

CAPÍTULO 13

ESTOQUES DE CARBONO EM SISTEMAS AGROPECUÁRIOS OCUPADOS COM PASTAGEM E LAVOURA

*Alan Figueiredo de Oliveira; Ângela Maria Quintão Lana; Lúcio Carlos Gonçalves;
Matheus Anchieta Ramirez; Pamella Grossi de Sousa; Frederico Patrus Ananias de
Assis Pires; Rafael Araújo de Menezes; Guilherme Lobato Menezes*

RESUMO

A sociedade atual lida com o grande desafio de produzir alimentos em quantidade e em qualidade para suprir a população mundial em crescimento. Por outro lado, o desafio de aumentar a produção de alimentos, de fibras e de biocombustíveis precisa ser acompanhado da preservação dos recursos naturais. O aumento das emissões de gases causadores do efeito estufa, principalmente após a Revolução Industrial, gerou grande preocupação mundial em desenvolver tecnologias capazes de mitigar as emissões de carbono e manter a produtividade dos sistemas. O desenvolvimento agropecuário brasileiro a partir da década de 1960 promoveu a supressão da vegetação nativa e o estabelecimento de sistemas convencionais, o que provocou impactos negativos no ambiente. Entretanto, o meio agrário nacional vem buscando novas tecnologias que tenham potencial de reverter esses impactos. As novas tecnologias, como o plantio direto na palha, o menor revolvimento do solo, a rotação de culturas, a integração lavoura-pecuária, o ajuste de adubações, o ajuste da carga animal e a utilização de material genético melhorado, são fundamentais para o aumento da produção mundial de alimentos e para a preservação ambiental.

INTRODUÇÃO

A população mundial evoluiu de pequenas comunidades isoladas, que obtinham alimento por meio da caça e do extrativismo, para a sociedade atual, altamente conectada e que produz alimento em sistemas agropecuários bem estruturados. A evolução dos sistemas agropecuários em diferentes partes do mundo é heterogênea e acompanha fatores locais, como disponibilidade e qualidade de recursos naturais (água, luz, temperatura, solo e vegetação natural), e fatores regionais e globais, como orientação política, costumes religiosos e culturais, localização e disponibilidade de mercado. Os sistemas

agropecuários brasileiros apresentam íntima relação com a história política e fundiária adotada desde o descobrimento do país. A concentração do poder político por meio do controle da mão de obra e da posse da terra manteve a estrutura fundiária também concentrada. Essa concentração agrária histórica e a modernização da agricultura (a partir da década de 1960) são as principais causas dos baixos índices produtivos, da degradação ambiental e da alta emissão de carbono criticados pela literatura internacional (Leite *et al.*, 2012).

As práticas agrícolas e o modo de vida atual geraram forte impacto no ambiente, como o aumento das emissões dos gases do efeito estufa (GEE) que afetam todo o planeta. O aumento das concentrações atmosféricas dos GEE, principalmente dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O), é uma das maiores preocupações de diversas áreas do conhecimento da literatura mundial como risco à sustentabilidade do planeta. O setor agropecuário é responsável por grande parte dessas emissões de GEE e, por isso, vem sofrendo grande pressão por diversas partes da sociedade para a melhoria dos índices produtivos e da preservação ambiental (Sainju, 2016; Smith, 2017; Feng *et al.*, 2018).

Os sistemas agropecuários, em todo o mundo, passaram por transformações ao longo da história e atualmente buscam estratégias e tecnologias que sejam mais sustentáveis e reduzam o impacto ambiental. A utilização de novas tecnologias produtivas, como o melhoramento genético, a nutrição de precisão e a melhoria das condições sanitárias dos rebanhos, possibilita o aumento da ecoeficiência dos sistemas produtivos. Outras tecnologias produtivas, como o plantio direto (PD), a rotação de culturas, o menor revolvimento do solo, a utilização de diferentes arranjos de integração lavoura-pecuária (ILP) e de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), a recuperação e o adequamento do manejo das pastagens, a utilização de leguminosas fixadoras biológicas de nitrogênio e a melhoria do manejo dos fertilizantes, permitem a utilização mais adequada dos recursos naturais na produção agropecuária e no manejo do solo. Portanto, os sistemas agropecuários mundiais vêm buscando o aumento da produção de alimentos e matérias-primas com alto padrão de preservação ambiental (Lal, 2010; Bustamante *et al.*, 2014; Franzluebbbers *et al.*, 2014).

Os estoques de carbono no solo (ECS) têm papel central nas discussões sobre sustentabilidade na agropecuária. O grande volume de carbono que pode ser estocado mundialmente no solo funciona como reservatório capaz de retirar da atmosfera o carbono emitido pelos sistemas produtivos. Desse modo, o entendimento de como as ações antrópicas, como o desmatamento e a utilização de práticas agrícolas conservacionistas,

influencia os ECS é fundamental para conciliar altas produtividades e preservação ambiental no meio agropecuário. Objetivou-se neste capítulo discutir como as mudanças no uso do solo podem afetar o balanço de carbono nos sistemas agropecuários ocupados por pastagem e lavoura.

CICLO DO CARBONO E EFEITO ESTUFA

A energia solar entra na atmosfera terrestre por meio de ondas curtas e, ao atingir o solo, é refletida para a atmosfera como ondas longas. Essa energia refletida interage com os GEE e retém calor na atmosfera, fundamental para a manutenção da temperatura e da vida terrestre. Entretanto, devido às ações antrópicas, as emissões dos GEE, principalmente de CO₂, CH₄, N₂O e clorofluorcarbonos (CFC_s), têm aumentado nas últimas décadas e gerado o aumento da temperatura terrestre.

Entre esses GEE, a capacidade de reter calor é diferenciada e, por isso, é necessário considerar o volume emitido juntamente com a capacidade de reter calor. Para solucionar esse problema, a literatura internacional converte as emissões de todos os gases em equivalentes de CO₂. O CO₂ é o gás que mais contribui para o efeito estufa devido ao grande volume emitido e permanece na atmosfera por 100 a 300 anos. A quantidade de CH₄ emitida é bem menor, mas seu potencial de aquecimento é 23 vezes maior que o CO₂ (1CH₄ = 23 CO₂) e permanece na atmosfera por aproximadamente 12 anos. As concentrações de CFC_s e N₂O são ainda menores, porém o potencial de aquecimento é de 296 vezes maior no N₂O (1 N₂O = 296 CO₂) e de 6.200 a 7.100 vezes maior nos CFC_s (1CFC = 6.200 a 7.100 CO₂). A permanência do N₂O na atmosfera é de aproximadamente 121 anos (IPCC, 2007; Blasing, 2016).

O carbono tem função essencial na mitigação do efeito estufa em razão do grande potencial de acúmulo nos ecossistemas terrestres. Do ponto de vista agropecuário, os estoques de carbono no solo e na biomassa vegetal são importantes e passíveis de mudanças pelas práticas de manejo adotadas nos sistemas produtivos. O carbono no solo é a principal forma de estoque de carbono e equivale a aproximadamente três vezes a quantidade de C no reservatório vegetal e a duas vezes a contida na atmosfera.

Uma parte considerável do carbono orgânico no solo está na forma de agregados, que é menos propensa à decomposição microbiana, fato que possibilita a retenção desse carbono e a melhoria das características físico-químicas do solo. Entretanto, práticas de manejo que deixam o solo descoberto e que o revolvem antes do plantio aumentam a exposição da matéria orgânica do solo (MOS) à oxidação microbiana e possibilita a perda

gradual dos estoques de carbono no solo (Cerri *et al.*, 2007). Além disso, o corte e a queima da vegetação nativa dos biomas são importantes fontes de emissão de carbono para a atmosfera. Portanto, as práticas de manejo adotadas nos sistemas produtivos agropecuários são os principais fatores que determinam o estoque ou a emissão de carbono nos sistemas.

As emissões de carbono do solo para a atmosfera ocorrem principalmente pelos processos biológicos de decomposição de resíduos orgânicos e das respirações dos organismos do solo e do sistema radicular das plantas. A respiração radicular é responsável por aproximadamente 20% das emissões de CO₂ para a atmosfera, e a atividade biológica por 80%. Assim, fica evidente que as práticas de manejo que aumentam a exposição da MOS à oxidação microbiana podem aumentar o fluxo de carbono para a atmosfera. Além disso, a umidade e a temperatura podem elevar a taxa de respiração do solo e, conseqüentemente, o fluxo de carbono para a atmosfera (Carvalho *et al.*, 2010A; Chen *et al.*, 2013).

Nos ecossistemas brasileiros, as ações antrópicas atuam como forte influência nos estoques de carbono. Por exemplo, a expansão da fronteira agrícola para ocupação das áreas de Cerrado e, mais recentemente, da Amazônia foram realizadas, em sua maioria, pela destoca e queima da vegetação nativa, fato que emitiu grande quantidade de carbono para a atmosfera. Além disso, a manutenção de pastagens degradadas e de áreas de culturas improdutivas gera a redução dos estoques de carbono no solo e a necessidade de desmatamento de novas áreas. A produção de cana-de-açúcar com a utilização da queima das palhas antes do corte manual também é um manejo que emite grandes quantidades de carbono para a atmosfera (Cerri *et al.*, 2007; Franco *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2016).

A agropecuária brasileira tem evoluído muito com o desenvolvimento de tecnologias mais sustentáveis que permitem a manutenção ou o aumento dos estoques de carbono e da fertilidade do solo. Como exemplos dessas tecnologias, citam-se o corte mecânico da cana-de-açúcar, que reduz as emissões de CO₂ e mantém a cobertura do solo; o aumento da produtividade animal com a utilização de menos recursos, que possibilita o efeito “poupa terra” e abre novas áreas para reflorestamento; o PD na palha, que não revolve a cobertura do solo e, assim, a mantém; a rotação de culturas, que aumenta a biodiversidade do solo e possibilita o controle de pragas; a utilização da ILP, que gera benefícios mútuos, como a utilização da adubação residual da cultura pelo pasto e a melhoria das características do solo pelo pasto para a cultura; a utilização de energias limpas, como etanol e biodiesel, que reduzem a necessidade de queima de combustíveis

fósseis; a utilização da ILPF, que aumenta os estoques de carbono acima e abaixo da superfície do solo, diversifica a renda e melhora o ambiente para os animais; o combate ao desmatamento e o incentivo ao reflorestamento; a melhoria do manejo de plantações de arroz; entre outras tecnologias (Cerri *et al.*, 2010; Galford *et al.*, 2013; Carvalho *et al.*, 2014A; Gil *et al.*, 2015; Cerri *et al.*, 2018; Bretas *et al.*, 2020).

DINÂMICA DE CARBONO EM SOLOS AGRÍCOLAS

O sequestro de carbono pode ser definido como o processo de transferência de CO₂ da atmosfera para o solo pelas plantas, pelos resíduos das plantas e por outros compostos orgânicos. Já o estoque de carbono pode ser definido como o volume de carbono presente em um compartimento (solo, árvore, liteira) por um determinado tempo, sem necessariamente ser associado ao sequestro de carbono. Um exemplo de aumento do estoque sem haver sequestro de carbono ocorre quando há adição de esterco em uma determinada área (Chenu *et al.*, 2019).

Em sistemas agropecuários, os estoques de carbono dependem do balanço entre a entrada e a saída de carbono. Em sistemas com maior entrada do que saída, há acúmulo de carbono. Por outro lado, em sistemas com maior saída do que entrada, ocorre decréscimo nos estoques de carbono (Chenu *et al.*, 2019). Em situações em que existem medidas de manejo e utilização de tecnologias, como rotação de culturas, PD, agroflorestas, culturas de cobertura, manejo de pastagem com adubação adequada e ajuste de carga animal, utilização de compostos orgânicos, redução de queimadas e redução de erosão do solo, há aumento progressivo dos estoques de carbono no solo até atingir novo equilíbrio. Portanto, os estoques de carbono no solo são dinâmicos e estão sujeitos a alterações em função do manejo adotado. Essa alteração permite aumentar o sequestro de carbono no solo e mitigar os efeitos negativos do efeito estufa.

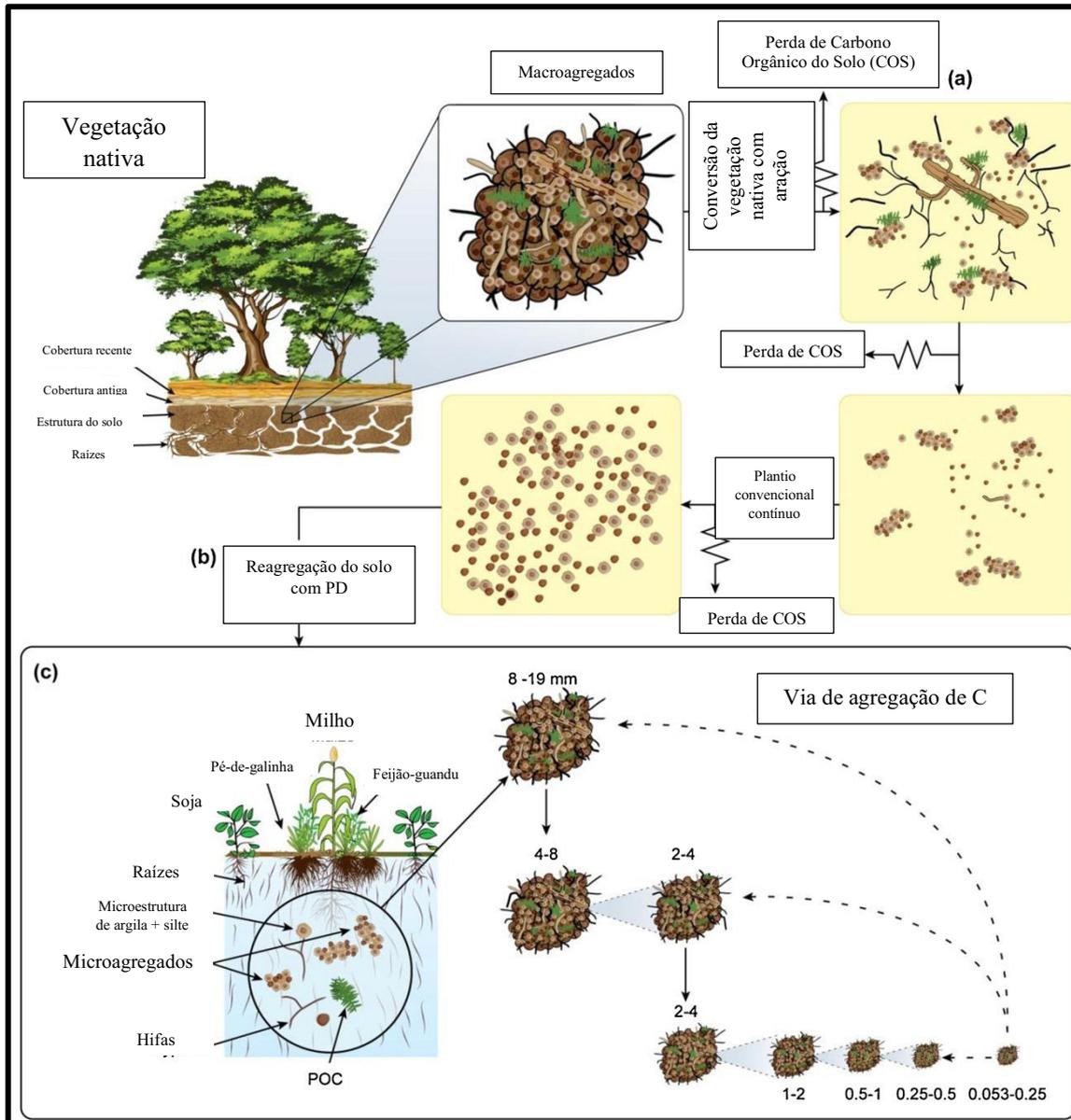
Os agroecossistemas florestais apresentam maior capacidade de acumulação líquida de carbono. Entretanto, devido à grande área global coberta por pastagens e lavouras, mais atenção vem sendo dada ao balanço de carbono desses sistemas que exercem influência direta nos ECS. A base biológica para a diferença dos estoques de carbono entre os sistemas consiste no fato de que as florestas estocam grande quantidade de carbono na parte aérea até atingirem a maturidade plena. Já nos pastos e nas lavouras manejados permanentemente, os ECS se mantêm quase constantes quando manejados com medidas conservacionistas. Porém, quando os pastos e as lavouras são manejados convencionalmente, os ECS tendem a reduzir-se.

Tivet *et al.* (2013) mostraram os efeitos provocados na estrutura do solo e nos ECS pela conversão da vegetação nativa em lavoura com plantio convencional e, posteriormente, em lavoura com PD (Figura 1). A aração do solo quebra os macroagregados e expõe a matéria orgânica para oxidação microbiana, fato que gera perda de carbono. Por outro lado, no PD, a maior decomposição de biomassa, a menor exposição da matéria orgânica à oxidação, a maior interação do carbono com sesquióxidos, o menor *turnover* de macroagregados e a maior presença de polissacarídeos provenientes das plantas (parte aérea e raiz) resultam em maior agregação das partículas no solo, favorecem a formação de macro e de microagregados e aumentam a estabilidade do carbono no solo.

Em trabalho complementar, Sá *et al.* (2015) observaram redução do estoque de carbono orgânico no solo de 0,58 a 0,67 Mg C/ha/ano com a utilização de plantio convencional. Nos sistemas com PD, houve acúmulo de carbono no solo e o índice de resiliência de carbono variou de 0,29 a 0,79 com o aumento da incorporação de carbono por meio dos resíduos das culturas com o PD. Segundo os autores, esses dados indicam a oportunidade de aumentar os ECS e de reverter o processo de degradação com a utilização de PD com alto volume de incorporação e diversificação de palhada.

Microagregados são formados pela ligação de polissacarídeos microbianos com pequenas partículas do solo, como silte e argila, e os macroagregados pela degradação de raízes a fragmentos orgânicos (Rochester, 2011). A proteção dos agregados no solo depende da estabilidade em contato com água e da resposta ao estresse mecânico. Portanto, sistemas convencionais de cultivo que reviram o solo aumentam a oxidação da matéria orgânica, reduzem a ligação entre os macroagregados e reduzem a estabilidade dos agregados em água. O aumento do ECS e sua permanência no solo dependem da maior incorporação de carbono no solo e de sua posterior mineralização. A estabilização do carbono ocorre por interações de sorção, de captura e de complexação com a superfície de partículas de argila e óxidos de ferro e alumínio. Em solos ácidos, a estabilização advém provavelmente da troca de ligações entre grupos carboxila do carbono orgânico no solo e grupos OH da superfície dos óxidos (Kaiser e Guggenberger, 2007).

Figura 1. Representação esquemática do aumento no estoque de carbono orgânico no solo, de acordo com as práticas de manejo adotadas



(a) A conversão da vegetação nativa em plantio convencional destrói os agregados do solo, promove a dispersão de partículas de argila e silte e diminui a formação de novos agregados.

(b) Reagregação dos agregados pela incorporação de carbono proveniente da palhada em PD.

(c) A reagregação envolve a acumulação e a redistribuição do COS entre as classes de agregados.

Perda de carbono envolve processos de emissão de CO_2 e CH_4 por oxidação e metanogênese e perda por erosão.

Fonte: Adaptado de Tivet *et al.* (2013).

Com o intuito de verificar como o teor e as diferentes composições de argila influenciam a estabilização do carbono orgânico no solo, Bruun *et al.* (2010) afirmaram que a labilidade do carbono orgânico no solo foi influenciada pela composição da argila e não pelo seu teor. Os conteúdos de óxidos de ferro e de alumínio foram inversamente proporcionais à labilidade do carbono orgânico no solo, ou seja, quanto maiores foram as concentrações de óxidos de ferro e alumínio no solo, maior foi a estabilidade do carbono.

Além do aumento dos estoques de carbono no solo, é fundamental entender como os processos físico-químicos e biológicos influenciam na conservação desse carbono no solo. Os principais mecanismos para estabilização do carbono no solo são a proteção física contra decompositores devido à inacessibilidade da matéria orgânica, a preservação seletiva devido à recalcitrância de compostos orgânicos em nível molecular e a interação organomineral na superfície dos óxidos de manganês, ferro, alumínio e filossilicatos (Dieckow *et al.*, 2009). A conservação do carbono no solo pela proteção contra a degradação da MOS é um dos principais processos que determinam os estoques de carbono nos sistemas agropecuários por longos períodos.

Após a decomposição dos resíduos de culturas e raízes, a matéria orgânica particulada livre migra para a matéria orgânica particulada (MOP) inclusa em macro e em microagregados. As práticas de manejo, como o PD, que não usam o revolvimento e usam a cobertura do solo com palhada reduzem a taxa de *turnover* de macroagregados. Além disso, o plantio direto aumenta a estabilização de microagregados e permite a conservação da MOS por longos períodos (Kleber *et al.*, 2011; Kogel-Knabner e Kleber, 2012; Nogueirol *et al.*, 2014; Plaza-Bonilha *et al.*, 2014; Kibet *et al.*, 2016)

Dieckow *et al.* (2009) avaliaram o balanço de carbono no solo em fazendas nos estados de Mato Grosso do Sul e Rio Grande do Sul, cultivadas por 11 a 25 anos com PD, e verificaram perda de carbono com a conversão de vegetação nativa em lavoura com plantio tradicional e ganho de carbono com a conversão de lavoura tradicional para lavoura com PD. A conversão de vegetação nativa para lavoura com plantio tradicional reduziu as concentrações de O-álcali (compostos geralmente provenientes da decomposição recente de resíduos orgânicos) e aumentou as de compostos aromáticos, carbonila, radicais livres (compostos geralmente provenientes de processos mais longos de decomposição e que apresentam maior recalcitrância) e a razão entre compostos aromáticos e O-álcali. A tendência foi inversa com a conversão de lavoura com plantio tradicional em lavoura com PD. Além disso, os ganhos de carbono foram maiores no solo com textura fina em relação aos solos com textura grosseira, fato que mostra a importância da proteção física contra a decomposição do carbono no solo pelo ataque microbiano e enzimático. Segundo os autores, o aumento e a posterior permanência dos estoques de carbono no solo são resultado principalmente de interações do carbono com os organominerais e da inacessibilidade física em agregados.

Boeni *et al.* (2013) também encontraram maior concentração de O-álcali e menor concentração de álcali de carbono no solo cultivado em pastagem permanente, em ILP e

em lavoura tradicional, respectivamente. Na fração livre e na oclusa, a maior concentração de O-álcali foi atribuída à maior incorporação de biomassa no solo e à posterior decomposição dos polissacarídeos, bem como ao menor revolvimento do solo, o que reduz a decomposição dessas frações mais susceptíveis.

Nesse contexto, Conceição *et al.* (2013) avaliaram os estoques de carbono e a forma do carbono no solo em sistemas implantados há 18 anos, no Rio Grande do Sul, que utilizavam dois sistemas de plantio (PD ou convencional) e duas estratégias de rotação de culturas (plantio de aveia (*Avena strigosa*) no inverno e milho (*Zea mays*) no verão, ou aveia e ervilhaca (*Vicia vilhosa*) no inverno e milho e feijão-de-corda (*Vigna unguiculata*) no verão). Os estoques de carbono na camada de 0 a 20 cm foram maiores no solo sob PD em comparação ao sob plantio tradicional, nos dois sistemas de rotação de culturas. A taxa de acúmulo de carbono foi maior no solo sob PD e com o plantio de aveia e milho em consórcio em razão da maior produção e decomposição de palhada no solo. Além disso, a proporção de macroagregados foi maior com o PD e a acumulação de carbono ocorreu mais na fração agregada a minerais em relação ao plantio convencional. A estabilização organomineral e a proteção física dos agregados tiveram importância semelhante na estabilização da MOP oclusa. Portanto, esses resultados demonstram que o PD e o consórcio de culturas, principalmente com leguminosas, são ferramentas importantes no acúmulo e na manutenção do carbono no solo.

A estrutura dos poros e a dos agregados influenciam diretamente nos estoques de carbono e na movimentação de gases e de água no solo. Essas características dos poros e dos agregados interferem nos processos biológicos e nos fluxos de água e de gases. A decomposição da matéria orgânica no solo geralmente é maior com agregados e poros grandes em razão da maior aeração do solo e do maior fluxo de gases (Zhang *et al.*, 2012), que aumentam a atividade microbiana.

Mangalassery *et al.* (2013) avaliaram como os formatos de 2 a 4 mm, 0,5 a 1 mm e <0,5 mm dos agregados do solo e as características do poro em solos argilosos ou em arenosos influenciam os conteúdos de matéria orgânica e as emissões de CO₂ e CH₄. O formato do agregado aumentou o conteúdo de matéria orgânica com valores de 7,5 a 8,6% no solo argiloso e de 2,8 a 5,2% no solo arenoso. Nos solos argilosos, o maior conteúdo de matéria orgânica foi contido em microagregados e, nos arenosos, em agregados intermediários. Os solos argilosos emitiram mais CO₂ em agregados pequenos, e os solos arenosos emitiram mais CO₂ em agregados grandes. Segundo os autores, pequenos agregados possuem maior habilidade de proteger a matéria orgânica e manter o carbono

no solo por mais tempo em comparação a macroagregados. Além disso, solos mais porosos e com poros maiores podem aumentar a passagem de CO₂ para a superfície e aumentar a disponibilidade de oxigênio para microrganismos agirem na decomposição da matéria orgânica e de resíduos de culturas.

A capacidade de armazenamento de carbono no solo com a utilização de PD é uma das principais possibilidades de retirar grandes quantidades de carbono da atmosfera. Entretanto, essa capacidade de armazenamento parece ser limitada, ou seja, os estoques de carbono no solo em sistemas com PD aumentam até determinado nível e, a partir daí, estabilizam-se. Corbeels *et al.* (2016) avaliaram os estoques de carbono no solo de duas propriedades em Goiás, nos anos de 2003 e 2011. Em 2003, essas propriedades tinham sistemas de ILP com PD com um, cinco, seis, oito, nove, 11 e 13 anos após implantação. Esses mesmos sistemas foram avaliados oito anos depois, em 2011, com nove, 13, 14, 16, 17, 19 e 21 anos após implantação. Os principais resultados encontrados foram que os estoques de carbono no solo dos sistemas de ILP com mais tempo após implementação foram superiores aos do Cerrado nativo, fato que mostra a potencialidade desse sistema em estocar carbono.

Outro resultado importante foi que a taxa média de acúmulo de carbono nos sistemas mais novos foi superior à dos mais velhos. Esses resultados indicam que há uma limitação na capacidade de estocar carbono nos sistemas de ILP mais velhos. Segundo os autores, possivelmente quando os mecanismos de estabilização do carbono orgânico no solo são saturados, a proteção da matéria orgânica da decomposição microbiana é menor, fato que limita a adição de carbono no solo. Entretanto, é relevante ressaltar que a maioria dos sistemas produtivos no Cerrado apresentam pastagem degradada e culturas com cultivo tradicional e, por isso, têm grandes potencialidades de estocar carbono. Ainda de acordo com os autores, a conversão de 8 milhões de hectares de cultura tradicional para PD poderia estocar 8 Tg C ano⁻¹ durante 10 a 15 anos.

Smith (2014) também sugeriu que os estoques de carbono nos sistemas agropecuários não funcionam como dreno constante e infinito de carbono. Além disso, os estoques de carbono variam muito conforme o manejo adotado e o tempo desde a introdução do manejo. Essa afirmação é importante pois mostra a necessidade de ter cautela em extrapolar os achados pontuais de alguns experimentos para todas as áreas com manejos semelhantes. O autor ainda discute que, mesmo que haja uma limitação, o solo pode atuar como grande dreno de carbono, principalmente em sistemas manejados convencionalmente, em que há perda sistemática de carbono.

ESTOQUE DE CARBONO EM RAZÃO DA MUDANÇA NO USO DO SOLO

A conversão de florestas nativas em pastagem, em lavoura ou em plantio de árvores e a conversão de pastagem em lavoura alteram os ECS dos sistemas. A derrubada de florestas e a posterior retirada ou queima da madeira extraem grandes quantidades de carbono do sistema para a atmosfera. Além disso, a utilização de aração do solo tende a reduzir os ECS, principalmente nas camadas mais superficiais. Entretanto, dependendo das características da vegetação nativa, do manejo adotado, do tipo do uso do solo, das práticas agropecuárias e do clima do local, os ECS podem aumentar ou se manter estáveis. As práticas agrícolas como o PD e a ILP geralmente são destacadas como capazes de aumentar os ECS, sobretudo nas camadas superficiais (Carvalho *et al.*, 2009A; Batlle-Bayer *et al.*, 2010; Maia *et al.*, 2010A; Maia *et al.*, 2010B.; Fujisaki *et al.*, 2015; Smith *et al.*, 2016).

Eclesia *et al.* (2012) avaliaram os ECS em locais pareados na América do Sul, quando a vegetação nativa foi substituída por pastagem ou plantio de árvores. A precipitação pluviométrica e a idade do sistema explicaram 50% da variação dos estoques de carbono no solo. Estes aumentaram com a conversão das áreas em pasto, independentemente da pluviosidade. A conversão da floresta nativa em plantio de árvores reduziu os estoques de carbono no solo em ambientes úmidos, porém, com o aumento da idade, os estoques de carbono voltaram a aumentar. As mudanças nos estoques de carbono se deram principalmente na fração associada a minerais (silte e argila), fato que pode indicar maior persistência desse carbono no solo. Segundo os autores, os aumentos dos ECS com o aumento da precipitação média podem ocorrer em razão da maior produção de biomassa aérea e da maior entrada de carbono no solo. Porém, maiores precipitações e temperaturas também podem reduzir o tempo de permanência do carbono no solo, provavelmente pela maior decomposição da matéria orgânica particulada.

Carvalho *et al.* (2009B) estudaram os ECS em áreas no estado de Rondônia que eram ocupadas naturalmente pela vegetação do Cerrado e que foram utilizadas para o plantio tradicional de arroz por dois anos. Após esse período, a área foi plantada com arroz, com plantio tradicional por um ou dois anos, ou soja, com PD por um, dois ou três anos. Os ECS corrigidos para a densidade na camada de 0 a 30 cm foram maiores nas áreas com PD em relação ao plantio de arroz por um ano, com plantio tradicional, e à vegetação nativa. A taxa de acumulação de carbono na conversão do arroz em plantio

tradicional para soja em PD foi de 0,38 Mg/ha/ano. Devido à ausência de revolvimento do solo, a decomposição lenta da palhada mantém ou aumenta a MOS e garante o fluxo de carbono para o solo. O acúmulo de carbono no solo pode ser proveniente da MOS e da decomposição das raízes da vegetação nativa original, da adição de calcário no solo e da introdução de resíduo de culturas. Portanto, é fundamental a inclusão de palhada no sistema para manter os estoques de carbono no solo por longos períodos.

No Brasil, a mudança na utilização do solo com a conversão da vegetação nativa em pasto ou em culturas, a conversão de pasto em agricultura ou a conversão de pasto ou agricultura em ILP alteram os estoques de carbono no solo de acordo com o manejo adotado nesses processos. Nesse contexto, a introdução de pastos intercalados com culturas é uma estratégia para alcançar estabilidade produtiva ao longo dos anos, por melhorar a qualidade e os estoques de carbono no solo.

Carvalho *et al.* (2010B) avaliaram os estoques de carbono em solos de fazendas localizadas nos biomas Amazônia e Cerrado e com históricos de ocupação com vegetação nativa, com pasto, com lavoura em rotação entre culturas sem pasto, com ILP com produção de culturas na safra e de pasto na safrinha ou com ILP com anos intercalados de cultura e de pasto. A conversão da vegetação nativa em pastos fez com que o solo exercesse a função de fonte ou dreno de carbono atmosférico, de acordo com o manejo aplicado na área. Em pastos não degradados e com alta fertilidade do solo, houve acúmulo e, em pastos degradados em solos de baixa fertilidade, houve perda de carbono. Os pastos degradados em solos de baixa fertilidade resultaram em baixa produção de biomassa e em baixa entrada de resíduo no solo, fato que reduz os ECS.

A conversão de vegetação nativa em cultura, mesmo com a utilização de PD, gerou perda de carbono. Nesses casos, os autores enfatizaram que, em fazendas comerciais, o baixo volume da palhada pode ter gerado a perda de carbono. O PD é fundamentado na ausência de revolvimento do solo, na rotação de cultura e na cobertura do solo. Porém, em locais com altas temperaturas e com baixa cobertura do solo, a decomposição da matéria orgânica é acelerada, e pode haver perda de carbono para a atmosfera.

A conversão de pasto não degradado em cultura mesmo em rotação liberou carbono para a atmosfera. Os sistemas de ILP com utilização de pasto funcionaram como dreno de carbono atmosférico. Esse dreno em sistema de ILP ocorreu principalmente pela inserção do carbono presente nas raízes e na palhada do pasto no carbono do solo. Além disso, segundo os autores, outros fatores, como a temperatura, a precipitação e o plantio

do pasto consorciado ou em sucessão com a cultura, afetam a competição por luz e podem influenciar a produção de biomassa e o sistema radicular das plantas, bem como o acúmulo de carbono.

Resultados semelhantes foram encontrados por Carvalho *et al.* (2014B), que observaram, em uma fazenda localizada em Goiás, perda líquida de carbono (carbono no solo e fluxo de N₂O e CH₄) na conversão da vegetação nativa para pasto ou na sucessão de culturas e dreno de carbono na conversão de áreas de culturas para ILP com utilização de *Urochloa decumbens*. Os autores ressaltaram que a conversão de Cerrado nativo para pasto emite CO₂ pelo desmatamento e pela queima da vegetação. Além disso, esse sistema pode emitir carbono em razão da perda gradual do carbono do solo devido à baixa produção do pasto, à baixa reincorporação de carbono em sistemas que utilizam superpastejo e à baixa reposição de nutrientes no solo.

A conversão do Cerrado em área com rotação de culturas, como a desse trabalho (soja na safra e milho na safrinha), reduz os estoques de carbono provavelmente em razão da baixa relação C/N da palhada, do baixo volume de palhada e da pequena cobertura do solo, que, junto às condições ambientais, aceleram a decomposição da matéria orgânica. A utilização da ILP com a rotação entre culturas e pasto na mesma área foi o único sistema capaz de acumular carbono. Isso pode ocorrer pela formação de boa palhada e pelo desenvolvimento vigoroso das raízes do pasto (Marchão *et al.*, 2009; Santos *et al.*, 2011).

Em Santarém-PA, no bioma Amazônia, Durigan *et al.* (2017) observaram perda líquida de carbono no solo na conversão da floresta nativa em áreas de lavoura. Entretanto, a avaliação de longo prazo e a utilização de carbono marcado mostrou que a conversão da floresta nativa em pasto não afetou os estoques de carbono e nitrogênio, provavelmente em razão da incorporação de carbono no solo proveniente da biomassa aérea e das raízes da pastagem. Segundo os autores, para reduzir as emissões de GEE na região, é necessário estabelecer medidas de exploração mais sustentáveis no bioma Amazônia, melhorar o monitoramento de queimadas e desmatamentos e reduzir a demanda por novas áreas agrícolas.

ESTOQUES DE CARBONO EM RAZÃO DO PLANTIO DIRETO E DA INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA

O cultivo do solo com práticas convencionais, como a utilização de fogo para limpeza de áreas, a aração e a gradagem do solo, o plantio de apenas uma lavoura por ano e o descanso da terra em pousio, são manejos que foram historicamente empregados em sistemas agrícolas em várias partes do mundo. Entretanto, o aumento recente da

preocupação com questões ambientais fez com que esses manejos fossem amplamente criticados pela alta emissão de CO₂, pela perda dos ECS e pela baixa eficiência produtiva. Nesse contexto, práticas agrícolas conservacionistas vêm sendo desenvolvidas e aprimoradas para permitir aumento da produtividade agropecuária sem gerar degradação ambiental. O PD na palha apresenta algumas vantagens em relação ao plantio convencional, como menor compactação do solo por máquinas agrícolas, maior retenção de umidade no solo, menor estresse ao déficit hídrico, maior ECS, aumento das frações estáveis de carbono no solo, melhor estruturação do solo e aumento da produtividade agrícola (Figueiredo *et al.*, 2013; Sá *et al.*, 2014; Pinheiro *et al.*, 2015; Ferreira *et al.*, 2016; Miranda *et al.*, 2016; Briedis *et al.*, 2020; Oliveira *et al.*, 2020; Piazza *et al.*, 2020).

Juntamente ao PD, a utilização de rotação de culturas, o não revolvimento do solo e o consórcio com leguminosas fixadoras biológicas de nitrogênio ainda permitem maior controle de pragas, utilização de menores doses de fertilizantes, redução das emissões de GEE e maior eficiência produtiva (Ferreira *et al.*, 2013; Abdalla *et al.*, 2016; Valkama *et al.*, 2020). Outra tecnologia amplamente estudada e utilizada no Brasil são os diferentes arranjos de ILP. Embora sejam sistemas mais complexos e com maior dificuldade gerencial, a ILP apresenta muitas vantagens em relação ao monocultivo, inclusive no âmbito econômico (Lemaire *et al.*, 2015).

Assad *et al.* (2013) avaliaram o estoque de carbono nos biomas brasileiros Cerrado, Floresta Atlântica e Pampa com diferentes sistemas de ocupação da terra. Os estoques de carbono foram maiores na vegetação nativa em relação às florestas, à ILP e ao pasto tradicional. A média de estoque de carbono no solo com a vegetação nativa corrigida para a massa do solo na camada de 0-10 cm foi de 29,0 Mg/ha e reduziu ($p=0,02$) para 22,6 Mg/ha, com a ILP, e para 20,9 Mg/ha, com a pastagem tradicional.

Na camada de 0-30 cm, o estoque de carbono no solo corrigido para a densidade com a vegetação nativa foi de 63,6 Mg/ha e reduziu ($p=0,07$) para 53,4 Mg/ha, com a ILP, e para 52,1 Mg/ha, com a pastagem tradicional. Na camada de 0-60 cm, o estoque de carbono no solo foi de 91,8 Mg/ha com a vegetação nativa, de 85,8 Mg/ha com a ILP e de 83,6 Mg/ha com o pasto tradicional, sem diferença entre os sistemas. Nas camadas de 0-10 e 0-30 cm, o estoque de carbono no solo foi 7,5 Mg/ha maior com a floresta em relação ao com ILP e aproximadamente 11,3 Mg/ha maior em relação ao pasto tradicional.

As variações regionais, como a temperatura e a precipitação, e as locais, como a textura, a densidade e a fertilidade do solo, são algumas das responsáveis pelos estoques

de carbono no solo. Geralmente regiões mais frias e com solo menos arenoso têm maiores estoques de carbono que regiões quentes e com solos mais arenosos. No estudo conduzido por Assad *et al.* (2013), metade da variância foi explicada pelo conteúdo de areia do solo e pela temperatura média anual. O conteúdo de areia foi mais importante que o de argila para prever os estoques de carbono em pastos. O conteúdo de argila tem relação direta com o estoque de carbono desde que exerça proteção contra a decomposição da matéria orgânica. Entretanto, essa proteção depende mais do tipo de argila e dos conteúdos de sesquióxidos de alumínio e ferro do que da quantidade absoluta de argila. Os sesquióxidos conferem uma textura arenosa aos solos tropicais, fato que reduz a retenção de água e a densidade do solo. As altas temperaturas também aumentam a perda de carbono pela emissão de CO₂ em razão da maior respiração do solo e da decomposição da matéria orgânica.

Esses resultados confirmam a tendência de perda de carbono em solos cultivados. Todavia, em dois dos 13 locais amostrados com conversão de vegetação nativa para pasto e em um terço deles com conversão de vegetação nativa para lavoura, houve aumento no estoque de carbono. A perda ou o ganho de carbono estão ligados ao manejo das áreas. Em áreas bem manejadas com PD, rotação de culturas e ILP, geralmente há ganho de carbono, enquanto em áreas mal manejadas, ocorrem perdas de carbono em relação à vegetação nativa.

A utilização de sistemas com plantio tradicional, que envolve intenso revolvimento do solo, aumenta a perda de matéria orgânica no solo e o fluxo de CO₂ para a atmosfera. A adoção de sistemas com cultivo conservativo como o PD contribui para reduzir a oxidação da MOS, aumentar o conteúdo de nitrogênio no solo, manter a integridade física e a estabilidade dos agregados do solo e reduzir a emissão de GEE e a degradação físico-química do solo. O PD mantém resíduos das culturas na superfície do solo e gera uma decomposição lenta e gradual da matéria orgânica, que, associada à fração mineral, causa acúmulo de carbono no solo. Além disso, a melhoria da qualidade do solo e a inclusão de espécies leguminosas podem reduzir a demanda por fertilizantes nitrogenados químicos e a emissão de N₂O e CH₄ (Rochester, 2011; Abdalla *et al.*, 2014).

Salton *et al.* (2011) avaliaram os estoques de carbono no solo, em três localidades no Mato Grosso do Sul, submetidas a diferentes estratégias de utilização, como pastagem permanente, lavoura com plantio convencional ou direto e ILP com rotação entre anos de lavoura e de pasto. De forma geral, a pastagem permanente ou em rotação com lavouras aumentou os estoques de carbono no solo, principalmente na fração particulada. Os

menores estoques de carbono foram observados nos solos com lavouras anuais com plantio tradicional (Tabela 1). Os resultados mostraram a importância da integração do pasto em áreas de lavoura como forma de aumentar os estoques de carbono no solo.

Tabela 1. Estoques de carbono orgânico (Mg/ha) e taxas anuais de acúmulo de carbono (Mg/ha/ano) no solo, em diferentes sistemas de manejo e em três localidades do estado do Mato Grosso do Sul

Sistema de manejo	Estoque de carbono		Taxa de acúmulo de carbono absoluta
	Início do experimento*	2004	
Dourados			
L-PC	41,92	44,10	-0,0019
L-PD	41,92	42,60	-0,1687
S2P2d	41,92	48,02	0,4400
PPd	41,92	50,11	0,9089
VN	-	44,49	-
Maracaju			
L-PD	51,68	56,60	0,4473
S2P2d	51,68	61,39	0,8836
PPd	51,68	65,80	1,2836
PPb	51,68	66,97	1,3927
VN	-	68,66	-
Campo Grande			
L-PC	51,30	46,30	-0,4545
L-PD	51,30	47,40	-0,3545
S4P4	51,30	47,90	-0,3091
S1P3	51,30	50,50	-0,0727
PPd	51,30	53,50	0,2000
PP+L	51,30	58,60	0,6636
VN	-	54,00	-

*O intervalo entre o início e a mensuração final durou de nove a 11 anos.

L-PC- lavoura com plantio convencional; L-PD- lavoura com PD; S2P2d- rotação de soja por dois anos com pastagem (*U. decumbens*) por dois anos; S4P4- rotação de soja por quatro anos com pasto (*Megathyrus maximum*) por quatro anos; S1P3- rotação de soja por um ano (*U. brizantha*) e pasto por três anos; PPd- pasto permanente (*U. decumbens*); PPb- pasto permanente (*U. brizantha*); VN- vegetação nativa; PP+L- pastagem permanente (*U. decumbens*) consorciada com leguminosas.

Fonte: Adaptado de Salton *et al.* (2011).

Soares *et al.* (2019) observaram, em áreas com 26, 21 e 12 anos de avaliação, maior produção de palhada, maiores estoques de carbono e de nitrogênio no solo, em sistema com plantio de soja na safra, e de milho e *U. ruziziensis* na safrinha (pastejado ou não pastejado), em comparação a outros sistemas, como milho e feijão-guandu (*Cajanus cajan*), soja e sorgo, milho e *U. ruziziensis*, milho e milheto (*Pennisetum glaucum*) e milho com *Canavalia brasiliensis*, todos em sucessão de culturas. Já Salton *et al.* (2014), em experimento com 17 anos de duração, realizado em Dourados-MS, também encontraram melhores estoques de carbono, melhor qualidade do solo e maior produtividade animal e vegetal, em um sistema de ILP com PD e rotação a cada dois anos de lavoura de soja e aveia e pasto de *U. decumbens*, em comparação à rotação de milho e soja, no verão, e trigo, aveia ou nabo forrageiro (*Raphanus sativus*), no inverno com PD. A ILP com *U. decumbens* também foi superior ao sistema tradicional com rotação de soja

e aveia com plantio convencional. Segundo os autores, essa superioridade da ILP aos outros sistemas possibilita sua ampla utilização no Brasil como estratégia de desenvolvimento mais sustentável e rentável para os produtores e para o ambiente.

Ferreira *et al.* (2020), em Santa Helena de Goiás-GO, avaliaram, por nove anos, os ECS cultivados com plantio tradicional de algodão (*Gossypium hirsutum*) em monocultivo, com rotação de algodão com soja, com rotação de algodão, soja e milho ou com PD e rotação de soja + *U. ruziziensis*, de milho + *U. ruziziensis* e algodão, em diferentes arranjos. Os ECS também foram superiores com o PD, com valores na camada de 0 a 40 cm de 65,7 Mg C/ha nos sistemas com PD, de 54,8 Mg C/ha com o monocultivo de algodão, de 54,4 Mg C/ha com a rotação soja-algodão e de 54,7 Mg C/ha com a rotação algodão, milho e soja. O maior estoque de carbono com o PD foi atribuído à menor taxa de decomposição da matéria orgânica no solo e à maior incorporação de carbono no solo em razão do crescimento das raízes e da parte aérea da *Urochloa*. Além disso, a simples rotação de cultura sem a utilização de PD e a inserção de gramínea não foi capaz de aumentar os estoques de carbono, possivelmente pela baixa incorporação de carbono no solo pela palhada e pela maior decomposição de matéria orgânica no solo revolvido.

Em estudo semelhante, porém com 22 anos de duração, Sant-Anna *et al.* (2016) avaliaram os estoques de carbono e nitrogênio no solo ocupado por oito esquemas de manejo (pasto permanente, pasto permanente com leguminosa, lavoura contínua com PD, lavoura contínua com plantio tradicional, ILP com PD com quatro anos de pasto e quatro anos de lavoura, ILP com plantio tradicional com quatro anos de pasto e quatro anos de lavoura, ILP com PD com quatro anos de lavoura e quatro anos de pasto, ILP com plantio tradicional com quatro anos de lavoura e quatro anos de pasto) e com presença ou ausência de adubação. De forma geral, o aumento da fertilização não teve efeito nos estoques de carbono no solo. O aumento da fertilização desencadeou maior decomposição do carbono proveniente da vegetação nativa, fato que gerou tendência à redução do estoque de carbono no solo. O emprego de PD manteve os níveis de carbono no solo, e a utilização de plantio tradicional provocou perda de carbono. O uso de ILP aumentou os estoques de carbono no solo. Outro resultado importante é o maior acúmulo de carbono no solo com a utilização de leguminosas. Os autores ressaltaram os efeitos do PD e da ILP como alternativas para aumentar os estoques de carbono no solo.

Mathew *et al.* (2017), em metanálise global com 389 trabalhos, observaram que as forrageiras apresentaram maior produção de biomassa (19,8 Mg/ha/ano) seguida por cereais (9,44 Mg/ha/ano), fibras (7,90 Mg/ha/ano), legumes (3,29 Mg/ha/ano) e

oleaginosas (3,05 Mg/ha/ano). Além disso, as espécies utilizadas com fins de cultura alocaram mais carbono na parte aérea que nas raízes; já as forrageiras e os cereais alocaram a maior parte do carbono nas raízes. Esses resultados mostram que essas espécies são mais capazes de sequestrar carbono atmosférico e transportá-lo para o solo e indicadas para serem usadas em sistemas de ILP em consórcio com as culturas principais.

Em outra metanálise feita com dados pareados de 69 experimentos, Luo *et al.* (2010) afirmaram que, com mais de cinco anos de avaliação, os estoques de carbono no solo foram semelhantes entre o cultivo tradicional e o PD. Nesses experimentos, houve aumento de carbono de 3,15 Mg/ha na camada de 10 cm superior do solo e redução de 3,30 Mg/ha na camada de 20 a 40 cm com a conversão de plantio tradicional para PD. Segundo os autores, a capacidade do PD em sequestrar carbono parece estar mais ligada ao sistema de cultivo adotado, à adoção de maior frequência de plantio e ao plantio consorciado com outras espécies. Esses resultados indicam que a utilização apenas do PD pode ser insuficiente para aumentar os estoques de carbono do solo. Além disso, resultados da literatura mostraram que o consórcio simultâneo ou em rotação com pastagens pode ser uma alternativa promissora para aumentar os estoques de carbono no solo.

Também Maia *et al.* (2013) realizaram uma metanálise com dados nacionais nas regiões do Cerrado e da Amazônia e observaram aumento no estoque de carbono entre 9 e 16%, com a utilização de PD e de ILP. Siqueira Neto *et al.* (2010) avaliaram os estoques de carbono no solo em oito fazendas comerciais no estado de Goiás e observaram aumento médio no estoque de carbono, na camada de 0 a 30 cm, de 0,19 kg C/m²/ano com a utilização de PD e de ILP. Os estoques de carbono no solo ocupado com plantio por 12 anos foram semelhantes ao ocupado com vegetação nativa, entretanto, após 23 anos de cultivo tradicional, os estoques de carbono no solo foram 30% menores. Esses resultados mostram que, embora os estoques de carbono possam variar de acordo com diversos fatores, como composição do solo e condições ambientais, o PD e a ILP são alternativas viáveis em sistemas reais como estratégias para aumentar os estoques de carbono no solo e mitigar o efeito estufa.

Resultados semelhantes foram encontrados, por Boddey *et al.* (2010), em diferentes esquemas de rotação de cultura com plantio tradicional ou com PD por 15 anos em Passo Fundo-RS, por 17 anos em Cruz Alta-RS e por 26 anos em Santo Ângelo-RS, onde os estoques de carbono foram maiores no solo cultivado com PD. As taxas de

acúmulo de carbono no solo na camada de 0 a 100 cm com o PD variaram de 0,48 a 1,53 Mg C/ha/ano. As maiores taxas de acúmulo de carbono no solo foram observadas com a utilização de leguminosas na rotação de culturas. Esses resultados podem ocorrer pelo maior aporte e pela liberação mais lenta do nitrogênio no solo, pelo maior crescimento da biomassa aérea e de raiz e pela posterior incorporação do carbono no solo.

ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO EM RAZÃO DA CONDIÇÃO PRODUTIVA DA PASTAGEM

O Brasil apresenta grande número de sistemas produtivos de ruminantes que utilizam pastagens como a base alimentar dos animais. Entretanto, em muitos desses sistemas, o manejo inadequado da lotação animal e da manutenção da fertilidade do solo gera a degradação das pastagens e a redução dos ECS nessas áreas. Segundo Soussana *et al.* (2010), existem manejos de pastagens que permitem a redução das perdas e o aumento do sequestro de carbono, como o não revolvimento do solo e a não conversão de pasto em culturas aráveis, a intensificação moderada da utilização de nutrientes em pastagens em solos pobres, a redução da intensidade de pastejo, a conversão de monoculturas de gramíneas para plantio consorciado de gramínea e leguminosas e o aumento da permanência de gramíneas em sistemas agrícolas com ILP. Além da melhoria dos indicadores ambientais, a adequação do manejo das pastagens permite maior retorno financeiro dos sistemas produtivos (Silva *et al.*, 2017).

O manejo inapropriado de pastagens com taxa de lotação desajustada e com ausência de adubações gera degradação. Nessas pastagens degradadas, a produtividade animal e a cobertura do solo diminuem, a área pode ser invadida por plantas daninhas e o solo geralmente se torna compactado. Entretanto, quando se realiza a dequação da carga animal no pasto e adubações periódicas para manter a produtividade do pasto e a fertilidade do solo, as pastagens podem se manter produtivas por longos períodos e, conseqüentemente, os estoques de carbono no solo se manterão estáveis ou aumentarão (Carvalho *et al.*, 2018).

Santos *et al.* (2019) avaliaram os ECS com pastagens de *U. brizantha* cv. Piatã e cv. Arapoti, por 16 anos, no sul da Bahia, as quais receberam adubações regulares de N:P:K e controle da carga animal. Os solos com os dois cultivares apresentaram ganho médio de carbono de 20 Mg ha⁻¹ na camada de até 100 cm do solo. Nesses sistemas, houve decomposição do carbono proveniente da vegetação nativa (perda de 12,6 Mg C/ha), porém o carbono do solo foi substituído por carbono proveniente do pasto (ganho

de 43,2 Mg C/ha). Esses resultados demonstram que pastagens bem manejadas podem se manter produtivas e contribuir para os estoques de carbono no solo.

Resultados semelhantes foram encontrados por Segnini *et al.* (2019), que observaram estoques de carbono maiores nos solos ocupados com pastagens manejadas intensivamente com alta e média taxas de lotação e de adubação em comparação à pastagem degradada. Nesse trabalho, o tratamento que foi irrigado e manejado intensivamente reduziu os estoques de carbono no solo em relação aos tratamentos manejados sem irrigação, provavelmente pelo aumento da atividade microbiana e pela decomposição da matéria orgânica no solo. Segundo os autores, a aplicação de calcário e de fertilizantes possibilita grande crescimento da biomassa aérea e do sistema radicular das plantas, fato que permite o aumento do estoque de carbono no solo.

Braz *et al.* (2013) avaliaram os estoques de carbono nos solos ocupados com pastagem nativa, degradada ou produtiva, de quatro fazendas comerciais, em três estados (Mato Grosso do Sul, São Paulo e Minas Gerais), com solos característicos do Cerrado. O estoque de carbono foi maior nos solos com pastagem produtiva em comparação aos solos com pastagem nativa ou degradada (Tabela 2). Esses resultados demonstram que é possível manter ou até aumentar os estoques de carbono no solo com o estabelecimento de pastagens produtivas.

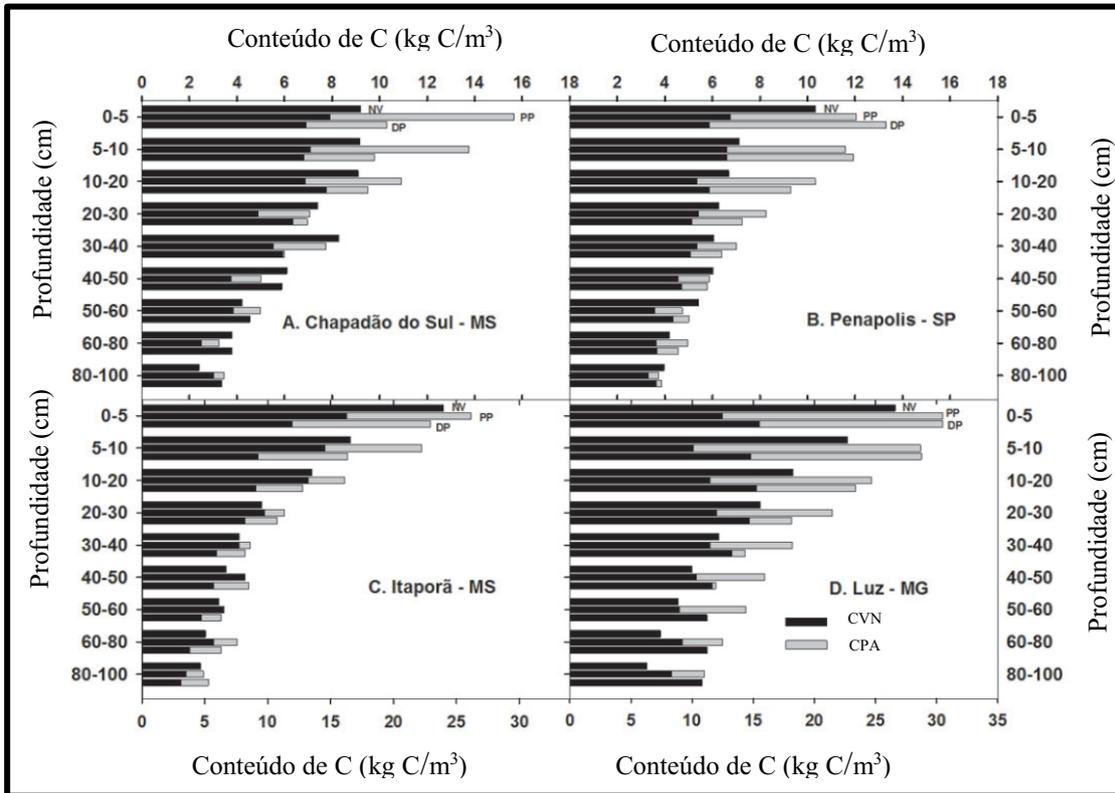
Tabela 2. Estoques de carbono (Mg/ha) corrigido para a densidade no solo, de acordo com a profundidade do solo e a situação do pasto

	0-30 cm			0-100 cm		
	Vegetação nativa	Pasto produtivo	Pasto degradado	Vegetação nativa	Pasto produtivo	Pasto degradado
Chapadão do Sul-MS	25,7	30,9	23,9	54,6	62,3	53,0
Penápolis- SP	21,7b	27,2a	26,5a	55,6b	62,0a	60,5a
Itaporã-MS	43,4	48,2	40,0	83,5	95,5	84,8
Luz-MG	58,5b	65,9a	61,9ab	117,1c	164,7a	138,1b

Médias seguidas por letras distintas, na mesma linha para a mesma profundidade, são diferentes pelo teste T ($p < 0,05$). Fonte: Adaptado de Braz *et al.* (2013).

Os solos com maior conteúdo de argila tiveram maior acúmulo de matéria orgânica com alta relação C/N, fato que evidencia que essa MOS é proveniente das raízes da *Urochloa* (Figura 2). A abundância de ^{13}C e a relação C/N sugeriram que a MOS da pastagem nativa é perdida com baixas taxas e que, no pasto produtivo, há troca do carbono natural pelo proveniente das raízes da *Urochloa*.

Figura 2. Estimativa do carbono derivado da vegetação nativa (CVN) e da *Urochloa* (CPA) na camada do solo de 0 a 100 cm, em solo ocupado com vegetação nativa (VN), pastagem produtiva (PP) ou pastagem degradada (DP), em quatro fazendas localizadas na região do Cerrado



Fonte: Adaptado de Braz *et al.* (2013).

Resultados semelhantes foram encontrados por Maia *et al.* (2009), em 11 ecorregiões, nos estados de Rondônia e de Mato Grosso, em que os estoques de carbono foram maiores nos solos ocupados por pastagem produtiva em relação aos ocupados por pastagem com nível médio de produtividade e por pastagens degradadas. Esses resultados corroboram os dados da literatura, que mostram que a intensificação e o manejo adequado das pastagens são alternativas para aumentar os estoques de carbono no solo e reduzir as emissões de GEE. Além disso, em alguns locais, os solos com pastagens degradadas mantiveram estoques de carbono similares aos com vegetação nativa. Segundo os autores, esse fato pode ocorrer pela presença de raízes e resto da vegetação nativa ainda em decomposição, pelo erro na classificação da pastagem quanto ao grau de degradação e pela adição de carbono orgânico no solo pela presença de muitas plantas daninhas.

A taxa de acúmulo de carbono foi maior nos ultissolos em relação aos latossolos nas ecorregiões. A principal característica que distingue os latossolos dos ultissolos é a

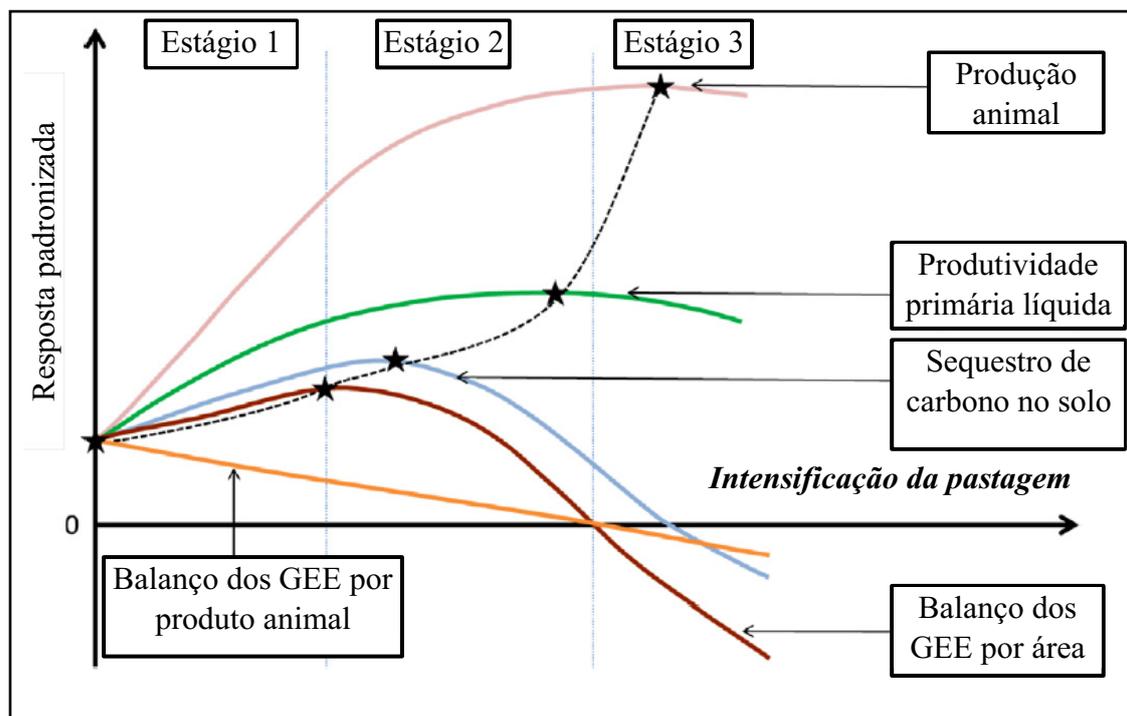
maior acumulação de argila na subsuperfície nos ultissolos. Nestes, o maior teor de argila pode aumentar a retenção de água e reduzir a condutividade hídrica. Além disso, a saturação de bases (Ca, Mg e K) e a disponibilidade de nutrientes nos ultissolos são maiores em relação aos latossolos. Segundo os autores, uma possível explicação para o maior acúmulo de carbono consiste em que o maior conteúdo de água e a maior disponibilidade de nutrientes aumentam a produção de forragem e a inclusão de carbono no solo.

A intensificação dos sistemas de produção e o melhoramento animal e vegetal têm gerado mudança no uso de recursos para o aumento da produtividade animal, porém aumentam também os impactos ambientais. Os sistemas que utilizam pastagens podem exercer impactos positivos no ambiente, como proteção da qualidade do solo, preservação da qualidade da água, prevenção de erosão, manutenção do estoque de carbono, aumento da biodiversidade local e manutenção do equilíbrio nos ciclos de carbono e nitrogênio (Lemaire, 2012). Entretanto, quando mal manejadas, as pastagens podem exercer efeitos negativos na preservação do ambiente.

Em sistemas que utilizam pastagens, o balanço de carbono é influenciado pela taxa de fotossíntese, pelo acúmulo de biomassa na planta e pela posterior decomposição, inserção e manutenção do carbono no solo. O aumento do revolvimento do solo eleva a decomposição da matéria orgânica e pode tornar maior o fluxo de carbono do solo para a atmosfera. A utilização de grande volume de fertilizante aumenta as emissões de N_2O e também potencializa o efeito estufa. Além disso, altas taxas de lotação elevam as emissões de CH_4 e N_2O , e a grande colheita de biomassa reduz a renovação de carbono no solo (Soussana *et al.*, 2010).

Essas interações entre adubações e reposições de nutrientes, intensidade e frequência de pastejo, características edafoclimáticas, manejos do solo e espécies utilizadas geram uma série de interações dentro dos sistemas produtivos, as quais, juntas, determinam o equilíbrio do sistema. Soussana e Lemaire (2014) propuseram que, durante a fase inicial da intensificação dos sistemas que utilizam pastagem, há aumento concomitante na produção animal e nos estoques de carbono, fato que resulta em melhor balanço nos GEE. Entretanto, com o aumento da intensificação, a produção animal continua subindo, porém as emissões de CH_4 e N_2O também aumentam, os estoques de carbono no solo diminuem e o balanço geral dos GEE é reduzido (Figura 3).

Figura 3. Efeito da intensificação de pastagem pelos aumentos da pressão de pastejo e de adubações na produção animal, na produtividade primária líquida, no sequestro de carbono no solo e no balanço de GEE por área e por produto animal



Estrelas nas linhas tracejadas mostram os valores máximos.

Fonte: Adaptado de Soussana e Lemaire (2014).

Segundo os autores, a intensificação intermediária dos sistemas juntamente com a adoção de manejos, como recuperação de pastagens (reforma, adubações de manutenção e ajuste da carga animal), utilização de PD e ILP (principalmente com rotação de pasto e lavoura e utilização contínua de PD e cobertura do solo), plantio consorciado de gramíneas com leguminosas (principalmente as capazes de nodular e fixar nitrogênio no solo) e utilização de pastagem com raízes vigorosas, são capazes de manter o equilíbrio entre produção animal e manutenção dos recursos ambientais. É necessário acrescentar a essa discussão a eficiência produtiva e o retorno econômico dos sistemas. Os sistemas que apresentam alta produtividade animal ou grande preservação ambiental, mas que reduzem drasticamente o rendimento econômico do sistema, podem comprometer a permanência do produtor na atividade. Dessa forma, é fundamental lembrar que o equilíbrio entre produção animal e preservação ambiental precisa estar vinculado ao retorno financeiro e à manutenção dos sistemas produtivos.

Sistemas de produção que usam PD, rotação de culturas e ILP podem manter ou aumentar a matéria orgânica do solo, principalmente nas camadas superficiais. A maior produção de raízes no pasto sob pastejo é capaz de acumular carbono no solo e funcionar como dreno de carbono atmosférico. O manejo do pasto de acordo com a altura do resíduo

afeta a ciclagem de nutrientes e os estoques de carbono e nitrogênio no solo. Pastos manejados com altas intensidades de pastejo e baixa altura de resíduo podem ser mais vulneráveis a perdas de carbono no solo devido a características da planta, à menor deposição de biomassa e de acumulação de matéria orgânica na superfície do solo. Portanto, sistemas que possibilitam maior retorno desses nutrientes para o solo por meio da degradação dos resíduos de cultura e do pasto permitem maior estoque de carbono no solo em longo prazo (Ribeiro *et al.*, 2019).

Os estoques de carbono e nitrogênio no solo foram analisados durante cinco anos, na China, por He *et al.* (2011), com taxas de lotação de 0; 1,5; 3,0; 4,5; 6,0; 7,5 e 9,0 ovelhas por hectare. Os estoques de carbono e nitrogênio no solo reduziram-se linearmente nas camadas de 0 a 10 cm e de 10 a 30 cm com o aumento da taxa de lotação. A transformação do *status* do solo entre perda e sequestro de carbono ocorreu com 4,5 ovelhas/ha. Esses resultados mostram que a intensidade de pastejo pode atuar como fator determinante no fluxo de carbono no sistema, principalmente pelo volume de biomassa decomposta. Além disso, lotações intermediárias parecem ser o ponto de equilíbrio entre maior produção por área e preservação ambiental.

Em experimento semelhante com variação na altura do resíduo do pasto, Assmann *et al.* (2013) avaliaram os estoques de carbono e de nitrogênio em latossolo argiloso no Rio Grande do Sul, em uma área manejada com PD de soja (*Glycine max*) na safra e pasto de azevém (*Lolium multiflorum*) e aveia (*Avena sativa*) na entressafra, com pressão de pastejo para manter a altura da forragem em 10, 20, 30 e 40 cm de altura ou o pasto não pastejado. As pressões de pastejos moderada e baixa (altura de 20, 30 e 40) resultaram em aumento similar no carbono orgânico e nitrogênio totais e no carbono orgânico e nitrogênio particulado totais. O tratamento com 10 cm de altura de pastejo gerou uma perda de nitrogênio do solo de 1,17 Mg ha⁻¹ devido à degradação da matéria orgânica do solo, fato que mostra que a utilização de altas intensidades de pastejo não são sustentáveis por longos períodos.

Baixas alturas de pastejo provocam alta desfolhação da forragem e podem limitar a capacidade fotossintética do pasto, a produção de biomassa e o acúmulo de carbono via decomposição. Por outro lado, intensidades moderadas de pastejo podem gerar equilíbrio entre pastejo e desenvolvimento da forrageira. Esse fato pode contribuir para a acumulação total de resíduo. A contínua adição de matéria orgânica é importante para o carbono na matéria orgânica particulada (POM-C) e na associada à mineral (MAC). Maiores POM-C garantem fluxo positivo de carbono no solo pela manutenção ou pelo

aumento da atividade biológica do solo. Baixas adições de carbono causam oxidação da matéria orgânica, redução do estoque de carbono, que, junto à respiração microbiana, podem gerar degradação e perda de qualidade do solo.

Resultados semelhantes foram encontrados por Silva *et al.* (2013), no Rio Grande do Sul, os quais avaliaram a dinâmica do carbono no solo por 10 anos, em um sistema de ILP com plantio de lavoura de soja no verão e com plantio de pasto de azevém consorciado com aveia no inverno e manejado com altura de pastejo de 10, 20, 30 ou 40 cm. A utilização de pastejo intensivo emitiu 0,04 Mg C/ha/ano, e a de pastejo menos intensivo drenou de 0,25 a 0,37 Mg C/ha/ano. O pastejo intensivo reduziu a cobertura e a inclusão total de carbono no solo, embora proporcionalmente tenha reduzido o carbono proveniente do pasto e aumentado o proveniente da soja. Segundo os autores, a utilização das alturas de pastejo de 20 a 40 cm é a mais apropriada para remover carbono atmosférico e a de 20 cm foi a que apresentou melhor balanço entre estoque de carbono, índice de manejo de carbono e desempenho animal.

Um aspecto muito relevante quando se utiliza a área da ILP para pastejo na entressafra é o equilíbrio entre biomassa pastejada e biomassa deixada como palhada para o PD. Além do efeito na redução dos estoques de carbono e nitrogênio no solo quando se utiliza alta pressão de pastejo, esse manejo também pode influenciar a produtividade da lavoura na safra. Em situações que utilizam maiores pressões de pastejo, geralmente se obtém maior produção animal. Entretanto, nessas situações, há redução na biomassa que servirá de palhada para o próximo plantio; além disso, a qualidade do solo e a produtividade da próxima lavoura podem ser reduzidas. Por outro lado, quando se utilizam baixas pressões de pastejo, o desempenho da lavoura é maximizado e o desempenho animal pode ser reduzido (Carvalho *et al.*, 2010C; Carvalho *et al.*, 2018).

EMISSÕES DE CH₄ E N₂O EM ILP

As emissões de N₂O no planeta Terra podem ser divididas em antropogênicas e naturais. As antropogênicas emitem aproximadamente 6,9 Tg N₂O/ano; entre essas, a agricultura (4,1 Tg N₂O/ano), a combustão de combustíveis fósseis e os processos industriais (0,7 Tg N₂O/ano), bem como a biomassa e a queima de biocombustível (0,7 Tg N₂O/ano) são os principais emissores. Já as emissões naturais somam 11,0 Tg N₂O/ano e, entre essas, os solos com vegetação nativa (6,6 Tg N₂O/ano) e os oceanos (3,8 Tg N₂O/ano) são os principais emissores (Ciais *et al.*, 2013). Portanto, as ações de toda a sociedade devem buscar a mitigação das emissões antropogênicas, como a utilização de fontes energéticas mais limpas e a conscientização do padrão de consumo social. No meio

agropecuário, a melhoria do manejo dos sistemas, como utilização de leguminosas fixadoras de nitrogênio, o aumento da eficiência de uso de nitrogênio proveniente de fertilizantes minerais e a utilização de PD e de ILP são estratégias capazes de reduzir as emissões de N₂O.

No solo, a produção de N₂O é resultante predominantemente de processos microbianos, como a nitrificação, a desnitrificação, a desnitrificação nitrificadora e a amonificação de nitrato. O processo aeróbio de nitrificação autotrófica que envolve a oxidação de amônia por bactérias *Nitrosomonas* sp. e *Nitrospira* sp. e o anaeróbio de desnitrificação heterotrófica a partir de carbono e nitrato que envolve muitas bactérias, *Archaea* e fungos são os principais processos de produção de N₂O. A desnitrificação nitrificadora envolve a oxidação de amônia em nitrato e a posterior redução de nitrato a N₂O, em processo realizado por bactérias oxidantes de amônia. A amonificação de nitrato é considerada um processo menos importante e ocorre em ambientes sem limitação de carbono, concomitantemente à desnitrificação em ambientes anaeróbios. Junto aos processos microbianos, a produção de N₂O pode ocorrer por quimodenitrificação, pela reação do nitrito com constituintes da matéria orgânica ou pela redução do nitrato pelo ferro (Baggs e Phillipot, 2010).

A regulação desses processos está relacionada com as condições físicas do solo, como aeração (a porosidade e a distribuição do tamanho dos poros, a difusividade de gás, o grau de agregação, a compactação, o teor de umidade – como preenchimento de água do espaço dos poros (water fill pore-space-WFPS) – e a respiração do solo), a temperatura do solo, o manejo do solo (taxa de aplicação de N, irrigação e intensificação produtiva) e a disponibilidade de substratos, como frações lábeis de carbono e nitrogênio (Cosentino *et al.*, 2013; Rashti *et al.*, 2015; Gao *et al.*, 2017; Smith, 2017). Maiores emissões geralmente são observadas em condições com maiores temperaturas, maior WFPS, menor aeração e maior aporte de nutrientes após adubações.

Segundo Butterbach-Bahl *et al.* (2013), a umidade do solo (WFPS de aproximadamente 70 a 80%) é o principal fator determinante das emissões de N₂O pelo solo. O aumento da temperatura também pode influenciar as emissões de N₂O, por meio do aumento dos processos enzimáticos que envolvem a produção de N₂O e do aumento da respiração e da redução do oxigênio do solo. Esses processos afetam diretamente a formação de ambiente de anaerobiose que, juntamente à disponibilidade de nutrientes, interfere na produção de N₂O. Meurer *et al.* (2016) também destacaram que, em solos

bem drenados e aerados com formação de agregados estáveis e com melhor estrutura do solo, há menor emissão de N₂O.

Ussiri *et al.* (2009), em Ohio, nos Estados Unidos, observaram menores emissões de N₂O no plantio contínuo de milho, por 23 anos, em PD, em comparação ao plantio tradicional. O solo em PD também funcionou como dreno de CH₄, enquanto o plantio tradicional foi fonte de CH₄ para a atmosfera. O revolvimento do solo expõe os substratos orgânicos para a decomposição e pode aumentar a emissão de N₂O pelo processo de nitrificação na presença de oxigênio. Além disso, o revolvimento do solo pode modificar a estrutura e o nicho ecológico de bactérias metanotróficas (oxidam CH₄) e diminuir a oxidação de CH₄, bem como criar ambiente adequado para as metanogênicas. Por outro lado, o PD melhora a macroporosidade e a difusão de oxigênio do solo, fato que reduz a produção de CH₄.

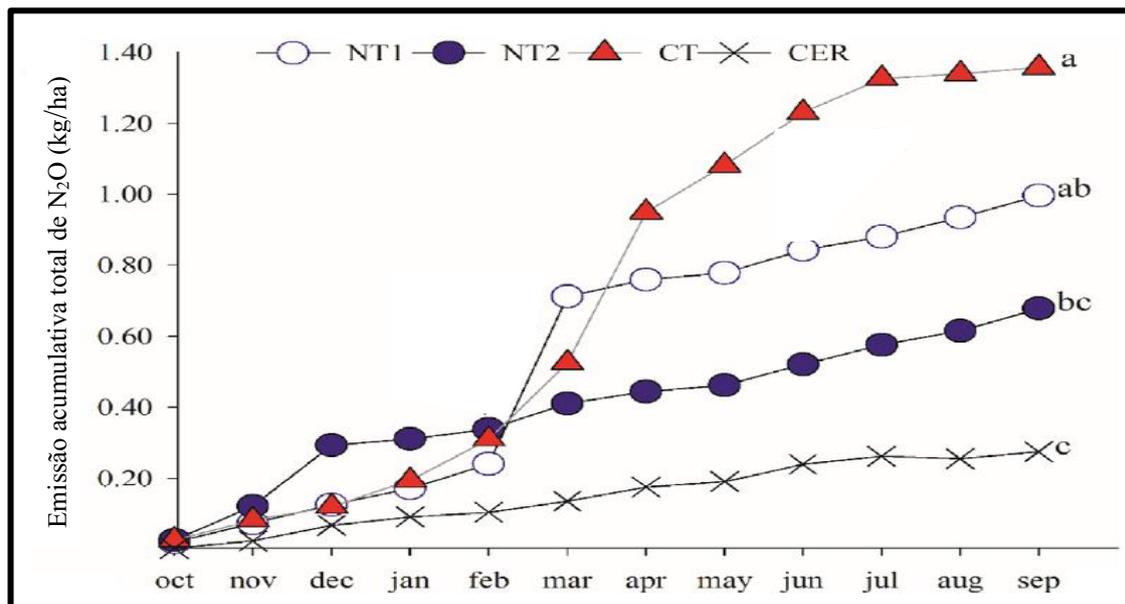
Em experimento com 19 anos de duração e que avaliou alta ou baixa quantidade de cobertura do solo em PD, Bayer *et al.* (2012) observaram consumo ou produção de CH₄ de acordo com a estação do ano, o manejo da palhada e o sistema de plantio. De forma geral, houve pequena redução na emissão de CH₄ no sistema com alta produção de palhada. Segundo os autores, em locais com alta produção de palhada em PD, a melhoria das características do solo pode reduzir as emissões de CH₄. Entretanto, pode haver grande fixação de nitrogênio no solo, o que prejudica a atividade de bactérias metanotróficas, fato que pode reduzir a oxidação de CH₄.

Piva *et al.* (2012) também observaram menor emissão de N₂O e CH₄ por solos cultivados com PD, em comparação ao plantio tradicional. Em metanálise com 239 trabalhos, Kessel *et al.* (2012) avaliaram a influência do PD ou do cultivo reduzido do solo na emissão de N₂O e não observaram alterações gerais nas emissões de N₂O. Todavia, as emissões foram significativamente menores nas áreas com PD e com mais de 10 anos de cultivo. Além disso, a substituição parcial das adubações nitrogenadas em áreas de PD reduziu as emissões de N₂O. Muitos fatores, como temperatura e umidade do solo, aeração e comunidades microbianas, podem alterar as emissões de N₂O. Os autores sugeriram que o aumento do conteúdo de matéria orgânica pode melhorar a estrutura e a aeração do solo, reduzir os ambientes anaeróbicos e a produção de N₂O.

Figueiredo *et al.* (2017) avaliaram a relação entre as frações da matéria orgânica no solo e as emissões de N₂O em dois sistemas com PD (soja seguida de sorgo (NT1) e milho seguido por feijão-guandu (NT2)), em um sistema com plantio tradicional de soja seguido de pousio (CT) e no Cerrado nativo (CER). Os estoques de carbono e de

nitrogênio foram menores com o plantio tradicional e semelhantes com o PD em comparação ao Cerrado nativo. Os sistemas em PD foram mais eficientes em acumular frações lábeis e estáveis de carbono no solo em comparação ao plantio tradicional, e muito semelhantes ao Cerrado nativo. Essas maiores frações foram diretamente correlacionadas com a menor emissão de N₂O. Mesma tendência foi observada para a emissão de N₂O, com menores valores no PD em comparação ao plantio tradicional (Figura 4). Segundo os autores, a conservação das vegetações naturais e a conversão de plantio convencional em direto são estratégias para reduzir as emissões de GEE. A mesma tendência foi observada por Santos *et al.* (2016), em que os solos em sistemas com PD emitiram menos N₂O que os em plantio convencional.

Figura 4. Emissões acumulativas de N₂O no solo, em diferentes sistemas de manejo



NT1 = soja seguida de sorgo; NT2 = milho seguido de feijão-guandu, CT = plantio tradicional de soja seguido de pousio; e CER = cerrado nativo. Fonte: Adaptado de Figueiredo *et al.* (2017).

Frações lábeis, como a matéria orgânica particulada no solo, apresentam maior *turnover* de carbono, e as frações inertes e húmicas são mais resistentes à decomposição bacteriana. Dessa forma, a deterioração da estrutura do solo pelos tratos culturais, em sistemas com plantio tradicional, reduz as frações lábeis e pode aumentar as emissões de N₂O. Por outro lado, o PD, por não revolver constantemente o solo, é mais capaz de manter as frações lábeis no solo, aumentar os agregados estáveis e a proteção contra a oxidação microbiana.

Sato *et al.* (2017) mensuraram o fluxo de N₂O no solo de dois sistemas de lavoura contínua com PD ou convencional e da ILP com a rotação de quatro anos de pasto e quatro

anos com lavoura. O sistema com cultivo constante e com plantio convencional teve maior emissão de N₂O, seguido do sistema com cultivo constante e PD e da ILP. Os maiores fluxos de N₂O foram observados após as adubações nitrogenadas e as chuvas. Esses resultados, além de indicarem que a utilização de PD e a de ILP podem reduzir as emissões de N₂O, mostram que a melhoria no manejo das adubações e a utilização de leguminosas fixadoras de nitrogênio podem reduzir as emissões de GEE.

Em trabalho complementar, o mesmo grupo de pesquisa também observou maior emissão de N₂O no solo em plantio convencional e contínuo em relação à ILP e ao PD (Sato *et al.*, 2019). Os autores explicaram que a menor emissão de N₂O no solo em ILP decorre da maior decomposição de resíduo da cultura e da presença da gramínea. Esses fatores aumentam o carbono no solo, principalmente nas frações mais estáveis e oclusas em microagregados. Além disso, a análise de componentes principais mostrou que a agregação e a melhoria da estrutura do solo foram correlatas à menor emissão de N₂O. A formação de agregados pode possibilitar a maior difusividade de O₂ e inibir a emissão de N₂O pelo processo anaeróbico de desnitrificação. Por outro lado, o revolvimento do solo no plantio convencional reduz o carbono em todas as frações do solo, sobretudo nas frações mais estáveis e protegidas da decomposição microbiana, fato que aumenta a emissão de N₂O.

As emissões de N₂O em solos agrícolas são influenciadas pelo revolvimento do solo (aumenta a aeração e a decomposição de MOS e modifica a microbiota), pela acidez (reduz a taxa de nitrificação e de desnitrificação), pelas excretas de animais (são fontes de nitrogênio e carbono para a microbiota), pelo alto conteúdo de água (reduz a aeração e promove ambiente com anaerobiose) e pelo uso de fertilizantes nitrogenados (aumenta a disponibilidade de nitrogênio). Além disso, em ILP, pode haver menor emissão de GEE em razão da liberação de inibidor biológico da nitrificação pelas raízes da *Urochloa*, que bloqueia a via enzimática da *Nitrosomonas* sp. (Subbarao *et al.*, 2015). A grande imobilização de nitrogênio para o crescimento do pasto também pode reduzir a disponibilidade de nitrogênio para as bactérias nos processos de nitrificação e de desnitrificação.

Campanha *et al.* (2019) avaliaram as emissões de N₂O no solo durante o ciclo produtivo de milho em PD ou convencional e durante a utilização ou não de adubação nitrogenada com 257 kg N/ha. Nos sistemas adubados, a emissão foi maior no solo com plantio tradicional (-21 µg/m²/hora a 548 µg/m²/hora N₂O) em comparação ao com PD (-21 µg/m²/hora a 380 µg/m²/hora N₂O). Os sistemas adubados tiveram emissões

acumuladas de N₂O aproximadamente 10 vezes maiores que os sistemas sem fertilização. Nos sistemas adubados, a eficiência produtiva foi maior com o PD, com 796 mg N₂O/kg de grão produzido com o plantio tradicional e 391 mg N₂O/kg de grão produzido com o PD. Os resultados mostram que o tipo de plantio e a adubação influenciam as emissões de N₂O. Portanto, é necessário desenvolver estratégias que objetivem o aumento da eficiência do uso de fertilizantes nitrogenados (fonte, taxa, modo e tempo de aplicação) e a redução das emissões de N₂O (Martins *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2020).

Constituem estratégias para melhorar a eficiência das adubações e reduzir as emissões de N₂O no solo: a utilização de doses de adubação nitrogenada de acordo com os requerimentos das culturas, o uso de fontes com liberação mais lenta de nitrogênio, o emprego de inibidores da nitrificação, a utilização de inibidores de urease, a divisão das adubações em subdoses menores, a aplicação sincronizada do adubo com o tempo correto de maior crescimento e a exigência da planta, o uso de PD na palha e de leguminosas fixadoras de N (Sanz-Cobena *et al.*, 2014; Bell *et al.*, 2016; Huang *et al.*, 2015; Peyrard *et al.*, 2016; Plaza-Bonilla *et al.*, 2018; Kuang *et al.*, 2019; Banger *et al.*, 2020).

A fertilização excessiva, além de gerar impactos ambientais negativos, pode causar perdas econômicas, como o aumento dos custos de produção, reduzir os recursos energéticos e aumentar as emissões de GEE. A aplicação excessiva de nitrogênio provoca perda desse nutriente por volatilização, lixiviação e desnitrificação, fato que ocasiona redução na eficiência do uso de nitrogênio. Em levantamento feito por Pires *et al.* (2015) no Brasil, foi observado aumento na utilização de fertilizantes nitrogenados e redução de 74% na eficiência de uso de nitrogênio nos últimos anos, e as emissões de CO₂ eq. provenientes de fertilizantes nitrogenados foram 12 vezes maiores em 2011 que em 1970.

Os autores também citaram, como estratégias para aumentar a eficiência de uso do nitrogênio, a melhoria do tempo de aplicação, a divisão das aplicações, a rotação e a diversificação de culturas, a análise de solo, a utilização de leguminosas fixadoras de nitrogênio, a melhoria dos tratos culturais da cultura, a melhoria genética para plantas mais eficientes, o uso de inibidores da nitrificação, de PD e de fontes de nitrogênio com liberação mais lenta.

Nos sistemas produtivos, há sempre o dilema entre a aplicação de doses aceitáveis ou de doses desejáveis, pois a dose efetivamente aplicada sofre influência de diversos atores, como os fazendeiros, os extensionistas, os pesquisadores, as indústrias e as políticas públicas. Dessa forma, nem sempre há preocupação em se estabelecer equilíbrio entre a produtividade das culturas, a eficiência de uso de nitrogênio, a redução dos custos

de produção e a redução dos impactos ambientais. É importante ressaltar que o incentivo à utilização de altas doses de nitrogênio inevitavelmente reduz a eficiência de uso do nutriente. Além disso, pela lei do mínimo retorno, o aumento da produtividade tende a ser menor em razão do aumento da dose de nitrogênio, fato que reduz a eficiência de uso.

Vieira *et al.* (2009) avaliaram rotações de milho no verão e plantas de cobertura no inverno, por 19 anos, com ou sem adubação, com 145 kg N/ha/ano. A adubação nitrogenada foi eficiente em aumentar os estoques de carbono no solo apenas nos tratamentos que utilizaram milho sem rotação com leguminosas no verão, principalmente pelo aumento da produção de biomassa do milho. Por outro lado, os maiores estoques de carbono foram observados no solo ocupado com as rotações com leguminosa sem adubação. Isso ocorreu provavelmente pelo maior e mais lento aporte de nitrogênio para as plantas, pelo maior crescimento da biomassa aérea e pela posterior incorporação de carbono no solo. Os autores ressaltaram que, além dos maiores estoques de carbono, a utilização de leguminosas pode reduzir as emissões de GEE em comparação aos sistemas que usam fertilização nitrogenada. Fertilizantes como a ureia emitem grandes quantidades de CO₂ na sua produção e de N₂O na sua aplicação do solo.

Além do sistema de plantio utilizado, as espécies empregadas e as adubações podem alterar o balanço de carbono no solo. Souza *et al.* (2016), em Planaltina-DF, avaliaram, por 11 anos, as frações de carbono no solo cultivado com plantio tradicional e milheto como cultura de cobertura, com PD com milheto como cultura de cobertura, com PD com *Mucuna aterrima* como cultura de cobertura e a aplicação ou não de 100 kg/ha/ano de P₂O₅ na forma de superfosfato triplo. A utilização de PD aumentou o conteúdo de carbono orgânico no solo em relação ao plantio convencional. A cobertura do solo com milheto resultou em melhor estoque de carbono no solo em relação à cobertura com mucuna. O principal resultado mostrou que a aplicação de fósforo aumentou o nível de carbono orgânico particulado e do carbono na massa microbiana, principalmente na camada superior do solo. Esse fato ocorre provavelmente pela maior produção de biomassa na cultura principal e na de cobertura e pela posterior incorporação no solo, bem como pelo maior crescimento do sistema radicular. Esses resultados mostram a importância de se estabelecerem adubações adequadas, mesmo com a utilização de PD, como estratégia de aumentar os estoques de carbono e a qualidade do solo.

Restovich *et al.* (2019) estudaram o efeito da adubação do milho com 32 kg de N/ha na rotação com a soja no verão, em sucessão a diferentes lavouras de cobertura no

inverno (grama da salvação (*Bromus unioloides*), azevém, aveia, cevada (*Hordeum vulgare*), colza (*Brassica napus*), nabo forrageiro, vicia (*Vicia sativa*) e a mistura de aveia e vicia), sobre a qualidade do solo e nos estoques de C e N. As lavouras de cobertura aumentaram os estoques de carbono, a estabilidade de agregação, a porosidade do solo, e a vicia também aumentou os estoques de nitrogênio no solo nos tratamentos sem adubação. Esses resultados provavelmente estão ligados ao aumento dos resíduos no solo deixados pelas lavouras de cobertura, à redução da lixiviação de nitrogênio e à fixação de nitrogênio pelas leguminosas. Nos tratamentos sem adubação, a estabilidade de agregação foi associada com as concentrações de glomalina (glicoproteína produzida por fungos micorrízicos arbusculares, que tem sido associada à formação e estabilização dos agregados) no solo. A utilização de plantas de coberturas em associação a baixas doses de adubações nitrogenadas permitiu restaurar a qualidade de solo e manter a produtividade do sistema.

As emissões de N₂O são mais ligadas às adubações nitrogenadas do que ao sistema de plantio. Portanto, estratégias que permitam a redução das doses de adubações nitrogenadas e mantenham o nível produtivo das lavouras são fundamentais para melhorar a sustentabilidade da agropecuária (Pelster *et al.*, 2011). No Rio Grande do Sul, Bayer *et al.* (2015) estabeleceram dois experimentos com o objetivo de avaliar as emissões de N₂O. No primeiro, foi avaliado o efeito de PD ou convencional com a rotação de aveia e milho ou de vicia e milho e, no segundo, foi avaliada a adubação de 180 kg N/ha proveniente de ureia (mineral) ou de resíduo de vicia (biologicamente fixado pela leguminosa). As emissões de N₂O foram semelhantes entre o plantio tradicional ou o PD. Porém, as emissões foram aproximadamente quatro vezes maiores com o resíduo de vicia (0,4 kg N/ha) em comparação ao resíduo de aveia (0,1 kg N/ha).

A maior emissão de N₂O com o resíduo da leguminosa foi correlacionado ao maior conteúdo de NO₃⁻-N, NH₄⁺-N e carbono orgânico dissolvido, que são substratos para os processos de nitrificação e desnitrificação e a emissão de N₂O. Além disso, as emissões de N₂O foram três vezes maiores com a utilização de ureia (0,44% do N aplicado) em comparação à utilização de resíduo de leguminosa (0,13% de N aplicado), provavelmente pela liberação mais lenta do nitrogênio proveniente da leguminosa. Segundo os autores, os resultados mostram que a substituição, mesmo que parcial, das adubações com fontes minerais por fontes vegetais é alternativa para a redução das emissões de N₂O e a manutenção da produtividade dos sistemas.

Piva *et al.* (2013) avaliaram, no Paraná, as emissões de N₂O e CH₄ em um sistema com plantio de milho adubado no verão e cultivo de azevém no inverno apenas como cobertura do solo sem adubação nitrogenada ou com adubação nitrogenada para pastejo de novilhas no inverno. As emissões de N₂O no pasto adubado foram mais que o triplo das observadas no pasto não adubado, provavelmente em razão da adubação nitrogenada e da compactação superficial do solo. As emissões de CH₄ e os estoques de carbono não foram afetados significativamente pelos tratamentos. Devido à maior emissão de N₂O, as emissões líquidas de GEE também foram maiores no sistema fertilizado. Entretanto, é necessário realizar análises com maior duração e análises de ciclo de vida e considerar todas as entradas e saídas de recursos do sistema (como o ganho de peso animal, que não foi considerado nesse trabalho) para entender como as adubações impactam o balanço geral do sistema.

Pastagens são frequentemente fertilizadas para manter a produtividade do pasto e podem emitir quantidades consideráveis de N₂O para a atmosfera. Animais em pastejo impactam os ciclos de carbono e de nitrogênio pela desfolhação do pasto, o retorno de excretas para o pasto, as atividades metabólicas, a emissão de CH₄ entérico e os distúrbios mecânicos no ambiente. Em sistemas de ILP, a entrada de nitrogênio acontece pela aplicação de fertilizante na pastagem ou na lavoura, pela fixação biológica por leguminosas, pela decomposição de palhadas e pelas excretas de animais (Zotarelli *et al.*, 2012; Zanatta *et al.*, 2019). A maior parte do N₂O emitido acontece após a fertilização química dos sistemas pela nitrificação e desnitrificação e pelas excretas dos animais (Sordi *et al.*, 2013).

Allard *et al.* (2007) levantaram a hipótese de que o manejo extensivo do pasto (sem adubação) poderia reduzir as emissões de CH₄ e de N₂O e aumentar o estoque de carbono. Para testar essa hipótese, os autores avaliaram o ciclo de carbono em um sistema extensivo (sem adubação) e em um sistema intensivo (adubação de 80, 174 e 176 kg N/ha/ano em três aplicações de nitrato de amônio) implantado em Andosolo, na França (16% de argila, 56% de silte e 28% de areia), e pastejado por novilhas da raça Holandês durante três anos.

Na média dos três anos, o sistema intensivo teve retirada líquida de CO₂ atmosférico de 97 g CO₂-C/m²/ano e o extensivo retirou 75 g CO₂-C/m²/ano. As emissões de CH₄ por área foram maiores no sistema intensivo, porém as emissões por ganho de peso vivo foram semelhantes entre os sistemas. A emissão de N₂O foi maior no sistema intensivo e, junto à emissão de CH₄, reduziu em 89% a retirada de carbono atmosférico

no sistema intensivo e em 55% no extensivo. O balanço dos gases do efeito estufa (GEE) foi de -10 g CO₂-C no sistema intensivo e de -31 g CO₂-C no extensivo. Entretanto, a produtividade líquida do bioma e a retirada dos GEE aumentaram no sistema intensivo ao longo do experimento. Os autores concluíram que a não utilização de fertilização nitrogenada, combinada com a redução da pressão de pastejo, não foi eficiente em aumentar a retirada de GEE por unidade de área.

Devido às características do solo de alta fertilidade, a produção de biomassa e, por consequência, a produção primária bruta (PPB) do ecossistema não tiveram grande resposta à adubação nitrogenada, fato que ajudou a aproximar a retirada líquida de equivalente de carbono atmosférico entre os sistemas. No entanto, em solos de menor fertilidade e com menores doses de nitrogênio, nos quais a resposta à dose de nitrogênio é maior, a produção primária bruta pode ser ainda maior no sistema intensivo.

Outro resultado interessante é que a magnitude da produção primária bruta e a taxa de respiração do ecossistema (TRE) foram sempre maiores no sistema intensivo, indicando maior *turnover* de carbono, principalmente no verão. Esse fato pode ocorrer porque, no sistema intensivo, há maior utilização de nitrogênio para crescimento vegetativo. Além disso, a maior proporção de folhas verdes e menor de material senescente no sistema intensivo aumenta a produção do ecossistema e ajuda a manter a troca líquida do ecossistema (TLE [TLE=PPB-TER]) maior no sistema intensivo. Segundo os autores, esses fatores provavelmente aumentam o estoque de carbono do sistema intensivo em longo prazo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A produção agropecuária mundial vem lidando com o desafio de aumentar a produção de alimentos e matérias-primas sem impactar negativamente no ambiente. O modelo de desenvolvimento agropecuário brasileiro adotado nas últimas décadas resultou nos atuais sistemas produtivos, muitas vezes tachados como ineficientes e poluidores. Tecnologias como o PD, a ILP, a rotação de culturas e o manejo racional de fertilizantes são ferramentas capazes de aumentar os estoques de carbono e mitigar as emissões de GEE.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdalla, K.; Chivenge, P.; Ciaes, P.; Chaplot, V. 2016. No-tillage lessens soil CO₂ emissions the most under arid and sandy soil conditions: results from a meta-analysis. *Biogeosciences*, v. 13, p. 3619-3633, doi: 10.5194/bg-13-3619-2016.
- Abdalla, M.; Hastings, A.; Helmy, M.; Prescher, A.; Osborne, B.; Lanigan, G.; Forristal, D.; Killi, D.; Maratha, P.; Williams, M.; Rueangritsarakul, K.; Smith, P.; Nolan, P.; Jones, M. B. 2014. Assessing the combined use of reduced tillage and cover crops for mitigating greenhouse gas emissions from arable ecosystem. *Geoderma*, v. 223, p. 9-20, doi: 10.1016/j.geoderma.2014.01.030.
- Allard, V.; Soussana, J. F.; Falcimagne, R.; Berbigier, P.; Bonnefond, J. M.; Ceschia, E.; D'hour, P.; Hénault, C.; Laville, P.; Martin, C.; Pinares-Patino, C. 2007. The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO₂, N₂O and CH₄) of semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 121, n. 1-2, p. 47-58, doi: 10.1016/j.agee.2006.12.004.
- Assad, E. D.; Pinto, H. S.; Martins, S. C.; Groppo, J. D.; Salgado, P. R.; Evangelista, B.; Vasconcellos, E.; Sano, E. E.; Pavão, E.; Luna, R.; Camargo, P. B.; Martinelli, L. A. 2013. Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey. *Biogeosciences*, v. 10, p. 6141-6160, doi:10.5194/bg-10-6141-2013.
- Assmann, J. M.; Anghinoni, I.; Martins, A. P.; de Andrade, S. E. V. G.; Cecagno, D.; Carlos, F. S.; Carvalho, P. C. F. 2013. Soil carbon and nitrogen stocks and fractions in a long-term integrated crop-livestock system under no-tillage in southern Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 190, p. 52-59, doi: 10.1016/j.agee.2013.12.003.
- Baggs, E.; Phillipot, L. 2010. Microbial terrestrial pathways to nitrous oxide. In: Nitrous Oxide and Climate Change (ed. K.A. Smith), pp. 4-35. Earthscan, London.
- Banger, K.; Wagner-Riddle, C.; Grant, B. B.; Smith, W. N.; Drury, C.; Yang, J. 2020. Modifying fertilizer rate and application method reduces environmental nitrogen losses and increases corn yield in Ontario. *Science of The Total Environment*, p. 137851, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137851.
- Battle-Bayer, L.; Batjes, N. H.; Bindraban, P. S. 2010. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 137, n. 1-2, p. 47-58, doi: 10.1016/j.agee.2010.02.003.
- Bayer, C.; Gomes, J.; Vieira, F. C. B.; Zanatta, J. A.; Piccolo, M. C.; Dieckow, J. 2012. Methane emission from soil under long-term no-till cropping systems. *Soil and Tillage Research*, v. 124, p. 1-7, doi: 10.1016/j.still.2012.03.006.
- Bayer, C.; Gomes, J.; Zanatta, J. A.; Vieira, F. C. B.; Piccolo, M. C.; Dieckow, J.; Six, J. 2015. Soil nitrous oxide emissions as affected by long-term tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in Southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, v. 146, p. 213-222, doi: 10.1016/j.still.2014.10.011.
- Bell, M. J.; Cloy, J. M.; Topp, C. F. E.; Ball, B. C.; Bagnall, A.; Rees, R. M.; Chadwick, D. R. 2016. Quantifying N₂O emissions from intensive grassland production: the role of synthetic fertilizer type, application rate, timing and nitrification inhibitors. *The Journal of Agricultural Science*, v. 154, n. 5, p. 812-827, doi: 10.1017/S0021859615000945.
- Blasing, T.J. 2016. Recent Greenhouse Gas Concentrations. Carbon Dioxide Information Analysis Center (CDIAC), Oak Ridge, TN [WWW document]. URL http://cdiac.ornl.gov/pns/current_ghg.html [accessed on 8 August 2016].
- Boddey, R. M.; Jantalia, C. P.; Conceição, P. C.; Zanatta, J. A.; Bayer, C.; Mielniczuk, J.; Dieckow, J.; Santos, H. P.; Denardin, J. E.; Aita, C. Giacomini, S.; Alves, B. J. R.; Urquiaga, S. 2010. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Global Change Biology*, v. 16, n. 2, p. 784-795, doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02020.x.
- Boeni, M.; Bayer, C.; Dieckow, J.; Conceição, P. C.; Dick, D. P.; Knicker, H.; Salton, J. C.; Macedo, M. C. M. 2013. Organic matter composition in density fractions of Cerrado Ferralsols as revealed by CPMAS ¹³C NMR: Influence of pastureland, cropland and integrated crop-livestock. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 190, p. 80-86, doi: 10.1016/j.agee.2013.09.024.

- Braz, S. P.; Urquiaga, S.; Alves, B. J.; Jantalia, C. P.; Guimarães, A. P.; Santos, C. A.; Santos, S. C.; Pinehiro, E. F. M.; Boddey, R. M. 2013. Soil carbon stocks under productive and degraded *Brachiaria* pastures in the Brazilian Cerrado. *Soil Science Society of America Journal*, v. 77, n. 3, p. 914-928, doi: 10.2136/sssaj2012.0269.
- Bretas, I. L.; Paciullo, D. S.; Alves, B. J. R.; Martins, M. R.; Cardoso, A. S.; Lima, M. A., Rodrigues, R. A. R.; Silva, F. F.; Chizzotti, F. H. 2020. Nitrous oxide, methane, and ammonia emissions from cattle excreta on *Brachiaria decumbens* growing in monoculture or silvopasture with *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 295, p. 106896, doi: 10.1016/j.agee.2020.106896.
- Briedis, C.; Baldock, J.; de Moraes Sá, J. C.; dos Santos, J. B.; McGowan, J.; Milori, D. M. 2020. Organic carbon pools and organic matter chemical composition in response to different land uses in southern Brazil. *European Journal of Soil Science*.
- Bruun, T. B.; Elberling, B.; Christensen, B. T. 2010. Lability of soil organic carbon in tropical soils with different clay minerals. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 42, n. 6, p. 888-895, doi: 10.1016/j.soilbio.2010.01.009.
- Bustamante, M. M.; Martinelli, L. A.; Ometto, J. P.; do Carmo, J. B.; Jaramillo, V.; Gavito, M. E.; Araujo, P. I.; Austin, A. T.; Pérez, T.; Marquina, S. 2014. Innovations for a sustainable future: rising to the challenge of nitrogen greenhouse gas management in Latin America. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 9, p. 73-81, doi: 10.1016/j.cosust.2014.09.002.
- Butterbach-Bahl, K.; Baggs, E. M.; Dannenmann, M.; Kiese, R.; Zechmeister-Boltenstern, S. 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls?. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 368, n. 1621, p. 20130122, doi: 10.1098/rstb.2013.0122.
- Campanha, M. M.; de Oliveira, A. D.; Marriel, I. E.; Neto, M. M. G.; Malaquias, J. V.; Landau, E. C.; Albuquerque Filho, M. R.; Ribeiro, F. P.; Carvalho, A. M. 2019. Effect of soil tillage and N fertilization on N₂O mitigation in maize in the Brazilian Cerrado. *Science of The Total Environment*, v. 692, p. 1165-1174, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.315.
- Carvalho, A. M. D.; Marchão, R. L.; Souza, K. W.; Bustamante, M. M. D. C. 2014A. Soil fertility status, carbon and nitrogen stocks under cover crops and tillage regimes. *Revista Ciência Agronômica*, v. 45, n. 5, p. 914-921.
- Carvalho, J. L. N.; Avanzi, J. C.; Silva, M. L. N.; Mello, C. R. D.; Cerri, C. E. P. 2010A. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 2, p. 277-290.
- Carvalho, J. L. N.; Cerri, C. E. P.; Feigl, B. J.; Piccolo, M. D. C.; Godinho, V. P.; Cerri, C. C. 2009B. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. *Soil and Tillage Research*, v. 103, n. 2, p. 342-349, doi: 10.1016/j.still.2008.10.022.
- Carvalho, J. L. N.; Cerri, C. E. P.; Feigl, B. J.; Piccolo, M. D. C.; Godinho, V. P.; Herpin, U.; Cerri, C. C. 2009A. Conversion of Cerrado into agricultural land in the south-western Amazon: Carbon stocks and soil fertility. *Scientia Agricola*, v. 66, n. 2, p. 233-241.
- Carvalho, J. L. N.; Raucci, G. S.; Cerri, C. E. P.; Bernoux, M.; Feigl, B. J.; Wruck, F. J.; Cerri, C. C. 2010B. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. *Soil and Tillage Research*, v. 110, n. 1, p. 175-186, doi: 10.1016/j.still.2010.07.011.
- Carvalho, J. L. N.; Raucci, G. S.; Frazão, L. A.; Cerri, C. E. P.; Bernoux, M.; Cerri, C. C. 2014B. Crop-pasture rotation: a strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 183, p. 167-175, doi: 10.1016/j.agee.2013.11.014.
- Carvalho, P. C. F.; Anghinoni, I.; Moraes, A.; Souza, E. D.; Sulc, R. M.; Lang, C. R.; Flores, J. P. C.; Lopes, M. L. T.; Silva, J. L. S.; Conte, O.; Wesp, C. L.; Levien, R.; Fontaneli, R. S.; Bayer, C. 2010C. Managing grazing animals to achieve nutrient cycling and soil improvement in no-till integrated systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 88, n. 2, p. 259-273, doi: 10.1007/s10705-010-9360-x.
- Carvalho, P. C. F.; Barro, R. S.; Barth Neto, A.; Nunes, P. A. D. A.; Moraes, A. D.; Anghinoni, I.; Bredemeier, C.; Bayer, C.; Martins, A. P.; Kunrath, T. R.; Santos, D. T.; Carmona, F. C.; Barros, T.; Souza

- Filho, W.; Almeida, G. M.; Caetano, L. A. M.; Cecagno, D.; Arnuti, F.; Denardin, L. G.; O.; Bonetti, J. A.; Toni, C. A. G.; Borin, J. B. M. 2018. Integrating the pastoral component in agricultural systems. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 47, doi: 10.1590/rbz4720170001.
- Cerri, C. C.; Bernoux, M.; Maia, S. M. F.; Cerri, C. E. P.; Costa Junior, C.; Feigl, B. J.; Frazão, L. A.; Mello, F. F. C.; Galdos, M. V.; Moreira, C. S.; Carvalho, J. L. N. 2010. Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. *Scientia Agricola*, v. 67, n. 1, p. 102-116.
- Cerri, C. E. P.; Cerri, C. C.; Maia, S. M. F.; Cherubin, M. R.; Feigl, B. J.; Lal, R. 2018. Reducing Amazon deforestation through agricultural intensification in the Cerrado for advancing food security and mitigating climate change. *Sustainability*, v. 10, n. 4, p. 989, doi: 10.3390/su10040989.
- Cerri, C. E. P., Easter, M., Paustian, K., Killian, K., Coleman, K., Bernoux, M.; Falloon, P.; Powlson, D. S.; Batjes, N. H.; Milne, E.; Cerri, C. C. 2007. Predicted soil organic carbon stocks and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 122, n. 1, p. 58-72, doi: 10.1016/j.agee.2007.01.008.
- Chen, S.; Huang, Y.; Zou, J.; Shi, Y. 2013. Mean residence time of global topsoil organic carbon depends on temperature, precipitation and soil nitrogen. *Global and Planetary Change*, v. 100, p. 99-108, doi: 10.1016/j.gloplacha.2012.10.006.
- Chenu, C.; Angers, D. A.; Barré, P.; Derrien, D.; Arrouays, D.; Balesdent, J. 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research*, v. 188, p. 41-52, doi: 10.1016/j.still.2018.04.011.
- Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J. *et al.* 2013. Carbon and other biogeochemical cycles. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the 5th IPCC Assessment Report* (eds T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung *et al.*), pp. 465–570. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Conceição, P. C.; Dieckow, J.; Bayer, C. 2013. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. *Soil and Tillage Research*, v. 129, p. 40-47, doi: 10.1016/j.still.2013.01.006.
- Corbeels, M.; Marchão, R. L.; Neto, M. S.; Ferreira, E. G.; Madari, B. E.; Scopel, E.; Brito, O. R. 2016. Evidence of limited carbon sequestration in soils under no-tillage systems in the Cerrado of Brazil. *Scientific reports*, v. 6, p. 21450, doi: 10.1038/srep21450.
- Cosentino, V. R. N.; Aureggi, S. A. F.; Taboada, M. A. 2013. Hierarchy of factors driving N₂O emissions in non-tilled soils under different crops. *European journal of soil science*, v. 64, n. 5, p. 550-557, doi: 10.1111/ejss.12080.
- Dieckow, J.; Bayer, C.; Conceição, P. C.; Zanatta, J. A.; Martin-Neto, L.; Milori, D. B. M.; Salton, J. C.; Macedo, M. M.; Mielniczuk, J.; Hernani, L. C. 2009. Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. *European Journal of Soil Science*, v. 60, n. 2, p. 240-249, doi: 10.1111/j.1365-2389.2008.01101.x.
- Durigan, M. R.; Cherubin, M. R.; Camargo, P. B.; Ferreira, J. N.; Berenguer, E.; Gardner, T. A.; Barlow, B.; Dias, C. T. S.; Signor, D.; Oliveira Junior, R. C.; Cerri, C. E. P. 2017. Soil organic matter responses to anthropogenic forest disturbance and land use change in the Eastern Brazilian Amazon. *Sustainability*, v. 9, n. 3, p. 379, doi: 10.3390/su9030379.
- Eclesia, R. P.; Jobbagy, E. G.; Jackson, R. B.; Biganzoli, F.; Piñeiro, G. 2012. Shifts in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. *Global Change Biology*, v. 18, n. 10, p. 3237-3251, doi: 10.1111/j.1365-2486.2012.02761.x.
- Feng, J.; Li, F.; Zhou, X.; Xu, C.; Ji, L.; Chen, Z.; Fang, F. 2018. Impact of agronomy practices on the effects of reduced tillage systems on CH₄ and N₂O emissions from agricultural fields: a global meta-analysis. *PLoS one*, v. 13, n. 5, doi: 10.1371/journal.pone.0196703.
- Ferreira, A. C. D. B.; Borin, A. L. D. C.; Lamas, F. M.; Bogiani, J. C.; Silva, M. A. S. D.; Silva Filho, J. L. D.; Staut, L. A. 2020. Soil carbon accumulation in cotton production systems in the Brazilian Cerrado. *Acta Scientiarum. Agronomy*, v. 42, doi: 10.4025/actasciagron.v42i1.43039.

- Ferreira, A. O.; Amado, T. J. C.; Nicoloso, R. S.; Sá, J. C. M.; Fiorin, J. E.; Hansel, D. S. S.; Menefee, D. 2013. Soil carbon stratification affected by long-term tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, v. 133, p. 65-74, doi: 10.1016/j.still.2013.05.011.
- Ferreira, A. O.; Amado, T. J. C.; Rice, C. W.; Diaz, D. A. R.; Keller, C.; Inagaki, T. M. 2016. Can no-till grain production restore soil organic carbon to levels natural grass in a subtropical Oxisol?. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 229, p. 13-20, doi: 10.1016/j.agee.2016.05.016.
- Figueiredo, C. C.; Oliveira, A. D.; Santos, I. L.; Ferreira, E. A. B.; Malaquias, J. V.; Sá, M. A. C.; Carvalho, A. M.; Santos, J. D. D. G. 2017. Relationships between soil organic matter pools and nitrous oxide emissions of agroecosystems in the Brazilian Cerrado. *Science of the Total Environment*, v. 618, p. 1572-1582, doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.333.
- Figueiredo, C. C.; Resck, D. V. S.; Carneiro, M. A. C.; Ramos, M. L. G.; Sá, J. C. M. 2013. Stratification ratio of organic matter pools influenced by management systems in a weathered Oxisol from a tropical agro-ecoregion in Brazil. *Soil Research*, v. 51, n. 2, p. 133-141, doi: 10.1071/SR12186.
- Franco, A. L.; Cherubin, M. R.; Pavinato, P. S.; Cerri, C. E.; Six, J.; Davies, C. A.; Cerri, C. C. 2015. Soil carbon, nitrogen and phosphorus changes under sugarcane expansion in Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 515, p. 30-38, doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.02.025.
- Franzluebbers, A. J.; Lemaire, G.; Carvalho, P. C. F.; Sulc, M.; Dedieu, M. 2014. Toward agricultural sustainability through integrated crop-livestock systems: Environmental outcomes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 190, p. 1-3, doi: 10.1016/j.agee.2014.04.028.
- Fujisaki, K.; Perrin, A. S.; Desjardins, T.; Bernoux, M.; Balbino, L. C.; Brossard, M. 2015. From forest to cropland and pasture systems: a critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. *Global change biology*, v. 21, n. 7, p. 2773-2786, doi: 10.1111/gcb.12906.
- Galford, G. L.; Soares-Filho, B.; Cerri, C. E. 2013. Prospects for land-use sustainability on the agricultural frontier of the Brazilian Amazon. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 368, n. 1619, p. 20120171, doi: 10.1098/rstb.2012.0171.
- Gao, L.; Becker, E.; Liang, G.; Houssou, A. A.; Wu, H.; Wu, X.; Cai, D.; Degré, A. 2017. Effect of different tillage systems on aggregate structure and inner distribution of organic carbon. *Geoderma*, v. 288, p. 97-104, doi: 10.1016/j.geoderma.2016.11.005.
- Gil, J.; Siebold, M.; Berger, T. 2015. Adoption and development of integrated crop–livestock–forestry systems in Mato Grosso, Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 199, p. 394-406, doi: 10.1016/j.agee.2014.10.008.
- He, N. P.; Zhang, Y. H.; Yu, Q.; Cheng, Q. S.; Pan, Q. M.; Zhang, G. M.; Han, X. G. 2011. Grazing intensity impacts soil carbon and nitrogen storage of continental steppe. *Ecosphere*, v. 2, doi: 10.1890/ES10-00017.1.
- Huang, M.; Liang, T.; Wang, L. 2015. Nitrous oxide emissions in a winter wheat–summer maize double cropping system under different tillage and fertilizer management. *Soil use and management*, v. 31, n. 1, p. 98-105, doi: 10.1111/sum.12170.
- IPCC-INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate change 2007. Fourth Assessment Report on climate change impacts, adaptation and vulnerability of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, Cambridge University., 939p.
- Kaiser, K.; Guggenberger, G. 2007. Sorptive stabilization of organic matter by microporous goethite: sorption into small pores vs. surface complexation. *European Journal of Soil Science*, v. 58, n. 1, p. 45-59, doi: 10.1111/j.1365-2389.2006.00799.x.
- Kessel, C.; Venterea, R.; Six, J.; Adviento-Borbe, M. A.; Linquist, B.; Van Groenigen, K. J. 2012. Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. *Global Change Biology*, v. 19, n. 1, p. 33-44, doi: 10.1111/j.1365-2486.2012.02779.x.
- Kibet, L. C.; Blanco-Canqui, H.; Jasa, P. 2016. Long-term tillage impacts on soil organic matter components and related properties on a Typic Argiudoll. *Soil and Tillage Research*, v. 155, p. 78-84, doi: 10.1016/j.still.2015.05.006.

- Kleber, M.; Nico, P. S.; Plante, A.; Filley, T.; Kramer, M.; Swanston, C.; Sollins, P. 2011. Old and stable soil organic matter is not necessarily chemically recalcitrant: implications for modeling concepts and temperature sensitivity. *Global Change Biology*, v. 17, n. 2, p. 1097-1107, doi: 10.1111/j.1365-2486.2010.02278.x.
- Kogel-Knabner, I.; Kleber, M. 2012. Mineralogical, Physicochemical, And Microbiological Controls On Soil Organic Matter Stabilization And Turnover. In: Huang, P.M., Li, Y., Sumner, M.E. (Eds.), *Hanbook Of Soil Sciences: Resource Management And Environmental Impacts*. Crc Press, Boca Raton, Pp. 7.1 – 7.22.
- Kuang, W.; Gao, X.; Tenuta, M.; Gui, D.; Zeng, F. 2019. Relationship between soil profile accumulation and surface emission of N₂O: effects of soil moisture and fertilizer nitrogen. *Biology and fertility of soils*, v. 55, n. 2, p. 97-107, doi: 10.1007/s00374-018-01337-4.
- Lal, R. 2010. Enhancing eco-efficiency in agro-ecosystems through soil carbon sequestration. *Crop science*, v. 50, n. 1, p.120-131, doi: 10.2135/cropsci2010.01.0012.
- Leite, C. C.; Costa, M. H.; Soares Filho, B. S.; Hissa, L. B. V. 2012. Historical land use change and associated carbon emissions in Brazil from 1940 to 1995. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 26, n. 2, doi: 10.1029/2011GB004133.
- Lemaire, G.; Gastal, F.; Franzluebbers, A.; Chabbi, A. 2015. Grassland–cropping rotations: an avenue for agricultural diversification to reconcile high production with environmental quality. *Environmental management*, v. 56, n. 5, p. 1065-1077, doi: 10.1007/s00267-015-0561-6.
- Lemaire, G. 2012. Intensification of animal production from grassland and ecosystem services: a trade-off. *Animal Science Reviews*, n. 12, p. 45, doi: 10.1079/PAVSNR20127012.
- Liu, Z.; Sun, K.; Liu, W.; Gao, T.; Li, G.; Han, H.; Li, Ning, T.; Ning, T. 2020. Responses of soil carbon, nitrogen, and wheat and maize productivity to 10 years of decreased nitrogen fertilizer under contrasting tillage systems. *Soil and Tillage Research*, v. 196, p. 104444, doi: 10.1016/j.still.2019.104444.
- Luo, Z.; Wang, E.; Sun, O. J. 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 139, n. 1-2, p. 224-231, doi: 10.1016/j.agee.2010.08.006.
- Maia, S. M. F.; Carvalho, J. L. N.; Cerri, C. E. P.; Lal, R.; Bernoux, M.; Galdos, M. V.; Cerri, C. C. 2013. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes. *Soil and Tillage Research*, v. 133, p. 75-84, doi: 10.1016/j.still.2013.06.002.
- Maia, S. M.; Ogle, S. M.; Cerri, C. C.; Cerri, C. E. 2010A. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. *Soil and Tillage Research*, v. 106, n. 2, p. 177-184, doi: 10.1016/j.still.2009.12.005.
- Maia, S. M.; Ogle, S. M.; Cerri, C. E.; Cerri, C. C. 2009. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. *Geoderma*, v. 149, n. 1-2, p. 84-91, doi: 10.1016/j.geoderma.2008.11.023.
- Maia, S. M.; Ogle, S. M.; Cerri, C. E.; Cerri, C. C. 2010B. Soil organic carbon stock change due to land use activity along the agricultural frontier of the southwestern Amazon, Brazil, between 1970 and 2002. *Global Change Biology*, v. 16, n. 10, p. 2775-2788, doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02105.x.
- Mangalassery, S.; Sjögersten, S.; Sparkes, D. L.; Sturrock, C. J.; Mooney, S. J. 2013. The effect of soil aggregate size on pore structure and its consequence on emission of greenhouse gases. *Soil and Tillage Research*, v. 132, p. 39-46, doi: 10.1016/j.still.2013.05.003.
- Marchão, R. L.; Becquer, T.; Brunet, D.; Balbino, L. C.; Vilela, L.; Brossard, M. 2009. Carbon and nitrogen stocks in a Brazilian clayey Oxisol: 13-year effects of integrated crop–livestock management systems. *Soil and Tillage Research*, v. 103, n. 2, p. 442-450, doi: 10.1016/j.still.2008.11.002.
- Martins, M. R.; Jantalia, C. P.; Polidoro, J. C.; Batista, J. N.; Alves, B. J.; Boddey, R. M.; Urquiaga, S. 2015. Nitrous oxide and ammonia emissions from N fertilization of maize crop under no-till in a Cerrado soil. *Soil and Tillage Research*, v. 151, p. 75-81, doi: 10.1016/j.still.2015.03.004.

- Mathew, I.; Shimelis, H.; Mutema, M.; Chaplot, V. 2017. What crop type for atmospheric carbon sequestration: Results from a global data analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 243, p. 34-46, doi: 10.1016/j.agee.2017.04.008.
- Meurer, K. H.; Franko, U.; Stange, C. F.; Dalla Rosa, J.; Madari, B. E.; Jungkunst, H. F. 2016. Direct nitrous oxide (N₂O) fluxes from soils under different land use in Brazil—a critical review. *Environmental Research Letters*, v. 11, n. 2, p. 023001, doi: 10.1088/1748-9326/11/2/023001.
- Miranda, E.; Carmo, J.; Couto, E.; Camargo, P. 2016. Long-term changes in soil carbon stocks in the Brazilian Cerrado under commercial soybean. *Land Degradation & Development*, v. 27, n. 6, p. 1586-1594, doi: 10.1002/ldr.2473.
- Nogueirol, R. C.; Cerri, C. E. P.; Silva, W. T. L.; Alleoni, L. R. F. 2014. Effect of no-tillage and amendments on carbon lability in tropical soils. *Soil and Tillage Research*, v. 143, p. 67-76, doi: 10.1016/j.still.2014.05.014.
- Oliveira, D. M. S.; Paustian, K.; Davies, C. A.; Cherubin, M. R.; Franco, A. L. C.; Cerri, C. C.; Cerri, C. E. P. 2016. Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 228, p. 38-48, doi: 10.1016/j.agee.2016.05.005.
- Oliveira, F. C. C.; Ferreira, G. W. D.; Souza, J. L. S.; Vieira, M. E. O.; Pedrotti, A. 2020. Soil physical properties and soil organic carbon content in northeast Brazil: long-term tillage systems effects. *Scientia Agricola*, v. 77, n. 4, doi: 10.1590/1678-992X-2018-0166.
- Pelster, D. E.; Larouche, F.; Rochette, P.; Chantigny, M. H.; Allaire, S.; Angers, D. A. 2011. Nitrogen fertilization but not soil tillage affects nitrous oxide emissions from a clay loam soil under a maize–soybean rotation. *Soil and Tillage Research*, v. 115, p. 16-26, doi: 10.1016/j.still.2011.06.001.
- Peyrard, C.; Mary, B.; Perrin, P.; Véricel, G.; Gréhan, E.; Justes, E.; Léonard, J. 2016. N₂O emissions of low input cropping systems as affected by legume and cover crops use. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 224, p. 145-156, doi: 10.1016/j.agee.2016.03.028.
- Piazza, G.; Pellegrino, E.; Moscatelli, M. C.; Ercoli, L. 2020. Long-term conservation tillage and nitrogen fertilization effects on soil aggregate distribution, nutrient stocks and enzymatic activities in bulk soil and occluded microaggregates. *Soil and Tillage Research*, v. 196, p. 104482, doi: 10.1016/j.still.2019.104482.
- Pinheiro, É. F. M.; Campos, D. V. B.; Balieiro, F. C.; Anjos, L. H. C.; Pereira, M. G. 2015. Tillage systems effects on soil carbon stock and physical fractions of soil organic matter. *Agricultural Systems*, v. 132, p. 35-39, doi: 10.1016/j.agsy.2014.08.008.
- Pires, M. V.; Cunha, D. A.; Carlos, S. M.; Costa, M. H. 2015. Nitrogen-use efficiency, nitrous oxide emissions, and cereal production in Brazil: current trends and forecasts. *PLoS one*, v. 10, n. 8, doi: 10.1371/journal.pone.0135234.
- Piva, J. T.; Dieckow, J.; Bayer, C.; Zanatta, J. A.; Moraes, A.; Pauletti, V.; Tomazi, M.; Pergher, M. 2012. No-till reduces global warming potential in a subtropical Ferralsol. *Plant and Soil*, v. 361, n. 1-2, p. 359-373, doi: 10.1007/s11104-012-1244-1.
- Piva, J. T.; Dieckow, J.; Bayer, C.; Zanatta, J. A.; Moraes, A.; Tomazi, M.; Pauletti, V.; Barth, G.; Piccolo, M. C. 2013. Soil gaseous N₂O and CH₄ emissions and carbon pool due to integrated crop-livestock in a subtropical Ferralsol. *Agriculture, ecosystems & environment*, v. 190, p. 87-93, doi: 10.1016/j.agee.2013.09.008.
- Plaza-Bonilla, D.; Álvaro-Fuentes, J.; Bareche, J.; Pareja-Sánchez, E.; Justes, É.; Cantero-Martínez, C. 2018. No-tillage reduces long-term yield-scaled soil nitrous oxide emissions in rainfed Mediterranean agroecosystems: A field and modelling approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 262, p. 36-47, doi: 10.1016/j.agee.2018.04.007.
- Plaza-Bonilla, D.; Álvaro-Fuentes, J.; Cantero-Martínez, C. 2014. Identifying soil organic carbon fractions sensitive to agricultural management practices. *Soil and Tillage Research*, v. 139, p. 19-22, doi: 10.1016/j.still.2014.01.006.
- Rashti, M. R.; Wang, W.; Moody, P.; Chen, C.; Ghadiri, H. 2015. Fertiliser-induced nitrous oxide emissions from vegetable production in the world and the regulating factors: A review. *Atmospheric Environment*, v. 112, p. 225-233, doi: 10.1016/j.atmosenv.2015.04.036.

- Restovich, S. B.; Andriulo, A. E.; Armas-Herrera, C. M.; Beribe, M. J.; Portela, S. I. 2019. Combining cover crops and low nitrogen fertilization improves soil supporting functions. *Plant and Soil*, v. 442, n. 1-2, p. 401-417, doi: 10.1007/s11104-019-04205-8.
- Ribeiro, R. H.; Ibarra, M. A.; Besen, M. R.; Bayer, C.; Piva, J. T. 2019. Managing grazing intensity to reduce the global warming potential in integrated crop–livestock systems under no-till agriculture. *European Journal of Soil Science*.
- Rochester, I. J. 2011. Sequestering carbon in minimum-tilled clay soils used for irrigated cotton and grain production. *Soil and Tillage Research*, v. 112, n. 1, p. 1-7, doi: 10.1016/j.still.2010.10.012.
- Sá, J. C. M.; Séguy, L.; Tivet, F.; Lal, R.; Bouzinac, S.; Borszowski, P. R.; Briedis, C.; Santos, J. B.; Hartman, D. C.; Bertoloni, C. G.; Rosa, J.; Friedrich, T. 2015. Carbon depletion by plowing and its restoration by no-till cropping systems in oxisols of subtropical and tropical agro-ecoregions in Brazil. *Land Degradation & Development*, v. 26, n. 6, p. 531-543, doi: 10.1002/ldr.2218.
- Sá, J. C. M.; Tivet, F.; Lal, R.; Briedis, C.; Hartman, D. C.; dos Santos, J. Z.; dos Santos, J. B. 2014. Long-term tillage systems impacts on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. *Soil and Tillage Research*, v. 136, p. 38-50, doi: 10.1016/j.still.2013.09.010.
- Sainju, U. M. 2016. A global meta-analysis on the impact of management practices on net global warming potential and greenhouse gas intensity from cropland soils. *PloS one*, v. 11, n. 2, doi: 10.1371/journal.pone.0148527.
- Salton, J. C.; Mercante, F. M.; Tomazi, M.; Zanatta, J. A.; Concenço, G.; Silva, W. M.; Retore, M. 2014. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 190, p. 70-79, doi: 10.1016/j.agee.2013.09.023.
- Salton, J. C.; Mielniczuk, J.; Bayer, C.; Fabrício, A. C.; Macedo, M. C. M.; Broch, D. L. 2011. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 46, n. 10, p. 1349-1356.
- Sant-Anna, S. A.; Jantalia, C. P.; Sá, J. M.; Vilela, L.; Marchão, R. L.; Alves, B. J.; Urquiaga, S.; Boddey, R. M. 2016. Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures, cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 108, n. 1, p. 101-120, doi: 10.1007/s10705-016-9812-z.
- Santos, C. A.; Rezende, C. D. P.; Pinheiro, É. F. M.; Pereira, J. M.; Alves, B. J.; Urquiaga, S.; Boddey, R. M. 2019. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. *Geoderma*, v. 337, p. 394-401, doi: 10.1016/j.geoderma.2018.09.045.
- Santos, I. L., de Oliveira, A. D., de Figueiredo, C. C., Malaquias, J. V., dos Santos, J. D. D. G., Ferreira, E. A. B.; Sá, M. A. C.; Carvalho, A. M. 2016. Soil N₂O emissions from long-term agroecosystems: Interactive effects of rainfall seasonality and crop rotation in the Brazilian Cerrado. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 233, p. 111-120, doi: 10.1016/j.agee.2016.08.027.
- Santos, N. Z.; Dieckow, J.; Bayer, C.; Molin, R.; Favaretto, N.; Pauletti, V.; Piva, J. T. 2011. Forages, cover crops and related shoot and root additions in no-till rotations to C sequestration in a subtropical Ferralsol. *Soil and Tillage Research*, v. 111, n. 2, p. 208-218, doi: 10.1016/j.still.2010.10.006.
- Sanz-Cobena, A.; Abalos, D.; Meijide, A.; Sanchez-Martin, L.; Vallejo, A. 2014. Soil moisture determines the effectiveness of two urease inhibitors to decrease N₂O emission. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, v. 21, n. 7, p. 1131-1144, doi: 10.1007/s11027-014-9548-5.
- Sato, J. H.; Carvalho, A. M.; Figueiredo, C. C.; Coser, T. R.; Sousa, T. R.; Vilela, L.; Marchao, R. L. 2017. Nitrous oxide fluxes in a Brazilian clayey oxisol after 24 years of integrated crop-livestock management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 108, n. 1, p. 55-68, doi: 10.1007/s10705-017-9822-5.
- Sato, J. H., de Figueiredo, C. C., Marchão, R. L., de Oliveira, A. D., Vilela, L., Delvico, F. M.; Alves, B. J. R.; Carvalho, A. M. 2019. Understanding the relations between soil organic matter fractions and N₂O emissions in a long-term integrated crop–livestock system. *European Journal of Soil Science*, v. 70, n. 6, p. 1183-1196, doi: 10.1111/ejss.12819.
- Segnini, A., Xavier, A. A. P., Otaviani-Junior, P. L., Oliveira, P. P. A., Pedroso, A. D. F., Praes, M. F. F. M.; Rodrigues, P. H. M.; Milori, D. M. B. P. 2019. Soil carbon stock and humification in pastures under

different levels of intensification in Brazil. *Scientia Agricola*, v. 76, n. 1, p. 33-40, doi: 10.1590/1678-992X-2017-0131.

Silva, F. D.; Amado, T. J. C.; Ferreira, A. O.; Assmann, J. M.; Anghinoni, I.; Carvalho, P. C. F. 2013. Soil carbon indices as affected by 10 years of integrated crop–livestock production with different pasture grazing intensities in Southern Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 190, p. 60-69, doi: 10.1016/j.agee.2013.12.005.

Silva, R. O.; Barioni, L. G.; Hall, J. J.; Moretti, A. C.; Veloso, R. F.; Alexander, P.; Crespolini, M.; Moran, D. 2017. Sustainable intensification of Brazilian livestock production through optimized pasture restoration. *Agricultural systems*, v. 153, p. 201-211, doi: 10.1016/j.agry.2017.02.001.

Siqueira Neto, M.; Scopel, E.; Corbeels, M.; Cardoso, A. N.; Douzet, J. M.; Feller, C.; Piccolo, M. C.; Cerri, C. C.; Bernoux, M. 2010. Soil carbon stocks under no-tillage mulch-based cropping systems in the Brazilian Cerrado: an on-farm synchronic assessment. *Soil and Tillage Research*, v. 110, n. 1, p. 187-195, doi: 10.1016/j.still.2010.07.010.

Smith, K. A. 2017. Changing views of nitrous oxide emissions from agricultural soil: key controlling processes and assessment at different spatial scales. *European Journal of Soil Science*, v. 68, n. 2, p. 137-155, doi: 10.1111/ejss.12409.

Smith, P. 2014. Do grasslands act as a perpetual sink for carbon?. *Global change biology*, v. 20, n. 9, p. 2708-2711, doi: 10.1111/gcb.12561.

Smith, P.; House, J. I.; Bustamante, M.; Sobocká, J.; Harper, R.; Pan, G.; West, P. C.; Clark, J. M.; Adhya, T.; Rumpel, C.; Paustian, K.; Kuikman, P.; Cotrufo, M. F.; Elliott, J. A.; MCDowell, R.; Griffiths, R. I.; Asakawa, S.; Bondeau, A.; Jain, A. K.; Meersmans, J.; Pugh, T. A. M. 2016. Global change pressures on soils from land use and management. *Global change biology*, v. 22, n. 3, p. 1008-1028, doi: 10.1111/gcb.13068.

Soares, D. S.; Ramos, M. L. G.; Marchão, R. L.; Maciel, G. A.; de Oliveira, A. D.; Malaquias, J. V.; de Carvalho, A. M. 2019. How diversity of crop residues in long-term no-tillage systems affect chemical and microbiological soil properties. *Soil and Tillage Research*, v. 194, p. 104316, doi: 10.1016/j.still.2019.104316.

Sordi, A.; Dieckow, J.; Bayer, C.; Alburquerque, M. A.; Piva, J. T.; Zanatta, J. A.; Tomazi, M.; Rosa, C. M.; Moraes, A. 2013. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 190, p. 94-103, doi: 10.1016/j.agee.2013.09.004.

Soussana, J. F.; Lemaire, G. 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 190, p. 9-17, doi: 10.1016/j.agee.2013.10.012.

Soussana, J. F.; Tallec, T.; Blanfort, V. 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, v. 4, n. 3, p. 334-350, doi: 10.1017/S1751731109990784.

Souza, G. P. D.; Figueiredo, C. C. D.; Sousa, D. M. G. D. 2016. Relationships between labile soil organic carbon fractions under different soil management systems. *Scientia Agricola*, v. 73, n. 6, p. 535-542, doi: 10.1590/0103-9016-2015-0047.

Subbarao, G. V.; Yoshihashi, T.; Worthington, M.; Nakahara, K.; Ando, Y.; Sahrawat, K. L.; Rao, I. M.; Lata, J.; Kishii, M.; Braun, H. J. 2015. Suppression of soil nitrification by plants. *Plant Science*, v. 233, p. 155-164, doi: 10.1016/j.plantsci.2015.01.012.

Tivet, F.; Sa, J. C. M.; Lal, R.; Briedis, C.; Borszowski, P. R.; dos Santos, J. B.; Farias, A.; Eurich, G.; Hartman, D. C.; Nodalny Junior, M.; Bouzinac, S.; Séguy, L.; Bouzinac, S. 2013. Aggregate C depletion by plowing and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. *Soil and tillage research*, v. 126, p. 203-218, doi: 10.1016/j.still.2012.09.004.

Ussiri, D. A.; Lal, R.; Jarecki, M. K. 2009. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. *Soil and Tillage Research*, v. 104, n. 2, p. 247-255, doi: 10.1016/j.still.2009.03.001.

Valkama, E.; Kunyupiyeva, G.; Zhapayev, R.; Karabayev, M.; Zhusupbekov, E.; Perego, A.; Schillaci, C.; Sacco, D.; Moretti, B.; Grignani, C.; Acutis, M. 2020. Can conservation agriculture increase soil carbon sequestration? A modelling approach. *Geoderma*, v. 369, p. 114298, doi: 10.1016/j.geoderma.2020.114298.

Vieira, F. C. B.; Bayer, C.; Zanatta, J. A.; Mielniczuk, J.; Six, J. 2009. Building up organic matter in a subtropical Paleudult under legume cover-crop-based rotations. *Soil Science Society of America Journal*, v. 73, n. 5, p. 1699-1706, doi: 10.2136/sssaj2008.0241.

Zanatta, J. A.; Vieira, F. C. B.; Briedis, C.; Dieckow, J.; Bayer, C. 2019. Carbon indices to assess quality of management systems in a Subtropical Acrisol. *Scientia Agricola*, v. 76, n. 6, p. 501-508, doi: 10.1590/1678-992X-2017-0322.

Zhang, S.; Li, Q.; Zhang, X.; Wei, K.; Chen, L.; Liang, W., 2012. Effects Of Conservation Tillage On Soil Aggregation And Aggregate Binding Agents In Black Soil Of Northeast China. *Soil And Tillage Research*, v. 124, p. 196-202, doi: 10.1016/j.still.2012.06.007

Zotarelli, L.; Zatorre, N. P.; Boddey, R. M.; Urquiaga, S.; Jantalia, C. P.; Franchini, J. C.; Alves, B. J. 2012. Influence of no-tillage and frequency of a green manure legume in crop rotations for balancing N outputs and preserving soil organic C stocks. *Field Crops Research*, v. 132, p. 185-195, doi: 10.1016/j.fcr.2011.12.013.