um conjunto de fatores (bióticos e abióticos) que atuam como filtro para as comunidades da fauna edáfica, especialmente de aranhas.

CONCLUSÕES

Os sistemas de uso e manejo do solo condicionam a estrutura da comunidade de famílias de aranhas sendo os ambientes mais preservados responsáveis pela maior diversidade.

As famílias Theridiidae e Oonopidae apresentam maior sensibilidade às modificações causadas pelo manejo e, portanto, tem potencial para serem indicadoras de ambientes preservados, uma vez que ficaram mais associadas a floresta nativa.

As famílias Lycosidae, Linyphiidae, Oxyopidae e Tetragnathidae são famílias mais bem adaptadas a ambientes com maior nível de intervenção antrópica e portanto, são potenciais indicadoras de locais impactados em alguma escala, como áreas agrícolas por exemplo.

REFERÊNCIAS

- AMARAL, D. S. S. L. et al. Non-crop vegetation associated with chili pepper agroecosystems promote the abundance and survival of aphid predators. *Biological Control*, v. 64, n. 3, p. 338–346, 2013.
- AUCLERC, A. et al. Changes in soil macroinvertebrate communities following liming of acidified forested catchments in the Vosges Mountains (North-eastern France). *Ecological Engineering*, v. 42, p. 260–269, 2012.
- BARETTA, D. et al. Efeito do cultivo do solo sobre a diversidade da fauna edáfica no planalto sul catarinense. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, v. 5, n. 2, p. 108–117, 2007.
- BARTZ, M. L. C. et al. Earthworm richness in land-use systems in Santa Catarina, Brazil. *Applied Soil Ecology*, v. 83, p. 59–70, 2014.
- BARETTA, D. et al. Trap and soil monolith sampled edaphic spiders (arachnida: araneae) in *Araucaria angustifolia* forest. *Scientia Agricola*, v. 64, n. 4, p. 375–383, 2007.
- BATTIROLA, L. D. et al. Comunidade edáfica de Araneae (Arthropoda, Arachnida) em uma floresta sazonalmente inundável na região Norte do Pantanal de Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 2, p. 0–0, 2010.
- BRASCHLER, B.; BAUR, B. Diverse Effects of a Seven-Year Experimental Grassland Fragmentation on Major Invertebrate Groups. *PlosOne*, 2016.
- BRAZIL, T.; ALMEIDA-SILVA, L. Aranhas sinantrópicas em três bairros da cidade de Salvador, Bahia, Brasil (Arachnida, Araneae). *Urban Ecosystems*, v. 5, p. 1–7, 2005.

- CARPIO, A. J. et al. Land use and biodiversity patterns of the herpetofauna: The role of olive groves. *Acta Oecologica*, v. 70, p. 103–111, 2016.
- CHOATE, B. A.; LUNDGREN, J. G. Invertebrate communities in spring wheat and the identification of cereal aphid predators through molecular gut content analysis. *Crop Protection*, v. 77, p. 110–118, 2015.
- COYLE, D. R. et al. Soil fauna responses to natural disturbances, invasive species, and global climate change: Current state of the science and a call to action. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 110, p. 116–133, 2017.
- ROSA, M. G. et al. Macrofauna edáfica e atributos físicos e químicos em sistemas de uso do solo no planalto catarinense. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, v. 39, n. 6, p. 1544–1553, 2015.
- DENNIS, P. et al. The response of spider (Araneae) assemblages to structural heterogeneity and prey abundance in sub-montane vegetation modified by conservation grazing. *Global Ecology and Conservation*, v. 3, p. 715–728, 2015.
- DIAS, M. D. F. D. R.; BRESCOVIT, A. D. A. D.; MENEZES, M. DE. Aranhas de solo (Arachnida: Araneae) em diferentes fragmentos florestais no sul da Bahia, Brasil. *Biota Neotropica*, v. 5, n. 1a, p. 141–150, 2005.
- DIAS, S. C. et al. Refining the establishment of guilds in Neotropical spiders (Arachnida: Araneae). *Journal of Natural History*, v. 44, n. February 2015, p. 219–239, 2009.
- GAO, X. et al. Effect of environmental exposure on charcoal density and porosity in a boreal forest. *Science of The Total Environment*, v. 592, p. 316–325, ago. 2017.
- GERLACH, J.; SAMWAYS, M.; PRYKE, J. Terrestrial invertebrates as bioindicators: An overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*, v. 17, n. 4, p. 831–850, 2013.
- GONZÁLEZ-CHANG, M. et al. Food webs and biological control: A review of molecular tools used to reveal trophic interactions in agricultural systems. *Food Webs*, v. 9, p. 4–11, dez. 2016.
- HADDAD, C. R. et al. Seasonal population dynamics of a specialized termite-eating spider (Araneae: Ammoxenidae) and its prey (Isoptera: Hodotermitidae). *Pedobiologia*, v. 59, n. 3, p. 105–110, 2016.
- INDICATTI, R. P. et al. Diversidade de Aranhas (Arachnida, Araneae) de solo na bacia do Reservatório do Guarapiranga, São Paulo, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, v. 5(n1a), n. 1, <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN011051a2005>, p. 1–12, 2005.
- KORMANN, U. et al. Local and landscape management drive trait-mediated biodiversity of nine taxa on small grassland fragments. *Diversity and Distributions*, v. 21, n. 10, p. 1204–1217, 2015.
- LECQ, S. et al. Importance of ground refuges for the biodiversity in agricultural hedgerows. *Ecological Indicators*, v. 72, p. 615–626, 2017.
- LEROY, B. et al. First assessment of effects of global change on threatened spiders: Potential impacts on *Dolomedes plantarius* (Clerck) and its conservation plans. *Biological Conservation*, v. 161, p. 155–163, maio 2013.
- LEROY, B.; LE VIOL, I.; PÉTILLON, J. Complementarity of rarity, specialisation and functional diversity metrics to assess community responses to environmental changes, using an example of spider communities in salt marshes. *Ecological Indicators*, v. 46, p. 351–357, 2014.
- LIU, S. et al. Spider foraging strategy affects trophic cascades under natural and drought conditions. *Scientific reports*, v. 5, p. 12396, 2015.
- LIU, S. et al. Effects of Seasonal and Perennial Grazing on Soil Fauna Community and Microbial Biomass Carbon in the Subalpine Meadows of Yunnan, Southwest China. *Pedosphere*, v. 27, n. 2, p. 371–379, 2017.
- MADER, V. et al. Land use at different spatial scales alters the functional role of web-building spiders in arthropod food webs. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 219, p. 152–162, 2016.
- MALUMBRES-OLARTE, J. et al. Habitat specificity, Dispersal and burning season: Recovery indicators in New Zealand native grassland communities. *Biological Conservation*, v. 160, p. 140–149, 2013.
- MAQSOOD, I. et al. Abundance and Fluctuation in Spider Diversity in Citrus Fruits from Located in Vicinity of Faisalabad Pakistan. *Journal of Northeast Agricultural University (English Edition)*, v. 23, n. 2, p. 59–64, jun. 2016.
- MINEO, M. F.; DEL-CLARO, K.; BRESCOVIT, A. D. Seasonal variation of ground spiders in a Brazilian Savanna. *Zoologia (Curitiba, Impresso)*, v. 27, n. 3, p. 353–362, 2010.
- MORRIËN, E. et al. Soil networks become more connected and take up more carbon as nature restoration progresses. *Nature Communications*, v. 8, p. 14349, 8 fev. 2017.
- NIEDOBOVÁ, J.; HULA, V.; MICHALKO, R. Sublethal effect of agronomical surfactants on the spider *Pardosa agrestis*. *Environmental Pollution*, v. 213, p. 84–89, jun. 2016.
- OELBERMANN, K.; SCHEU, S. Stable isotope enrichment ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) in a generalist predator (*Pardosa lugubris*, Araneae: Lycosidae): effects of prey quality. *Oecologia*, v. 130, n. 3, p. 337–344, 1 fev. 2002.
- OLIVEIRA, G. F. et al. Are conservation units in the Caatinga biome, Brazil, efficient in the protection of biodiversity? An analysis based on the drosophilid fauna.

Journal for Nature Conservation, v. 34, p. 145–150, dez. 2016.

PICCHI, M. S. et al. Effects of local and landscape factors on spiders and olive fruit flies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 222, p. 138–147, 2016.

POLCHANINOVA, N. et al. The impact of cattle grazing on cursorial spiders (Aranei) and true bugs (Heteroptera) in steppe gullies of northeastern Ukraine. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 234, p. 65–71, out. 2016.

PREZZI INDICATTI, R. et al. Litter dwelling mygalomorph spiders (Araneae: Microstigmatidae, Nemesiidae) from Araucaria forests in southern Brazil, with the description of five new species. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 25, n. 3, p. 529–546, 2008.

RODRIGUES, E. N. L.; MENDONÇA, M. S. Spider guilds in the tree-shrub strata of riparian forests in southern Brazil. *Journal of Arachnology*, v. 40, n. 1, p. 39–47, 2012.

SCOTT, A. G.; OXFORD, G. S.; SELDEN, P. A. Epigeic spiders as ecological indicators of conservation value for peat bogs. *Biological Conservation*, v. 127, n. 4, p. 420–428, fev. 2006.

SLESÁK, R. A. et al. Changes in soil physical and chemical properties following organic matter removal and compaction: 20-year response of the aspen Lake-States Long Term Soil Productivity installations. *Forest Ecology and Management*, v. 392, p. 68–77, maio 2017.

SOUZA, S. T. DE et al. Abundance and Diversity of Soil Macrofauna in Native Forest, Eucalyptus Plantations, Perennial Pasture, Integrated Crop-Livestock, and No-Tillage Cropping. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 40, p. 1–14, 2016.

TÖRÖK, P. et al. Managing for species composition or diversity? Pastoral and free grazing systems in alkali steppes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 234, p. 23–30, out. 2016.

VENTURINO, E. et al. Biological controls of intensive agroecosystems: Wanderer spiders in the Langa Astigiana. *Ecological Complexity*, v. 5, n. 2, p. 157–164, jun. 2008.

WOODCOCK, B. A. et al. Enhancing beetle and spider communities in agricultural grasslands: The roles of seed addition and habitat management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 167, p. 79–85, 2013.

YANG, Z.; NOLTE, S.; WU, J. Tidal flooding diminishes the effects of livestock grazing on soil micro-food webs in a coastal saltmarsh. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 236, p. 177–186, jan. 2017.