



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOSSISTEMAS

Vanessa Andreatta Matias

**Efeito da composição funcional de sistemas agroflorestais sucessionais sobre
propriedades biogeoquímicas de solo arenoso hidromórfico**

FLORIANÓPOLIS

2021

Vanessa Andreatta Matias

**Efeito da composição funcional de sistemas agroflorestais sucessionais sobre
propriedades biogeoquímicas de solo arenoso hidromórfico**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação
em Agroecossistemas da Universidade Federal de Santa
Catarina para a obtenção do título de mestra em
Agroecossistemas.

Orientador: Prof. Dr. Jucinei José Comin.

Florianópolis

2021

Ficha de identificação da obra

Andreatta Matias, Vanessa

Efeito da composição funcional de sistemas
agroflorestais sucessionais sobre propriedades
biogeoquímicas de solo arenoso hidromórfico / Vanessa
Andreatta Matias ; orientador, Jucinei José Comin, 2021.
89 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós
Graduação em Agroecossistemas, Florianópolis, 2021.

Inclui referências.

1. Agroecossistemas. 2. Sistemas Agroflorestais
Agrocológicos. 3. Atributos químicos do solo. 4.
Diversidade Funcional. 5. N foliar. I. José Comin, Jucinei
. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de
Pós-Graduação em Agroecossistemas. III. Título.

Vanessa Andreatta Matias

Efeito da composição funcional de sistemas agroflorestais sucessionais sobre propriedades biogeoquímicas de solo arenoso hidromórfico

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. titular externo UFFS, Dr. Diego dos Santos
Universidade Federal da Fronteira Sul

Prof. titular interno ENR/PGA/UFSC, Dr. Cledimar Rogério Lourenzi
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. titular interno ENR/PGA/UFSC, Dr. Arcângelo Loss.
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de mestra em Agroecossistemas.

Prof. Dr. Arcângelo Loss
Coordenador(a) do Programa

Prof. Dr Jucinei José Comin
Orientador(a)

Florianópolis, 29 de junho de 2021.

Este trabalho é dedicado à minha família e todos que buscam um mundo mais sustentável.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, Margaret e Silvio, por todo amor e incentivo que recebi até aqui. À minha irmã, Gabriela Andreatta Matias, que se mostrou uma grande amiga nessa etapa. Ao meu companheiro, Leandro de Moraes Amorim, por tanta paciência e apoio. Obrigada.

À minha grande amiga e parceira de laboratório, Ariana Gracy Weber. Obrigada, sem a sua ajuda eu não teria conseguido. Meu fardo ficou mais leve com você, te devo várias.

À professora Dra. Adriana Bramorsky, por todo ensinamento, incentivo e amizade: Obrigada, você mora no meu coração.

À professora Dra. Kátia Naomi Kuroshima e ao Dr. Tito Cesar Marques de Almeida pela (mais uma vez) fundamental colaboração.

Ao professor Dr. Ilyas Siddique, pela oportunidade de trabalhar no SAF Científico, por sua dedicação ao SAF Científico e por toda ajuda oferecida.

Ao professor Dr. Cledimar Rogério Lourenzi por sempre estar disposto a tirar dúvidas e contribuir para o aprimoramento do projeto, sua ajuda foi fundamental.

Aos demais professores e professoras do Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, por tanto enriquecerem essa caminhada. Em especial ao professor Fernando Joner, por sua dedicação ao SAF Científico.

Ao meu orientador, professor Dr. Jucinei José Comin, pela oportunidade, confiança, orientação no projeto (e fora dele), por sempre estar de portas abertas e pela compreensão e motivação. OBRIGADA!

Ao Núcleo de Ensino, Pesquisa e Extensão em Agroecologia (NEPEA-SC) e aos amigos e parceiros proporcionados por esse espaço. Talita Trapp e Andria Paula Lima, vocês são demais. Thiago, Guilherme, Vilmar, Monique, Igor, Lucas, Juliana, Bárbara e tantos outros que contribuíram para esse projeto, sejam em saídas de campo, práticas laboratoriais e socorros à distância. Obrigada!

À todos os colaboradores da Fazenda Experimental da Ressacada UFSC e integrantes do grupo que se dedicaram (e ainda se dedicam) ao SAF Científico, seja na implantação e manutenção, apoio logístico, laboratorial e assessoria. Obrigada, Diego, Marinice, Larissa, Djalma, Alvaro, Uriel, Jéssyca, Renata, Fabíola, João, August, Cícero, Bruno, Marcelo...

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento do experimento através da Chamada Universal de pesquisa Nº 409638/2016-1.

“A tecnologia não é neutra. Estamos dentro do que fazemos e o que fazemos está dentro de nós. Estamos vivendo em um mundo de conexões e importam quais são feitas e desfeitas”.
Donna J. Haraway, 1991.

RESUMO

Com a necessidade de conciliar a conservação da biodiversidade, segurança alimentar e reversão da degradação do ambiente causada pela agricultura convencional, os Sistemas Agroflorestais Agroecológicos (SAFAs) se apresentam como uma alternativa eficaz. Os atributos químicos são bons indicadores da qualidade do solo, uma vez que os processos de decomposição e mineralização da matéria orgânica são diretamente dependentes das concentrações de biomassa vegetal depositada no solo, temperatura, umidade, entre outros fatores. O estudo objetivou avaliar o efeito da composição funcional em três SAFAs sucessionais com cultivos de diferentes níveis de nitrogênio foliar e igual riqueza de espécies. Os 3 SAFAs foram dispostos em 6 blocos, cada um contendo 3 parcelas, sendo uma parcela para cada SAFA disposta aleatoriamente. As parcelas foram divididas em linhas de cultivo e entrelinhas. Os 3 SAFAs se diferenciavam principalmente pelo teor de N foliar das espécies que os compunham, sendo eles Alto, Médio e Baixo, em que o N foliar do Alto é $> 2,5\%$, do Baixo é $< 2,5\%$ (ambos com baixa diversidade funcional), enquanto o SAFA Médio recebeu uma mistura de Alto e Baixo N foliar (alta diversidade funcional). Para a análise da fertilidade do solo foram avaliados os atributos químicos do solo em amostras coletadas na camada de 0-10 cm. Os atributos avaliados foram pH, carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), amônio (N-NH_4^+), nitrato (NO_3^-), P, K, Ca, Mg e as relações C/N e N/P, em faixas de cultivo e entrelinhas, comparando o solo antes e depois da implantação dos SAFAs (27 meses após a implantação). A solução do solo foi analisada com auxílio de resina trocadora, sendo determinados os teores de NH_4^+ , NO_3^- , N mineral, P e as relações $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ e N mineral/P, em faixas de cultivo e entrelinha, nas profundidades de 5 e 20 cm, no inverno e no verão. A análise de solo mostrou aumento em todos os parâmetros analisados depois de 27 meses de implantação dos SAFAs, especialmente o COT, o qual chegou a duplicar seu teor. A exceção foi a relação N total/P que não apresentou aumento. A análise das resinas apontou, em especial, alta taxa de mineralização do P e rápida imobilização deste elemento, principalmente nos SAFAs com maior N foliar. O SAFA Alto, em relação ao SAFA Médio, também teve menor relação C/N, apontando para uma alta taxa de nitrificação. No SAFA Baixo também houve lenta mineralização do nitrato. O uso de espécies com alta diversidade funcional e que incluem indivíduos fixadores de N_2 tendem a aumentar a qualidade do solo, contribuindo para melhor eficiência dos ciclos biogeoquímicos.

Palavras-chave: Atributos químicos do solo. Diversidade funcional. Sistema agroflorestal. N foliar.

ABSTRACT

With the need to reconcile biodiversity conservation, food security and reversal of environmental degradation caused by conventional agriculture, the Agroecological Agroforestry Systems [In Portuguese: *Sistemas Agroflorestais Agroecológicos* – SAFAs) are presented as an effective alternative. The chemical attributes are good indicators of soil quality, since decomposition and organic matter mineralization processes are directly dependent on the concentrations of plant biomass deposited in the soil, temperature, humidity, among other factors. The study aimed to evaluate the effect of functional composition in three successional SAFAs with crops with different levels of foliar nitrogen and equal species richness. The three SAFAs were arranged in six blocks, each containing three plots, one plot for each SAFA randomly. The plots were divided into cultivation rows and in-between rows. The three SAFAs differed mainly by the foliar N content of the species that composed them, being High, Medium and Low, where high N foliar is > 2.5%, Low Foliar N is < 2.5% (both with low functional diversity), while the Medium SAFA received a mixture of high and low foliar N (high functional diversity). For the analysis of the soil fertility, the chemical attributes of the soil in samples collected in the 0-10 cm layer were evaluated. The evaluated attributes were pH, total organic carbon (TOC), total nitrogen (NT), ammonium (N-NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻), P, K, Ca, Mg and the C/N and N/P ratios, in cultivation strips and in-between rows, comparing the soil before and after the implantation of SAFAs (27 months after implantation). The soil solution was analyzed with the aid of an exchanger resin, and the levels of NH₄⁺, NO₃⁻, mineral N, P and the NH₄⁺/NO₃ and mineral N/P ratios were determined, in cultivation strips and in-between rows, at depths of 5 and 20 cm, in winter and summer. The soil analysis showed an increase in all parameters analyzed after 27 months of implementation of SAFAs, especially the TOC, which doubled its content. The exception was the total N/P ratio, which did not increase. The analysis of the resins pointed out, in particular, a high rate of P mineralization and rapid immobilization of this element, especially in SAFAs with higher foliar N. High SAFA, compared to Medium SAFA, also had a lower C/N ratio, pointing to a high nitrification rate. In Low SAFA, there was also a slow nitrate mineralization. The incorporation of species with high functional diversity and which include N₂-fixing individuals tends to increase soil quality, contributing to better efficiency of biogeochemical cycles.

Keywords: Chemical Soil Attributes. Functional Diversity. Agroforestry System. Foliar N.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Desenho da área experimental.....	32
Figura 2 – Desenho das parcelas e disposição das plantas dentro de uma parcela do experimento (com metragens das larguras das aleias (linhas) e composição por hábito).	34
Figura 3 - Representação dos pontos de coleta de solo – amostras representadas pela mesma cor foram homogeneizadas para a realização das análises.....	36
Figura 4 - Representação do posicionamento dos pontos de inserção da resina.	39
Figura 5 – Esquema da visão horizontal da distribuição das linhas e entrelinhas e posicionamento das <i>bags</i> em relação ao solo com suas respectivas marcações por estaca.....	39
Figura 6 – Esquema de <i>bag</i> com resina e fita de cetim.....	40
Figura 7 - Propriedades químicas do solo, na camada 0-10 cm, nos SAFAs após o preparo do solo para o plantio (Coleta 0 – traços pretos) e 27 meses após plantio (Coleta 1 – caixas azuis).....	43
Figura 8 – Representações gráficas dos valores de matéria seca podada para os SAFAs Alto, Médio e Baixo. Figura A - Concentração de COT nos 0-10 cm superficiais do solo após 27 meses de crescimento e manejo dos SAFAs, figura B - Efeito da matéria seca podada e adicionada na superfície do solo somente nas linhas de arbustos sobre o COT após 27 meses (MARINICE TELEGINSKI, dados não publicados).....	45
Figura 9- Representação gráfica das propriedades químicas do solo (camada 0-10cm) nos SAFAs após o preparo do solo para o plantio (Coleta 0 – traços pretos) e 27 meses após plantio (Coleta 1 – caixas azuis).....	48
Figura 10 - Representação gráfica do fósforo acumulado nas resinas trocadoras de íons (P-resina em escala log) incubadas <i>in situ</i> no solo: Efeitos significativos da estação do ano, profundidade de incubação no solo, do N-foliar das plantas cultivadas (Tratamento) e da massa seca cortada e adicionada à superfície do solo durante os 12 meses anteriores à instalação das (MARINICE TELEGINSKI, dados não publicados).....	53
Figura 11 – Representações gráficas das variáveis NO_3^- , NH_4^+ , N min e $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ referentes às análises das resinas aniônicas e catiônicas aplicadas nas linhas de arbusto durante o verão dos SAFAs compostos por espécies agrícolas e florestais com Alto, Médio e Baixo N foliar para as duas profundidades testadas (5 e 20cm).	59
Figura 12 - Representações gráficas das variáveis NO_3^- , NH_4^+ , N min e $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ referentes às análises das resinas aniônicas e catiônicas aplicadas nas entrelinhas durante o	

verão dos SAFAs compostos por espécies agrícolas e florestais com Alto, Médio e Baixo N foliar para as duas profundidades testadas.	60
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Teor de N foliar e hábito de crescimento das espécies utilizadas nos SAFAs e os tratamentos nos quais elas foram alocadas.....	33
Tabela 2– Atributos químicos do solo conforme tratamentos (trat.) e coletas. Coleta 0 (antes da implantação em 2016) e Coleta 1 (fev. 2019, 27 meses após plantio), ambos para camada 0-10 cm, e valores médios para Δ (diferença da média anual entre Coletas 0 e 1).....	42
Tabela 3 - Médias para amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) e N mineral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) de solo referentes à Coleta 1, dados referentes as análises de solo.....	50
Tabela 4 – Efeito da estação do ano nas médias e desvio padrão dos teores de PO_4^{3+} acumulados nas resinas trocadoras implantadas no solo dos SAFAs testados para as faixas de cultivo (linhas de plantio e entrelinhas) e profundidades (5 e 20cm).....	54
Tabela 5 - Resultados estatísticos do modelo linear final mais parcimonioso do logaritmo de fosfato acumulado na resina <i>in situ</i> nos SAFAs experimentais (Figura 10), que testa os efeitos da estação do ano (inverno), profundidade de incubação no solo, do N-foliar das plantas cultivadas (Tratamento) e da massa seca cortada e adicionada à superfície do solo durante os 12 meses anteriores à instalação das resinas (MARINICE TELEGINSKI e LARISSA APARECIDA AUGUSTO, dados não publicados).	55
Tabela 6 - Valores de médias e desvio padrão das variáveis NO_3^- , NH_4^+ , Nmin e $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ em N g^{-1} resina dia^{-1} referentes as análises das resinas trocadoras aplicadas nas linhas de arbusto e entrelinha durante o verão nos SAFAs Alto, Médio e Baixo.	58

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AEAp - Área da Ecologia Aplicada

CEASA - Central de Abastecimento

COT - Carbono Orgânico Total

CQFS-RS/SC - Comissão de Química e Fertilidade do Solo – RS/SC.

CTC - Capacidade de Troca de Cátions

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

KS - Kolmogorov-Smirnov

KW - Kruskal Wallis

MO - Matéria Orgânica

MS - Matéria Seca de Biomassa Vegetal Podada

MW - Mann-Whitney

Nmin - Nitrogênio Mineral

NT - Nitrogênio total

PC - Plantio Convencional

PD - Plantio Direto

pH - Potencial Hidrogeniônico

QS - Qualidade do Solo

RCBD - Randomized Complete Block Designs

SAF - Sistema Agroflorestal

SAFA - Sistema Agroflorestal Agroecológico

TFSA - Terra Fina Seca ao Ar

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
2.1	SISTEMAS AGROFLORESTAIS	17
2.1.1	Diversidade funcional.....	17
2.1.2	Atributos funcionais e riqueza de espécies.....	18
2.2	SOLO.....	19
2.2.1	Qualidade do solo	20
2.2.1.1	Atributos químicos	21
2.2.1.2	METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO	27
3	HIPÓTESES	30
4	OBJETIVOS.....	30
4.1	OBJETIVO GERAL.....	30
4.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	30
5	METODOLOGIA	31
5.1.1	Área experimental.....	31
5.1.2	Delineamento experimental.....	32
5.1.3	Coleta de solo	35
5.1.4	Análises químicas do solo	36
5.1.5	Amostragem com resina de troca iônica	38
5.1.6	Análises estatísticas	41
5.2	RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
6	CONCLUSÕES	61
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	61
8	REFERÊNCIAS	63
9	APÊNDICES.....	79

1 INTRODUÇÃO

As atividades humanas afetam de forma negativa toda a dinâmica de sustentabilidade do planeta, sendo a agricultura convencional uma forte contribuinte para a aceleração deste processo (STEFFEN et al., 2015). A monocultura, por exemplo, afeta propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, podendo aumentar a taxa de evaporação e erosão (RYDBERG, 1990), causando compactação (KAYOMBO, LAL; 1993), diminuindo os teores de carbono e nitrogênio total do solo (COMIN et al, 2018), causando contaminações químicas e outros prejuízos fitossanitários (DAVYDOV et al., 2018). Também causa diminuição da presença de microrganismos (GAŁAZKA et al, 2018), afetando negativamente a polinização e o controle natural de pragas (DAINESE et al., 2019) entre outros danos. Estas externalidades aumentam os riscos de contaminação ambiental (RISSATO et al, 2006), os quais podem ser expandidos também para outros componentes do agroecossistema.

Tendo em vista a necessidade de conservar a biodiversidade, reverter a degradação dos ecossistemas e garantir a segurança alimentar da população mundial, os sistemas agroflorestais (SAF) se apresentam como uma possibilidade viável (BRUSSARD et al, 2010). Esses sistemas são compostos pela combinação do cultivo agrícola com o cultivo de espécies florestais (BENE; BEALL; CÔTÉ, 1977). E a abordagem agroecológica nos SAFs faz surgir uma forma de cultivo denominada sistemas agroflorestais agroecológicos (SAFA) (MILLER, 2009; SIDDIQUE; DIONÍSIO; SIMÕES-RAMOS, 2017). Este tipo de cultivo possibilita a integração da conservação da natureza com a produção contínua de diversos produtos limpos e com o aumento da qualidade dos serviços ecossistêmicos (SIDDIQUE; DIONÍSIO; SIMÕES-RAMOS, 2017).

Os atributos funcionais, que se referem às características fisiológicas, fenotípicas e morfológicas ligadas ao crescimento, reprodução e adaptabilidade de um indivíduo (VIOLE *et al*, 2007), são fatores relevantes para os SAFs. Outro conceito importante é a riqueza de espécies, a qual se dá pelo número de

espécies que integram no agroecossistema. Sistemas agrofloretais delineados com espécies que possuem disparidade entre seus atributos funcionais apresentam distintos efeitos químicos, físicos e biológicos no solo (TRIPATHI e PANDEY, 2009; BINKLEY E SOLLINS, 1990). Efeitos estes que estão direta ou indiretamente ligados à produção de serapilheira, hábito das espécies, idade e condições ambientais as quais as plantas estão expostas (TRIPATHI, PANDEY, TRIPATHI, 2009; SZOTT E KASS, 1993).

Outras relações importantes, que podem diretamente afetar a sustentabilidade e o desempenho dos sistemas agrofloretais são as interações solo/planta, pH do solo e decomposição, processos biogeoquímicos, serapilheira e biota do solo, entre outros (SZOTT, FERNANDES, SANCHEZ, 1991; MOÇO et al, 2010). Assim, levando em consideração estes conceitos e relações, em um SAFA com biodiversidade planejada (TSCHARNTKE et al., 2011), podem ser reguladas variáveis indesejáveis (GABA et al., 2013), promovendo a sinergia necessária para a melhoria dos serviços ecossistêmicos em geral (WOOD et al., 2015). Por isso a importância de se compreender melhor os processos envolvidos no sistema entre plantas, solo, fauna e outros componentes dos SAFAs (BRUSSARD et al, 2010).

Os atributos químicos de um solo são considerados bons indicadores de qualidade, pois refletem os processos que ocorrem no sistema, uma vez que os processos de decomposição e mineralização da matéria orgânica em ambientes naturais são diretamente dependentes das concentrações nas quais eles se apresentam no solo (GREEN; TROWBRIDGE; KLINKA, 1993). Além disso, os atributos químicos do solo, em geral, apresentam maior variação que as propriedades físicas (SILVA; CHAVES, 2001).

Além da análise específica do solo, as resinas trocadoras que funcionam de forma semelhante aos coloides se ligando a moléculas de carga oposta, se mostram eficientes. Elas permitem avaliar o comportamento dos íons na solução do solo em uma determinada faixa de tempo (SKOGLEY; DOBERMANN, 1996).

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 SISTEMAS AGROFLORESTAIS

Os Sistemas Agroflorestais (SAF), conhecidos também como agroflorestas, são compostos pela combinação íntima da produção de alimento com o cultivo de espécies florestais e são realizados em diversos locais do mundo há muito tempo (BENE; BEALL; CÔTÉ, 1977). Os SAFs, por terem um conceito amplo, permitem que vários critérios sejam utilizados na sua classificação, levando em consideração as combinações de vegetais e animais utilizadas e as funções dos componentes no cultivo (NAIR, 1985).

Um exemplo disso é a união de SAF com a abordagem agroecológica, a qual faz surgir uma forma de cultivo denominada Sistemas Agroflorestais Agroecológicos (SAFA) (MILLER, 2009; SIDDIQUE; DIONÍSIO; SIMÕES-RAMOS, 2017). Este tipo de cultivo possibilita a integração da conservação da natureza com o cultivo contínuo de alimentos limpos e com o aumento da qualidade dos serviços ecossistêmicos (SIDDIQUE; DIONÍSIO; SIMÕES-RAMOS, 2017).

2.1.1 Diversidade funcional

O conceito de diversidade funcional está associado à variedade funcional que é expressada pelos indivíduos de um ecossistema (WRIGHT et al., 2006), bem como pelas interações entre esses indivíduos. Portanto, a distribuição e abundância das espécies são relevantes para sua compreensão. Isso faz da diversidade funcional um importante componente da biodiversidade e do funcionamento dos sistemas ecológicos (TILMAN et al., 1997; REICH et al., 2004).

A combinação estratégica de diferentes grupos funcionais interfere na produtividade dos sistemas através da complementariedade do uso dos recursos disponíveis e também altera o fluxo de energia no sistema (BROOKER et al. 2008; TILMAN et al., 2001; REICH et al., 2012). Da mesma forma, combinações de grupos funcionais que minimizam a diversidade funcional, e, portanto, favorecem a semelhança entre os indivíduos do sistema, tendendo a minimizar também as funções ecossistêmicas (CADOTTE, 2017).

2.1.2 Atributos funcionais e riqueza de espécies

Em conceito, os atributos funcionais são definidos como características fisiológicas, fenotípicas e morfológicas ligadas ao crescimento, reprodução e adaptabilidade de um indivíduo. Já o conceito de riqueza de espécies se refere ao número de espécies que integram o agroecossistema (VIOLLE *et al*, 2007).

Sistemas agroflorestais delineados com espécies que possuem disparidade entre seus atributos funcionais apresentam distintos efeitos químicos, físicos e biológicos no solo (TRIPATHI e PANDEY, 2009; BINKLEY E SOLLINS, 1990). Efeitos estes que estão direta ou indiretamente ligados à produção de serapilheira, hábito das espécies, idade e condições ambientais as quais as plantas estão expostas (TRIPATHI, PANDEY, TRIPATHI, 2009; SZOTT E KASS, 1993). Por exemplo, sabe-se que plantas com alto N foliar contribuem para o acúmulo de nitrogênio (N) no solo sob o manejo agroflorestal, em contraste com outros manejos (HAGGAR, et al., 1993; KAUR; GUPTA; KASS; SYLVESTER-BRADLEY; NYGREN, 1997; SHARMA; SHARMA; PUROHIT.; 1997).

Atributos funcionais e riqueza de espécies, juntamente com outros “fragmentos” da biodiversidade, como a diversidade genética, diversidade funcional (CARDINALLE, 2012), abundância e dominância, podem moldar os resultados obtidos nos SAFAs. A abundância relativa muda com a riqueza de espécies e com as diferenças no efeito e grau de especialização das comunidades (LARSEN, WILLIAMS, KREMEN, 2005). Ainda, os efeitos das relações entre a riqueza de espécies e os serviços ecossistêmicos são dependentes das combinações de abundância e dominância, mais especificamente, complementaridade das espécies, abundância da comunidade e do papel das espécies dominantes (SCHLEUNING, FRUND, GARCIA; 2015). Outras relações importantes, que podem diretamente afetar a sustentabilidade e o desempenho dos sistemas agroflorestais são as interações solo/planta, pH do solo e decomposição, processos biogeoquímicos, serapilheira e biota do solo, entre outros (SZOTT, FERNANDES, SANCHEZ, 1991; MOÇO et al, 2010).

2.2 SOLO

O solo é o resultado da interação de cinco fatores ambientais: material de origem, clima, relevo, organismos vivos e tempo (JENNY, 1941). Ele pode ser compreendido como um sistema aberto entre os diversos agroecossistemas da Terra, que está constantemente sob ação de fluxos de matéria e energia (EMBRAPA, 2018), sendo considerado uma estrutura dissipativa, resultante da interação de minerais, plantas e biota edáfica (VEZZANI; MIELNICZUK, 2011).

Alguns autores descreveram inicialmente como função do solo o desenvolvimento da vegetação, regulação e compartimentação do fluxo de água no ambiente, função tampão ambiental (LARSON; PIERCE, 1994) e estocagem e promoção os ciclos biogeoquímicos (DORAN; PARKIN, 1994). Posteriormente, as funções do solo foram ampliadas e descritas de forma específica por McBratney *et al.* (2014) como sendo produção de biomassa; armazenamento, filtragem e transformação de nutrientes, substâncias e água; reserva de biodiversidade; ambiente físico e cultural; fonte de matérias-primas; reserva de carbono e arquivo de patrimônio histórico e cultural. Entretanto, para que o solo consiga realizar suas funções sem que ocorra uma degradação acelerada, interações importantes devem acontecer entre os atributos físicos, químicos e biológicos (TOTOLA; CHALER, 2002). Interações estas que, em um cultivo, são diretamente influenciadas pelo manejo.

Sendo assim, o entendimento da dinâmica e qualidade do solo (QS) torna-se um fator de extrema importância para o delineamento de um cultivo e manejo (OLDEMAN, 1994, PENEIREIRO, 1999). Principalmente quando o empreendimento tem o objetivo de recuperar e manter a qualidade dos recursos naturais (como ocorre nos SAFAs), em que para se alcançar esses objetivos é necessário que haja um equilíbrio nas relações do solo com as plantas, nutrientes, luz solar, umidade e outros organismos coexistentes (ALTIERI, 2004).

2.2.1 Qualidade do solo

A QS já foi descrita por diversos autores (VEZZANI; MIELNICZUK, 2009). De forma simplificada, ela pode ser expressada como “*capacidade do solo em desempenhar suas funções no momento atual e a preservação dessas funções para uso futuro*” (USDA-NRCS, 2018). Em outra definição aceita tem-se:

“Qualidade do solo é a capacidade de um solo funcionar dentro dos limites de um ecossistema natural ou manejado, para sustentar a produtividade de plantas e animais, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água e promover a saúde das plantas, dos animais e dos homens” (DORAN; PARKIN, 1994)

Portanto, sabendo que a QS é diretamente modificada pelo manejo (LAL; PIERCE, 1991), e que as perspectivas para o futuro em relação a degradação de solos são alarmantes, fica claro que a relação do manejo com a agricultura sustentável e a reabilitação de terras degradadas só pode ser feita de forma eficaz se seus atributos forem definidos, quantificados e interpretados (OLDEMAN, 1994).

A qualidade de um solo pode ser mensurada através da medição de suas propriedades, denominadas indicadores (SEYBOLD, *et al.*, 1996). Diversos autores sugeriram a utilização de diferentes indicadores e combinações de indicadores para avaliação da qualidade do solo (VEZZANI; MIELNICZUK, 2009; LIMA *et al.*, 2013; CHERUBIN *et al.*, 2017). Dentre os principais indicadores químicos pode-se citar: pH, condutividade elétrica, razão de adsorção de sódio, potássio e fósforo extraível (LIMA *et al.*, 2013; CHERUBIN *et al.*, 2017).

Como a QS pode oscilar em função do manejo aplicado (LAL; PIERCE, 1991), alterando a fertilidade do meio e a produtividade do cultivo (IWATA *et al.*, 2012), é importante que os indicadores escolhidos possam ser monitorados ao longo do tempo, preferencialmente em comparação com solo em uma condição em que não foi alterado por ações antrópicas (D’ANDREA *et al.*, 2002; BRADY; WEIL, 2002, SHARMA *et al.*, 2005). No monitoramento da QS vários indicadores podem ser utilizados com eficiência, porém, para a escolha destes indicadores (bem como dos parâmetros e

metodologias) deve-se considerar o tipo de solo, objetivos da pesquisa, recursos disponíveis e as condições do contexto local (NORTCLIFF, 2002; CAMARGO, 2016).

2.2.1.1 Atributos químicos

Em se tratando de solo, a qualidade química, sob o ponto de vista agrônomo, está diretamente ligada às suas propriedades químicas como a disponibilidade de micro e macronutrientes, o teor de matéria orgânica, capacidade de troca de cátions (CTC) e pH do solo (SILVA; SILVEIRA, 2002). A degradação química ocorre quando mudanças nas propriedades químicas do solo levam à perda na sua capacidade produtiva (HERINGER *et al.*, 2002). A perda de nutrientes através da assimilação pelas plantas, o acúmulo de nutrientes fornecidos na agricultura, a volatilização, a imobilização, a perda de matéria orgânica, salinização e o acúmulo de agrotóxicos no solo constituem algumas das formas de degradação química do solo (CERETTA; AITA, 2009). A diminuição de MO, além de contribuir para a degradação física, também favorece a lixiviação e acidificação do solo, bem como reduz a atividade biológica (LAL, 2001). Sendo assim, fica claro que as práticas de manejo convencional de solo na agricultura são responsáveis por boa parte da perda da qualidade química, tendo como principais agravantes o alto volume de insumos artificiais utilizados e o preparo inadequado do solo, o qual não leva em consideração a sustentabilidade da produção. Ambos com consequências negativas à saúde ambiental e humana (MENDES *et al.*, 2010).

São inúmeros os estudos que mostram a eficiência da utilização dos atributos químicos do solo como indicadores para avaliação da QS, utilizando para esta caracterização os níveis de Carbono orgânico Total (COT), N total, P, K, pH, entre outros, com o intuito de comparar e avaliar diferentes manejos, culturas e solos (BAYER & BERTOL, 1999; BAYER; MIELNICZUK; MARTIN-NETO, 2000; SIX; ELLIOTT; PAUSTIAN, 1999; REIS, 2018, ABREU *et al.*, 2016).

Em estudo realizado em um solo classificado como Argissolo Vermelho-Escuro, em que se testou a dinâmica da MO, COT e N total de solos sob diferentes manejos (preparo convencional [PC], plantio direto [PD] e plantio direto com rotação e sucessão de espécies), mostrou-se que a utilização do PD reduziu efetivamente a taxa de perda de MO quando comparado ao PC (BAYER; MIELNICZUK; MARTIN-NETO, 2000). Este fato é verificado em vários solos quando há o aporte de N por resíduos de plantas, o que permite acelerar o aumento nos teores de MO (BAYER; MIELNICZUK; MARTIN-NETO, 2000; SIX; ELLIOTT; PAUSTIAN, 1999, REIS, 2018, SIQUEIRA, 2017).

Em trabalho em que foi comparado alguns atributos químicos (pH, P, K, Mg, Al, CTC e outros) em relação a dois tipos de solo (Neossolo e Argissolo) sob várias formas de manejo, Reis (2018) mostrou que no Neossolo os atributos analisados não tiveram grande dissimilaridades, independente do sistema de cultivo. Ou seja, neste tipo de solo, mesmo com um manejo mais sustentável, a carência de nutrientes é notória e influenciada pela textura do solo. Ainda foi comprovado que no Argissolo os manejos com características mais sustentáveis apresentaram melhores efeitos nos atributos químicos. Isso acontece porque a textura do solo, quanto a variação nos teores de argila, pode ter maior impacto na decomposição da MO do que pH. Isso por que o C tende a ficar retido em maiores teores quando há maior teor de argila, quando comparados a solos arenosos (JENKINSON, 1977), o que mostra que os solos com maiores teores de argila são capazes de armazenar MO biologicamente degradável (BERG & MCCLAUGHERTY, 2007).

Em relação à MO, pode-se afirmar ainda que os conteúdos de C e N total nos manejos mais sustentáveis, como o plantio direto, em relação ao plantio convencional, tendem a aumentar significativamente (BAYER; BERTOL, 1999; SIX; ELLIOTT; PAUSTIAN, 1999), principalmente nas camadas superiores. Já as concentrações de Ca, K e P apresentam menor estratificação nessa profundidade (BAYER; BERTOL, 1999). Isso pode ser atribuído às interações organominerais, às quais são favorecidas pelo contato primário com as partículas de argilas das camadas superiores de solo (STEWART et al., 2008), onde os nutrientes são sequestrados em partículas de

argila, além de substâncias húmicas, ficando retidos no solo e sofrendo menos lixiviação (BERG & MCCLAUGHERTY, 2007).

Este comportamento parece ser um padrão para a maioria dos solos (IWATA *et al.*, 2012). Em um estudo realizado em um Latossolo Amarelo Coeso Distrófico utilizado para a produção de soja soleira e soja com consórcio com uma espécie de *Brachiaria*, o pH, MO, K, Ca, Mg e outros atributos apresentam redução significativa em função do aumento da profundidade de amostragem, enquanto outras variáveis (H + Al e saturação por alumínio) apresentam comportamento inverso. De qualquer forma, neste estudo, o consórcio de soja com *Brachiaria* proporcionou aumentos significativos nos teores de K em todas as camadas (PEREIRA *et al.*, 2009).

Quando a comparação dos atributos químicos do solo é realizada entre cultivos convencionais, cultivos em sistemas agroflorestais e solos não antropizados (como matas nativas), as diferenças são ainda maiores. Um estudo em que se comparou os atributos químicos do solo de um cafezal sob plantio convencional e SAF mostrou que os atributos que apresentam melhores valores para o PC, decorreram do aporte constante de insumos externos. Mesmo assim, em longo prazo, o sistema agroflorestal exibiu atributos do solo mais favoráveis à cultura do café em relação ao sistema convencional (CARMO *et al.*, 2014).

O SAFA é comumente citado como boa escolha para a recuperação de áreas degradadas e/ou preservação permanente e reserva legal, uma vez que permite a resiliência ecológica, social e econômica da área e dos produtores (SIQUEIRA, 2017) mas, mesmo nos SAFAs, manejos diferentes podem levar a resultados diferentes (SILVA, 2006). Em um estudo em que foi testado dois tipos de manejo, Silva (2006) encontrou que a combinação de diferentes atributos funcionais das plantas inseridas no SAFA pode levar a alterações distintas sob os mesmos atributos do solo. Neste estudo, dois SAFAs que se diferenciavam apenas pelas espécies cultivadas (ou seja, mantinha-se o mesmo número de espécies e indivíduos, mesmo solo e mesmo manejo) obtiveram qualidades diferentes para os atributos testados. Ao final do experimento,

constatou-se que o SAFA 1 apresentou características do solo mais próximas ao solo de uma área com ecossistema maduro.

Apesar disso, um SAFA tende a apresentar aumentos nos teores de MO do solo ao longo do tempo (IWATA *et al.*, 2012; MENEZES *et al.*, 2008), o qual pode ser atribuído ao constante aporte de biomassa vegetal proveniente das plantas cultivadas e das espécies vegetais espontâneas (SIQUEIRA, 2017), que permitem que ocorram MO de diferentes composições químicas e diferentes estágios de decomposição, semelhante a uma mata estabelecida (DUARTE *et al.*, 2013).

No solo ainda se pode ressaltar o “efeito *priming*”, efeito este que, quando acontece na rizosfera, é denominado “efeito *priming* da rizosfera” (EPR). Ele pode ser definido como a alteração na taxa de decomposição da MO oriunda da biomassa aérea, em função da atividade de rizodeposição das raízes (KUZUYAKOV *et al.*, 2000; KUZUYAKOV, 2002). Ou seja, a matéria orgânica do solo também é fortemente influenciada pela presença de raízes das plantas do SAF, em que parte do carbono que é fixado pelas plantas durante a fotossíntese pode ser translocado para as raízes, ocorrendo um processo denominado de exsudação radicular (transudação de compostos orgânicos produzidos pelas plantas) (NEUMANN; ROMHELD, 2001).

Na rizosfera os microrganismos se beneficiam desse processo, utilizando os compostos orgânicos oriundos das plantas, e em contrapartida, produzem compostos sinalizadores que auxiliam as plantas na tolerância contra estresses biótico e abióticos. As plantas e microrganismos contribuem para a agregação do solo, ciclagem de nutrientes e manutenção da umidade (ZHANG *et al.*, 2017), criando um ambiente em que ambos se beneficiam. Por isso, na rizosfera a biodiversidade genética e de espécies de microrganismos chega a ser 10 vezes maior do que no solo, de forma geral (BRADY & WEIL, 2013).

Entretanto, o EPR não está apenas associado à exsudação radicular. O crescimento das raízes, principalmente as raízes finas, pode reorganizar os agregados do solo de forma a facilitar o acesso do C aos microrganismos existentes na rizosfera (CHEN *et al.*, 2014). Outros fatores do solo, como umidade, agregação, ciclagem de nutrientes (ZHANG *et al.*, 2017), temperatura, pH (Chen *et al.*, 2014) e intemperismo das rochas (SUN *et al.*,

2016) podem afetar suas características, refletindo no EPR e na decomposição da MO de forma geral.

Como a MO está, em quantidade, predominantemente nas camadas superiores do solo e a maior parte do nitrogênio total do solo (ultrapassando 95%) está presente em forma orgânica, o elemento tende a estar mais disponível nas camadas superiores (SILVA, 2015). Por isso, sistemas que mantêm a biomassa vegetal sob o solo, como os SAFs, se mostram eficientes em manter e, às vezes, elevar, os teores de N (IWATA *et al.*, 2012).

Os teores de N e C presentes na MO e no solo como um todo são fundamentais para a regulação da velocidade dos processos de decomposição e para o EPR. Os microrganismos são os principais decompositores da MO, utilizando as rizodeposições, em que o EPR é acelerado em função da baixa disponibilidade dos nutrientes nos exsudados, ou reduzido por utilizar primeiro os exsudados quando são ricos ou ambos (exsudatos e MO) são pobres em C e N. No último caso, os microrganismos e as plantas competem principalmente pelo N (KUZYAKOV, 2002; DIJKSTRA., *et al.*, 2013). Ou seja, exsudados radiculares com baixos teores de N podem aumentar a taxa de decomposição da MO e, conseqüentemente, diminuir o sequestro de C solo aumentando as perdas desse elemento para a atmosfera.

Em contrapartida, a fertilização nitrogenada, largamente utilizada na produção convencional, apresenta riscos à saúde humana e ambiental em função da possibilidade de contaminação da água por lixiviação das formas minerais de N, principalmente o nitrato. Como alternativa para contornar este problema, alguns estudos incorporaram espécies de árvores de rápido crescimento à paisagem com o intuito de aumentar a biomassa total e reduzir lixiviação de nutrientes, pelo aporte natural de N e para proteger o solo. No entanto, estas árvores, apesar de contribuírem com a redução da lixiviação do nitrato nas primeiras camadas de solo, podem não ser suficientes para reter todo o N ofertado no cultivo, que excede a demanda do momento e acaba sendo perdido por lixiviação, principalmente nas encostas e fundo das microbacias. (HARMAND *et al.*, 2007)

Em relação ao fósforo (P), em geral, pode-se afirmar que este elemento possui baixa mobilidade devido à sua forte interação com os componentes do solo. Portanto, mesmo que haja um elevado teor do elemento no ambiente de raízes, onde a relação C/P seja relativamente baixa, apenas uma pequena parte do P (em relação a outros nutrientes) estará disponível às plantas (BRADY & WEIL, 2013). Como uma saída para esse problema, os microrganismos (e determinadas plantas), liberando enzimas fosfatases no meio, conseguem fazer a mineralização do P para utiliza-lo mesmo quando há pouca disponibilidade do elemento (McGILL & COLE, 1981).

Outra saída para o fenômeno de fixação do P no solo é o aumento do aporte de MO, a qual pode contribuir para a disponibilidade P, uma vez que possui a capacidade de deslocar parte do P adsorvido pela fração mineral, bloqueando os sítios de adsorção dos oxihidróxidos de Fe e Al. Isso acontece principalmente nas camadas superficiais do solo, em que há mais MO (SILVA; MENDONÇA, 2007). Especificamente, a MO em decomposição dá origem às substâncias húmicas, as quais reagem com os íons H_2PO_4^- , promovendo maior labilidade do P no solo (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Já nas camadas mais profundas do solo, o favorecimento do P se dá em função da presença do sistema radicular dos vegetais, como descrito no parágrafo anterior (LOPES, 1998).

O pH de um solo também pode ser influenciado pela MO, à qual pode complexar os cátions H^+ e Al^{+3} livres com compostos orgânicos aniônicos dos resíduos e adicionar bases (Ca, Mg e K), reduzindo assim a acidez do solo (PAVINATO; ROSOLEM, 2008).

Há uma clara variação nas taxas de decomposição da MO entre um período de tempo, a qual pode estar relacionada com às flutuações de clima, principalmente umidade e temperatura do solo. Por isso, os atributos químicos do solo de um SAF podem variar significativamente com as mudanças de estações do ano, em função da alteração de temperatura. Sendo que, em períodos de temperatura mais elevada, pode haver menor aporte de MO quando comparado com épocas de temperaturas mais amenas e maior taxa de decomposição (SILVA, 2006; BERG & MCCLAUGHERTY, 2007). Quanto à umidade, existe uma faixa de umidade ótima para decomposição da MO no

solo, a qual quando é ultrapassada (hipóxia do solo) passa a reduzir tanto a taxa de decomposição da MO pelos microrganismos (BERG & MCCLAUGHERTY, 2007; TERROR et al., 2011), quanto a atividade das raízes finas, que passam a não excretar enzimas e substâncias facilitadoras da decomposição (BERG & MCCLAUGHERTY, 2007).

A disposição das plantas em um SAF também pode influenciar na MO e seus radicais. Os estudos em SAFAs formados por aleias e com ciclagem de nutrientes, por exemplo, evidenciam o aumento dos teores de MO no solo e seus componentes, como C, P e N (IWATA *et al.*, 2012). É importante ressaltar ainda, que outros fatores essenciais, além da nutrição dos vegetais (MARSCHNER, 2012), podem ser melhorados em função da elevação da qualidade química do solo. A exemplo, tem-se aumento da biodiversidade microbiana (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006), aumento da biodiversidade da fauna do solo (MOÇO *et al.*, 2010), diversidade de espécies espontâneas (GABA *et al.*, 2013), entre outros. Isso acentua a importância das análises químicas do solo a fim de auxiliar na tomada de decisão de manejo e delineamento de um SAF, objetivando promover produtividade do cultivo e incremento nos serviços ecossistêmicos.

2.2.1.2 METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO

Os atributos químicos de um solo são considerados bons indicadores de qualidade, pois os processos de decomposição e mineralização da matéria orgânica em ambientes naturais são diretamente dependentes das concentrações nas quais eles se apresentam no solo (GREEN; TROWBRIDGE; KLINKA, 1993). Além disso, os atributos químicos do solo apresentam maior variação que as propriedades físicas (SILVA; CHAVES, 2001).

A maioria dos métodos de análises químicas do solo são voltados ao diagnóstico da fertilidade. Em geral, essas metodologias são quantitativas e possuem como vantagem o baixo custo operacional das análises, disponibilidade de laboratórios, relativa rapidez na obtenção e entrega dos resultados e possibilidade de planejar a recomendação de doses de adubos e

corretivos que devem ser aplicados antes da implantação da cultura (DONAGEMA, *et al.*, 2011). Além disso, os resultados destes testes podem indicar as necessidades nutricionais das plantas, contaminação ou poluição do solo, entre outras características daquele momento (CAMARGO, 2016).

O Manual de Métodos de Análise de Solo da EMBRAPA descreve as análises de rotina empregadas na caracterização física, química e mineralógica para solos tropicais de carga variável (TEIXEIRA *et al.*, 2017). Dentre as principais metodologias estão a análise de pH, carbono orgânico, nitrogênio total, capacidade de troca de cátions e bases trocáveis, acidez do solo, entre outros (DONAGEMA, *et al.* 2011; TEDESCO *et al.* 1995). Porém, a avaliação de alguns componentes químicos importantes para o solo é complexa, isso devido à baixa concentração desses elementos que, por sua vez, são influenciados por diversas reações químicas, como a oxirredução (MURAOKA *et al.*, 1983).

Além disso, a avaliação da disponibilidade de alguns íons nos solos pelos métodos de extração e quantificação empregados rotineiramente podem ser ineficientes em razão de não se conseguir avaliar com a exatidão todas as formas do elemento (CASTILHOS; MEURER, 2002). Como alternativa para contornar estas lacunas deixadas pelas análises químicas mais comumente empregadas, são sugeridas outras metodologias, como a utilização do método de resina de troca de iônica (ou resinas trocadoras) (ABREU, *et al.*, 2004).

As resinas de troca iônica são aplicadas com diversas finalidades, mas todas dependentes de meios aquosos. Comumente são usadas como “filtro” na remoção e recuperação de metais pesados e outros elementos na água e soluções aquosas (RENGARAJ *et al.*, 2001; VAARAMAA; LEHTO., 1997). Elas também são empregadas na avaliação da disponibilidade de íons no solo e sedimentos (QIAN; SCHOENAU, 2002a; QIAN; SCHOENAU, 2002b), permitindo assim que sejam estimados volumes de nutrientes requeridos nas culturas entre outras extrapolações (JANSSEN *et al.*, 1990).

No solo as resinas funcionam de forma semelhante aos coloides, se ligando a moléculas de carga oposta. Portanto, conhecer as propriedades da resina e do meio que se quer estudar é fundamental para que se consiga alcançar os objetivos do estudo, uma vez que elas diferem quanto à seletividade, grupo

ativo, força de trocadores, capacidade de troca, processos de difusão e faixa de pH efetivo. Sua principal vantagem, em comparação com outras análises químicas realizadas com amostras de solo, se dá por analisar o comportamento dos íons no meio em uma faixa de tempo, e não apenas em um momento, como ocorre em coletas de amostras de solo (SKOGLEY; DOBERMANN, 1996).

Diversos trabalhos comprovam a eficiência da utilização de resinas para a remoção e quantificação de diferentes formas de nitrogênio, tanto na água como no solo (SKOGLEY; DOBERMANN, 1996; SAMATYA, *et al.*, 2006). Uma análise da influência de dois bioestimulantes agrícolas nas transformações de N sob a mesma forma de manejo em uma cultura apresentou uma boa eficácia das resinas para as análises das formas de N no solo, permitindo a elucidação do perfil de comportamento do amônio e nitrato no solo analisado durante determinada faixa de tempo (CHEN *et al.*, 2003).

Alguns trabalhos também comprovam a eficiência da utilização de resinas trocadoras na avaliação da qualidade de solos em recuperação. Em estudo em que se utilizou resinas trocadoras para avaliar o efeito de diferentes manejos sobre as formas de N de um solo em uma área em restauração demonstrou que as resinas forneceram estimativas mais confiáveis de N biodisponível do que as análises realizadas com amostras de solo (CIONE; PADGETT; ALLEN, 2002; QIAN; SCHOENAU, 2002a). Siddique *et al.* (2008), em estudo realizado em uma área em restauração, também verificaram que é possível comparar e determinar a qualidade do solo (teores de N e P) de diferentes tratamentos em que foram combinadas espécies diferentes de árvores.

Sendo assim, as resinas de troca iônica competem com outras metodologias pelo fato de apresentarem algumas características semelhantes, como relativa rapidez na obtenção e entrega dos resultados, possibilidade de planejar a recomendação de doses de adubos e corretivos (DONAGEMA, *et al.*, 2011), indicar as necessidades nutricionais das plantas, contaminação ou poluição do solo (CAMARGO, 2016), além de mostrarem o comportamento

do elemento estudado em uma faixa de tempo (SKOGLEY; DOBERMANN, 1996).

3 HIPÓTESES

A fertilidade do solo dos SAFAs será alterada em função dos atributos funcionais das plantas que o compõem. Sendo três SAFAs com tratamentos que variam em diversidade funcional pelo nível de nitrogênio foliar (Alto, Médio e Baixo), composto por diferentes estratos, tem-se as seguintes hipóteses:

- I. O teor de N mineral do solo será maior nos tratamentos de alto N foliar;
- II. Haverá maior a relação $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-+\text{NO}_2^-$ e maior Nmin/P nos tratamentos compostos por plantas com maior N foliar;
- III. Os solos das parcelas com elevado N foliar apresentarão maior teor de COT.

4 OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GERAL

- I. Avaliar e comparar os atributos químicos do solo em SAFAS delineados com três diferentes composições funcionais com base no conteúdo de N foliar.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Avaliar o efeito da composição funcional do conjunto de plantas sobre os atributos químicos do solo de três SAFAs;
- II. Avaliar e comparar o efeito da composição funcional do conjunto de plantas sobre a solução do solo de três SAFAs.

5 METODOLOGIA

5.1.1 Área experimental

Os SAFAs da Área da Ecologia Aplicada (AEAp) – que foram implantados na Fazenda Experimental da Ressacada - pertencem ao Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Santa Catarina, localizado no bairro Tapera, em Florianópolis, SC (27° 41' 06,28" S; 48° 32' 38,81" O). A região, segundo a classificação climática de Koeppen, é caracterizada pelo clima subtropical constantemente úmido, sem estação seca e com verões quentes. A precipitação normalmente varia entre 1270 e 1600 mm anuais, apresentando uma umidade relativa do ar em torno de 82% (média anual), e insolação total entre 2021 e 2166 horas por ano.

O solo do local é classificado como Neossolo Quartzarênico Hidromórfico Típico (SANTOS et al, 2006), apresentando-se como arenoso, de cor escura (pelo alto teor de MO) e com uma comum presença de água oriunda do lençol freático, o qual é próximo à superfície. O campo experimental da Fazenda está localizado em uma área formada por processos de sedimentação marinha.

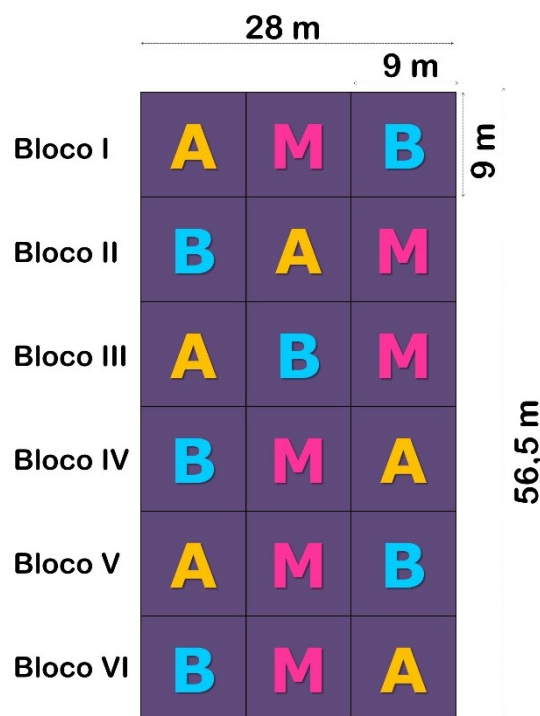
Anteriormente à implantação do experimento, o local foi utilizado para o cultivo do arroz irrigado de forma convencional (2008 até 2013), depois disso passou cerca de 2,5 anos em pousio. Imediatamente antes da implantação das espécies dos SAFAs, a área foi manejada com enxada rotativa (para o controle das plantas espontâneas). O solo recebeu calcário (2 ton ha⁻¹) em outubro de 2016, antes da implantação do experimento, e durante o plantio das espécies, em novembro de 2016, foi utilizado composto orgânico de compostagem urbana (4 L m⁻¹ linear), palhada do CEASA (Centrais de Abastecimento; 7 L m²), fosfato natural (12 g m⁻¹ linear) e maravalha de podas de árvores trituradas (2 L m⁻¹ linear), em novembro de 2017 o solo recebeu bokashi (4 L m⁻¹ linear). A correção e a adubação podem ser consideradas baixas em comparação com indicações para plantios convencionais.

5.1.2 Delineamento experimental

O experimento foi implantado em delineamento de blocos casualizados, com 6 blocos em aproximadamente 1500m² de área plana. As parcelas eram áreas de 9 x 9 m, com 0,5 m de bordadura. Foram utilizados três tratamentos, que consistiram em SAFAs diferentes, relativos ao conteúdo de N foliar das plantas utilizadas, denominados Alto, Médio e Baixo (Figura 1).

Os SAFAs foram planejados para testar os efeitos da diversidade funcional da vegetação que o compõe, levando em conta principalmente a combinação de diferentes teores de N foliar das plantas cultivadas (tratamentos Alto, Médio e Baixo), arranjando assim um gradiente constituído pela qualidade da biomassa. A riqueza de espécies não foi um efeito condicionante, uma vez que cada parcela, independente do teor de N foliar das plantas lá alocadas, recebeu o mesmo número de espécies (oito no total), sendo elas separadas pelos seus hábitos de crescimento. São elas: árvores, herbáceas basais, arbustos e herbáceas eretas.

Figura 1 - Desenho da área experimental.



Disposição dos blocos (em numeral romano) e dos SAFAs experimentais (A = alto, M = médio, B = baixo N foliar). As dimensões da área experimental estão expressas em metros. Fonte: figura da autora (2020).

O tratamento denominado Alto abriga espécies com alta concentração de N foliar (> 2,5%) e, por isso, semelhantes em seus atributos funcionais. Isso confere a este tipo de SAFA uma baixa diversidade funcional. O segundo SAFA, denominado Baixo, é constituído por espécies de baixo N foliar (< 2,5%), portanto também possui baixa diversidade funcional. Já o terceiro SAFA, denominado Médio, é composto por espécies com diferentes níveis de atributos funcionais (alto e baixo N foliar), apresentando assim uma alta diversidade funcional. Neste tratamento foram consorciadas quatro espécies de plantas de baixa concentração de N foliar e quatro espécies de alto N foliar (Tabela 1).

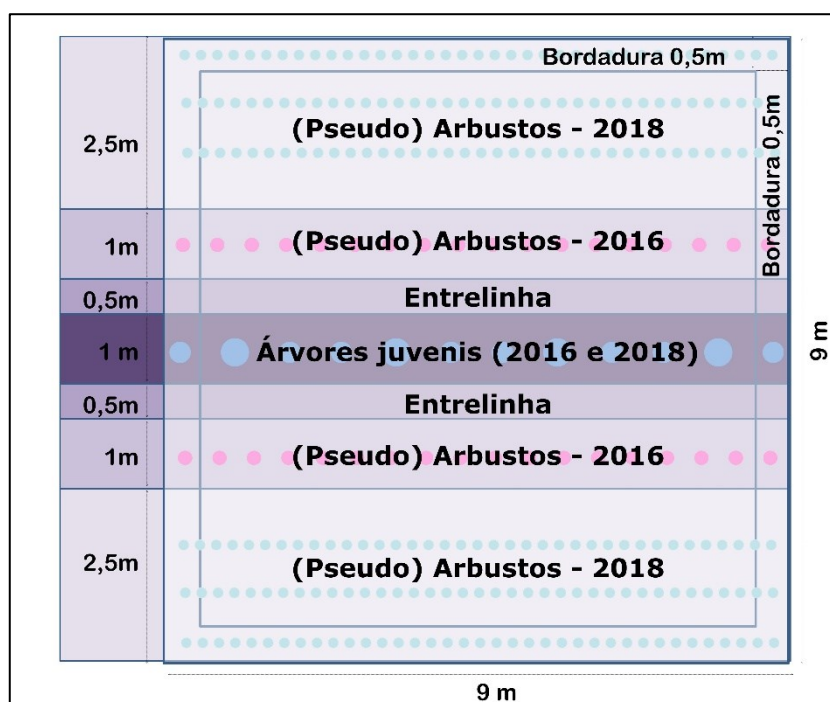
Tabela 1 – Teor de N foliar e hábito de crescimento das espécies utilizadas nos SAFAs e os tratamentos nos quais elas foram alocadas.

N foliar	Nome popular (nome científico)	Forma de crescimento	Presença no(s) tratamento(s)
Alto	Ingá (<i>Inga sp</i>)	Árvore	A e M
	Grandiúva (<i>Trema micrantha</i>)	Árvore	A
	Guandu (<i>Cajanus cajan</i>)	Pseudo arbusto	A e M
	Banana (<i>Musa sp.</i>)	Pseudo arbusto	A
	Amendoim forrageiro (<i>Arachis pintoi</i>)	Herbáceas basais	A e M
	Batata doce (<i>Ipomoea batatas</i>)	Herbáceas basais	A
	Feijão de porco (<i>Canavalia ensiformis</i> L. DC)	Herbáceas eretas	A e M
	Crotalária (<i>Crotalaria juncea</i>)	Herbáceas eretas	A e M
	Ervilhaca (<i>Vicia craca</i>)	Herbáceas eretas	A e M
	Nabo (<i>Brassica rapa</i> L.)	Herbáceas eretas	A
Ararutão (<i>Canna edulis</i>)	Herbáceas eretas	A	
Baixo	Araçá (<i>Psidium cattleianum</i>)	Árvore	B
	Castanheira-da-praia (<i>Pachira glabra</i>)	Árvore	B e M
	Cana (<i>Saccharum sp</i>)	Pseudo arbusto	B
	Capim-elefante (<i>Pennisetum purpureum</i>)	Pseudo arbusto	B e M
	Capim-limão (<i>Cymbopogon citratus</i> (Stapf))	Herbáceas basais	B

Espinafre-neozelandês (<i>Tetragonia tetragonioides</i>)	Herbáceas basais	B e M
Milho (<i>Zea mays</i>)	Herbáceas eretas	B e M
Sorgo (<i>Sorghum bicolor</i> L. Moench)	Herbáceas eretas	B
Aveia (<i>Avena strigosa</i>)	Herbáceas eretas	B e M
Capim sudão (<i>Sorghum sudanense</i>)	Herbáceas eretas	B
Capim Tanzânia (<i>Panicum maximum</i>)	Herbáceas eretas	B e M

O arranjo espacial das plantas selecionadas para cada parcela se deu de forma espelhada, dispondo-as conforme a forma de crescimento para facilitar a parte operacional do manejo. A linha central foi composta por árvores e em ambos os lados foi implantado a mesma sequência de linhas, são elas: espaço denominado entrelinha (mais próxima à linha central) seguida por arbustos e depois herbáceas eretas (linha mais próxima à borda), as quais foram substituídas por arbustos em 2018 (figura 2).

Figura 2 – Desenho das parcelas e disposição das plantas dentro de uma parcela do experimento (com metragens das larguras das aleias (linhas) e composição por hábito).



Os pontos coloridos na imagem representam a disposição das espécies implantadas na respectiva data. Na linha das árvores, os pontos maiores representam plantas introduzidas em 2016 e os pontos menores representam as plantas introduzidas em 2018. Fonte: figura da autora (2020).

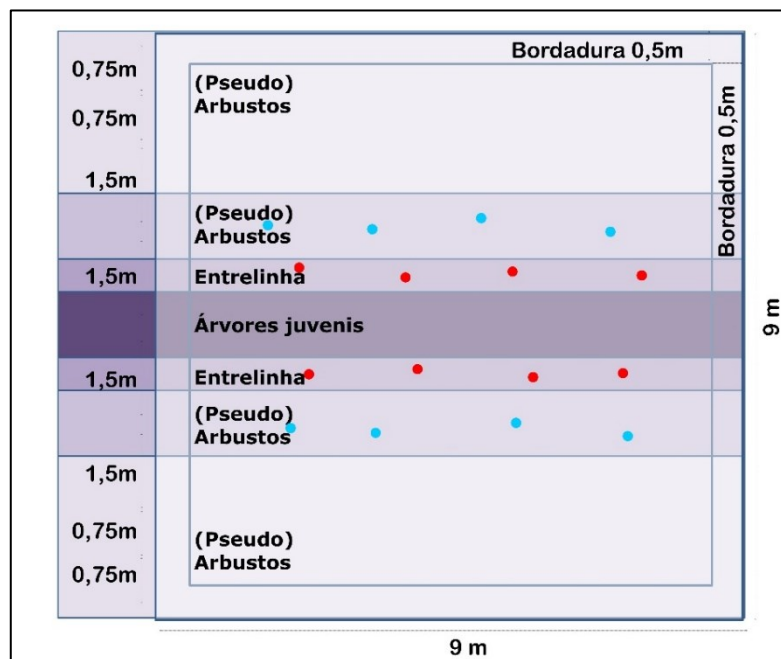
A disposição das espécies nas faixas foi realizada em formato de aleias, respeitando a densidade ótima recomendada para as culturas selecionadas. Esta prática teve o objetivo de alcançar a máxima produção de biomassa sem que houvesse limitação por propágulo. A facilitação do manejo também foi considerada nesta etapa. As espécies de cultivo foram plantadas manualmente entre 28 de outubro de 2016 e 24 de novembro de 2016.

5.1.3 Coleta de solo

A primeira coleta, denominada Coleta 0, foi realizada no mês de outubro do ano de 2016, antes da instalação dos SAFAs e foi armazenada em geladeira ($\pm 8^{\circ}\text{C}$) por aproximadamente 27 meses até a hora da análise. Este mês teve uma temperatura média de $19,95^{\circ}\text{C}$ para a região, sendo esta muito próxima às médias dos anos de 2015 a 2018, a qual foi de $20,41^{\circ}\text{C}$. A precipitação total deste mês foi de 105,5mm (13 dias sem chuvas), sendo também próxima a média mensal para os anos de 2015 a 2018, a qual foi de 126,23mm (ICEA, 2020). Nesta coleta foram recolhidas porções de solo na camada de 0-10 cm das linhas de arbusto e entrelinhas para os três tratamentos. Assim foram reunidos um total de 6 amostras, uma amostra homogeneizada de linha de arbusto e uma amostra homogeneizada de entrelinha para cada tratamento.

Além da coleta 0 foi realizada outra coleta da mesma camada de solo no verão de 2019 (dia 14), no mês de janeiro (Coleta 1). Essa amostragem foi feita por parcela nas linhas de arbusto e nas entrelinhas, com 4 pontos de coleta cada, totalizando 8 pontos por linha e 8 pontos por entrelinha para cada parcela. Ou seja, foram coletadas por parcela (6 parcelas para cada tratamento – uma por bloco do experimento) uma amostra homogeneizada de linha de arbusto e uma amostra homogeneizada de entrelinha, totalizando 36 amostras de solo (figura 3).

Figura 3 - Representação dos pontos de coleta de solo – amostras representadas pela mesma cor foram homogeneizadas para a realização das análises.



Cores iguais para coletas que compunham mesma amostra (amostra homogeneizadas) Fonte: Compilação da autora (2020).

5.1.4 Análises químicas do solo

Para a determinação dos parâmetros químicos as amostras foram secas ao ar, em temperatura ambiente por cerca de duas semanas. Depois de secas, as amostras foram passadas em peneira com malha de 2 mm, obtendo-se assim a terra fina seca ao ar (TFSA). Todo este processo foi realizado com as amostras das coletas 0 e 1. Com as amostras da coleta 0 foram realizadas as análises de Carbono Orgânico Total (COT), pH, PO_4^{3-} , Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , nitrogênio total (NT) e calculadas as relações C/N e N/P, com as amostras da coleta 1 foram realizadas as análises mencionadas acima, além de avaliações de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, NH_4^+ , Nitrogênio mineral (Nmim) e calculada a relação $\text{NH}_4^+ / \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$. As metodologias das análises estão descritas abaixo.

O COT foi determinado por digestão de 0,5 ou 0,2 g de solo com 10 ml de dicromato de potássio 0,4N em autoclave até completa digestão da amostra. Depois de resfriada, a amostra foi transferida para um erlenmeyer de 250 ml com auxílio de 10 ml de água, foi adicionado 2 ml de ácido ortofosfórico e 3 gotas da solução indicadora difenilamina ácida 1%, e a

mistura foi titulada com sulfato ferroso amoniacal 0,1N até o ponto de viragem, como descrito por Yeomans e Bremner (1988).

A análise do Nitrogênio total foi realizada de acordo com TEDESCO et al. (1995) utilizando a metodologia conhecida como Kjeldahl. Para tal método foi utilizado 0,5g de solo o qual sofreu digestão por ácido sulfúrico, água oxigenada e aquecimento; depois passou por destilação a vapor com hidróxido de sódio e titulação ácido sulfúrico.

Na análise de nitrogênio mineral determinaram-se os teores de NH_4^+ e $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, os quais foram posteriormente somados para alcançar o teor de N mineral. Inicialmente foi feita a extração dos compostos por cloreto de potássio 1M em amostras de 5 g de TFSA. Após isso, foi adicionado óxido de magnésio ao extrato, o qual foi destilado, adicionado solução indicadora ácido bórico. Ao mesmo extrato foi adicionado liga Devarda, o qual também foi destilado e adicionado solução indicadora ácido bórico. Ambas as soluções derivadas das destilações foram tituladas com ácido sulfúrico 0,0025M para se obter os teores de NH_4^+ e $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ respectivamente, como descrito por TEDESCO et al. (1995).

Para a avaliação de pH em água misturou-se 10 ml de solo à 10 ml de água destilada e com o auxílio de um peagâmetro foram obtidos os valores referentes ao potencial hidrogeniônico da amostra, como descrito por TEDESCO et al. (1995).

Para a determinação dos teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} da TFSA, primeiramente foi realizada a extração dos compostos com KCl 1M. A partir do extrato, foram determinados Ca e Mg por espectrofotometria de absorção atômica (marca Perkin Elmer, modelo 3110), como descrito por TEDESCO et al. (1995). Já para a determinação dos teores de PO_4^{3-} e K^+ da TFSA ambos os compostos passaram pelo mesmo procedimento de extração com a solução duplo ácido. Para determinação do teor de P foi utilizado parte do extrato, adicionado à solução P-C de TEDESCO et al. (1995). A leitura da absorbância foi feita em 660 nm. Para a determinação do teor de K^+ , utilizou-se parte do

extrato, o qual foi submetido à espectrofotometria de absorção atômica (marca Perkin Elmer, modelo 3110), como descrito por TEDESCO et al. (1995).

Para o cálculo das relações C/N, N/P e $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ utilizou-se os teores acima citados, sendo $\text{C/N} = \text{teor de COT dividido pelo teor de N total}$; $\text{N/P} = \text{teor de N total dividido pelo teor de P}$; e $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = \text{teor de amônio dividido pelo teor de nitrato}$.

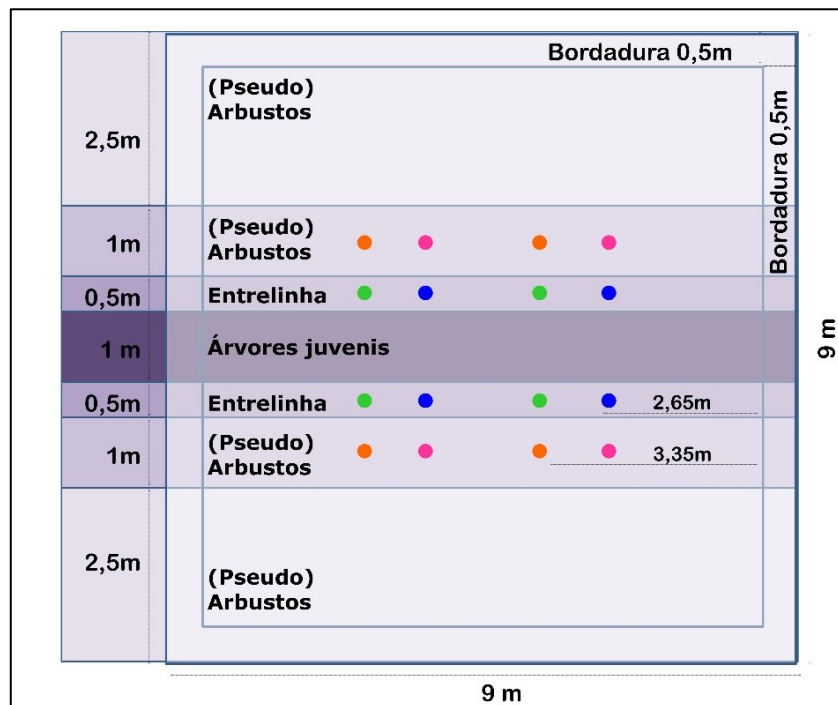
5.1.5 Amostragem com resina de troca iônica

O local de coleta de amostras e posição da resina dentro de cada tratamento foi determinado de modo a representar toda a aleia em duas profundidades, sem que o manejo de uma resina interferisse na outra (figura 4). Para a amostragem com resina trocadora, duas profundidades foram escolhidas, são elas: 5 cm e 20 cm aproximadamente (figura 5). Determinadas as profundidades, a instalação dos saquinhos contendo resinas de troca iônica se deu em dois pontos por linha de arbusto e 2 pontos de implantação por entrelinha para cada profundidade. Dentro de cada parcela as amostras de linhas e profundidades semelhantes foram juntadas para compor uma única amostra. Sendo assim, foram geradas 144 amostras homogeneizadas entre as coletas de inverno e verão (figura 4).

Antes da implantação, as resinas foram ensacadas em *bags* malha de nylon com abertura de 400μ , as quais foram presas em tiras de cetim com tamanho suficiente para permanecerem ao mesmo tempo enterradas e amarradas em estaca de identificação. As *bags* utilizadas para armazenar as resinas possuíam em média 4 x 3 cm e dentro de cada uma foram armazenados aproximadamente 2g de resina (peso seco) (figura 6).

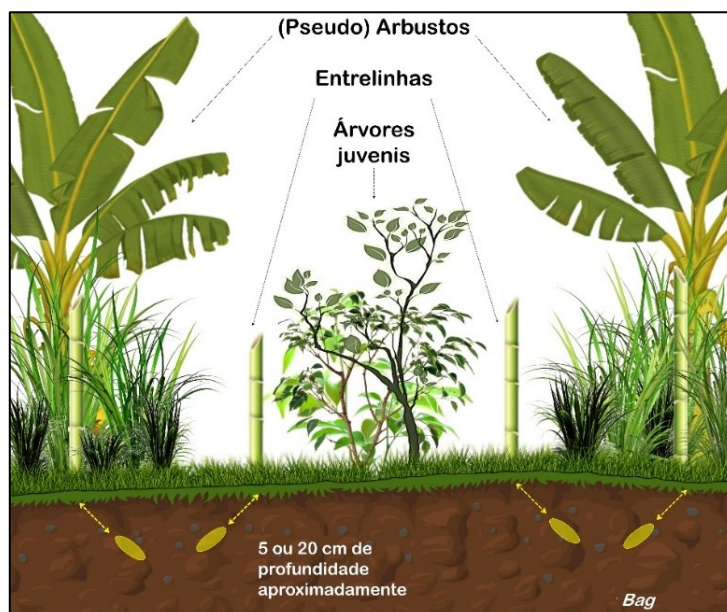
Para as duas amostragens foi utilizada a resina trocadora aniônica+catiônica (*mixed-bed*) da marca Dowex Monosphere, modelo MR-3 UPW (99,7% de conversão para H^+ e OH^-). A primeira amostragem aconteceu no verão de 2018, quando as resinas ficaram em contato com o solo por 52 dias. A segunda amostragem ocorreu no inverno de 2018. Nesta amostragem as resinas ficaram em contato com o solo por 40 dias.

Figura 4 - Representação do posicionamento dos pontos de inserção da resina.



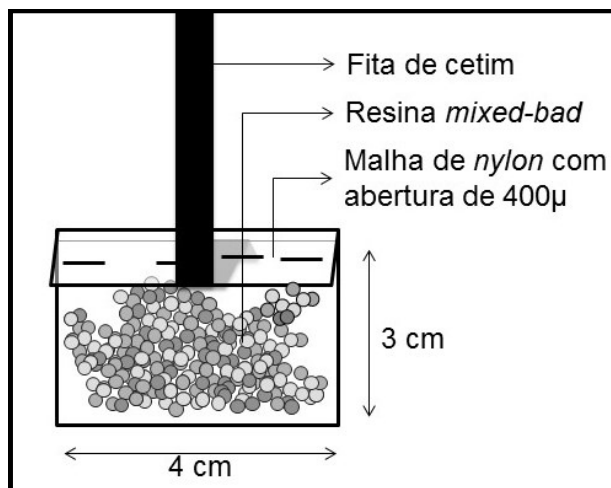
Cores iguais para coletas que compunham mesma amostra (amostra homogeneizadas) Fonte: Compilação da autora (2020).

Figura 5 – Esquema da visão horizontal da distribuição das linhas e entrelinhas e posicionamento das *bags* em relação ao solo com suas respectivas marcações por estaca.



Fonte: compilação da autora (2020).

Figura 6 – Esquema de *bag* com resina e fita de cetim.



Fonte: Compilação da autora (2020).

Depois de recolhidas e já no laboratório, as bags que formavam a amostra composta foram “limpas” para remoção do solo, raízes e outros materiais que poderiam interferir nos resultados. Os compostos analisados foram extraídos com auxílio de cloreto de potássio 2N em 5 ciclos de exposição e agitação com KCl.

Para a determinação do teor de nitrogênio mineral (Nmin) da resina trocadora determinaram-se separadamente os teores de NH_4^+ e $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, os quais foram posteriormente somados para alcançar o teor de N mineral e divididos para avaliar a relação $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$. Ao resultado da extração foi adicionado óxido de magnésio ao extrato, o qual foi destilado, adicionado solução indicadora ácido bórico. Ao mesmo extrato foi adicionado liga Devarda, o qual também foi destilado e adicionado solução indicadora ácido bórico. Ambas as soluções derivadas das destilações foram tituladas com ácido sulfúrico 0,0025M, como descrito por TEDESCO et al. (1995).

Para determinação do teor de PO_4^{3-} foi utilizado o extrato da resina, adicionado à solução P-C de TEDESCO et al. (1995) e a leitura da absorbância foi feita em comprimento de onda de 660nm. Posteriormente foi calculada a relação $\text{Nmin}/\text{PO}_3^{4+}$, dividindo Nmin por PO_3^{4+} .

5.1.6 Análises estatísticas

Foram feitas análises descritivas dos dados absolutos e seus respectivos valores relativos, médias, desvio padrão, variância e percentis. As variáveis que apresentaram os requisitos necessários para testes paramétricos foram testadas usando ANOVA e teste post hoc de Tukey a 5% de probabilidade. Aquelas que não apresentaram normalidade, pelo teste de Kolmogorov-Smirnov à 5% de probabilidade, foram testadas usando teste de Kruskal-Wallis seguido pelo teste post hoc Mann-Whitney (com correção de Bonferrone) à 5% de probabilidade. O programa estatístico utilizado para essas análises foi o IBM SPSS Statistics (IBM COMPANY, 2010).

5.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante os primeiros 27 meses de crescimento e deposição manual de biomassa resultante da poda nas faixas de arbustos das parcelas permanentes dos três SAFAs, a concentração do COT foi duplicada na camada de 0-10 cm (tabela 2, figura 7). Observando mais especificamente as linhas cultivadas e entrelinhas, de forma geral, nota-se que nas linhas de cultivo o aumento do COT foi maior do que nas entrelinhas (Figura 7 A; $F(1,28)=6,2$; $p=0,02$), apesar da distribuição homogênea da biomassa na superfície do solo das linhas e entrelinhas após cada poda manual.

O aumento observado para COT pode ser explicado pela alta taxa de incorporação de resíduos orgânicos, provindos da vegetação presente, e que excede as taxas de decomposição nas linhas de arbusto (SACRAMENTO et al, 2013; SOUZA et al, 2012). A exsudação e a rizodeposição também são fenômenos relevantes para o acúmulo de COT no solo (NEUMANN; ROMHELD, 2001), pois exsudados radiculares ricos são preferidos por microrganismos, os quais desaceleram o Efeito *Priming* da Rizosfera (EPR), ou seja, diminuem a taxa de decomposição da MO, aumentando assim o sequestro de C no solo (KUZYAKOV, 2002; DIJKSTRA., et al., 2013).

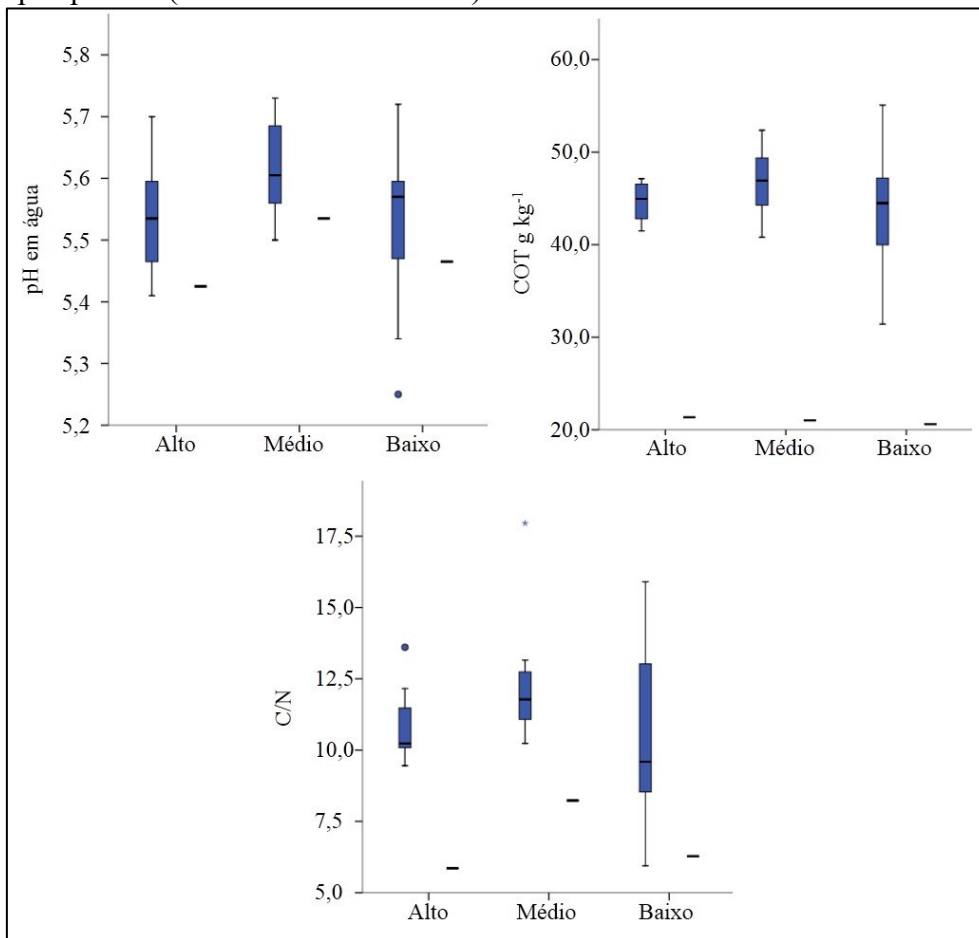
Tabela 2– Atributos químicos do solo conforme tratamentos (trat.) e coletas. Coleta 0 (antes da implantação em 2016) e Coleta 1 (fev. 2019, 27 meses após plantio), ambos para camada 0-10 cm, e valores médios para Δ (diferença da média anual entre Coletas 0 e 1).

Coleta	Trat.	pH	COT	NT	P	K	Ca	Mg	C/N	NT/P
		água	-- g kg ⁻¹ --	-- mg kg ⁻¹ --	-- mg kg ⁻¹ --	-- mg kg ⁻¹ --	-- cmol _c dm ³ --	-- cmol _c dm ³ --		
0	ALTO	5,43	21,3	3,65	8,49	70,85	0,36	1,07	5,86	430
	MÉDIO	5,54	21	2,55	7,10	62,29	0,46	1,49	8,23	359
	BAIXO	5,47	20,6	3,28	5,50	67,29	0,4	0,94	6,28	596
1	ALTO	5,54	44,7	4,22	21,76	78,97	0,73	3,59	10,85	194
	MÉDIO	5,62	46,8	3,83	11,92	92,29	0,84	5,16	12,57	321
	BAIXO	5,53	43,7	4,36	18,29	96,9	0,81	4,76	10,53	244
Δ (\neq da média anual)	ALTO	0,05	10,4	0,26	5,90	3,61	0,16	1,12	2,22	-105
	MÉDIO	0,04	11,5	0,57	2,14	13,33	0,17	1,63	1,93	-16,8
	BAIXO	0,03	10,3	0,48	5,68	13,16	0,18	1,7	1,89	-156

Outro fator importante é a renovação de raízes associada às frequentes podas na linha das culturas arbustivas quando comparado à entrelinha. O que se dá prioritariamente pela ação de fitormônios, como a auxina, que regulam o crescimento e desenvolvimento das plantas e a resposta à estímulos ambientais. Assim, a poda estimula o crescimento de raízes (TAIZ & ZEIGER, 2006). Aliado ao estímulo da poda, há ainda a associação com microrganismos que produzem e secretam auxina no meio, o que também faz aumentar a superfície e o comprimento das raízes (VACHERON et al., 2013; XIE et al., 1996).

Alguns estudos mostram que após 30 dias de armazenamento de solo, análises de respiração basal microbiana têm uma baixa na emissão de CO₂, portanto, sugere-se que essa avaliação ocorra até o 15º dia (ARAGÃO et al. 2020). Diante disso, espera-se que o período aproximadamente 27 meses de armazenamento do solo, alocado em geladeira numa temperatura inferior a 8°C, não tenha interferido na diminuição do COT das amostras da coleta 0.

Figura 7 - Propriedades químicas do solo, na camada 0-10 cm, nos SAFAs após o preparo do solo para o plantio (Coleta 0 – traços pretos) e 27 meses após plantio (Coleta 1 – caixas azuis).



As linhas horizontais pretas indicam medianas da Coleta 0. As caixas azuis mostram 1º quartil, mediana (corte central) e 3º quartil, os bigodes mostram os valores máximo e mínimo (desconsiderando os valores extremos) da Coleta 1. Os círculos e asteriscos azuis representam valores extremos.

O incremento de COT observado nesse experimento é compatível com outros estudos realizados em solos arenosos que apresentam baixa fertilidade química natural. Rivero et al. (2012), que compararam a fertilidade química de solo ácido Neossolo Quartzarênico Órtico sob cultivo de milho em plantio direto e sua posterior associação com pastoreio sob diversos tipos de plantas de cobertura, mostraram aumento nos teores de COT após um ano de implantação do experimento. Além disso, os teores de COT observados no presente estudo

são próximos aos observados por Lima et al. (2010) em dois SAFs que utilizam biomassa podada como fonte de adubação em que o SAF de 9 anos apresentou teor de COT de 37,7 g kg⁻¹ e o SAF de 13 anos apresentou teor de 40,1 g kg⁻¹.

A taxa média de adição anual de MS (matéria seca podada) na superfície do solo equivaleu a 10,0; 13,3 e 11,5 t MS ha⁻¹ ano⁻¹ durante os primeiros 2 anos do manejo agroflorestal nos tratamentos de Baixo; Médio e Alto N-foliar, respectivamente (Fig. 8 - B). Nas linhas de plantio de culturas arbustivas a adição de MS resultou em aumentos significativos de COT (Fig. 8 - A; $F(1,13)=7,2$; $p=0,02$). Os menores teores, bem como a alta variabilidade dos resultados de COT do solo encontrados para as entrelinhas resultaram na falta de evidências relacionadas à adição de MS sob COT ($F(1,13)=0,07$; $p=0,8$). Isso pode ter ocorrido pelo fato de que as entrelinhas compõem áreas que, naturalmente, sofrem perturbações na palhada e no desenvolvimento da vegetação espontânea em função das operações de manejo, o que gera também uma menor densidade de raízes nessas áreas (AZEVEDO et al., 2012; CENTURION et al., 2005).

A taxa de MS observada em cultivos com misturas de espécies varia conforme as características do solo, clima, composição vegetal, composição da biota do solo, entre outros fatores, mas, por vezes, apresenta um padrão em proporções. Como Casanova-Lugo et al. (2018) que observaram uma taxa de MS de 33,5 t MS ha⁻¹ ano⁻¹ provindas de bancos de forragem em um cultivo misto com *Leucaena leucocephala* e *Guazuma ulmifolia*, e valores próximos em cultivos com as espécies isoladamente.

Figura 8 – Representações gráficas dos valores de matéria seca podada para os SAFAs Alto, Médio e Baixo. Figura A - Concentração de COT nos 0-10 cm superficiais do solo após 27 meses de crescimento e manejo dos SAFAs, figura B - Efeito da matéria seca podada e adicionada na superfície do solo somente nas linhas de arbustos sobre o COT após 27 meses (MARINICE TELEGINSKI, dados não publicados).

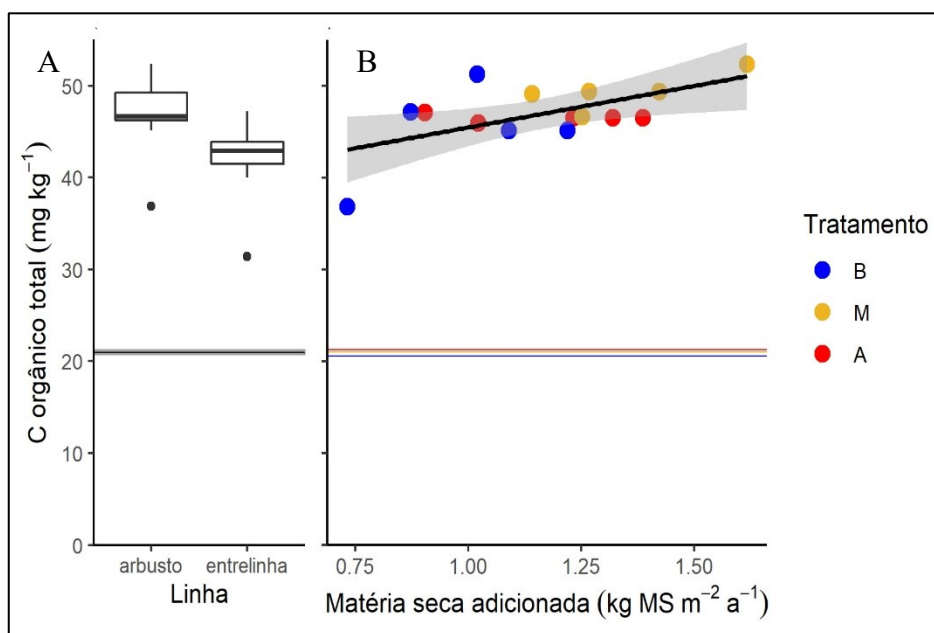


Figura A – As linhas horizontais pretas representam o valor antes da instalação do experimento. As caixas mostram 1º quartil, mediana (corte central), 3º quartil, os bigodes mostram os valores máximos e mínimos e os pontos fora das caixas representam os valores extremos. Figura B – linha preta representa o ajuste linear, a faixa cinza representa o intervalo de confiança, os pontos coloridos representam os tratamentos de acordo com a legenda, as linhas horizontais representam a adubação antes em cada um dos tratamentos.

Pelas características dos SAFAs em relação ao nitrogênio foliar, espera-se que haja uma concentração decrescente de N na MS quando se observa a sequência de SAFA Alto, Médio e Baixo, como relatado em outro estudo em que há maior concentração de N na maioria dos componentes de indivíduos juvenis de espécies fixadoras de N, como a *Acacia mangium*, do que em indivíduos juvenis de espécies não fixadoras de N, como a *Eucalyptus grandis* (BOUILLET et al., 2008). No entanto, como o SAFA Médio teve uma

quantidade total média maior de MS (13,3 t MS ha⁻¹ ano⁻¹) em comparação com o SAFA Alto (11,5 t MS ha⁻¹ ano⁻¹), e, possivelmente, o teor de N encontrado na MS do SAFA Baixo é menor do que aquele dos demais SAFAs, as quantidades de MS incorporadas aos SAFAs Alto e Médio podem ter equilibrado os teores de N nesses ambientes. Ademais, o SAFA Médio produziu mais MS em comparação ao Alto, e seu aporte de C tende a ser maior, o que aumentar a relação C/N, possibilitando que quantidades maiores de N sejam disponibilizadas às plantas durante a decomposição dos resíduos por microrganismos, uma vez que, os processos de transformação do N mineral estão intimamente relacionados com a camada superficial e com o conteúdo de COT do solo, indicando que tais atributos podem variar juntos no sistema (SÁ, et al. 2011). Isso reforça o processo de desaceleração do EPR já descrito (KUZYAKOV, 2002; DIJKSTRA, et al., 2013).

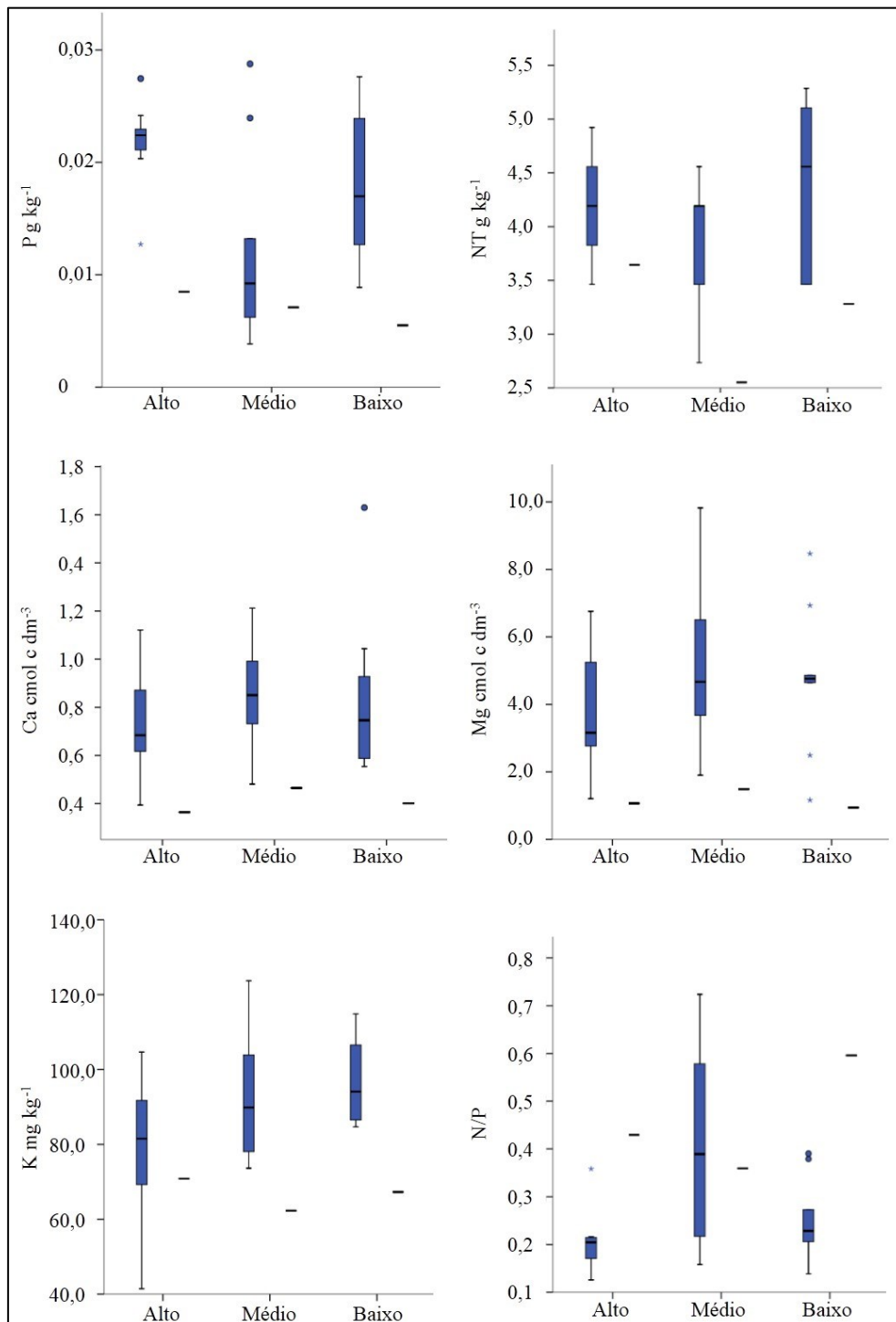
O aumento nos valores do Δ C/N (tabela 2) também pode ser explicado pela oscilação dos valores de COT. E, como houve um rápido acúmulo de C (figura 8), maior do que o acúmulo de NT (figura 9), também houve aumento de relação C/N (RAMESH et al., 2015), isso porque em estágios iniciais de desenvolvimento dos ecossistemas há tendência a ter um ciclo de nutrientes mais aberto em comparação com os estágios maduros (ROSSWALL, 1976). Considerando a relevância da presença do C para as reações dos ciclos biogeoquímicos que ocorrem no solo (SÁ, et al. 2011), o rápido aumento deste macronutriente pode ter acarretado em mudanças no ciclo de C, em que o acesso microbiano a substratos orgânicos rege a estabilização e a renovação da MO do solo, sendo ele o principal reservatório de C terrestre, no qual os microrganismos compõem a principal forma de decomposição da matéria orgânica (WIEDER et al, 2017).

Em relação às variações de COT (tabela 2, figura 8) e de NT (tabela 2, figura 8), se observa tendência de aumento proporcionalmente maior do COT em relação ao NT na Coleta 1, em que o COT teve um aumento médio de 51,2% e o NT de 14,7%. Alguns fatores podem ter influenciado na proporção desses aumentos: primeiro, o tipo de manejo aplicado no cultivo do arroz irrigado antes da implantação do experimento, em que o revolvimento periódico do solo pode ter proporcionado a mistura das camadas mais

profundas do solo com a camada 0-10 cm, fazendo com que a concentração de COT e NT (que tendem a ser maiores na superfície) fosse homogeneizada, ficando a camada superior com concentrações menores do que normalmente teria na Coleta 0; segundo, o solo em pousio por, aproximadamente, 29 meses, pode ter favorecido a mineralização da matéria orgânica durante os ciclos naturais de umedecimento e secagem, ciclos estes que podem contribuir para a oxidação da MO (OLIVEIRA, 1991). Durante esses ciclos, o C é degradado com maior facilidade (por ser mais solúvel), sendo degradado antes do N, o qual pode estar presente em compostos de menor degradabilidade (BENITES et al, 2010). Além disso, a incorporação natural e disponibilização do N no solo, que passa pela fixação no N_2 pelas bactérias em simbiose com as espécies de leguminosas, acúmulo de N nos tecidos das árvores fixadoras de N, retorno dos tecidos ao solo em forma de MO (rica em N), e mineralização do N, tende a ser mais lenta do que a incorporação do C, mesmo em cultivos tropicais de rápido crescimento (BOUILLET et al., 2008), refletindo na proximidade do teor de NT das duas coletas; terceiro, durante o tempo de pousio é provável que tenha ocorrido o consumo do C e N por microrganismos e, neste caso, o C é consumido e eliminado na forma de CO_2 , enquanto o N é transferido na cadeia trófica, permanecendo na biomassa microbiana do solo por mais tempo (MOREIRA e SIQUEIRA, 2002; KUZUYAKOV, 2002; DIJKSTRA., et al., 2013).

O padrão de aumento encontrado com as avaliações dos teores de C e NT durante os 27 meses é compatível com resultados encontrados em outros SAFAs sussecionais quando comparado com outras formas de cultivo, PD e PC. Por exemplo, no estudo realizado por Bendi et al. (2012), em que foram comparados três sistemas de manejo, dentre eles um agroflorestal, sobre a dinâmica do C e do N no solo.

Figura 9- Representação gráfica das propriedades químicas do solo (camada 0-10cm) nos SAFAs após o preparo do solo para o plantio (Coleta 0 – traços pretos) e 27 meses após plantio (Coleta 1 – caixas azuis).



As linhas horizontais pretas indicam medianas da Coleta 0. As caixas azuis mostram 1º quartil, mediana (corte central) e 3º quartil, os bigodes mostram os valores máximo e mínimo (desconsiderando os valores extremos) da Coleta 1. Os círculos e asteriscos azuis representam valores extremos.

A variável Δ NT/P (tabela 2), quando submetida ao teste de Kruskal-Wallis, mostrou que sofre efeito dos tratamentos [$X^2(2) = 18,334$; $p < 0,001$]. Em complemento, o teste Mann-Whitney com correção de Bonferroni mostrou ainda que há diferenças significativas entre os SAFAs Alto e Médio, Alto e Baixo, e Médio e Baixo. Mas, a relação NT/P da Coleta 1 não apresentou diferença entre os tratamentos (tabela 2, figura 8). Isso é reflexo do aumento de P entre as Coletas 0 e 1 e da manutenção no NT dessas duas coletas, o que fez com que a relação Δ NT/P ficasse maior nos SAFAs Alto e Baixo. Os postos médios, bem como a estatística descritiva, estão representados no Apêndice. A diminuição dos valores na relação NT/P na Coleta 1, que resultou em taxas ao ano negativas, mostra que vem ocorrendo o balanço dos dois nutrientes envolvidos (tabela 2).

Já o conteúdo de NT no solo pode ter sido rapidamente mineralizado e, portanto, requerido pelas plantas, sendo este nutriente um fator limitante para o crescimento da vegetação, principalmente em ecossistemas jovens. Por isso, também fica menos provável que tenha ocorrido perdas comuns por volatilização e desnitrificação. Caso fossem os SAFAs ecossistemas já maduros, o menor aporte de N no solo em comparação ao C poderia estar ligado a essas perdas (ROSSWALL, 1976).

Os valores de amônio, nitrato e N mineral encontrados na Coleta 1 para os três SAFAs na camada 0-10 cm (tabela 3) apresentaram valores superiores aos encontrados em sistemas de PD, PC de longa duração e recente (após pastagem), pastagem (d'ANDREA et al, 2002; FREIXO et al, 2002), mata nativa, cultivo orgânico e agroecológico para NT (SILVA, 2018), cafezais para NT (RANGEL et al, 2008) e cultivos aveia e milho adubados com dejetos suínos e fertilizantes químicos (FERREIRA, 2018).

A variável pH em água não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos, tampouco mudanças nas comparações entre a Coleta 0 e Coleta 1 (tabela 2, figura 7), enquadrando-se como baixo e médio conforme CQFS-RS/SC (2004). Silva (2018), em estudo que comparou diferentes tipos de manejo, observou pH mais baixo em área de conversão agroecológica na

camada 0-10 (pH 5,13) e mais alto em outros tipos de manejos, como mata nativa e cultivo orgânico (5,7 e 5,8, respectivamente).

Tabela 3 - Médias para amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) e N mineral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) de solo referentes à Coleta 1, dados referentes as análises de solo.

Tratamento	NH_4^+	NO_3^-	N min
	----- $\text{mg}^{-1} \text{kg}^{-1}$ -----		
Alto	7,10	7,72	16,41
Médio	8,75	6,81	16,24
Baixo	8,79	8,73	18,28

Em relação ao P, observa-se que na Coleta 0 os teores foram muito próximos para os três tratamentos, variando entre 5,50 e 8,49 mg kg^{-1} . Já na Coleta 1, ocorreu maior variação (11,92 a 21,76 mg kg^{-1}) (Tabela 2 e figura 9). Mesmo assim, no geral, houve tendência de aumento de P na Coleta 1 em relação a Coleta 0. Outras formas de manejo apresentaram valores inferiores aos encontrados no presente estudo para Coleta 1, como em mata nativa do Cerrado, sistema agroflorestal (SILVA, 2018) e pastagem (LOURENTE et al., 2011). Por outro lado, o valor observado para o SAFA Médio ficou próximo ao observado em manejo orgânico (SILVA, 2018) e plantio direto, práticas menos degradantes do que o PC, porém ambas com adição de insumos externos, como fertilizantes. Já os SAFAs Alto e Baixo obtiveram valores próximos ao de solos Latossolo Vermelho distroférico típico com vegetação nativa e área de reflorestamento (LOURENTE et al, 2011).

Essa variação de P, a qual apresentou valores mais altos na Coleta 1 em relação à Coleta 0, bem como a semelhança com outras formas de manejo conservacionistas e/ou que receberam insumos externos, pode estar ligada à calagem e a fertilização com fosfato natural realizada antes da implantação das espécies nos SAFAs, pois a dissolução do calcário eleva a concentração de hidroxilas que, reagindo com complexos de esfera-interna por troca de ligantes, facilita a disponibilização do P em forma de íons $\text{H}_2\text{PO}_4^{3-}$ para a solução do solo (RAIJ, 1991). Além disso, o aumento de serapilheira em decomposição pode deslocar parte do fosfato adsorvido pela parte mineral do solo, bloqueando os sítios de adsorção dos oxihidróxidos de Fe e Al, facilitando assim a disponibilidade de P (SILVA; MENDONÇA, 2007).

Referente ao Ca^{2+} (figura 9), observou-se um aumento que variou de 49,3% a 54,8% entre as coletas 0 e 1 (tabela 2, figura 9), o que também pode estar ligado à calagem realizada antes da implantação dos SAFAs. Mesmo assim, os teores de Ca no solo na Coleta 1 foram menores do que os teores encontrados em outros tipos de manejos, como cultivo orgânico e até queimada, e ou na ausência dele, como em mata nativa (SILVA, 2018; LIMA et al, 2011). Assim como visto para outros elementos do solo requeridos pelas plantas, é possível que teores mais baixos de Ca nos SAFAs estejam relacionados à sua imobilização pela biomassa aérea (SIQUEIRA NETO et al. 2009).

O Mg apresentou uma taxa de aumento ao ano de aproximadamente $1,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ na Coleta 1 em comparação a coleta 0 (tabela 2, figura 9). Observando os valores absolutos encontrados na Coleta 0, pode-se dizer que mesmo antes da implantação dos SAFAs, os teores de Mg ficavam próximos àqueles das áreas de mata nativa, cultivo orgânico e área de conversão em agrofloresta (SILVA, 2018). Devido ao aumento do Δ , a Coleta 1 apresentou valores superiores para o elemento comparativamente aos sistemas de manejo citados acima. Essa constatação pode ser um indicativo de não deve ter havido perdas desse elemento por lixiviação, em contraste com outros estudos em que esse movimento foi observado, ou seja, o Mg é mantido firmemente no ecossistema (CAMPO, et al. 2000)

O K apresentou valores próximos nas Coletas 0 e 1 para o SAFA Alto, com uma taxa de apenas $3,61 \text{ mg}^{-1} \text{ kg}^{-1}$ ao ano, enquanto para os SAFAs Médio e Baixo a diferença foi maior, chegando a $96,9 \text{ mg}^{-1} \text{ kg}^{-1}$, o que representa uma taxa de aumento de $13,33 \text{ mg}^{-1} \text{ kg}^{-1}$ ao ano (tabela 2, figura 9). Os teores de K encontrados neste trabalho foram inferiores àqueles de outros tipos de manejo que receberam fertilização química, como PD, PC (LOURENTE et al, 2011) e pastagem, e também foi inferior à sistema agroflorestal (LOSS et al, 2009) e vegetação nativa em Latossolo Vermelho distroférico. Entretanto, foi maior do que o encontrado em área de reflorestamento em mesmo solo (LOURENTE et al., 2011) e mata nativa de Cerrado, sistema agroflorestal juvenil e área de

queimada (SILVA, 2018). O K é um elemento com maior mobilidade no solo quando comparado com outros nutrientes e entre diferentes tipos de solo e manejos em função de perdas comuns, como lixiviação e escoamento (ERANI, et al. 2007), sendo assim, esperava-se encontrar diferenças significativas entre demais estudos. As análises descritivas, valores U de MW, significância e comparações de médias dos dados de solo estão descritas nas tabelas A e B do apêndice.

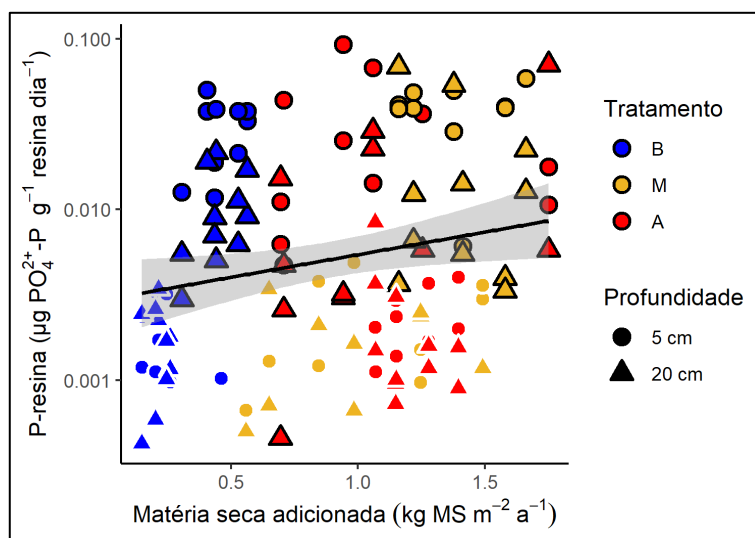
Nas análises da solução do solo por meio das resinas, a aplicação do teste de Kruskal-Wallis demonstrou que há efeito dos tratamentos na estação Verão sobre os subgrupos Arbusto e Entrelinha nas duas profundidades avaliadas (5 e 20 cm). As diferenças mostradas pelo teste de KW que não foram encontradas pelo teste Mann-Whitney, foram desconsideradas no *post hoc* com correção de Bonferroni (detalhes dos testes nas Tabelas C ao J e B do Apêndice). Os valores de X^2 , grau de liberdade, significância e a estatística descritiva para os testes de KW, bem como os valores de U de MW, significância, postos médios e a estatística descritiva para os testes de MW estão representados nas tabelas C ao J e B do Apêndice. As médias e desvio padrão estão representados na tabela 6 para diferenças significativas e não significativas. As variáveis PO_4^{3-} e N_{min}/PO_4^{3-} não apresentaram diferenças estatísticas para os dados da coleta de verão entre os SAFAs em nenhuma análise estatística.

As comparações entre estações também não apresentaram diferenças significativas para o teste de KW. Uma possível causa da falta de diferença significativa entre os dados de verão e inverno pode estar ligada ao fato de o solo dos SAFAs ser mal drenado, contribuindo para a lenta atividade biológica heterotrófica (BORGES, 2019). Pois existe uma faixa de umidade ótima para decomposição da MO no solo, a qual quando é ultrapassada (hipóxia do solo) passa a reduzir tanto a taxa de decomposição da MO pelos microrganismos (BERG & MCCLAUGHERTY, 2007; TERROR et al., 2011), quanto a atividade das raízes finas, que passam a não excretar enzimas e substâncias facilitadoras da decomposição (BERG & MCCLAUGHERTY, 2007).

Mesmo assim, a estação do ano foi o fator que explicou a maior parte da variação de PO_4^{3-} acumulado nas resinas trocadoras de íons (tabela 4).

Durante o período de incubação das resinas no final do verão houve um acúmulo médio de PO_4^{3-} 11 vezes maior do que o período de incubação no inverno (figura 10, tabela 4). Associado ao verão estão as maiores temperaturas médias e umidade, que naturalmente facilitam a decomposição da MO (HUNT, 1977). A maior disponibilidade de PO_4^{3-} no verão também pode ser explicada pela maior atividade biológica do solo, seja pela ação de microrganismos ou de invertebrados, e pelo maior desenvolvimento de raízes finas, exsudação e rizodeposição (MARTINEZ-GARZA, 2016; DE ASSIS et al., 2020; MEETEREN, TIETEMA & WESTERVELD, 2007). Além disso, no verão, há maior acréscimo de resíduos vegetais ao solo, incluindo maiores taxas de MS, maior senescência e queda natural de biomassa vegetal (BORGES, 2019).

Figura 10 - Representação gráfica do fósforo acumulado nas resinas trocadoras de íons (P-resina em escala log) incubadas *in situ* no solo: Efeitos significativos da estação do ano, profundidade de incubação no solo, do N-foliar das plantas cultivadas (Tratamento) e da massa seca cortada e adicionada à superfície do solo durante os 12 meses anteriores à instalação das (MARINICE TELEGINSKI, dados não publicados).



Símbolos com contorno preto representam os dados de verão e símbolos sem contorno representam o inverno. A linha preta representa o ajuste linear e a faixa em cinza mostra o intervalo de confiança.

Tabela 4 – Efeito da estação do ano nas médias e desvio padrão dos teores de PO_4^{3+} acumulados nas resinas trocadoras implantadas no solo dos SAFAs testados para as faixas de cultivo (linhas de plantio e entrelinhas) e profundidades (5 e 20cm).

Estação	----- Arbusto -----		----- Entrelinha -----	
	5 cm	20 cm	5 cm	20 cm
----- $\mu\text{g PO}_4^{3+}\text{-P g}^{-1}$ resina dia ⁻¹ -----				
Alto N foliar				
Verão	0,035	0,011	0,024	0,019
	0,016	0,005	0,012	0,011
Inverno	0,003	0,003	0,001	0,002
	0,001	0,001	0,000	0,001
Médio N foliar				
Verão	0,039	0,020	0,039	0,008
	0,007	0,009	0,004	0,002
Inverno	0,003	0,001	0,002	0,002
	0,001	0,000	0,001	0,000
Baixo N foliar				
Verão	0,033	0,012	0,030	0,009
	0,004	0,005	0,009	0,003
Inverno	0,002	0,002	0,002	0,001
	0,001	0,000	0,001	0,000

Tabela 5 - Resultados estatísticos do modelo linear final mais parcimonioso do logaritmo de fósforo acumulado na resina *in situ* nos SAFAs experimentais (Figura 10), que testa os efeitos da estação do ano (inverno), profundidade de incubação no solo, do N-foliar das plantas cultivadas (Tratamento) e da massa seca cortada e adicionada à superfície do solo durante os 12 meses anteriores à instalação das resinas (MARINICE TELEGINSKI e LARISSA APARECIDA AUGUSTO, dados não publicados).

<i>Preditores</i>	<i>Coefficiente</i>	<i>Intervalo de Confiança</i>	<i>p</i>
(Intercepto)	-4.07	-4.71 – -3.44	< 0.001 ***
inverno	-2.80	-3.32 – -2.27	< 0.001 ***
Profundidade	-0.07	-0.10 – -0.05	< 0.001 ***
MS.anoPréResina	0.72	0.19 – 1.25	0.008 **
Tratamento	-0.45	-0.82 – -0.08	0.017 *
Tratamento	0.14	-0.17 – 0.45	0.370
Linha	0.24	-0.03 – 0.51	0.077 ·
Inverno * Profundidade	0.06	0.02 – 0.09	0.002 **
Observações	126		
R ² / R ² ajustado	0.725 / 0.709		

As *bags* com resinas trocadoras instaladas na maior profundidade (20 cm) acumularam cerca da metade do volume capturado pelas resinas instaladas na menor profundidade (5cm) (tabela 4). Essa tendência na redução da taxa de acumulação de P disponível ao longo do perfil do solo é, provavelmente, devido à concentração de adições de matéria seca podada, acúmulo de resíduos vegetais concentrados na superfície do solo e a baixa mobilidade de P no solo (AZEVEDO et al., 2018). Além disso, em camadas superficiais da rizosfera ocorre uma maior mortalidade vegetal e microbiana (MARTINAZZO et al., 2007), o que também contribui para o aumento da MO, e maior densidade de raízes finas, favorecendo a exsudação radicular de ácidos orgânicos e alteração

do pH que ajudam na disponibilização do P para a solução do solo (ARCAND; SCHNEIDER, 2006; MEENA et al., 2018). Os vegetais ainda podem sintetizar e eliminar enzimas fosfatases pelas raízes, ou estimular microrganismos produtores dessas enzimas que também contribuem para a mineralização do PO_4^{3-} (RAMAEKERS et al., 2010).

Observou-se aumento linear de acúmulo de P na resina em parcelas agroflorestais com maior taxa de poda de matéria seca adicionada ao longo dos 12 meses anteriores à incubação *in situ* das resinas no solo (Tabela 2). Tal constatação corrobora com a expectativa devido aos fluxos biogeoquímicos associados à razão de massa (RHEINHEIMER, et al., 2020). Mesmo assim, os SAFAs dominados por cultivos com alta concentração natural de N foliar (Alto e Médio) produziram e receberam maior aporte de MS ao solo. E, independente da estação do ano, profundidade da instalação das *bags* no solo e faixa de manejo (linha de cultivo e entrelinha), estes SAFAs tiveram concentrações menores do que o esperado de P acumulado na resina. Tal efeito é, provavelmente, resultado da maior taxa de imobilização de fosfato pelos microrganismos do solo nos consórcios mais produtivos dominados por cultivos de médio e alto N foliar. Uma vez que, após a incorporação do material orgânico ao solo, o P é rapidamente armazenado na biomassa microbiana e, só quando há a morte dessa biomassa microbiana, o P fica disponível para as plantas (MARTINAZZO et al., 2007). Isso fica mais evidente pelo fato de que plantas leguminosas têm menor potencial de solubilização de P em função da fixação biológica de N, a qual inibe o processo de exsudação de prótons e, conseqüentemente, a diminuição do pH na rizosfera, mas possuem um grande potencial de imobilização de P na forma orgânica (RHEINHEIMER, et al., 2020).

Este resultado sugere que o P mineralizado foi rapidamente imobilizado pelas plantas, antes de acumular na solução do solo e, portanto, antes de difundir para dentro do complexo de troca de ânions das resinas incubadas no solo. Este fato aponta assim para uma eficiente reciclagem de P no solo, ou seja, uma maior eficiência de uso de P no nível do ecossistema nos SAFAs dominados por cultivos de maior N foliar. Um fenômeno parecido foi observado em plantios de restauração da Mata Atlântica 7 anos após plantio

(Siddique et al., 2008), mas é surpreendente que seja tão marcante em menos de três anos de implantação de sistemas agroflorestais no experimento aqui documentado.

Os resultados obtidos com o teste de MW para a variável NO_3^- para Arbusto e Entrelinha nas duas profundidades testadas (tabela 6 e figuras 11 e 12) mostram que o SAFA Médio se diferenciou estatisticamente em todas as ocasiões do SAFA Baixo e das linhas de arbusto no SAFA Alto nas duas profundidades. Paralelamente, a variável NH_4^+ apresentou diferenças estatísticas apenas na menor profundidade, tanto para a linha de Arbustos como a Entrelinha, diferenciando-se estatisticamente do SAFA Baixo na Entrelinha e dos SAFAs Alto e Baixo na linha de Arbusto. A variável Nmin apresentou um comportamento semelhante à variável NO_3^- .

As formas inorgânicas do N tendem a ser liberadas rapidamente em solos com alto teor de C disponível, o que faz diminuir a relação C/N. Isso pode fazer com que NH_4^+ e NO_3^- sejam perdidos com maior facilidade, devido à sua alta mobilidade no solo, diminuindo a adsorção pela resina.

Espera-se que no SAFA Alto, em relação ao SAFA Médio, haja uma menor relação C/N na solução do solo (como visto na análise de solo), o que mostra uma alta taxa de nitrificação provavelmente devido à menor capacidade de imobilização de amônio (SIDDIQUE, et al. 2008). No SAFA Baixo pode ter ocorrido o inverso, em que a disponibilidade mais baixa de C torna mais lenta a mineralização do nitrato, levando a menores teores de N inorgânico disponível para a captura pela resina. Este padrão não foi visto na amostragem de solo, em que os SAFAs Alto e Baixo tiveram teores estatisticamente iguais ao SAFA Médio. O comportamento da variável NH_4^+ , que apresentou diferenças significativas apenas nas camadas superiores, aponta que seus processos de transformação estão intimamente relacionados com a camada superficial do solo e a presença de resíduos orgânicos na superfície (SÁ, et al., 2011). Para as três variáveis citadas (NH_4^+ , NO_3^- e Nmin) os teores encontrados foram maiores no SAFA Médio do que nos demais SAFAs, o que pode ter sido ocasionado pelo fato desse SAFA ter maior diversidade funcional e maior

aporte de MS do que o SAFA Baixo, tendendo a uma relação C/N mais equilibrada, facilitando assim a captura do nitrato pela resina devido à maior disponibilidade de N inorgânico no solo.

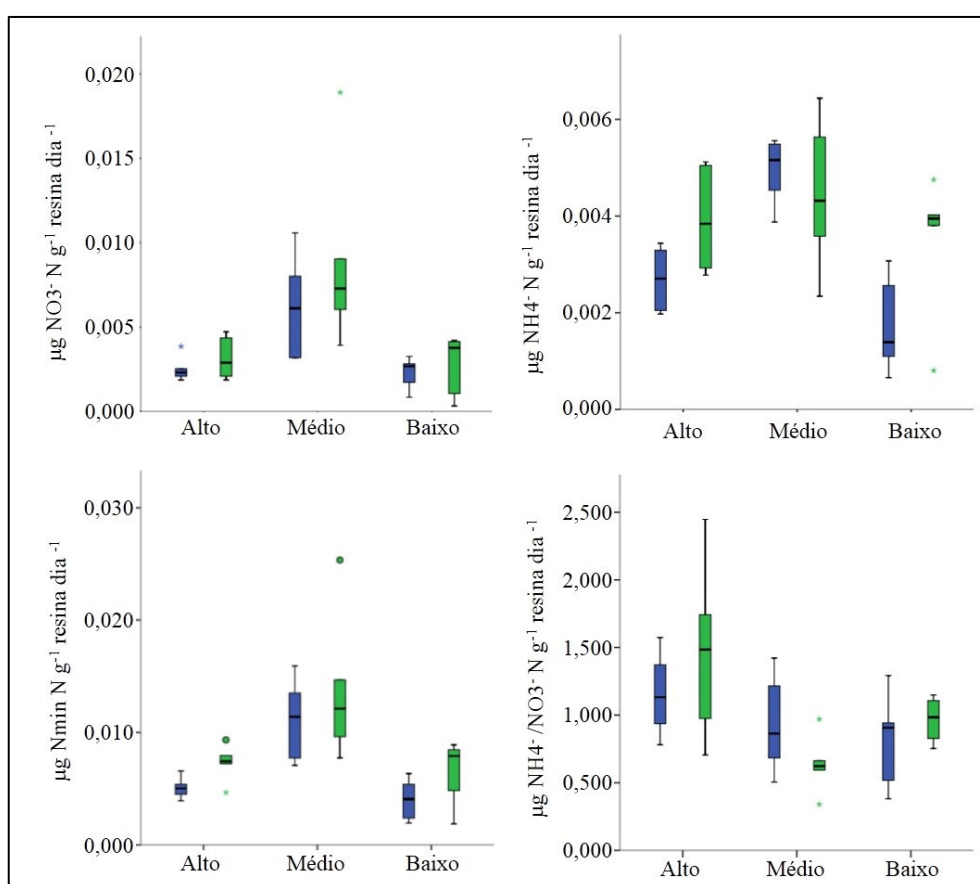
Tabela 6 - Valores de médias e desvio padrão das variáveis NO_3^- , NH_4^+ , Nmin e $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ em N g^{-1} resina dia^{-1} referentes as análises das resinas trocadoras aplicadas nas linhas de arbusto e entrelinha durante o verão nos SAFAs Alto, Médio e Baixo.

Variáveis	NO_3^-	NH_4^+	Nmin	$\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$	NO_3^-	NH_4^+	Nmin	$\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$
	----- $\mu\text{g N g}^{-1}$ resina dia^{-1} -----							
Profundidade	5 cm				20 cm			
SAFA	----- Alto -----							
Subgrupo	-----Arbusto-----							
Média	0,0025	0,0027	0,0051	1,1546	0,0032	0,0039	0,0073	1,4709
Desvio Padrão	0,0008	0,0007	0,0010	0,3263	0,0013	0,0011	0,0017	0,6820
Subgrupo	-----Entrelinha-----							
Média	0,0031	0,0040	0,0074	1,9488	0,0032	0,0056	0,0088	2,5185
Desvio Padrão	0,0019	0,0015	0,0027	1,2422	0,0015	0,0009	0,0016	2,2105
SAFA	----- Médio -----							
Subgrupo	-----Arbusto-----							
Média	0,0062	0,0050	0,0112	0,9258	0,0090	0,0044	0,0139	0,6379
Desvio Padrão	0,0029	0,0007	0,0034	0,3423	0,0058	0,0015	0,0069	0,2245
Subgrupo	----- Entrelinha -----							
Média	0,0081	0,0058	0,0140	0,9953	0,0044	0,0050	0,0094	1,8098
Desvio Padrão	0,0041	0,0012	0,0047	0,7584	0,0019	0,0021	0,0020	2,1189
SAFA	----- Baixo -----							
Subgrupo	-----Arbusto-----							
Média	0,0023	0,0018	0,0040	0,8081	0,0027	0,0035	0,0066	0,9676
Desvio Padrão	0,0010	0,0010	0,0019	0,3638	0,0019	0,0015	0,0032	0,1755
Subgrupo	-----Entrelinha-----							
Média	0,0023	0,0017	0,0041	0,6311	0,0013	0,0034	0,0047	2,9247
Desvio Padrão	0,0006	0,0012	0,0018	0,3156	0,0007	0,0023	0,0028	2,1590

A relação entre o amônio e o nitrato ($\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$) mostrou um padrão diferente das demais variáveis descritas. (tabela 6, figura 11 e 12). No subgrupo Verão + Arbusto + profundidades, os SAFAs Alto e Baixo apresentaram maiores valores do que o tratamento Médio nas duas profundidades avaliadas (5 e 20 cm). Já o subgrupo Verão + Entrelinha + profundidade 20 cm apresentou valores maiores nos tratamentos Alto e Médio em relação ao

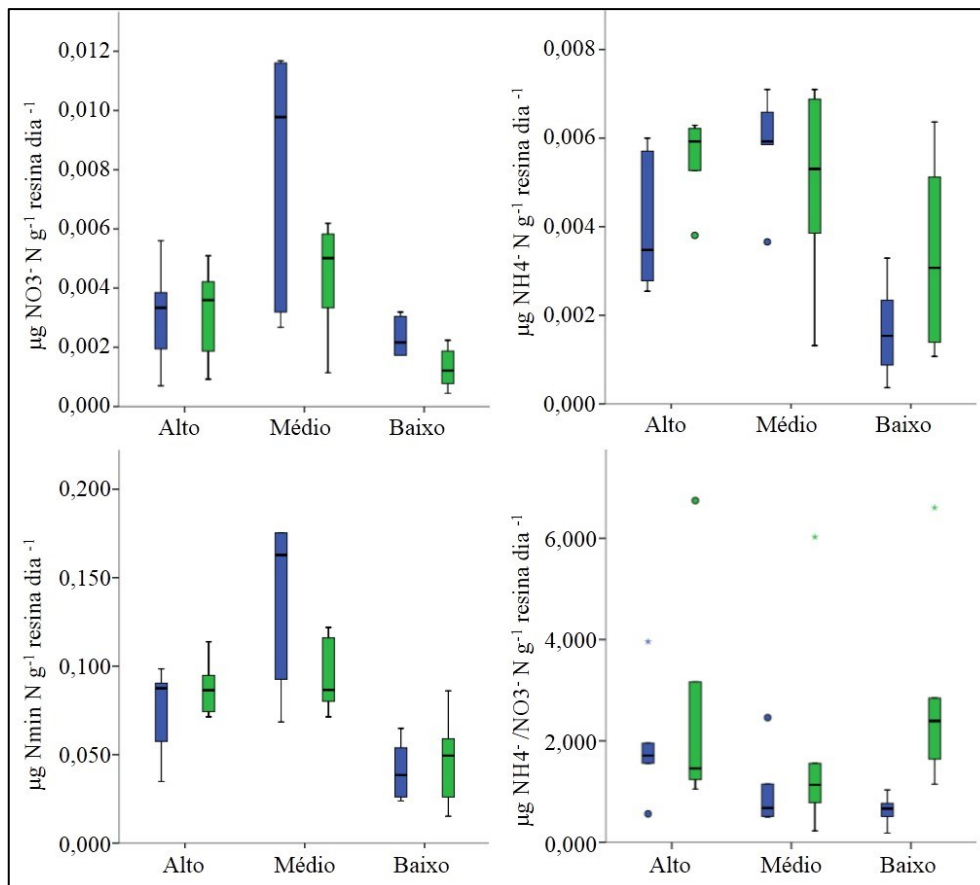
tratamento Baixo, enquanto os três tratamentos do subgrupo Verão + Entrelinha + profundidade 5 cm apresentaram valores próximos entre si e menores do que os encontrados para a profundidade 20 cm.

Figura 11 – Representações gráficas das variáveis NO_3^- , NH_4^+ , N min e $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ referentes às análises das resinas aniônicas e catiônicas aplicadas nas linhas de arbusto durante o verão dos SAFAs compostos por espécies agrícolas e florestais com Alto, Médio e Baixo N foliar para as duas profundidades testadas (5 e 20cm).



Caixas azuis representam a profundidade de 5cm e caixas verdes representam a profundidade de 20cm. As caixas mostram 1º quartil, mediana (corte central) e 3º quartil, os bigodes mostram os valores máximo e mínimo (desconsiderando os valores extremos). Os pontos fora das caixas mostram os valores extremos.

Figura 12 - Representações gráficas das variáveis NO_3^- , NH_4^+ , N min e $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ referentes às análises das resinas aniônicas e catiônicas aplicadas nas entrelinhas durante o verão dos SAFAs compostos por espécies agrícolas e florestais com Alto, Médio e Baixo N foliar para as duas profundidades testadas.



Caixas azuis representam a profundidade de 5 cm e caixas verdes representam a profundidade de 20 cm. As caixas mostram 1º quartil, mediana (corte central) e 3º quartil, os bigodes mostram os valores máximo e mínimo (desconsiderando os valores extremos). Os pontos fora das caixas mostram os valores extremos.

De forma geral, observa-se que para todos os SAFAs as Entrelinhas na maior profundidade (20cm) apresentaram uma relação $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ maior do que os demais subgrupos. Observa-se ainda que o SAFA Alto apresentou, para todos os subgrupos, relação $\geq 1,5$, se opondo a dados relatados por Siddique et al. (2008), que apresentaram relação $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ de 0,1 para um sistema semelhante ao SAFA Alto (baixa diversidade funcional, composto por espécies de leguminosas). Essas duas constatações combinadas apontam para a

ocorrência de uma alta taxa de nitrificação seguida por uma rápida absorção do nitrato pelas plantas na camada superficial (5cm), principalmente nas linhas de Arbusto (onde há uma exploração maior de raízes) e uma possível perda por lixiviação nas entrelinhas, onde não há tanta exploração de raízes em comparação com a linha de Arbustos.

6 CONCLUSÕES

A implementação de SAFAs sussecionais se mostrou eficiente na melhoria da qualidade solo, permitindo em pouco mais de dois anos, duplicar o teor de carbono orgânico total. A alta diversidade funcional encontrada no SAFA Médio, ligada principalmente ao teor de N foliar das espécies cultivadas, tende a oferecer para o solo uma biomassa vegetal com proporções de C e N que favorecem a mineralização do N e aumento no COT do solo, principalmente na camada superficial das linhas de Arbusto. A estação do ano também é um fator importante na variação da taxa de imobilização dos nutrientes, principalmente para o fósforo. O alto acúmulo de fósforo nas resinas trocadoras durante o verão e a diferença de concentração do P no perfil do solo nos SAFAs com maior teor de N foliar, sugerem uma eficiente reciclagem de P no solo, ou seja, uma maior eficiência de uso de P no nível do ecossistema em um curto espaço de tempo. De forma geral, conclui-se que, formas mistas de cultivo com aproveitamento dos diferentes atributos funcionais das plantas usadas podem elevar a fertilidade do solo e o reaproveitamento dos nutrientes dentro dos seus ciclos biogeoquímicos.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Sugere-se a vinculação dos presentes achados a análises sobre a composição da biomassa, bem como sobre sua decomposição. A avaliação dos atributos biológicos e do microclima também podem trazer informações importantes para o entendimento profundo do funcionamento dos SAFAs. Além disso, o monitoramento da fertilidade do solo nas linhas, não analisadas

no presente estudo, pode enriquecer fortemente o entendimento sobre o desenvolvimento do agroecossistema, principalmente por ser ainda relativamente jovem. Devido à alta demanda de nutrientes pela vegetação dos SAFAs, sugere-se que se diminua a alocação de serapilheira na entrelinha e aumento nas linhas de cultivo, principalmente nos tratamentos Alto e Médio.

8 REFERÊNCIAS

ABREU, C. A.; VAN RAIJ, B.; ABREU, M. F.; PAZ GONZALEZ, A. Avaliação da disponibilidade de manganês e ferro em solos pelo uso do método modificado da resina de troca iônica. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v.28, p.579 584. 2004.

ABREU, S. A. H.; ARRUDA, E. M.; BARROS, L. R.; ALMEIDA, R.0 F. de; MARANHÃO, D. D. C.; SILVA, V. L. da; SILVA NETO, C. de M. ; FLORES, R. A.; CALIL, F. N.; COLLIER, L. S. Chemical attributes of the soil in agroforestry systems subjected to organic fertilizations. *African Journal of Agricultural*. v. 10, p. 2378 2388. 2016.

ALTIERI, A. Agroecologia: a dinâmica produtiva da agricultura sustentável. 4.ed. – Porto Alegre : Editora da UFRGS, 2004.

ARAGÃO, da S., Osnar Obede et al. The Effectiveness of a Microbiological Attribute as a Soil Quality Indicator Depends on the Storage Time of the Sample. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, v. 20, n. 4, p. 2525 2535, 2020.

ARCAND, Melissa M.; SCHNEIDER, Kim D. Plant and microbial based mechanisms to improve the agronomic effectiveness of phosphate rock: a review. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 78, n. 4, p. 791 807, 2006.

AZEVEDO, Fernando Alves de et al. Influência do manejo da entrelinha do pomar na produtividade da laranjeira 'Pera'. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v. 34, n. 1, p. 134 142, 2012.

AZEVEDO, Raphael et al. Mobility of phosphorus from organic and inorganic source materials in a sandy soil. *International journal of recycling organic waste in agriculture*, v. 7, n. 2, p. 153 163, 2018.

BAYER, C., BERTOL, I. Características químicas de um Cambissolo húmico afetadas por sistemas de preparo, com ênfase à matéria orgânica. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 23, p. 687 694. 1999.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO₂. *R. Bras. Ci. Solo*. v. 24, p.599-607. 2000.

BENDI, D. K. et al. Soil carbon pools under poplar based agroforestry, rice wheat, and maize wheat cropping systems in semi arid India. *Nutr Cycl Agroecosyst*, v.92, p.107-118. 2012.

BENE, J. G.; BEALL, H. W.; CÔTÉ, A. Trees, food, and people: land management in the tropics. Ottawa: IDRC, 1977.

BENITES, V. de M. et al. Análise discriminante de solos sob diferentes usos em área de Mata Atlântica a partir de atributos da matéria orgânica. *Revista Árvore*, Viçosa MG, v.34, n.4, p.685-690. 2010.

BERG, B. & MCCLAUGHERTY, C. 2007. Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration. Berlin Heidelberg, Springer Verlag.

BINKLEY, D, SOLLINS, P. Factors determining differences in soil pH in adjacent conifer and alder-conifer stands. *Soil Science Society of America Journal*, p. 1427-1433, 1990.

BORGES, Jéssyca Barroso. *Efeitos da identidade e diversidade funcionais sobre o acúmulo de serrapilheira e a respiração basal em um agroecossistema no sul do Brasil*. 2019. Dissertação (mestrado em Agroecossistemas). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, Santa Catarina.

BOUILLET, Jean Pierre et al. Mixed species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil: 2: Nitrogen accumulation in the stands and biological N₂ fixation. *Forest Ecology and Management*, v. 255, n. 12, p. 3918-3930, 2008.

BRADY, N.C.; WEIL, R.P. *The nature and properties of soils*. New Jersey. Ed Prentice Hall, p.1000. 2002.

Brooker, R. W., Maestre, f. t., Callaway, r. m., Lortie, c. l. et al. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *Journal of Ecology*, v. 96, n. 1, p. 18-34. 2008.

BRUSSAARD, LIJBERT; et al. Reconciling biodiversity conservation and food security: scientific challenges for a new agriculture *Current Opinion in Environmental Sustainability Biodiversity conservation and food security*, v.2, p.34–42. 2010.

CADOTTE, M.W. Functional traits explain ecosystem function through opposing mechanisms. *Ecology Letters*, p.989–996, 2017.

CAMARGO, F. F. *Indicadores físicos, químicos e biológicos da qualidade do solo em sistemas agroflorestais agroecológicos na área de preservação ambiental Serra da Mantiqueira, MG*. 2016. Tese. Doutorado (Engenharia Florestal) Universidade Federal de Lavras, Lavras.

CAMPO, Julio et al. Calcium, potassium, and magnesium cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem. *Biogeochemistry*, v. 49, n. 1, p. 21–36, 2000.

CARDINALE, B.J., DUFFY, J.E., GONZALEZ, A., HOOPER, D.U., PERRINGS, C., VENAIL, P., et al. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 489, 326–326. <http://dx.doi.org/10.1038/nature11148>.

CARMO, L. D.; Nannetti, D. C.; Dias Junior, M. S.; Lacerda, T. M.; Nannetti, A. N.; Manuel, L. Chemical and physical attributes of a latosol and nutrition in agroforestry and conventional management systems. *Coffee Science*, Lavras, v. 9, n. 1, p. 122–131. 2014.

CASANOVA-LUGO, F. et al. Carbon stocks in biomass and soils of woody species fodder banks in the dry tropics of Mexico. *Soil Use and Management*, v. 34, n. 4, p. 500–509, 2018.

CASTILHOS, R.M.V.; MEURER, E.J. Suprimento de potássio de solos do Rio Grande do Sul para arroz irrigado por alagamento. *R. Bras. Ci. Solo*, 26:977–982, 2002.

CENTURION, Maria Aparecida Pessôa da Cruz et al. Efeito do manejo da entrelinha da seringueira sobre as propriedades químicas do solo, o estado nutricional e o crescimento. *Revista Árvore*, v. 29, n. 2, p. 185–193, 2005.

CERETTA, C. A.; AITA, C. *Manejo e conservação do solo*. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), 2009.

CHEN, R., SENBAYRAM, M., BLAGODATSKY, S., MYACHINA, O., et al. Soil C and N availability determine the priming effect: microbial N mining and stoichiometric decomposition theories. *Global Change Biology*, v. 20(7), p. 2356–2367. 2014.

CHEN, SHU KANG, EDWARDS, C.A., SUBLER, S., 2002. The influence of two agricultural biostimulants on nitrogen transformations, microbial activity, and plant growth in soil microcosms. *Soil Biology & Biochemistry*. v. 35, p. 9–19. 2003.

CHERUBIN, M. R.; FRANCO, A. L. C.; GUIMARÃES, L. M. R.; TORMENA, C. A.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Assessing soil structural quality under Brazilian sugarcane expansion areas using Visual Evaluation of Soil Structure (VESS). *Soil and Tillage Research*. v. 173, p. 64–74. 2017.

CIONE, N. K.; PADGETT, P. E.; ALLEN, E. B. Restoration of a nativeshrubland impacted by exotic grasses, frequent fire, and nitrogen deposition in southern California. *Restor Ecol*. v. 10, p. 376–384. 2002.

COMIN, JUCINEI JOSÉ et al. Carbon and nitrogen contents and aggregation index of soil cultivated with onion for seven years using crop successions and rotations. *Soil and Tillage Research*, v.184, p.195–202. 2018.

CQFS RS/SC Comissão de Química e Fertilidade do Solo – RS/SC. Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. *Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, p.376. 2016.

D'ANDREA, A.F.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; SIQUEIRA, J.O.; CARNEIRO, M.A.C. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na Região do Cerrado do Sul do Estado de Goiás. *R. Bras. Ci. Solo*, v.26 p.913–923, 2002.

DAINESE, MATTEO; et al. A global synthesis reveals biodiversity mediated benefits for crop production. *Science Advances*, v.5, n.10, p.1–13. 2019.

D'ANDRÉA, Alexandre Fonseca et al. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. *Pesquisa agropecuária brasileira*, v. 39, n. 2, p. 179–186, 2004.

DAVYDOV, ROMAN; et al. The application of pesticides and mineral fertilizers in agriculture. *MATEC Web of Conferences*, v.245, p.1 5. 2018.

DE ASSIS, Vilma Portilho et al. Decomposição foliar da serapilheira de dois sistemas agroflorestais no Cerrado Sul Mato Grossense. *Holos Environment*, v. 20, n. 4, p. 522 538, 2020.

DIJKSTRA FA, CARRILLO Y, PENDALL E, MORGAN JA. Rhizosphere priming: a nutrient perspective. *Front Microbiol.* 2013;4:1-8.

DONAGEMA, G.K.; CAMPOS, D.V.B. de; CALDERANO, S.B.; TEIXEIRA, W.G.; VIANA, J.H.M. (Org.). Manual de métodos de análise de solos. 2.ed. rev. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230p. (Embrapa Solos. Documentos, 132).

DORAN, J.W., PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F. & STEWART, B.A., eds. Defining soil quality for a sustainable environment. Madison, SSSA, 1994.

DUARTE, E. M.; CARDOSO, I. M.; STIJNEN, T., MENDONÇA; M. A. F., COELHO, M. S.; CANTARUTTI, R. B.; MENDONÇA, E. S. Decomposition and nutrient release in leaves of Atlantic Rainforest tree species used in agroforestry systems. *Agroforestry systems*, v. 87, n. 4, p. 835 847, 2013.

EMBRAPA. Embrapa solos: temas mais procurados. Orientação ao cidadão. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/951164/1/Foldersac.pdf>
Acesso em: 26 de ago. 2018.

ERNANI, P. R.; BAYER, C.; ALMEIDA, J. A.; CASSOL, P. C. Mobilidade vertical de cátions influenciada pelo método de aplicação de cloreto de potássio em solos com carga variável. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, p.393-402, 2007.

FERREIRA, Guilherme Wilbert. *Atributos físicos e químicos de agregados e da terra fina seca ao ar em solo sob cultivo de aveia/milho adubado com dejetos suínos e fertilizantes químicos*. 2018. Dissertação (mestrado em Agroecossistemas). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, Santa Catarina.

GABA, S., FRIED, G., KAZAKOU, E., CHAUVEL, B. & NAVAS, M.L. (2013). Agroecological weed control using a functional approach: A review of cropping systems diversity. *Agronomy for Sustainable Development*, 34, 103–119.

GALAŻKA, ANNA et al, Assessment of the glomalins content in the soil under winter wheat in different crop production systems. *Plant Soil Environ.* v.64, n1, p.32 37. 2018.

GREEN, R. N.; TROWBRIDGE, R. L.; KLINKA, K. Towards a taxonomic classification of húmus forms. *Forest Science*, Bethesda, v. 29, p. 1 48, Feb. 1993.

HAGCAR, j. p. TANNER, e. v. j., BEERS, j. w., KASS, d. c. l. Nitrogen dynamics of tropical agroforestry and annual cropping systems. *Soil Biol. Biochem.* v. 25, n. 10, p. 1363 1378, 1993.

HAGGAR, J.P. et al. Nitrogen dynamics of tropical agroforestry and annual cropping systems. *Soil Biology & Biochemistry*, v.25, n.10, p.1363 1378. 1993.

HARMAND, J. M.; ÁVILA, H.; DAMBRINE, E.; SKIBA, U.; MIGUEL, S. de; RENDEROS, R.V.; OLIVER, R.; JIMÉNEZ, F.; BEER, J. Nitrogen Dynamics and Soil Nitrate Retention in a Coffea arabica: Eucalyptus deglupta Agroforestry System in Southern Costa Rica. *Biogeochemistry*, v. 85, n. 2, p. 125 139. 2007.

HERINGER, I. et al. Características de um Latossolo Vermelho sob pastagem natural sujeita à ação prolongada do fogo e de práticas alternativas de manejo. *Ciência Rural*, v. 32, n. 2, p. 309 314. 2002.

HUNT, H. William. A simulation model for decomposition in grass lands. *Ecology*, v. 58, n. 3, p. 469 484, 1977.

IBM COMPANY. IBM SPSS Statistics version 19.3. 2010.

ICEA Banco de Dados Climatológicos do Comando da Aeronáutica. Sistema de geração e disponibilização de informações climatográficas. Disponível em: <http://clima.icea.gov.br/clima/Superficie.php> Acesso em: 08 de ago. 2020.

IWATA, B. de F.; LEITE, L. F. C.; ARAÚJO, A. S. F.; NUNES, L. A. P. L.; GEHRING, C.; CAMPOS, L., P. Sistemas agroflorestais e seus efeitos sobre os atributos químicos em Argissolo Vermelho Amarelo do Cerrado piauiense. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, v.16, n.7, p.730–738, 2012.

JANSSEN, B.H., GUIKING, F.C.T., VAN DER EIJK, D., SMALING, E.M.A., WOLF, J., VAN EULER, H., 1990. A system for quantitative evaluation of the fertility of tropical soils (QUEFTS). *Getderma*, p.299-318. 1990.

JENKINSON, D. S. Studies on the decomposition of plant material in soil. V. The effects of plant cover and soil type on the loss of carbon from ^{14}C labelled ryegrass decomposing under field conditions. *Journal of Soil Science*, v. 28, n. 3, p. 424-434, 1977.

JENNY, H. *Factors of soil formation: a system of quantitative pedology*. New York: 1941.

KASS, D. C. L., SYLVESTER BRADLEY, R., NYGREN, P. The role of nitrogen fixation and nutrient supply in some agroforestry systems of the Americas. *Soil Bio/Biochem*.v. 29. n. 5/6, p. 715-785, 1997.

KAUR, B., GUPTA, S. R., SINGH, G. Soil carbon, microbial activity and nitrogen availability in agroforestry systems on moderately alkaline soils in northern India. *Applied Soil Ecology* v. 15, p. 283-294, 2000.

KAYOMBO, B., LAL, R.. Tillage systems and soil compaction in Africa. *Soil & Tillage Research*, v.27, p.35-72. 1993.

KUZYAKOV Y. Review: Factors affecting rhizosphere priming effects. *J Plant Nutr Soil Sci*. 2002;165:382-96

LAL, R. World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. *Advances in Agronomy*. v.71, p.145-191. 2001.

LAL, R.; PIERCE, F.J. The vanishing resource. In: LAL, R. & PIERCE, F.J., eds. Soil management for sustainability. Ankeny, *Soil Water Conservation Society*, p.1-5. 1991.

LARSEN, T. H.; WILLIAMS, N. M.; KREMEN, C.. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecology Letters*. v.8, p.538-547. 2005.

LARSON, W. E., PIERCE, F. J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: DORAN, J. W., COLEMAN, D. C., BEZDICEK, D. F.,

STEWART, B. A. defining soil quality for a sustainable environment. Madison, *Soil Science Society of America Special Publication*. n.34, p.37 51. 1994

LIMA, A. C. R.; BRUSSAARD, L.; TOTOLA, M. R.; HOOGMOEDD, W. B.; GOEDE, R. G. M. A functional evaluation of three indicator sets for assessing soil quality. *Applied Soil Ecology*, v. 64, p. 194–200. 2013.

LIMA, S. S. de et al. Atributos químicos e estoques de carbono e nitrogênio em argissolo vermelho amarelo sob sistemas agroflorestais e agricultura de corte e queima no norte do Piauí. *Revista Árvore*, v. 35, n. 1, p. 51 60, 2011.

LOPES, A. S. *Manual internacional de fertilidade do solo*. 2.ed. Piracicaba: Potafos, 1998. 177p.

LOSS, A., PEREIRA, M. G., SCHULTZ, N., ANJOS, L. H. C. dos; SILVA, E. M. R. da. Atributos químicos e físicos de um Argissolo Vermelho-Amarelo em sistema integrado de produção agroecológica. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. v. 44, n. 1, p. 68-75, 2009.

LOURENTE, Elaine Reis Pinheiro et al. Atributos microbiológicos, químicos e físicos de solo sob diferentes sistemas de manejo e condições de cerra do. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 41, n. 1, p. 20 28, 2011.

MARSCHNER, P. Relationship between nutrition, plant diseases and pests. In: MARSCHNER, P. ed. *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants*. 3th ed. London: *Academic Press*, 2012. P. 283 298.

MARTINAZZO, Rosane et al. Fósforo microbiano do solo sob sistema plantio direto em resposta à adição de fosfato solúvel. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, n. 3, p. 563 570, 2007.

MARTÍNEZ-GARZA C, OSORIO-BERISTAIN M, ALCALÁ-MARTÍNEZ R, VALENZUELA-GALVÁN D, MARIANO N. Ocho años de restauración experimental en las selvas estacionales de México. In: Ceccon E & Martinez-Garza C, eds. *Experiencias mexicanas en la restauración de ecosistemas*. Mexico City: UNAM, CONA-BIO, UAEM, 385-406. 2016.

MC BRATNEY A.; FIELD D. J.; KOCH A. The dimensions of soil security. *Geoderma*. v. 213, p. 203–213. 2014.

McGILL, W. B. e COLE, C. V. Comparative aspects of cycling of organic C, N, Sand P through soil organic matter. *Geoderma*. Amsterdam, v. 26, p. 267-286,1981.

MEENA, Ram Swaroop et al. (Ed.). Legumes for soil health and sustai nable management. *Singapore*: Springer, 2018.

MENDES, A. M. S.; DUDA, G. P.; NASCIMENTO, C. W. A. DO; LIMA, J. A. G.; MEDEIROS, A. D. L. Acúmulo de metais pesados e alterações químicas em Cambissolo cultivado com meloeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, p.791 796, 2010.

MENEZES, J. M. T.; VAN LEEUWEN, J.; VALERI, S. V.; CRUZ, M. C. P. D.; LEANDRO, R. C. Comparação entre solos sob uso agroflorestal e em florestas remanescent es adjacentes, no norte de Rondônia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, p. 893 898, 2008.

MILLER, R. P. Construindo a complexidade: o encontro de paradigmas agroflorestais. *Agrofloresta.net. Instituto Olhar Etnográfico*, Brasília 2009. 21p.

MOÇO, M. K. S.. Relationships between invertebrate communities, litter quality and soilattributes under different cacao agroforestry systems in the south of Bahia, Brazil. *Applied Soil Ecology*, v.46, p.347–354. 2010.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. *Microbiologia e bioquímica do solo*. 2.ed. Lavras: UFLA, 2006. 729p.

MURAOKA, T.; NEPTUNE, A.M.L. & NASCIMENTO FILHO, V.F. Avaliação da disponibilidade de zinco e manganês do solo para o feijoeiro. II. Manganês. *R. Bras. Ci. Solo*, 7:177 182, 1983.

NAIR, P. K. R. Classification of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*. v. 3, n. 2, p. 97–128, 1985.

NEUMANN, G.; RÖMHELD, V. The release of root exudates as affected by the plant physiological status. In: *The Rhizosphere: Biochemistry and Organic Substances at the Soil Plant Interface*. New York, Marcel Dekker, p. 41 93, 2001.

NORTCLIFF, S. Standardization of soil quality attributes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 88, 161–168. 2002.

OLDEMAN, L.R. Global extent of of land degradation. In: Land resilience and sustainable land use. Eds. GREENLAND, D.J.; SZABOLCS, I. Wallingford: *CABI*, p. 99 118. 1994.

OLIVEIRA, Teogenes Senna de et al. Efeitos dos ciclos de umedecimento e secagem sobre propriedades físicas e químicas de quatro latossolos brasileiros. 1991.

PAVINATO, O. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 911 920. 2008.

PENEIREIRO, F. M. *Sistemas agroflorestais dirigidos pela sucessão natural: um estudo de caso*. 1999. Dissertação (Mestrado em Ciências) Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, São Paulo.

PEREIRA, R. G.; ALBUQUERQUE, A. W. de; CUNHA, J. L. X. L.; PAES, R. de A.; CAVALCANTE, M. Atributos químicos do solo influenciados por sistemas de manejo. *Revista Caatinga*. v. 22, n. 1, p. 78 84. 2009.

QIAN, P., SCHOENAU, J. J. ; HUANG, W. Z. Use of ion exchange membranes in routine soil testing. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* v. 23, p.1791–1804. 1992.a

QIAN, P.; SCHOENAU, J. J. Practical applications of ion exchange resins in agricultural and environmental soil research. *Canadian Journal of Soil Science*. v. 82, p. 9–21. 2002.b

RAIJ, B. Fertilidade do solo e adubação. Piracicaba: Ceres, Potafos. 1991.

RAMAEKERS, Lara et al. Strategies for improving phosphorus acquisition efficiency of crop plants. *Field Crops Research*, v. 117, n. 2 3, p. 169 176, 2010.

RAMESH, T. et al. Assessment of soil organic carbon stocks and fractions under different agroforestry systems in subtropical hill agroecosystems of north east India. *Agroforestry Systems*, v.89, p.677–690. 2015.

RANGEL, Otacílio José Passos et al. Carbono orgânico e nitrogênio total do solo e suas relações com os espaçamentos de plantio de cafeeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 5, p. 2051-2059, 2008.

REICH, P. B. et al. Species and functional group diversity independently influence biomass accumulation and its response to CO₂ and N. *Proc. Natl Acad. Sci.*, v. 101, n. 27, p. 10101–10106, 2004.

REIS, V. da S. *Atributos físicos e químicos do solo sob diferentes sistemas de manejo em áreas de ecótono Cerrado – Amazônia*. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal). Universidade federal do Tocantins. 2018.

RENGARAJ, S.; YEON, K. H.; MOON, S. H. Removal of chromium from water and wastewater by ion exchange resins. *Journal of Hazardous Materials*. V. 87, p. 273-287. 2001.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I. & KAMINSKI, J. Depleção de fósforo inorgânico de diferentes frações provocada pela extração sucessiva com resinas em diferentes solos e manejos. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 24, p. 345-354, 2000.

RISSATO, S. R. et al. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in soil and water samples in the Northeastern part of São Paulo State, Brazil. *Chemosphere*, v.65, n.11, p.1949–1958. 2006.

RIVERO, Carmen et al. Efectos del uso de fertilización y cultivos de cobertura sobre el nitrógeno y la materia orgánica en un suelo de sabana, Venezuela. *Venezuelas*, v. 19, n. 1, p. 55-63, 2012.

ROSSWALL, T. The internal nitrogen cycle between microorganisms, vegetation and soil. *Ecological Bulletins*, p. 157-167, 1976.

RYDBERG.. Effects of ploughless tillage and straw incorporation on evaporation. *Soil & Tillage Research*, Amsterdam, v.17, p.303-314. 1990.

SÁ, João Carlos de Moraes et al. Nitrogen dynamics in soil management systems. I flux of inorganic nitrogen (NH₄⁺ and NO₃⁻). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, n. 5, p. 1641-1649, 2011.

SACRAMENTO, J. A. A. S. do, et al. Soil carbon and nitrogen stocks in traditional agricultural and agroforestry systems in the semiarid region of Brazil. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v.37, p.784 795. 2013.

SAMATYA, S. et al. Removal of nitrate from aqueous solution by nitrate selective ion exchange resins. *Reactive & Functional Polymers*, v.66, p.1206–1214. 2006.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; OLIVEIRA, J. B. de; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. (Ed.). *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 2. ed. Rio de Janeiro: *Embrapa Solos*, p. 306. 2006.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; OLIVEIRA, J. B. de; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. (Ed.). *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

SCHLEUNING, M.; FRÜND, J.; GARCÍA, D.. Predicting ecosystem functions from biodiversity and mutualistic networks: An extension of trait based concepts to plant animal interactions. *Ecography*, v.38, p.380–392. 2015.

SEYBOLD, C. A.; MAUSBACH, M. J.; KARLEN, D. L. & ROGERS, H. H. Quantification of soil quality. In: *The soil quality concept*. Washington, DC: USDA NRCS, p.387 404, 1996.

SHARMA, K. L.; MANDAL, U. K.; SRINIVAS, K.; VITTAL, K. P. R.; MANDAL, B.; GRACE, J. K.; RAMESH, V. Longterm soil management effects on crop yields and soil quality in a dryland Alfisol. *Soil & Tillage Research*, v.83, p.246 259, 2005.

SHARMA, R., SHARMA, E., PUROHIT, A. N. Cardamom, mandarin and nitrogen fixing trees in agroforestry systems in India's Himalayan region. I. Litterfall and decomposition *Agroforestry Systems* v. 35, p. 239 253, 1997.

SIDDIQUE, I. et al. Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration plantings within seven years. *Biogeochemistry*, v.88, p.89–101. 2008.

SIDDIQUE, I; DIONÍSIO, A. C.; SIMÕES-RAMOS, G. A. Rede SAFAS: *Construindo Conhecimentos Sobre Agroflorestas em Rede* Florianópolis: UFSC, 2017.

SILVA, C. C.; SILVEIRA, P. M. Influência de sistemas agrícolas em características químico físicas do solo. *Ciência e Agrotecnologia*, v.26, p.505 515, 2002.

SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Eds.) *Fertilidade do solo*. p.275 374. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007.

SILVA, L. J. da. *Estoques de carbono e nitrogênio de solos e sua relação com atributos químicos de solos, águas e sedimentos marginais como indicadores de manejo e conservação de ecossistemas na Bacia do Rio Paraopeba MG*. 2015. Dissertação. (Mestrado em Manejo e Conservação de Ecossistemas Naturais e Agrários) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

SILVA, M. S. C. da. Indicadores de qualidade do solo em sistemas agroflorestais em Paraty, RJ. 2006. Deissertação (Ciências em Agronomia) – Ciência do Solo. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropedica.

SILVA, P. C. M.; CHAVES, L. H. G. Avaliação e variabilidade espacial de fósforo, potássio e matéria orgânica em alissolos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 5, n. 3, p. 431 436, set./dez. 2001.

SILVA, T. C. da. Alterações nos atributos químicos de um Ar gissolo Vermelho Amarelo sob diferentes sistemas de manejo no Maciço de Baturité, Ceará. 2018.

SIQUEIRA NETO, M. et al. Carbono total e atributos químicos com diferentes usos do solo no Cerrado. *Acta Scientiarum Agronomy*, v. 31, p. 709 717, 2009.

SIQUEIRA, C. C. Z. *Atributos do solo e estoques de carbono em sistemas agroflorestais na restauração de áreas degradadas*. 2017. Dissertação (Mestrado Em Agricultura Tropical e Subtropical) Instituto Agronômico. Campinas.

SIX, J., ELLIOTT, E. T., PAUSTIAN, K. Aggregate and Soil Organic Matter Dynamics under Conventional and No Tillage Systems. *Published in Soil Sci. Soc. Am. J.* v. 63: p.1350–1358. 1999.

SKOGLEY, E. O.; DOBERMANN, A. Synthetic ion exchange resins: Soil and environmental studies. *J. Environ. Qual.* v. 25, p.13–24. 1996.

SOUZA, H.N.D. et al. Protective shade, tree diversity and soil properties in coffee agroforestry systems in the Atlantic rainforest biome. *Agriculture, Ecosystems & Environment* v.146, p.179 196. 2012.

STEFFEN, W., RICHARDSON, K., ROCKSTRÖM, J., CORNELL, S., FETZER, I., BENNETT, E., *et al.* (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* (New York, N.Y.), 348, 1217.

STEWART, C. E.; PLANTE, A. F.; CONANT, R. T.; SIX, J. soil carbon saturation: linking concept and mensurable carbon pools. *Soil Science of America Journal*, Madison, v. 72, n. 2, p.379 392, 2008.

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.

SZOTT, L.T.; KASS, D. C.. Fertilizers in agroforestry systems. *Agroforestry Systems*. v.23, p.157—176. 1993.

TAIZ, L., ZEIGER, E. *Fisiologia Vegetal* (Sunderland, MA), 5ªed, 2013.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. *Análises de solo, planta e outros materiais*. 2. ed. Porto Alegre: UFRG, 1995. 174 p.

TEIXEIRA, P. C. *et al. Manual de métodos de análise de solo*. 3. ed. – Brasília, DF : Embrapa, 2017.

TERROR, V.L.; SOUSA, H.C.; KOSOVITS, A.R. Produção, decomposição e qualidade nutricional da serapilheira foliar em uma floresta paludosa de alti tude. *Acta Botanica Brasílica*, v.25, n.1, p.113 121, 2011.

TILMAN, D., BALZER, C., HILL, J. & BEFORT, B.L. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proc. Natl Acad. Sci*, v. 108, n. 50, p. 20260-20264. 2011.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade do solo In: ALVAREZ, V.H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; MELLO, J. W. V.; COSTA, L. M. (Ed.) Tópicos em ciência do solo. Viçosa: *Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, 2002. p. 195-276.

TRIPATHI, O. P.; PANDEY, H. N.; TRIPATHI, R. S.. Litter production, decomposition and physico-chemical properties of soil in 3 developed agroforestry systems of Meghalaya, Northeast India. *African Journal of Plant Science*, v., n.8, p.160-167. 2009.

TSCHARNTKE, T., CLOUGH, Y., BHAGWAT, S.A., BUCHORI, D., FAUST, H., HERTEL, D., ET AL. (2011). Multifunctional shade tree management in tropical agroforestry landscapes – A review. *Journal of Applied Ecology*, 48, 619–629.

USDA NRCS. Soil Quality Institute, Ames, IA. Disponível em: <https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/main/soils/health/> Acesso em: 23 de ago. 2018.

VAARAMAA, K.; LEHTO, J. H⁺/Na⁺ exchange in an aminophosphonate chelating resin. *React. Funct. Polym.* v. 33, p. 19-24. 1997.

VACHERON, Jordan et al. Plant growth promoting rhizobacteria and root system functioning. *Frontiers in plant science*, v. 4, p. 356, 2013.

VAN MEETEREN, M. J. M.; TIETEMA, A.; WESTERVELD, J. W. Regulation of microbial carbon, nitrogen, and phosphorus transformations by temperature and moisture during decomposition of *Calluna vulgaris* litter. *Biology and Fertility of Soils*, v. 44, n. 1, p. 103-112, 2007.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. *O solo como sistema*. (1. ed) Curitiba: 2011.

VEZZANI, F.M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33: 743-755, 2009.

VIOLLE, C., NAVAS, M L., VILE, D., KAZAKOU, E., FORTUNEL, C., HUMMEL, I., GARNIER, E. Let the concept of trait be functional. *Oikos*, v. 116, n.5, p. 882-892. 2007.

WIEDER, William R. et al. Carbon cycle confidence and uncertainty: Exploring variation among soil biogeochemical models. *Global change biology*, v. 24, n. 4, p. 1563-1579, 2018.

WOOD, S.A., KARP, D.S., DELERCK, F., KREMEN, C., NAEEM, S., et al. Functional traits in agriculture: agrobiodiversity and ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, p. 1-9, 2015.

WRIGHT, J.P.; NAEEM, S.; HECTOR, A.; LEHMAN, C.; REICH, P. B.; SCHMID, B.; TILMAN, D. Conventional functional classification schemes underestimate the relationship with ecosystem functioning. *Ecology Letters*, [S.I.], v. 9, n. 2, p. 111-120, 2006.

XIE, H., PASTERNAK, J.J., AND GLICK, R.B. Isolation and characterization of mutants of the Plant Growth Promoting Rhizobacterium *Pseudomonas putida* GR12-2 that overproduce indoleacetic acid. *Curr. Microbiol.* v. 32, p. 67-71, 1996.

YEOMANS, J.C.; BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v.19, p.1467-1476. 1988.

ZHANG, Y. L., WANG, F. X., SHOCK, C. C., YANG, K. J., KANG, S. Z., QIN JT, L. I. Effects of plastic mulch on the radiative and thermal conditions and potato growth under drip irrigation in arid Northwest China. *Soil Till Res.* v. 172, p. 1-11. 2017.

9 APÊNDICES

APÊNDICE A – estatística descritiva dos dados das análises químicas do solo por SAFA.

Tratamentos e variáveis	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Percentis			
					25°	50° (Mediana)	75°	
Alto	COT g-1 k-1	44,67	2,07	41,49	47,13	42,80	44,95	46,54
	pH ÁGUA	5,54	0,10	5,41	5,70	5,46	5,54	5,60
	P mg L-1	21,76	3,74	12,72	27,46	20,91	22,42	23,26
	AMÔNIO g L-1	8,14	1,58	6,78	10,56	6,92	7,10	10,03
	NITRATO g L-1	8,56	2,94	5,18	13,97	6,55	7,72	11,00
	Ca cmol c dm-3	0,73	0,22	0,39	1,12	0,62	0,68	0,90
	Mg cmol c dm-3	3,59	1,88	1,21	6,76	2,38	3,16	5,44
	K mg Kg-1	78,97	19,51	41,45	104,66	69,18	81,53	96,06
	N MIN g L-1	16,75	3,94	12,08	24,41	13,41	16,41	19,35
	N TOTAL	4,22	0,42	3,46	4,92	3,83	4,19	4,56
	C:N	10,85	1,27	9,45	13,61	10,04	10,23	11,65
	NH4+:NO3-	1,04	0,36	0,56	1,52	0,72	1,00	1,38
	N:P	0,21	0,06	0,13	0,36	0,17	0,20	0,21
Médio	COT g-1 k-1	46,82	3,40	40,81	52,37	44,09	46,93	49,37
	pH ÁGUA	5,62	0,08	5,50	5,73	5,56	5,61	5,69
	P mg L-1	11,92	8,23	3,85	28,77	5,86	9,23	15,90
	AMÔNIO g L-1	9,13	2,03	6,93	13,86	7,01	8,75	10,36
	NITRATO g L-1	7,45	2,62	5,18	12,27	5,21	6,81	10,34
	Ca cmol c dm-3	0,84	0,22	0,48	1,21	0,72	0,85	1,00
	Mg cmol c dm-3	5,16	2,24	1,90	9,82	3,45	4,67	6,90
	K mg Kg-1	92,29	15,99	73,64	123,71	77,29	89,86	105,77
	N MIN g L-1	16,62	3,09	12,27	22,80	13,86	16,24	18,92
	N TOTAL	3,83	0,60	2,73	4,56	3,28	4,19	4,19
	C:N	12,52	2,61	10,24	17,96	10,38	11,78	13,16
	NH4+:NO3-	1,38	0,61	0,67	2,66	0,85	1,29	1,75
	N:P	0,41	0,22	0,16	0,72	0,20	0,39	0,63
Baixo	COT g-1 k-1	43,75	6,82	31,42	55,09	39,21	44,49	48,22
	pH ÁGUA	5,53	0,13	5,25	5,72	5,45	5,57	5,60
	P mg L-1	18,29	6,62	8,87	27,62	12,51	16,98	24,58
	AMÔNIO g L-1	9,22	2,17	7,00	13,86	7,07	8,79	10,38

NITRATO g L-1	9,21	2,24	6,77	12,30	7,04	8,73	12,10
Ca cmol c dm-3	0,81	0,31	0,55	1,63	0,59	0,75	0,95
Mg cmol c dm-3	4,76	2,02	1,17	8,47	4,11	4,76	5,38
K mg Kg-1	96,90	11,02	84,70	114,86	86,40	94,08	107,49
N MIN g L-1	18,56	3,06	14,08	24,40	15,89	18,28	20,87
N TOTAL	4,36	0,82	3,46	5,29	3,46	4,56	5,29
C:N	10,53	3,35	5,94	15,90	7,75	9,59	13,21
NH4+:NO3-	1,02	0,39	0,58	2,00	0,78	1,00	1,06
N:P	0,26	0,08	0,14	0,39	0,20	0,23	0,33

APÊNDICE B – comparação de médias, valores de U e p para dados das análises químicas de solo entre os tratamentos

Variável	Tratamento	Postos médios
Comparação de tratamentos	Alto	5,80
	Médio	14,13
	U	3
p		0,001
Comparação de tratamentos	Alto	13,00
	Baixo	6,77
	U	15
p		0,05
Comparação de tratamentos	Médio	13,50
	Baixo	5,00
	U	0
p		0,001
Média		0,0754
Desvio Padrão		0,5116
Mínimo		-1,8657
Máximo		1,5415
	25°	0,0247
Percentis	50° (Mediana)	0,0722
	75°	0,1138

APÊNDICE C – Estatística descritiva dos dados de resina trocadora para o tratamento Alto e estação Verão nas linhas de cultivo e entrelinhas para duas profundidades testadas

Fatores	Variáveis	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Percentis				
						25o.	50° (Mediana)	75°		
Tratamento Alto, estação Verão	Arbusto	NO ₃ --N g ⁻¹ resina dia ⁻¹	,0025	,0008	,0019	,0039	,0020	,0023	,0032	
		μg NH ₄ + N g ⁻¹ resina dia ⁻¹	,0027	,0007	,0020	,0034	,0020	,0027	,0034	
		μg N mineral-N g ⁻¹ resina dia ⁻¹	,0051	,0010	,0039	,0066	,0042	,0050	,0060	
		μg NH ₄ + : NO ₃ --N g ⁻¹ resina dia ⁻¹	1,1546	,3263	,7803	1,5734	,8587	1,1323	1,4728	
		μg NO ₃ --N g ⁻¹ resina dia ⁻¹	,0032	,0013	,0019	,0047	,0020	,0029	,0045	
		μg NH ₄ + N g ⁻¹ resina dia ⁻¹	,0039	,0011	,0028	,0051	,0029	,0038	,0051	
	2	μg N mineral-N g ⁻¹ resina dia ⁻¹	,0073	,0017	,0047	,0093	,0059	,0074	,0086	
		μg NH ₄ + : NO ₃ --N g ⁻¹ resina dia ⁻¹	1,4709	,6820	,7047	2,4476	,8400	1,4844	2,0950	
		Entrelinha	μg NO ₃ --N g ⁻¹ resina dia ⁻¹	,0031	,0019	,0007	,0056	,0013	,0033	,0047
			μg NH ₄ + N g ⁻¹ resina dia ⁻¹	,0040	,0015	,0025	,0060	,0027	,0035	,0058
			μg N mineral-N g ⁻¹ resina dia ⁻¹	,0074	,0027	,0035	,0098	,0046	,0088	,0094
			μg NH ₄ + : NO ₃ --N g ⁻¹ resina dia ⁻¹	1,9488	1,2422	,5614	3,9583	1,0601	1,7105	2,9566

	$\mu\text{g NO}_3^-$ N g^{-1} resina dia^{-1}	,0032	,0015	,0009	,0051	,0016	,0036	,0044
	$\mu\text{g NH}_4^+$ N g^{-1} resina dia^{-1}	,0056	,0009	,0038	,0063	,0049	,0059	,0062
2	$\mu\text{g N}$ mineral-N g^{-1} resina dia^{-1}	,0088	,0016	,0071	,0114	,0074	,0086	,0100
	μg $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ N g^{-1} resina dia^{-1}	2,518 5	2,2105	1,0484	6,7460	1,188 8	1,4583	4,059 6

APÊNDICE D – Estatística descritiva dos dados de resina trocadora para o tratamento Médio e estação Verão nas linhas de cultivo e entrelinhas para duas profundidades testadas

Fatores	Variáveis	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Percentis			
						25o.	50o (Mediana)	75o	
Tratamento Médio, estação Verão	Arbusto	$\mu\text{g NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0062	,0029	,0032	,0106	,0032	,0061	,0087
		$\mu\text{g NH}_4\text{+N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0050	,0007	,0039	,0056	,0044	,0052	,0055
		$\mu\text{g N mineral-N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0112	,0034	,0071	,0159	,0076	,0114	,0141
		$\mu\text{g NH}_4\text{+NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,9258	,3423	,5048	1,4220	,6394	,8641	1,2672
	20	$\mu\text{g NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0090	,0058	,0039	,0189	,0050	,0073	,0140
		$\mu\text{g NH}_4\text{+N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0044	,0015	,0023	,0064	,0033	,0043	,0058
		$\mu\text{g N mineral-N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0139	,0069	,0077	,0253	,0087	,0121	,0200
		$\mu\text{g NH}_4\text{+NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,6379	,2245	,3406	,9701	,4669	,6230	,8164
Entrelinha	5	$\mu\text{g NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0081	,0041	,0027	,0117	,0031	,0098	,0116
		$\mu\text{g NH}_4\text{+N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0058	,0012	,0037	,0071	,0053	,0059	,0067
		$\mu\text{g N mineral-N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0140	,0047	,0068	,0175	,0087	,0163	,0175
		$\mu\text{g NH}_4\text{+NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,9953	,7584	,5013	2,4590	,5084	,6770	1,4748
	20	$\mu\text{g NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0044	,0019	,0011	,0062	,0028	,0050	,0059
		$\mu\text{g NH}_4\text{+N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0050	,0021	,0013	,0071	,0032	,0053	,0069
		$\mu\text{g N mineral-N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0094	,0020	,0071	,0122	,0078	,0087	,0117
		$\mu\text{g NH}_4\text{+NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	1,8098	2,1189	,2261	6,0256	,6430	1,1342	2,6742

APÊNDICE E – Estatística descritiva dos dados de resina trocadora para o tratamento Baixo e estação Verão nas linhas de cultivo e entrelinhas para duas profundidades testadas

Fatores	Variáveis	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Percentis				
						25o.	50° (Mediana)	75°		
Tratamento Baixo, estação Verão	Arbusto	5	$\mu\text{g NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0023	,0010	,0008	,0033	,0013	,0027	,0030
		$\mu\text{g NH}_4\text{+N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0018	,0010	,0007	,0031	,0009	,0014	,0028	
		$\mu\text{g N mineral-N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0040	,0019	,0019	,0063	,0022	,0041	,0059	
		$\mu\text{g NH}_4\text{+NO}_3\text{-N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,8081	,3638	,3814	1,2931	,4495	,9067	1,1174	
	20	$\mu\text{g NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0027	,0019	,0003	,0042	,0007	,0038	,0042	
		$\mu\text{g NH}_4\text{+N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0035	,0015	,0008	,0048	,0023	,0040	,0044	
		$\mu\text{g N mineral-N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0066	,0032	,0019	,0089	,0034	,0079	,0087	
		$\mu\text{g NH}_4\text{+NO}_3\text{-N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,9676	,1755	,7534	1,1484	,7908	,9843	1,1278	
Entrelinha	5	$\mu\text{g NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0023	,0006	,0017	,0032	,0017	,0022	,0031	
		$\mu\text{g NH}_4\text{+N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0017	,0012	,0004	,0033	,0006	,0015	,0028	
		$\mu\text{g N mineral-N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0041	,0018	,0024	,0065	,0025	,0038	,0059	
		$\mu\text{g NH}_4\text{+NO}_3\text{-N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,6311	,3156	,1812	1,0321	,3448	,6646	,9007	
	20	$\mu\text{g NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0013	,0007	,0004	,0022	,0006	,0012	,0021	
		$\mu\text{g NH}_4\text{+N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0034	,0023	,0011	,0064	,0012	,0031	,0057	
		$\mu\text{g N mineral-N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	,0047	,0028	,0015	,0086	,0021	,0049	,0073	
		$\mu\text{g NH}_4\text{+NO}_3\text{-N g}^{-1}$ resina dia ⁻¹	2,924 7	2,1590	1,1446	6,6038	1,3926	2,3913	4,7235	

APÊNDICE F – Valores de Qui-quadrado, grau de liberdade e p para os dados da resina na Estação Verão, referentes ao teste de Kruskal-Wallis.

Subgrupos	Descritivas	$\mu\text{g NO}_3\text{--N}$ g-1 resina dia-1	$\mu\text{g NH}_4\text{+-N}$ g-1 resina dia-1	$\mu\text{g N mineral-}$ N g-1 resina dia-1	$\mu\text{g NH}_4\text{+:NO}_3\text{--N}$ g-1 resina dia-1		
VERÃO	ARBUSTO	5	Qui-quadrado	7,969	11,581	10,887	1,661
		5	Grau de liberdade	2	2	2	2
			p	,019	,003	,004	,436
	20	20	Qui-quadrado	6,860	,632	5,526	7,320
		20	Grau de liberdade	2	2	2	2
			p	,032	,729	,063	,026
ENTRELINHA	5	5	Qui-quadrado	6,812	10,495	9,913	4,812
		5	Grau de liberdade	2	2	2	2
		p	,033	,005	,007	,090	
	20	20	Qui-quadrado	6,531	2,585	6,576	2,786
20		Grau de liberdade	2	2	2	2	
	p	,038	,275	,037	,248		

APÊNDICE G – Estatísticas descritivas referentes ao teste de Mann-Whitney para Estação Verão, Arbusto profundidade 5 cm.

Descritivas	$\mu\text{g NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia-1		$\mu\text{g NH}_4\text{+N g}^{-1}$ resina dia-1		$\mu\text{g N mineral-N g}^{-1}$ resina dia-1		$\mu\text{g NH}_4\text{+NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia-1	
	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO
U	2,000		0,000		0,000		8,000	
p	,017		,006		,006		,394	
Comparação de subgrupos								
Postos médios	3,40	8,17	3,00	8,50	3,00	8,50	6,50	4,83
U	12,000		5,000		8,500		5,000	
p	,917		,117		,402		,221	
Comparação de subgrupos	ALTO	BAIXO	ALTO	BAIXO	ALTO	BAIXO	ALTO	BAIXO
Postos médios	5,60	5,40	7,00	4,00	6,30	4,70	6,25	4,00
U	2,000		0,000		0,000		12,000	
p	,017		,006		,006		,584	
Comparação de subgrupos	MÉDIO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO
Postos médios	8,17	3,40	8,50	3,00	8,50	3,00	6,50	5,40

APÊNDICE H – Estatísticas descritivas referentes ao teste de Mann-Whitney para Estação Verão, Arbusto, profundidade 20 cm.

Descritivas	$\mu\text{g NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia-1		$\mu\text{g NH}_4\text{+-N g}^{-1}$ resina dia-1		$\mu\text{g N mineral-N g}^{-1}$ resina dia-1		$\mu\text{g NH}_4\text{+:NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia-1	
	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO
U	2,000		14,000		2,000		1,000	
p	,028		,522		,028		,016	
Comparação de subgrupos								
Postos médios	3,40	7,60	5,83	7,17	3,40	7,60	7,80	3,20
U	9,000		13,000		9,000		6,000	
p	,465		,715		,806		,327	
Comparação de subgrupos	ALTO	BAIXO	ALTO	BAIXO	ALTO	BAIXO	ALTO	BAIXO
Postos médios	6,20	4,80	6,33	5,60	4,80	5,25	5,80	4,00
U	2,000		11,500		3,000		2,000	
p	,028		,522		,086		,050	
Comparação de subgrupos	MÉDIO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO
Postos médios	7,60	3,40	6,58	5,30	6,40	3,25	3,40	7,00

APÊNDICE I – Estatísticas descritivas referentes ao teste de Mann-Whitney para Estação Verão, Entrelinha, profundidade 5 cm.

Descritivas	$\mu\text{g NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia-1		$\mu\text{g NH}_4\text{+-N g}^{-1}$ resina dia-1		$\mu\text{g N mineral-N g}^{-1}$ resina dia-1		$\mu\text{g NH}_4\text{+:NO}_3\text{--N g}^{-1}$ resina dia-1	
	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO
U	6,000		6,000		4,000		6,000	
p	,100		,054		,044		,100	
Comparação de subgrupos	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO
Postos médios	4,20	7,50	4,50	8,50	3,80	7,83	7,80	4,50
U	10,000		3,000		4,000		3,000	
p	,360		,028		,076		,047	
Comparação de subgrupos	ALTO	BAIXO	ALTO	BAIXO	ALTO	BAIXO	ALTO	BAIXO
Postos médios	7,00	5,17	8,00	3,60	7,20	3,80	7,40	3,60
U	2,500		0,000		0,000		11,000	
p	,013		,006		,006		,465	
Comparação de subgrupos	MÉDIO	BAIXO	ALTO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO
Postos médios	9,08	3,92	8,00	3,60	8,50	3,00	6,67	5,20

APÊNDICE J – Estatísticas descritivas referentes ao teste de Mann-Whitney para Estação Verão, Entrelinha, profundidade 20 cm.

Descritivas	µg NO ₃ –N g–1 resina dia–1		µg NH ₄ +–N g–1 resina dia–1		µg N mineral–N g–1 resina dia–1		µg NH ₄ +;NO ₃ –N g–1 resina dia–1	
	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO
U	10,500		16,000		14,500		11,000	
p	,229		,748		,574		,262	
Comparação de subgrupos	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO	ALTO	MÉDIO
Postos médios	5,25	7,75	6,83	6,17	5,92	7,08	7,67	5,33
U	4,500		7,000		3,000		13,000	
p	,055		,143		,028		,715	
Comparação de subgrupos	ALTO	BAIXO	ALTO	BAIXO	ALTO	BAIXO	ALTO	BAIXO
Postos médios	7,75	3,90	7,33	4,40	8,00	3,60	5,67	6,40
U	3,000		8,000		3,000		6,000	
p	,028		,201		,028		,100	
Comparação de subgrupos	MÉDIO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO
Postos médios	8,00	3,60	7,17	4,60	8,00	3,60	4,50	7,80