



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS
NATURAIS

ANA CAROLINA BUZZO MARCONDELLI

COMPARAÇÃO DE CICLAGEM DE NUTRIENTES
EM PASTAGENS CONVENCIONAIS, SISTEMAS
SILVIPASTORIS E FLORESTA ESTACIONAL
SEMIDECÍDUA.

Orientadora: Profa. Dra. Dalva Maria da Silva Matos

Coorientadora: Dra. Maria Luiza Franceschi Nicodemo

SÃO CARLOS -SP
Maio - 2019

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

ANA CAROLINA BUZZO MARCONDELLI

COMPARAÇÃO DE CICLAGEM DE NUTRIENTES EM PASTAGENS
CONVENCIONAIS, SISTEMAS SILVIPASTORIS E FLORESTA ESTACIONAL
SEMIDECÍDUA.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos/SP, como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Doutora em Ciências, área de concentração Ecologia e Recursos Naturais.

São Carlos-SP
Maio - 2019

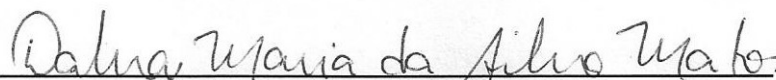


UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado da candidata Ana Carolina Buzzo Marcondelli, realizada em 10/05/2019:



Profa. Dra. Dalva Maria da Silva Matos
UFSCar



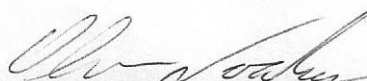
Profa. Dra. Odete Rocha
UFSCar



Profa. Dra. Rosane Oliveira Costa
UFSCar



Profa. Dra. Flavia Cristina Sossae
UNIARA



Prof. Dr. Olavo Nardy
UNIARA

RESUMO

Sistemas silvipastoris combinam árvores, pastagens e gado. Esses sistemas de produção de gado causam menos impactos nos serviços ecossistêmicos em comparação aos sistemas de pastagens convencionais. A ciclagem de nutrientes possui um papel importante, uma vez que integrada aos ciclos biogeoquímicos, corresponde às vias de circulação de elementos e de nutrientes entre o ambiente e os organismos. A serapilheira é importante porque inicia o primeiro estágio de transferência de nutrientes para o sistema, onde grande parte dos nutrientes absorvidos pela vegetação retorna ao solo através de sua deposição. Já a decomposição da serapilheira é uma das principais vias de fornecimento de elementos orgânicos e inorgânicos para os processos de ciclagem de nutrientes e controla o retorno de nutrientes ao sistema. Este trabalho teve como objetivo comparar o aporte e decomposição de serapilheira e de seus nutrientes em sistemas de produção com monocultura de gramíneas e com gramíneas + árvores, usando uma floresta estacional semidecídua, como controle. Para coleta de serapilheira, três repetições de amostras foram coletadas mensalmente por 12 meses, através de coletores de 0,5 m x 0,5 m. No caso da serapilheira da braquiária, foi coletado o material senescente caído no solo, em armações de 0,5 m x 0,5 m. A análise dos elementos da matéria seca, matéria orgânica, carbono, lignina, celulose, macro e micronutrientes foi realizada, tanto na estação seca e chuvosa quanto para todos os sistemas. Para o estudo de decomposição, em cada um dos sistemas foram coletadas folhas senescentes e sem sinal de decomposição. Em seguida, 10 g de folhas secas foram acondicionadas em sacos de nylon, medindo 25 cm x 25 cm, com poros de 2 mm, colocados em estufa a 60°C por 72 h e finalmente pesados. Posteriormente, estes sacos foram colocados sobre a serapilheira acumulada no solo. Para estimativa da taxa de degradação, foram considerados seis períodos na seca: 0, 4, 8, 16, 32, 64 e 128 dias, com três repetições cada um, sendo retirados e pesados ao final de cada período e levados para análise de nutrientes. Não houve diferença significativa no aporte de serapilheira entre os sistemas de produção, porém, o aporte de nutrientes foi maior em pastos com árvores nativas, demonstrando que nestes sistemas há maior disponibilidade de nutrientes para o solo. Não houve diferença entre os sistemas em relação ao processo de decomposição, sendo maior apenas na mata. Considerando o aporte de nutrientes, concluímos que sistemas pastoris com espécies nativas o solo tende a ser mais rico, diminuindo o impacto da pecuária.

Palavras-chave: decomposição; serapilheira; solos; pasto; nutrientes; sistema silvipastoril

ABSTRACT

Silvopastoral systems combine trees, pastures and livestock. Cattle production systems cause fewer ecosystem effects compared to conventional pasture systems. The cycle of organic capacity has an essential role, once that integrated the biogeochemical cycles, which are the following cycle of elements and energy between the environment and the organisms. The litter is of fundamental importance for the transfer of nutrients to the system, with much of the nutrients absorbed by the vegetation to the soil through its deposition. The decomposition of litter is one of the main ways of filling organic and inorganic fields for the processes of nutrient control and control of return to the system. The objective of this work was to compare and analyze the decomposition of litter and its nutrients in production systems with the monoculture of grasses and grasses + trees, using a semideciduous seasonal forest as a control. For litter collection, three replicates of samples collected monthly for 12 months, through collectors 0.5 m x 0.5 m. In the case of the *Urochloa* litter, non-fallen senescent material was collected alone, in 0.5 m x 0.5 m frames. The dry matter, organic matter, carbon, lignin, cellulose, macro and micronutrients elements were analyzed both in the dry season and in all systems. For the decomposition study, senescent leaves with no sign of decomposition were collected in each of the systems. Then, 10 g of dried leaves were packed in nylon bags, measuring 25 cm x 25 cm, 2 mm thick, steel at 60 ° C for 72 hours and finally weighed. Later, these pockets were made on a litter accumulated in the soil. The degradation rate, done in six periods, in dry season: 0, 4, 8, 16, 32, 64 and 128 days, with three replicates each, being withdrawn and weighed at the end of each year and taken to nutrient analysis. There was no significant difference in litter between the production systems, however, the greater existential support in pastures with native trees, demonstrating that the larger systems of greater availability of nutrients to the soil. It was not different between the systems in relation to the decomposition process, being greater only in the forest. The production of nutrition, we conclude that pastoral systems with native species the soil tends to be richer, reducing the impact of livestock.

Keywords: decomposition; litter; soil; pasture; nutrients; silvipastoral system

1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A maior parte da área terrestre do planeta é utilizada com agricultura e com pastagens, sendo que em 2016 apenas 14% da superfície terrestre era considerada área protegida. Agricultura – incluindo cultivos, gado, silvicultura, piscicultura e aquicultura – é a principal atividade humana responsável pelo manejo de recursos naturais (FAO, 2018). Cultivos e pastagens ocupam 37% da área terrestre (FAO, 2018)

No Brasil, os primeiros bovinos chegaram, juntamente com outros animais domésticos, logo após sua descoberta, em 1533. Entre os séculos XVII e XVIII, a introdução e disseminação de gado estavam relacionadas ao crescimento populacional humano e à busca por áreas de mineração. A pecuária era uma importante fonte de proteína animal nos engenhos de açúcar e viabilizava a jornada dos bandeirantes. Entre os rios, campos e florestas, as forrageiras desempenharam importante papel no incentivo e alastramento da criação de bovinos no Brasil Central. A Segunda Guerra Mundial aumentou a demanda por carne produzida em países como o Brasil e culminou no ingresso de frigoríficos estrangeiros no país (SILVA *et al.*, 2012).

A substituição de pastagens nativas por pastagens cultivadas, com ou sem cultivos anuais, a partir da década de 1970, possibilitou um grande crescimento do rebanho, com reflexos positivos na produção nacional de carne e leite (ZIMMER *et al.*, 2011). Resultados divulgados pelo IBGE (2017), indicam que cerca de 18,65% do território brasileiro é ocupado por pastagens, sendo 5,5% naturais e 13,5% plantadas. No Estado de São Paulo, 19,67% de seu território é ocupado por pastagens, sendo 6,33% naturais e 13,34% plantadas (IBGE, 2017).

A produção agrícola depende de propriedades e funções do sistema ecológico, como a qualidade do solo e ciclagem de nutrientes, bem como de intervenções humanas, como arar e colher (RAUDSEPP-HEARNE *et al.*, 2010). As atividades de pastagens são consideradas responsáveis por impactos negativos sobre o meio ambiente, uma vez que elas contribuem para a degradação do solo (DOLLINGER e JOSE, 2018), perda da biodiversidade e poluição da água devido aos insumos aplicados nos pastos (STEINFELD *et al.*, 2006).

Como forma de diminuir o impacto negativo causado por pastagens convencionais, os sistemas silvipastoris, definidos como sistemas onde há associação entre árvores, pasto e gado, manejados de forma integrada, têm sido considerados uma boa alternativa. Estes sistemas têm-se mostrado eficientes na melhoria da qualidade do solo, na quebra do ciclo de pragas e doenças, no aproveitamento de subprodutos, como frutas, madeira e carvão, dando maior sustentabilidade a produção agropecuária (AREVALO *et al.*, 1998; ALONSO, 2011; SAUER e HERNANDEZ-RAMIREZ, 2011; MACEDO *et al.*, 2013). Além disso, as espécies arbóreas

podem ser selecionadas de acordo com sua função e suprimentos, para benefício do produtor e do ambiente (MURGUEITIO *et al.*, 2015).

Dessa forma, os sistemas silvipastoris são intencionalmente planejados para otimizar o uso espacial, temporal e recursos físicos para maximizar as interações positivas e minimizar as interações negativas, como por exemplo competição (JOSE *et al.*, 2006; JOSE *et al.*, 2019). Podem fornecer melhoria na quantidade e qualidade da forragem (SOUZA *et al.*, 2015) e promover heterogeneidade ambiental, servindo como habitat e corredor ecológico para fauna e flora (RESTREPO *et al.*, 2014). Estes sistemas também podem contribuir para a diminuição da emissão de gases do efeito estufa, dentre eles o metano, uma vez que o sombreamento causado pelas árvores promove a melhoria do conforto térmico do gado, pois quando estão sob estresse térmico, sofrem disfunções homeotérmicas que afetam a eficiência na conversão de alimentos e, conseqüentemente na eficiência produtiva destes animais (SILVA, 2000).

Em estudo realizado por LIMA *et al.* (2017) em Minas Gerais, os pesquisadores observaram que sistemas silvipastoris podem servir de modelo para um sistema de criação de gado mais eficiente e ambientalmente menos impactante, capaz de garantir a segurança alimentar, contribuir para a conservação da biodiversidade, atender à crescente demanda por alimentos e diminuir a pobreza em áreas rurais. Em regiões onde predomina a atividade pastoril, estes sistemas podem trazer um aumento considerável na circulação de riqueza, podendo favorecer a agro industrialização regional através da disponibilidade de matéria-prima em maior quantidade e diversidade, promovendo o aumento na taxa de empregos diretos e indiretos (SILVA, 2009).

Entretanto, a presença de árvores em pastos pode afetar negativamente o crescimento da pastagem, através da competição por recursos e pelo sombreamento. A magnitude desses efeitos pode ser reduzida pela seleção de espécies com baixo impacto ou até mesmo contribuir para a produtividade primária da pastagem (RUSCH *et al.*, 2014), como o enraizamento, qualidade da serapilheira, arquitetura da copa, alelopatia, interceptação de radiação, fenologia, taxa de crescimento, dominância apical, boa autopodagem (RIGUEÍRO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2009). Entretanto, de acordo com CASTRO e FERNÁNDEZ-NÚÑES (2016), ao mesmo tempo em que a copa da árvore limita a radiação disponível para pastagem, podendo levar a uma rarefação do pasto sob a árvore, ela também pode proteger o pasto da radiação direta e do excesso de vento. Conseqüentemente, a transpiração do pasto diminui e seu crescimento melhora no período de seca. Porém, o gado pode modificar o crescimento das árvores por meio do consumo de seus ramos e da compactação do solo quando a árvore ainda é jovem. Ao mesmo tempo, ele modifica a distribuição de nutrientes minerais pelas fezes e pela urina; esses

nutrientes minerais podem ser absorvidos pelas raízes das pastagens na superfície do solo e pelas raízes das árvores.

Em uma revisão realizada por MAURICIO *et al.* (2019), os trabalhos levantados mostraram que os sistemas silvipastoris implantados no Brasil, Colômbia e México trouxeram benefícios, tanto para os animais quanto para o produtor e meio ambiente: 1) aumento na produção de leite e carne de corte, 2) redução da invasão de espécies não palatáveis pelo gado, 3) diminuição de infestação por carrapatos e mosca-de-chifre nos animais, 4) aumento do conforto térmico para os animais e 5) aumento do sequestro de carbono. SANTANA *et al.* (2016), em estudo comparando monocultura com pastagem convencional degradada e em sistema silvipastoril com *Eucalyptus* sp, observaram que a presença de desta árvore contribuiu para a melhoria dos atributos químicos e físicos do solo, o que indica o potencial desses sistemas para a recuperação de pastagens degradadas. AREVALO *et al.* (1998), estudaram um sistema silvipastoril com pupunha (*Bactris gasipaes* H.B.K) e centrosema (*Centrosema macrocarpum* Benth.). Os resultados demonstraram que a presença desta palmeira reduziu a densidade do solo, aumentou as taxas de infiltração de água e reduziu a resistência mecânica, além de observarem o aumento médio nos ganhos de peso vivo do gado, substancialmente maior do que registrados em área sob sistemas tradicionais de pastoreio usados na região.

A partir do final da década de 1960, houve um crescente interesse na análise e valorização dos múltiplos benefícios proporcionados pelos ecossistemas, sendo desencadeado por uma consciência crescente de que os benefícios dos ecossistemas naturais e semi-naturais eram frequentemente subestimados na tomada de decisões (HELLIWELL, 1969; ODUM e ODUM, 1972). Dessa forma, os sistemas silvipastoris podem ser vistos como agroecossistemas eco-intensificados com a capacidade de fornecer alto nível de serviços ecossistêmicos (JOSE, 2009; RUSCH *et al.*, 2014), definidos como as contribuições diretas e indiretas das estruturas e funções do ecossistema para o bem-estar humano (DE GROOT *et al.*, 2010a; BURKHARD *et al.*, 2012) ou simplesmente como os benefícios que os ecossistemas fornecem aos seres humanos (MA, 2005).

Os serviços ecossistêmicos podem ser classificados como serviços de provisão, regulação e suporte (LAYKE, 2009) (Tabela 1). Ao mesmo tempo em que a demanda por serviços ecossistêmicos cresce rapidamente, permanece a dúvida de como manejar a terra para conseguir prover os vários, e por vezes conflitantes, serviços ecossistêmicos (BELLO *et al.*, 2010).

Tabela 1. Exemplos de serviços ecossistêmicos, assim como suas funções e sua classificação.

Serviços Ecossistêmicos	Funções no Ecossistema	Classificação do Serviço Ecossistêmico
Regulação de gás	Regulação da composição química atmosférica.	Regulação
Regulação do clima	Regulação da temperatura global, precipitação e outros processos climáticos biologicamente mediados em nível global ou local.	Regulação
Regulação da água	Regulação de fluxos hidrológicos.	Regulação
Suprimento de água	Armazenamento e retenção de água.	Provisão
Controle da erosão e retenção do sedimento	Retenção de solo dentro de um ecossistema.	Regulação
Formação do solo	Processos de formação do solo.	Suporte
Ciclagem de nutrientes	Armazenamento, ciclagem interna, processamento e aquisição de nutrientes.	Suporte
Polinização	Movimento de gametas florais.	Regulação
Controle Biológico	Regulamentos tróficos-dinâmicos das populações.	Regulação
Refúgio	Habitat para populações residentes e transitórias.	Regulação
Produção de alimento	Parcela da produção primária bruta extraível como alimento.	Provisão
Matéria-prima	Parcela da produção primária bruta extraível como matéria-prima.	Provisão
Recursos genéticos	Fontes de materiais biológicos e produtos exclusivos.	Suporte

Adaptado de Costanza *et al.*, 1997.

Os primeiros trabalhos sobre a relação entre biodiversidade e serviços ecossistêmicos exploraram a contribuição dos habitats para os diferentes serviços ecossistêmicos (CHAN *et al.*, 2006) e de espécies individuais para a estrutura funcional dos ecossistemas, bem como o impacto das interações, tanto entre espécies quanto entre espécies e meio ambiente, sobre a função do ecossistema (BALVANERA *et al.*, 2005). HARRISON *et al.* (2014), observaram que os serviços dos ecossistemas são gerados a partir de inúmeras interações que ocorrem em sistemas complexos. No entanto, melhorar a compreensão de pelo menos algumas das principais relações entre a biodiversidade e a prestação de serviços ajudaria a orientar estratégias eficazes de gestão e proteção. REED *et al.* (2017), a respeito da contribuição dos serviços ecossistêmicos ofertados pelas árvores, os autores observaram que ao incorporar árvores dentro da estratégia de gestão de recursos naturais, incrementaria o potencial para manter e, em alguns casos, aumentar os rendimentos comparáveis a sistemas que são exclusivamente monoculturas. Além disso, notaram o potencial em alcançar lucro através da

integração de árvores em fazendas, fornecendo aos agricultores rurais fontes adicionais de renda e uma maior resiliência para se adaptar a choques de mercado ou climáticos.

Ecosistemas simplificados, como monoculturas de pastagens, são incapazes de manter uma série de serviços ecossistêmicos, como estabilização do microclima e controle de pragas e doenças (DAILY *et al.*, 1997). Entretanto, o aumento da biodiversidade aumenta a provisão de serviços ecossistêmicos, dentro de certos limites (BALVANERA *et al.*, 2006). Ecosistemas naturais dão suporte a muitos serviços ecossistêmicos em altas taxas, mas não privilegiam a produção de alimentos, enquanto áreas de produção agropecuária produzem alimento e energia, mas comprometem a geração de outros serviços ecossistêmicos fundamentais (FOLEY *et al.*, 2005). Busca-se, portanto, o meio termo, em que sistemas de produção são manejados explicitamente para a manutenção de serviços ecossistêmicos de regulação e de suporte.

Sendo assim, os serviços ecossistêmicos são importantes na adaptação às mudanças climáticas, regulando os recursos hídricos e controlando a erosão, preservando paisagens, conservando os ecótonos e fornecendo habitat para a vida silvestre (CRUZ *et al.*, 2009). Portanto, é preciso desenvolver novos cenários pelos quais os usuários da terra tentarão preservar serviços ecossistêmicos importantes para o bem-estar humano, a longo prazo (DAILY, 1997).

Dentre os serviços ambientais que os ecossistemas fornecem, a ciclagem de nutrientes possui um papel importante, uma vez que integrada aos ciclos biogeoquímicos, corresponde às vias de circulação de elementos e de nutrientes entre o ambiente e os organismos (SZOTT *et al.*, 1991). A serapilheira é importante para a autossustentabilidade dos ecossistemas florestais. Inicia o primeiro estágio de transferência de nutrientes para o sistema, em que grande parte dos nutrientes absorvidos pela vegetação retorna ao solo através de sua deposição (CALDEIRA *et al.*, 2008) e em sistemas silvipastoris podem reciclar os nutrientes e reduzir a erosão do solo (BONANOMI *et al.*, 2010). O aporte de serapilheira é um caminho para o retorno de nitrogênio em sistemas silvipastoris tropicais (APOLINÁRIO *et al.*, 2016). Por ser a principal via de transferência de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e cálcio, é utilizada para comparar a eficiência de utilização de nutrientes, em diferentes sistemas (SELLE, 2007).

DUBEUX *et al.* (2006) avaliaram o efeito da intensidade de manejo (adubação nitrogenada e taxa de lotação), na massa de serapilheira, taxa de deposição e composição química em pastagens. A maior intensidade de manejo resultou em uma menor quantidade de serapilheira no pasto no início da estação de crescimento e maior no final da estação. Os autores comparam estas taxas com a maior taxa de deposição de serapilheira e qualidade de serapilheira encontrada em áreas com manejo menos intensivo, sugerindo uma contribuição maior de

nutrientes da serapilheira em pastagens manejadas intensivamente. Tanto em ecossistema nativo quanto no artificial (*Eucalyptus* sp.), as folhas foram o compartimento da planta que forneceu maior quantidade de biomassa, sendo essa deposição maior nas estações mais secas e de temperaturas mais elevadas (SELLE, 2007).

Decomposição é um processo essencial do ecossistema que determina o ciclo de nutrientes e carbono, além de conectar todos os níveis tróficos. As características individuais de folhas e da serapilheira como um todo, são boas preditoras das taxas de decomposição nos biomas em todo o mundo, mas o conhecimento para espécies tropicais ainda é escasso. Além disso, a mudança no uso da terra é o fator de mudança global mais imediato e difundido, com consequências potencialmente significativas para a decomposição (BAKKER *et al.*, 2011). Assim, a decomposição da serapilheira é uma das principais vias de fornecimento de elementos orgânicos e inorgânicos para os processos de ciclagem de nutrientes e controla o retorno de nutrientes ao ecossistema florestal (WANG *et al.*, 2008; CRESPO, 2015). Em estudo com sistemas silvipastoris na Índia, GEORGE e KUMAR (1998), ao analisarem a dinâmica da serapilheira e a ciclagem de nutrientes observaram que a presença de árvores melhorou o conteúdo orgânico de C, N, P e K.

Aplicar o conhecimento ecológico dos sistemas nativos aos sistemas agrícolas oferece oportunidade para otimizar o uso de recursos. A disponibilidade de nutrientes pode ser modificada por insumos de animais em pastoreio enquanto as interações bióticas envolvem a utilização da paisagem no espaço e no tempo. Essas relações definem a extensão em que um determinado sistema de uso da terra pode ser implementado e ter sucesso, fornecendo diferentes serviços ecossistêmicos ao longo do tempo e consequentemente reduzindo a vulnerabilidade a uma série de perturbações ambientais (QUÉTIER *et al.*, 2009).

A manutenção do fluxo de nutrientes nos ecossistemas florestais é indispensável para o equilíbrio nutricional (WITSCHORECK e SCHUMACHER, 2015). Árvores nas florestas absorvem nutrientes do solo para sustentar seu crescimento. Ao mesmo tempo, parte da absorção de nutrientes é devolvida ao solo da floresta por meio da queda da serapilheira, que passará pelo processo de decomposição (GUO e SIMS, 1999). MICHEL *et al.* (2007) avaliando a lixiviação de fósforo para os corpos d'água, devido a solos arenosos, compararam sistemas silvipastoris com monoculturas na Flórida, EUA. Os resultados sugeriram que o acúmulo de fósforo no perfil do solo e, portanto, o risco de perda de P do solo para os corpos de água, eram menores em sistemas silvipastoris. Os autores sugeriram que estes sistemas ofereçam maior proteção da qualidade da água em comparação com as pastagens sem árvores, em ambientes ecológicos comparáveis. Em contrapartida, REIS *et al.* (2010) e LANA *et al.* (2018), ao

compararem sistemas silvipastoris com ipê-felpudo (*Zeyheria tuberculosa* (Vell.) Bureau ex Verl.) e braquiária (*Urochloa decumbens*. (Stapf) R.D.Webster) e pastagem convencional apenas com braquiária, observaram que a espécie arbórea contribuiu principalmente para a melhoria da acidez do solo, na camada de 0-2 cm e/ou no perfil como um todo. Porém, não houve diferenças significativas no conteúdo de N, P e K do solo entre as áreas de estudo. Tais resultados indicam que sistemas agroflorestais são complexos e que as interações específicas entre os componentes devem ser entendidas, para desenvolver sistemas adaptados localmente e otimizar a eficiência produtiva

LOUZADA *et al.* 1997, ao compararem a decomposição de serapilheira entre uma floresta estacional semidecídua e uma plantação de eucalipto (*Eucalyptus* sp.), verificaram que eucalipto possui uma influência negativa na decomposição, provavelmente associado a mudanças na qualidade e heterogeneidade da serapilheira, além das alterações microclimáticas, por ser uma monocultura.

XAVIER *et al.* (2011) com o objetivo de avaliar o efeito da introdução de leguminosas arbóreas (*Acacia mangium* Willd. e *Mimosa artemisiana* Heringer & Paula) e eucalipto em pastagens de braquiária quanto ao aporte de serapilheira, observaram que o sistema silvipastoril causou um acréscimo significativo na quantidade de serapilheira e na quantidade de nitrogênio em relação à pastagem convencional. Em sistemas silvipastoris com árvores nativas de Cerrado, em comparação com pastagem convencional, CALIL *et al.* (2016) observaram que onde há a presença de árvores nativas, há o aumento no valor de serapilheira e macronutrientes.

Na Patagônia, a floresta de *Notofaghus antarctica* é geralmente utilizada como sistema silvipastoril. Em estudo para entender como é o processo de absorção de Nitrogênio entre essa espécie e gramíneas, foi adicionado adubo marcado (¹⁵N). As gramíneas crescendo no sistema silvipastoril absorveram quase o dobro do fertilizante aplicado do que as gramíneas no local aberto. Árvores absorveram 69% menos N do que gramíneas no sistema silvipastoril. Estes resultados indicam que árvores podem facilitar a absorção de N nas pastagens, melhorando as condições ambientais como a disponibilidade de água ou reduzindo a competição por N inorgânico entre os microrganismos do solo e plantas (GARGAGLIONE *et al.*, 2014). SEMMARTIN *et al.* (2008), em estudo realizado no Pampa argentino, ao analisar o processo de decomposição de duas espécies gramíneas, comparando a degradação e disponibilização de nutrientes, em áreas utilizadas para pastejo e não utilizada para pastejo, concluíram que o pastejo influenciou a ciclagem de nutrientes, modificando a decomposição da serapilheira dentro das espécies, bem como o ambiente do solo para a decomposição.

Já na América Central, HOOSBEEK *et al.* (2018) observaram que, árvores isoladas em pastagens causaram maiores teores de C, N e P no solo e a ciclagem de nutrientes também foi reforçada pela presença de árvores. HECTOR *et al.* (2000) testaram decomposição a curto prazo da serapilheira de plantas herbáceas em diferentes riqueza e diversidade de espécies. Observaram que ao alterar a diversidade de plantas, afetou a decomposição de maneira diferente através de mudanças no ambiente de decomposição.

Ao estudar o aporte e a decomposição de serapilheira em monocultura de uma espécie de pinheiro e seu comportamento quando em presença com outras espécies, no sudeste da China, WANG *et al.* (2008) observaram que houve maior aporte onde havia maior número de espécies. A taxa de decomposição da serapilheira mista foi ligeiramente, mas não significativamente, mais rápida no aporte misto do que no da monocultura. Além do mais, os retornos de N, P e K via serapilheira foram significativamente maiores onde houve maior número de espécies.

Adições experimentais de nutrientes a longo prazo não levam a um aumento nas taxas de decomposição em pastagens e que a qualidade inicial da comunidade de plantas é o principal determinante das perdas de carbono por meio do processo de decomposição (AERTS *et al.*, 2003). GOSZ *et al.* (1973), em estudo realizado na Floresta Experimental de Hubbard (New Hampshire), com decomposição de folhas e ramos de bétula amarela, bordo de açúcar e faia mostrou a taxa de liberação de nutrientes a partir de decomposição de folhas de serapilheira parece estar correlacionada com a concentração de nutrientes na serapilheira, precipitação e degradação das folhas. Este estudo também indicou que os níveis de P podem influenciar a mineralização ou imobilização de outros nutrientes importantes, além de demonstrar que há um forte controle biológico no processo de decomposição. MANCILLA-LEYTÓN *et al.* (2013) com o objetivo de determinar se o pastejo de caprinos no sub-bosque de uma floresta de pinheiros no Parque Natural de Doñana (Espanha) poderia acelerar a decomposição das acículas de pinheiro acumuladas na superfície do solo observaram que o pisoteio e a fertilização (fezes) durante o pastejo aceleram a decomposição da serapilheira e, assim, promovem a incorporação de N no sistema. RIBEIRO *et al.* (2002) estudaram em Portugal a decomposição de uma espécie de Eucalipto em diferentes situações: sem adição de fertilizante e água, com irrigação, com irrigação e fertilização, somente fertilização e somente irrigação e concluíram que a melhoria da qualidade da serapilheira através da aplicação de fertilizantes não aumentou a taxa de decomposição, mas a liberação de N e P foi aumentada.

As taxas de decomposição de serapilheira e liberação de nutrientes foram monitoradas ao longo de um ano para três espécies de *Eucalyptus* em diferentes densidades em floresta de

curta rotação. Os resultados mostraram que a densidade de árvores teve pouca influência nas taxas de decomposição da serapilheira e liberação de nitrogênio, mas teve efeito significativo na liberação de fósforo. Quanto maior a densidade populacional, mais lenta a liberação destes nutrientes (GUO e SIMS, 1999).

APOLINÁRIO *et al.* (2016) em estudo realizado com duas espécies de Fabaceae arbóreas em sistema silvipastoril observaram que no processo de decomposição as diferenças nas concentrações e taxas de decomposição das várias frações indicam que as duas diferem em suas capacidades de reciclagem de nutrientes. Com o objetivo de determinar os efeitos relativos da qualidade da serapilheira e da comunidade microbiana do solo no processo de decomposição, LU *et al.* (2017) observaram que a interação entre o tipo de serapilheira e o local de decomposição afetou significativamente a decomposição, sugerindo que uma maior biodiversidade de pastagens afeta o ciclo do carbono e a formação da matéria orgânica do solo no ecossistema.

Portanto, considerando a importância dos serviços ecossistêmicos, sua manutenção, a necessidade de entender processos, em especial a ciclagem de nutrientes, tanto em sistema convencionais de pastagens, assim como sistemas silvipastoris, sejam eles com plantio de apenas uma espécie exótica ou com plantio de espécies nativas, firmam-se as seguintes hipóteses:

1. Em sistemas de produção onde há árvores associadas, exóticas e ou nativas, com braquiária, o aporte de serapilheira e de nutrientes é maior, uma vez que nestes sistemas há uma maior entrada de biomassa devido à presença de árvores no local;
2. Em sistemas de produção onde há árvores associadas com braquiária, a taxa de degradação, é mais rápida, sendo os nutrientes disponibilizados para o solo mais rapidamente.

Com isso, o objetivo deste trabalho foi quantificar a ciclagem de nutrientes, especificamente, o aporte de serapilheira, taxa de degradação e conteúdo de nutrientes da serapilheira a fim de observar em qual sistema de produção, convencional x silvipastoril, a manutenção deste serviço ecossistêmico é mais eficiente, tanto na produção de biomassa quanto na disponibilidade e disponibilização de nutrientes para o solo.

2. DESCRIÇÃO DA ÁREA

O estudo foi realizado no município de São Carlos, SP (latitude 22°1' sul e longitude 47°53' oeste) na Fazenda Canchim, pertencente à Embrapa Pecuária Sudeste (Figura 1). O relevo da região é suave - ondulado, com declives de 3% a 5%, e altitude média de 860 m e Latossolo-Vermelho distrófico (EMBRAPA, 1997). O clima da região é classificado como

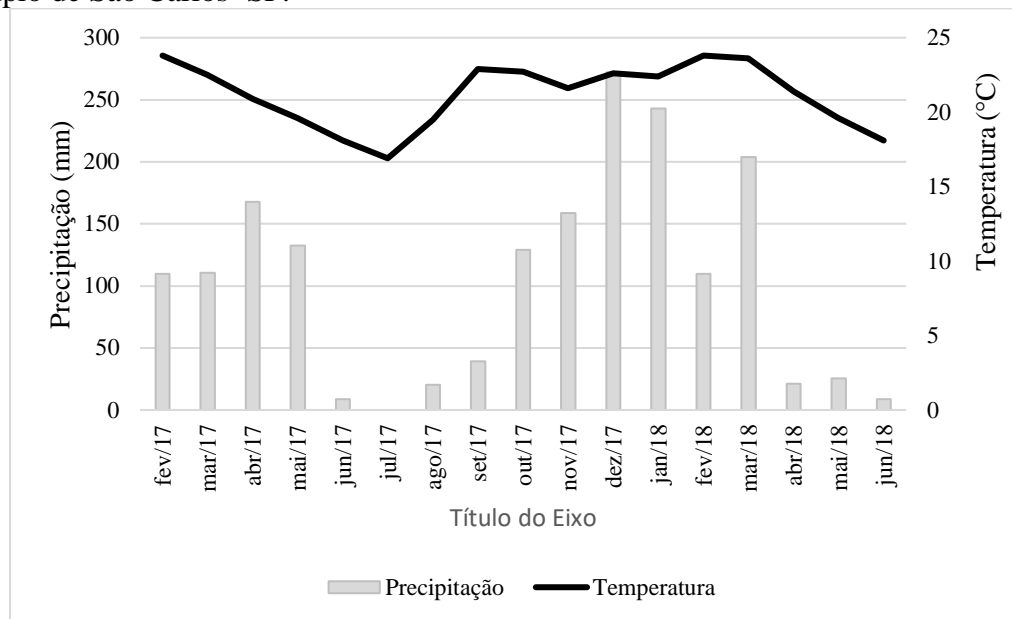
Cwa-Awa (KOPPEN, 1948), com duas estações bem definidas: seca, de abril a setembro, e chuvosa, de outubro a março. No ano do estudo observou-se baixa precipitação pluvial de junho a setembro e temperaturas mais reduzidas de maio a agosto (Figura 2).

Para a escolha das áreas de estudo, a caracterização de sistemas silvipastoris (SSP) foi baseada em ANDRADE *et al.* (2012). Foram consideradas áreas de SSP aquelas que apresentavam de 10% a 50% de cobertura de copa. Foram escolhidos sistemas silvipastoris que apresentam alterações consistentes em parâmetros de microclima, água no solo, produção de biomassa aérea, entre outros, em relação às áreas de pastagem de monocultura convencional.

Figura 1. Imagem área (Fonte: Google Earth -04/03/2017) da EMBRAPA Pecuária Sudeste localizada no município de São Carlos, SP. As áreas de estudo estão representadas pelos ícones amarelos. Dados: ILPF: sistema silvipastoril com plantio de braquiária e eucalipto e SSP: sistema silvipastoril com plantio de braquiária e árvores nativas.



Figura 2. Dados de temperatura (em °C) e precipitação (em mm) entre os meses de fevereiro de 2017 e junho de 2018, período em que os experimentos foram realizados na Fazenda Canchim, município de São Carlos -SP.



2.1 Fragmento de Floresta Estacional Semidecídua (MATA)

O fragmento possui área de aproximadamente 112 ha. Seu solo varia desde muito fértil e argiloso como a Terra Roxa Estruturada e o Latossolo Roxo, com fertilidade classificada com eutrófica (elevada fertilidade), e solos menos férteis e menos argilosos, representativos dos solos mais ocorrentes no estado de São Paulo, como Latossolo Vermelho-Escuro e Latossolo Vermelho-Amarelo, que apresentam fertilidade classificada como distrófica (baixa fertilidade química) ou mesmo álica (baixa fertilidade e com alto teor de alumínio) (EMBRAPA, 1997).

Em levantamento florístico e fitossociológico realizado durante o estudo, foram identificadas 71 espécies pertencentes a 33 famílias (Tabela 2), sendo as espécies *Aspidosperma rhamiflorum*, *Ficus guaranitica*, *Ormosia arborea*, *Aegiphila sellowiana*, *Zeyheria tuberculosa*, *Metrodorea nigra*, *Piptadenia gonoacantha*, *Actinostemon conceptionis*, *Pachystroma longifolium* e *Croton floribundus* aquelas com maior Índice de Valor de Importância (IVI), o qual leva em consideração densidade, frequência e dominância relativas destas espécies na comunidade vegetal (Figura 3). Sendo assim, o fragmento foi classificado como mata secundária e estágio avançado de sucessão.

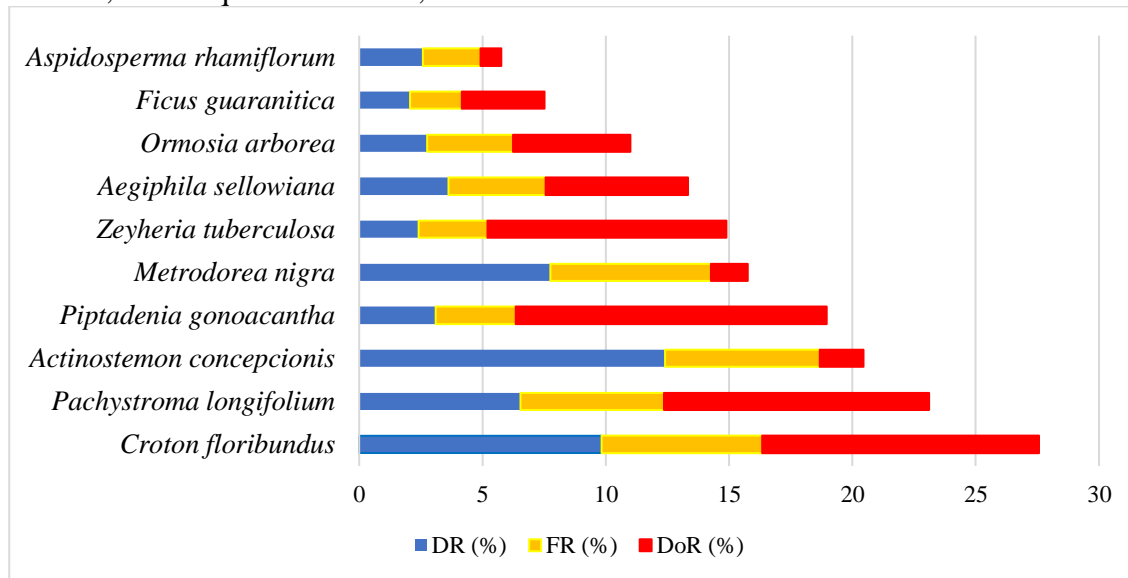
Os levantamentos realizados são básicos para um conhecimento das espécies presentes no fragmento, assim como sua dinâmica. Além do mais, tal conhecimento auxilia na tomada de decisões a respeito das espécies que podem ser utilizadas para o plantio em sistemas silvipastoris.

Tabela 2. Lista de espécies amostradas no Fragmento de Floresta Estacional Semidecídua, localizada na fazenda Canchim – São Carlos, SP.

Família	Espécie	Nome popular
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Guaritá
	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira-brava
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Capiúva
Annonaceae	<i>Rollinia sericea</i> (R.E. Fr.) R.E. Fr.	Cortiça
Annonaceae	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Pindaíba
Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	Ipê-felpudo
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Chá-de-bugre
Cannabaceae	<i>Celtis iguanae</i> (Jacq.) Sarg.	Esporão-de-galo
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	Mamão-do-mato
Celastraceae	<i>Maytenus robusta</i> Reissek	Coração-de-bugre
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i> Mart. & Zucc.	Capitão-do-campo
	<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Laranja-do-campo
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Tanheiro
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui
	<i>Croton piptocalyx</i> Müll. Arg.	
	<i>Micrandra elata</i> (Didr.) Müll. Arg.	Seringarana
	<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M. Johnst.	Canchim
	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Angico-branco
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Alecrim-de-Campinas
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá-do-campo
	<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	Ingá
	<i>Inga marginata</i> Kunth	Ingá-feijão
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Ingá-ferradura
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C. Lima	Embira-branca
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Pau-sangue
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Bico-de-pato
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Olho-de-boi
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Angico-vermelho
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Pau-jacaré
	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Tamanqueiro
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	Canela-frade
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canelinha
	<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	Canela-copaíba
Lecythidaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	Peroba-rosa
	<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll. Arg.	Peroba-do-campo

	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitibá-branco
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Açoita-cavalo-miúdo
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjerana
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Catiguá
	<i>Trichilia claussennii</i> C. DC.	Catiguá-vermelho
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Café-do-mato
Monimiaceae	<i>Mollinedia widgrenii</i> A. DC.	Cidreira-do-mato
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Figueira-brava
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	Taiúva
Myrsinaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Capororocão
Myrtaceae	<i>Myrcia cf splendens</i> (Sw.) DC.	Guamirim-miúdo
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Maria-mole
	<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook. f.	Pau-marfim
Opiliaceae		
Peraceae	<i>Pera obovata</i> (Klotzsch) Baill.	Tamanqueiro
Phyllanthaceae	<i>Savia dictyocarpa</i> Müll. Arg.	Sálvia
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	Pariparoba
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Saguaraji
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L.	Café
	<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	Veludo-branco
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Limoeiro-do-mato
	<i>Almeidea coerulea</i> (Nees & Mart.) A. St.-Hil.	
Rutaceae	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	Guarantã
	<i>Metrodorea nigra</i> A. St.-Hil.	Chupa-ferro
	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	Mamica-de-porca-graúda
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-porca
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Guaçatonga
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess	Cuvatã
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Maria-preta
	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Aguaí
Sapotaceae		
Solanaceae	<i>Solanum argenteum</i> Dunal	Folha-prata
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba
	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	Urtiga
Vochysiaceae	<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Pau-terra

Figura 3. Espécies com maior IVI (Índice de Valor de Importância) no fragmento de Floresta Estacional Semidecídua, na Fazenda Canchim – São Carlos, SP. Legenda: DR: densidade relativa; FR: frequência relativa; DoR: dominância relativa.



2.2 Pastagem formada por monocultura de *Urochloa decumbens* (DEC)

Pastagem convencional coberta por *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster, implantada em Latossolo Vermelho-Amarelo. Apresenta boa cobertura do solo, em média recebe cerca de 1175 Kg/ha de calagem e 108,4; 35,1; 97,4 de NPK por ano, sendo seu pastejo rotacionado com intensidade de manejo baixa (Figura 4). Em um experimento realizado durante este estudo, quantificou-se a biomassa aérea de $12,56 \pm 2,93$ Mg/ha e taxa de lotação de $1,43 \pm 0,58$ UA.



Figura 4. Foto da pastagem de monocultura de *U. decumbens* (DEC), na Fazenda Canchim, localizada no município de São Carlos-SP. Fonte: Ana Carolina Buzzo Marcondelli.

2.3 Pastagem formada por monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ)

Pastagem convencional com monocultura de *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster. Implantada em Latossolo Vermelho-Amarelo, a pastagem apresenta boa cobertura do solo (Figura 5).

O pastejo é rotacionado com intensidade de manejo moderada, com taxa de lotação de $2,13 \pm 1,40$ UA. A biomassa aérea estimada durante este estudo foi de $9,97 \pm 2,43$ Mg/ha, esta área recebe anualmente cerca de 189; 37,8; 189 Kg/ha de NPK e quanto à calagem, o suficiente para elevar a saturação de bases para 60%.



Figura 5. Foto da pastagem de monocultura de *U. brizantha* (BRIZ), na Fazenda Canchim, localizada no município de São Carlos-SP. Fonte: Ana Carolina Buzzo Marcondelli.

2.4 Sistema Silvipastoril com o plantio de Eucalipto (IPF)

O solo da área é classificado como Latossolo Vermelho Distrófico. A pastagem rotacionada é de *U. brizantha*, com árvores de *Eucalyptus urograndis* do clone GG100 em linhas simples, implantados em abril de 2011, com espaçamento de 15 metros entre linhas e dois metros entre plantas (Figura 6). Em 2016 houve desbaste das árvores, caracterizando uma densidade de 167 árvores/ha.

A intensidade de manejo é baixa, sendo a taxa de lotação de $1,97 \pm 1,28$ UA e a biomassa aérea de $60,40 \pm 3,19$ Mg/ha. Anualmente a área recebe em média 189; 37,8; 189 Kg/ha de NPK e quanto à calagem, é recebido o suficiente para elevar a saturação de bases para 60%.



Figura 6. Sistema silvipastoril com monocultura de *B. brizantha* e *E. urograndis*, localizado na Fazenda Canchim, no município de São Carlos – SP. Fonte: Ana Carolina Buzzo Marcondelli.

2.5 Sistema silvipastoril com árvores nativas (SSP)

Esta área, dominada por *U. decumbens*, possui Latossolo Vermelho-Escuro (EMBRAPA, 1997) de textura média. As árvores foram plantadas em três linhas, acompanhando o nível do terreno e com distanciamento de 2,5 m x 2,5 m, resultando em cerca de 600 árvores/ha. A área sofreu desbaste em 2016, com retirada parcial de mutambo (*Guazuma ulmifolia* Lam.) e capixingui (*Croton floribundus* Spreng.), resultando em densidade de 413 árvores/ha (Figura 7).

Na linha central, foram plantadas as seguintes espécies nativas: angico-branco (*Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan); canafístula (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.); ipê-felpudo (*Zeyheria tuberculosa* (Vell.)); jequitibá-branco (*Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze) e pau-jacaré (*Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F. Macbr.). Para tutoramento destas espécies, foram plantadas duas linhas marginais de mutambo e de capixingui.

Com pastejo rotacionado e de intensidade de manejo baixa, a área possui biomassa de $76,60 \pm 11,38$ Mg/ha e taxa de lotação de $1,25 \pm 0,71$ UA. Anualmente recebe cerca de 104,4; 35,1; 92,4 Kg/ha de NPK e 1371 Kg/ha de calagem, para correção da acidez do solo.



Figura 7. Sistema silvipastoril com monocultura de *B. decumbens* e árvores nativas, localizado na Fazenda Canchim, no município de São Carlos – SP. Fonte: Ana Carolina Buzzo Marcondelli.

3. METODOLOGIA

3.1 Quantificação da produção de biomassa

3.1.1 Sistemas dominados por gramíneas

Foram amostrados três piquetes retangulares (subdivisão da pastagem) por estação do ano. Para a caracterização da pastagem (avaliação da massa e qualidade nutricional da serapilheira) durante 12 meses foram coletadas amostras de braquiária, a três distâncias das árvores (abaixo da árvore, meio do piquete e um ponto intermediário, entre o primeiro e o último ponto e meio do piquete) (Figura 8), com quatro repetições. Foram colhidas amostras de quatro pontos na pastagem. Em cada estação do ano foram feitas duas avaliações de biomassa: uma após o pastejo (resíduo do pastejo anterior) e uma antes do pastejo (massa da braquiária antes do gado entrar para pastejar). Foram utilizados os valores médios de biomassa seca de braquiária por época do ano nas avaliações de estoque de biomassa.

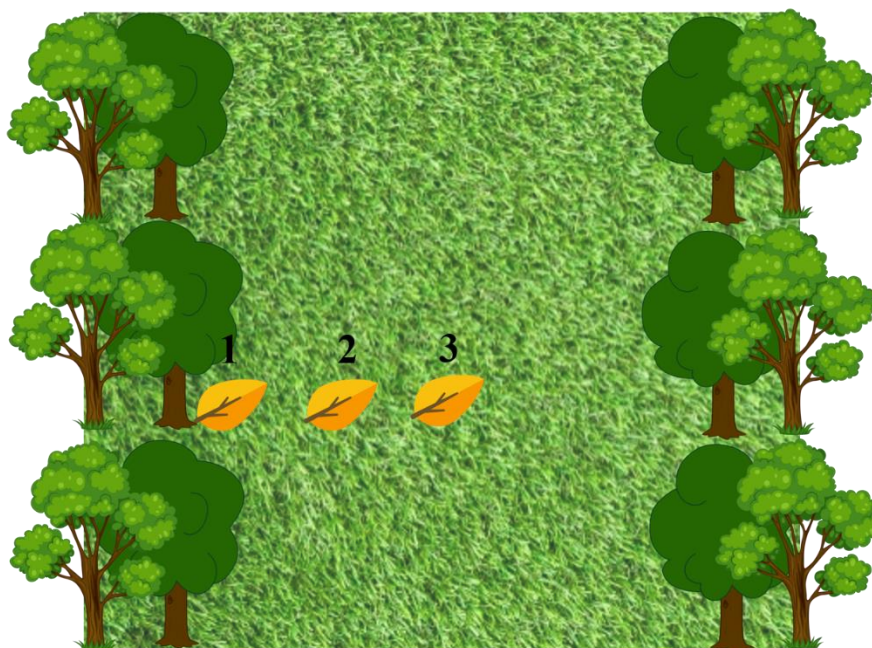


Figura 8. Esquema do piquete dos sistemas silvipastoris e as distâncias nas quais a serapilheira foi coletada: Legenda: 1 – abaixo da árvore; 2 – intermediária e 3 – meio do piquete.

As avaliações de massa de forragem foram feitas pelo método direto com o auxílio de um quadrado de 0,5 m x 0,5 m. Logo após as coletas, as amostras foram levadas para laboratório onde foram pesadas. Uma sub amostra de braquiária foi pesada e seca em estufa de circulação de ar forçada a 60° C por 72h, para cálculo do teor de matéria seca. Após a secagem, as amostras de massa seca total foram encaminhadas para o laboratório onde foi feita análise bromatológica para determinação de matéria seca, proteína bruta e digestibilidade *in vitro* da matéria seca (DIVMS), segundo SILVA e QUEIROZ, 2002.

3.1.2 Remanescente de Floresta Semidecídua

A metodologia adotada seguiu as recomendações de HIGA *et al.* (2014). A tomada de medições em campo foi feita no compartimento acima do solo, que abrange árvores vivas, lianas, serapilheira (galhos com diâmetro menor que 2cm, folhas, flores, frutos e sementes) e necromassa (árvores e galhos mortos caídos ou não, com diâmetro maior que 2 cm). A amostragem do sub-bosque considera apenas a contagem de plântulas.

Para tal, seis parcelas de 20x50m, subdividas 10 parcelas de 10x10m, foram alocadas na área de mata perfazendo um total de 60 sub-parcelas de 10x10m (Figura 9).



Figura 9. DAP de um indivíduo sendo medido, uma vez que ele estava inserido dentro da parcela no fragmento de floresta estacional semidecídua, localizado na Fazenda Canchim, no município de São Carlos-SP. Fonte: Ana Carolina Buzzo Marcondelli.

A biomassa aérea foi estimada pela utilização de equações alométricas, em função de dados de DAP, altura, densidade da madeira e outras variáveis obtidos no levantamento florestal das áreas arborizadas. No caso de árvores mortas em pé, além de medir o DAP, foi estimada a altura total, para cálculo da biomassa. O sub-bosque foi caracterizado pela contagem de plantas de espécies arbóreas com DAP menor que 5 cm, em uma sub-parcela de 2m X 2m (4m^2) dentro de cada parcela de 20 m x 50 m, para estabelecer a correlação com a quantidade de biomassa, a partir de trabalhos publicados em áreas semelhantes.

Dez amostras de serapilheira por parcela foram obtidas ao acaso por meio do lançamento de uma moldura metálica medindo internamente 0,50m x 0,50m ($0,25\text{ m}^2$). Todo o material era colocado em sacos plásticos, levados para laboratório onde eram pesados e então retiradas sub-amostras para determinação do peso de matéria seca, após secagem em estufa de circulação de ar forçada a 60°C por 72 horas. Antes da coleta de serapilheira, foram contadas as plântulas, árvores com altura inferior a 2 m, bambus e palmeiras. Este material também foi considerado como parte do sub-bosque.

Lianas com diâmetro a 30 cm de altura (D30) maior de 1 cm foram medidas em sub-parcelas de 10 m x 10 m. Para quantificação da necromassa foram traçados três transectos de 10 m por parcela, de modo aleatório. Foram medidos os diâmetros dos galhos e árvores que

interceptaram a linha amostral, classificados segundo o grau de decomposição. A quantidade total de necromassa caída foi estimada segundo Van Wagner (1982) (Figura 10).

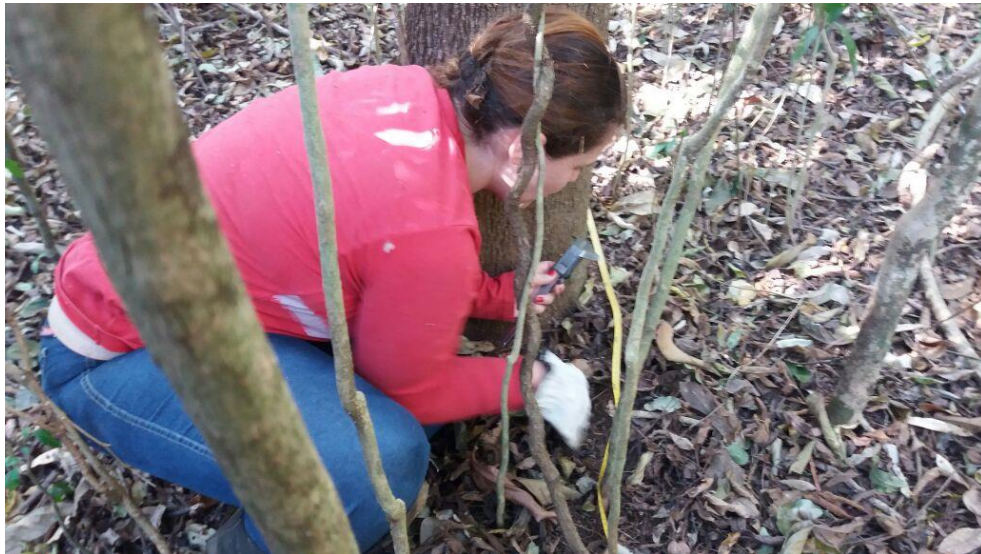


Figura 10. Medida de necromassa, no fragmento de floresta estacional semidecídua, localizado na Fazenda Canchim, no município de São Carlos-SP. Fonte: Maria Luiza F. Nicodemo.

Para árvore morta em pé (sem ponteira ou quebrada) o volume foi calculado para dois segmentos do tronco, sendo o primeiro um cilindro formado da base da árvore até 1,30m de altura, e o segundo, um tronco de cone que tem a base a 1,3m e o final, a altura total do tronco, corrigido para densidade. Segundo PEARSON *et al.* (2005), como a madeira deve estar em boas condições para suportar a árvore em pé, pode ser utilizada a densidade de $0,43 \text{ Mg.m}^{-3}$.

Foram utilizados modelos alométricos para estimativa da biomassa seca acima do solo de florestas tropicais, para lianas (GEHRING *et al.*, 2004) e para árvores. Em cada parcela foram medidos e identificados todos os indivíduos de lianas enraizados na parcela com diâmetro superior a 1 cm. Árvores com troncos múltiplos, bifurcadas, ou com formação de copa abaixo da altura de 1,30 m tiveram seu DAP calculado considerando a somatória das áreas transversais dos fustes relacionada a um valor de DAP acumulado.

3.1.3 Sistemas Silvipastoris

A metodologia adotada seguiu as recomendações de HIGA *et al.*, (2014). A definição da forma e da área das unidades amostrais levaram em consideração o arranjo do plantio de árvores, de tal maneira que cada parcela fosse representativa da configuração do plantio. Para um plantio em IPF de linhas únicas em espaçamento de 15 x 4 m, por exemplo, a área da parcela

foi de 840 m², 14 x 60 m, abrangendo 15 árvores ou 15 covas de plantio. Foram demarcadas no mínimo cinco parcelas por sistema.

A biomassa aérea foi estimada pela utilização de equações alométricas, em função de dados de DAP, altura, densidade da madeira e outras variáveis obtidos no levantamento florestal das áreas arborizadas.

CAPÍTULO 1

Contribuição da serapilheira e de seus nutrientes em sistemas silvipastoris de diferentes complexidades.

Contribuição da serapilheira e de seus nutrientes em sistemas silvipastoris de diferentes complexidades.

Resumo

Sistemas silvipastoris combinam árvores às pastagens e gado. Esses sistemas de produção de gado são considerados de menor impacto na perda dos serviços ecossistêmicos em comparação aos sistemas de pastagens convencionais. Ao comparar pastos que possuem apenas braquiária com pastos enriquecidos com árvores, nota-se que estes equivalem a sistemas menos e mais complexos em relação à riqueza de espécies, respectivamente, o mesmo cenário visto em diferentes fases sucessionais. Este trabalho teve como objetivo analisar o aporte de serapilheira e de seus nutrientes em sistemas de produção com monocultura de braquiária e sistemas silvipastoris, utilizando a mata estacional semidecídua, como testemunha positiva. Três repetições de amostras de serapilheira foram coletadas mensalmente por 12 meses (abril de 2017 a março de 2018), através de coletores de 0,5 m x 0,5 m com malha de nylon de 2 mm estabelecida 10 cm acima do solo. No caso da serapilheira da braquiária, foi coletado diretamente no solo, o material senescente caído no solo, em armações de 0,5 m x 0,5 m. A análise dos elementos da matéria seca, matéria orgânica, carbono, lignina, celulose, macro (Ca, Mg, P, K e S) e micronutrientes (Cu, Mn e Zn) foi realizada, tanto na estação seca e chuvosa quanto para todos os sistemas, para o conteúdo de serapilheira das árvores e para a MATA. As análises mostraram que não houve diferença significativa no aporte de serapilheira entre os sistemas de produção, porém, o aporte de nutrientes foi maior em pastos onde havia árvores nativas plantadas, demonstrando que nestes sistemas há maior disponibilidade de nutrientes para o solo, aumentando a ciclagem de nutrientes.

Palavras-chave: serviço ecossistêmico; ciclagem de nutrientes; solos; silvipastoril.

1. Introdução

A atividade de agropastoril talvez seja o mais antigo meio do ser humano obter alimento. Inicialmente eram usadas pastagens naturais, que exibiam grande número de espécies e sustentam, até hoje, quando bem manejadas, alta biodiversidade. Mais recentemente houve empobrecimento dos ecossistemas de pastagens, com o plantio de monoculturas de espécies exóticas. Essa simplificação do sistema de produção, aliado ao mau manejo exercem grandes impactos no meio ambiente, como por exemplo o esgotamento nutricional e a compactação do solo, perda de diversidade e contribuição para o aumento do aquecimento global (DREWRY *et al.*, 2008; ROCHA JUNIOR *et al.*, 2013; HOOSBEEK *et al.*, 2018).

Para amenizar estes impactos, os produtores têm buscado como alternativa os sistemas silvipastoris (AMONUM *et al.*, 2009). Conceituado como sistema de manejo de terra em que árvores, capim e gado convivem juntos, com o objetivo de otimizar a produção (KING, 1979), tais sistemas trazem benefícios como a redução da perda autogênica e alogênica de nutrientes e conseqüentemente aumentando seus teores no solo, melhoramento do microclima do solo e também o aumento da eficiência da ciclagem de nutrientes no sistema (JOSE, 2009). Estas propostas de manejo buscam simultaneamente (1) aumento na produtividade do gado, em termos de ganho de peso e produção de leite e (2) diminuir o impacto ambiental causado pelo sistema tradicional de pastagem.

Dentre os serviços ambientais que a natureza pode fornecer, a ciclagem de nutrientes possui um papel importante, uma vez que integrada aos ciclos biogeoquímicos, corresponde às vias de circulação de elementos e de nutrientes entre o ambiente e os organismos (SZOTT *et al.*, 1991).

Em sistemas naturais, em florestas manejadas e em sistemas agrícolas e pecuários conservacionistas, a serapilheira representa um elo importante no ciclo orgânico de produção-decomposição, atuando na superfície do solo como um regulador dos processos e também pode estar associada ao uso racional de nutrientes no sistema solo-planta, à economia no uso de insumos e à redução de perdas por emissões atmosféricas, à lixiviação e a outras formas de contaminação hídrica. (SOARES e FROUFE, 2015).

A serapilheira é importante para a autossustentabilidade dos ecossistemas florestais. Inicia o primeiro estágio de transferência de nutrientes para o sistema, em que grande parte dos nutrientes absorvidos pela vegetação retorna ao solo através de sua deposição (CALDEIRA *et al.*, 2008). Em sistemas silvipastoris, através de diferenças nas características das plantas, como a absorção de nutrientes, a estrutura da copa e a qualidade da serapilheira, as espécies vegetais que compõem cada sistema podem ter um efeito sobre a ciclagem de nutrientes (HOOSBEEK *et al.*, 2018).

Pastagens com monoculturas de gramínea e pastagens com gramíneas e árvores são análogas a ambientes que estão em estágio inicial e tardio de sucessão, uma vez que nestes ambientes ocorrem diferenças em relação a diversidade e riqueza de espécies, qualidade do solo em termos de nutrientes, compactação e drenagem de água, na ciclagem de nutrientes, na qualidade da produtividade no meio e da biomassa (NIERING, 1987; MCCOOK, 1994; TILMAN, 1994).

Sistemas agroflorestais estabelecidos tendem a desempenhar funções ecológicas aproximadas ao de uma floresta em estado adiantado de sucessão como: proteção do solo e dos

recursos hídricos; manutenção dos ciclos biogeoquímicos; conservação da cadeia produtiva da fauna silvestre e do microclima (WANDELLI, 2010).

Pensando que monoculturas de pastagens causam grandes impactos ambientais e que o plantio de árvores nestes sistemas melhora a qualidade de uma gama de serviços ambientais, sendo vantajoso tanto para o meio ambiente quanto para o produtor, o objetivo de nosso trabalho foi analisar o aporte de serapilheira e de nutrientes em sistemas de produção com monocultura de braquiária, em sistemas de produção com braquiária e árvores e na mata estacional semidecídua, em estações seca e chuvosa, em uma região caracterizada por período seco com até seis meses de duração. Nossa hipótese é que o aporte de serapilheira e de nutrientes será maior conforme aumenta a complexidade do sistema, considerando que a monocultura é o sistema considerado menos complexo acima do solo, enquanto o sistema silvipastoril é considerado mais complexo.

2. Material e Métodos

2.1 Aporte de serapilheira

Três repetições de amostras de serapilheira foram coletadas mensalmente por 12 meses (abril de 2017 a março de 2018). A serapilheira foi coletada através de coletores de 0,5 m x 0,5 m com malha de nylon de 2 mm estabelecida 10 cm acima do solo (MARCONDELLI *et al.*, 2018). Os coletores foram distribuídos aleatoriamente em todos os sistemas. No sistema silvipastoril, o aporte foi avaliado perto da árvore mais próxima (cerca de 2m), em uma posição intermediária (4,75 m ou 3,75 m das árvores) e mais longe das árvores (8,5 m ou 7,5 m) (Figura 11).



Figura 11. Coletores de serapilheira alocados no sistema silvipastoril, localizado na Fazenda Canchim, no município de São Carlos-SP. Fonte: Ana Carolina Buzzo Marcondelli.

Nas gaiolas de exclusão foram dispostos dois coletores. No entanto, apenas um coletor foi selecionado aleatoriamente para coleta, enquanto o outro foi descartado (Figura 12).

No caso da serapilheira da braquiária, foi coletado diretamente no solo, o material senescente de *Urochloa* sp. caída no solo, em armações de 0,5 m x 0,5 m.



Figura 12. Coletores de serapilheira. Fonte: Ana Carolina Buzzo Marcondelli.

A serapilheira coletada foi acondicionada em sacos de papel, identificada e seca em estufa a 60 °C por 72 horas, em seguida o teor de matéria seca foi calculado pela diferença de peso. Quando um fruto carnoso foi encontrado, ele foi seco a uma massa constante (variação de menos de 1% entre o peso). O material seco foi então separado em diferentes frações: folhas, material reprodutivo (flores e frutos), ramos com até 2 cm de diâmetro e outros (casca > de 2,0 cm, material não reconhecido) (Figura 13).



Figura 13. Separação da serapilheira coletada nos sistemas e na Floresta Estacional Semidecídua. Fonte: Maria Luiza F. Nicodemo.

A serapilheira de *Urochloa* sp. na superfície do solo foi definida como material senescente quando não estava mais aderido à planta (DUBEUX *et al.*, 2006). O ponto de amostragem da serapilheira de *Urochloa* sp. foi demarcado com duas estacas de madeira nas quais foi montada uma armação de 0,5 m x 0,5 m. Mensalmente, após limpar o interior de cada quadrante de resíduos não-gramíneos, foi coletado o material. Um ponto extra para cada ponto de coleta, em cada sistema, foi definido para substituir um ponto com eventual deposição de fezes por bovinos. O material coletado foi seco em estufa (60 °C por 72h). Após a secagem, para separação do solo da amostra de serapilheira, o material foi peneirado com uma malha de 0,84 mm (Tyler 20). O material retido na peneira foi espalhado em bandejas e os resíduos foram separados manualmente. A amostra de serapilheira foi pesada e depois moída num moinho de Willey.

A análise dos elementos da matéria seca, matéria orgânica, carbono, lignina, celulose, macro (Ca, Mg, P, K e S) e micronutrientes (Cu, Mn e Zn) foi realizada, tanto na estação seca e chuvosa quanto para todos os sistemas, para o conteúdo de serapilheira das árvores e para a MATA, segundo NOGUEIRA e SOUZA (2005).

Durante o período de estudo, como previsto em sistemas de pastagem, o solo foi corrigido por meio de calagem e adubação. Embora as gaiolas estivessem protegidas com lona plástica durante a aplicação dos corretivos do solo, os sistemas de *Urochloa* sp. foram expostos.

2.2 Análises estatísticas

O teor de nutrientes da serapilheira foi comparado entre os sistemas através de uma análise de variância, seguindo uma estrutura de parcelas subdivididas, uma divisão temporal de acordo com SAMPAIO e FONTES (1998). Para fim de comparação com outros trabalhos, os valores de biomassa foram extrapolados para Kg/ha/dia.

Todos os cálculos foram realizados no ambiente R (R CORE TEAM, 2018), com nível de significância de 5%. A comparação da contribuição da relação total de serapilheira, lignina, celulose, nitrogênio e C:N entre os sistemas foi realizada utilizando a análise GLMM, enquanto a análise GLM foi utilizada para comparar a entrada de nutrientes usando o lme4 (BATES *et al.*, 2015), lmerTest (KUZNETSOVA *et al.*, 2017), carro (FOX e WEISBERG, 2011), dunn.test (DINNO, 2017) e emmeans (LENTH, 2018), conforme recomendado por ZUUR *et al.* (2009).

3. Resultados

3.1 Aporte de serapilheira

Não houve diferença significativa no total de serapilheira coletada entre os sistemas ($p > 0,05$, Tabela 3, Figura 14). Além disso, não foi observada diferença significativa em relação à produção de serapilheira nos sistemas entre as estações seca e chuvosa ($p > 0,05$).

Tabela 3. Média de produção total de serapilheira, coletada de abril de 2017 a março de 2018, na Fazenda Canchim, município de São Carlos-SP. Legenda: monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), sistema silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto (IPF), sistema silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP) e fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA).

	Aporte de serapilheira (Kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	SD	Coefficiente de variação
BRIZ	2.25	0,38	16,8
DEC	2.84	0,41	14,4
IPF	8.28	0,45	5,4
MATA	2.25	0,39	17,3
SSP	8.83	0,48	5,4

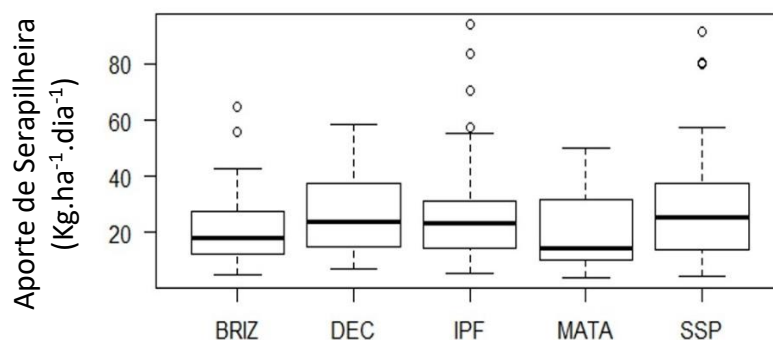


Figura 14. Análise estatística da serapilheira coletada de Abril 2017 a Março 2018, na Fazenda Canchim, município de São Carlos-SP. Legenda: monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), sistema silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto (IPF), sistema silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP) e fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA).

A contribuição isolada de braquiária e serapilheira revelou uma diferença significativa entre os sistemas (Tabela 4, Figura 15). Em relação à contribuição das gramíneas, não houve diferença significativa apenas entre BRIZ e DEC e BRIZ e IPF. Em termos de serapilheira de

árvores, houve diferença significativa entre IPF e SSP, portanto, a maior contribuição foi observada no MATA e SSP e menor em IPF.

Tabela 4. Resultados das análises (ANOVA) para comparar a produção de serapilheira nos diferentes sistemas e MATA, considerando gramíneas e árvores separadamente.

Sistema	Gramíneas		Árvores	
	Z	P	Z	P
BRIZ - DEC	-1.582	0.411	-	-
BRIZ - IPF	1.296	0.5757	-	-
BRIZ - SSP	4.885	0.0005	-	-
DEC - IPF	3.229	0.0203	-	-
DEC - SSP	6.822	<.0001	-	-
IPF - MATA	-	-	-2.291	0.0829
IPF - SSP	5.045	0.0003	-3.077	0.017
MATA - SSP	-	-	0.115	0.9927

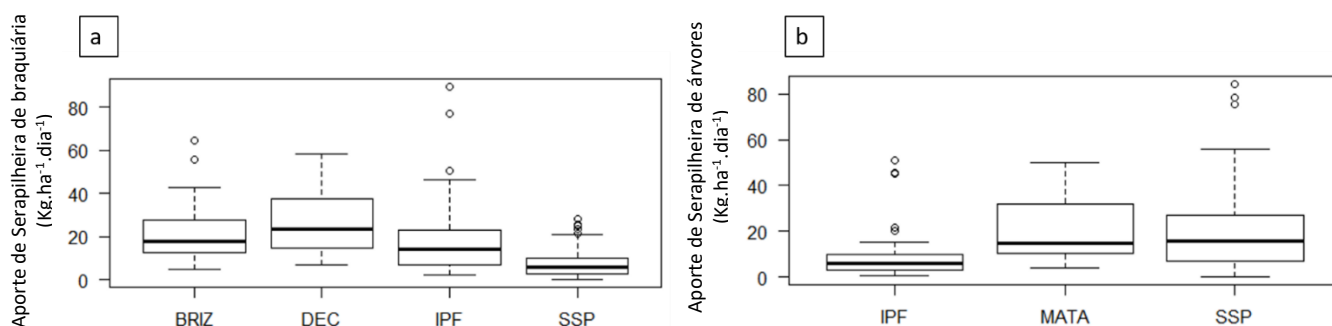


Figura 15. Contribuição de (a) sistemas com braquiária e (b) sistemas com árvores analisados separadamente. O estudo foi realizado na Fazenda Canchim, no município de São Carlos-SP. Legenda: monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), sistema silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto (IPF), sistema silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP) e fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA).

Ao considerar a quantidade total de serapilheira aportada mês a mês, observou-se que houve diferença significativa ($p < 0,05$) na contribuição da serapilheira entre as estações seca e chuvosa, sendo a contribuição maior na estação seca (Figura 16).

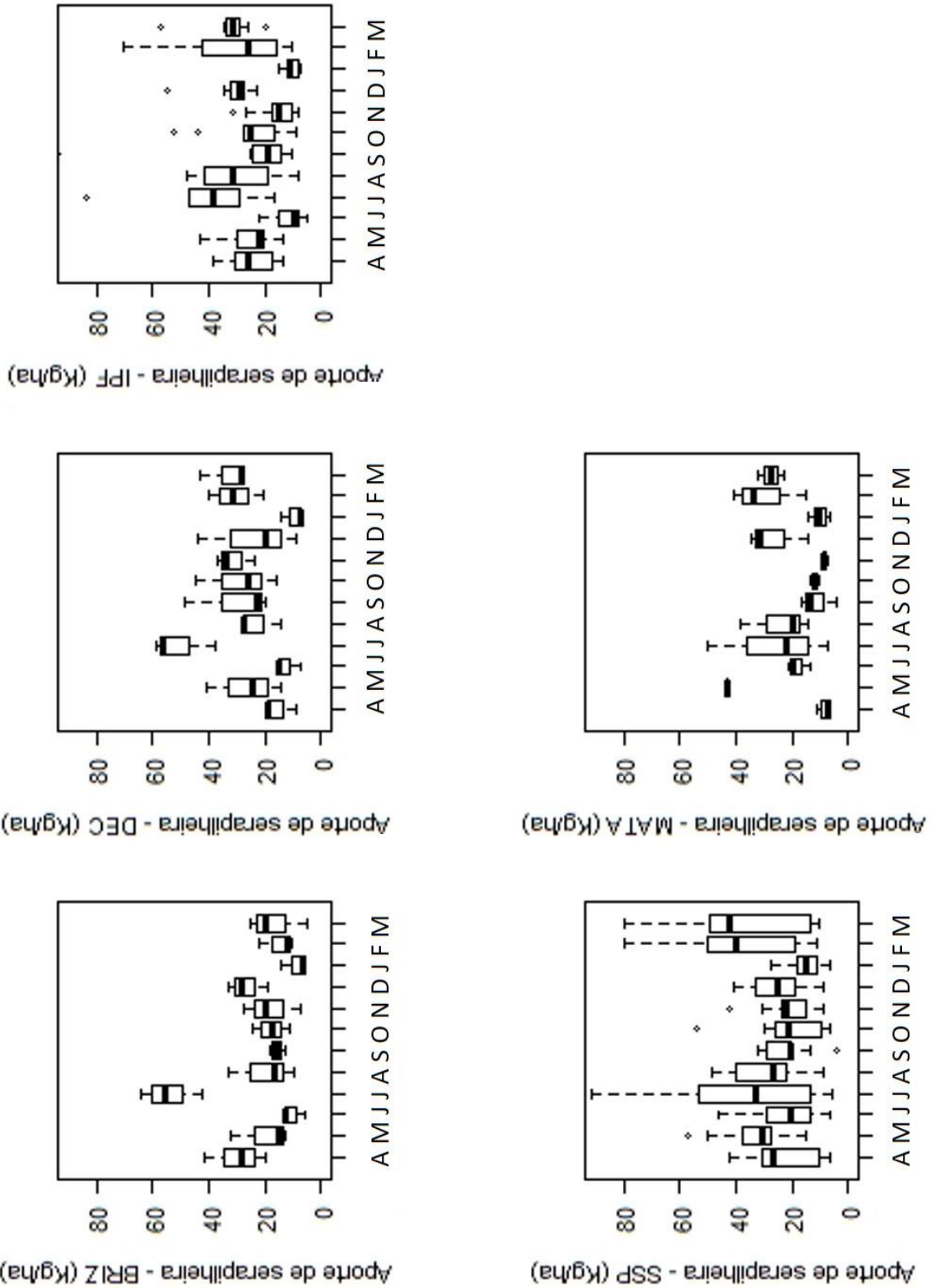
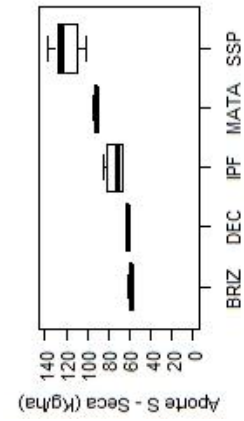
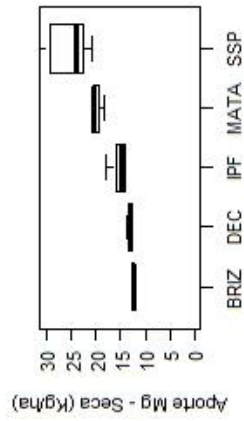
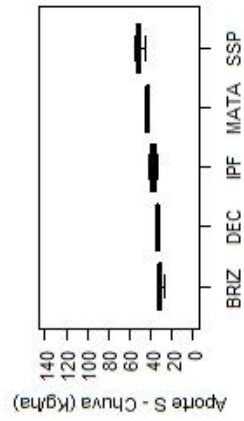
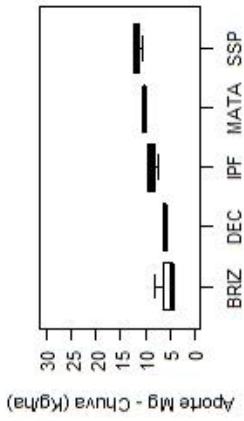
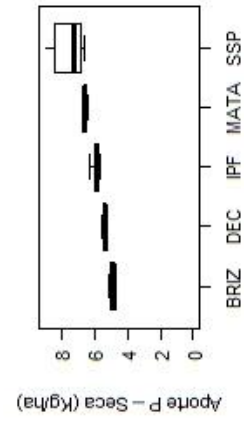
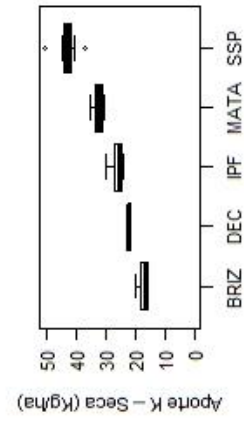
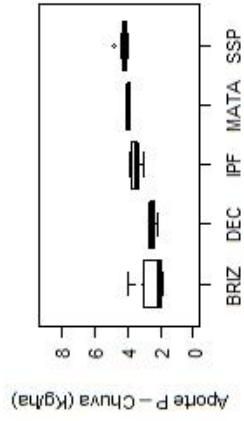
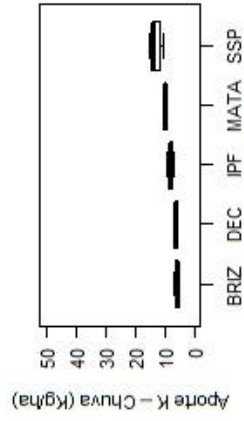


Figura 16. Deposição de serapilheira por sistema durante os doze meses de coleta, iniciando em abril de 2017 e encerrando em maio de 2018, na Fazenda Canchim, no município de São Carlos-SP. Legenda: monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), sistema silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto

(IPF), sistema silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP) e fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA).

3.2 Aporte de nutrientes

Houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre as estações seca e chuvosa (Figura 17, Tabela 5) no aporte de nutrientes em cada sistema. Em geral, o aporte anual de nutrientes no SSP foi maior que nos outros sistemas, tanto na estação seca quanto na chuvosa. É possível observar que BRIZ, DEC e IPF apresentaram menores valores de nutrientes em sua serapilheira em relação ao SSP, que foi semelhante a MATA. Deve-se notar que todos os sistemas foram fertilizados, mas SSP e DEC receberam menor fertilização em comparação com BRIZ e IPF.



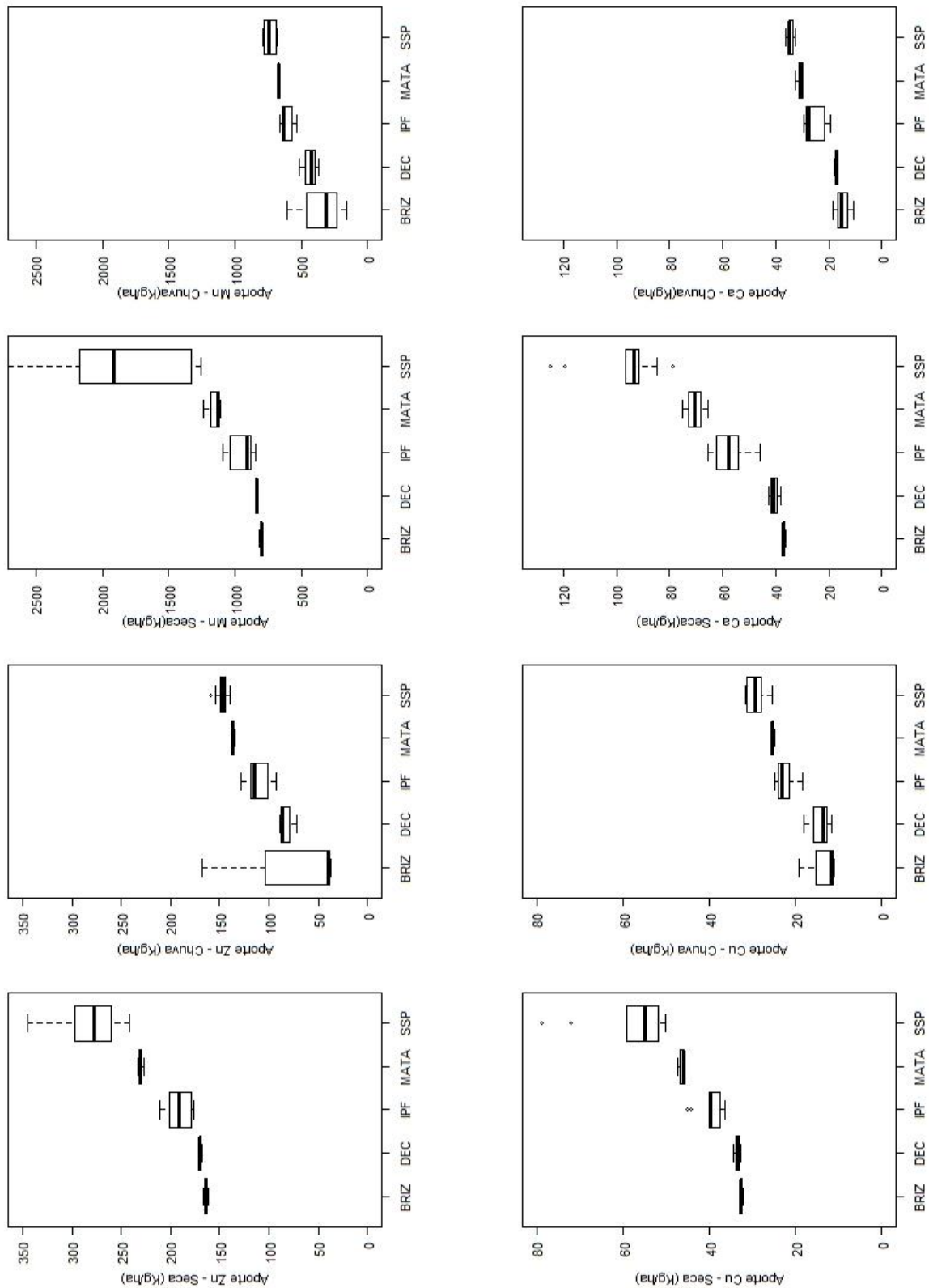


Figura 17. Aporte de nutrientes nas estações seca e chuvosa em diferentes sistemas localizados na Fazenda Canchim, no município de São Carlos-SP. Legenda: monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), sistema silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto (IPF), sistema silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP) e fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA).

Tabela 5. Resultados obtidos para a comparação (pos-hoc) do aporte de nutrientes nos diferentes sistemas estudados na Fazenda Canchim, no município de São Carlos-SP, Brasil. Legenda: monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), sistema silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto (IPF), sistema silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP) e fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA).

Sistema	Zn (g/ha)				Mn (g/ha)				Cu (g/ha)			
	Seca		Chuva		Seca		Chuva		Seca		Chuva	
	Z	P	Z	P	Z	P	Z	P	Z	P	Z	P
BRIZ - DEC	-0.3	1.0	0.0	1.0	-0.1	1.0	-1100.0	0.8	-0.2	1.0	-0.3	1.0
BRIZ - IPF	-1840.0	0.4	-1808.0	0.4	-0.7	1.0	-4386.0	0.0	-1724.0	0.4	-5229.0	<.0001
BRIZ - MATA	-3526.0	0.0	-2790.0	0.0	-1367.0	0.7	-4509.0	0.0	-2698.0	0.1	-5536.0	<.0001
BRIZ - SSP	-7843.0	<.0001	-4098.0	0.0	-5053.0	<.0001	-6634.0	<.0001	-6233.0	<.0001	-9284.0	<.0001
DEC - IPF	-1462.0	0.6	-1767.0	0.4	-0.6	1.0	-3039.0	0.0	-1497.0	0.6	-4917.0	<.0001
DEC - MATA	-3217.0	0.0	-2757.0	0.0	-1232.0	0.8	-3409.0	0.0	-2513.0	0.1	-5281.0	<.0001
DEC - SSP	-7465.0	<.0001	-4057.0	0.0	-4888.0	<.0001	-5287.0	<.0001	-6006.0	<.0001	-8971.0	<.0001
IPF - MATA	-2478.0	0.1	-1609.0	0.5	-0.9	0.9	-1136.0	0.8	-1580.0	0.5	-1551.0	0.5
IPF - SSP	-8489.0	<.0001	-3238.0	0.0	-6110.0	<.0001	-3179.0	0.0	-6376.0	<.0001	-5734.0	<.0001
MATA - SSP	-3525.0	0.0	-0.7	1.0	-3379.0	0.0	-1112.0	0.8	-2928.0	0.0	-2504.0	0.1

Sistema	Mg (g/ha)				K (g/ha)				S (g/ha)			
	Seca		Chuva		Seca		Chuva		Seca		Chuva	
	Z	P	Z	P	Z	P	Z	P	Z	P	Z	P
BRIZ - DEC	-0.3	1.0	-0.4	1.0	-2180.0	0.2	-0.3	1.0	-0.4	1.0	0.4	1.0
BRIZ - IPF	-1520.0	0.6	-4945.0	<.0001	-4851.0	<.0001	-2549.0	0.1	-2433.0	0.1	-3126.0	0.0
BRIZ - MATA	-3374.0	0.0	-6060.0	<.0001	-6920.0	<.0001	-3799.0	0.0	-4501.0	0.0	-3784.0	0.0
BRIZ - SSP	-7472.0	<.0001	-9991.0	<.0001	-14464.0	<.0001	-8656.0	<.0001	-10036.0	<.0001	-5848.0	<.0001
DEC - IPF	-1183.0	0.8	-4427.0	0.0	-2181.0	0.2	-2203.0	0.2	-1907.0	0.3	-3658.0	0.0
DEC - MATA	-3099.0	0.0	-5638.0	<.0001	-4740.0	<.0001	-3517.0	0.0	-4072.0	0.0	-4218.0	0.0
DEC - SSP	-7135.0	<.0001	-9474.0	<.0001	-11794.0	<.0001	-8310.0	<.0001	-9510.0	<.0001	-6380.0	<.0001
IPF - MATA	-2613.0	0.1	-2478.0	0.1	-3625.0	0.0	-2104.0	0.2	-3079.0	0.0	-1508.0	0.6
IPF - SSP	-8417.0	<.0001	-7137.0	<.0001	-13595.0	<.0001	-8637.0	<.0001	-10752.0	<.0001	-3850.0	0.0
MATA - SSP	-3339.0	0.0	-2569.0	0.1	-5989.0	<.0001	-4003.0	0.0	-4524.0	0.0	-1214.0	0.8

Sistema	Ca (g/ha)				P (g/ha)			
	Seca		Chuva		Seca		Chuva	
	Z	P	Z	P	Z	P	Z	P
BRIZ - DEC	-0.5	1.0	-1010.0	0.9	-0.8	0.9	0.4	1.0
BRIZ - IPF	-2969.0	0.0	-5963.0	<.0001	-2088.0	0.2	-3126.0	0.0
BRIZ - MATA	-4067.0	0.0	-7106.0	<.0001	-2855.0	0.0	-3784.0	0.0
BRIZ - SSP	-9023.0	<.0001	-10693.0	<.0001	-5893.0	<.0001	-5848.0	<.0001
DEC - IPF	-2413.0	0.1	-4727.0	<.0001	-1126.0	0.8	-3658.0	0.0
DEC - MATA	-3613.0	0.0	-6096.0	<.0001	-2069.0	0.2	-4218.0	0.0
DEC - SSP	-8467.0	<.0001	-9456.0	<.0001	-4963.0	<.0001	-6380.0	<.0001
IPF - MATA	-2012.0	0.3	-2740.0	0.0	-1408.0	0.6	-1508.0	0.6
IPF - SSP	-8562.0	<.0001	-6689.0	<.0001	-5306.0	<.0001	-3850.0	0.0
MATA - SSP	-4042.0	0.0	-1989.0	0.3	-2515.0	0.1	-1214.0	0.8

Observou-se diferença significativa entre lignina, celulose, nitrogênio e a relação C: N nos sistemas ($p < 0,05$). No entanto, não observou-se diferença significativa entre os sistemas considerando as estações seca e chuvosa ($p > 0,05$). Em termos de teor de C, SSP, seguido pela MATA, foi o sistema que mais contribuiu para o aumento de C através da produção de lignina, enquanto o DEC e o SSP foram os sistemas que mais contribuíram com a produção de celulose. MATA e SSP foram os sistemas que mais produziram N (Figura 17). Os valores da relação C: N foram maiores no BRIZ, DEC e FPI e menores no MATA e SSP (Figura 18).

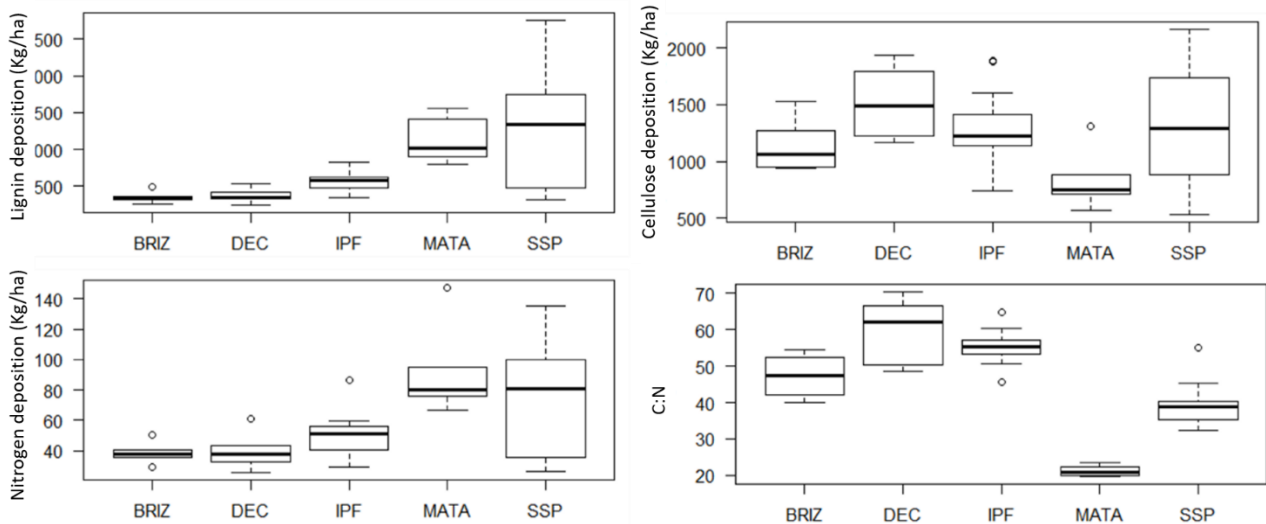


Figura 18. Contribuição de lignina, celulose, N e C:N nos diferentes sistemas estudados na Fazenda Canchim, no município de São Carlos-SP, Brasil. Legenda: monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), sistema silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto (IPF), sistema silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP) e fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA).

4. Discussão

Sistemas silvipastoris, incluindo aqueles com eucaliptos, proporcionam melhor retorno em termos de nutrientes do solo em relação a pastagens monodominantes. A entrada de serapilheira é semelhante em sistemas com monocultura de braquiária e menor quanto a contribuição de serapilheira em sistemas silvipastoris (braquiária e árvores). Embora o padrão geral encontrado seja semelhante aos estudos encontrados na literatura, a produção de serapilheira encontrada é maior que as demais (Tabela 6). Diferentes condições climáticas e de solo, manejo, adubação, calagem, carga animal e intervenções humanas, densidade de árvores e espécies arbóreas podem ser fatores que poderiam explicar tal diferença.

Tabela 6. Produção total de serapilheira encontrada neste estudo e em outros estudos realizados em sistemas semelhantes.

	Produção de serapilheira (Kg. ha ⁻¹ . ano ⁻¹)				
	Presente estudo	Prause <i>et al.</i> , 2012	Correa <i>et al.</i> , 2016	Xavier <i>et al.</i> , 2011	Freitas <i>et al.</i> , 2013
BRIZ	2.25	-	-	-	-
DEC	2.84	-	-	1.62	2.38
IPF	8.28	-	4.1	-	4.21
MATA	2.25	1.36	-	-	-
SSP	8.83	1.63	-	2.18	-

As diferentes produções de serapilheira entre IPF e SSP podem ser decorrentes da menor densidade de árvores em IPF (167 árvores.ha⁻¹) em relação ao SSP (413 árvores.ha⁻¹) e também às características das espécies que compõem cada sistema: eucalipto no IPF vs. sete espécies florestais nativas, semidecíduas, de ocorrência regional no SSP. A diferença observada entre os dois sistemas silvipastoris com braquiária pode ter ocorrido porque a *U. brizantha* é mais produtiva que a *U. decumbens* e recebeu a maior insumo de fertilizantes agrícolas. Além disso, no SSP, a *U. decumbens* é sombreada, limitando a produção de biomassa: durante a estação chuvosa, a interceptação de luz no SSP foi em média de 52%, contra 35% no IPF, com uma média de radiação fotossinteticamente ativa de 228 (SSP) e 592 (IPF) $\mu\text{mol. s}^{-1}.\text{m}^{-2}$ (dados não publicados). O sombreamento excessivo diminui a produção de forragem e o perfilhamento em gramíneas de braquiária (PACIULLO *et al.*, 2007; MARTUSCELLO *et al.*, 2009).

Em ecossistemas de pastagens, a vegetação precisa manter sua área foliar com alta eficiência fotossintética, o que garante que os animais sejam alimentados com forragem de boa qualidade (LEMAIRE; CHAPMAN, 1996). Assim, a fertilização tem sido utilizada para aumentar a biomassa produzida e, potencialmente, a produção de serapilheira (FAGUNDES *et al.*, 2006, SANTOS *et al.*, 2009).

A maior produção de serapilheira deve ocorrer durante a estação seca, especialmente em florestas sazonais (BARLOW *et al.*, 2007). Na MATA, uma típica floresta estacional semidecídua brasileira, há uma maior contribuição de serapilheira em maio, no início do período seco, de maio a setembro. Em espécies decíduas, a perda de folhas limita a perda de água pela abertura dos estômatos (SANTANA e SOUTO, 2011). A produção é baixa em novembro, no final da estação seca, já que a grande perda de folhas ocorreu no início desta safra. Entretanto, o período de deposição máxima e mínima da serapilheira pode ser influenciado pelas espécies encontradas nos sistemas. A Floresta Estacional Semidecídua tem como característica possuir de 20 a 50% de árvores decíduas (IBGE, 2012) e ocorre em regiões

tropicais com estação seca de inverno. SSP, composto por árvores de ocorrência regional, apresentou um perfil semelhante ao observado no MATA.

Durante a estação seca, a produção de biomassa de ambas as espécies de braquiária diminuiu provavelmente devido a uma associação de menos horas de luz, restrição de água e baixas temperaturas. Assim, a quantidade de gramínea fresca diminuiu enquanto o material senescente aumenta (NUNES *et al.*, 1984). No SSP, o aumento de serapilheira no mês de julho e nos meses de fevereiro e março coincide com o aumento da produção de serapilheira devido ao período seco, enquanto o segundo pico, no período chuvoso, ocorre devido à abundante floração de *Croton floribundus* Spreng. Neste caso, as flores, além das folhas, foram os principais contribuintes da serapilheira na coleta mensal. IPF não mostrou variação da contribuição total de serapilheira entre meses secos e chuvosos.

Em geral, folhas compunham a maior parte da serapilheira florestal. Comparando a produção de serapilheira de uma floresta natural com uma plantação de eucalipto (*E. urophylla* ST Blake) na Amazônia (BARLOW *et al.*, 2007), a contribuição das folhas foi a mais alta, enquanto a contribuição do material reprodutivo foi quase insignificante, na época chuvosa. Além do mais, o tamanho da malha usada nos coletores pode ter subestimado a contribuição do aporte de frutos (BARLOW *et al.*, 2007).

No SSP, a taxa de lotação foi menor em relação aos sistemas com maior intensidade de manejo (BRIZ e IPF), diminuindo a disponibilidade de biomassa aérea nesse sistema. Isso pode ser causado pelo impacto de maquinário pesado usado para a remoção de árvores desbastadas em 2016; o baixo nível de fertilização de substituição nesta área; a alta taxa de interceptação de luz no SSP e a menor produção de biomassa de *U. decumbens* em comparação com *U. brizantha*. Tendo em vista esta situação no SSP, recomenda-se a elevação do dossel cortando os ramos seguido de desbaste e, se necessário, adubação do solo ou mesmo substituição de *U. decumbens* por outra gramínea mais produtiva adaptada ao sombreamento moderado, a fim de melhorar a capacidade produtiva em SSP.

Nosso estudo demonstrou que a entrada de P, C e N no solo é maior em SSP. Embora esperava-se valores mais altos para o MATA, a entrada externa de nutrientes em todos os sistemas, exceto o MATA, pode ter influenciado esse resultado. O retorno anual de nutrientes da serapilheira ao solo é semelhante aos valores encontrados em outras áreas de floresta estacional semidecídua (MACHADO, 2016). Como observado para a quantidade de serapilheira, o teor de nutrientes da serapilheira depende de fatores como: composição de espécies, área, estrutura e capacidade de translocação de nutrientes das folhas antes da

senescência e do tipo de solo (SCHUMACHER, 1992). Apesar de fertilizados, assim como os demais sistemas de produção, DEC, BRIZ e IPF, encontramos mais nutrientes nas folhas

O teor de nutrientes do SSP foi maior do que o encontrado nas folhas da MATA. Provavelmente, a associação de gramíneas e espécies nativas no SSP resultou no maior incremento de nutrientes: aporte externo de nutrientes através do manejo do sistema de produção (adubação, calagem, resíduos dos animais de produção) e maior capacidade de utilização dos recursos disponíveis. Em SSP foram plantadas espécies florestais fixadoras de nitrogênio (*Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F. Macbr. e *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan), além de espécies com sistema radicular mais extenso e mais longo. Resultados semelhantes foram encontrados em uma revisão sobre a saúde do solo em sistemas silvipastoris (DOLLINGER e JOSE, 2018).

Os nutrientes mais limitantes em solos tropicais são N e P. A relação N: P maior que 16 indica limitação de P enquanto razões N: P menores que 14 indicam N limitante (KOERSELMAN e MEULEMAN, 1996). Tanto na estação seca quanto na chuvosa, a relação N: P da serapilheira indicou deficiência de N em IPF, DEC e BRIZ e limitação de P em SSP e MATA. Em geral, nas florestas tropicais, o P é considerado o nutriente mais limitante em termos de degradação (CLEVELAND *et al.*, 2002). A relação N: P para SSP foi de 16,6-16,7, próxima do valor limite, portanto não é possível indicar uma deficiência de P no sistema SSP. Certamente, a alta densidade de espécies nativas associadas ao manejo com baixo aporte de nutrientes via corretivos melhorou o teor de P, principalmente quando comparado aos sistemas monocultura, que dependem exclusivamente da serapilheira da braquiária para a entrada de nutrientes no solo.

Assim, pastagens com monocultivo de braquiária dependem da entrada externa de nutrientes para manter o conteúdo de nutrientes no solo (HAYNES e WILLIAMS, 1993). A aplicação de P contribui para aumentar a biomassa das pastagens, resultando em um aumento temporário na produtividade, com maior demanda de N e maior ciclagem de N nos sistemas solo-planta-animal (CAMPOS *et al.*, 1999). Em BRIZ e DEC, que são monoculturas, a baixa concentração de P resultou em uma baixa concentração de N, o oposto observado em SSP, indicando que a presença de árvores no sistema foi fundamental para a entrada de P e conseqüentemente de N para o solo, mesmo considerando que todos os sistemas, exceto MATA receberam uma entrada externa de nutrientes.

A relação C: N é considerada importante para a avaliação da taxa de decomposição: quanto menor o seu valor, mais rápida a decomposição (PARTON *et al.*, 2007). A maior quantidade de carbono em uma planta está na forma de polissacarídeos, como celulose e hemicelulose

(FOURTY *et al.*, 1996). A lignina é uma mistura complexa de polímeros aromáticos, depositada principalmente na parede celular da planta (CARVALHO *et al.*, 2009). Combinado a outros compostos, como celulose e hemicelulose, torna-se mais resistente, o que diminui sua taxa de decomposição (PALM e ROWLAND, 1997). Portanto, altos valores de lignina e celulose no tecido vegetal aumentam a relação C: N e conseqüentemente diminuem a taxa de decomposição. Nas gramíneas, quando a planta entra em senescência, o conteúdo de nitrogênio diminui, enquanto o teor de C aumenta (NUNES *et al.*, 1984). Assim, na estação seca, a qualidade da serapilheira das gramíneas pode ser bastante reduzida.

Em IPF, a alta relação C: N pode ser explicada pelo fato de que ambos, *Urochloa* e *Eucalyptus*, não são fixadores de nitrogênio, portanto, não contribuem para a incorporação de nitrogênio adicional. Além disso, como o eucalipto é eficiente no uso de nutrientes e contribui para a maior parte do lixo, em média, poderíamos esperar um baixo teor de N nos solos do IPF. De fato, a baixa concentração de N e P na serapilheira de eucalipto se deve também à eficiente retranslocação desses nutrientes para a planta ao longo da senescência das folhas (GAMA-RODRIGUES e BARROS, 2002). Assim, o eucalipto produz serapilheira com baixo teor de N, P e K, mas com altas taxas de C: N e lignina: N, o que reduz sua taxa de degradação (ANDRADE *et al.*, 2002).

Altos valores de C diminuem a disponibilidade de N e sua taxa de degradação (BALIEIRO *et al.*, 2004; ZUKSWERT e PRESCOTT, 2017), o que pode levar à deficiência temporária de nutrientes em comunidades vegetais que dependem da ciclagem de nutrientes (SELLE, 2007). A alta relação C: N também afeta a disponibilidade de nitrogênio para microrganismos em decomposição (BERG e MCCLAUGHERTY, 2008).

5. Conclusão

Neste estudo, o aporte de serapilheira foi semelhante em DEC, BRIZ, IPF, SSP e MATA, contrariando a hipótese esperada. No entanto, embora a quantidade de serapilheira fosse semelhante, sua qualidade diferiu entre os sistemas. O teor de nutrientes foi maior em SSP seguido pela MATA. Assim, o aumento da quantidade de nutrientes no solo, tanto em SSP quanto em MATA, favorecendo a ciclagem de nutrientes. O sistema mais eficiente, em termos de entrada de nutrientes, foi SSP, que é composto por *Urochloa* e espécies de árvores nativas. No entanto, é importante citar que SSP recebeu uma entrada externa de nutrientes que provavelmente contribuiu para o conteúdo de nutrientes no solo. Caso contrário, poderia ter sido encontrada alta taxa de conteúdo de nutrientes na MATA. Em SSP, as árvores também podem fornecer recursos para o gado. Durante a estação seca, quando a biomassa de braquiária

foi menor, observou-se o consumo de frutos da árvore *Guazuma ulmifolia* Lam. pelo gado em SSP. Assim, a presença de árvores no pasto pode fornecer sombra para o gado, madeira para uso comercial e seus frutos podem ser alimentados para o gado durante os períodos de seca, quando a biomassa da braquiária é reduzida (OSPINA *et al.*, 2012).

O fato de que a entrada de nutrientes é maior em SSP e a decomposição mais rápida da serapilheira indicada pela baixa relação C: N, sugere que os nutrientes estão mais facilmente disponíveis para o solo, neste caso a fertilização pode ser menor, em termos de quantidade e frequência de nutrientes, o que, portanto, é vantajoso para o produtor rural.

Em termos de serviços ecossistêmicos, a contribuição das árvores para melhorar o conteúdo de nutrientes do solo e sua estrutura é inquestionável. Nosso estudo demonstrou que os sistemas silvipastoris utilizando espécies arbóreas nativas ou mesmo usando *Eucalyptus* são vantajosos em termos de conteúdo nutricional do solo. Além disso, eles podem fornecer uma entrada adicional de recursos para o proprietário da terra, em termos de exploração da madeira e na diminuição da entrada de nutrientes desses sistemas. Embora não tenha sido o foco de nosso estudo, a diversidade de árvores nativas também contribuiu para a estrutura do solo e a percolação da água que depende dos sistemas radiculares, além de manter certa complexidade na cadeia da rede (BERHE *et al.*, 2005). Assim, considerando a emergência para as técnicas de produção de alimentos de menor impacto, os sistemas silvipastoris representam um ganho ecológico e econômico quando comparados ao pasto convencional.

CAPÍTULO 2

**Decomposição de serapilheira em floresta estacional
semidecídua, em pastagens convencionais e em sistemas
silvipastoris.**

Decomposição de serapilheira em floresta estacional semidecídua, em pastagens convencionais e em sistemas silvipastoris.

Resumo

A decomposição da serapilheira é uma das principais vias de fornecimento de elementos orgânicos e inorgânicos para os processos de ciclagem de nutrientes e controla o retorno de nutrientes ao ecossistema florestal. Com isso, o objetivo deste trabalho foi estudar a taxa de degradação, assim como a disponibilização dos nutrientes para o solo em sistemas convencionais de pastagem (DEC e BRIZ), em sistemas silvipastoris com eucalipto (IPF) ou com árvores nativas (SSP), e em fragmento de Floresta Estacional Semidecídua (MATA). Em cada um dos sistemas foram coletadas folhas senescentes e sem sinal de decomposição. Em seguida, 10 g de folhas secas foram acondicionadas em sacos de nylon, medindo 25 cm x 25 cm, com poros de 2 mm, colocados em estufa a 60°C por 72 h e finalmente pesados. Posteriormente, estes sacos foram colocados sobre a serapilheira acumulada no solo. Para estimativa da taxa de degradação, foram considerados seis períodos na seca: 0, 4, 8, 16, 32, 64 e 128 dias, com três repetições cada um, sendo retirados e pesados ao final de cada período e levados para análise de nutrientes. Quanto à taxa de decomposição, não houve diferença significativa entre SSP, IPF, DEC e BRIZ. MATA foi o sistema que obteve maior taxa de decomposição: 40% da matéria seca em 128 dias. Houve diferença significativa entre os sistemas na quantidade liberada de nutrientes para potássio, enxofre, cálcio e magnésio. Lignina, nitrogênio, digestibilidade in vitro da matéria seca e C:N (relação carbono:nitrogênio) também apresentaram diferenças significativas quanto à liberação de nutrientes no processo de decomposição. Mesmo com menor taxa de decomposição, SSP disponibilizou maior quantidade de nutrientes que IPF, DEC e BRIZ, mostrando que a utilização de árvores nativas em sistemas silvipastoris pode favorecer o processo de decomposição da serapilheira e a ciclagem de nutrientes.

1. Introdução

A decomposição da serapilheira é uma das principais vias de fornecimento de elementos orgânicos e inorgânicos para os processos de ciclagem de nutrientes e controla o retorno de nutrientes ao ecossistema florestal (WANG *et al.*, 2008; CRESPO, 2015). Em muitos ecossistemas, a produtividade das plantas depende amplamente dessa ciclagem de nutrientes, uma vez que a quantidade de nutrientes essenciais que entram anualmente em um ecossistema por outras vias, como deposição atmosférica, é baixa (SCHLESINGER, 1997).

Os sistemas silvipastoris são reconhecidos como sistemas de manejo que conciliam a produção e a conservação dos recursos naturais, oferecendo vários benefícios, incluindo a melhoria na qualidade do solo (YOUNG, 1997). Nestes sistemas, as árvores incrementam a biomassa produzida por área e promovem o uso eficiente da água e nutrientes, absorvendo-os de profundidades onde os cultivos agrícolas não conseguem acessar (YOUNG, 1997; MIOTTI *et al.*, 2013). Estas árvores também oferecem proteção ao solo reduzindo a erosão em decorrência da contribuição e decomposição da serapilheira depositada pelas árvores, a ciclagem de nutrientes também aumenta com profundidade do solo, devido à presença do sistema radicular das árvores (PRAUSE *et al.*, 2012).

Uma fração dos nutrientes, de maneira geral, retorna à superfície do solo por meio da decomposição da serapilheira, que são em parte mineralizados, aumentando assim a sua disponibilidade para as plantas (TEKLAY e MALME, 2004). Dessa forma, sistemas silvipastoris podem ser mais eficientes do que pastos com monocultura de gramíneas porque neles existe maior diversidade de espécies vegetais e de interações, aumentando a eficiência e velocidade da decomposição da serapilheira (ALTIERI, 1999).

Os sistemas silvipastoris tentam conciliar a produção de bens de consumo direto (alimentos, energia, entre outros) com os demais serviços ecossistêmicos buscando a permanência ou a estabilidade ecológica, econômica e social por meio de um uso eficiente da terra e da diversificação de estruturas e produtos (MANCILLA-LEYTÓN *et al.*, 2013).

Assim, o objetivo deste estudo foi comparar a taxa de decomposição da serapilheira, bem como a disponibilização dos nutrientes para o solo em sistemas convencionais de pasto (monocultura de braquiária), em sistemas silvipastoris, tanto com eucalipto quanto com árvores nativas e em um fragmento de Floresta Estacional Semidecídua.

Uma vez que sistemas silvipastoris, além de apresentarem espécies arbóreas, que trazem grande contribuição para a manutenção de serviços ecossistêmicos, como ciclagem de nutrientes e sequestro de carbono, a nossa hipótese é que nestes sistemas, tanto a taxa de decomposição quanto a disponibilização de nutrientes é maior e mais rápida comparada aos sistemas de produção pecuária convencionais, formados apenas com gramíneas. A presença de árvores nestes ambientes, tornam o ambiente mais favorável para o processo de decomposição, contribuem para o aumento de biomassa disponível e conseqüentemente fornecem maior quantidade de nutrientes que podem ser liberados no solo.

2. Material e Métodos

2.1 Decomposição da serapilheira

A metodologia foi desenvolvida de acordo com SILVA (2009) e SCORIZA *et al.* (2012). Em cada um dos sistemas foram coletadas folhas senescentes e sem sinal de decomposição. Nos pastos com monocultura (apenas com gramíneas) foram coletadas apenas folhas das gramíneas. Nos sistemas silvipastoris coletaram-se também folhas de eucalipto (IPF) e de árvores nativas (SSP) além de folhas das gramíneas, e na mata foram coletadas apenas folhas das árvores (Figura 19). A proporção média de lâminas foliares do capim e de folhas (lâmina e pecíolo) de árvores encontrada para cada distância e sistema na coleta de campo foi mantida: SSP - 10:90 (2m), 28:73 (intermediária) e 74:26 (meio do piquete); IPF -74:26 (2m), 66:34 (intermediária) e 69:31 (meio do piquete). Todo material coletado foi seco em estufa a 60°C por 72 h.

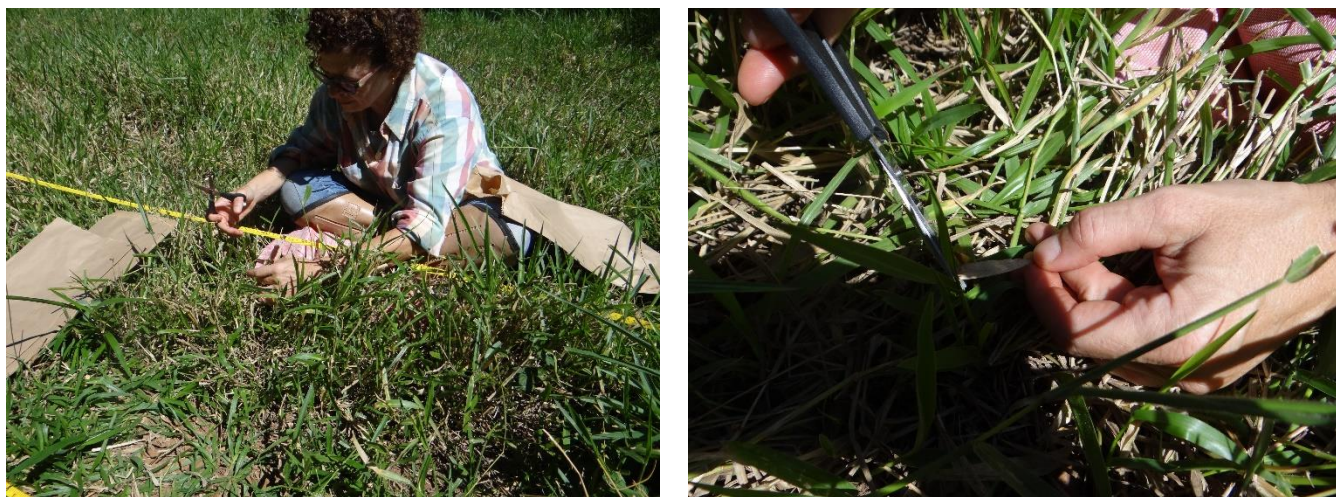


Figura 19. Coleta de material senescente para avaliação da decomposição de serapilheira em diferentes sistemas de produção, localizados na Fazenda Canchim, Município de São Carlos-SP. Fonte: Ana Carolina Buzzo Marcondelli.

Em seguida, 10 g de folhas secas foram acondicionadas em sacos de nylon, medindo 25 cm x 25 cm, com poros de 2 mm, colocados em estufa a 60°C por 72 h e finalmente pesados. Posteriormente, estes sacos foram numerados e colocados sobre a serapilheira acumulada no solo. Na pastagem, os sacos foram mantidos sob a gaiola de exclusão (MARCONDELLI *et al.*, 2018). Sacos vazios também foram dispostos e retirados nos diferentes dias de coleta, para avaliar possíveis alterações no peso dos sacos ao longo do tempo (Figura 20).



Figura 20. Vista geral dos sacos de nylon utilizados no experimento de decomposição. A foto mostra um saco preenchido com folhas secas (foto da esquerda) e outro vazio, para correção do peso dos sacos ao longo do tempo (foto da direita). Fonte: Ana Carolina Buzzo Marcondelli.

Para estimativa da taxa de degradação, foram considerados seis períodos na seca: 0, 4, 8, 16, 32, 64 e 128 dias, com três repetições cada um (Figura 21). Ao final de cada período, os sacos foram coletados e limpos com pincel para retirada de resíduos (Figura 22). A seguir, as amostras foram secas em estufa a 60° C, pesadas em balança digital, moídas em moinho tipo Willey, homogeneizadas e encaminhadas para o laboratório para análise química.

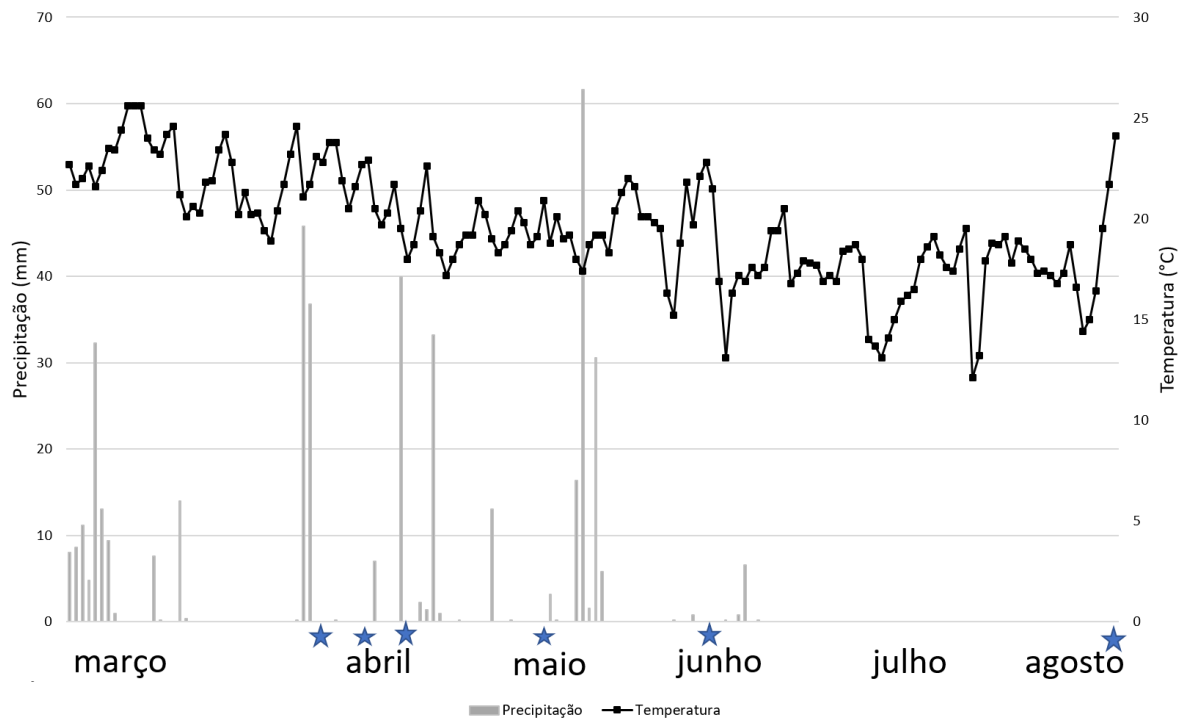


Figura 21. Variação das médias de temperatura (em °C) e da pluviosidade (em mm) no município de São Carlos-SP, entre os meses de março e agosto de 2017. Estrelas azuis indicam os dias em que os sacos de nylon preenchidos com serapilheira foram retirados.



Figura 22. Visão geral do processo de limpeza dos sacos de nylon coletados para a retirada de resíduos resultantes da decomposição de folhas secas. Fonte: Maria Luiza F. Nicodemo.

A análise de matéria seca, matéria orgânica, carbono, lignina, celulose, macro (Ca, Mg, P, K e S) e micro (Cu, Fe, Mn e Zn) nutrientes foi realizada no conteúdo foliar, tanto das árvores quanto do braquiária restante nos sacos de nylon de cada sistema, de acordo com NOGUEIRA e SOUZA (2005), nos diferentes tempos de decomposição nos quatro sistemas de pastagem e na mata.

Os dados microclimáticos nos quatro sistemas de produção (BRIZ, DEC, IPF e SSP) foram obtidos de maneira análoga à descrita por BOSI (2014; 2018).

2.2 Umidade do solo

A metodologia utilizada foi descrita em detalhes em GYENGE *et al.* (2002) e PEZZOPANE *et al.* (2015). A caracterização da umidade do solo foi realizada com o auxílio de um módulo de coleta de dados e um sensor capacitivo Diviner 2000 (Sentek Pty Ltd., Stepney South Austrália). O sensor foi introduzido no solo por meio de um tubo de acesso. O monitoramento da umidade foi realizado até 1,0 m de profundidade, com frequência semanal das leituras, de março a setembro de 2017. As avaliações de umidade do solo foram realizadas simultaneamente nos sistemas (DEC, BRIZ, IPF, SSP) e MATA. Nos sistemas silvipastoris as amostragens foram feitas em transectos, delimitados ao acaso, entre dois pontos, num total de cinco (IPF) ou seis (SSP) avaliações por transecto e quatro transectos. Em BRIZ, DEC e MATA, as avaliações ocorreram em quatro pontos ao acaso.

2.3 Análises estatísticas

Os dados de decomposição entre os sistemas e a MATA foram comparados através da análise de variância, seguindo uma estrutura de parcelas individualizadas ao acaso, split-plot no tempo (SAMPAIO e FONTES 1998). Todas as análises foram realizadas no programa R (R CORE TEAM, 2018), com nível de significância de 5%. As análises de umidade do solo, decomposição e de nutrientes foram realizadas usando o procedimento Modelo Misto Linear Generalizado (GLMM), utilizando os pacotes lme4 (BATES *et al.*, 2015), lmerTest (KUZNETSOVA *et al.*, 2017), car (FOX e WEISBERG, 2011), dunn.test (DINNO, 2017), emmeans (LENTH, 2018), conforme sugerido por ZUUR *et al.* (2009) e ggplot2 (WEDDERBURN, 2016).

Para avaliar a capacidade de predição da degradação aos 128 dias (DEG128) a partir das características do material incubado, foi inicialmente calculada a matriz de correlação com a variável resposta e as demais variáveis medidas no tempo zero (serapilheira original), seguida da regressão linear múltipla tendo DEG 128 como variável resposta em função das variáveis

independentes (N, LIG, CEL, Ca, P, Mg, K e S). Para esta análise foi utilizado o método de seleção “stepwise” com corte $p < 0,05$, que é feito de forma iterativa, adicionando (passo forward) e removendo variáveis (passo backward), a partir de um critério de seleção, um dos critérios de seleção mais usados é o teste F, mas também pode ser feito com o coeficiente correlação linear múltipla, erro quadrático total, critério de informação de Akaike (HOCKING, 1976).

3. Resultados

3.1 Microclima

A comparação dos dados de umidade do solo mostrou que BRIZ foi o sistema com solo mais úmido, diferente de DEC, IPF, SSP e MATA, que não apresentaram diferença significativa entre eles ($p > 0,05$) (Figura 23, Tabela 7).

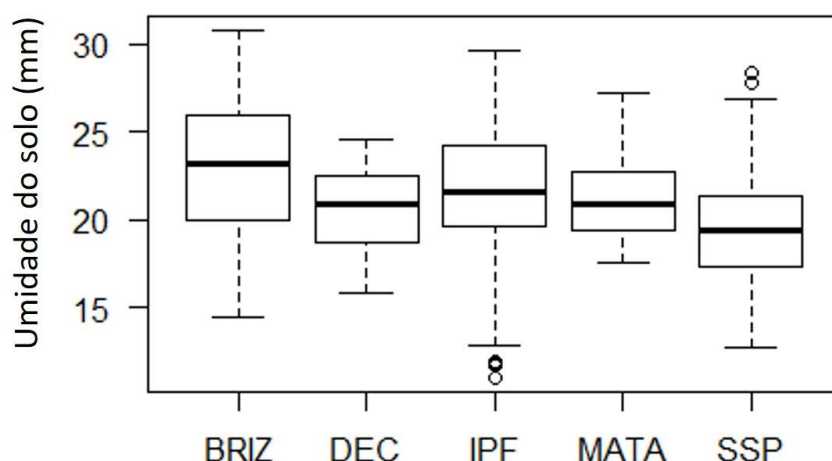


Figura 23. Umidade do solo (mm) em diferentes sistemas silvipastoris e um fragmento de Floresta Estacional Semidecídua, na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária da Pecuária Sudeste (EMBRAPA - CPPSE), localizada no Município de São Carlos-SP. Legenda: monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto (IPF), fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA) e silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP).

Tabela 7. Comparação entre os sistemas de produção e MATA, em relação a umidade do solo. Legenda: monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto (IPF), fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA) e silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP). Diferenças significativas foram consideradas quando $p < 0,05$.

Sistemas	Z	P
BRIZ - DEC	10.333	<.0001
BRIZ - IPF	8.096	<.0001
BRIZ - MATA	7.370	<.0001
BRIZ - SSP	22.831	<.0001

DEC - IPF	-5.582	<.0001
DEC - MATA	-2.121	0.2191
DEC - SSP	6.617	<.0001
IPF - MATA	2.426	0.1119
IPF - SSP	23.017	<.0001
MATA - SSP	8.752	<.0001

Os dados de microclima são oriundos das estações meteorológicas situadas na EMBRAPA – Pecuária Sudeste. Entretanto, não há estação meteorológica no interior da MATA, assim não foi possível obter os dados no interior este ambiente. A comparação da radiação fotossinteticamente ativa (FRA), umidade relativa do ar (UR) e velocidade do vento, mostrou diferença significativa entre os sistemas de produção ($p < 0,05$) (Figura 24, Tabela 8), sendo que os sistemas BRIZ e DEC apresentaram maior incidência de luz (FRA) que os sistemas silvipastoris.

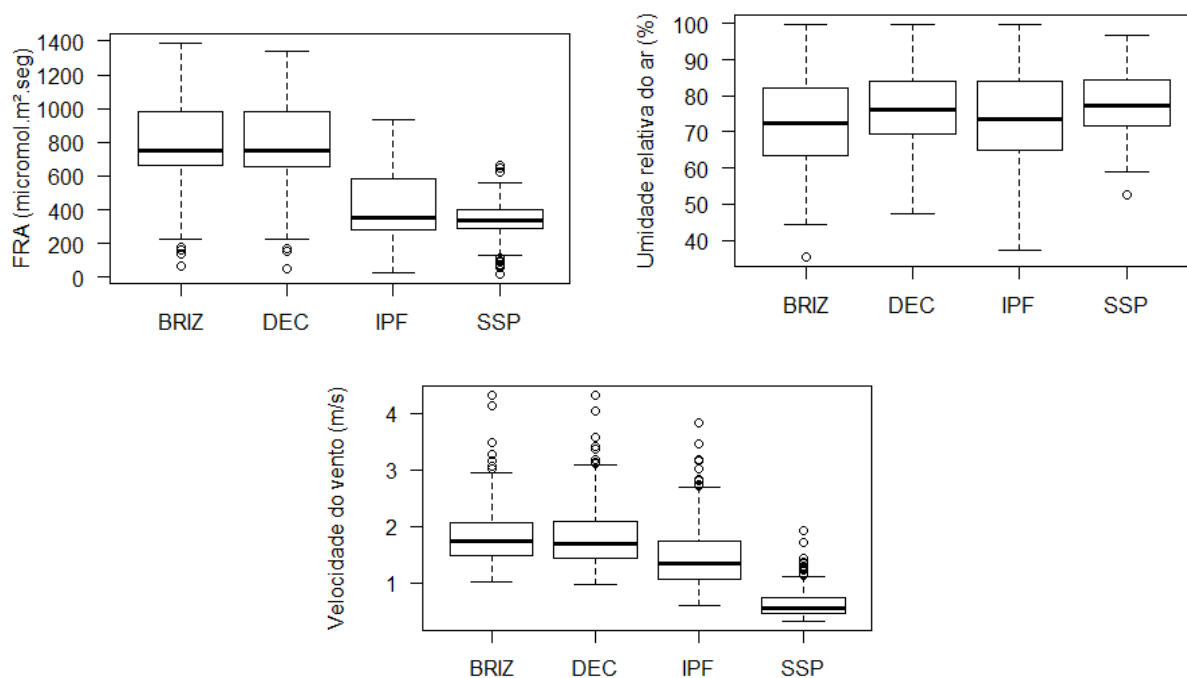


Figura 24. Radiação fotossinteticamente ativa (FRA) (A), umidade relativa do ar (B) e velocidade do vento (C) em diferentes sistemas silvipastoris e em um fragmento de Floresta Estacional Semidecídua, na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária da Pecuária Sudeste (EMBRAPA - CPPSE), localizada no Município de São Carlos-SP, média de 2017. Legenda: FRA: radiação fotossinteticamente ativa, monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto (IPF), fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA) e silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP).

Tabela 8. Comparação entre os sistemas de produção e mata, em relação as variáveis abióticas. Legenda: FRA: radiação fotossinteticamente ativa, UR: umidade relativa do ar, monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto (IPF), fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA) e silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP). Diferenças significativas foram consideradas quando $p < 0,05$.

	FRA (micromol.m ² .s)		UR (%)		Velocidade do vento (m/s)	
	Z	p	Z	p	Z	p
BRIZ - DEC	-0.11	0.9996	-4.968	<.0001	0.171	0.9985
BRIZ - IPF	142.824	<.0001	-1.430	0.5051	2.474	0.0663
BRIZ - SSP	169.501	<.0001	-6.450	<.0001	9.916	<.0001
DEC - IPF	143.191	<.0001	3.496	0.0027	2.297	0.1027
DEC - SSP	169.892	<.0001	-1.563	0.4216	9.762	<.0001
IPF - SSP	27.608	<.0001	-4.989	<.0001	7.857	<.0001

3.2 Taxa de degradação

Em relação à fração da matéria vegetal seca degradada, houve diferença significativa entre a MATA e os demais sistemas de produção ($p > 0,05$) (Figura 25, Tabela 9). Quando observado o comportamento das curvas, pode-se dizer que a velocidade da taxa de degradação foi maior em MATA.

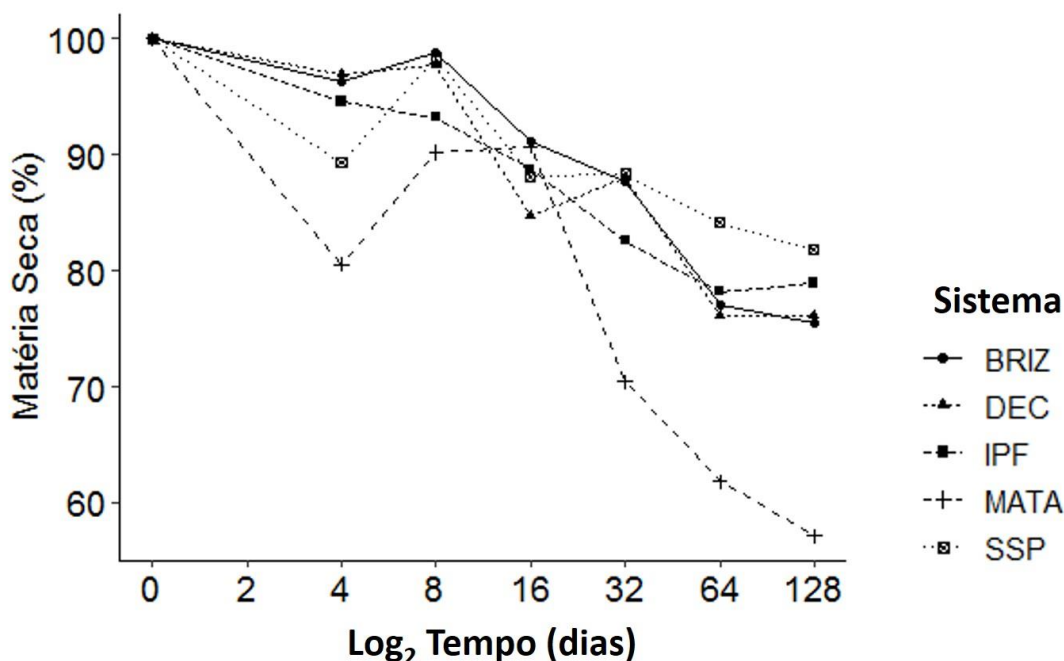


Figura 25. Taxa de degradação da matéria seca entre zero e 128 dias nos diferentes sistemas de produção e um fragmento de Floresta Estacional Semidecídua, na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária da Pecuária Sudeste (EMBRAPA - CPPSE), localizada no Município

de São Carlos-SP. Legenda: monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto (IPF), fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA) e silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP).

Tabela 9. Modelos encontrados na distribuição das taxas de degradação ao longo do tempo, em diferentes sistemas de produção e um fragmento de Floresta Estacional Semidecídua, na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária da Pecuária Sudeste (EMBRAPA - CPPSE) localizada no Município de São Carlos-SP. Legenda: monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto (IPF), fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA) e silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP). A variável dependente (y)= fração relativa de matéria seca degradada (%); x = número de dias de incubação, R²= coeficiente determinador, em que indica o quanto o modelo explica os valores observados, p< 0,05.

Sistemas	Equação	R ²
BRIZ	$y = -0.0196x + 9.6164$	0.9986
DEC	$y = -0.0187x + 9.4847$	0.9987
IPF	$y = -0.0134x + 9.1984$	0.9993
MATA	$y = -0.0306x + 8.9357$	0.9951
SSP	$y = -0.0106x + 9.3207$	0.9996

3.2 Taxa e quantidade de nutrientes liberados

A composição química da matéria seca do material depositado em campo (tempo zero), por sistema, está na Tabela 10. A qualidade da serapilheira varia acentuadamente entre o fragmento florestal e o sistema com árvores nativas (MATA, SSP) e aqueles onde predomina braquiária (BRIZ, DEC, IPF).

Tabela 10. Composição (média e desvio-padrão, DP) da serapilheira em sistemas de produção e um fragmento de Floresta Estacional Semidecídua, no tempo zero. Legenda: monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto (IPF), fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA) e silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP). Legenda: N = nitrogênio bruto, %, LIG= lignina, %, CEL=celulose, %; macronutrientes minerais, Ca, Mg, P, K, S, g/kg de matéria seca.

SISTEMA		N	LIG	CEL	Ca	Mg	P	K	S
BRIZ	Média	4,11	6,54	36,31	26,80	7,52	1,23	2,50	9,41
	DP.	0,83	1,55	1,32	1,06	0,35	0,13	0,02	1,30
DEC	Média	3,06	5,12	39,58	27,34	8,15	1,30	2,37	6,57
	DP	0,14	0,64	1,33	1,05	0,55	0,06	0,08	0,49
IPF	Média	5,06	10,07	31,25	33,11	13,57	1,75	4,35	8,97
	DP.	0,76	0,80	1,65	3,89	0,94	0,18	1,21	0,79
MATA	Média	14,76	22,40	23,99	49,11	9,86	1,01	28,55	21,92
	DP	1,55	0,81	0,90	3,12	0,43	0,09	1,18	1,68
SSP	Média	7,61	30,64	30,34	48,16	10,95	1,07	6,76	14,16
	DP.	1,27	11,16	2,21	7,06	1,68	0,15	2,02	1,79

A quantidade de nutrientes e de fontes de carbono (LIG, CEL) liberadas do material residual encontrado após 128 dias de experimento (=g na serapilheira inicial colocada dentro do saco de nylon – g na serapilheira residual), nos diferentes tipos de sistemas de produção e na mata, estão na Tabela 11. Ao longo do tempo, entre zero e 128 dias, foi possível observar que houve diferenças na deposição dos nutrientes entre os sistemas, demonstrando que em MATA houve maior deposição, seguido de SSP. Já em DEC, BRIZ e IPF não houve diferença de deposição entre eles, mas foram os sistemas que menos depositaram nutrientes.

Tabela 11. Quantidade (g) de nutrientes e de fonte de carbono liberados após 128 dias de experimento nos diferentes sistemas de produção e no fragmento florestal (média e desvio-padrão, DP) da EMBRAPA Pecuária Sudeste, São Carlos, SP. Legenda: monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto (IPF), fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA) e silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP). Legenda: N = nitrogênio bruta, LIG= lignina, CEL=celulose; macroelementos minerais, Ca, Mg, P, K, S.

SISTEMA		N	LIG	CEL	Ca	Mg	P	K	S
BRIZ	Média	0,04	0,24	1,58	0,19	0,06	0,01	0,02	0,02
	DP	0,09	0,14	0,15	0,01	0,01	1,30E-03	1,10E-03	0,01
DEC	Média	-0,01	0,14	1,61	0,19	0,07	0,01	0,02	0,01
	DP	0,02	0,06	0,2	0,02	0,01	4,20E-04	1,10E-03	0,01
IPF	Média	0,06	0,23	0,83	0,24	0,12	0,01	0,04	0,01
	DP	0,07	0,16	0,13	0,04	0,01	1,80E-03	0,01	0,01
MATA	Média	0,51	0,01	1,28	0,34	0,08	0,01	0,27	0,08
	DP	0,14	0,29	0,25	0,07	0,01	7,00E-04	0,01	0,01
SSP	Média	0,08	0,36	1,2	0,34	0,08	0,01	0,06	0,02
	DP	0,09	0,29	0,3	0,05	0,01	1,20E-03	0,02	0,01

Houve diferença significativa na concentração dos nutrientes na matéria seca residual resultante da degradação das folhas entre sistemas ($p < 0,05$) ao longo dos 128 dias, para potássio, enxofre, cálcio e magnésio (Figura 26, Tabela 12). Para potássio, houve diferença entre MATA e BRIZ, DEC e IPF e para o enxofre, MATA se diferenciou de todos os sistemas. Para cálcio e magnésio, houve diferença entre BRIZ e DEC em relação ao IPF, SSP e MATA.

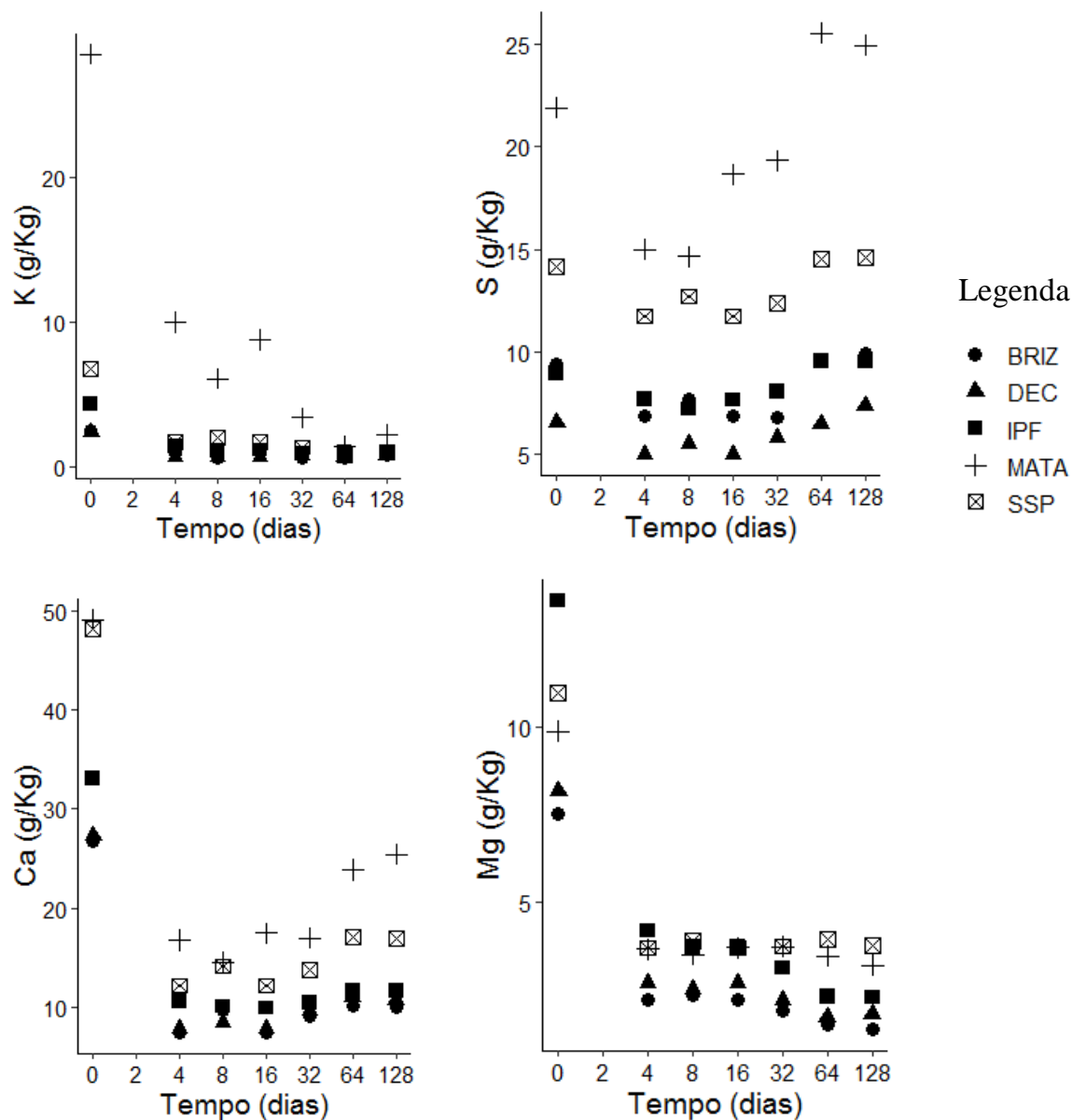


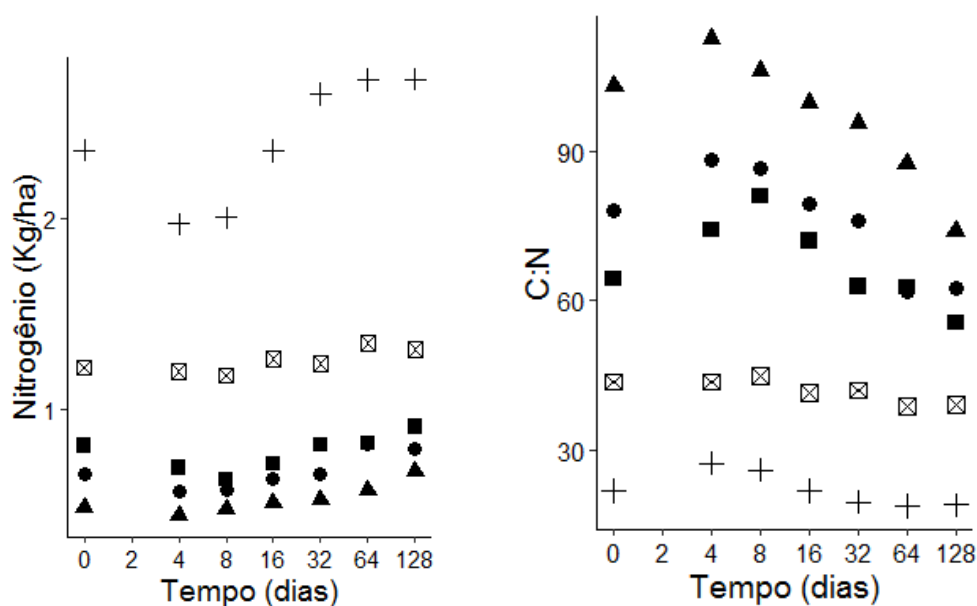
Figura 26. Concentração (em g/Kg) ao longo do tempo de potássio (K), enxofre (S), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), encontrados na matéria seca das folhas depositadas em em sistemas de produção e um fragmento de Floresta Estacional Semidecídua, na EMBRAPA Pecuária Sudeste, localizados no Município de São Carlos-SP. Legenda: monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto (IPF), fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA) e silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP).

Tabela 12. Resultado da análise de variância (pos-hoc) para a comparação da quantidade (g/Kg) de nutrientes na serapilheira ao longo do tempo de decomposição nos diferentes sistemas de produção e em um fragmento de Floresta Estacional Semidecídua.

	S (g/Kg)		K (g/Kg)		Ca (g/Kg)		Mg (g/Kg)	
	Z	p	Z	p	Z	p	Z	p
BRIZ - DEC	1.666	0.4763	0.589	0.9789	-0.108	1	-0.637	0.9704
BRIZ - IPF	-0.162	0.9999	1.376	0.6641	-1.081	0.8299	-4.032	0.0045

BRIZ - MATA	-9.288	<.0001	-2.655	0.0684	-4.481	0.0011	-2.882	0.0615
BRIZ - SSP	-3.963	0.0009	1.070	0.836	-3.459	0.0136	-4.261	0.0026
DEC - IPF	-1.941	0.3105	0.741	0.9516	-0.952	0.8852	-3.253	0.0274
DEC - MATA	-10.941	<.0001	-3.233	0.0134	-4.373	0.0014	-2.245	0.2101
DEC - SSP	-5.743	<.0001	0.436	0.9932	-3.330	0.0187	-3.482	0.0163
IPF - MATA	-9.746	<.0001	-4.200	0.0004	-4.276	0.0016	0.509	0.987
IPF - SSP	-4.100	0.0004	-0.334	0.9976	-3.149	0.0253	-0.322	0.9978
MATA - SSP	5.984	<.0001	3.903	0.0012	1.898	0.3566	-0.738	0.9504

Não houve diferença significativa entre sistemas ($p > 0,05$) em relação à quantidade de celulose na serapilheira residual ao longo do tempo. O mesmo não foi verificado para Nitrogênio uma vez que na MATA houve um aumento significativamente maior ao longo do tempo de incubação que para os demais sistemas. Apenas os sistemas BRIZ e IPF não apresentaram redução na relação C:N. Para lignina, SSP e MATA se diferenciaram dos outros sistemas uma vez que apresentaram um aumento da concentração ao longo do tempo. Apesar do valor de “p” não indicar diferença significativa, nota-se que em BRIZ, DEC e IPF houve pequena variação do teor da lignina ao longo do tempo. Considerando a pequena concentração inicial de lignina nesses sistemas, é possível que não tenha havido sensibilidade suficiente para identificar diferenças entre os sistemas. (Figura 27, Tabela 13).



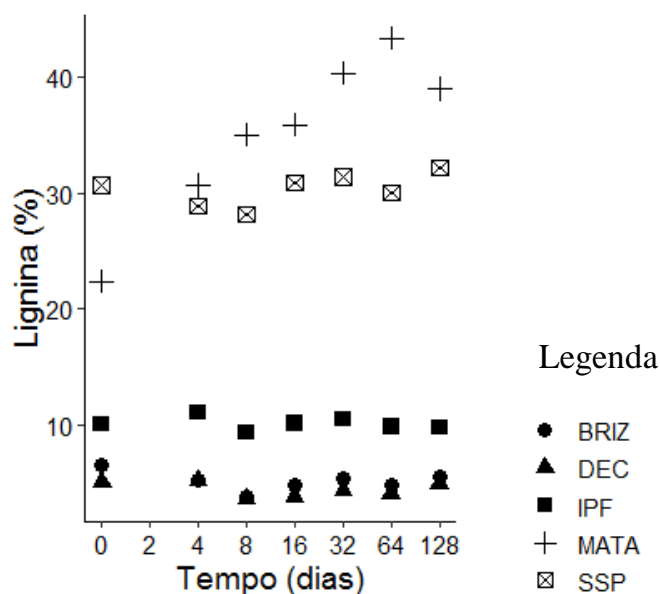


Figura 27. Concentração de nitrogênio, relação C:N e concentração de lignina ao longo do tempo de decomposição na matéria seca das folhas depositadas experimentalmente, em diferentes sistemas de produção e um fragmento de Floresta Estacional Semidecídua, na EMBRAPA Pecuária Sudeste, localizados no Município de São Carlos-SP. Legenda: monocultura de *Urochloa brizantha* (BRIZ), monocultura de *U. decumbens* (DEC), silvipastoril com *U. brizantha* e eucalipto (IPF), fragmento de floresta estacional semidecídua (MATA) e silvipastoril com *U. decumbens* e árvores nativas (SSP).

Tabela 13. Resultado da análise de variância (pos-hoc) para a para a comparação de C:N, Lignina e Nitrogênio na serapilheira ao longo do tempo de decomposição diferentes sistemas de produção e em fragmento de Floresta Estacional Semidecídua. As legendas estão descritas no texto.

	C:N		Lignina (%)		Nitrogênio (%)	
	Z	p	Z	p	Z	p
BRIZ - DEC	-4.424	0.0002	0.023	1	0.626	0.9737
BRIZ - IPF	2.011	0.277	-0.161	0.9999	-0.443	0.9928
BRIZ - MATA	11.495	<.0001	-0.976	0.8776	-7.522	<.0001
BRIZ - SSP	7.903	<.0001	-0.819	0.9318	-2.590	0.0747
DEC - IPF	6.833	<.0001	-0.185	0.9998	-1.086	0.8284
DEC - MATA	15.870	<.0001	-1.000	0.8679	-8.148	<.0001
DEC - SSP	12.727	<.0001	-0.843	0.9249	-3.233	0.0111
IPF - MATA	10.519	<.0001	-0.819	0.9318	-7.283	<.0001
IPF - SSP	6.539	<.0001	-0.661	0.9681	-2.208	0.1832
MATA - SSP	-4.710	0.0001	0.161	0.9999	5.137	<.0001

Os resultados mostraram correlação positiva entre a taxa de degradação aos 128 dias (DEG128) e N, K e S (Tabela 14). A estimativa de DEG128 utilizando modelo “stepwise” é descrita pela equação $DEG128 = 23,41 + K - 0,44 LIG$ ($r^2 = 0,72$). Algumas variáveis apresentaram individualmente boa correlação com DIV128, mas foram excluídos durante o

cálculo da stepwise quando uma outra variável, com a qual exibiam forte relação, os representava.

Tabela 14. Correlação de Pearson entre a DEG128 (taxa de degradação aos 128 dias de experimento) e as seguintes variáveis: N= nitrogênio; LIG= lignina; CEL= celulose; CA= cálcio; MG= magnésio; P= fósforo; K= potássio; S= enxofre.

Variável1	Variável2	n	Pearson	p
DEG 128 %	N	27	0,46	0,016
DEG 128 %	LIG	27	-0,27	0,166
DEG 128 %	CEL	27	-0,27	0,175
DEG 128 %	CA	27	2,10E-03	0,992
DEG 128 %	MG	27	-0,35	0,071
DEG 128 %	P	27	-0,08	0,695
DEG 128 %	K	27	0,65	0,0003
DEG 128 %	S	27	0,41	0,034

4. Discussão

4.1 Taxa de degradação

Ao final de 128 dias de deposição dos saquinhos com folhas em campo, a MATA foi que apresentou maior fração de matéria seca decomposta (cerca de 40%) em comparação com os sistemas de produção (cerca de 20%). A decomposição da serapilheira é principalmente influenciada pela qualidade físico-química da serapilheira, a natureza e abundância dos organismos decompositores presentes e pelo microclima (umidade, temperatura) (GUO e SIMS, 1999; POLYAKOVA e BILLOR, 2007).

Considerando que na MATA, a maior densidade de árvores proporciona um microclima mais úmido em seu interior, além de maior riqueza na microbiota do solo, a decomposição da serapilheira é rápida (LOUZADA *et al.*, 1997). A copa das árvores, juntamente com a cobertura de serapilheira sobre o solo florestal protege o solo das chuvas e da ação direta dos raios solares. Esta proteção reduz a ocorrência de processos erosivos e influencia o microclima, reduzindo as oscilações térmicas e favorecendo a atividade biológica no solo (UDAWATTA *et al.*, 2008). Essas alterações de microclima se fizeram sentir também em SSP (PARMEJANI, 2012; BOSI, 2014) e IPF (BOSI, 2018). Dessa forma, a presença de árvores em pastagens torna o microclima favorável também para organismos decompositores de serapilheira (CRESPO, 2015) aumentando, assim, a velocidade de decomposição.

Ao contrário do que se esperava, a umidade do solo, até 1 m de profundidade, não foi maior na MATA, mas maior nas pastagens formadas por monocultura de braquiária. Provavelmente, isto ocorre porque essas gramíneas formam uma densa camada que impede sua

exposição direta ao sol, evitando o seu ressecamento. Ambientes arborizados apresentam maior taxa de evapotranspiração que ambientes dominados por plantas herbáceas, como as pastagens (BOSCH e HEWLETT, 1982; ZHANG *et al.*, 2001), o que pode explicar, pelo menos em parte (uma vez que os mecanismos de funcionamento são diferentes), a contradição entre as melhores condições de infiltração na MATA (MARCONDELLI *et al.*, 2018b) e valores de água no solo. Em SSP, que apresentou menor quantidade de água no solo, encontramos uma menor biomassa de gramíneas e grande densidade de árvores, quando comparamos apenas os sistemas de uso da terra.

Quanto aos outros dados meteorológicos obtidos apenas para os sistemas DEC, BRIZ, IPF e SSP, a umidade relativa do ar mostrou valores maiores em DEC e SSP e não na mata, enquanto BRIZ e IPF apresentaram os menores valores; e a velocidade do vento foi menor em SSP, devido à grande densidade de árvores. A menor velocidade dos ventos pode contribuir para a maior retenção da umidade do ar em sistemas arborizados, e tais condições podem facilitar a decomposição. SSP, no entanto, não apresentou altas taxas de decomposição, indicando a participação de outros fatores nesse processo.

MATA, que apresenta maior biodiversidade em geral, apresentou maior taxa de decomposição em relação aos outros sistemas. A diminuição da diversidade de plantas dentro de um habitat pode afetar negativamente a decomposição da serapilheira (HECTOR *et al.*, 2000). Na decomposição, a perda de massa geralmente aumenta quando material de várias espécies é depositado junto. A intensidade da perda de matéria seca de misturas de espécies excede a de serapilheira, dependendo das características das espécies associadas (GARTNER e CARDON, 2004; SCHERER-LORENZEN *et al.*, 2007). Apesar de não haver dados de microclima e biota do solo, provavelmente, a umidade relativa do ar, associada com a umidade do solo e diversidade de espécies arbóreas e biota do solo foram fatores que contribuíram para maior taxa de degradação em MATA.

4.2 Taxa e quantidade de nutrientes liberados

As características da serapilheira, assim como o clima, são importantes fatores que influenciam no processo de decomposição (BRADFORD *et al.*, 2015). A macrofauna ocorre preferencialmente em serapilheira em estágios posteriores de decomposição, se alimentando de material recalcitrante após uma lenta dissolução de compostos hidrossolúveis fenólicos e hemiceluloses, gerando um aumento relativo do conteúdo de lignina no resíduo (VOS *et al.*, 2011), conforme observado em SSP e MATA.

Além do conteúdo de fibra, nitrogênio e compostos secundários, a disponibilidade de minerais para a biota decompositora tem papel importante no processo de decomposição. Dentre os minerais que interferem positivamente na degradação da serapilheira estão P (CORNWELL *et al.*, 2008), Mg (CORNELISSEN e THOMPSON, 1997; MAKKONEN *et al.*, 2012), Ca e K (CORNELISSEN e THOMPSON, 1997; BERG, 2000), e S (BERG, 2000). A equação de regressão mostrou forte associação positiva entre DEG128 e K, reforçando a limitação desse elemento para o processo de degradação da matéria seca. Potássio é um elemento associado ao conteúdo celular. Por ser altamente solúvel, acaba por ser removido facilmente pela planta, explicando a queda acentuada em sua concentração nos primeiros dias do experimento (GOSZ *et al.*, 1973; TRIPATHI e SINGH, 1992) em todos os sistemas. WANG *et al.* (2015) observaram que em sistemas onde há maior riqueza de espécies, a disponibilização de potássio é maior. Nos sistemas silvipastoris (IPF e SSP) observou-se o mesmo padrão de disponibilização de potássio que a MATA. Elementos, principalmente aqueles que não fazem parte da estrutura da parede celular das plantas, como K, são liberados da serapilheira mais rapidamente que N, P e S (TRIPATHI e SINGH, 1992).

O enxofre mostrou correlação positiva e significativa com DEG128, mas mostrou também acúmulo na serapilheira à medida que o tempo de degradação aumentou. Em SSP e MATA, o aumento na concentração deste elemento no material remanescente pode refletir sua associação com compostos mais refratários ligados à parede celular (STEVENSON, 1964). Tanto N como S se concentraram na matéria seca residual da MATA e SSP ao longo do tempo. Esses dois sistemas possuem espécies florestais com alto teor de N na folha, por exemplo. O S faz parte de alguns aminoácidos, de modo que é comum encontrar correlação positiva com N.

Por serem elementos rapidamente lixiviados para o solo durante o processo de decomposição (GOSZ *et al.*, 1973), Ca e Mg apresentaram grande queda em suas concentrações em todos os sistemas (BRIZ, DEC, IPF, SSP e MATA) logo nos primeiros dias do experimento.

Segundo CONSTANTINIDES e FOWNES (1994), a concentração de carbono e nitrogênio, a relação C:N, o conteúdo de lignina, a relação lignina:N, o conteúdo de polifenóis, e a relação polifenóis: N influenciam a decomposição da serapilheira. A relação C:N é considerada importante indicadora de decomposição da serapilheira pois quanto menor o seu valor, dentro de certos limites, mais rápida é a decomposição. Em sistemas onde a relação C:N é maior (>25), ocorre um acúmulo de serapilheira sobre o solo florestal, material com baixa decomposição, aumentando a matéria orgânica não decomposta, contribuindo para a proteção do solo de chuvas e raios solares. Porém, em sistemas onde C:N é menor (<25), esta cobertura

sobre o solo florestal é formada por material com sinais evidentes de decomposição, indicando que o processo de mineralização é mais rápido (YADAVA e TABOUDA, 2008).

A maior quantidade de carbono fixada nos resíduos vegetais está na fibra, na forma de lignina e celulose, funcionando muitas vezes como uma barreira para a decomposição da matéria orgânica (PALM e ROWLAND, 1997). A taxa de decomposição da celulose foi baixa em todos os sistemas, não havendo diferença significativa entre eles. Este estudo teve duração de 128 dias, na estação seca, pouco tempo quando se leva em consideração que a celulose tende a apresentar lenta taxa de decomposição (LU *et al.*, 2017). Provavelmente se houvesse maior tempo de decomposição, a decomposição da celulose apresentaria comportamento diferente ao final do experimento, uma vez que este estudo ocorreu apenas no período de seca.

Durante o processo de decomposição de serapilheira recém-depositada pode haver uma limitação de macronutrientes, tais como N, P, e S, reduzindo assim as taxas de decomposição. Com o desaparecimento da celulose, a concentração do composto mais recalcitrante, a lignina, aumenta e os efeitos da concentração de N nas taxas de decomposição mudam completamente. Altas concentrações de N em fases mais tardias da decomposição terão um efeito retardador de taxa na degradação de lignina e, portanto, na serapilheira (BERG, 2000). Esse efeito retardador pode ser atribuído a dois mecanismos diferentes: primeiro, o N de baixo peso molecular reage com a lignina, criando compostos aromáticos mais recalcitrantes e, além disso, o N de baixo peso molecular pode reprimir a síntese de enzimas que degradam a lignina em fungos (KEYSER *et al.*, 1978). Em SSP e MATA, provavelmente lignina e N reagiram conforme o passar dos dias, retardando, portanto, a disponibilização de N.

A MATA foi o sistema com maior taxa de degradação. A taxa de decomposição foi fortemente associada as características da serapilheira, representados na regressão pelo K e por lignina, que apresentou maior e menor valores respectivamente em relação à DEC, BRIZ, IPF e SSP ao final do experimento, corroborando com o resultado observado.

A análise da quantidade de nutrientes liberados durante o processo de degradação nos mostrou que SSP e MATA foram os sistemas mais eficientes, mesmo SSP mostrando taxa de degradação relativamente baixa. Sendo assim, sistemas pecuários com maior biodiversidade, como SSP, podem beneficiar a decomposição da serapilheira, maximizar a ciclagem de carbono e a formação de matéria orgânica do solo (LU *et al.*, 2017) e acelerar a disponibilização de outros nutrientes. Apesar de taxa de degradação menor, SSP demonstrou a presença de árvores em pastagens pode fazer com que a composição química e sua quantidade do sistema seja mais variada e maior, além de que a associação entre espécies arbóreas, microclima e biota do solo

(de acordo com a literatura) tornam a liberação de nutrientes do material decomposto mais eficiente se comparado com DEC, BRIZ e IPF.

5. Conclusão

Os resultados deste trabalho mostram que, quanto à taxa de degradação, apenas a MATA se diferenciou dos demais sistemas. Entretanto, ao analisarmos a disponibilização de nutrientes, MATA e SSP foram os sistemas mais eficientes, demonstrando que a presença de árvores em pastos acaba por contribuir com a eficiência da disponibilização de nutrientes para o solo.

A escolha de espécies florestais com associação simbiótica com organismos fixadores de Nitrogênio e teores mais reduzidos de compostos refratários, como lignina e taninos, pode favorecer uma degradação mais efetiva da serapilheira em sistemas silvipastoris. A presença de árvores em sistemas silvipastoris, além de trazer benefícios para o animal e para o produtor, também podem auxiliar no processo de manutenção de nutrientes no solo através do processo de decomposição, favorecendo a ciclagem de nutrientes.

Sendo um serviço ecossistêmico fundamental para garantir a circulação de nutrientes entre os organismos e solo, a devolução ao solo de nutrientes de maneira mais rápida e eficiente é importante. Em pastagens, isto pode fazer com que o produtor utilize menos adubo no solo, podendo diminuir a lixiviação de nutrientes para os corpos d'água e os gastos com a manutenção da pastagem. Assim, a consorciação de gramíneas com espécies arbóreas é benéfica, tanto para a recuperação deste serviço ecossistêmico, quanto para o animal e produtor.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise da produção, decomposição de serapilheira e quantidade de nutrientes aportados nas diferentes formas de uso da terra, desde o de monocultura de braquiária até os sistemas silvipastoris, tendo um fragmento de Floresta Estacional como controle, nos mostrou que em relação ao aporte de serapilheira, não há diferença entre as áreas estudadas. Entretanto, quando se observa os nutrientes presentes, verifica-se que em SPP a qualidade nutricional da serapilheira é superior, mesmo em relação à MATA, demonstrando que, mesmo com a aplicação de adubo, este valor supera o da MATA e dos outros sistemas. Em relação à taxa de decomposição, MATA foi quem obteve maior valor, mesmo o experimento acontecendo no período de seca. Os sistemas de produção não se diferenciaram em relação à taxa de degradação, entretanto, em SSP observou-se maior liberação de nutrientes, sendo menor apenas que a MATA.

Sabe-se que o Brasil é um país agrário, com grandes proporções de terra destinadas para a lavoura e pecuária (FAO, 2018). Por muitos anos, tanto aqui como em outros países, a monocultura de espécies forrageiras foi o sistema mais utilizado para pastagem (MAZZETTO, 2011). Porém, este tipo de sistema pode acabar por trazer malefícios em sistemas, como por exemplo o esgotamento nutricional e erosão do solo, além de não proporcionar conforto térmico para o gado, no caso de países tropicais (STEINFELD *et al.*, 2006). Este esgotamento nutricional ocorre devido ao mau manejo dessas monoculturas, que pode estar ligado com a quantidade de adubação, número de animais por pasto e rotação de pastagem (DOLLINGER e JOSE, 2018). Assim, é fundamental que a serapilheira produzida evite o esgotamento do solo através da ciclagem dos nutrientes contidos na biomassa depositada como forma de reduzir a necessidade de aplicação de insumos externos, que são onerosos, e nem sempre podem ser adquiridos pelo produtor, especialmente o pequeno produtor.

A quantidade de nutrientes presente na biomassa, associada com fatores climático (umidade relativa do ar, umidade do solo, vento e incidência de luz) e bióticos (micro e macrofauna, biota do solo) auxiliarão no processo de decomposição, que acabará por disponibilizar os nutrientes para o solo. A ciclagem de nutrientes envolve, então, tanto a qualidade da biomassa como a disponibilização de nutrientes. Esta ciclagem é fundamental para a manutenção da qualidade dos solos e de toda a biota associada uma vez que ela influencia diretamente os produtores primários. Assim, o reestabelecimento é de extrema importância para a recuperação de solos degradados.

Neste estudo, observamos que o plantio de espécies arbóreas, principalmente nativas, em área de pastagem, incrementam a quantidade de nutrientes no solo, evitando seu esgotamento.

Embora taxa de decomposição não seja diferente entre o sistema silvipastoril com árvores nativas e com eucalipto, a disponibilização de nutrientes é maior onde há árvores nativas. Neste sistema foram plantadas sete espécies nativas, dentre elas três espécies pertencentes à família Fabaceae, conhecida pela associação mutualística com bactérias fixadoras de nutrientes. Além de possuir este diferencial, a diversidade de espécies e microclima favorável favoreceram a maior disponibilidade e disponibilização de nutrientes para o solo. No sistema silvipastoril com eucalipto, a presença de apenas uma espécie não favoreceu a disponibilidade e disponibilização de nutrientes. Cabe ressaltar que a densidade de árvores, além da composição de espécies, diferiu entre os dois sistemas silvipastoris.

Entretanto, não foram levantados dados tanto em relação à diversidade da biota do solo quanto o seu nível de degradação, fatores importantes para o entendimento mais refinado do funcionamento da ciclagem de nutrientes em sistemas silvipastoris. Outro aspecto importante para se avaliar futuramente, é a recuperação da ciclagem de nutrientes comparando sistemas silvipastoris adubados e não adubados, para saber se o incremento de nutrientes trazidos pelas árvores é suficiente para manter a produção de biomassa para o gado, desde que corrigida a competição por luz. Mesmo que neste estudo os sistemas tenham sido adubados, foi possível observar que a presença de árvores em áreas de pastagem pode fazer com que o produtor diminua o uso de adubo, diminuindo custos na manutenção das pastagens e auxiliando na diminuição do risco da lixiviação destes insumos agrícolas para os corpos d'água.

Em relação às gramíneas dos pastos, neste estudo foram utilizadas as espécies mais convencionais no Brasil: *U. decumbens* e *U. brizantha*, que são adaptadas para locais onde há grande intensidade luminosa. Para que seja mais eficiente em sistemas silvipastoris, baseado no que foi analisado neste trabalho, quanto à produção de biomassa dessas espécies, recomenda-se o plantio de forrageiras que são adaptadas a locais mais sombreados, uma vez que, onde há árvores, o sombreamento é maior. Outra alternativa seria a recomendação da desrama e desbaste dos indivíduos arbóreos. Com o plantio de forrageiras adaptadas a locais menos sombreados, pode aumentar a eficiência do ganho de peso do gado, inclusive na seca, quando as gramíneas produzem menos biomassa e o produtor precisa fornecer sal proteinado e silagem para o gado (LANES *et al.*, 2006; BENINTENDI e ANDRADE, 2014).

Trabalhos como estes, em que há a avaliação da recuperação de serviços ecossistêmicos, sejam eles quais forem, ainda são escassos na literatura, principalmente em relação a sistemas silvipastoris associados com árvores nativas. Estas informações podem auxiliar os produtores rurais. Em termos econômicos, as informações geradas neste estudo podem ser utilizadas para nortear os agricultores no uso de espécies arbóreas nativas em seus pastos, o que acabará

gerando menores gastos em seu manejo. Além disso, eles podem explorar de forma sustentável estas árvores plantadas nas pastagens, gerando, assim, uma fonte extra de renda. Em termos ambientais, a presença de sistemas silvipastoris em sua propriedade, além de promover a recuperação de serviços ecossistêmicos, como a ciclagem de nutrientes aqui estudada, outros serviços, como sequestro de carbono, fornecimento de alimentos, promoção da polinização e melhoria no ciclo da água, também futuramente podem ser beneficiados.

REFERÊNCIAS

- AERTS, R.; CALUWE, H.; BELTMAN, B. Plant Community mediated vs. nutritional controls on litter decomposition rates in grasslands. **Ecology**, v. 84, n. 12, p. 3198-3208, 2003.
- ALONSO, J. Silvopastoral systems and their contribution to the environment. **Cuban Journal of Agricultural Science**, v. 45, n. 2, p. 107-114, 2011.
- ALTIERI, M.A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 74, p. 19-31, 1999.
- AMONUM, J.I.; BABALOLA, F.D.; AGERA, S.I.N. Agroforestry systems in Nigeria: review of concepts and practices. **Journal of Research In Forestry, Wildlife And Environment.**, v.1, n.1, p. 18-30, 2009.
- ANDRADE, C. M. S. de; SALMAN, A. K. D.; OLIVEIRA, T. K. **Guia ARBOPASTO: manual de identificação e seleção de espécies arbóreas para sistemas silvipastoris**. Brasília, DF: Embrapa, 2012.
- ANDRADE, C.M.S.; VALENTIM, J.F.; CARNEIRO, J C. Árvores de baginha (*Stryphnodendron guianense* (Aubl.) Benth.) em ecossistemas de pastagens cultivadas na Amazônia Ocidental. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 31, p. 574–582, 2002.
- APOLINÁRIO, V.X.O.; DUBEUX, J.C.B.; LIRA, M.A.; SAMPAIO, E.V.S.B.; AMORIM, S.O.; SILVA, N.G.M.; AMORIM, S.O. Arboreal Legume Litter Nutrient Contribution to a Tropical Silvopasture. **Agronomy Journal**, v.108, n.06, p. 2478-2484, 2016.
- AREVALO, L.A.; ALEGRE, J.C.; BANDY, D.E.; SZOTT, L.T. The effect of cattle grazing on soil physical and chemical properties in a silvopastoral system in the Peruvian Amazon. **Agroforest System**, v. 40, p. 109-124, 1998.
- BAKKER, M. A.; CARREÑO-ROCA BADO, G.; POORTER, L. Leaf economics traits predict litter decomposition of tropical plants and differ among land use types. **Functional Ecology**, v. 25, p. 473–483, 2011.
- BALIEIRO, F.C.; FRANCO, A.A.; PEREIRA, M.G.; CAMPELLO, E.F.C.; DIAS, L.E.; FARIA, S.M.; ALVES, B.J.R. Dinâmica da serapilheira e transferência de nitrogênio ao solo em plantios de *Pseudosamanea guachapele* e *Eucalyptus grandis*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 597–601, 2004
- BALVANERA, P.; KREMEN, C.; MARTINEZ, M. Applying community structure analysis to ecosystem function: examples from pollination and carbon storage. **Ecology Applied**, v. 15, p. 360–375, 2005.
- BALVANERA, P.; PFISTERER, A.B.; NAKASHIZUKA, T.; RAFFAELLI, D.; SCMID, B. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. **Ecology Letters**, v. 9, p. 1146-1156, 2006.

BARLOW, J., GARDNER, T.A., FERREIRA, L.V.; PERES, C.A. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forest in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 247, p.91-97, 2007.

BATES, D., MAECHLER, M., BOLKER, B., WALKER, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01.

BELL, L.W.; KIRKEGAARD, J.A.; SWAN, A.; HUNT, J.R.; HUTH, N.I.; FETTELL, N.A. Impacts of soil damage by grazing livestock on crop productivity. **Soil and Tillage Research**, v. 113, n. 1, p. 19-29, 2011.

BELLO F. DE, LAVOREL, S., DIAZ, S. *et al.*, Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. **Biodiversity and Conservation**, v.19, p. 2873–2893, 2010.

BENINTENDI, R.P.; ANDRADE, P. Suplementação com alimentos volumosos e concentrados, durante a seca, a novilhas de zebus mantidas em pasto. **Boletim de Indústria Animal**, v. 39, n. 1, p. 11-28, 2014.

BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. **Forest Ecology and Management**, v. 133, p. 13-22, 2000.

BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. Decomposer Organisms. In: BERG, B.; MCCLAUGHERTY (eds.) **Plant Litter**. Springer, Verlag Berlin Heidelberg, p. 35-50, 2008.

BERHE, A.A.; CARPENTER, E.; CODISPOTI, L.; IZAC, A.M.; LEMOALLE, J.; LUIZAO, F.; SCHOLE, M.; TRÉGUER, P.; WARD, B. Nutrient Cycling. In: HASSAN, R.; SCHOLE, R.; ASH, N. (eds). **Ecosystems and human well-being: current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group**. Islandpress: Washington- Covelo-London, p. 340-344, 2005.

BONANOMI, G.; INCERTI, G.; ANTIGNANI, V.; CAPODILUPO, M.; MASSOLENI, S. Decomposition and nutrient dynamics in mixed litter of Mediterranean species. **Plant Soil**, v. 331, p. 481–496, 2010.

BOSCH, J.M.; HEWLETT, J.D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, v. 55, n. 1, p. 3-23, 1982.

BOSI, Cristiam. **Interações em sistema silvipastoril: microclima, produção de forragem e parametrização de modelo para estimativa da produtividade de pastagens de *Brachyaria***. 2014. 140p. Dissertação de Mestrado - ESALQ/USP, 2014.

BOSI, Cristiam. **Parameterization and evaluation of mechanistic crop models for estimating *Urochloa brizantha* cv. BRS Piatã productivity under full sun and in silvopastoral system**. 2018. 159p. Tese de Doutorado - ESALQ/USP, 2018.

- BRADFORD, M.A.; BERG, B.; MAYNARD, D.S.; WIEDER, W.R.; WOOD, S.A. Understanding the dominant controls on litter decomposition. **Journal of Ecology**, v. 104, p. 229-238, 2015.
- BURKHARD, B.; de GROOT, R.S.; COSTANZA, R.; SEPPELT, R.; JØRGENSEN, S.E.; POTSCHIN, M. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 1-6, 2012.
- CALDEIRA, M.V.W.; VITORINO, M.D.; SCHRAMM, S.; MORAES, E.; BALBINO, R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. **Ciências Agrárias**, v. 29, n.1, p.53-68, 2008.
- CALIL, F.N.; LIMA, N.L.; SILVA, R.T.; MORAES, M.D.A.; BARBOSA, P.V.G.; LIMA, P.A.F.; BRANDÃO, D.C.; SILVA-NETO, C.M.; CARVALHO, H.C.S.; NASCIMENTO, A.R. Biomass and nutrition stock of grassland and accumulated litter in a silvopastoral system with Cerrado species. **African Journal of Agricultural Research**, v. 11, n. 38, p. 3701-3709, 2016.
- CAMPOS, M. L.; MARCHI, G.; LIMA, D. M.; SILVA, C. A. Ciclagem de Nutrientes em Florestas e Pastagens. **Boletim Agropecuário**, n. 65, p. 1-61, 1999.
- CARVALHO, W.; CANILHA, L.; FERRAZ, A.; MILAGRES, A.M.F. Uma visão sobre a estrutura, composição e biodegradação da madeira. **Química Nova**, v. 32, n. 8, p. 2191-2195, 2009.
- CASTRO, M; FERNÁNDEZ-NÚÑEZ, E. General aspects of silvopastoral systems. In: Castro, M; Fernández-Núñez, E. (eds.), **Management of agroforestry systems – Ecological, social and economic approaches**. Instituto Politécnico de Bragança, Espanha, 122p. 2016.
- CHAN, K.M.A., SHAW, M.R., CAMERON, D.R., UNDERWOOD, E.C., DAILY, G.C. Conservation planning for ecosystem services. **PLOS Biology**, v. 4, p. 2138–2152, 2006.
- CLAESSEN, M. E. C. **Manual de métodos de análise do solo**. 2ª Edição, Rio de Janeiro: Embrapa, 1997.
- CLEVELAND, C.C.; TOWNSEND, A.R.; SCHMIDT, S.K. Phosphorus limitation of microbial processes in moist tropical forests: evidence from short-term laboratory incubations and field experiments. **Ecosystems**, v. 5, p. 680–691, 2002.
- CONSTANTINIDES, M.; FOWNES, J. H. Nitrogen mineralization from leaves and litter of tropical plants: relationship to nitrogen, lignin and soluble polyphenol concentrations. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 26, p. 49-55, 1994.
- CORNELISSEN, J.H.C.; THOMPSON, K. Functional leaf attributes predict litter decomposition rate in herbaceous plants. **New Phytologist Trust**, v. 135, n. 1, p. 109-114, 1997.
- CORNWELL, W.K.; CONRNELISSEN, J.H.C.; AMATANGELO, K.; DORREPAAL, E.; EVINER, V.T.; GODOY, O.; HOBBIE, S.E.; HOORENS, B.; KUROKAWA, H. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. **Ecology Letters**, v. 11, n. 10, p. 1065-1071, 2008.

CORREA, R.S.; SCHUMACHER, M.V.; MOMOLLI, D.R. Deposição de serapilheira e micronutrientes ao longo das estações do ano em um plantio de eucalipto estabelecido sobre pastagem natural degradada no bioma pampa. **Scientia Forestalis**, v. 44, i. 110, p. 435-442, 2016.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DeGROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253-260, 1997.

CRESPO, G. Factors influencing on nutrient recycling in permanent grasslands and development of their modeling. **Cuban Journal of Agricultural Science**, v. 49, n.1, p. 110, 2015.

CRUZ, G; BRESCIANO, D.; GAZZANO, I.; RIVAS, M. Natural grasslands of Uruguay: Alternatives for its conservation. In: TIESSEM, H (Ed.). **Applying Ecological Knowledge to Landuse Decisions**. São Paulo: Scope, 2009. p. 151-155.

DAILY, G. **Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems**. Washington, DC: Island Press, 1997, 412p.

DAILY, G. C.; ALEXANDER, S.; EHRLICH, P. R.; GOULDER, L.; LUBCHENCO, J.; MATSON, P. A.; MOONEY, H. A.; POSTEL, S.; SCHNEIDER, S. H.; TILMAN, D.; WOODWELL, G. M. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. **Issues in Ecology**, v. 1, n. 2, p. 1-18, 1997.

DeGROOT, R.; FISCHER, B.; CHRISTIE, M.; ARONSON, J.; BRAAT, J.; GOWDY, R.; HAINES-YOUNG, E.; MALTBY, A.; NEUVILLE, S.; POLASKY, R; PORTELA, I.; RING, J. Integrating the ecological and economic dimension in biodiversity and ecosystem service valuation. In: KUMAR, P. (Ed.). **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**. London: Earthscan, 2010, 40p.

DINNO, A. (2017). dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. R package version 1.3.5. <https://CRAN.R-project.org/package=dunn.test>

DOLLINGER, J.; JOSE, S. Agroforestry for soil health. **Agroforestry Systems**, v. 92, p. 213-219, 2018.

DREWRY, J.J.; CAMERON, K.C.; BUCHAN, G.D. Pasture yield and soil physical property responses to soil compaction from treading and grazing — a review. **Australian Journal of Soil Research**, v. 46, n. 3, p. 237-256, 2008.

DUBEUX, J. C. B.; SOLLENBERGER, L. E.; INTERRANTE, S. M.; VENDRAMINI, J. M. B.; STEWART, R. L. Litter Decomposition and Mineralization in Bahiagrass Pastures Managed at Different Intensities. **Crop Science**. v. 46, p.1305-1310, 2006.

FAGUNDES, J. L.; FONSECA, D.M.; MORAIS, R.V.; MISTURA, C.; VITOR, C.M.T.; GOMIDE, J.A.; NASCIMENTO JUNIOR, D.; SANTOS, M.E.R; LAMBERTUCCI, D.M. Avaliação das características estruturais do gramíneas-braquiária em pastagens adubadas com

nitrogênio nas quatro estações do ano. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, i. 1, p. 30-37, 2006.

FAO. **World food and agriculture - Statistical pocketbook 2018**. Rome. 2018, 254p. Available in: <<http://www.fao.org/3/CA1796EN/ca1796en.pdf>>. Accessed in: 01/22/2019

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, p. 570–574, 2005.

FOURTY, T.; BARET, F.; JACQUEMOUD, S.; SCHMUCK, G.; VERDEBOUT, J. Leaf optical properties with explicit description of its biochemical composition: direct and inverse problems. **Remote Sensing of Environment**, v. 56, n. 2, p. 104-117, 1996.

FOX, J.; WEISBERG, S. (2011). An {R} Companion to Applied Regression, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>

FREITAS, E.C.S.F.; OLIVEIRA NETO, S.N.; FONSECA, D.M.; SANTOS, M.V.; LEITE, H.G.; MACHADO, V.D. Deposição de serapilheira e de nutrientes no solo em Sistema Agrossilvipastoril com eucalipto e acácia. **Revista Árvore**, v. 37, n. 3, p. 409-417, 2013.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. **Revista Árvore**, v. 26, n. 2, p. 193-207, 2002.

GARGAGLIONE, V.; PERI, P.L.; RUBIO, G. Tree-grass interactions for N in *Nothofagus antarctica* silvopastoral systems: evidence of facilitation from trees to underneath grasses. **Agroforestry Systems**, n. 88, p. 779-790, 2014.

GARTNER, T. B.; CARDON, Z. G. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. **Oikos**, v.104, n. 2, p. 230-246, 2004.

GEHRING, C., PARK, S.; DENICH, M. Liana allometric biomass equations for Amazonian primary and secondary forest. **Forest Ecology and Management**. v. 195, n. 1-2, p. 69-83, 2004.

GEORGE, S.J.; KUMAR, B.M. Litter dynamics and cumulative soil fertility changes in silvopastoral systems of a humid tropical region in Central Kerala, India. **International Tree Crops Journal**, v. 9, p. 267-282, 1998.

GOSZ, J.R.; LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H. Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook Forest, New Hampshire. **Ecological Monographs**, v. 43, n. 02, p. 173-191, 1973.

GUO, L.B.; SIMS, R.E.H. Litter decomposition and nutrient release via litter decomposition in New Zealand eucalypt short rotation forests. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 75, p. 133-140, 1999.

GYENGE, J. E., FERNÁNDEZ, M. E., DALLA SALDA, G.; SCHLICHTER, T. M. Silvopastoral systems in Northwestern Patagonia II: water balance and water potential in a stand of *Pinus ponderosa* and native grassland. **Agroforestry Systems**, v. 55, p. 47-55, 2002.

HARRISON, P.A.; BERRY, P.M.; SIMPSON, G.; HASLETT, J.R.; BLICHARSKA, M.; BUCUR, M.; DUNFORD, R.; EGOH, B.; GARCIA-LLROENTE, M.; GEAMANA, N.; GEERTSEMA, W.; LOMMELEN, E.; MEIRESONNE, L.; TURKELBOOM, F. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. **Ecosystem Services**, v. 9, p. 191-203, 2014.

HAYNES, R. J.; WILLIAMS, P. H. Nutrient Cycling and Soil Fertility in the Grazed Pasture Ecosystem. **Advances in Agronomy**, v. 49, p. 119–199, 1993.

HECTOR, A.; BEALE, A.J.; MINNS, A.; OTWAY, S.J.; LAWTON, J.H. Consequences of the reduction of plant diversity for litter decomposition: effects through litter quality and microenvironment. **Oikos**, v. 90, p. 357-371, 2000.

HELLIWELL, D.R. Valuation of wildlife resources. **Regional Studies**, v. 3, p. 41-49, 1969.

HIGA, R. C. V.; CARDOSO, D. J.; ANDRADE, G. de C. *et al.*, **Protocolo de medição e estimativa de biomassa e carbono florestal**. Colombo: Embrapa Florestas, 2014.

HOCKING, R. R. The Analysis and Selection of Variables in Linear Regression. **Biometrics**, v. 32, n. 1, p. 1-49, 1976.

HOOSBEEK, M.R., REMME, R.P., RUSCH, G.M. Trees enhance soil carbon sequestration and nutrient cycling in a silvopastoral system in south-western Nicaragua. **Agroforest System**, v.92, p. 263-273, 2018.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**, 2ª Edição. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

IBGE. **Censo Agropecuário: resultados preliminares**. Rio de Janeiro: IBGE, 108p., 2017.

JOSE, S. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. **Agroforest System**, v. 76, p. 1-10, 2009.

JOSE, S.; WALTER, D.; KUMAR, B.M. Ecological considerations in sustainable silvopasture design and management. **Agroforestry Systems**, n. 93, v. 1, p. 317-331, 2019.

JOSE, S.; WILLIAMS, R.; ZAMORA, D. Belowground ecological interactions in mixed-species forest plantations. **Forest Ecology Management**, v. 233, p. 231-239, 2006.

KEYSER, P.; KIRK, T.K.; ZEIKUS, I.G. Ligninolytic enzyme of *Phanerochaete chrysosporium*: synthesized in the absence of lignin response to nitrogen starvation. **Journal of Bacteriology**, v. 135, p. 790-797, 1978.

KING, K.F.S. Concepts of agroforestry. In: CHANDLER, T. and SPURGEON, D. (Ed.). **International Cooperation in Agroforestry**. Nairobi, Kenya: ICRAF, p. 1–13, 1979.

KOERSELMAN, W.; MEULEMAN, A. F. M. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, p. 1441–1450, 1996.

KOPPEN, W. **Climatologia**. Fundo de Cultura Econômica. México. 1948.

KUZNETSOVA, A., BROCKHOFF, P.B., CHRISTENSEN, R.H.B. (2017). “lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models.” *Journal of Statistical Software*, *82*(13), 1-26. doi: 10.18637/jss.v082.i13 (URL: <http://doi.org/10.18637/jss.v082.i13>).

LANA, A.M.Q.; LANA, R.M.Q.; LEMES, E.M.L.; REIS, G.L.; MOREIRA, G.H.F.A. Influence of native or exotic trees on soil fertility in decades of silvopastoral system at the Brazilian savannah biome. **Agroforestry Systems**, v. 92, n. 2, p. 415-424, 2018.

LANES, E.C.M.; OLIVEIRA, J.S.; LOPES, F.C.; VILLANI, E.M.A. Silagem de milho como alimentos para o período da estiagem: como produzir e garantir boa qualidade. **Revista CES**, v. 20, p. 98-111, 2006.

LAYKE, C. **Measuring nature’s benefits: a preliminary roadmap for improving ecosystem service indicators**. WRI Working Paper. World Resources Institute, Washington DC. Disponível em: < http://pdf.wri.org/measuring_natures_benefits.pdf>. Acesso em: 14 ago. 2014.

LEMAIRE, G.; CHAPMAN, D.F. Tissue flows in grazed plant communities. In: HODGSON, J., ILLIUS, A.W. (Eds.). **The ecology and management of grazing systems**. Oxon: CAB International, p.3-36, 1996.

LENTH. R. (2018). emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.2.4. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>

LIMA, I.L.P.; SCARIOT, A.; GIROLDO, A.B. Impacts of the implementation of silvopastoral systems on biodiversity of native plants in a traditional community in the Brazilian Savanna. **Agroforestry Systems**, v. 91, n. 6, p. 1069-1078, 2017.

LOUZADA, J.N.C.; SCHOEREDER, J.H.; MARCO JR, P. Litter decomposition in semideciduous forest and Eucalyptus spp. Crop in Brazil: a comparison. **Forest Ecology and Management**, v. 94, p. 31-36, 1997.

LU, W.; LIU, N.; ZHANG, Y.; ZHOU, J.; GUO, Y.; YANG, X. Impact of vegetation Community on litter decomposition: evidence from a reciprocal transplant study with ¹³C labeled plant litter. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 112, p. 248-257, 2017.

MA [Millennium Ecosystem Assessment]. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington, DC : Island Press, 2005.

MACEDO, M. C. M.; ZIMMER, A. H.; KICHEL, A. N.; ALMEIDA, R. G. de; ARAUJO, A. R. Degradação de pastagens, alternativas de recuperação e renovação, e formas de mitigação. In: **Encontro de Adubação de Pastagens da Scot Consultoria**, 2013, Ribeirão Preto, Anais... Bebedouro: Scot Consultoria, 2013. p. 158-181.

MACHADO, D.L. **Aporte de serapilheira, fauna edáfica e matéria orgânica do solo em diferentes sistemas de restauração florestal**. 2016. 183p. Tese- Doutorado em Ciência Florestal- UNESP, Botucatu, 2016.

MAKKONEN, M.; BERG, M.P.; HANDA, T.; HATTENSCHWILER, S.; RUIJVEN, J.; BODEGOM, P.M.; AERTS, R. Highly consistent effects of plant litter identity and functional traits on decomposition across a latitudinal gradient. **Ecology Letters**, v. 15, n. 9, p. 1033-1041, 2012.

MANCILLA-LEYTÓN, J.M.; SÁNCHEZ-LINEROS, V.; VICENTE, A.M. Influence of grazing on the decomposition of *Pinus pinea* L. needles in a silvopastoral system in Doñana, Spain. **Plant Soil**, v. 373, n.1-2, p. 173-181, 2013.

MARCONDELLI, A. C. B.; NICODEMO, M. L. F.; PEZZOPANE, J. R. M. **Gaiola de exclusão para avaliação do aporte e da degradação de serapilheira em sistemas silvipastoris**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2018. 10 p. (Embrapa Pecuária Sudeste. Circular técnica, 79).

MARCONDELLI, A. C. B.; NICODEMO, M. L. F.; PEZZOPANE, J. R. M.; BARIONI JUNIOR, W.; PEDROSO, A. de F.; BERNARDI, A. C. de C. Resistência do solo à penetração em sistemas silvipastoris de baixa e de média complexidade comparados à mata nativa e a pastagens convencionais. In: **Simpósio brasileiro de agropecuária sustentável; Congresso internacional de agropecuária sustentável**, 2018, Viçosa, MG. Ciência, Tecnologia e inovação para o desenvolvimento agropecuário sustentável: anais...Viçosa, MG: Biblioteca Central, Campus UFV, 2018. p. 138-141.

MARTUSCELLO, J.A.; JANK, L.; GONTIJO NETO, M.M.; LAURA, V.A.; CUNHA, D.N.F.V. Produção de gramíneas do gênero *Brachiaria* sob níveis de sombreamento. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.38, n.7, p.1183-1190, 2009.

MAURICIO, R.M.; RIBEIRO, R.S.; PACIULLO, D.S.C.; CANGUSSÚ, M.A.; MURGUEITIO, E.; CHARÁ, J.; ESTRADA, M.X.F. Silvopastoral systems in Latin America for biodiversity, environmental, and socioeconomic improvements. **Agroecosystem Diversity**, v. 18, p. 287-297, 2019.

MAZZETTO, Carlos. Monocultura e conflito socioambiental. In: **Mapa dos conflitos ambientais em Minas Gerais**, UFMG, 2011. Disponível em: <http://uenf.br/posgraduacao/politicassociais/wpcontent/uploads/sites/11/2015/06/FILIPE-CORREIA-DUARTE.pdf>. Acesso em: 28 de abr. 2019.

McCOOK, L.J. Understanding ecological community succession: causal models and theories, a review. **Vegetatio**, v.110, p. 115-147, 1994.

MICHEL, G.A.; NAIR, V.D.; NAIR, P.K.R. Silvopasture for reducing phosphorus loss from subtropical sandy soils. **Plant Soil**, v. 297, p. 267-276, 2007.

MIOTTI, A.A.; COSTA, M.C.G.; FERREIRA, T.O.; ROMERO, R.E. Profundidade e atributos físicos do solo e seus impactos nas raízes de bananeiras. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 35, n. 2, p. 536-545, 2013.

MURGUEITIO, E.; BARAHONA, R.; CHARÁ, J.D.; FLORES, M.X.; MAURICIO, R.M.; MOLINA, J.J. The intensive silvopastoral systems in Latin America sustainable alternative to face climatic change in animal husbandry. **Cuban Journal of Agricultural Science**, v. 49, n. 4, p. 541-554, 2015.

NIERING, W.A. Vegetation Dynamics (Succession and Climax) in Relation to Plant Community Management. **Conservation Biology**, v.1, n. 4, p.287-295, 1987.

NOGUEIRA, A.R.A.; SOUZA, G.B. **Manual de Laboratório: Solo, água, nutrição vegetal, nutrição animal e alimentos**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2005.

NUNES, S. G.; BOOCK, A.; PENTEADO, M. I. de O.; GOMES, D. T. **Brachiaria brizantha cv. marandu**. Campo Grande, MS: EMBRAPA-CNPQC, 1984.

ODUM, E.P., ODUM, H.T. **Natural areas as necessary components of man's total environment**. Transactions of the Thirty Seventh North American Wildlife and Natural Resources Conference, vol. 37, Wildlife Management Institute, Washington, DC, pp. 178-189, 1972.

OSPINA, S., RUSCH, G.M., PEZO, D., CASANOVES, F., SINCLAIR, F.L. More stable productivity of seminatural grasslands than sown pastures in a seasonally dry climate. **PLoS ONE**, v.7, i.5, p. 1-9, 2012.

PACIULLO, D.S.C.; CARVALHO, C.A.B.; AROEIRA, L.J.M.; MORENZ, J.F.; LOPES, F.C.F.; ROSSIELLO, R.O.P. Morfofisiologia e valor nutritivo do gramíneas-braquiária sob sombreamento natural e a sol pleno. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.42, i.4, p.573-579, 2007.

PALM, C.A.; ROWLAND, A.P. A minimum dataset for characterization of plant quality for decomposition. In: CADISCH, G. e GILLER, K.E. (ed.) **Driven by nature: Plant litter quality and decomposition**. CAB International, Wallingford, UK, p. 379-392, 1997

PARMEJANI, R. S. **Microclima e características agronômicas de Brachiaria decumbens em um sistema silvipastoril**. 2012. 96p. Tese de Doutorado - Universidade de São Paulo. 2012.

PARTON, W.; SILVER, W. L.; BURKE, I. C.; GRASSENS, L.; HARMON, M. E.; CURRIE, W. S.; KING, J.Y.; ADAIR, E.C.; BRANDT, L.A.; HART, S.C.; FASTH, B. Global-Scale Similarities in Nitrogen Release Patterns During Long-Term Decomposition. **Science**, v. 315, p. 361–364, 2007.

PEARSON, T.; WALKER, S.; BROWN, S. **Sourcebook for Land Use, Land-Use Change and Forestry Projects**. Winrock International. 2005.

PEZZOPANE, J.R.M.; BOSI, C.; NICODEMO, M. L. F.; SANTOS, P. M.; CRUZ, P. G. DA; PARMEJANI, R. S. Microclimate and soil moisture in a silvopastoral system in southeastern Brazil. **Bragantia**, v. 74, p. 110-119, 2015.

POLYAKOVA, O.; BILLOR, N. Impact of deciduous tree species on litterfall quality, decomposition rates and nutrient circulation in pine stands. **Forest Ecology and Management**, v. 253, p. 11–18, 2007.

PRAUSE, J.; LÓPEZ, C.F.; LEIVA, S.M.C.; LANCHO, J.F.G. Aporte y descomposicion de hojas y re-absorcion de N, P y K en um bosque primário de *Schinopsis balansae* Engler con y sin manejo silvopastoril em el Parque Chaqueño humedo. **FACENA**, v. 28, p. 41-50, 2012.

QUÉTIER, F.; STEWART, J.; CRUZ, G.; HAMEL, C.; GROSSKOPF, H.M.; TAPPELLA, E. Making ecological knowledge relevant for land-use decision makers. In: TIESSEM, H (Coord). **Applying Ecological Knowledge to Landuse Decisions**. Scope, 2009. p. 1-13.

R CORE TEAM (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>

RAUDSEPP-HEARNE, C.; PETERSON, G.D.; BENNETT, E.M. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, p. 5242-5247, 2010.

REED, J.; VIANEN, J.; FOLI, S.; CLENDENNING, J.; YANG, K.; MACDONALD, M.; PETROKOFKY, G.; PADOCH, C.; SUNDERLAND, T. Trees for life: The ecosystem service contribution of trees to food production and livelihoods in the tropics. **Forest Policy and Economics**, v. 84, p. 62-71, 2017.

REIS, G.L.; LANA, A.M.Q.; MAURÍCIO, R.M.; LANA, R.M.Q.; MACHADO, R.M.; BORGES, I.; QUINZEIRO NETO, T. Influence of trees on soil nutrients pools in a silvopastoral system in the Brazilian Savannah. **Plant Soil**, v. 329, p. 185-193, 2010.

RESTREPO, E.M.; OROZCO, J.D.C.; ROSALES, R.B.; CARDONA, C.A.C.; RAMIREZ, J.F.N. Intensive silvopastoral systems (ISPS), mitigation and adaptation tool to climate change. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, n. 17, v. 3, p. 501-507, 2014

RIBEIRO, C.; MADEIRA, M.; ARAÚJO, M.C. Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrients regimes. **Forest Ecology and Management**, v. 171, p. 31-41, 2002.

RIGUEIRO-RODRÍGUEZ, A.; FERNÁNDEZ-NÚÑEZ, E.; GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, P.; McADAM, J.H.; MOSQUERA-LOSADA, M.R. (2009) Agroforestry systems in Europe: productive, ecological and social perspectives. In: Rigueiro-Rodríguez A., McAdam J., Mosquera-Losada, M.R. (Eds.), **Agroforestry in Europe: Current Status and Future Prospects**. Spain:Springer, 2009.

ROCHA JUNIOR, P. R.; GUIMARAES, G. P. ; SILVA, V.M. Degradação de pastagens brasileiras e práticas de recuperação. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, p. 952-968, 2013.

RUSCH, G.M.; ZAPATA, P.C.; CASANOVES, F.; IBRAHIM, M.; DECLERCK, F. Determinants of grassland primary production in seasonally-dry silvopastoral systems in Central America. **Agroforestry Systems**, v. 88, n. 3, p. 517-526, 2014.

SAMPAIO, R. A.; FONTES, P.C.R. Qualidade de frutos de tomateiro fertirrigado com potássio em solo coberto com polietileno preto. **Horticultura Brasileira**, v.16, n.2, p.136-139, 1998.

SANTANA, J.A.S.; SOUTO, J.S. Produção de serapilheira na Caatinga da região semi-árida do Rio Grande do Norte, Brasil. **IDESIA**, v. 29, n. 2, pp. 87-94, 2011.

SANTANA, P.H.L.; FRAZÃO, L.A.; SANTOS, L.D.T.; FERNANDES, L.A.; SAMPAIO, R.A. Soil attributes and production of Eucalyptus in monoculture as silvopastoral systems in the North of Minas Gerais, Brazil. **Journal of Agricultural Science and Technology**, v. 6, n. 6, p. 361-370, 2016.

SANTOS, M.E.R.; FONSECA, D.M.; BALBINO, E.M.; MONNERAT, J.P.I.S.; SILVA, S.P. Gramíneas-braquiária diferido e adubado com nitrogênio: produção e características da forragem. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.38, i.4, p.650-656, 2009.

SAUER, T.J.; HERNANDEZ-RAMIREZ, G. Agroforestry. In: Hatfield, J.L.; Sauer, T.J. (eds), **Soil Management: Building a stable base for agriculture**. America Society of Agronomy and Soil Science Society of America, EUA, 2011, 409p.

SCHERER-LORENZEN, M.; BONILLA, J. L.; POTVIN, C. Tree species richness affects litter production and decomposition rates in a tropical biodiversity experiment. **Oikos**, v. 116, n. 12, p. 2108-2124, 2007.

SCHLESINGER, W. H. 1997. **Biogeochemistry: an analysis of global change**, 2nd ed., Kidlington:Academic Press. 1997.

SCHUMACHER, M.V. **Aspectos da ciclagem de nutrientes e do microclima em talhões de *Eucalyptus camaldulensis* Dehn, *Eucalyptus grandis* Hill ex Naiden e *Eucalyptus torelliana* F. Muell**, 1992. 87p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 1992.

SCORIZA, R. N.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, G. H. A.; MACHADO, D. L.; SILVA, E. M. R. Métodos para coleta e análise de serapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta & Ambiente**, v.2, n.2, p. 01 - 18, 2012

SELLE, G.L. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 4, p. 29-39, 2007.

SEMMARTIN, M.; GARIBALDI, L.A.; CHANETON, E.J. Grazing history effects on above – and below-ground litter decomposition and nutrient cycling in two co-occurring grasses. **Plant Soil**, v. 303, p. 177-189, 2008.

SILVA, D.J.; QUEIROZ, A.C. **Análise de alimentos (métodos químicos e biológicos)**. 3.ed. Viçosa: UFV, 2002. 235p.

SILVA, M.C.; BOAVENTURA, V.M.; FIORAVANTI, M.C. História do povoamento bovino no Brasil Central. **Revista UFG**: n. 13, p. 34-41, 2012.

SILVA, R. G. **Introdução à bioclimatologia**. São Paulo: Nobel, 2000. 286 p.

SILVA, V. P.O sistema silvipastoril e seus benefícios para a sustentabilidade da pecuária. In: **Palestra no Simpósio ABCZ-CNPC Pecuária Sustentável**, Uberaba, Anais...Uberaba, 2009.

SOARES, M. T. S.; FROUFE, L. C. M. Estimativa de ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais por meio da produção e decomposição de serapilheira. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do bioma Mata Atlântica**. Brasília, DF: Embrapa, 2015.

SOUZA, L.F.; MAURICIO, R.M., PASCIULLO, D.C.; SILVEIRA, S.R.; RIBEIRO, R.S. CALSAVARA, L.H.; MOREIRA, G.R. Forage intake, feeding behavior and bio-climatological indices of pasture grass, under influence of trees, in a silvopastoral system. **Tropical Grasslands**, v. 3, p. 129-141, 2015.

STEINFELD, H.; GERBER, P.; WASSENAAR, T.; CASTEL, V.; ROSALES, M.; HAAN, C. **Livestock's long shadow-shade: environmental issues and options**. FAO, 391p., 2006.

SZOTT, L.T; FERNANDES, E.C.M.; SANCHEZ, P.A. Soil-plant interactions in agroforestry systems. **Forest Ecology and Management**, v. 45, p. 127-152, 1991.

STEVENSON, I.L. Biochemistry of soil, p. 242-291. In: F.E. BEAR (ed.) **Chemistry of the soil**. New York: Reinhold Publ. Corp. 1964.

TEKLAY, T.; MALME, A. Decomposition of leaves from two indigenous trees of contrasting qualities under shaded-coffee and agricultural land-uses during the dry season at Wondo Genet, Ethiopia. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, p. 777-786, 2004.

TILMAN, D. Community diversity and succession: The roles of competition, dispersal and habitat modification. In: E.D. Schulze, H.A. Mooney (Eds.), **Biodiversity and Ecosystem Function**. Ecological Studies, p. 327-346, 1994.

TRIPATHI, S.K.; SINGH, K.P. Nutrient immobilization and release patterns during plant decomposition in a dry tropical bamboo savanna, India. **Biology and Fertility of Soils**, v. 14, p. 191-199, 1992.

UDAWATTA, R.P.; KREMER, R.J.; ADAMSON, B.W.; ANDERSON, B.W. Variations in soil aggregate stability and enzyme activities in a temperate agroforestry practice **Applied Soil Ecology**, v. 39, n. 2, p. 153-160, 2008.

VAN WAGNER, C. E. **Practical aspects of the line intersect method**. Information Report PI-X-12. Chalk River - Canada: Canadian Forestry Service, 1982. 18 p.

VOS, V.C. A., VAN RUIJEVEN, J., BERG, M. P., PEETERS, E. T. H. M., BERENDSE, F. Macro-detritivores identify drives leaf litter effects. **Oikos**, v. 120, p. 1092-1098, 2011.

WANDELLI, E. Serviços ambientais de sistemas agroflorestais. In: FREITAS, S. (Ed.), **O valor dos serviços da natureza – Subsídios para políticas públicas de serviços ambientais no Amazonas**. 38p., 2010.

WANG, Q.; WANG, S.; HUANG, Y. Comparisons of litterfall, litter decomposition and nutrient return in a monoculture *Cunninghamia lanceolata* and a mixed stand in southern China. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 3-4, p. 1210-1218, 2008.

WANG, J.; YOU, Y.; TANG, Z.; LIU, S.; SUN, O.J. Variations in leaf litter decomposition across contrasting forest stands and controlling factors at local scale. **Journal of Plant Ecology**, v. 8, n. 3, p. 261-272, 2015.

WEDDERBURN, M.E.; CARTER, J. Litter decomposition by four functional tree types for use in silvopastoral systems. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, p. 455-461, 1999.

WICKHAM, H. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York, 2016.

WITSCHORECK, R.; SCHUMACHER, M. V. Alocação de nutrientes em povoamentos de *Eucalyptus saligna* Sm. na região de Guaíba - Rio Grande do Sul. **Revista Cerne**, v. 21, n. 4, p. 625-632, 2015.

XAVIER, D.F.; LÉDO, F.J.S.; PACIULLO, D.S.C.; PIRES, M.F.A.; BODDEY, R.M. Dinâmica da serapilheira em pastagens de braquiária em Sistema silvipastoril e monocultura. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1214-1219, 2011.

YADAVA, R.S.; TOBOUDA, N.S. Plant litter decomposition and soil respiration in the natural grassland ecosystems of Kangolpi, Maniput. In: MISSA, P.C. (ed). **Advances in Ecology and Environm.** Sci. Asbush Publishing House. New Delhi, India, p. 177-198, 2008.

YOUNG, A. **Agroforestry for soil management**. 2nd ed. Wallingford, UK: ICRAF and CAB International, 1997.

ZHANG, L.; DAWES, W.R.; WALKER, G.R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, v. 37, n. 3, p. 701-708, 2001.

ZIMMER, A. H.; ALMEIDA, R. G.; VILELA, L.; MACEDO, M. C. M.; KICHEL, A. N. Uso da ILP na melhoria da produção animal. In: **SIMPAPASTO – SIMPÓSIO DE PRODUÇÃO ANIMAL A PASTO**, 2011, Maringá. Anais... Maringá: UEM/Sthampa, 2011. p. 39-79.

ZUKSWERT, J.M., PRESCOTT, C.E. Relationships among leaf functional traits, litter traits, and mass loss during early phases of leaf litter decomposition in 12 woody plant species. **Oecologia**, v. 185, p. 305-316, 2017.

ZUUR, A.F.; IENO, E.N.; WALKER, N.J.; SVELIEV, A.A.; SMITH, G.M. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. New York: Springer, 372p., 2009.