

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

Joice Aline Freiberg

**EFEITO DA INTENSIDADE DE PASTEJO NA ESTRUTURA DA
COMUNIDADE DE ARANHAS DO SOLO**

**Santa Maria, RS
2017**

PPGCS/UFSM, RS

FREIBERG, Joice Aline

Mestre, 2017

Joice Aline Freiberg

**EFEITO DA INTENSIDADE DE PASTEJO NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE
DE ARANHAS DO SOLO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), área de concentração Organismos do Solo e Insumos Biológicos à Agricultura, como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Ciência do Solo.**

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Josemar Seminoti Jacques

Santa Maria, RS
2017

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Freiberg, Joice Aline
Efeito da intensidade de pastejo na estrutura da comunidade de aranhas do solo / Joice Aline Freiberg.- 2017.
71 f. ; 30 cm

Orientador: Rodrigo Josemar Seminoti Jacques
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, RS, 2017

1. Araneae 2. Fauna do solo 3. Intensificação sustentável 4. Sistema Integrado de Produção Agropecuária
I. Josemar Seminoti Jacques, Rodrigo II. Título.

© 2017

Todos os direitos autorais reservados a Joice Aline Freiberg. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

E-mail: joice.freiberg@hotmail.com

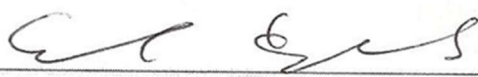
Joice Aline Freiberg

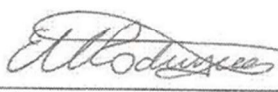
**EFEITO DA INTENSIDADE DE PASTEJO NA ESTRUTURA DA
COMUNIDADE DE ARANHAS DO SOLO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), área de concentração Organismos do Solo e Insumos Biológicos à Agricultura, como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Ciência do Solo**.

Aprovada em 20 de julho de 2017:


Rodrigo Josemar Seminoti Jacques, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)


Cristian de Sales Dambros, Dr. (UFSM)


Everton Nei Lopes Rodrigues, Dr. (UNISINOS)
videoconferência

Santa Maria, RS
2017

DEDICATÓRIA

*À minha preciosa e amada família.
Ao meu pai Alindo, minha mãe Nelcinda e minha irmã Janaína.*

Dedico!

AGRADECIMENTOS

Àquele que me fortalece e transforma! Que ilumina meus passos e me faz crer na conquista de meus sonhos.

Ao meu professor orientador Rodrigo Josemar Seminoti Jacques. Pelos conselhos, por todo conhecimento e paciência. Gratidão por todo o apoio e confiança.

À querida professora Zaida, sempre disposta a auxiliar e nos engrandecer com seus ensinamentos.

À minha família. Ao meu pai, exemplo de bondade e dedicação, agradeço de forma especial a um de seus singelos ensinamentos: Amar aquilo que se faz! À minha mãe, mulher guerreira e companheira. Obrigada aos meus pais por me instruírem com valores e por todo amor, carinho e educação dedicados. Amo vocês! Agradeço também à minha irmã, minha eterna companheira que nos presenteaste com a pequena e doce Alais.

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo por oportunizar a construção de conhecimentos científicos e éticos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela concessão da bolsa para realização desta pesquisa.

Ao Laboratório de Biologia do Solo. Aos colegas de pós-graduação: Ângela Neufeld, Valéria Ortaça Portela, Natielo Almeida Santana, Hazael Soranzo Almeida, Marcelo Sulzbacher, Juliane Schmitt, Edicarla Trentin, Caroline Borges Bevilacqua, Cristiane dos Reis, Máisa Didoné Wohlenberg, Mariana Fernalda Dossin, Mirian Barbieri, Daiana Baldoni Bortoluzzi, Fernanda Cantoni e Joane Cella Turcatto. Aos bolsistas do laboratório: Daiane Dalla Nora, Willian Braga dos Santos, Anderson Moro, Nariane de Andrade, Valdemir Bittencourt, Caroline Rabuscke, Guilherme Padilha e Reyllis Kiefer Unfer. Obrigada pelos momentos de convivência e saberes compartilhados.

Ao Luiz Felipe Diaz de Carvalho pelo trabalho realizado na georreferenciamento dos pontos de coleta no experimento.

Ao Grupo de Pesquisa em Sistema Integrado de Produção Agropecuária, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pelo empenho e persistência na condução de um experimento de longa duração que permitiu a realização deste trabalho, especialmente aos professores Ibanor Anghinoni e Paulo César Faccio de Carvalho.

À professora Leocádia Indrusiak pela paciência e atenção no auxílio de minhas primeiras determinações “aracnológicas”.

Ao Laboratório de Aracnologia do Museu de Ciências Naturais da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. Agradeço de forma especial ao Dr. Arno Antonio Lise, pesquisador de grande conhecimento e humildade. Ao pós-graduando Miguel Machado. Ao professor Renato Augusto Teixeira pela supervisão na identificação das famílias e espécies de aranhas e por todo conhecimento humano e científico compartilhados. Agradeço pela receptividade, afetividade e confiança ao disponibilizar o laboratório, equipamentos e bibliografia para realização das determinações.

Ao professor Everton Nei Lopes Rodrigues, da Universidade do Vale do Rio dos Sinos, por toda a sua atenção e disponibilidade na determinação das espécies das famílias Linyphiidae, Theridiidae e Araneidae.

Ao professor Cristian de Sales Dambros por todo o auxílio na realização das análises estatísticas. Sou muita grata à sua disponibilidade e à imensa atenção e paciência que dedicaste em seus ensinamentos.

A todos os professores, funcionários e alunos do Departamento de Solos. De maneira especial aos professores Celso Aita, Sandro José Giacomini, Ricardo Bergamo Schenato, Danilo Rheinheimer dos Santos, Fabrício de Araújo Pedron e Ricardo Simão Diniz Dalmolin pelos ensinamentos durante a realização do mestrado. Aos funcionários Antonio Bassaco, Eunice Figuera e ao Heverton Heinz por todo o apoio.

A todos os professores responsáveis pela minha formação, agradeço pelos saberes, princípios e valores compartilhados.

Aos meus amigos. Aos que conheci em Santa Maria, mas principalmente àqueles que nunca deixaram e deixarão meu coração. Agradeço de forma especial às minhas amigas Carol Joana Cornelius e Kellin Letícia Bohrz, presentes especiais que a vida me ofereceu. As palavras de apoio foram essenciais na persistência de meus objetivos. Um agradecimento especial à Raquel Schmatz, por ter me acompanhado durante todo o período do mestrado.

Enfim, agradeço a todos que contribuíram para a realização deste trabalho e por fazerem parte da minha história.

Muito obrigada!

*“We abuse land because we regard it as a commodity belonging to us.
When we see land as a community to which we belong, we may begin to use it with love and
respect.”*

(Aldo Leopold)

RESUMO

EFEITO DA INTENSIDADE DE PASTEJO NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE ARANHAS DO SOLO

AUTORA: Joice Aline Freiberg
ORIENTADOR: Rodrigo Josemar Seminoti Jacques

A fauna do solo assume um papel estratégico como bioindicadora do nível de intensificação que é possível imprimir ao agroecossistema. As aranhas do solo podem auxiliar na compreensão dos efeitos das práticas agrícolas em sistemas que buscam aliar a intensificação do uso do solo com a sustentabilidade. O objetivo deste estudo foi conhecer a estrutura da comunidade de aranhas do solo de um Sistema Integrado de Produção Agropecuária (SIPA), constituído pela sucessão soja-pastagem e submetido a diferentes intensidades de pastejo. O estudo foi conduzido em um SIPA, em São Miguel das Missões/RS, que desde a sua instalação em 2001 é cultivado com a sucessão de aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.) e azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) para o pastejo contínuo dos bovinos no inverno e soja [*Glycine max* (L.) Merrill] para a produção de grãos no verão. O experimento compreende uma área total de aproximadamente 23 hectares, divididos em 14 parcelas que variam de 0,8 a 3,6 hectares, de acordo com os tratamentos aplicados. Os tratamentos baseiam-se em quatro alturas de pastejo: 10, 20, 30 e 40 cm e áreas sem pastejo (SP) como testemunhas. As aranhas foram amostradas com armadilhas de queda (*pitfall traps*) em dois anos e em duas épocas: imediatamente após a saída dos bovinos da pastagem, em novembro de 2014 e de 2015; e imediatamente após a colheita da soja, em maio de 2015 e de 2016. Foram avaliadas a abundância total; a abundância de jovens, machos e fêmeas; a riqueza de famílias, espécies e guildas de aranhas. Os efeitos da altura do pasto na abundância e riqueza foram examinados através da análise de covariância, por modelos de regressão linear. A composição da comunidade de aranhas foi avaliada através de padrões de presença e ausência das espécies, famílias e guildas de acordo com o gradiente ambiental. Também foram realizadas análises de variância na composição das famílias, espécies e guildas, após pastagem e após soja, através da análise multivariada permutativa de variância usando matrizes de distância Bray-Curtis. Coletou-se um total de 3.055 aranhas, classificadas em 23 famílias e 45 espécies. A composição de famílias, espécies e guildas diferiu significativamente entre a pastagem e a soja. Linyphiidae e Theridiidae foram mais abundantes após pastagem, enquanto Theridiidae e Lycosidae foram mais abundantes após soja. *Ostearius melanopygius* (O. Pickard-Cambridge, 1880) e *Mermessus* sp. foram mais frequentes após pastagem, enquanto *Styposis selis* Levi, 1964 e *Metaltella simoni* (Keyserling, 1878) foram mais frequentes após soja. Após a pastagem ocorreu um maior número de aranhas construtoras de teia em lençol, em contraste às corredoras no solo após a colheita da soja. Os modelos lineares sustentam que a abundância e riqueza de aranhas do solo é fortemente influenciada pela altura do pasto, principalmente após a pastagem. No entanto, após a colheita da soja, os resíduos vegetais adicionados ao solo pela pastagem de inverno, ainda exercem influência e determinam, com menores valores, a variação na abundância das aranhas em função da altura do pasto. A redução na intensificação do manejo do pasto beneficia a abundância e riqueza de aranhas no Sistema Integrado de Produção Agropecuária.

Palavras-chave: Araneae, biodiversidade do solo, fauna do solo, intensificação sustentável.

ABSTRACT

EFFECT OF GRAZING INTENSITY ON COMMUNITY STRUCTURE OF SOIL SPIDER

AUTHOR: Joice Aline Freiberg
ADVISOR: Rodrigo Josemar Seminoti Jacques

Soil fauna assumes a strategic role as a bioindicator of the level of intensification that can be put to agroecosystem. Soil spiders can help understanding the effects of farming practices on systems that seek to combine the land use intensification with sustainability. This study aimed to know the structure of soil spider community in Integrated Crop-Livestock System (ICLS), constituted by soybean-pasture succession and submitted to different grazing intensities. The study was conducted in ICLS, São Miguel das Missões/RS, which since its establishment in 2001 is cultivated with the succession of black oats (*Avena strigosa* Schreb.) and Italian ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam.) for continuous grazing of cattle in the winter and soybean [*Glycine max* (L.) Merrill] for grains production in the summer. The experiment comprises a total area approximately 23 hectares, divided into 14 plots that range from 0.8 to 3.6 hectares, according to the treatments applied. The treatments are based on four sward height management: 10, 20, 30 and 40 cm and areas without grazing (SP) as controls. The spiders were sampled with pitfall traps in two years and in two seasons: immediately after the exit of cattle from pasture, in November 2014 and 2015; and immediately after the soybean harvest in May 2015 and 2016. Total abundance, abundance of juveniles, males and females, and richness of species, families and guilds were evaluated. The effects of sward height on abundance and richness were examined through covariance analysis by linear regression models. The composition of the spider community was evaluated through presence and absence patterns of species, families and guilds according to the environmental gradient using the 'Poncho' function. Variance analyzes were performed to families, species and guilds composition, after grazing and after soybean, through the multivariate analysis of variance using Bray-Curtis distance matrices ('adonis'). A total of 3,055 spiders were collected, classified into 23 families and 45 species. Families, species, and guilds composition differed significantly between pasture and soybean. Linyphiidae and Theridiidae were more abundant after pasture, while Theridiidae and Lycosidae were more abundant after soybean. *Ostearius melanopygius* (O. Pickard-Cambridge, 1880) and *Mermessus* sp. were more frequent after pasture, while *Styopsis selis* Levi, 1964 and *Metaltella simoni* (Keyserling, 1878) were more frequent after soybean. A larger number of sheet web builders were found after pasture, in contrast to the ground runners after the soybean harvest. Linear models suggest that the abundance and richness of soil spiders is strongly influenced by sward height management, especially after pasture. However, after the soybean harvest, the vegetal residues added to the soil by the winter pasture, still exert influence and determine, with smaller values, the variation in spider abundance. The reduction in intensification of grazing management benefits the abundance and richness of spiders in Integrated Crop-Livestock System.

Keywords: Araneae, soil biodiversity, soil fauna, sustainable intensification.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

3 HIPÓTESE	14
Figura 1. Representação das relações entre os sistemas integrados de produção agropecuária (SIPA), bioindicadores e aranhas.....	15
ARTIGO: A INTENSIFICAÇÃO DO PASTEJO ALTERA A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE ARANHAS DE SOLO EM UM SISTEMA INTEGRADO DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA	17
Figura 1. (A) Localização do Sistema Integrado de Produção Agropecuária em São Miguel das Missões, RS, Brasil. (B) Disposição das parcelas no experimento e suas respectivas dimensões (da esquerda para a direita): 2,19 ha; 1,60 ha; 0,90 ha; 1,32 ha; 0,10 ha; 0,86 ha; 1,31 ha; 2,87 ha; 2,10 ha; 0,10 ha; 1,49 ha; 1,89 ha; 1,07 ha e 3,53 ha (C). Esquema amostral com a disposição dos pontos de coleta nas áreas com pastejo (esquerda) e nas áreas sem pastejo (direita).	33
Figura 2. Efeito da dissimilaridade ambiental na composição de famílias, espécies e guildas de aranhas do solo em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária constituído pela sucessão soja - pastagem.....	34
Figura 3. Distribuição de famílias de aranhas do solo coletadas em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária. As coletas foram realizadas em quatro épocas: após o pastejo dos bovinos (verde = 2014 e azul = 2015) e após a colheita da soja (preto = 2015 e vermelho = 2016).	35
Figura 4. Distribuição de espécies de aranhas do solo coletadas em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária. Após o pastejo dos bovinos (verde = 2014 e azul = 2015) e após a colheita da soja (preto = 2015 e vermelho = 2016).....	36
Figura 5. Distribuição de guildas de aranhas do solo coletadas em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária. Após o pastejo dos bovinos (verde = 2014 e azul = 2016) e após a colheita da soja (preto = 2015, vermelho = 2016).....	37
Figura 6. Frequência de guildas das aranhas do solo em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária nos períodos após soja em 2015 (A) e 2016 (B), e após pastagem em 2014 (C) e 2015 (D).	38
Figura 7. Efeito da altura do pasto na abundância de fêmeas, machos, jovens e abundância total de aranhas de solo coletadas após o pastejo dos bovinos e após a colheita da soja, nos tratamentos com diferentes alturas de pastejo ou sem pastejo (SP) em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária.	39
Figura 8. Efeito da altura de pastejo na riqueza de espécies, famílias e guildas de aranhas de solo coletadas após o pastejo dos bovinos e após a colheita da soja, nos tratamentos com diferentes alturas de pastejo ou sem pastejo (SP) em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária.	40
APÊNDICE B	56
Figura 1. Fisionomia da área experimental após o pastejo dos bovinos em 2015 (A) e após a colheita da soja em 2016 (B)..	56

LISTA DE TABELAS

ARTIGO: A INTENSIFICAÇÃO DO PASTEJO ALTERA A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE ARANHAS DE SOLO EM UM SISTEMA INTEGRADO DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA..... 17

Tabela 1. Resumo da análise de covariância do efeito da altura do pasto na abundância e riqueza de aranhas do solo coletadas após a pastagem e após a soja. 38

APÊNDICE A 52

Tabela 1 – Lista de indivíduos adultos e a frequência de espécies de aranhas coletadas após o pastejo dos bovinos e após a colheita da soja, nos tratamentos com diferentes alturas de pastejo, ou sem pastejo (SP), em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária. São Miguel das Missões, Rio Grande do Sul, Brasil..... 52

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ICLS	Integrated Crop-Livestock System
ILP	Integração Lavoura-Pecuária
SAFs	Sistemas Agroflorestais
SIPAs	Sistemas Integrados de Produção Agropecuária
SPD	Sistema Plantio Direto

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1 SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA.....	3
2.2 BIOINDICADORES DA QUALIDADE DO SOLO: FAUNA DO SOLO	5
2.3 FAUNA EDÁFICA EM SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA.....	6
2.4 ARANHAS EM AGROECOSSISTEMAS	9
3 HIPÓTESE	14
4 OBJETIVOS	16
4.1. OBJETIVO GERAL.....	16
4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
ARTIGO: A INTENSIFICAÇÃO DO PASTEJO ALTERA A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE ARANHAS DE SOLO EM UM SISTEMA INTEGRADO DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA	17
1 Introdução	17
2 Material e métodos	19
2.1 <i>Sítio experimental</i>	19
2.2 <i>Delineamento experimental</i>	20
2.3 <i>Amostragem das aranhas do solo</i>	20
2.4 <i>Análises estatísticas</i>	21
3 Resultados	22
3.1 <i>Estrutura e composição da comunidade de aranhas de solo associadas ao SIPA</i>	22
3.2 <i>Efeito da altura de pastejo na estrutura da comunidade de aranhas do solo</i>	24
4 Discussão	24
Referências	27
CONSIDERAÇÕES FINAIS	41
REFERÊNCIAS	42
APÊNDICE A	52
APÊNDICE B	56

1 INTRODUÇÃO GERAL

As modificações ocasionadas pelas práticas agrícolas estão constantemente alterando a dinâmica e a complexidade do solo. Propriedades físicas e químicas são afetadas pelas práticas de uso e manejo do solo, que também podem modificar significativamente a estrutura das comunidades biológicas, resultando em uma redução da atividade de organismos que atuam em diferentes processos edáficos, como a mineralização da matéria orgânica, a estabilidade dos agregados, a porosidade e a ciclagem de nutrientes (SOUZA et al., 2016). Quando conduzidas de forma inadequada, estas práticas agrícolas implicam na redução da qualidade do solo. São percebidos impactos negativos na estrutura do solo, que incluem a redução da geometria dos poros; suscetibilidade à erosão, compactação; redução da infiltração de água e aumento do escoamento superficial, bem como maiores flutuações de temperatura (LAL, 2015). Além disso, as reduções na matéria orgânica do solo, na sua fertilidade, a perda da biodiversidade e aumento nas taxas de emissões de gases de efeito estufa alteram os processos que ocorrem no solo e colocam-no em situações de vulnerabilidade à degradação (LAL, 2015).

Em resposta às demandas mundiais de aumento da produção de alimentos, fibras e energia, as práticas agrícolas tendem a se intensificar. No entanto, para que a intensificação buscando o aumento da produtividade não resulte em degradação do solo, esta deve ser estabelecida de forma sustentável, associando as preocupações sociais e ambientais. Nesse contexto de intensificação da agricultura, os Sistemas Integrados de Produção Agropecuária (SIPAs) mostram-se como uma alternativa sustentável (FAO, 2010). Quando manejados adequadamente e com base em práticas conservacionistas de uso e manejo do solo, os SIPAs que integram a cultura da soja e bovinos de corte proporcionam sinergias entre os seus componentes e contribuem para melhorias em aspectos econômicos, sociais e ambientais (CARVALHO et al., 2014). Do ponto de vista ambiental são observados benefícios como a proteção de áreas naturais, vistas anteriormente com potencial para conversão agrícola; a melhoria na ciclagem de nutrientes; a proteção do solo pela cobertura vegetal que impede sua degradação física e também favorece a atividade da biota do solo (MARTINS et al., 2015).

A biota do solo, e em especial a fauna edáfica, têm sido objeto de muitos estudos em diferentes sistemas de uso e manejo do solo (SIQUEIRA; SILVA; PAZ-FERREIRO, 2014; BOTTINELLI et al., 2015; BEDANO et al., 2016), visto a sua sensibilidade às práticas de manejo e o seu potencial de ser utilizada como parâmetro de qualidade do solo (HAVLICEK, 2012; COYLE et al., 2017). No entanto, a literatura apresenta lacunas de conhecimento em SIPAs que integram bovinos de corte com a cultura da soja, sendo necessário inventariar e

estudar a biodiversidade do solo destes ambientes. Além disso, as pesquisas atuais não fazem referência à intensidade de pastejo ou a carga animal utilizada durante a fase da pastagem, com exceção a alguns estudos realizados na Europa (PONGE et al., 2015; DENNIS et al., 2015; BUCHER et al., 2016).

Nesse sentido foi desenvolvido nos anos de 2014, 2015 e 2016 um grande projeto de pesquisa, financiado por diversas agências de fomento, com o objetivo de conhecer a diversidade e a atividade de micro, meso e macrorganismos do solo em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária. Desde a implantação do experimento (2001) muitos dados físicos e químicos do solo, de produção dos bovinos e da soja haviam sido obtidos, porém desenvolveram-se poucos estudos sobre a biologia do solo. Nesse sentido foram determinados atributos microbiológicos (respiração do solo, atividade de enzimas, conteúdo de carbono, fósforo e nitrogênio na biomassa microbiana e quociente metabólico), de abundância, riqueza e diversidade da mesofauna (funil de Tullgren-Berleze e *pitfall traps*) e da macrofauna (*pitfall traps* e TSBF).

Entre os organismos que integram a fauna do solo, a presente pesquisa avançou no estudo da comunidade de aranhas do solo coletadas no SIPA. As aranhas são indicadores de alterações ocasionadas pelas práticas agrícolas (SCHIRMEL et al., 2016) visto que a diversificação na paisagem e os métodos de cultivo podem aumentar ou reduzir a sua diversidade (SCHMIDT et al., 2005). Em agroecossistemas as aranhas são afetadas por práticas como o revolvimento do solo, a semeadura, a colheita, a aplicação de produtos químicos como herbicidas e inseticidas, o pastejo e a retirada da cobertura vegetal. É notório que a estrutura da vegetação exerça influência na riqueza e abundância de aranhas, pois além de criar microhabitats com temperatura e umidade favorável à presença destes aracnídeos, a complexidade vegetal dos ambientes também condiciona à maior disponibilidade de presas (SCHMIDT et al., 2005; DENNIS et al., 2015).

Nesse contexto, destaca-se também, que estudos envolvendo a estrutura de comunidades de aranhas em agroecossistemas ainda são pouco explorados em muitas regiões do Brasil. Em um país com dimensões continentais, e que apresenta condições edafoclimáticas tão díspares, com formações vegetais complexas e uma grande diversidade biológica, tem-se a disposição um vasto campo para investigação científica. Diante do exposto, o presente estudo tem por objetivo *conhecer a estrutura da comunidade de aranhas do solo em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária de longa duração, constituído pela sucessão soja-pastagem e submetido a diferentes intensidades de pastejo.*

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA

A exigência de elevadas produtividades visando atender as demandas da sociedade em quantidade e qualidade de alimentos, associado às preocupações ambientais para uma agricultura de baixo impacto, fez com que, nos últimos anos, o setor produtivo voltasse para práticas sustentáveis na implantação dos modelos de produção agropecuária (AQUINO; CORREIA; AGUIAR-MENEZES, 2007). Foram propostas práticas de manejos conservacionistas como o “sistema plantio direto”¹ (AQUINO et al., 2008), modelos como “policultivos”², “sistemas agroflorestais”³ e “integração lavoura-pecuária” (MENDONÇA et al., 2013), que exploram as sinergias e complementaridades das paisagens (ALTIERI, 1999).

Os Sistemas Integrados de Produção Agropecuária (SIPAs) são modelos de produção que envolvem a integração sinérgica de componentes, como a produção de grãos, a criação de rebanhos, as plantações de florestas e os produtos florestais não madeireiros (CARVALHO et al., 2014). Estes componentes quando manejados adequadamente, conduzem a benefícios sociais, à sustentabilidade econômica e ambiental, bem como à subsistência de seus produtores (FAO, 2010). Segundo Herrero et al. (2010), os sistemas que integram lavoura e pecuária, denominados a nível nacional e de forma geral de Integração Lavoura-Pecuária (ILP), respondem pela metade da produção de alimentos no mundo; sendo responsáveis por 50% da produção de cereais, 75% da produção de leite e 60% da produção de carne, além de fomentar

¹ No Brasil, o plantio direto foi implantado em 1971, com a iniciativa do Ministério da Agricultura e agricultores paranaenses. O manejo baseado na implantação de culturas em solo não revolvido e protegido por restos culturais passou a ocupar áreas mais expressivas a partir de 1991 (FIDELIS et al., 2003). Anterior à adoção do plantio direto, realizava-se o plantio convencional, que além de apresentar altos custos de produção, com combustíveis, máquinas e implementos; ocasionava a redução da matéria orgânica através do preparo intenso do solo. Além de fonte de nutrientes, a matéria orgânica atua na estabilização da estrutura do solo; e com a sua redução potencializam-se os processos de degradação do solo, como a erosão e a redução da biodiversidade. O enfoque do "plantio direto" amplia-se para "*Sistema Plantio Direto (SPD)*", com a percepção de que a viabilidade nos sistemas produtivos associava a semeadura direta à rotação de culturas e à cobertura permanente do solo. Com isso, os resíduos que permanecem na superfície do solo reduzem o impacto físico da chuva e do vento; estabilizam a temperatura e umidade; auxiliam no controle de plantas daninhas e patógenos do solo, além de propiciar condições favoráveis à presença de microrganismos. Estes organismos por sua vez, auxiliam na decomposição e ciclagem de nutrientes no solo, assim como no processo de estoque de carbono e matéria orgânica, que contribui para a estabilização física do solo (FAO, 2015b).

² Na agricultura, os policultivos compreendem combinações de culturas anuais e ou perenes, como por exemplo, o cultivo de cereais e leguminosas associadas às frutíferas (LIEBMAN, 1999).

³ Os Sistemas Agroflorestais (SAFs) constituem-se do consórcio de espécies florestais (arbóreas, arbustivas e herbáceas) associadas às culturas agrícolas e/ou forrageiras em uma mesma unidade de manejo (ABDO et al., 2008).

a empregabilidade em diferentes setores da cadeia produtiva. A intensificação desse modelo de produção se mostra como uma alternativa para incrementar a produtividade em áreas com solos degradados e onde há limites para a expansão de novas áreas de cultivo (HERRERO et al., 2010).

Os SIPAs devem ser planejados através da escolha e arranjo de seus componentes no tempo e no espaço (CARVALHO et al., 2014). No Sul do Brasil, as condições edafoclimáticas permitem integrar a rotação de culturas anuais produtoras de grãos no verão, com pastagens anuais ou perenes de gramíneas e/ou leguminosas no inverno. A combinação de culturas agrícolas e pastagens em uma mesma área proporciona cooperação entre os componentes (GIL; GARRETT; BERGER, 2016), e possibilita maior eficiência das terras agrícolas e dos recursos naturais (KUNRATH et al., 2015). Os SIPAs apresentam grande impacto social e econômico, pois permitem maior eficiência na operacionalização de maquinários e recursos humanos da propriedade, maior renda por unidade de área, redução dos riscos agrícolas e custos de produção. No contexto ambiental, o sistema proporciona a reciclagem de nutrientes, a redução na incidência de pragas e doenças e a melhoria na conservação do solo, através de boas práticas de manejo, como o plantio direto e a cobertura do solo (BALBINOT JUNIOR et al., 2009; CARVALHO et al., 2011).

O sistema busca associar a intensificação com a sustentabilidade (CARVALHO et al., 2011), visando incrementar a produção de grãos, carne, leite, fibras e energia (MACHADO; BALBINO; CECCON, 2011) de forma à responder a crescente demanda da sociedade pela segurança alimentar e os desafios ambientais (FAO, 2015a). No entanto, ressalta-se que as práticas agrícolas podem afetar positiva ou negativamente a qualidade do ambiente, conforme os sistemas de cultivo e as condições de exploração da paisagem (CALABRESE et al., 2015). A biodiversidade pode ser reduzida em função do aumento da intensidade de manejo para uma maior produção agrícola (BATÁRY et al., 2008). Segundo Franzluebbbers et al. (2014), a intensificação dos sistemas agrícola e pecuário tem ocasionado a simplificação dos processos ecológicos com perda da biodiversidade. Porém, quando estes componentes são integrados e conduzidos de forma sustentável, através dos SIPAs, benefícios na dimensão ambiental podem ser alcançados, como: a restauração de áreas degradadas; prestação de serviços ecossistêmicos; aumento da resiliência ecológica; proteção e conservação dos recursos naturais e da paisagem nativa; melhorias na qualidade do solo, com o aumento da incorporação de carbono; ciclagem de nutrientes e aumento da diversidade biológica (FAO, 2010).

2.2 BIOINDICADORES DA QUALIDADE DO SOLO: FAUNA DO SOLO

A biodiversidade funcional em agroecossistemas⁴ é uma estratégia ecológica utilizada para promover a sustentabilidade da produção e a preservação da estrutura de interações e processos desempenhados conjuntamente pelos organismos, populações e ecossistemas (ALTIERI, 1999). Esse conjunto de interações ecológicas e de ordem produtiva é sustentado pelo solo, um sistema aberto, complexo e dinâmico, que constantemente é perturbado por forças internas e externas, que determinam os fluxos de material e energia (KÄMPF; CURI, 2012). Entre as muitas funções, o solo é mantenedor da vida; sustenta a produção de biomassa e é habitat biológico de uma infinidade de grupos de seres vivos que compõem a maior reserva genética do planeta, e em sua maioria ainda desconhecida (AZEVEDO; PEDRON; DALMOLIN, 2007; ORGIAZZI et al., 2016).

A qualidade do ambiente depende direta ou indiretamente dos processos biológicos que ocorrem no solo, onde os seres vivos desenvolvem os ciclos dos elementos e estabelecem fluxos de energia nas cadeias tróficas. Como indicadores da qualidade do solo têm-se as propriedades físicas, químicas e biológicas (BONE et al., 2010). De acordo com Duran e Parkin (1994 apud BONE et al., 2010), a qualidade do solo é definida como a capacidade do solo de funcionar, dentro dos limites dos ecossistemas e do uso da terra, para sustentar a produtividade, manter a qualidade do ambiente e promover a saúde animal e vegetal. O exercício destas funções pelo solo depende da integração das propriedades físicas, químicas e biológicas, e a viabilidade do desempenho destas funções para as futuras gerações expressa a sustentabilidade agrícola do solo (VEZZANI; MIELNICZUK, 2009). Entre os indicadores físicos de qualidade do solo estão a estrutura do solo, a infiltração, a densidade do solo e a capacidade de retenção de umidade. (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007) Estes indicadores relacionam-se, principalmente, aos processos hidrológicos, afetando a porosidade do solo, o transporte, a retenção, o armazenamento e a disponibilidade de água e nutrientes às plantas. O pH, a condutividade elétrica e o conteúdo de nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio são indicadores químicos, e relacionam-se com a disponibilidade de nutrientes e a atividade biológica do solo. Dentre os indicadores microbiológicos, destaca-se a biomassa microbiana, a respiração e a

⁴Agroecossistema é a unidade fundamental de estudo, onde as relações estabelecidas entre os sujeitos, os cultivos, o solo, a água e os animais devem ser analisadas de forma sistêmica. Nessa perspectiva, o agroecossistema busca a otimização de todos os seus componentes e uma análise conjunta dos ciclos minerais, das transformações energéticas, dos processos biológicos e das relações socioeconômicas (CAPORAL; COSTABEBER, 2004).

atividade enzimática do solo que estão associados à atividade microbiana, à mineralização e à disponibilidade de nutrientes às plantas (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007).

A fauna edáfica também pode ser utilizada como um indicador da qualidade do solo (CORREIA, 2002; WINK et al., 2005; SILVA et al., 2011; CARVALHO et al., 2016; SOUZA et al., 2016). No contexto biológico, para serem utilizados como bioindicadores da qualidade do solo, os organismos edáficos devem (1) responder com sensibilidade às práticas de manejo (CORREIA; OLIVEIRA, 2000; DORAN; ZEISS, 2000); (2) promover funções no solo como armazenamento de água, decomposição de resíduos animais e vegetais, (re)ciclagem de nutrientes e supressão de patógenos; (3) auxiliar no entendimento dos efeitos dos serviços ecossistêmicos⁵, como a conversão de nutrientes em formas disponíveis às plantas e a supressão de organismos nocivos; (4) ser útil e compreensível para aqueles que trabalham no manejo do solo; e (5) ser economicamente viável e de fácil mensuração (DORAN; ZEISS, 2000).

2.3 FAUNA EDÁFICA EM SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA

Os bioindicadores da qualidade do solo e do ambiente podem proporcionar alertas precoces sobre mudanças ambientais locais e auxiliar no monitoramento de processos específicos nos ecossistemas (ORGIAZZI et al., 2016). Diante da sua importância, torna-se

⁵Bender et al. (2016) conceitua “serviços ecossistêmicos” como os benefícios promovidos pelos ecossistemas aos humanos. Segundo a FAO (2013) estes serviços podem ser classificados em quatro categorias: (1) serviços de abastecimento como alimentos, água, energia e recursos genéticos; (2) serviços de regulação como sequestro de carbono, regulação climática, decomposição, purificação do ar e da água, polinização, controle de pragas e doenças; (3) serviços culturais como descobertas científicas e (4) serviços de apoio como a formação do solo, ciclagem de nutrientes, dispersão de sementes, etc. Na abordagem de Doran e Zeiss (2000), a biota do solo promove serviços ecossistêmicos quando os organismos auxiliam a compreender “porque o solo funcionará, ou não, como desejado”. A presença ou ausência de determinados organismos pode aumentar ou reduzir a disponibilidade de nutrientes às plantas, seja através da ciclagem de nutrientes, ou mesmo através da simbiose com plantas (fixação biológica de nitrogênio). Da mesma forma, a presença de predadores no ambiente pode auxiliar no controle de pragas com reflexos na produtividade das culturas. As aranhas, por exemplo, podem consumir insetos que danificam os tecidos vegetais, como cochonilhas, gafanhotos e mariposas (ROMERO; VASCONCELLOS-NETO, 2007). Ademais, Ruhren e Handel (1999) observaram que a presença de aranhas da família Salticidae em plantas produtoras de néctar proporcionou maior número de sementes e frutos de *Chamaecrista nictitans* (Caesalpineaceae). No entanto, apesar de generalistas, aranhas podem apresentar dietas restritas, principalmente em monocultivos, quando há alta densidade de determinadas presas (LILJESTRHÔM et al., 2002). Se por um lado as aranhas são importantes agentes no controle biológico de pragas, por outro estes organismos podem se alimentar de outros predadores e também polinizadores. Coutinho et al. (2015) verificaram que a presença de aranhas na inflorescência de *Byrsonima microphylla* A.Juss. reduziu a duração das visitas dos polinizadores, o que pode afetar a formação dos frutos. Ressalta-se aqui, que a contribuição das aranhas no controle biológico é eficaz quando estes organismos são abundantes no agroecossistema; a predação intraguilda é baixa; as presas alternativas são escassas e o aumento da população de pragas é lento (PETRÁKOVÁ et al., 2016).

evidente a necessidade de incluir a biota do solo, e em especial a fauna do solo, em avaliações específicas e em estratégias de gestão para nortear as ações nos agroecossistemas.

Na literatura especializada há relatos de estudos sobre a diversidade da fauna edáfica invertebrada em diferentes sistemas de uso do solo. Em SIPAs, os resultados encontrados divergem a respeito do impacto da integração de culturas agrícolas com a pecuária, porém ressalta-se que as condições de realização dos estudos são distintas quanto aos componentes dos sistemas integrados, a sazonalidade das avaliações, os sistemas de uso e manejo do solo, os métodos de coleta, bem como as condições edafoclimáticas dos locais de estudo.

Em um sistema de integração lavoura-pecuária [sucessão com milho/soja/aveia preta/soja/aveia preta/braquiária (*Urochloa decumbens*)], Portilho et al. (2011) observaram que a riqueza de organismos neste sistema não diferiu da área de Cerrado e da floresta semidecídua. Ademais, também verificaram maior diversidade nos sistemas de ILP em relação ao plantio convencional, sugerindo que os sistemas integrados tenham favorecido o estabelecimento de novas populações de invertebrados, através da melhoria nas condições de microclima e disponibilidade de alimento. Da mesma forma, Santos et al. (2008) observaram que o sistema ILP (braquiária + milho), pastagens de sorgo e pastagem de braquiária apresentaram maior diversidade em relação às áreas com cobertura vegetal de mombaça e estilosantes, sendo encontrados, grupos relacionados à serapilheira de superfície como Araneae, Myriapoda e Coleoptera. Por outro lado, na região oeste do estado de Santa Catarina, fragmentos de floresta nativa, reflorestamento de eucalipto e pastagem (poáceas nativas e introduzidas) mostraram-se menos impactados e com potencial de desenvolver maior diversidade de grupos da fauna/serapilheira do solo, quando comparado às áreas de sistemas intensificados (plantio direto e ILP com rotação de soja, milho, aveia preta, azevém anual) (BARTZ et al., 2014). Da mesma forma, Silva et al. (2008) encontraram maior abundância e riqueza da comunidade edáfica invertebrada nos sistemas de menor interferência antrópica, como a mata nativa e a pastagem contínua, quando comparado aos sistemas de integração lavoura-pecuária (soja/aveia/rotacionado a cada dois anos com *Brachiaria decumbes*) e cultivo convencional (soja/aveia). Nesse sentido, Rosa et al. (2015) verificaram que os sistemas de uso do solo com maior intervenção (ILP e plantio direto) também reduziram os grupos da macrofauna edáfica, sendo que os ambientes mais estáveis, como a floresta nativa, o reflorestamento de eucalipto e a pastagem perene favoreceram a biodiversidade do solo.

No Bioma Pampa, Carvalho et al. (2016) avaliaram a abundância da macrofauna edáfica em sistema ILP sem pastejo (cultivado com milho e soja no verão e pastagens de aveia, azevém anual e ervilhaca no inverno); ILP com pastejo (pousio/soja/aveia, azevém e

ervilhaca/milho/aveia, azevém, ervilhaca/soja) e campo nativo com pastejo contínuo de bovinos e bubalinos. Para estes autores, o sistema de ILP com plantio direto, rotação de culturas e pastejo com carga ajustada favoreceu a abundância de grupos como Orthoptera, Coleoptera, Araneae e Isopoda. Além do sistema integrado favorecer a abundância da fauna edáfica invertebrada, auxiliando na sua recomposição, o sistema pode ainda contribuir na formação de agregados estáveis e na fertilidade do solo (SILVA et al., 2011; SALTON et al., 2015).

Cabe destacar que em SIPAs que associam culturas produtoras de grãos com pecuária, há a preocupação com o manejo adequado dos animais na fase da pastagem, de forma a evitar a compactação do solo e possíveis implicações na cultura em sucessão (MARTINS et al., 2015). Nesse sentido, o pastejo pode ocasionar impactos positivos ou negativos à biota do solo, dependendo do manejo utilizado. Em pastejo com maior densidade de animais por área, os efeitos relacionados ao pisoteio, à compactação, à redução da cobertura do solo, à competição de recursos e à redução de abrigos se potencializam. Contrariamente, benefícios são ocasionados quando as plantas são estimuladas à produzir maior quantidade de raízes para suprir a demanda da parte aérea, e como resultado, liberar maiores quantidades de exsudados radiculares no solo, que por sua vez, favorecem o crescimento de microrganismos, como bactérias e fungos (ORGIAZZI et al., 2016). Estes mesmos autores destacam a redução da cobertura vegetal, a defecação e o pisoteio como os principais fatores que afetam a biodiversidade do solo em áreas com pastejo de animais. A redução da cobertura vegetal pode beneficiar os microrganismos com a liberação de substâncias no solo, mas também, reduzir a abundância de organismos que fragmentam o material vegetal, como Isopoda e Diplopoda. A defecação, por sua vez, introduz na pastagem um material orgânico com características muito diferentes dos resíduos vegetais, que estimula o desenvolvimento das populações coprófagas. Por outro lado, a utilização de produtos antiparasitários de amplo espectro pode reduzir o crescimento de larvas de besouros e moscas, e conseqüentemente a abundância de presas. O pisoteio pode conduzir à compactação do solo e afetar diretamente os organismos que vivem sob a superfície, como as minhocas, e também àqueles vulneráveis ao pisoteio, como os colêmbolos (ORGIAZZI et al., 2016). Os ácaros e aranhas também podem ser afetados pela compactação do solo, através da redução na atividade e mobilidade desses organismos (BARRETA et al., 2011).

Para van Klink et al. (2015) o impacto do pastejo na diversidade de artrópodes está relacionado (1) à predação e perturbação no ambiente; (2) à redução da abundância total de recursos; e (3) às alterações na diversidade de plantas, estrutura da vegetação e condições abióticas. Segundo estes autores, os efeitos do pastejo na comunidade de artrópodes são

altamente variáveis, no entanto, as respostas ao aumento da intensidade de pastejo tendem a ser negativas. Alguns estudos que elucidam o efeito da intensidade de pastejo na comunidade de invertebrados terrestres foram realizados em áreas com formações naturais arbustivas utilizadas como pastagem. Na França, Ponge et al. (2015) encontraram maior heterogeneidade (β -diversidade) de macroinvertebrados do solo em área com intensidade de pastejo intermediária, quando comparado às áreas com intensidades de pastejo mais elevadas. Nesse sentido, para conciliar a preservação da biodiversidade com a exploração de pastagens, WallisDeVries et al. (2016) sugerem a utilização de um sistema de rotação de pastejo e lotação de animais reduzida, visto que a diversidade de insetos é promovida em baixas intensidades de pastejo.

2.4 ARANHAS EM AGROECOSSISTEMAS

As aranhas (Filo: Arthropoda; Classe: Arachnida; Ordem: Araneae) constituem um grupo de organismos extremamente diverso, com mais de 46.923 espécies descritas e distribuídas em 112 famílias mundiais (WSC, 2017). Como integrantes da fauna do solo, as aranhas são consideradas importantes indicadores de alterações na paisagem (BATÁRY et al., 2008). De ampla distribuição e abundância, estes aracnídeos são encontrados em uma grande variedade de ambientes e fornecem parâmetros sobre a estrutura do habitat, abundância de competidores, predadores, parasitas, bem como da comunidade de invertebrados terrestres (SOUZA, 2007; CARDOSO et al., 2011). Esses organismos são importantes componentes da meso e macrofauna do solo e atuam como predadores generalistas, alimentando-se de um diverso espectro de presas, como larvas e artrópodes dos grupos Isoptera, Protura (ORGIAZZI et al., 2016), Orthoptera, Homoptera, Hemiptera, Neuroptera, Coleoptera, Lepidoptera, Diptera, entre outros (CORSEUIL; BRESCOVIT; HEINECK, 1994). As aranhas também constituem um item importante na dieta de muitos grupos de organismos. São documentados, por exemplo, a ocorrência de parasitismo por nematoides das ordens Mermithida e Rhabditida; parasitismo por ácaros; endoparasitismo por dípteros da família Acroceridae; predação da massa de ovos por fases larvais de dípteros, neurópteros e himenópteros, e predação de aranhas adultas por vespas das famílias Sphecidae e Pompilidae, fungos da ordem Clavicipitales, formigas, mantídeos e vertebrados como aves, lagartos, saguis, morcegos, anfíbios e peixes (GONZAGA, 2007).

A maneira similar com que as aranhas exploram uma mesma classe de recursos ambientais permite classificá-las em guildas (CARDOSO et al., 2011). A partir de um estudo em campos de cultivo agrícola baseado em características ecológicas, como construção, uso e

tipos de teias; estratégias para a captura de presas (tocaia, saltos e perseguição) e porção do habitat utilizado (solo ou vegetação) (SOUZA, 2007), Uetz et al. (1999) propuseram oito guildas: construtoras de teia em lençol; construtoras de teias tridimensionais; construtoras de teias orbiculares; corredoras na folhagem, corredoras no solo, emboscadoras, saltadoras e outras. Recentemente, baseado na análise de dados de 108 famílias relacionados à estratégia de forrageamento, intervalo de presas, estratificação vertical e atividade circadiana, Cardoso et al. (2011) discriminaram as aranhas em construtoras de teia orbicular, construtoras de teia em lençol, construtoras de teia sensitiva; construtoras de teias tridimensionais, caçadoras no solo, emboscadoras, outras caçadoras e especialistas. A classificação de aranhas em guildas pode ser útil na investigação e compreensão de respostas ao manejo, aos distúrbios ocasionados no habitat e às mudanças climáticas.

Além da disponibilidade de presas e da estrutura do habitat, fatores como a habilidade de dispersão para colonizar áreas específicas e o microclima, principalmente temperatura e umidade relativa, são reportados por influenciar diretamente a comunidade de aranhas. Entre as práticas de manejo do solo que afetam a comunidade de aranhas, Bell et al. (2001) destaca o pastejo, a retirada da cobertura vegetal, as queimadas, a pulverização de herbicidas, a semeadura e o melhoramento das pastagens. Porém, alguns grupos de aranhas podem ser beneficiados pelo manejo mais intenso do solo, como observado por Haddad et al. (2011) em cultivos de soja/milho sob plantio direto e sistema convencional. Nestas áreas, os autores encontraram dominância de *Trochosa* sp. (Família Lycosidae). Contrariamente, a maioria das aranhas se beneficia em sistemas menos perturbados, com ausência do revolvimento do solo, manutenção dos resíduos culturais na superfície e onde há o fornecimento de recursos vegetais na periferia dos campos de cultivo (RIECHERT; LOCKLEY, 1984; LETOURNEAU; ALTIERI, 1999). O efeito positivo da presença de plantas não cultivadas em agroecossistemas, corrobora com os resultados de Amaral et al. (2016) em plantação de pimentas, onde plantas da família Asteraceae apresentaram o maior número de aranhas, principalmente da família Thomisidae, atraídas pelas inflorescências contendo altas concentrações de recursos florais. Estes autores afirmam que o conhecimento a respeito da associação de aranhas às plantas pode auxiliar no planejamento espacial do agroecossistema, direcionando a seleção de plantas para promover o controle biológico.

Nesse sentido, os regimes agrícolas atuais podem alterar as populações de aranhas através da disponibilidade de abrigo e alimento (HARWOOD et al., 2001). Schmidt et al. (2005) ressaltam que a diversificação da paisagem e as práticas agrícolas também podem aumentar a biodiversidade dos campos produtivos, sendo a riqueza de aranhas condicionada à

complexidade da paisagem e a densidade correspondente ao manejo. Em áreas com vegetação heterogênea há a possibilidade da presença de um maior número de aranhas, já que estas são sensíveis às condições climáticas e à composição da vegetação (KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI et al., 2013). Para Booij e Noorlander (1992) a abundância e composição das espécies de predadores em agroecossistemas são determinadas, principalmente, pela estrutura das plantas e fatores relacionados à colheita, sendo o tipo de planta o fator de maior relevância.

Na agricultura orgânica, por exemplo, as práticas de manejo têm potencial para aumentar o número de aranhas predadoras, que contribuem para o controle biológico de pragas (SCHMIDT et al., 2005). Booij e Noorlander (1992) verificaram uma maior abundância em sistemas com redução no uso de insumos sintéticos, como o cultivo orgânico e os consórcios. Ott et al. (2007) também verificaram que a menor intervenção na dinâmica vegetal beneficiou a abundância de aranhas. Estes autores encontraram maior abundância de aranhas na vegetação herbácea de pomares de laranjeira sob manejo ecológico (com aplicação de biofertilizantes e calda bordalesa) em comparação ao manejo tradicional (com aplicação de acaricidas, inseticidas, fungicidas e controle da vegetação herbácea com herbicidas e roçadeira), sendo Oxyopidae e Araneidae as famílias mais abundantes em ambos os pomares. Para Morais et al. (2007), Anyphaenidae, Theridiidae, Salticidae e Araneidae foram as famílias mais abundantes em pomar orgânico de tangerina. O manejo orgânico e a redução da perturbação do solo nos sistemas agrícolas, também são apontados por Cunha et al. (2015) como práticas para a promoção da abundância das aranhas. Estes autores avaliaram a riqueza e abundância de aranhas em cultivos orgânicos de melancia, no estado do Piauí, onde o sistema orgânico apresentou o maior número de aranhas, seguido da floresta e do cultivo convencional de melancia.

Ainda no Brasil, Rinaldi e Ruiz (2002) caracterizaram a comunidade de aranhas em cultivos de seringueira do estado de São Paulo, onde as famílias Pholcidae e Corinnidae apresentaram maior abundância na serapilheira. Neste mesmo estado, em plantação de cana de açúcar, no município de Botucatu, Rinaldi et al. (2002) encontraram maior número de indivíduos das famílias Theridiidae, Salticidae e Anyphaenidae. Em São Francisco de Paula/RS, Baldissera et al. (2004) avaliaram a riqueza de espécies de aranhas construtoras de teia em área de pastagem, borda de mata e mata de *Araucaria*. Para estes autores, a riqueza na área de pastagem foi 150% menor que a média da riqueza na borda e interior da mata de *Araucaria*, evidenciando a tendência da riqueza e abundância aumentar de acordo com as mudanças na riqueza e estrutura da vegetação. Rodrigues et al. (2009), em Cachoeirinha/RS, também atribuíram a maior abundância de aranhas à complexidade do habitat, no entanto,

encontraram maior número de aranhas em área de pastagem, seguido das áreas de borda de floresta e lavoura de arroz.

No município de Eldorado do Sul/RS, Corseuil et al. (1994) realizaram o levantamento de espécies de aranhas na cultura da soja, encontrando predominância de jovens, e entre os adultos a dominância de *Oxyopes salticus* (46%), *Cheiracanthium inclusum* (27%) e *Misumenops pallida* (11%). Na província de Buenos Aires, Argentina, a espécie *Misumenops* sp. (Thomisidae) representou 42,3% do total de aranhas coletadas no estrato herbáceo da cultura da soja, enquanto no solo, 84,1% das aranhas pertenceram à família Lycosidae (LILJESTHRÖM et al., 2002). Para Kerzicnik et al. (2013) Lycosidae (29%) e Gnaphosidae (46%) foram dominantes em cultivos de trigo no estado do Colorado, Estados Unidos. No estrato do solo de cultivos de alfafa em Buenos Aires, Armendano e González (2009) observaram maior abundância de Lycosidae e Linyphiidae; e em cultivo de milho transgênico e convencional no município de Cruz Alta no RS, Silva et al. (2014) encontraram maior número de jovens, sendo Linyphiidae (29,70%), Theridiidae (5,72%) e Lycosidae (5,01%) as famílias com o maior número de representantes. Almada et al. (2011) avaliaram a composição da comunidade de aranhas em cultivo de algodão transgênico, algodão convencional com aplicação de agrotóxicos e algodão convencional sem a aplicação de agrotóxicos. Estes autores não encontraram diferenças entre manejos, sendo que as famílias Thomisidae e Araneidae estiveram presentes em todos os tipos de cultivo do algodão.

No sul do Brasil, Rodrigues et al. (2010) avaliaram a comunidade de aranhas de solo em campo nativo e em reflorestamento de eucalipto no Bioma Pampa. Neste estudo, a abundância de aranhas foi maior em área de reflorestamento, porém a heterogeneidade da comunidade e a composição de espécies de aranhas em campo nativo foram superiores. Resultados de Rodrigues et al. (2008) relacionados à fauna de aranhas, em cultivo de arroz irrigado em Cachoeirinha/RS, sugerem que as práticas de manejo, como semeadura e colheita, alteram profundamente a estrutura do ambiente com efeitos negativos na diversidade de aranhas. As práticas como o uso indiscriminado de inseticidas também reduzem a diversidade de aranhas, assim como de outros predadores (RODRIGUES et al., 2013).

As pesquisas científicas têm colocado em evidência uma importante função das aranhas como inimigos naturais de muitas pragas de culturas. Atuando no controle biológico (serviço ecossistêmico), as aranhas, e em especial a diversidade de espécies de aranhas, pode ser utilizada como um indicador do estado do ambiente e, ao longo do tempo, pode ser indicativo de mudanças ocasionadas nos agroecossistemas (JEANNERET et al., 2012).

Em pastagens, a heterogeneidade da vegetação pode abrigar diferentes estruturas de plantas, que proporcionam condições favoráveis à presença de insetos e microhabitats (HARWOOD et al., 2001; BENTON et al., 2003). Essas condições são verificadas em intensidades reduzidas de pastejo, onde a formação de nichos ocasionados pela complexidade da paisagem beneficia aranhas tecelãs (BELL; WHEATER; CULLEN, 2001). Além disso, as aranhas podem utilizar o material flexível e a formação de espaços na serapilheira para a construção de armadilhas (DUFFEY, 1975). Com a intensificação do pastejo, os microhabitats são alterados e ocorre a fragmentação e dispersão da serapilheira, que por sua vez reduz a diversidade da araneofauna e aumenta a seleção de espécies associadas ao solo descoberto. Na Escócia, a redução da densidade de animais na pastagem, aumentou a abundância e riqueza de espécies de aranhas (DENNIS et al., 2015), assim como na Alemanha, onde a baixa intensidade de pastejo aumentou a diversidade de aranhas, em relação aos campos de pradaria (BUCHER et al., 2016).

3 HIPÓTESE

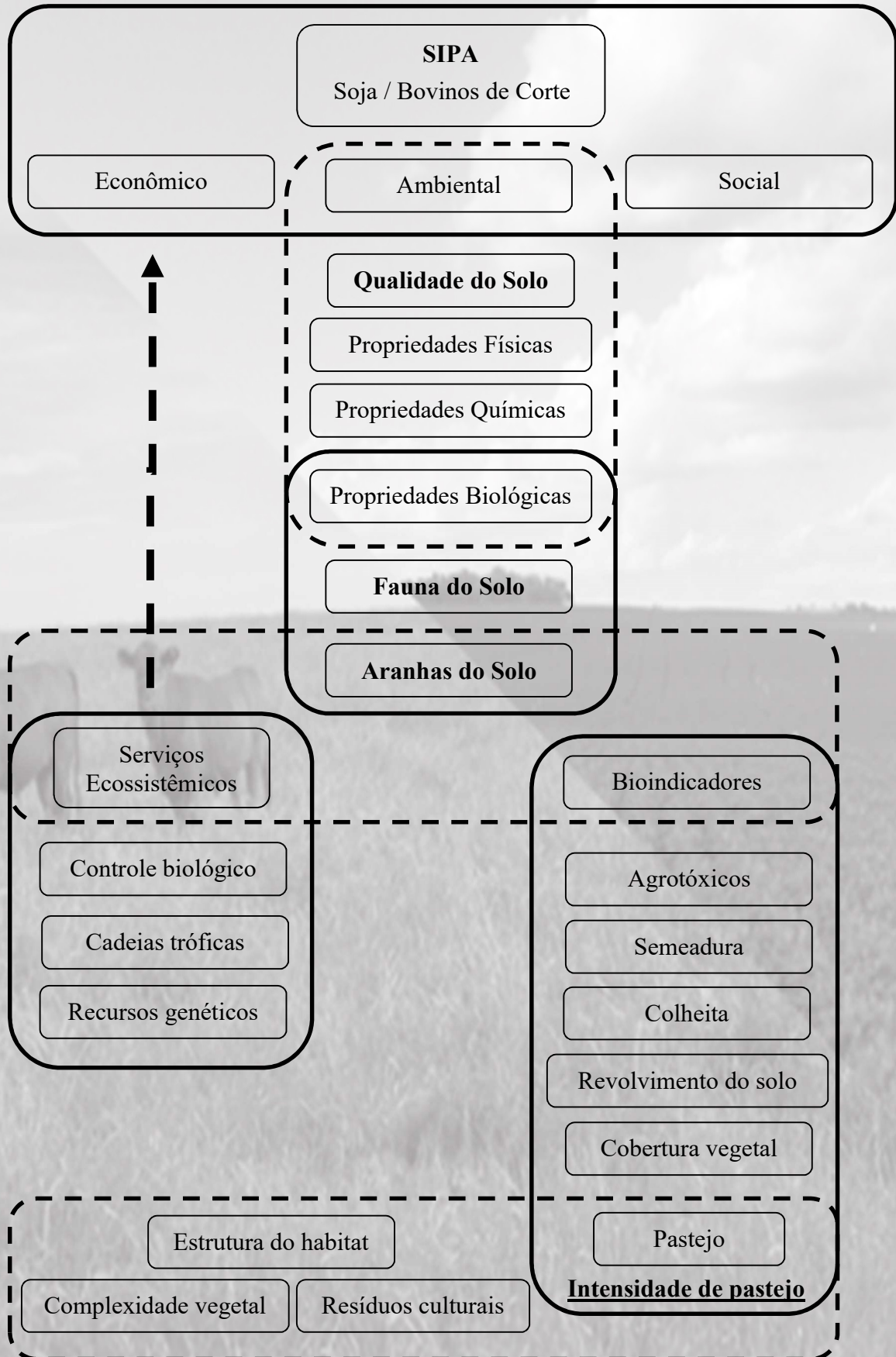
A intensificação da produção em áreas já utilizadas para a agricultura é uma necessidade. Porém, as práticas agrícolas modificam a paisagem e podem reduzir a resiliência das áreas alteradas (LIMA et al., 2017), desafiando a sustentabilidade das atividades antrópicas nos agroecossistemas. As alterações nos atributos químicos e físicos do solo, devido ao uso e manejo do solo, resultam em alterações nos atributos biológicos, com destaque para a diversidade de organismos. A perda da biodiversidade do solo prejudica o funcionamento dos agroecossistemas, visto que todos os serviços ecossistêmicos realizados pelos organismos vivos ocorrerão em menor escala ou deixarão de ocorrer. Portanto, um desafio da agricultura atual é conciliar a intensificação produtiva com a sustentabilidade.

Para que seja possível colocar isto em prática, há a necessidade de se estabelecer limites para a intensidade das práticas agrícolas. Uma das maneiras mais adequadas para avaliar o impacto do uso e do manejo do solo no agroecossistema é monitorar a biodiversidade do solo. Manter e elevar a biodiversidade contribui para aumentar a sustentabilidade nos agroecossistemas. Por isto, avaliar os níveis biológicos que compõem o sistema solo através de bioindicadores permite conhecer a estrutura das comunidades biológicas e então auxiliar na identificação de opções de gestão dos sistemas produtivos (LAVELLE, 1996; RICKLEFS, 2010). Mais estudos devem buscar entender a importância da estrutura de comunidades do solo e como estas são afetadas pelas práticas de manejo (STORK e EGGLETON, 1992). Como importantes indicadores de alterações na paisagem, as aranhas apresentam potencial de indicar mudanças ocasionadas pelos sistemas de produção agrícola, principalmente, em virtude da redução na complexidade vegetal (BELL; WHEATER; CULLEN, 2001; DENNIS et al., 2015; MARÍN et al., 2016). Segundo Clough et al. (2005) a promoção da heterogeneidade é fundamental para a promoção da diversidade de aranhas em agroecossistemas. Dessa forma, justifica-se a realização deste estudo, que irá testar a seguinte hipótese:

“O aumento da intensidade do pastejo reduz a abundância e a riqueza de aranhas do solo em um SIPA constituído pela sucessão soja-pastagem”

A seguir será apresentado um esquema que contextualiza este estudo.

Figura 1. Representação das relações entre os sistemas integrados de produção agropecuária (SIPA), bioindicadores e aranhas.



4 OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GERAL

Conhecer a estrutura da comunidade de aranhas de solo em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária constituído pela sucessão soja-pastagem e submetido a diferentes intensidades de pastejo.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Avaliar a estrutura da comunidade de aranhas de solo de um Sistema Integrado de Produção Agropecuária, constituído pela sucessão soja-bovinos de corte; após a pastagem e após a colheita da soja e durante dois anos consecutivos.
2. Conhecer as famílias e espécies que compõem a comunidade de aranhas do solo de um Sistema Integrado de Produção Agropecuária, com sucessão soja-pastagem.
3. Caracterizar as guildas de aranhas que ocorrem no solo deste Sistema Integrado de Produção Agropecuária, com sucessão soja-pastagem.
4. Avaliar o efeito da intensidade do pastejo na abundância de jovens, machos e fêmeas, bem como na abundância total de aranhas de solo de um Sistema Integrado de Produção Agropecuária, com sucessão soja-pastagem.
5. Avaliar o efeito da intensidade do pastejo na riqueza de famílias, espécies e guildas de aranhas do solo de um Sistema Integrado de Produção Agropecuária, com sucessão soja-pastagem.

ARTIGO: A INTENSIFICAÇÃO DO PASTEJO ALTERA A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE ARANHAS DE SOLO EM UM SISTEMA INTEGRADO DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA⁶

RESUMO: As aranhas podem auxiliar na compreensão dos efeitos das práticas agrícolas em sistemas que buscam aliar a intensificação do uso do solo com a sustentabilidade. Este estudo investigou a estrutura e a composição da comunidade de aranhas do solo em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária (SIPA), constituído pela sucessão soja-pastagem e o efeito da intensificação do pastejo sobre a abundância e riqueza de aranhas. O experimento foi conduzido em uma área de 23 hectares, caracterizada pela sucessão de soja (produção de grãos no verão) e aveia preta + azevém (pastejo contínuo dos bovinos no inverno). Os tratamentos consistem em quatro intensidades de pastejo (10, 20, 30 e 40 cm) e controle sem pastejo. Quatro amostragens foram realizadas entre 2014 e 2016, duas após o pastejo e duas após a colheita da soja. As aranhas foram avaliadas utilizando *pitfall traps*. Coletaram-se um total de 3.055 aranhas, classificadas em 23 famílias e 45 espécies. Linyphiidae e Theridiidae foram mais abundantes após pastagem, enquanto Theridiidae e Lycosidae foram mais abundantes após soja. *Ostearius melanopygius* (O. Pickard-Cambridge, 1880) e *Mermessus* sp. foram mais frequentes após pastagem, sendo *Styposis selis* Levi, 1964 e *Metaltella simoni* (Keyserling, 1878) mais frequentes após soja. Após a pastagem ocorreu um maior número de aranhas construtoras de teia em lençol, em contraste às corredoras no solo após a colheita da soja. Os modelos lineares sustentam que a abundância e riqueza de aranhas do solo é fortemente influenciada pela altura do pasto, principalmente após a pastagem. No entanto, após a colheita da soja, os resíduos vegetais adicionados ao solo pela pastagem de inverno, ainda exercem influência e determinam, com menores valores, a variação na abundância das aranhas em função da altura do pasto. A presença da pastagem e a redução na intensificação do pastejo beneficia a abundância e riqueza de aranhas no Sistema Integrado de Produção Agropecuária.

Palavras-chave: Araneae, bioindicadores, pastejo intensivo, intensificação sustentável.

1 Introdução

A intensificação do uso das terras é uma das alternativas para responder a crescente demanda por alimentos sem converter ecossistemas preservados em áreas agrícolas (Godfray e

⁶ Artigo elaborado para submissão na revista *Agriculture, Ecosystems and Environment*.

Garnett, 2014). No entanto, para que esta intensificação não resulte em degradação do solo e do ambiente, ela deve permanentemente preocupar-se com a sustentabilidade (Schiefer et al., 2016). Por isto, há a necessidade de se associar práticas agrícolas com a conservação da biodiversidade e das funções ecológicas nas paisagens agrícolas (Rockström et al., 2017).

Neste contexto, os Sistemas Integrados de Produção Agropecuária (SIPAs) são uma alternativa de intensificação sustentável, ao explorar de maneira sinérgica os componentes agrícola e pecuário, e associar práticas conservacionistas de uso e manejo do solo (Carvalho et al., 2014). A combinação de culturas agrícolas e pastagens em uma mesma área proporciona cooperação entre os componentes (Gil et al., 2016) e maior eficiência no uso de insumos, das terras agrícolas e dos recursos naturais (Herrero et al., 2010; Kunrath et al., 2015). Porém, se conduzido de forma inadequada, este sistema pode ocasionar a redução da qualidade do solo.

Um dos problemas comumente observados é a utilização de excesso de carga animal na pastagem, o que resulta em menor cobertura do solo, compactação, alteração dos regimes de temperatura e umidade do solo, redução da infiltração de água e aumento da erosão (Eldridge et al., 2017). Estas alterações de natureza física e química refletem na qualidade biológica do solo e, principalmente, na perda da biodiversidade (Silva et al., 2008; Bartz et al., 2014; Moraine et al., 2017). Em especial, o pastejo intensivo prejudica a fauna invertebrada do solo, responsável por importantes serviços ecossistêmicos, como regulação da disponibilidade de nutrientes, sequestro de carbono (Bender et al., 2016), controle de pragas e doenças (Marín et al., 2016) e abertura de bioporos (Rillig et al., 2017).

Por responder sensivelmente às práticas de manejo a fauna invertebrada do solo tem sido utilizada como bioindicadora da qualidade do solo e do ambiente (Doran e Zeiss, 2000; Havlicek, 2012). Em SIPAs os impactos nestes organismos podem ser benéficos ou prejudiciais. São reportados o estabelecimento de novas populações, através da melhoria nas condições de microclima e disponibilidade de alimento (Portilho et al., 2011; Carvalho et al., 2016), principalmente de organismos relacionados à serapilheira, como Araneae, Myriapoda e Coleoptera (Santos et al., 2008). No entanto, o pastejo intensivo tende a diminuir a biodiversidade do solo (WallisDeVries et al., 2016), principalmente, através da redução e alteração da diversidade de plantas e da cobertura vegetal (van Klink et al., 2015). Devido a sua alta sensibilidade aos distúrbios ambientais, a fauna edáfica (Barreta et al., 2014) assume um papel estratégico no monitoramento da qualidade do solo (Havlicek, 2012), e pode ser uma bioindicadora do nível de intensificação que é possível imprimir ao agroecossistema.

As aranhas podem indicar mudanças decorrentes do uso inadequado das terras e das práticas agrícolas (Wise et al., 1999; Bátaary et al., 2008; Prieto-Benítez e Méndez, 2011). Além

disto, as alterações na abundância e na riqueza de outros grupos de organismos do solo podem resultar em mudanças na estrutura das comunidades de aranhas (Dennis et al., 2015). Elas atuam intensamente no controle biológico (Lefebvre et al., 2017) e são sensíveis às práticas de revolvimento do solo (Haddad et al., 2011), semeadura, colheita, aplicação de pesticidas (Rodrigues et al., 2013), pastejo (Bucher et al., 2016), retirada da cobertura vegetal (Bell et al., 2001) e a heterogeneidade vegetal da periferia dos cultivos agrícolas (Amaral et al., 2016).

Porém, a percepção da importância dos serviços ecossistêmicos e da bioindicação realizada pelas aranhas têm sido negligenciada (Prieto-Benítez e Méndez, 2011). Além disso, há grande carência no estudo da biodiversidade de aranhas nos agroecossistemas, e em especial, em sistemas integrados de produção agropecuária de longa duração, conforme recentemente alertado por Garrett et al. (2017). Nossas hipóteses são de que no sistema integrado de produção agropecuária a estrutura da comunidade de aranhas do solo possa se diferenciar entre a pastagem e o cultivo da soja e que o aumento da intensidade do pastejo reduz a abundância e a riqueza de aranhas de solo. Nesse sentido, buscamos conhecer a estrutura e a composição da comunidade de aranhas do solo em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária, constituído pela sucessão soja-pastagem; e avaliar o efeito da intensificação do pastejo sobre a abundância e riqueza de aranhas.

2 Material e métodos

2.1 Sítio experimental

O estudo foi conduzido em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária instalado em 2001 no município de São Miguel das Missões, estado do Rio Grande do Sul, Brasil (28° 56'14.00"S, 54°20'45.61"O, 417m) (Figura 1A). A área está localizada em uma região de clima caracterizado como Cfa, subtropical úmido, segundo a classificação de Köppen (Moreno, 1961). O relevo é suavemente ondulado e o solo classificado como Latossolo Vermelho Distroférico típico. Até o ano de 1993, a área possuía uma pastagem natural, que foi convertida em lavoura cultivada sob o sistema plantio direto com a cultura da soja (*Glycine max* L.) para produção de grãos, em sucessão a aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.) para a produção de sementes. Desde 2001, foi estabelecido o Sistema Integrado de Produção Agropecuária e a área passou a ser cultivada com aveia preta + azevém anual (*Lolium multiflorum* Lam.) para o pastejo contínuo dos bovinos de corte no inverno (maio a outubro) (Kunrath et al., 2014), e a cultura

da soja para produção de grãos no verão (novembro a abril). Maiores detalhes sobre o manejo durante o período da soja podem ser encontrados em Kunrath et al. (2015).

2.2 Delineamento experimental

O experimento compreende uma área total de aproximadamente 23 hectares, divididos em 12 parcelas que variam de 0,8 a 3,6 hectares, de acordo com os tratamentos aplicados. Os tratamentos baseiam-se em quatro alturas de pasto: 10, 20, 30 e 40 cm, distribuídos em delineamento de blocos ao acaso, com três repetições. Entre os blocos há parcelas testemunhas, sem pastejo (Figura 1B). Na pastagem foi adotado o método de pastejo contínuo com lotação variável, com três novilhos-testes por parcela e número variável de animais reguladores, conforme a necessidade de manutenção das alturas de pastejo pré-estabelecidas. O controle da altura do pasto foi realizado periodicamente, através de um bastão graduado (*Swardstick*), a partir da leitura de 100 pontos aleatórios dentro de cada parcela (Carvalho et al., 2010).

2.3 Amostragem das aranhas do solo

As aranhas foram amostradas com armadilhas de queda (*pitfall traps*). As armadilhas consistiram de um recipiente plástico com 10 cm de diâmetro e 20 cm de profundidade, contendo 300 mL de álcool etílico 80%, enterrado de modo que a borda coincidissem com a superfície do solo. As amostragens ocorreram em dois anos e em duas épocas, totalizando quatro coletas. Em cada coleta as armadilhas permaneceram no campo por sete dias, nos períodos “após pastagem”, ou seja, imediatamente após a saída dos animais da área (de 05 a 11/11/2014 e de 01 a 07/11/2015); e no período “após soja”, imediatamente após a colheita da soja, (de 29/04 a 06/05/2015 e 06 a 13/05/2016).

Um esquema amostral (Figura 1C) de nove pontos foi estabelecido no centro de cada uma das 12 parcelas pastejadas. Este esquema consistiu-se em três transectos de 60 m, com espaçamento de 18 m entre si, onde foram alocados três pontos de coletas em cada transecto. Devido ao menor tamanho das parcelas sem pastejo, foi estabelecido um único transecto de três pontos, com espaçamento de 30 m entre os pontos para a coleta realizada em novembro de 2014. Nas demais coletas, foram alocados sete pontos com espaçamento de 15 m entre os pontos. Nas quatro coletas foram instaladas um total de 480 armadilhas, localizadas sob o mesmo ponto amostral segundo as coordenadas geográficas obtidas por GPS RTK. O estudo

foi realizado com a Autorização para Atividades com Finalidade Científica número 4345-6 (SISBIO), emitida pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil.

Após a coleta das armadilhas, as aranhas foram preservadas em solução de álcool etílico 80%. Todas as aranhas foram identificadas em nível de família e os adultos ao nível de espécie, com auxílio de literatura específica (WSC, 2017). As espécies de Linyphiidae, Theridiidae e Araneidae foram determinadas no Laboratório de Diversidade e Sistemática de Arachnida da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS). As espécies das demais famílias foram determinadas no Laboratório de Aracnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS) e o material foi depositado na coleção de Aracnologia do Museu de Ciências Naturais da PUCRS.

As aranhas foram classificadas em guildas de acordo com a estratégia de captura de presas (Uetz et al., 1999; Höfer e Brescovit, 2001; Cardoso et al.; 2011). As famílias foram agrupadas nas seguintes guildas: caçadoras no solo (Amphinectidae, Corinnidae, Gnaphosidae, Lycosidae, Oonopidae e Trachelidae); emboscadoras (Thomisidae); outras caçadoras (Anyphaenidae, Ctenidae, Eutichuridae, Miturgidae, Oxyopidae, Philodromidae, Salticidae e Scytodidae); tecedoras de teia em lençol (Hahniidae e Linyphiidae); tecedoras de teia orbicular (Araneidae e Tetragnathidae), tecedoras de teia sensitiva (Nemesiidae e Oecobiidae) e tecedoras de teia tridimensional (Theridiidae e Titanocidae).

2.4 Análises estatísticas

Para as análises estatísticas, os dados referentes aos pontos amostrais de cada parcela compreenderam um único ponto, totalizando 14 pontos. Para a abundância total de indivíduos e para a abundância de jovens, machos e fêmeas, o número total de indivíduos coletados por parcela foi dividido pelo número de armadilhas instaladas em cada parcela. Devido ao menor número de parcelas e pontos amostrais nas áreas sem pastejo, a riqueza de espécies, famílias e guildas de aranhas foram determinadas através de rarefação, conforme a probabilidade de encontrá-las segundo o esforço amostral comum a todas as parcelas, ou seja, três pontos amostrais.

Os efeitos da altura do pasto na abundância de jovens, machos, fêmeas e na abundância total de aranhas, bem como na riqueza de espécies, famílias e guildas foram testados com modelos lineares (comando 'lm' do pacote stats no R; R Core Team, 2017). As análises dos modelos lineares foram realizadas através da análise de covariância (ANCOVA), onde

comparamos os períodos da pastagem e da soja, testando o efeito da altura do pasto na riqueza e na abundância de aranhas.

A estrutura da assembleia de aranhas de solo foi avaliada através de padrões de presença e ausência das espécies, famílias e guildas de aranhas ao longo do gradiente ambiental existente entre as fases após pastagem e após soja, utilizando a função ‘Poncho’ (Dambros, 2013). Também avaliamos a mudança na composição das espécies, famílias e guildas, entre os períodos após pastagem e após soja, através da análise multivariada permutativa de variância (comando ‘adonis’, pacote Vegan; Oksanen et al., 2017) utilizando matrizes de distância Bray-Curtis (Anderson, 2006).

A suficiência amostral foi avaliada através da curva de acumulação de espécies de acordo com o número de espécies encontradas em cada parcela, durante as quatro coletas, totalizando 56 locais (comando ‘specaccum’). Para a estimativa da riqueza de espécies utilizamos os estimadores chao 1 e bootstrap (comando ‘specpool’). O estimador chao 1 é adequado para avaliar a similaridade na composição de espécies entre amostras de tamanhos diferentes e que contenham espécies raras (Chao et al., 2005). O estimador Bootstrap baseia-se na análise do número total de espécies amostradas, sem considerar as espécies raras (Smith e Van Belle, 1984). Todas as análises foram realizadas no pacote Vegan do programa R (R Core Team, 2017).

3 Resultados

3.1 Estrutura e composição da comunidade de aranhas de solo associadas ao SIPA

Nas quatro amostragens foram coletadas um total de 3.055 aranhas, sendo 1.480 jovens e 1.575 adultos (974 machos e 601 fêmeas). Maior abundância de aranhas foi coletada após a pastagem, onde foram quantificadas 1.045 aranhas em 2014 (50,4% jovens; 32,2% macho; 17,4% fêmea) e 1.627 em 2015 (46,7% jovens; 34,4% macho; 18,9% fêmea). Após a colheita da soja foram coletadas 171 aranhas em 2015 (43,3% jovens; 26,3% macho; 30,4% fêmea) e 212 aranhas em 2016 (56,1% jovens; 15,6% macho; 28,3% fêmea). As aranhas foram classificadas em 23 famílias e 45 espécies. Linyphiidae representou 63,1% do total da abundância de aranhas no SIPA, seguido por Lycosidae (11,9%) e Theridiidae (10,2%). Estas famílias também apresentaram maior riqueza, com 26,1%; 10,9% e 17,4% das espécies amostradas, respectivamente. A maior parte das espécies amostradas (52,2%) foram compostas por *singletons* (32,6%) e *doubletons* (19,6%).

Linyphiidae foi mais abundante no período após pastagem (61,3% dos indivíduos em 2014 e 76,6% dos indivíduos em 2015), seguida de Lycosidae, Theridiidae e Tetragnathidae. No período após soja houve predomínio de Theridiidae, Lycosidae e Amphinectidae. A composição de famílias diferiu entre os ambientes após soja e após pastagem (adonis: $R^2 = 0,48$; $F_{1,54} = 49,71$; $p < 0.001$) (Figura 2). A análise dos padrões de distribuição mostrou uma forte associação de Tetragnathidae, Trachelidae, Linyphiidae, Miturgidae e Hahniidae com a pastagem. Por outro lado, Philodromidae, Nemesiidae, Scytodidae, Gnaphosidae e Thomisidae, mostraram-se associadas aos padrões ambientais do ambiente após soja (Figura 3). Linyphiidae, Lycosidae, Theridiidae e Amphinectidae mostraram-se persistentes na sucessão soja-pastagem, sendo coletadas em ambos os ambientes.

A curva de acumulação de espécies não atingiu a assíntota (dados não apresentados), demonstrando que parte da diversidade da composição de aranhas do solo não foi inventariada. Segundo o estimador de riqueza Chao 1 foram previstas 60,71 espécies, sendo amostradas 74,12%. Para Bootstrap 51,93 espécies foram previstas, para o qual 86,65% das espécies do SIPA teriam sido amostradas. A composição de espécies também diferiu entre os ambientes soja e pastagem (adonis: $R^2 = 0,30$; $F_{1,54} = 23,36$; $p < 0.001$) (Figura 2). Após pastagem encontramos 35 espécies, com predomínio de *Ostearius melanopygius* (35,2%), *Mermessus* sp. (14,2%) e *Laminacauda montevidensis* (9,6%). Conforme os padrões de distribuição de espécies (Figura 4), *Glenognatha lacteovittata* e *Lepthyphantes* sp. estiveram associadas somente à pastagem. Após a colheita da soja foram coletadas 23 espécies de aranhas, com maior frequência de *Styopsis selis* (36,3%), *Metaltella simoni* (10,5%), *Lycosa erythrognatha* (8,9%) e *Hahniidae* sp.1 (8,4%).

Os padrões de distribuição de presença e ausência de guildas apresentaram uma forte associação de aranhas construtoras de teia orbicular com a pastagem. Por outro lado, aranhas emboscadoras e construtoras de teia sensitiva estiveram associadas à soja (Figura 5). O efeito da diferença do ambiente foi significativo para a composição de guildas de aranhas (adonis: $R^2 = 0,54$; $F_{1,54} = 64,82$; $p < 0.001$) (Figura 2). Quanto à frequência, as guildas corredoras no solo (42,8%) e construtoras de teia tridimensional (32,4%) foram mais frequentes após a colheita da soja (Figura 6A e B), enquanto construtoras de teia em lençol (41,6%) e outras caçadoras (32,8%) foram mais frequentes após a pastagem. Após pastagem, observou-se um aumento na frequência de indivíduos das guildas corredoras no solo e outras caçadoras, principalmente, em pastos com alturas de 10 e 20 cm. Contrariamente, com o aumento da altura do pasto houve um aumento na frequência de aranhas construtoras de teia tridimensional, em lençol e orbicular.

Seguindo esta tendência, as aranhas construtoras de teia orbicular foram mais frequentes nos tratamentos sem pastejo (Figura 6C e D).

3.2 Efeito da altura de pastejo na estrutura da comunidade de aranhas do solo

Nós encontramos relação significativa da abundância e riqueza de aranhas no solo com a altura do pasto (Tabela 1). A intensidade de pastejo (ou altura do pasto) explicou 71%, 72%, 73% e 80% da variação na abundância de jovens, machos, fêmeas e abundância total de aranhas, principalmente após pastagem. Após a colheita da soja a abundância de jovens ($b = 0,015$), machos ($b = 0,011$) e fêmeas ($b = 0,008$) (Tabela 1, Figura 7) apresentou, ainda que menor, uma relação significativa com a altura de pastejo.

A riqueza de espécies (Tabela 1, Figura 8) também apresentou relação positiva e altamente significativa com a altura do pasto, tanto nas coletas realizadas após a pastagem ($b = 0,045$; $p < 0,001$), quanto nas coletas realizadas após a soja ($b = 0,009$; $p < 0,05$). A variação do número de espécies encontradas em função do aumento da altura do pasto foi de 80%. As famílias de aranhas também responderam ao aumento da altura do pasto, porém com uma menor variação (52%). O efeito da intensidade de pastejo também foi observado para guildas após a pastagem ($b = 0,04$; $p < 0,01$), com 56% da variação explicado pela altura do pasto (Figura 8).

4 Discussão

O sistema integrado com sucessão soja-pastagem apresenta um nível considerável de intervenção antrópica devido às diversas práticas agrícolas utilizadas (semeadura da soja sob sistema plantio direto, aplicação de inseticidas, colheita da soja, semeadura das pastagens, pastejo dos bovinos, pisoteio, defecação, aplicação de herbicidas para dessecação da pastagem, etc). Este conjunto de práticas e as diferentes culturas determinam e distinguem a composição de famílias, espécies e guildas de aranhas entre as coletas realizadas após a pastagem e após a soja. No entanto, a análise de composição de presença e ausência mostra que algumas espécies foram recorrentes neste sistema de sucessão soja-pastagem. Isto sugere que estas espécies são capazes de se desenvolver em ambientes que apresentam um elevado grau de interferência humana. *Theridion pernambucum*, *Styposis selis*, *Agyneta* sp.1, *Scolecuroa parilis* e *Ostearius melanopigiis* ocorreram após pastagem e após soja, nas quatro amostragens realizadas. As últimas três espécies pertencem à família Linyphiidae, a qual apresentou a maior abundância e riqueza de espécies no SIPA. As aranhas da família Linyphiidae, principalmente da subfamília

Erigoninae, estão associadas a ambientes intensivamente perturbados (Clark et al., 2004). Esta família apresenta uma elevada abundância em inventários associadas à agroecossistemas, como pastagens (Clark et al., 2004; Rodrigues et al., 2010), lavouras de milho (Royauté e Buddle, 2012; Silva et al., 2014), pomares de café (Marín et al., 2016) e florestamentos de pinus (Podgaiski e Rodrigues, 2017). Corrobora o fato da espécie mais abundante observada neste sistema integrado, que ocorreu associada principalmente à pastagem, ser *Ostearius melanopigiis*, uma espécie agrobionte, cosmopolita e típica de habitats perturbados (Szinetár e Samu, 2012).

A redução da intensidade de pastejo proporcionou espaço e substrato para a ocorrência mais frequente de aranhas construtoras de teias (Dennis et al., 2015). As aranhas construtoras de teia orbicular ocorreram associadas, principalmente, ao período da pastagem, devido à abundância pronunciada de *Glenognatha lacteovitatta*, beneficiada por um suporte mais estável do arranjo de folhas para a construção de suas teias (Podgaiski et al., 2013). Além disso, a maior abundância de aranhas construtoras de teia em lençol em alturas de pasto maiores também pode ser explicada pela estrutura da vegetação, que condiciona uma menor exposição às adversidades do ambiente, como temperatura, umidade e vento (Schirmel et al., 2016). Após a colheita da soja ocorreu abundância predominante de Theridiidae, representada principalmente por *Styopsis selis*. Em outro estudo, esta mesma família também apresentou maior abundância na serapilheira da cultura da soja (Liljeström et al., 2002). Caracterizadas pela construção de teias tridimensionais (Uetz et al., 1999; Hoefler e Brescovit, 2001), os teridídeos apresentam hábito sedentário e ocorrem associados a estratos inferiores da vegetação, construindo suas teias próximas ao solo (Liljeström et al., 2002).

Os padrões de composição, presença e ausência de famílias, espécies e guildas, juntamente com a frequência das guildas, demonstram que após a colheita da soja há a presença de aranhas associadas ao solo descoberto. Neste período, a família Lycosidae apresentou elevada frequência de indivíduos. As aranhas desta família são caçadoras ativas no solo e muitas vezes ocorrem associadas a habitats abertos (Haddad et al., 2011), que permitem um rápido reconhecimento específico entre as aranhas para posterior reprodução (Marín et al., 2016).

Em nosso estudo também analisamos os efeitos da altura do pasto na abundância e riqueza de aranhas de solo. De acordo com a hipótese, o aumento da intensidade de pastejo reduziu a abundância e a riqueza de aranhas de solo neste sistema constituído pela sucessão soja-pastagem para bovinos de corte. Os resultados baseados nos modelos lineares sustentam que as aranhas são fortemente influenciadas pela altura do pasto, principalmente, nas avaliações após a pastagem, caracterizada por um gradiente ambiental de variação na altura do pasto bem

definido. Após a colheita da soja (final do verão), o ambiente apresenta-se mais homogêneo, no entanto, os resíduos vegetais adicionados ao solo pela pastagem de inverno, ainda exercem influência e determinam, com menores valores, a variação da abundância e riqueza das aranhas em função da altura do pasto.

A resposta da abundância das aranhas corrobora com outros estudos, que demonstraram que o aumento da intensidade de pastejo reduziu a abundância (Dennis et al., 2015) e a riqueza de espécies (Horváth et al., 2009). Áreas não pastejadas (Polchaninova et al., 2016) e alturas de pasto mais elevadas proporcionam estruturas de vegetação mais complexas (Gibson et al., 1992), que permite maior abundância e riqueza de espécies e famílias de aranhas (Uetz et al., 1999; Schmidt et al., 2005). Essa complexidade do ambiente favorece a presença das aranhas que se beneficiam da formação de microhabitats (Bell et al., 2001) e de uma maior disponibilidade de presas (Dennis et al., 2015), permitindo assim, melhores condições de exploração do habitat e aumento no número de espécies de aranhas (Marín et al., 2016).

A grande redução na abundância e riqueza de aranhas nas coletas realizadas após a soja, em comparação com as coletas realizadas após a pastagem, sugere que a araneofauna é afetada pelo manejo da soja. As perturbações provocadas pelas práticas agrícolas, como a semeadura e a colheita das culturas, ocasionam a emigração das aranhas (Kerzicnik et al., 2013) dos agroecossistemas. Além disto, a aplicação de agrotóxicos durante o ciclo da soja pode ter ocasionado a mortalidade (Řezáč et al., 2010; Prieto-Benítez e Méndez, 2011) e contribuído para as alterações na abundância e riqueza de aranhas. Por outro lado, a maior abundância de jovens observada após a pastagem e após a soja sugere um 're'colonização constante do ambiente. As aranhas podem colonizar ambientes através de movimentos ativos no solo, ou por meio da dispersão aérea passiva (balonismo), migrando a partir de longas distâncias (Bell et al., 2001). Esses meios de dispersão são capazes de recuperar rapidamente a comunidade de aranhas após um grande distúrbio (Szinetár e Samu, 2012). Nesse sentido, a composição da paisagem circundante às áreas agrícolas funciona como um refúgio para as aranhas. No experimento onde foram realizadas as amostragens há uma área de vegetação natural, adjacente a todas as parcelas, que pode ter sido utilizada como refúgio pelas aranhas. Segundo Clough et al. (2005) e Amaral et al. (2016) estas áreas exercem um importante papel no processo de colonização e determinam a abundância da fauna de aranhas nos agroecossistemas. Outra hipótese sugere que o processo de colonização do ambiente seja constante e mediada por dispersores que permanecem no local, influenciados entre outros fatores pela disponibilidade de alimento (Rodrigues et al., 2008). Os resultados demonstram que após a pastagem e após a soja há maior abundância de machos do que de fêmeas, o que indica maior atividade dos machos das espécies

em período de reprodução. O comportamento errante de busca pelas fêmeas, que tendem a ser mais sésseis, aumenta a probabilidade dos machos serem capturados nas armadilhas (Mineo et al., 2010; Bizuet-Flores et al., 2015).

Ao conhecer a composição de aranhas no Sistema Integrado de Produção Agropecuária este estudo contribui para a utilização adequada da altura do pasto, visando conciliar a produção agropecuária com sustentabilidade. A intensificação do manejo da pastagem promove a redução da abundância e da riqueza de famílias, espécies e guildas de aranhas. Uma menor densidade na lotação de animais permite que alturas de pasto maiores (acima de 30 cm) proporcionem condições ambientais favoráveis ao estabelecimento das aranhas. Logo, a redução do processo de intensificação no manejo das pastagens pode auxiliar na manutenção de uma maior diversidade estrutural da comunidade de aranhas. Conforme Bucher et al. (2016), o pastejo com baixas taxas de lotação de bovinos promove a diversidade de aranhas através da heterogeneidade da vegetação, e a promoção deste tipo de gestão nas pastagens pode contribuir para a conservação da biodiversidade e melhorar a disponibilidade de presas para os outros predadores. Além do pastejo, efeitos de distúrbios mecânicos ocasionados pelo uso e manejo do solo, como aração, devem ser minimizados a fim de aumentar a diversidade de aranhas no agroecossistema (Prieto-Benítez e Méndez, 2011). Além disso, ao criar condições que beneficiam a presença de aranhas no agroecossistema são potencializados serviços ecossistêmicos de regulação no controle de pragas agrícolas. A sensibilidade das aranhas à intensificação do manejo das pastagens sugere a utilização destes organismos como bioindicadores da qualidade deste agroecossistema.

Referências

- Amaral, D.S.S.L., Venzon, M., dos Santos, H.H., Sujii, E.R., Schmidt, J.M., Harwood, J.D., 2016. Non-crop plant communities conserve spider populations in chili pepper agroecosystems. *Biol. Control* 103, 69–77. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2016.07.007>
- Anderson, M.J., 2006. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26, 32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Baretta, D., Luise, M., Bartz, C., Fachini, I., Anselmi, R., Zortéa, T., Duarte, C.R., Baretta, M., 2014. Soil fauna and its relation with environmental variables in soil management systems. *Rev. Ciência Agrônômica* 45, 871–879 <http://dx.doi.org/10.1590/S1806-66902014000500002>
- Bartz, M.L.C., Brown, G.G., Orso, R., Mafra, Á.L., Baretta, D., 2014. The influence of land use systems on soil and surface litter fauna in the western region of Santa Catarina. *Rev. Ciência Agrônômica* 45, 880–887. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902014000500003>

- Batáry, P., Báldi, A., Samu, F., Szuts, T., Erdos, S., 2008. Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? *Biol. Conserv.* 141, 2062–2070. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.002>
- Bell, J., Wheeler, C., Cullen, W., 2001. The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. *J. Zool.* 255, 377–387. <https://doi.org/10.1017/s0952836901001479>
- Bender, S.F., Wagg, C., van der Heijden, M.G.A., 2016. An Underground Revolution: Biodiversity and Soil Ecological Engineering for Agricultural Sustainability. *Trends Ecol. Evol.* 31, 440–452. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.016>
- Bizuet-flores, M.Y., Jiménez-jiménez, M.L., Zavala-hurtado, A., Corcuera, P., 2015. Diversity patterns of ground dwelling spiders (Arachnida: Araneae) in five prevailing plant communities of the Cuatro Ciénegas Basin, Coahuila, México. *Rev. Mex. Biodivers.* 86, 153–163. <https://doi.org/10.7550/rmb.45444>
- Bucher, R., Andres, C., Wedel, M.F., Entling, M.H., Nickel, H., 2016. Biodiversity in low-intensity pastures, straw meadows, and fallows of a fen area-A multitrophic comparison. *Agric. Ecosyst. Environ.* 219, 190–196. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.12.019>
- Cardoso, P., Peka, S., Jocque, R., Coddington, J.A., 2011. Global Patterns of Guild Composition and Functional Diversity of Spiders. *PLoS ONE*, 6, e21710. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021710>
- Carvalho, J.S., Kunde, R.J., Stöcker, C.M., Lima, A.C.R., Silva, J.L.S., 2016. Evolução de atributos físicos, químicos e biológicos em solo hidromórfico sob sistemas de integração lavoura-pecuária no bioma Pampa. *Pesq. agropec. bras.* 51, 1131-1139. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900012>
- Carvalho, P.C. de F., de Moraes, A., Pontes, L. da S., Anghinoni, I., Sulc, R.M., Batello, C., 2014. Definições e terminologias para Sistema Integrado de Produção Agropecuária. *Rev. Cienc. Agron.* 45, 1040–1046. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902014000500020>
- Carvalho, P.C. de F., Rocha, L.M., Baggio, C., Kunrath, T.R., Moraes, A., 2010. Característica produtiva e estrutural de pastos mistos de aveia e azevém manejados em quatro alturas sob lotação contínua. *R. Bras. Zootec.* 39, 1857–1865.
- Clark, R.J., Gerard, P.J., Mellsop, J.M., 2004. Spider biodiversity and density following cultivation in pastures in the Waikato, New Zealand. *N. Z. J. Agric. Res.* 47, 247-259. <https://doi.org/10.1080/00288233.2004.9513592>
- Clough, Y., Kruess, A., Kleijn, D., Tschamntke, T., 2005. Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. *J. Biogeogr.* 32, 2007–2014. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01367.x>
- Chao, A., Chazdon, R.L., Colwell, R.K., Shen, T.-J., 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecol. Lett.* 8, 148–159. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00707.x>

- Dennis, P., Skartveit, J., Kunaver, A., McCracken, D.I., 2015. The response of spider (Araneae) assemblages to structural heterogeneity and prey abundance in sub-montane vegetation modified by conservation grazing. *Glob. Ecol. Conserv.* 3, 715–728. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2015.03.007>
- Doran, J.W., Zeiss, M.R., 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Appl. Soil Ecol.* 15, 3–11. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00067-6)
- Eldridge, D.J., Delgado-Baquerizo, M., Travers, S.K., Val, J., Oliver, I., 2017. Do grazing intensity and herbivore type affect soil health? Insights from a semi-arid productivity gradient. *J. Appl. Ecol.* 54, 976–985. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12834>
- Garrett, R.D., Niles, M.T., Gil, J.D.B., Gaudin, A., Chaplin-Kramer, R., Assmann, A., Assmann, T.S., Brewer, K., de Faccio Carvalho, P.C., Cortner, O., Dynes, R., Garbach, K., Kebreab, E., Mueller, N., Peterson, C., Reis, J.C., Snow, V., Valentim, J., 2017. Social and ecological analysis of commercial integrated crop livestock systems: Current knowledge and remaining uncertainty. *Agric. Syst.* 155, 136–146. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.05.003>
- Gibson, C.W.D., Brown, V. K., Losito, L., McGavi, G.C., 1992. The response of invertebrate assemblies to grazing. *Ecography*, 15, 166–176. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1992.tb00020.x>
- Gil, J.D.B., Garrett, R., Berger, T., 2016. Determinants of crop-livestock integration in Brazil: Evidence from the household and regional levels. *Land use policy* 59, 557–568. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.09.022>
- Godfray H.C.J., Garnett T., 2014. Food security and sustainable intensification. *Phil. Trans. R. Soc. B* 369: 20120273. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2012.0273>
- Haddad, G.Q., Cividanes, F.J., Martins, I.C.F., 2011. Species Diversity of Myrmecofauna and Araneofauna Associated with Agroecosystem and Forest Fragments and their Interaction with Carabidae and Staphylinidae (Coleoptera). *Fla. Entomol.* 94, 500-509. <https://doi.org/10.1653/024.094.0314>
- Havlicek, E., 2012. Soil biodiversity and bioindication: From complex thinking to simple acting. *Eur. J. Soil Biol.* 49, 80–84. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.01.009>
- Herrero, M., Thornton, P.K., Notenbaert, A.M., Wood, S., Msangi, S., Freeman, H.A., Bossio, D., Dixon, J., Peters, M., van de Steeg, J., Lynam, J., Rao, P.P., Macmillan, S., Gerard, B., McDermott, J., Sere, C., Rosegrant, M., 2010. Smart Investments in Sustainable Food Production: Revisiting Mixed Crop-Livestock Systems. *Science* (80-). 327, 822–825. <https://doi.org/10.1126/science.1183725>
- Höfer, H., Brescovit, A.D., 2001. Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae) from Reserva Ducke, Amazonas, Brazil. *Andrias*, 15, 99-119.
- Kerzicnik, L.M., Peairs, F.B., Cushing, P.E., Draney, M.L., Merrill, S.C., 2013. Spider Fauna of Semiarid Eastern Colorado Agroecosystems: Diversity, Abundance, and Effects of Crop Intensification. *Environ Entomol.* 42, 131-42. <https://doi.org/10.1603/EN12186>

- Kunrath, T.R., T., Cadenazzi, M., Martins, D., Anghinoni, I., Moraes, A. De, Santiago, R., César, P., Carvalho, D.F., 2014. Management targets for continuously stocked mixed oat × annual ryegrass pasture in a no-till integrated crop – livestock system. *Eur. J. Agron.* 57, 71–76. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.09.013>
- Kunrath, T.R., Carvalho, P.C. de F., Cadenazzi, M., Bredemeier, C., Anghinoni, I., 2015. Grazing management in an integrated crop-livestock system: Soybean development and grain yield. *Rev. Cienc. Agron.* 46, 645–653. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20150049>
- Lefebvre, M., Franck, P., Olivares, J., Ricard, J.M., Mandrin, J.F., Lavigne, C., 2017. Spider predation on rosy apple aphid in conventional, organic and insecticide-free orchards and its impact on aphid populations. *Biol. Control.* 104, 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2016.10.009>
- Horváth, R., Magura, T., Szinetár, C., Tóthmérész, B., 2009. Spiders are not less diverse in small and isolated grasslands, but less diverse in overgrazed grasslands: A field study (East Hungary, Nyírség). *Agric. Ecosyst. Environ.* 130, 16–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.11.011>
- Liljesthrom, G., Minervino, E., Castro, D., Gonzalez, A. 2002. La comunidad de arañas del cultivo de soja em la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Neotrop. Entomol.* 31, 197-210.
- Marín, L., Philpott, S.M., De la Mora, A., Ibarra Núñez, G., Tryban, S., Perfecto, I., 2016. Response of ground spiders to local and landscape factors in a Mexican coffee landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* 222, 80–92. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.051>
- Mineo, M.F., Del-claro, K., Brescovit, A.D., 2010. Seasonal variation of ground spiders in a Brazilian Savanna. *Zoologia*, 27, 353–362. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000300006>
- Moraine, M., Melac, P., Ryschawy, J., Duru, M., Therond, O., 2017. A participatory method for the design and integrated assessment of crop-livestock systems in farmers' groups. *Ecol. Indic.* 72, 340–351. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.012>
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, H.M.H., Wagner, H., 2015. *Vegan: Community Ecology Package*.
- Podgaiski, L.R., Joner, F., Lavorel, S., Moretti, M., Ibanez, S., Mendonc, M.D.S., 2013. Spider Trait Assembly Patterns and Resilience under Fire-Induced Vegetation Change in South Brazilian Grasslands. *PLoS ONE*, 8, e60207. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0060207>
- 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, Sér. Zool.* 107, e2017007. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4766e2017007>
- Polchaninova, N., Savchenko, G., Drogvalenko, A., Ronkin, V., 2016. The impact of cattle grazing on cursorial spiders (Aranei) and true bugs (Heteroptera) in steppe gullies of northeastern Ukraine. *"Agriculture, Ecosyst. Environ.* 234, 65–71. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.031>

- Portilho, I.I.R., Crepaldi, R.A., Borges, C.D., Silva, R.F. da, Salton, J.C., Mercante, F.M., 2011. Fauna invertebrada e atributos físicos e químicos do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. *Pesqui. Agropecuária Bras.* 46, 1310–1320. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000027>
- Prieto-Benítez, S., Méndez, M., 2011. Effects of land management on the abundance and richness of spiders (Araneae): A meta-analysis. *Biol. Conserv.* 144, 683–691. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.11.024>
- R Core Team, 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Řezáč, M., Pekár, S., Stará, J., 2010. The negative effect of some selective insecticides on the functional response of a potential biological control agent, the spider *Philodromus cespitum*. *BioControl*, 55, 503-5010. <https://doi.org/10.1007/s10526-010-9272-3>
- Rillig, M.C., Ziersch, L., Hempel, S., 2017. Microplastic transport in soil by earthworms. *Sci. Rep.* 7, 1362. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01594-7>
- Rockström, J., Williams, J., Daily, G., Noble, A., Matthews, N., Gordon, L., Wetterstrand, H., DeClerck, F., Shah, M., Steduto, P., de Fraiture, C., Hatibu, N., Unver, O., Bird, J., Sibanda, L., Smith, J., 2017. Sustainable intensification of agriculture for human prosperity and global sustainability. *Ambio* 46, 4–17. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0793-6>
- Rodrigues, E.N.L., Mendonça Jr, M de S., Fritz, L.L., Heinrichs, E.A., Fiuza, L., 2013. Effect of the insecticide lambda-cyhalothrin on rice spider populations in southern Brazil. *Zoologia* 30, 615–622. <https://doi.org/10.1590/s1984-46702013005000010>
- Rodrigues, E.N.L., Mendonça Jr., M. de S., Ott, R., 2008. Fauna de aranhas (Arachnida, Araneae) em diferentes estágios do cultivo do arroz irrigado em Cachoeirinha, RS, Brasil. *Iheringia. Série Zool.* 98, 362–371. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212008000300011>
- Rodrigues, E.N.L., Mendonça Jr, M. de S., Rosado, J.L.O., Loeck, A.E., 2010. Soil spiders in differing environments : Eucalyptus plantations and grasslands in the Pampa biome, southern Brazil. *Rev. Colomb. Entomol.* 36, 277–284.
- Royauté, R., Buddle, C.M., 2012. Colonization dynamics of agroecosystem spider assemblages after snow-melt in Quebec (Canada). *J. Arachnol.* 40, 48–58. <https://doi.org/10.1636/P11-16.1>
- Santos, G.G., Da Silveira, P.M., Marchão, R.L., Becquer, T., Balbino, L.C., 2008. Macrofauna edáfica associada a plantas de cobertura em plantio direto em um Latossolo Vermelho do Cerrado. *Pesqui. Agropecu. Bras.* 43, 115–122. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2008000100015>
- Schiefer, J., Lair, G.J., Blum, W.E.H., 2016. Potential and limits of land and soil for sustainable intensification of European agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 230, 283–293. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.021>

- Schirmel, J., Thieli, J., Entling, M.H., Buchholz, S., 2016. Trait composition and functional diversity of spiders and carabids in linear landscape elements. *Agric. Ecosyst. Environ.* 235, 318–328. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.028>
- Schmidt, M.H., Roschewitz, I., Thies, C., 2005. Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *J. Appl. Ecol.* 42, 281–287. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01014.x>
- Shengjie, L.I.U., Xiaodong, Y., Ives, A.R., Zhili, F., Liqing, S.H.A., 2017. Effects of seasonal and perennial grazing on soil fauna community and microbial biomass carbon in the subalpine meadows of Yunnan, Southwest China. *Pedosphere* 27, 371–379. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.023>
- Silva, L.V., Ribeiro, A.L.P., Lúcio, A.D. 2014. Diversidade de aranhas de solo em cultivos de milho. *Semina: Ciênc. Agrár.* 35, 2395–2404. <https://doi.org/10.5433/1679-0359>
- Silva, R.F., de Aquino, A.M., Mercante, F.M., Guimarães, M. de F., 2008. Macrofauna invertebrada do solo em sistema integrado de produção agropecuária no cerrado. *Acta Sci. - Agron.* 30, 725–731. <http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v30i5.5974>
- Smith, E.P., Van Belle, G., 1984. Nonparametric Estimation of Species Richness. *Biometrisch*, 40, 119–129.
- Szinetár, C., Samu, F., 2012. Intensive grazing opens spider assemblage to invasion by disturbance-tolerant species. *J. Arachnol.* 40, 59–70. <https://doi.org/10.1636/P11-55.1>
- Uetz, G.W., Halaj, J., Cady, A.B., 1999. Guild structure of spiders in major crops. *J. Arachnol.* 27, 270–280.
- van Klink, R., van der Plas, F., van Noordwijk, C.G.E.T., WallisDeVries, M.F., Olf, H., 2015. Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biol. Rev.* 90, 347–366. <https://doi.org/10.1111/brv.12113>
- WallisDeVries, M.F., Noordijk, J., Colijn, E.O., Smit, J.T., Veling, K., 2016. Contrasting responses of insect communities to grazing intensity in lowland heathlands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 234, 72–80. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.012>
- Wise, D.H., Snyder, W.E., Tuntibunpakul, P., Halaj, J., 1999. Spiders in Decomposition Food Webs of Agroecosystems: Theory and Evidence. *J. Arachnol.* 27, 363–370. <https://doi.org/10.2307/3706008>

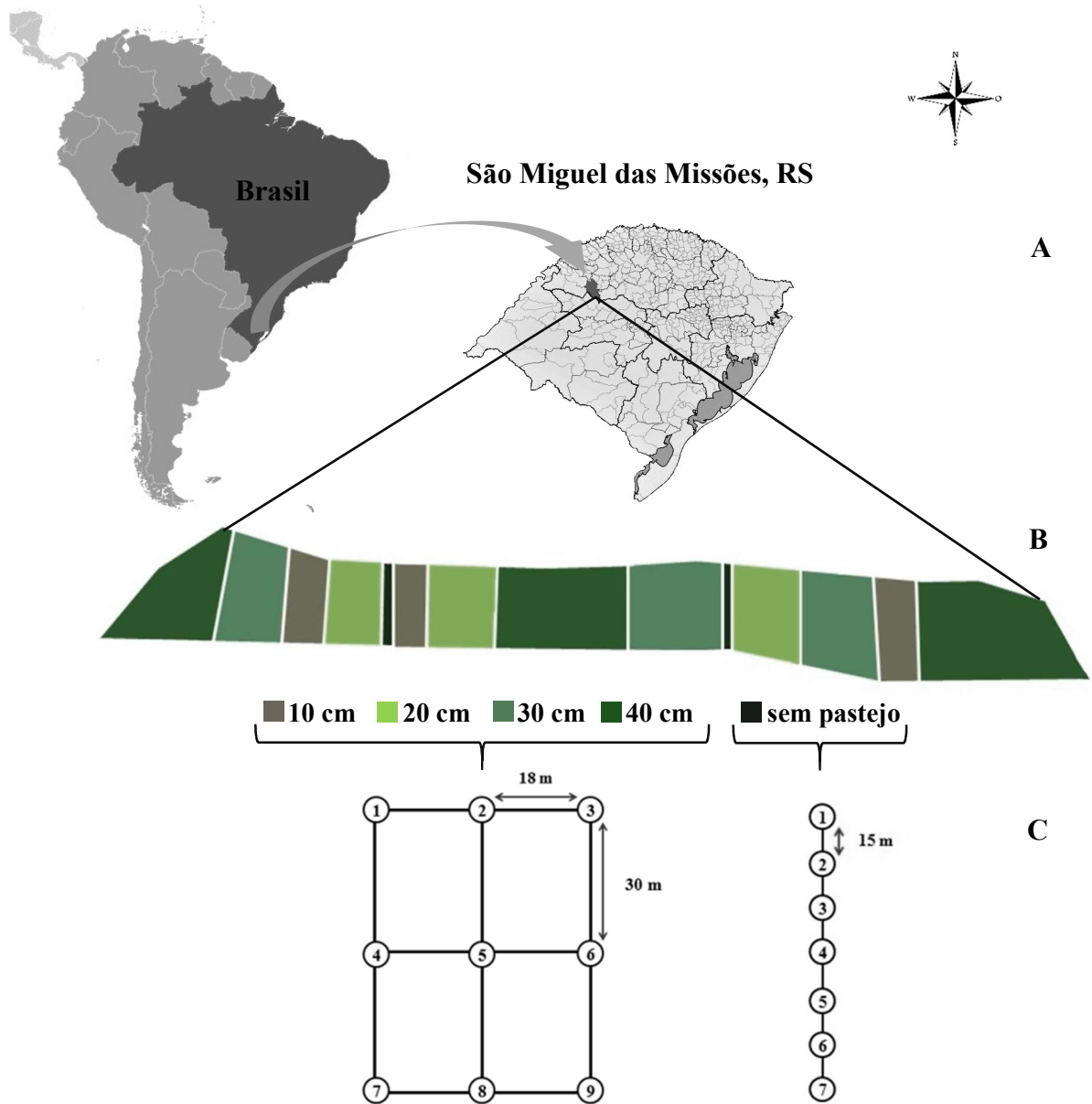


Figura 1. (A) Localização do Sistema Integrado de Produção Agropecuária em São Miguel das Missões, RS, Brasil. (B) Disposição das parcelas no experimento e suas respectivas dimensões (da esquerda para a direita): 2,19 ha; 1,60 ha; 0,90 ha; 1,32 ha; 0,10 ha; 0,86 ha; 1,31 ha; 2,87 ha; 2,10 ha; 0,10 ha; 1,49 ha; 1,89 ha; 1,07 ha e 3,53 ha (C). Esquema amostral com a disposição dos pontos de coleta nas áreas com pastejo (esquerda) e nas áreas sem pastejo (direita).

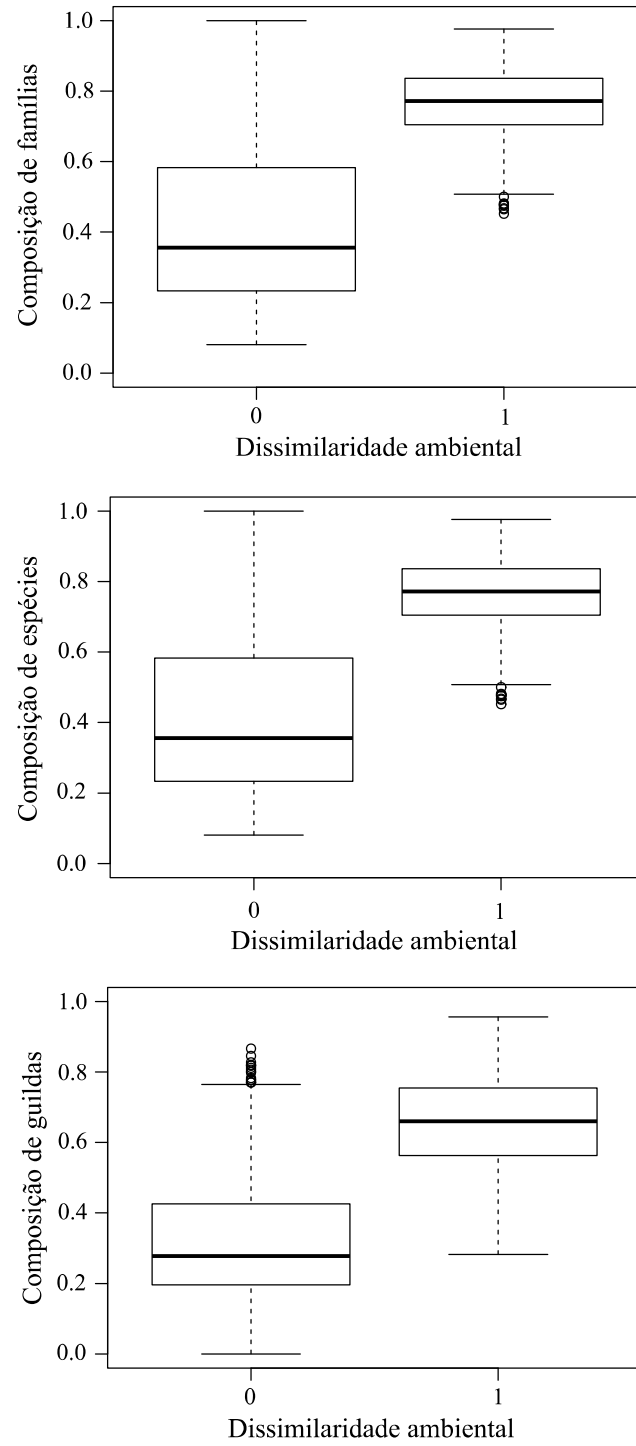


Figura 2. Efeito da dissimilaridade ambiental na composição de famílias, espécies e guildas de aranhas do solo em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária constituído pela sucessão soja - pastagem

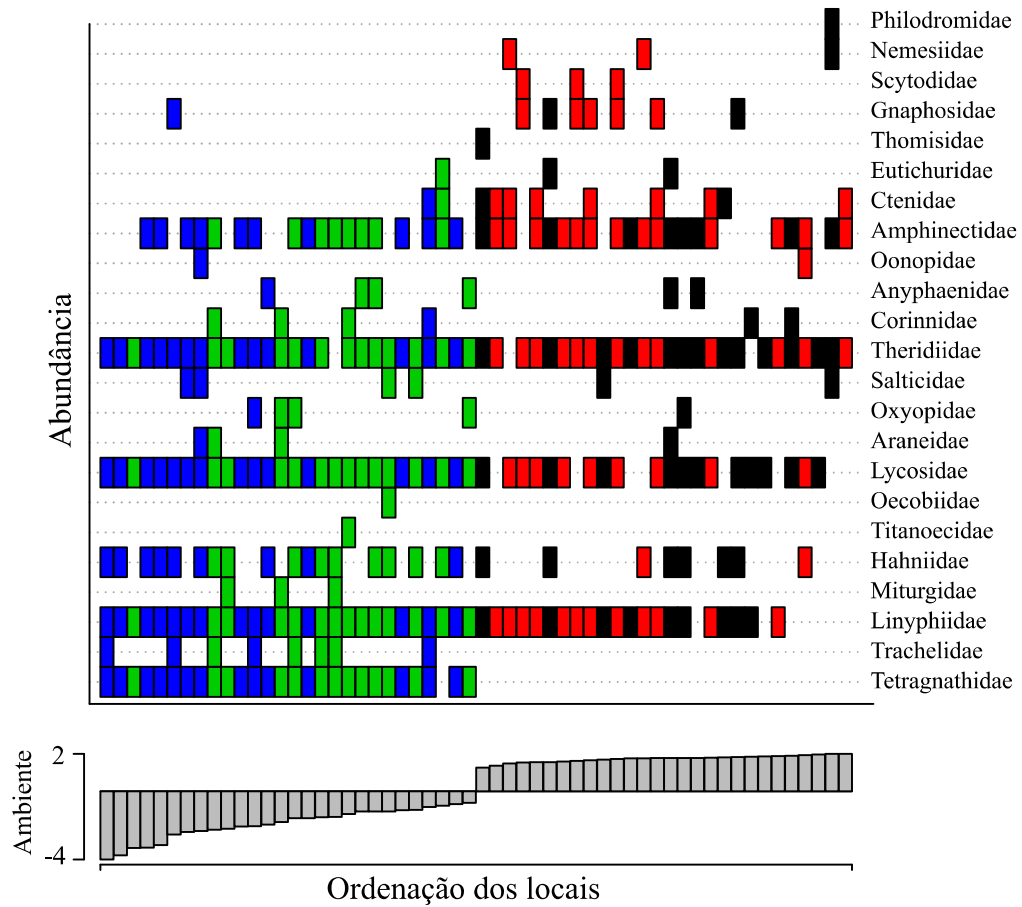


Figura 3. Distribuição de famílias de aranhas do solo coletadas em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária. As coletas foram realizadas em quatro épocas: após o pastejo dos bovinos (verde = 2014 e azul = 2015) e após a colheita da soja (preto = 2015 e vermelho = 2016).

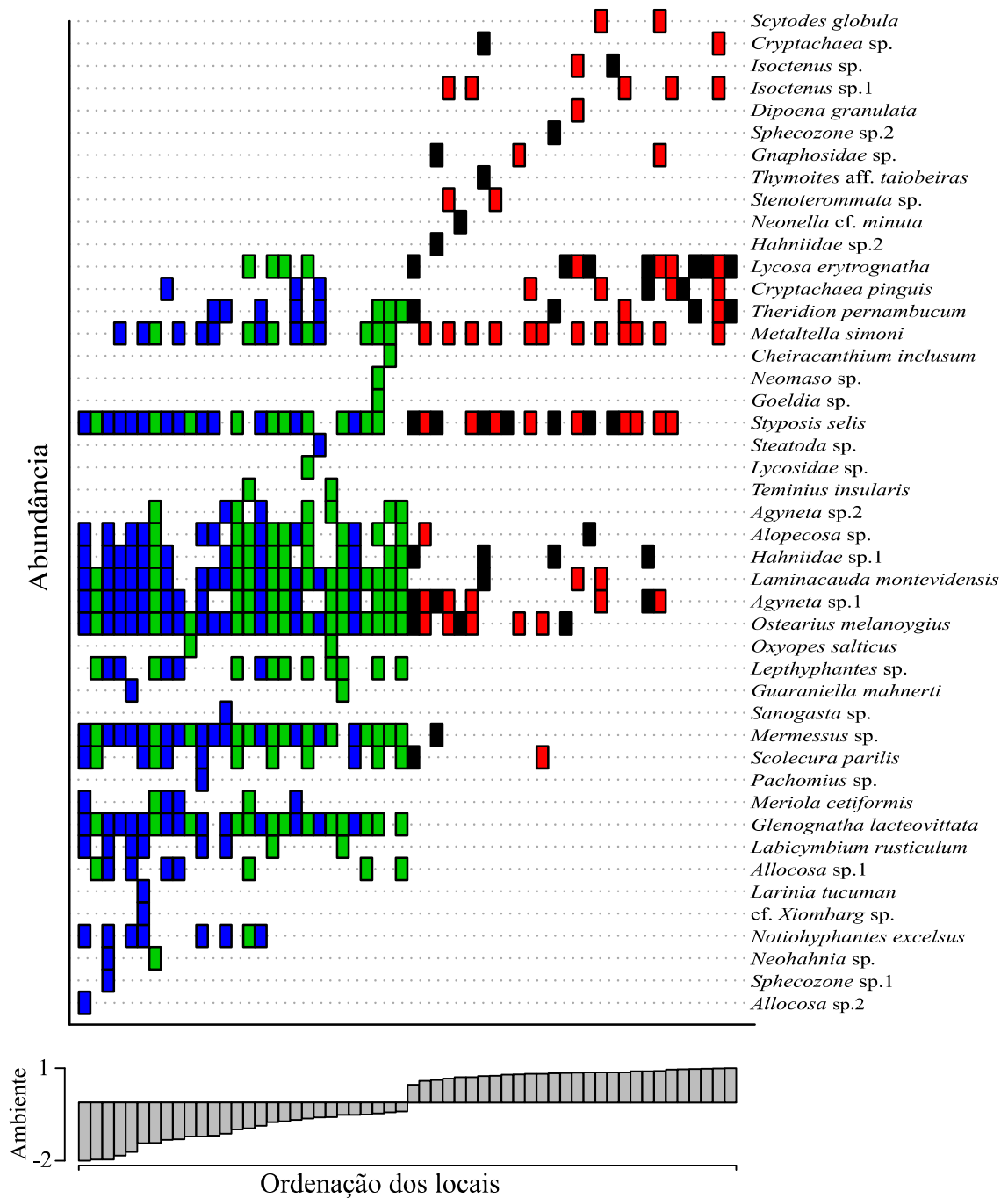


Figura 4. Distribuição de espécies de aranhas do solo coletadas em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária. Após o pastejo dos bovinos (verde = 2014 e azul = 2015) e após a colheita da soja (preto = 2015 e vermelho = 2016).

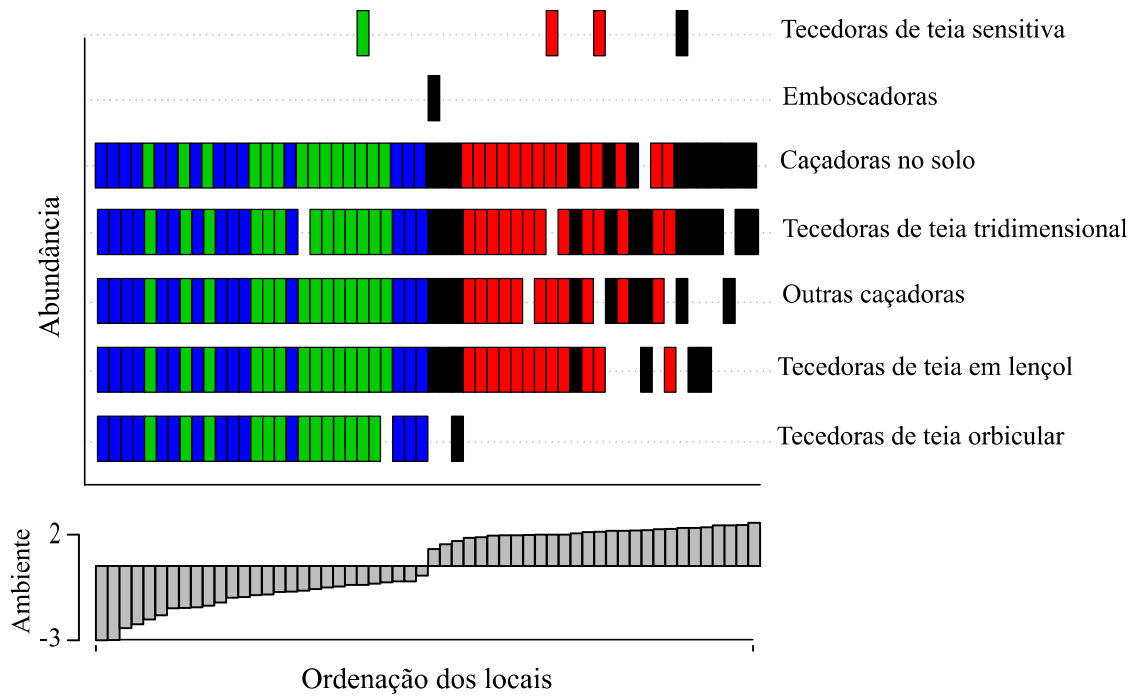


Figura 5. Distribuição de guildas de aranhas do solo coletadas em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária. Após o pastejo dos bovinos (verde = 2014 e azul = 2016) e após a colheita da soja (preto = 2015, vermelho = 2016).

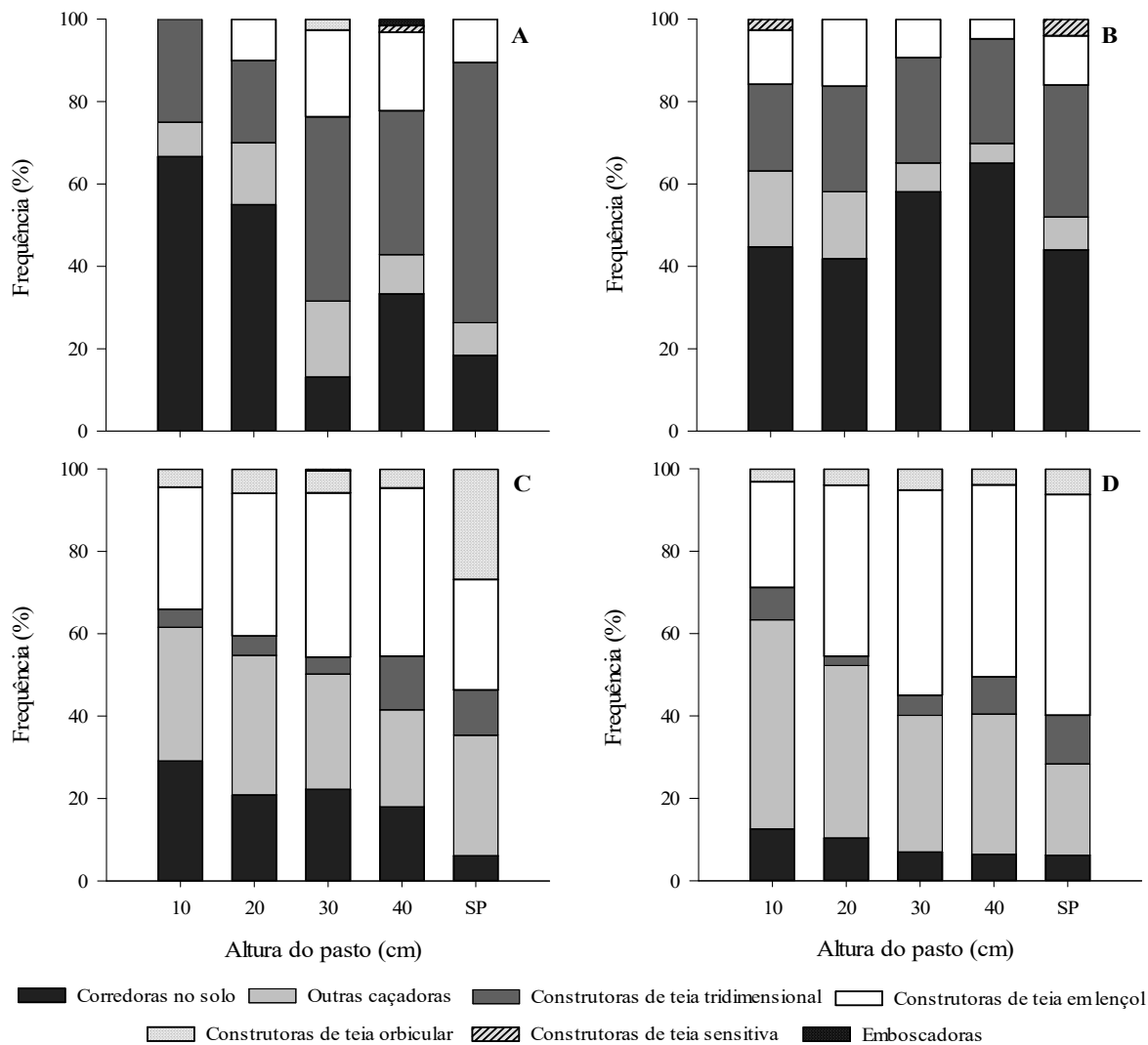


Figura 6. Frequência de guildas das aranhas do solo em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária nos períodos após soja em 2015 (A) e 2016 (B) e após pastagem em 2014 (C) e 2015 (D).

Tabela 1. Resumo da análise de covariância do efeito da altura de pastejo na abundância e riqueza de aranhas do solo coletadas após a pastagem e após a soja.

	Abundância				Riqueza		
	Jovens	Machos	Fêmeas	Total	Espécies	Famílias	Guildas
Pastagem	3,027***	2,230***	1,094***	6,351***	4,887***	6,776*	4,655***
Altura de pastejo	0,090***	0,060***	0,038***	0,188***	0,045***	0,311**	0,059*
Soja	-2,664**	-2,211**	-0,866*	-5,742***	-3,637***	-4,990†	-3,007**
Altura de pastejo	-0,075*	-0,050*	-0,030**	-0,154**	-0,036*	-0,285*	-0,039†
R ²	0,71	0,72	0,73	0,80	0,85	0,52	0,56

P (†<0.1, *<0.05, **<0.01, ***<0.001).

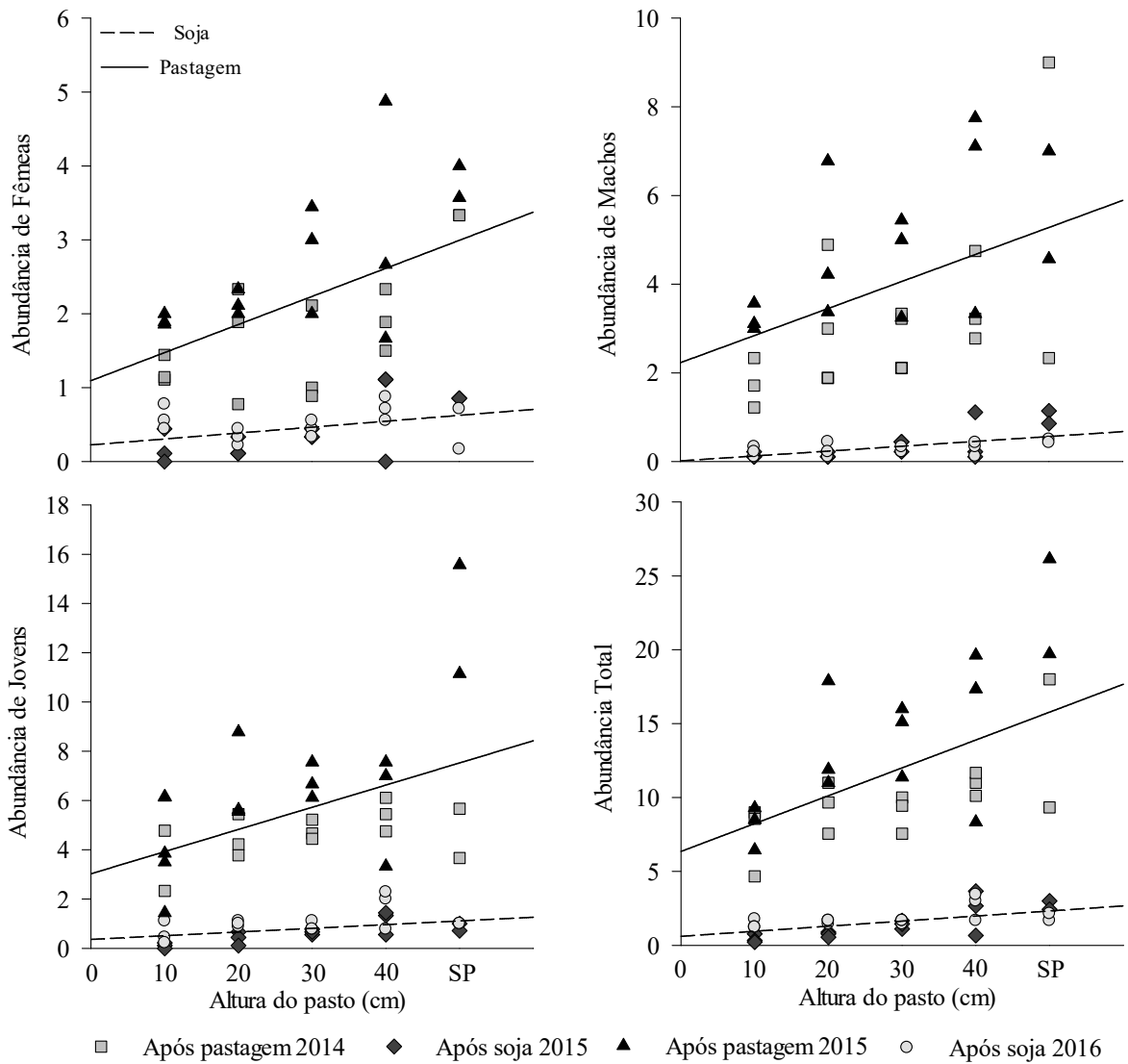


Figura 7. Efeito da altura do pasto na abundância de fêmeas, machos, jovens e abundância total de aranhas de solo coletadas após o pastejo dos bovinos e após a colheita da soja, nos tratamentos com diferentes alturas de pastejo ou sem pastejo (SP) em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária.

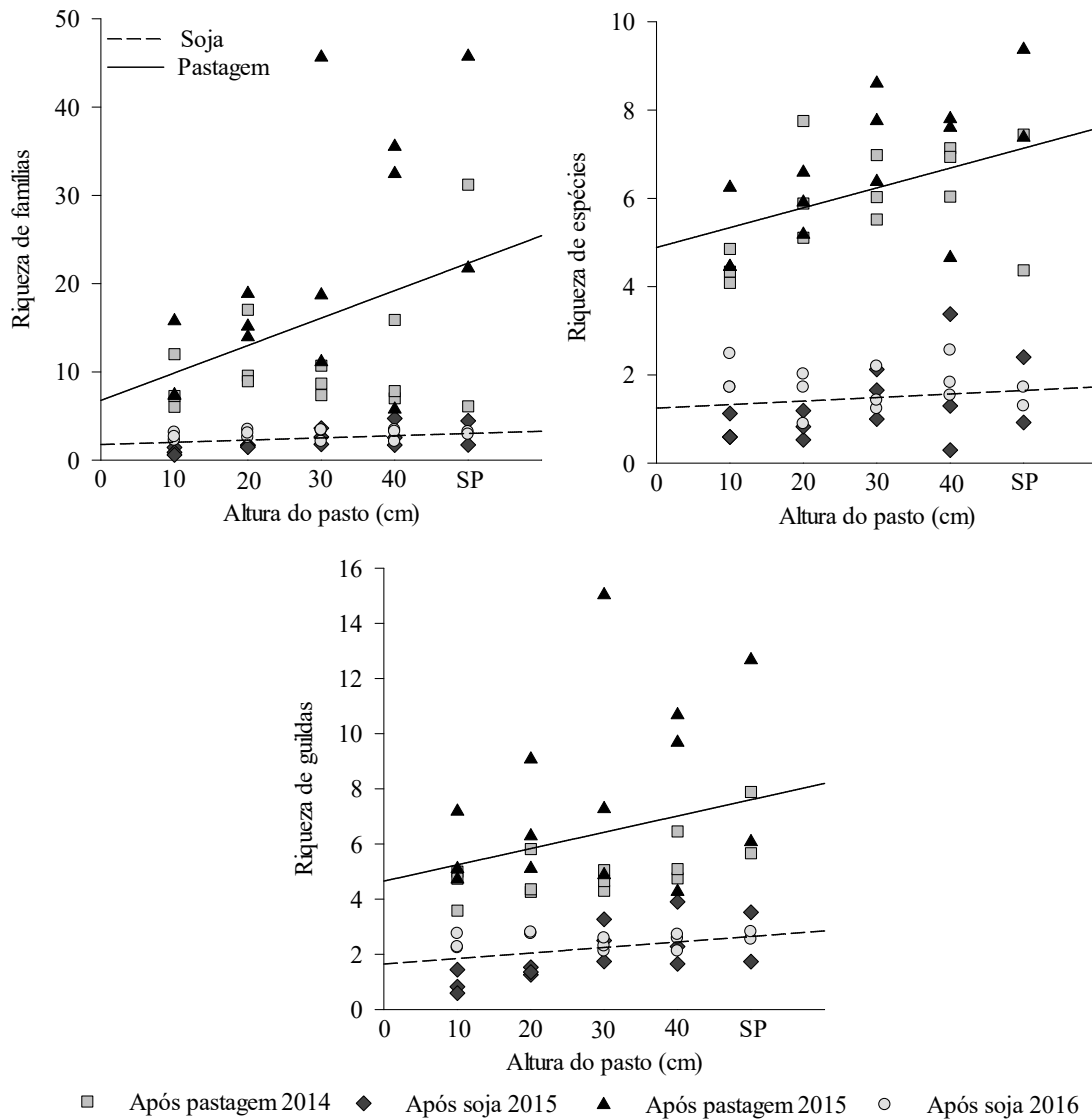


Figura 8. Efeito da altura de pastejo na riqueza de espécies, famílias e guildas de aranhas de solo coletadas após o pastejo dos bovinos e após a colheita da soja, nos tratamentos com diferentes alturas de pastejo ou sem pastejo (SP) em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo permitiu conhecer a estrutura e composição da comunidade de aranhas do solo de um Sistema Integrado de Produção Agropecuária, com sucessão soja-pastagem, e manejado com diferentes intensidades de pastejo. Nossos resultados evidenciam a importância do manejo com intensidades de pastejo reduzidas ou moderadas, e associado à cobertura permanente do solo, visando manter e promover a abundância e riqueza de aranhas. Além de fornecer importantes informações a respeito da areneofauna do noroeste do estado do Rio Grande do Sul, este trabalho também nos incita por respostas sobre as relações ecológicas que as aranhas estabelecem com os demais organismos no sistema produtivo. A partir deste trabalho, pesquisas sobre as relações tróficas estabelecidas entre as aranhas e os demais organismos que compõem a fauna do solo podem ser realizados. Dessa forma, dar-se-á avanço no conhecimento sobre o serviço ecossistêmico de regulação que as aranhas desempenham no agroecossistema, principalmente para as espécies de maior expressividade nos sistemas produtivos.

REFERÊNCIAS

- ABDO, M. T. V. N.; VALERI, S. V.; MARTINS, A. L. M. Sistemas agroflorestais e agricultura familiar: uma parceria interessante. **Revista Tecnologia e Inovação Agropecuária**, p. 50-59, dez. 2008. Disponível em: <http://www.dge.apta.sp.gov.br/Publicacoes/T&IA2/T&IAv1n2/Artigo_Agroflorestais_5.pdf>. Acesso em: 08 maio 2017.
- ALMADA, M. S. et al. Araneofauna (Arachnida: Araneae) en cultivos de algodón (*Gossypium hirsutum*) transgénicos y convencionales en el norte de Santa Fe, Argentina. **Revista Brasileira de Biología Tropical**, v. 60, n. 2, p.611-623, 2012.
- ALTIERI, M. A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 74, p. 19-31, 1999. Disponível em: <<http://www-sciencedirect-com.ez47.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S0167880999000286>>. Acesso em: 15 set. 2015.
- AMARAL, D. S. S. L. et al. Non-crop plant communities conserve spider populations in chili pepper agroecosystems. **Biological Control**, v. 103, p. 69-77, 2016. Disponível em: <<http://www-sciencedirect-com.ez47.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S1049964416301293>>. Acesso em: 12 dez. 2016.
- ARMENDANO, A.; GONZÁLEZ, A. Comunidad de arañas (Arachnida, Araneae) del cultivo de alfalfa (*Medicago sativa*) en Buenos Aires, Argentina. **Revista de Biología Tropical**, v. 58, n. 2, p.757-767, 2010.
- AQUINO, A. M.; CORREIA, M. E.F.; AGUIAR-MENEZES, E. L. **Aranhas em agroecossistemas**. Documentos 230. Soropédica: Embrapa Agrobiologia, 2007,16p. Disponível me: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPAB-2010/34392/1/doc230.pdf>>. Acesso em: 15 set. 2015.
- AQUINO, A. M. et al. Invertebrate soil macrofauna under different ground cover plants in the no-till system in the Cerrado. **European Journal of Soil Biology**, v. 44, p. 191-197, 2008. Disponível em: <<http://www-sciencedirect-com.ez47.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S1164556307000465>>. Acesso em: 15 set. 2015.
- ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007. Disponível em:<<http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/6684/4403>>. Acesso em 03 jun. 2017.
- AZEVEDO, A. C.; PEDRON, F. A.; DALMOLIN, R. S. D. A evolução e as funções do solo no ambiente. In: CERETTA, C. A.; SILVA, L. S.; REICHERT, J. M. (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 5, p. 1-48, 2007.
- BALBINOT JUNIOR, A. A. et al. Integração lavoura-pecuária: intensificação de uso de áreas agrícolas. **Ciência Rural** [online], v. 39, n. 6, p.1925-1933, 2009. Disponível em:

<http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-84782009000600048&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso em: 21 set. 2015.

BALDISSERA, R.; GANADE, G.; FONTOURA, S. B. Web spidercommunity response along an edge between pasture and *Araucaria* forest. **Biological Conservation**, v.118, p. 403-409, 2004.

BARETTA, D. et al. Fauna edáfica e qualidade do solo. In: KLAUBERG FILHO, O.; MAFRA, A.L. (Org.). In: **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 7, p. 119-170, 2011.

BARTZ, M. L. C. et al. The influence of land use systems on soil and surface litter fauna in the western region of Santa Catarina. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 5, p. 880-887, 2014. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rca/v45n5spe/03.pdf>. Acesso em: 29 abr. 2017.

BATÁRY, P. et al. Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? **Biological Conservation**, v. 141, p. 2062-2070, 2008. Disponível em: <<http://www-sciencedirect-com.ez47.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S0006320708002097>>. Acesso em: 16 set. 2015.

BEDANO, J. C. et al. Effect of Good Agricultural Practices under no-till on litter and soil invertebrates in areas with different soil types. **Soil & Tillage Research**, v.158, 2016, p.100–109.

BELL, J. R.; WHEATER, C. P.; CULLEN, R. W. The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. **Journal of Zoology**, v. 255, p. 377-387, 2001. Disponível em: <<http://onlinelibrary-wiley.ez47.periodicos.capes.gov.br/doi/10.1017/S0952836901001479/pdf>>. Acesso em: 22 set. 2015.

BENDER, S. F.; WAGG, C.; VAN DER HEIJDEN, M. G. A. An underground revolution: biodiversity and soil ecological engineering for agricultural sustainability. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 31, n. 6, p. 440-452, 2016. Disponível em: <<http://www-sciencedirect-com.ez47.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S0169534716000616>>. Acesso em: 10 out. 2016.

BENTON, T. G.; VICKERY, J. A.; WILSON, J. D. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 18, n. 4, p. 182-188, 2003. Disponível em: <<http://www-sciencedirect-com.ez47.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S0169534703000119>>. Acesso em: 21 set. 2015.

BONE, J. et al. Soil quality assessment under emerging regulatory requirements. **Environment International**, v. 36, n. 6, p. 609-622, 2010. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412010000620>>. Acesso em: 30 abr. 2017.

BOOIJ, C. J. H.; NOORLANDER, J. Farming systems and insect predators. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 40, p. 125-135, 1992. Disponível em: <<http://www->

sciencedirect-com.ez47.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/016788099290088S>. Acesso em: 22 set. 2015.

BOTTINELLI, N. et al. Why is the influence of soil macrofauna on soil structure only considered by soil ecologists? **Soil & Tillage Research**, v. 146, p.118-124, 2015.

BUCHER, R. et al. Biodiversity in low-intensity pastures, straw meadows, and fallows of a fen area—A multitrophic comparison. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 219, p. 190–196, 2016. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880915301948>>. Acesso em: 08 jan. 2016.

CALABRESE, G. et al. Short-term effects of different soil management practices on biodiversity and soil quality of Mediterranean ancient olive orchards. **Organic Agriculture**, v. 5, n. 3, p. 209-223, 2015. Disponível em: <<http://link-springer-com.ez47.periodicos.capes.gov.br/article/10.1007/s13165-015-0120-8>>. Acesso em: 09 nov. 2015.

CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A. **Agroecologia: alguns conceitos e princípios**. Brasília: MDA/SAF/DATER-IICA, 2004, 24p. Disponível em: <<http://www.fca.unesp.br/Home/Extensao/GrupoTimbo/Agroecologia-Conceitoseprincipios.pdf>>. Acesso em: 08 maio 2017.

CARDOSO P. et al. Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. **PLoS One**, v. 6, n. 6, 1-10, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021710.s001>>. Acesso em: 03 mar. 2016.

CARVALHO, J. S. et al. Evolução de atributos físicos, químicos e biológicos em solo hidromórfico sob sistemas de integração lavoura-pecuária no bioma Pampa. **Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília**, v. 51, n. 9, p. 1131-1139, 2016. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v51n9/0100-204X-pab-51-09-1131.pdf>>. Acesso em: 08 maio 2017.

CARVALHO, P. C. F. et al. Definições e terminologias para Sistema Integrado de Produção Agropecuária. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 5, p. 1040-1046, 2014. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rca/v45n5spe/20.pdf>>. Acesso em: 15 mar. 2016.

CARVALHO, P. C. F. et al. **Integração soja-bovinos de corte no Sul do Brasil**. Boletim Técnico, Porto Alegre, 2011, 60p.

CLOUGH, Y. et al. Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. **Journal of Biogeography**, v. 32, n. 11, 2005, p. 2007-2014. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/3566294>>.

CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L. C. M. de. Fauna de Solo: aspectos gerais e metodológicos. **Documentos 112**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2000, 46p.

CORREIA, M. E. F. Potencial de utilização dos atributos das comunidades de fauna de solo e de grupos chave de invertebrados como bioindicadores do manejo de ecossistemas. **Documentos 157**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2002, 23p.

CORSEUIL, E.; BRESOVIT, A. D.; HEINECK, M. A. Aranhas associadas à cultura da soja em Eldorado do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências**, v. 2, n. 1, p.95-105, 1994.

COUTINHO, J. G. E.; STABILE, L. VIANA, B. F. Interações entre predadores e polinizadores e as consequências para a produção de frutos em *Byrsonima microphylla* A. Juss. **Candombá Revista Virtual**, v. 8, n. 1, p. 26-36, 2012.

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. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.008>>

CUNHA, J. A. S. et al. Araneofauna (Arachnida, Araneae) in conventional and organic crops of watermelon (*Citrullus lanatus*) in northeastern Brazil. **Revista Colombiana de Entomología**, v. 41, n.1, p.68-75, 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. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989415000335>>. Acesso em: 11 out. 2016.

DORAN, J. W. ZEISS, M. R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, v. 15, p. 3–11, 2000. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0929139300000676>>. Acesso em: 04 maio 2017.

DUFFEY, E. The effects of human trampling on the fauna of grassland litter. **Biological Conservation**, v. 7, p. 255-274, 1975. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0006320775900427>>. Acesso em: 21 out. 2015.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. An international consultation on integrated crop-livestock systems for development: The way forward for sustainable production intensification. **Integrated Crop Management**, v. 13, 2010, 79p. Disponível em: <http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/images/iclsd/documents/crop_livestock_proceedings.pdf>. Acesso em: 30 maio 2017.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Integrated Crop-Livestock Systems (ICLS)**. 2015a. Disponível em: <<http://www.fao.org/agriculture/crops/thematic-sitemap/theme/spi/scpi-home/managing-ecosystems/integrated-crop-livestock-systems/en/>>. Acesso em: 21 set. 2015.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Policy support guidelines for the promotion of sustainable production intensification and ecosystem services, **Integrated Crop Management**, v. 19, 2013, 54p. Disponível em: <<http://www.fao.org/ag/ca/CA-Publications/ICM19.pdf>>. Acesso em: 05 maio 2016.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **What is Conservation Agriculture?** 2015b. Disponível em: <<http://www.fao.org/ag/ca/1a.html>>. Acesso em: 05 maio 2017.

FIDELIS, R. R. et al. Alguns aspectos do plantio direto para a cultura da soja. **Bioscience Journal**, v. 19, n. 1, p.23-31, 2003. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/viewFile/6432/4167>>. Acesso em: 05 maio 2017.

FRANZLUEBBERS, A. J. et al Toward agricultural sustainability through integrated crop–livestock systems. II. Production responses. **European Journal of Agronomy**, v. 57, p. 1-3, 2014. Disponível em: <<http://www-sciencedirect-com.ez47.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S1161030114000586>>. Acesso em: 25 jan. 2016.

GIL, J. D. B.; GARRETT, R.; BERGER, T. Determinants of crop-livestock integration in Brazil: evidence from the household and regional levels. **Land Use Policy**, v. 59, p. 557-568, 2016. Disponível em: <<http://www-sciencedirect-com.ez47.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S0264837715300594>>. Acesso em: 21 mar. 2017.

GONZAGA, M. O. Inimigos naturais e defesas contra predação e parasitismo em aranhas. Cap. 10. In: **Ecologia e comportamento de aranhas**. GONZAGA, M. O.; SANTOS, A. J.; JAPYASSÚ, H. F. (Org.). Rio de Janeiro: Interciência, 2007, p. 209-237.

HADDAD, G. Q.; CIVIDANES F.J.; MARTINS, I.C.F. Species diversity of myrmecofauna and araneofauna associated with agroecosystem and forest fragments and their interaction with Carabidae and Staphylinidae (Coleoptera). **Florida Entomologist**, v. 94, n. 3, p. 500-509, 2011. Disponível em: <<http://www.bioone.org.ez47.periodicos.capes.gov.br/doi/full/10.1653/024.094.0314>>. Acesso em: 06 maio 2017.

HARWOOD, J. D. et al. Living where the food is: web location by linyphiid spiders in relation to prey availability in winter wheat. **Journal of Applied Ecology**, v. 38, p. 88–99, 2001. Disponível em: <<http://onlinelibrary-wiley.ez47.periodicos.capes.gov.br/doi/10.1046/j.1365-2664.2001.00572.x/full>>. Acesso em: 10 fev. 2016.

HAVLICEK, E. Soil biodiversity and bioindication: from complex thinking to simple acting. **European Journal of Soil Biology**, v. 49, p. 80-84, 2012. Disponível em: <<http://www-sciencedirect-com.ez47.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S1164556312000106>>. Acesso em: 13 maio 2017.

HERRERO, M. et al. Smart investments in sustainable food production: revisiting mixed crop-livestock systems. **Science**, v. 327, p. 822-825, 2010. Disponível em: <<http://science-sciencemag-org.ez47.periodicos.capes.gov.br/content/327/5967/822.full>>. Acesso em: 03 maio 2017.

JEANNERET, P.; LÜSCHER, G.; DENNIS P. Species diversity indicators. Cap. 6. In: HERZOG, F. et al. (Ed.) **Biodiversity Indicators for European Farming Systems: A**

Guidebook. Zürich: Agroscope 2012. p. 51-64. Disponível em: <http://www.biobio-indicator.org/deliverables/guidebook.pdf>. Acesso em: 02 maio 2017.

KÄMPF, N.; CURI, N. Conceito de solo e sua evolução histórica. In: KER, J.C. et al. (Ed.). **Pedologia: fundamentos**. Viçosa, MG: SBCS, 2012, 343p.

KERZICNIK, L. M. et al. Spider fauna of Semiarid Eastern Colorado agroecosystems: diversity, abundance, and effects of crop intensification. **Pest Management**, v.42, p. 131-142, 2013.

KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, A. et al. Earthworms, spiders and bees as indicators of habitat and management in a low-input farming region - A whole farm approach. **Ecological Indicators**, v. 33, p. 111-120, 2013. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com.ez47.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S1470160X13000654>>. Acesso em: 25 set. 2015.

KUNRATH, T. R. et al. Grazing management in an integrated crop-livestock system: soybean development and grain yield. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 3, p. 645-653, 2015. Disponível em: <<http://www.ccarevista.ufc.br/seer/index.php/ccarevista/article/view/3671>>. Acesso em: 25 jan. 2016

LAL, R. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. **Sustainability**, v. 7, p. 5875-5895, 2015.

LAVELLE, P. Diversity of soil and ecosystem function. **Biology International**, n. 33, 1996. Disponível em: <<http://www.colby.edu/biology/BI131/Lab/Lavelle%201996.pdf>>. Acesso em: 17 fev. 2016

LETOURNEAU, D. K.; ALTIERI, M. A. Environmental management to enhance biological control in agroecosystems. Cap. 14. In: Bellows T.S., Fisher T.W. (Eds.). **Handbook of Biological Control: Principles and applications of biological control**. Academic Press, San Diego, London, p. 319–354, 1999.

LIEBMAN, M. Sistemas de policultivos. Cap. 9. In: ALTIERI, M. A.; **Agroecologia: bases científicas para una agricultura sustentable**. Montevideo: NordanComunidad, p.193-202, 1999. Disponível em: <<http://agroeco.org/wp-content/uploads/2010/10/Libro-Agroecologia.pdf>>. Acesso em: 08 maio 2017.

LILJESTHRÖM, G. et al. La comunidad de arañas Del cultivo de soja em la Provincia de Buenos Aires, Argentina. **Neotropical Entomology**, v. 31, n. 2, p.197-210, 2002.

LIMA, K. D. R. et al. Soil fauna as bioindicator of recovery of degraded areas in the caatinga biome. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 30, n. 2, p. 401-411, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252017v30n215rc>. Acesso em: 29 abr. 2017.

MACHADO, L. A. Z.; BALBINO, L. C.; CECCON, G. Integração lavoura-pecuária-floresta: Estruturação dos sistemas de integração lavoura-pecuária. **Documentos 110**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2011, 46p.

MARÍN, L. et al. Response of ground spiders to local and landscape factors in a Mexican coffee landscape. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 222, p. 80-92, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.051>>.

MARTINS, A. P. et al. (Ed.) **Integração soja-bovinos de corte no Sul do Brasil**. 2. ed. Boletim Técnico. Porto Alegre, 2015, 104p.

MENDONÇA, V. Z. et al. Avaliação dos atributos físicos do solo em consórcio de forrageiras e milho em sucessão com soja em região de cerrados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 1, 251-259, 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832013000100026>. Acesso em: 08 maio 2017.

MORAIS, R. M. et al. Aranhas e ácaros predadores em copas de tangerineiras montenegrina, mantidas sob manejo orgânico, em Montenegro, RS. **Neotropical Entomology**, v. 36, n. 6, p.939-948, 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-566X2007000600017>. Acesso em: 25 set. 2015

OOT, A.P.; OTT, R.; WOLFF, V.R.S. Araneofauna de pomares de laranja Valência nos Vales do Caí e Taquari, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, v. 97, n. 3, p. 321-327, 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0073-47212007000300017>. Acesso em: 16 fev. 2016.

ORGIAZZI, A. et al (Ed.). **Global Soil Biodiversity Atlas**. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2016, 176 p. Disponível em: <<http://bookshop.europa.eu/en/global-soil-biodiversity-atlas-pbLBNA27236/?CatalogCategoryID=aLoKABstwUAAAAEjqpEY4e5L>>. Acesso em: 03 jun. 2016.

PETRÁKOVÁ, L. et al. Intraguild predation among spiders and their effect on the pear psylla during winter. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 233, n. 3, 2016, p. 67-74. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.008>>.

PONGE, J. et al. Soil Macrofaunal communities are heterogeneous in heathlands with different grazing intensity. **Pedosphere**, v. 25, n. 4, p.524-533, 2015. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com.ez47.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S1002016015300333>>. Acesso em: 15 maio 2016

PORTILHO, I. I. R. et al. Fauna invertebrada e atributos físicos e químicos do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n.10, p.1310-1320, 2011. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/pab/v46n10/46v10a26.pdf>. Acesso em: 12 set. 2015.

RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. 6 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010, 546p.

RIECHERT, S. E.; LOCKLEY, T. Spiders as biological control agents. **Annual Review of Entomology**, v. 29, p. 299-320, 1984.

RINALDI, I. M. P.; MENDES, B. P.; CADY, A. B. Distribution and importance of spiders inhabiting a Brazilian sugar cane plantation. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, n.1, p.271-279, 2002.

RINALDI, I.M.P.; RUIZ, G.R.S. Comunidade de aranhas (Araneae em cultivos de seringueira (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg.) no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, n. 3, p.781-788, 2002.

RODRIGUES, E. N. L.; MENDONÇA JÚNIOR, M. L.; OTT, R. Spider diversity in a rice agroecosystem and adjacent áreas in southern Brazil. **Revista Colombiana de Entomologia**, v. 35, n. 1, p. 89-97, 2009.

RODRIGUES, E.N.L. et al. Effect of the insecticide Lambda-cyhalothrin on rice spider populations in southern Brazil. **Zoologia**, v. 30, n. 6, p. 615-622, 2013.

RODRIGUES, E.N.L. et al. Soil spiders in differing environments: *Eucalyptus* plantations and grasslands in the Pampa biome, southern Brazil. **Revista Colombiana de Entomologia**, v. 36, n. 2, p. 277-284, 2010.

RODRIGUES, E.N.L.; MENDONÇA JÚNIOR, M.; OTT, R. Fauna de aranhas (Arachnida, Araneae) em diferentes estágios do cultivo do arroz irrigado em Cachoeirinha, RS, Brasil. **Iheringia, Série Zoológica**, v. 98, n. 3, p. 362-371, 2008.

ROMERO, G. Q.; VASCONCELLOS-NETO, J. Interações bióticas entre plantas, herbívoros e aranhas. Cap. 13. In: **Ecologia e comportamento de aranhas**. GONZAGA, M. O.; SANTOS, A. J.; JAPYASSÚ, H. F. (Org.). Rio de Janeiro: Interciência, 2007, p. 277-299.

ROSA, M. G. et al. Macrofauna edáfica e atributos físicos e químicos em sistemas de uso do solo no Planalto Catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 1544-1553, 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832015000601544&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso em: 11 mar. 2016.

RUHREN, S.; HANDEL, S. S. Jumping spiders (Salticidae) enhance the seed production of a plant with extrafloral nectaries. **Oecologia**, v. 119, n. 2, p. 227-230, May 1999. Disponível em: <[https://link.springer-com.ez47.periodicos.capes.gov.br/article/10.1007/s004420050780](https://link.springer.com.ez47.periodicos.capes.gov.br/article/10.1007/s004420050780)>. Acesso em: 10 maio 2017.

SALTON, J. C. (Ed.) et al. **20 Anos de Experimentação em Integração Lavoura-Pecuária na Embrapa Agropecuária Oeste**: relatório. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2015, 167 p. (Documentos 130). Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/130869/1/DOC-130-FINAL-ONLINE.pdf>>. Acesso em: 09 maio 2017.

SANTOS, G. G. et al. Macrofauna edáfica associada a plantas de cobertura em plantio direto em um Latossolo Vermelho do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1,

2008, p.115-122. Disponível em:

<https://seer.sct.embrapa.br/index.php/pab/article/view/7967/4726>. Acesso em: 21 set. 2015.

SCHIRMEL, J. et al. Trait composition and functional diversity of spiders and carabids in linear landscape elements. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 235, p. 318-328, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.028>>.

SCHMIDT, M. H et al. Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-weling farmland spiders. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, p. 281-287, 2005. Disponível em: <<http://onlinelibrary-wiley.ez47.periodicos.capes.gov.br/doi/10.1111/j.1365-2664.2005.01014.x/full>>. Acesso em: 25 set. 2015.

SILVA, R. F. et al. Análise conjunta de atributos físicos e biológicos do solo sob sistema de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília**, v. 46, n. 10, p. 1277-1283, out. 2011. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v46n10/46v10a22.pdf>>. Acesso em: 08 maio 2017.

SILVA, R. F. et al. Macrofauna invertebrada do solo em sistema integrado de produção agropecuária no Cerrado. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 30, p. 725-731, 2008. Disponível em: <<http://eduem.uem.br/ojs/index.php/ActaSciAgron/article/view/5974/5974>>. Acesso em: 09 maio 2017.

SILVA, L. V.; RIBEIRO, A. L. P.; LÚCIO, A. D. Diversidade de aranhas de solo em cultivos de milho (*Zea mays*). **Semina**, v. 35, n. 4, p. 2395-2404, 2014. Disponível em: <<http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias/article/viewFile/14746/15509>>. Acesso em: 14 set. 2015.

SIQUEIRA, G. M.; SILVA, E. F. F.; PAZ-FERREIRO, J. Land use intensification effects in soil arthropod community of an entisol in Pernambuco State, Brazil. **The Scientific World Journal**, v. 2014, 2014, 7p.

SOUZA, A. L. T. Influência da estrutura do habitat na abundância e diversidade de aranhas. Cap. 2. In: GONZAGA, M.O.; SANTOS, A.J.; JAPYASSÚ, H.F. (Org.). **Ecologia e comportamento de aranhas**. Rio de Janeiro: Interciência, 2007, p. 25-43.

SOUZA, S. T. 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**, Viçosa, v. 40, p. 1-14, 2016. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v40/0100-0683-rbcs-18069657rbcs20150248.pdf>>. Acesso em: 08 maio 2017.

STORK, N. E.; EGGLETON, P. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. **American Journal of Alternative Agriculture**, v. 7, p. 38-47, 1992.

UETZ, G. W.; HALAJ, J.; CADY, A. B. Guild Structure of Spiders in Major Crops. **The Journal of Arachnology**, v. 27, n. 3, p.270-280, 1999. Disponível em: <http://www.americanarachnology.org/JoA_free/JoA_v27_n1/arac_27_01_0270.pdf> Acesso em: 12 fev. 2016.

VAN KLINK, R. Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. **Biological Reviews**, v. 90, n. 2, p. 347–366, 2015. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/brv.12113/full>>. Acesso em: 16 maio 2017.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 4, p. 743-755, 2009. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v33n4/01.pdf>>. Acesso em: 03 jun. 2017.

WALLISDEVRIES M. F. W et al. Contrasting responses of insect communities to grazing intensity in lowland heathlands. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 234, p.72–80., 2016. Disponível em: <<http://www-sciencedirect-com.ez47.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S0167880916302158>>. Acesso em: 15 maio 2017

WINK, C. et al. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v.4, n.1, 2005, p.60-71. Disponível em: <http://rca.cav.udesc.br/rca_2005_1/wink.pdf>. Acesso em: 04 fev. 2016.

WORLD SPIDER CATALOG - WSC. World Spider Catalog, version 18.0. Natural History Museum Bern. 2017. Disponível em: <<http://www.wsc.nmbe.ch/>>. Acesso em: 09 jul. 2017.

APÊNDICE A

Tabela 1 – Lista de indivíduos adultos e a frequência de espécies de aranhas coletadas após o pastejo dos bovinos e após a colheita da soja, nos tratamentos com diferentes alturas de pastejo, ou sem pastejo (SP), em um Sistema Integrado de Produção Agropecuária. São Miguel das Missões, Rio Grande do Sul, Brasil.

(continua)

Famílias/Espécies	Pastagem 2014					Soja 2015					Pastagem 2015					Soja 2016					Total	F(%)														
	Tratamentos																																			
	10	20	30	40	SP	10	20	30	40	SP	10	20	30	40	SP	10	20	30	40	SP																
AMPHINECTIDAE																																				
<i>Metaltella simoni</i> (Keyserling, 1878)	2	2	2	2							5	3	3	2		6	3	4	6	1	41	2,60														
ANYPHAENIDAE																																				
<i>Sanogasta</i> sp.																						1											1	0,06		
ARANEIDAE																																				
<i>Larinia tucuman</i> Harrod, Levi & Leibensperger, 1991																												1							1	0,06
<i>Larinia</i> aff. <i>t-notata</i>																										1									1	0,06
CTENIDAE																																				
<i>Isoctenus</i> sp.1																													1	3	1	2	7	0,44		
<i>Isoctenus</i> sp.2																						1							1				2	0,13		
EUTICHURIDAE																																				
<i>Cheiracanthium inclusum</i> (Hentz, 1847)	1																														1	0,06				
GNAPHOSIDAE																																				
<i>Gnaphosidae</i> sp.																									2							3	3	8	0,51	
HAHNIIDAE																																				
<i>Hahniidae</i> sp.1	1	3	5	14		1	6	9			3	17	14	10								83	5,27													
<i>Hahniidae</i> sp.2																									1										1	0,06
<i>Neohahnia</i> sp. (Simon, 1898)																												1							2	0,13

(continuação)

Famílias/Espécies	Pastagem 2014					Soja 2015					Pastagem 2015					Soja 2016					Total	F (%)
	Tratamentos																					
	10	20	30	40	SP	10	20	30	40	SP	10	20	30	40	SP	10	20	30	40	SP		
LINYPHIIDAE																						
<i>Agyneta</i> sp.1	3	9	3	6	1		1		2	1	1	5	15	43	16	2	2	1	1		112	7,11
<i>Agyneta</i> sp.2	3	1	2	1								1	1								9	0,57
<i>Labicymbium rusticulum</i> (Keyserling, 1891)				2								3	2	1	1						9	0,57
<i>Laminacauda montevidensis</i> (Keyserling, 1878)	11	10	9	7	1		1				48	9	12	18	8	2					136	8,63
<i>Lepthyphantes</i> sp.	1	5	6	8	1							2	3	3	1						30	1,90
<i>Mermessus</i> sp.	28	29	8	10	4					1	15	49	26	20	7						197	12,51
<i>Neomaso</i> sp.		1																			1	0,06
<i>Notiohyphantes excelsus</i> (Keyserling, 1886)			1									3	4	2	3						13	0,83
<i>Ostearius melanopygius</i> (O. Pickard-Cambridge, 1880)	14	44	45	42	16	1	2		1		33	81	75	90	47	2	2		1	1	497	31,56
<i>Scolecurea parilis</i> Millidge, 1991	0	2	2	3	1				1			1	2	1	5		1				19	1,21
<i>Sphecozone</i> sp.1													1								1	0,06
<i>Sphecozone</i> sp.2								1													1	0,06
LYCOSIDAE																						
<i>Allocosa</i> sp.1	1		2		1							3	1	2	1						11	0,70
<i>Allocosa</i> sp.2															2						2	0,13
<i>Alopecosa</i> sp.		4	4	5					1		3	2	4	3	1					1	28	1,78
<i>Lycosa erythrognatha</i> Lucas, 1836		1	4	1		6	3		2							2	1	3			23	1,46
<i>Lycosidae</i> sp.			1																		1	0,06

APÊNDICE B

Figura 1. Fisionomia da área experimental após o pastejo dos bovinos em 2015 (A) e após a colheita da soja em 2016 (B).



Fonte: Arquivo pessoal.