

SolloAgro

ESALQ USP

PLANTAS DE COBERTURA E AS INTER-RELAÇÕES COM A SAÚDE DO SOLO

E-book distribuído pelo SolloAgro
TODOS OS DIREITOS RESERVADOS
PROIBIDA A REPRODUÇÃO NÃO AUTORIZADA DESTE MATERIAL

Catálogo na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP

Plantas de cobertura e as inter-relações com a saúde do solo [recurso eletrônico] / Bruna Emanuele Schiebelbein ... [et al.]. - - Piracicaba : SolloAgro/ESALQ/USP : 2022.
44 p. : il.

ISBN: 978-65-87391-33-5

1. Adubação verde 2. Serviços ecossistêmicos 3. Qualidade do solo 4. Manejo do solo
5. Cobertura do solo 6. Plantas de cobertura 7. Conservação do solo I. Schiebelbein, B. E.
II. Carvalho, M. L. III. Locatelli, J. L. IV. Mendonça, R. S. V. Rodrigues, Y. F. VI. Cherubin, M.
R. VII. Título

CDD 631.45



E-BOOK SOLLOAGRO

Autores:

**Bruna Emanuele Schiebelbein, Martha Lustosa Carvalho,
Jorge Luiz Locatelli, Rafael Santana Mendonça, Yasmin Florentino Rodrigues,
Mauricio Roberto Cherubin**

**Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"
- Universidade de São Paulo (ESALQ-USP), Piracicaba, Brasil**

SUMÁRIO

Introdução.....	3
Impacto das plantas de cobertura nas funções do solo.....	7
Regulação do fluxo de água.....	8
Manutenção da estrutura do solo.....	13
Ciclagem da matéria orgânica.....	18
Ciclagem de elementos e decomposição.....	23
Habitat para organismos e regulação da população biológica.....	27
Desafios e perspectivas.....	32
Publicações relacionadas.....	34
Referências.....	36

INTRODUÇÃO

A população mundial tem crescido exponencialmente nas últimas décadas (~8 bilhões de habitantes), e projeções indicam um aumento de ~25% até 2050 (UN, 2019). Inevitavelmente, o aumento populacional traz uma crescente demanda por recursos; e no presente cenário (i.e., 25% de aumento até 2050), espera-se que a produção de alimentos no mundo seja acrescida em até 70% em relação a produção atual (Hunter et al., 2017). Neste contexto, a degradação dos recursos naturais como o solo surge como uma das principais ameaças. Estimativas indicam que mais de 500 milhões de hectares estão degradados nos trópicos (Lamb et al., 2005); e que aproximadamente $\frac{1}{3}$ da superfície do globo esteja sob efeito de algum tipo de degradação (FAO, 2015). A degradação do solo e a perda da sua capacidade de prover funções não só reduz a capacidade de produção de alimentos, mas também influencia na provisão de outros serviços, que em última instância refletem no menor desenvolvimento socioeconômico (Lal, 2015).

A perda de qualidade do solo oriunda da degradação pode se manifestar por meio da depleção de atributos físicos, químicos e biológicos. A perda da qualidade física normalmente se dá pela compactação do solo, que degrada a sua estrutura (agregação e porosidade). A degradação física frequentemente envolve a redução da capacidade de infiltração de água, aumento do escoamento superficial, encrostamento, e conseqüentemente a erosão (Rabot et al., 2018). A degradação química, por outro lado, está normalmente associada à acidificação, salinização/sodificação, perda de nutrientes essenciais, aumento do teor de elementos tóxicos para as plantas (e.g., Al e Mn), e a contaminação do solo por resíduos/efluentes industriais (Lal, 2015). A degradação biológica, está majoritariamente atrelada à perda de matéria orgânica do solo, redução da biodiversidade, perda de capacidade de armazenar carbono (C), e de forma indireta, o aumento nas emissões dos gases causadores do efeito estufa (i.e., CH₄ e N₂O) (Wagg et al., 2014). O avanço da degradação em um ou mais aspectos mencionados (físicos, químicos e biológicos) leva a perda da capacidade do solo em prover funções básicas como a ciclagem de elementos, decomposição, habitat para microrganismos, ciclagem da matéria orgânica (MO), manutenção da estrutura, ciclagem e disponibilidade de água (Adhikari e Hartemink, 2016; Smith et al., 2021). Por fim, a degradação resulta em declínio da saúde do solo, a qual representa a capacidade continuada do solo funcionar como um ecossistema vivo e sustentar a vida na parte continental do planeta Terra (Doran e Parkin, 1994; Lehmann et al., 2020).

Em paralelo, as funções do solo são muitas vezes avaliadas separadamente na busca da melhor compreensão de seus efeitos. No entanto, devido a multifuncionalidade dos solos, a sinergia existente e a consequente provisão de serviços ao ecossistema, uma visão geral dos processos relacionados e possíveis impactos do seu funcionamento se faz necessária. A ciclagem de nutrientes e decomposição do material orgânico estão diretamente ligadas ao aporte de energia para o sistema, por meio da deposição e absorção de nutrientes (Schöder et. al., 2016). Por consequência, o aporte de nutrientes impacta a diversidade, metabolismo, funcionamento e capacidade de recuperação do microbioma do solo, o que gera distintos habitats de microrganismos que podem comprometer a dinâmica da ciclagem da matéria orgânica (Elias et al., 2020; Hoffland et al., 2020; Nevins; Nakatsu; Armstrong, 2018; Huang et al., 2005). Por sua vez, devido a importância e interação da matéria orgânica nos solos, outras funções relacionadas quanto à manutenção da estrutura, ciclagem de água, e novamente decomposição, ciclagem de nutrientes, habitat de microbioma podem ser observadas. Logo, entender a complementaridade das funções em uma visão mais geral pode auxiliar na adoção de práticas de manejo que visam reduzir os impactos na provisão de serviços por meio da manutenção das diferentes funções do solo.

O desenvolvimento e a adoção de práticas de manejo que evitam ou reduzem o processo de degradação do solo é um dos principais objetivos de sistemas de agricultura conservacionista (Hussain et al., 2021), como o Sistema Plantio Direto (SPD), por exemplo. Os três pilares do sistema: i) manutenção do solo permanentemente coberto; ii) não revolvimento do solo e iii) aumento da biodiversidade de plantas no sistema, visam reduzir o impacto da ação de *drivers* externos de degradação (e.g., chuva, monocultivo) ou evitá-los completamente. Algumas das práticas de manejo relacionadas aos três pilares já são amplamente utilizadas em áreas de cultivos anuais no Brasil e nos EUA, como a semeadura direta (Zulauf e Brown, 2019; Maia et al., 2022). Todavia, apenas a semeadura direta não é suficiente para impedir a degradação e para manter a multifuncionalidade do solo, necessitando a adoção de outras práticas de manejo que complementam os benefícios da semeadura direta e ainda são subutilizadas (Nunes et al., 2020). Uma destas práticas é a utilização de plantas de cobertura (Figura 1), que têm o potencial de efetuar diversas modificações benéficas para as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e manter sua multifuncionalidade.

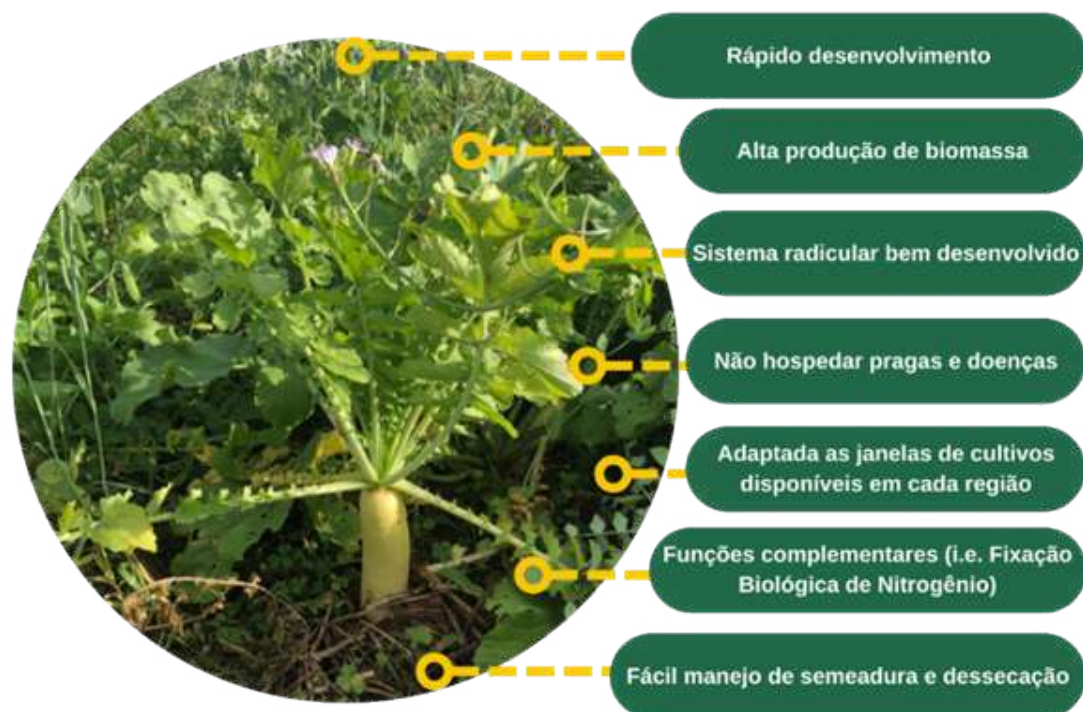


Figura 1. Características desejáveis em uma planta de cobertura para uso na agricultura

Atualmente, a literatura sobre plantas de cobertura aborda o desempenho de cada propriedade do solo (física, química e biológica) individualmente. Assim, atendendo ao conceito de multifuncionalidade tratado por diversos artigos (Keesstra et al., 2016; FAO, 2015), esse ebook busca sintetizar os achados da literatura sobre os mecanismos pelos quais as plantas de cobertura melhoram o desempenho das funções do solo, as quais foram baseadas nas funções elencadas Bünemann et al. (2018) e representadas na Figura 2:

- i) Regulação do fluxo de água
- ii) Manutenção da estrutura do solo;
- iii) Ciclagem da matéria orgânica;
- iv) Ciclagem de elementos e decomposição; e
- v) Habitat para organismos e regulação da população biológica.

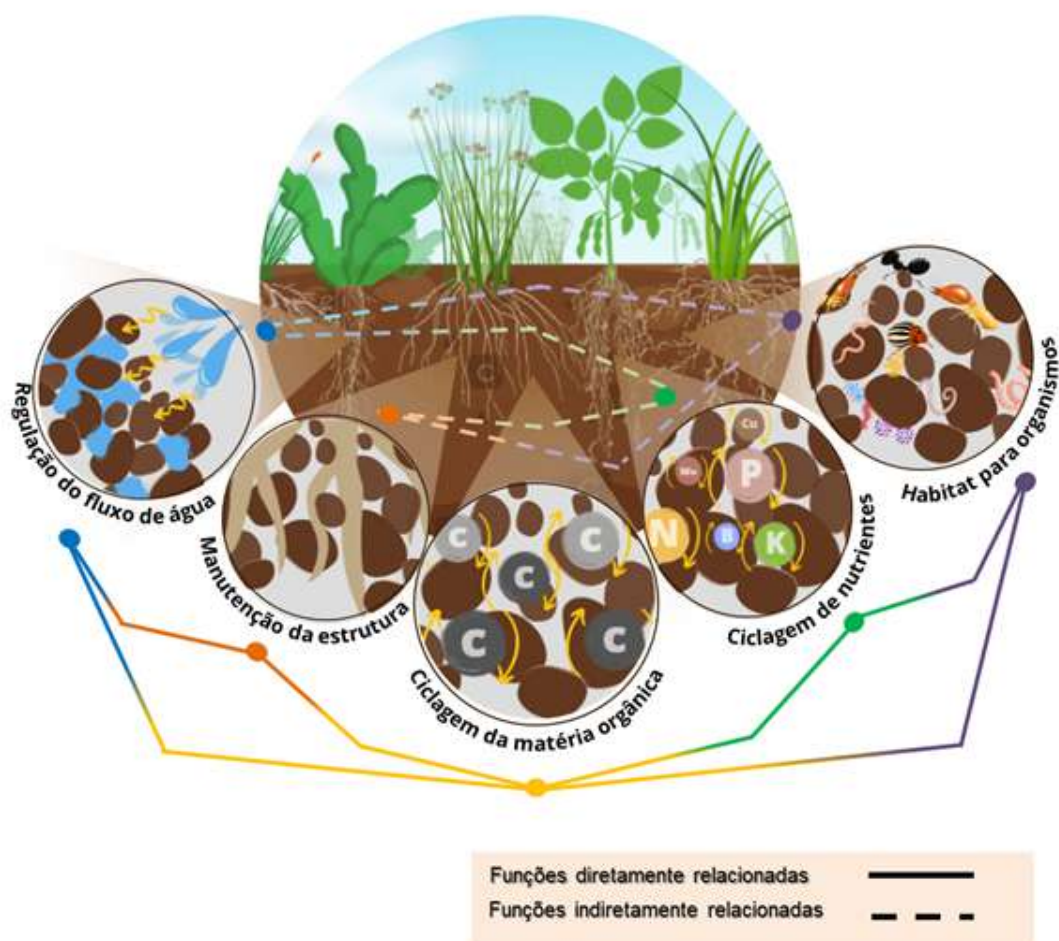


Figura 2. Representação esquemática das funções do solo que potencialmente são afetadas pela inclusão de plantas de cobertura no sistema de produção e suas relações diretas e indiretas

IMPACTO DAS PLANTAS DE COBERTURA NAS FUNÇÕES DO SOLO

REGULAÇÃO DO FLUXO DE ÁGUA

As propriedades físicas do solo como composição granulométrica, densidade, estabilidade dos agregados e porosidade determinam a dinâmica dos processos hidráulicos que ocorrem no solo (Horn et al., 1994), e regulam as funções e o fornecimento de serviços ecossistêmicos ligados à água pelo solo. Por essa razão, a conservação da água está intimamente relacionada com a conservação do solo (Kassam et al., 2014), principalmente no que diz respeito às suas propriedades físicas. A perda da multifuncionalidade física do solo pode ocorrer por diversos mecanismos – naturais, como o adensamento, mas mais proeminentemente por ação antrópica (Lal et al., 1989; Dexter, 2004; Priori et al., 2021). O processo de mudança do uso da terra de vegetação natural para agricultura é o início de um ciclo de degradação das propriedades físicas por compactação (Alaoui e Diserens, 2018), perda de porosidade (Balbino et al., 2002), depleção dos estoques de carbono do solo (Guo e Gifford, 2002) e aumento da erodibilidade do solo. Como consequência da degradação física, segue-se a perda no fornecimento de serviços ecossistêmicos (Lal, 2015). O fornecimento do serviço ecossistêmico de ciclagem e disponibilidade de água pelo solo é condicionado, portanto, tanto pela qualidade física (i.e., os atributos permanentes) quanto pelo estado de saúde da estrutura do solo em si (i.e., sensíveis ao manejo).

Intimamente ligado aos processos hídricos e ao serviço de ciclagem e disponibilidade de água está o serviço de controle de erosão. O serviço envolve a resistência e a resiliência do solo à desagregação e carreamento de partículas através da capacidade do solo em manter sua integridade física e estrutural. A perda de solo e nutrientes por erosão em terras agrícolas é um problema de grandes proporções no mundo inteiro. As estimativas das perdas globais de solo variam de 17 Pg ano⁻¹ (Borrelli et al., 2017) a 20 Pg ano⁻¹ (Doetterl et al., 2012). No Brasil, o processo de mudança do uso da terra de vegetação nativa para agricultura tem aumentado exponencialmente os índices de erosão do solo (Oliveira et al., 2015). Essa realidade é preocupante também porque os processos erosivos influenciam negativamente a capacidade do solo em prover serviços ecossistêmicos (Steinhoff-Knopp et al., 2021). A manutenção do fornecimento do serviço passa por práticas de manejo da saúde do solo compatíveis com redução da degradação física do solo e também da perda de água por enxurrada, já que este serviço abarca os processos hídricos que configuram as principais funções do solo relacionadas à água: infiltração, retenção, percolação e evaporação.

Existem duas vias pelas quais as plantas de cobertura influenciam nas propriedades físicas do solo de forma a aumentar a provisão do serviço ecossistêmico de ciclagem e disponibilidade de água – a via direta, principalmente por modificações benéficas à estrutura do solo, e a via indireta, principalmente pelo favorecimento de processos físico-químicos e biológicos devido à adição de matéria orgânica.

Mecanismos diretos

A infiltração é um fenômeno pelo qual a água atravessa a camada de superfície do solo. A capacidade de infiltração depende da composição granulométrica e da estrutura do solo (Parr e Bertrand, 1960). Para um mesmo solo, depende do teor de umidade na época da chuva ou irrigação, da porosidade total e distribuição de tamanhos dos poros e da existência ou não de uma ou mais camadas compactadas, ou de selamento superficial (Helalia et al., 1988). O dossel e a palhada das plantas de cobertura oferecem proteção da superfície do solo contra a energia cinética das gotas de chuva (Parlak e Parlak, 2010), que causa desagregação por *splashing* e a obstrução da porosidade da camada superficial do solo, formando uma crosta que reduz drasticamente a infiltração de água no solo (Morin e Van Winkel, 1996). A palhada das plantas de cobertura também aumenta a rugosidade da superfície do solo, o que diminui a velocidade de escoamento de água, aumenta a capacidade de armazenamento superficial e a infiltração de água no solo, e por fim reduz o volume final de água escoada (Marques et al., 2010) (Figura 3).



Figura 3. Metodologia para determinação da taxa de infiltração e escoamento superficial em solo utilizando um infiltrômetro de Cornell (van Es e Schindelbeck, 2003)

As plantas de cobertura com sistemas radiculares vigorosos podem também alterar a estrutura do solo (Zhang e Peng, 2021; Griffiths et al., 2022), aliviando o efeito de camadas compactadas comumente encontrada em solos agrícolas pela formação de bioporos profundos e abundantes, que desviarão água por fluxo preferencial e aumentarão a percolação de água e, com a chegada de água em maior abundância, a retenção em camadas mais profundas do solo (Yu et al., 2016). O tipo e a arquitetura do sistema radicular, assim como o estágio máximo de desenvolvimento atingido pelas plantas, determinarão as modificações à estrutura do solo consequentes do cultivo de plantas de cobertura.

Mecanismos indiretos

O uso a longo prazo de plantas de cobertura promove modificações ao agroecossistema que indiretamente modulam o fornecimento do serviço de ciclagem e disponibilidade de água pelo solo. A presença das plantas vivas e da palhada recobrando o solo proporciona diminuição das flutuações de temperatura do solo, principalmente nas camadas mais superficiais. Kahimba et al. (2008) encontraram, na região das planícies do Canadá, que as culturas de cobertura reduziram a temperatura do solo em 4°C na primavera e aumentaram a temperatura do solo em 3°C no outono. A mitigação do aumento de temperatura do solo reflete também em alguma redução das taxas de perda d'água por evaporação, quando comparadas com o solo exposto (Ward et al., 2012), e no aumento do conteúdo de água disponível. Todavia, o aumento do conteúdo de água disponível pelo uso de plantas de cobertura parece restrito a regiões com condições climáticas favoráveis, ou seja, sem períodos de seca prolongada que possam prejudicar a semeadura da cultura comercial subsequente por falta de água no solo. Mubvumba et al. (2021), por exemplo, observaram uma redução de 22-26% no conteúdo de água do solo em tratamentos com plantas de cobertura em um estudo conduzido nas planícies semiáridas do Sul dos Estados Unidos. Ao menos no curto prazo, a falta da água utilizada pela planta de cobertura durante o ciclo pode enfim prejudicar a produtividade da cultura comercial subsequente em regiões semiáridas. Rosa et al. (2021) observaram redução na produtividade da cultura do milho no primeiro ciclo de adoção de plantas de cobertura em uma região semiárida no Nebraska. Holman et al. (2018) reportaram perdas de produtividade de trigo de inverno de 40 – 70% com o uso de plantas de cobertura em anos de baixa precipitação. Portanto, é necessário conhecimento específico de solo, clima e das culturas comerciais no planejamento de janelas para inserção de plantas de cobertura no sistema de produção. Nesse aspecto, sistemas com irrigação permitem maior “espaço de manobra”.

A utilização continuada de plantas de cobertura também tende a aumentar a presença de macrofauna do solo, inclusive as minhocas, representantes da categoria dos engenheiros do ecossistema (Blouin et al., 2013). Em experimento com 15 anos de manejo, Blanco-Canqui et al. (2011) encontraram aumentos de seis vezes no número de minhocas nos tratamentos com plantas de cobertura, comparado aos tratamentos apenas com culturas comerciais. As minhocas são fundamentais para o aumento na incorporação e decomposição de material orgânico depositado sobre o solo, e alteram significativamente a estrutura do solo ao abrirem galerias e formarem agregados, movimentando grandes quantidades de solo anualmente (Lemtiri et al., 2014). As galerias das minhocas tornam-se potenciais canais para o escoamento de água para camadas mais profundas do solo, principalmente as escavadas pelas minhocas denominadas anécicas (Blanco-Canqui et al., 2011). A incorporação de material orgânico adicionado acima e abaixo do solo influencia positivamente a estrutura do solo, com aumento da proporção de agregados estáveis, resultando em uma distribuição de tamanho de poros que favorece a infiltração e a percolação (Boyle et al., 1989; Franzluebbers, 2002). O aumento dos teores de matéria orgânica do solo propiciado pelo uso continuado de plantas de cobertura pode elevar a retenção de água no solo, principalmente a tensões disponíveis para as plantas, desta forma aumentando o conteúdo de água disponível (Lal, 2020). O aumento da capacidade de retenção de água que Keisling et al. (1994) encontraram na região subtropical do Arkansas, EUA, após 17 anos de produção com plantas de cobertura, estava associado a aumentos semelhantes na matéria orgânica do solo.

MANUTENÇÃO DA ESTRUTURA DO SOLO

A estrutura do solo pode ser definida como o arranjo de partículas primárias do solo (minerais e orgânicas), que quando combinadas formam a rede de poros do solo. É considerada o produto de processos agrônômicos e ambientais que ocorreram e estão em vigor, cuja a capacidade de funcionamento determinam a permanência da vida terrestre (Bronick; Lal, 2005; Díaz-Zorita et al., 2002; Rabot et al., 2018). Assim, interfere nos serviços ecossistêmicos que conferem a produção de biomassa das culturas agrícolas, conservação da biodiversidade e controle da erosão (Bünemann et al., 2018) por desempenhar funções relacionadas ao transporte de água, nutrientes e gases. Ainda, provém habitats para microrganismos e fauna por meio do seu espaço poroso, bem como controla a dinâmica da matéria orgânica e, a sua organização em macro e microagregados promove o desenvolvimento radicular das plantas e resistência a processos erosivos. É tida como uma propriedade fundamental que afeta a qualidade do solo (Bronick; Lal, 2005; Peng et al., 2015; Rabot et al., 2018).

Uma das formas de manipular a estrutura do solo é por meio das ações de manejo, principalmente a inserção de plantas com serviços ecológicos desejados, com função de agregação e descompactação do solo. Nesse aspecto, as plantas de cobertura são tidas como alternativas para melhorar a agregação do solo (Sharma et al., 2018) de forma direta via sistema radicular vigoroso, e de forma indireta pelo aporte de carbono via palha (acima do solo) e raízes e exsudatos (abaixo do solo) que atua como fonte de alimento para os macroorganismos que favorecem a formação de agregados biogênicos no solo (Blanco-Canqui; Ruis, 2020; Ogilvie et al., 2021; Qi et al., 2022; Zhang; Peng, 2021) (Figura 4).

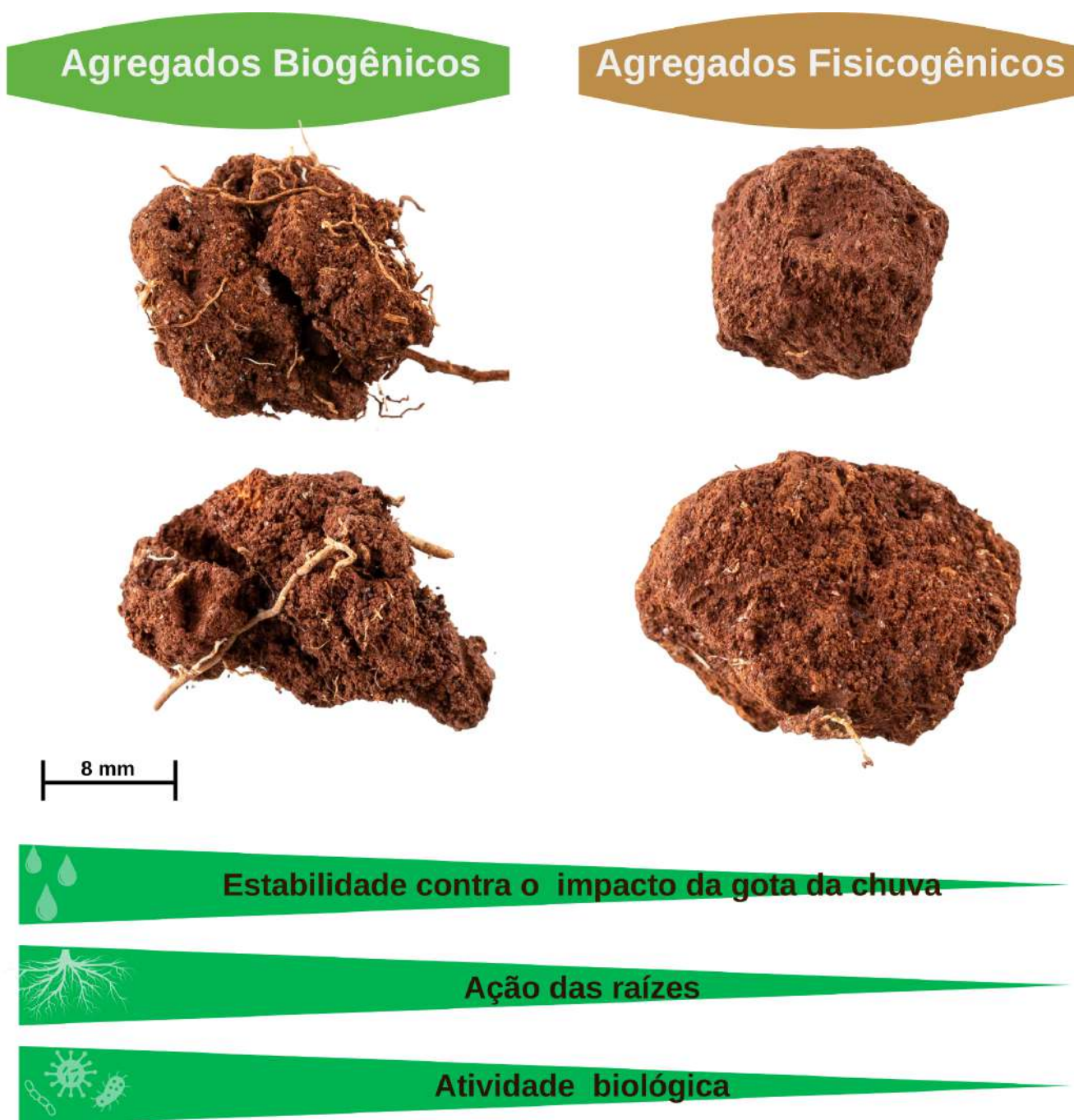


Figura 4. Formação de agregados biogênicos promovida pela ação das raízes e atividade biológica do solo e seus reflexos sobre a estabilidade de agregados

De forma direta, as plantas que contêm raízes fibrosas extensas (fasciculadas) tendem a aumentar a agregação por meio da produção de macroagregados estáveis (Bronick; Lal, 2005). Indiretamente, as raízes exsudam compostos de baixo peso molecular (açúcares) que são essenciais para os estágios iniciais do processo de agregação e evolução das associações organominerais em microagregados (<250 μm) e macroagregados estáveis (>250 μm) (Bronick; Lal, 2005; Rabot et al., 2018; Six et al., 2004; Tisdall; Oades, 1982). Além disso, sabe-se que a arquitetura do sistema radicular desempenha um papel crítico na formação da estrutura do solo e plantas que produzem

grandes quantidades de raízes finas e fasciculadas parecem ser mais efetivas na formação de agregados em comparação com raízes pivotantes atuam na descompactação do solo e aumento da porosidade do solo, por meio da criação de bioporos (Adetunji et al., 2020), os quais são tidos com canais preferenciais de crescimento das raízes de outras plantas por apresentar baixa resistência mecânica, maiores concentrações de O₂ e vias de transporte rápido de solutos e nutrientes, condicionando um ambiente físico melhor para o crescimento de raízes das plantas subsequentes (Ogilvie et al., 2021). Dessa forma, a presença de raízes no solo aumenta a estabilidade dos agregados, permeabilidade, porosidade e a conectividade dos poros, além de influência na dinâmica da estrutura da comunidade microbiana em termos de riqueza e diversidade (Galdos et al., 2020).

Em experimentos de longo prazo solo com quatro taxas de incorporação de palha de cevada (0, 4, 8 e 12 Mg ha⁻¹) e inclusão do azevém como cultura de cobertura, Qi et al. (2022) observaram aumento na estabilidade e resistência estrutural do solo e redução da dispersão da argila promovida pelas inserções das plantas de cobertura no campo. Isso pode estar relacionado a um aumento nos agentes ligantes (Six et al., 2004), associado ao aumento quase significativo na biomassa de raízes em comparação ao solo sem cobertura. A retenção de palha no campo e a inclusão de culturas de cobertura são formas de melhorar ou sustentar a estabilidade estrutural a campo em sistemas de cultivo à base de cereais (Qi et al., 2022).

Além disso, são observados benefícios com relação ao alto potencial de prevenção dos agregados contra os processos erosivos que as gramíneas apresentam, reduzindo a densidade do solo, aumentando a estabilidade de agregados promovido pelo sistema radicular fasciculado (Blanco-Canqui e Ruis, 2020; Koudahe et al., 2022). Nos estudos realizados por Galdos et al (2020), espécies vigorosas de raízes profundas (representadas pela aveia preta) mantiveram a porosidade e conectividade dos poros, já espécies como o nabo forrageiro e trevo branco, não tiveram impacto significativo na conectividade dos poros. Logo, a natureza da arquitetura radicular dessas espécies de plantas provavelmente modificou as características dos poros do solo de forma diferente, dependendo da estratégia de crescimento das plantas (Galdos et al., 2020).

Efeitos positivos também foram observados por Calonego et al. (2017) em leguminosas, as plantas de cobertura resultaram em produtividades de soja iguais ou superiores de médio e longo prazo comparado a áreas em que foram realizadas escarificações mecânicas. Ainda, o uso de plantas de cobertura melhora a estrutura do solo em camadas mais profundas em comparação com a escarificação mecânica. Em estudos conduzidos por Inagaki et al. (2021), sob áreas de plantio direto de longa duração, a escarificação biológica realizada pelo nabo forrageiro promoveu aumentos significativos no armazenamento de carbono do solo, demonstrando o potencial da inserção do nabo na rotação de culturas para substituir a escarificação mecânica em sistemas de plantio direto de longa duração. Ainda, é relatado um aumento significativo na população e diversidade de bactérias por meio da estimulação da atividade microbiana favorecida pelo sistema

radicular (Balota et al., 2014).

Dessa forma, as plantas de cobertura têm efeito positivo sobre macroporosidade do solo, contudo na mesoporosidade e a microporosidade apresentam pouco ou nenhum efeito, já que são níveis de escalas dependentes das propriedades intrínsecas de cada solo (Blanco-Canqui et al., 2015; Six et al., 2004). O aumento da macroporosidade pode ser parcialmente atribuído ao aumento e estabilidade dos macroagregados do solo. A presença de engenheiros do ecossistema como minhocas e bioporos formados pelas raízes em decomposição podem aumentar são responsáveis pelo aumento da macroporosidade em solos com cultivo de plantas de cobertura (Blanco-Canqui e Ruis, 2020).

Portanto, as culturas de cobertura aumentam a estabilidade dos agregados protegendo a superfície do solo do impacto das gotas de chuva, fornecendo aporte adicional de biomassa acima e abaixo do solo, aumentando a concentração de C orgânico do solo e a atividade microbiana. Um aumento na concentração de C orgânico no solo está positivamente correlacionado com um aumento na estabilidade dos agregados do solo (Blanco-Canqui et al., 2015). Os resíduos de culturas de cobertura podem gerar agentes ligantes orgânicos transitórios, temporários e permanentes para promover a agregação do solo (Bronick; Lal, 2005; Rabot et al., 2018; Six et al., 2000).

CICLAGEM DE MATÉRIA ORGÂNICA

A ciclagem da matéria orgânica do solo (MOS) é vista como uma das funções mais importantes para a manutenção da multifuncionalidade do solo. Tal relação é advinda do amplo efeito que a matéria orgânica (MO) exerce sobre atributos físicos, químicos e biológicos, que estão diretamente relacionados com a expressão de outras funções e serviços ecossistêmicos oriundos do solo (Blanco-canqui et al., 2013; Lal, 2016). Do ponto de vista químico, a MO contribui diretamente para a provisão de cargas (i.e., capacidade de troca de cátions), ciclagem de nutrientes (e.g., N, P, S e micronutrientes), redução da disponibilidade de Al^{3+} , bem como de compostos xenobióticos e potenciais contaminantes (Amjad et al., 2017; Craswell e Lefroy, 2001; Tiessen et al., 1994). No âmbito físico, a MO interfere na estruturação do solo, contribuindo diretamente para o aumento da estabilidade de agregados (micro e macroagregados); com potenciais efeitos benéficos sobre os fluxos de ar e água (e.g., aeração, infiltração e armazenamento de água), redução da densidade e da resistência do solo à penetração, bem como da suscetibilidade à erosão (Mujdeci et al., 2017; Rawls et al., 2003; Six et al., 2002). Biologicamente, os efeitos da MO concentram-se na provisão de recursos e energia para os macro e microrganismos, o que reflete na abundância e na diversidade destes, quesito importante para a manutenção dos ciclos biogeoquímicos de elementos essenciais (Esmaeilzadeh-Salestani et al., 2021; Lange et al., 2015); além do equilíbrio entre as comunidades benéficas e patogênicas (redução da incidência de pragas e doenças) (Bailey e Lazarovits, 2003).

Além do amplo efeito sobre atributos físicos, químicos e biológicos, a MOS desempenha papel fundamental na regulação do clima. O solo é o maior reservatório de C entre os ecossistemas terrestres (~2000 Pg de C orgânico até 2 m), o que representa mais do que a soma entre o C contido na vegetação e na atmosfera (~1400 Pg) (Lal, 2018; Plaza et al., 2018). Por este motivo, quaisquer perturbações, por menor que sejam, podem causar alterações significativas no balanço entre a concentração de CO_2 na atmosfera e o teor de C do solo, impactando no clima. A conversão de florestas para uso agrícola associada a falta de boas práticas de manejo é vista como uma das principais práticas condicionantes a perda de C nos solos do globo; tendo contribuído para a perda de mais de 130 Pg de C até 1 m de profundidade nos últimos 12000 anos (Sanderman et al., 2017). Por outro lado, o manejo adequado do solo pode potencializar a capacidade de sequestro de C (Minasny et al., 2017; Paustian et al., 2016). Estima-se que o solo é responsável pelo sequestro de aproximadamente 1/3 das emissões antropogênicas anuais (~10 Pg) (Lal et al., 2021); e que a adoção de boas práticas de manejo poderia contribuir com o sequestro de até 5,3 Pg de CO_2eq ano⁻¹ (Smith et al., 2008). Especificamente, a adoção de plantas de cobertura em apenas 15% dos solos cultivados do globo poderia contribuir para o sequestro de até 0,16 Pg CO_2eq ano⁻¹, o que representa 1-2% das emissões anuais de CO_2eq de origem antrópica (Jian et al., 2020) (Figura 5).

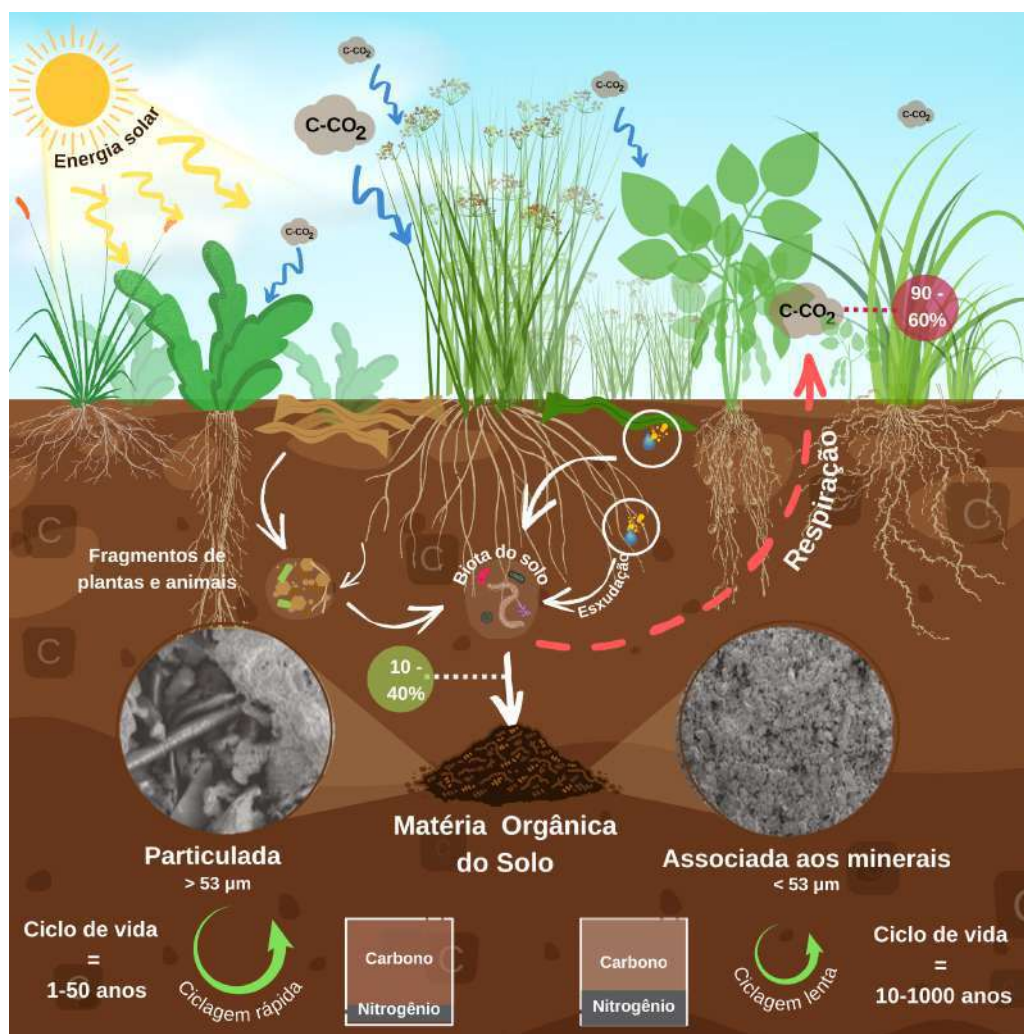


Figura 5. Fluxo dos compartimentos de carbono nas frações da matéria orgânica do solo (particulada e associada aos minerais). Fonte: Adaptado de Cerri et al. (2021), e Cotrufo e Lavelle (2022)

O potencial aumento na capacidade de sequestro de C pela adoção de plantas de cobertura está associado a benefícios diretos: como o aumento da produção de biomassa no sistema e a adição de resíduos de maior qualidade (será discutido na sequência); e indiretos: como a melhoria da estrutura do solo e conseqüentemente da capacidade de estabilização de C (Blanco-Canqui e Ruis, 2020; Cotrufo et al., 2013; Lange et al., 2015). Quantitativamente, a manutenção dos estoques de C do solo em níveis similares a vegetação pristina está condicionada à adição mínima de ~6,3-12 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de matéria seca em ecossistemas tropicais e subtropicais (Ferreira et al., 2012; Sá et al., 2015). A inclusão de plantas de cobertura na entressafra pode contribuir com a adição de valores substanciais de biomassa (~1,7 a 16 Mg ha⁻¹, a depender da espécie utilizada e das condições climáticas), sendo uma importante estratégia para o suprimento da adição de resíduos no sistema (Baptistella et al., 2020; Ruis et al., 2019). Ademais, plantas de cobertura, diferentemente das espécies cultivadas (“cash crops”), normalmente apresentam uma maior proporção de raízes em relação à biomassa aérea (Jackson et al., 2017a; Santos et al., 2011), o que representa uma vantagem do ponto de vista de adição e estabilização de C no solo.

O C adicionado via raízes apresenta uma taxa de estabilização de ~5 vezes superior ao C oriundo da biomassa aérea (Jackson et al., 2017b), o que é atribuído à maior proximidade entre o material adicionado e a matriz mineral do solo, além da composição química dos resíduos, principalmente dos exsudatos radiculares (rizodeposição-C lábil) (Rasse et al., 2005; Sokol e Bradford, 2019). Ainda, plantas de cobertura normalmente apresentam sistemas radiculares mais profundos, o que contribui para a adição de biomassa em camadas subsuperficiais onde existe um menor nível de saturação de C na matriz mineral do solo (maior capacidade de estabilização por associação organomineral), e uma menor atividade biológica (menor taxa de oxidação) (Chenu et al., 2019; Kell, 2012).

À parte do efeito quantitativo promovido pelo uso de plantas de cobertura (aumento na adição de biomassa no sistema), a diversificação de espécies no sistema também contribui para o aumento do sequestro de C no solo (Lange et al., 2015). O aumento da diversidade de espécies e consequentemente da diversidade bioquímica dos resíduos potencializa a atividade e a funcionalidade microbiana do solo, o que favorece a transformação de resíduos (Cotrufo et al., 2013; Lange et al., 2015). Ainda, a inclusão de espécies que produzem resíduos de maior qualidade, i.e., menor relação C:N e maior proporção de compostos não estruturais ricos em nitrogênio (e.g., leguminosas), aumenta a eficiência da transformação promovida pelos microrganismos, produzindo compostos quimicamente mais estáveis (Castellano et al., 2015; Cotrufo et al., 2013), que são estabilizados mais eficientemente na matriz mineral do solo (Cotrufo et al., 2015) (Figura 6). A manutenção do C da fração associada aos minerais é vista como uma das principais estratégias para mitigação das mudanças climáticas, uma vez que esta fração apresenta um maior tempo de residência/menor *turnover* no solo (Lavallee et al., 2020).

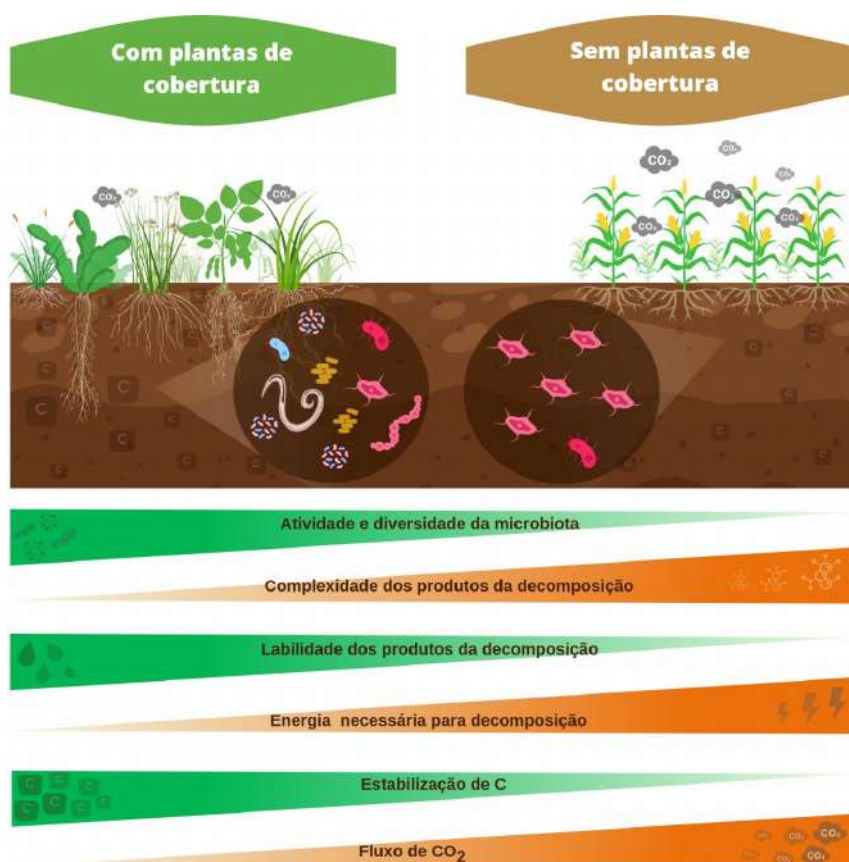


Figura 6. Representação esquemática do efeito da inclusão de plantas de cobertura e do aumento da diversidade de plantas na dinâmica das transformações da MOS. Nota-se que a diversificação e a adição de compostos orgânicos de maior qualidade (i.e., menor complexidade) aumentam a atividade microbiana, o que confere uma maior eficiência dentro dos processos de transformação e um aumento da capacidade de estabilização de C. Fonte: Adaptado de Lange et al. (2015) e Cotrufo et al. (2013)

Finalmente, benefícios indiretos relacionados à ciclagem da MOS e regulação climática provenientes do uso de plantas de cobertura podem estar vinculados à expressão de outras funções: como a própria ciclagem de nutrientes, manutenção da estrutura do solo, e dinâmica de ar e água no solo (Hoffland et al., 2020). O aumento da eficiência do uso do N, por exemplo, pode ser significativamente favorecido mediante a inclusão de plantas de cobertura na entressafra em sistemas produtivos (ciclagem de nutrientes) (Abdalla et al., 2019). Uma maior eficiência no uso do N reduz o teor de N disponível no solo, o que diminui a intensidade do processo de desnitrificação e intensifica o processo de metanotrofia (altos teores de NH_4^+ inibem a metanotrofia, contribuindo para a redução das emissões de óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4), que são importantes gases causadores do efeito estufa (Kim et al., 2015; Lal, 2015).

No âmbito da manutenção da estrutura do solo, plantas de cobertura contribuem para a formação de agregados estáveis, que podem ser favorecidos por diversos mecanismos, como já mencionado (Blanco-Canqui e Ruis, 2020; Lal, 2015). A alta proporção de raízes (efeito mecânico) somada a secreção de exsudatos (carboidratos e polissacarídeos) que são agentes cimentantes favorecem a estabilização das partículas do solo (Liu et al., 2005). Ademais, a maior quantidade e diversidade de compostos exsudados pelas plantas induz uma maior diversidade da comunidade de organismos do solo (macro e microrganismos). O aumento da atividade de fungos (e.g., micorrizas), bactérias, protozoários, actinomicetos, nematoides, cupins, colêmbolas e minhocas, por exemplo, produzem biomoléculas similares (e.g., glomalina e ácidos orgânicos) às liberadas pelas plantas, que também atuam como agentes cimentantes das partículas minerais do solo, e favorecem a manutenção da estrutura do solo (Baumert et al., 2018; Peixoto et al., 2006). A melhor agregação do solo contribui: i) aumento (quantitativo e temporal) da estabilização física da MO via oclusão intra agregados; ii) favorece a manutenção do espaço poroso do solo, o que é extremamente importante para o balanço de água e ar (difusão de O_2) e conseqüentemente na redução das emissões de N_2O e no aumento da oxidação de CH_4 (Lal, 2015; Six et al., 2002; Zhu et al., 2013).

CICLAGEM DE ELEMENTOS E DECOMPOSIÇÃO

A ciclagem de elementos e a decomposição de material orgânico são muito importantes para o funcionamento do solo tanto em ambientes naturais como agrícolas. Ambas estão diretamente ligadas à dinâmica de nutrientes no ecossistema, influenciando a estabilidade e a capacidade de manutenção de outras funções (Lehmann; Stahr, 2010). A ciclagem de elementos pode ser entendida como o processo natural de transferência contínua de elementos a diferentes compartimentos do planeta (e.g., ar, água, solo, organismos), o que permite sua recuperação e reutilização no sistema, inclusive entre o solo e a planta e vice-versa (Raven et al., 2014; Klee; Graedel, 2004). A decomposição é o processo que transforma e libera, por meio de quebra física e transformações bioquímicas, os nutrientes constituintes da estrutura de plantas e tecidos animais para a solução do solo, o que possibilita sua disponibilidade para as plantas novamente (Swaminathan; Devi; Pandian, 2021; Whitford; Wade, 2002). A primeira função (i.e., ciclagem) permite a translocação interna de elementos nos vegetais e o acúmulo de fitomassa (promoção de crescimento de plantas), enquanto a segunda função (i.e., decomposição) é mediada por processos físicos (fragmentação/transformação) e biológicos (mineralização) que auxiliam no retorno desses nutrientes para o solo ao converter o material em frações menores e posteriormente em compostos inorgânicos reabsorvíveis pelas plantas (Spohn et al., 2021; Hoffland et al., 2020). Essas duas funções ocorrem de forma natural e complementar ligadas aos processos de absorção e deposição de nutrientes no sistema solo-planta, logo, a decomposição tem grande participação na dinâmica dos elementos, e por esse motivo, ambas serão abordadas de forma conjunta.

O desempenho dessas funções é altamente influenciado pela composição química do material (relação C:N, taxa de mineralização) (Jílková et al., 2020; Truong; Marschner, 2018; Priya et al., 2017; Walela et al., 2014); variáveis ambientais (umidade, temperatura, disponibilidade de oxigênio) (Van Groenigen et al., 2014; Thongjoo; Miyagawa; Kawakubo, 2005; Fierer et al., 2005); distribuição espacial (acessibilidade pela fração viva do solo, i.e., macro, meso e microfauna) (McClaugherty, Berg, 2011); além de interações com componentes do solo (proteção física e química, dentro dos agregados e pela adsorção nas frações minerais, respectivamente) (Bronick; Lal, 2005). Logo, a velocidade de decomposição é condicionada pela qualidade do material orgânico, seu ambiente físico e os organismos presentes no solo, fatores que refletem em diferentes taxas de decomposição e ciclagem de elementos entre tipos de solos distintos (Swaminathan; Devi; Pandian, 2021; Gershenson; Bader; Cheng, 2009; Brussaard, 1994). No entanto, de forma geral, as mesmas contribuem para retenção de nutrientes e consequente aumento da fertilidade dos solos (Craswell e Lefroy, 2001); são fonte de energia para os processos biológicos e melhoram a resiliência do solo (Lange et al., 2015; Elias et al., 2020); além de estarem relacionadas com outras funções como produção de biomassa vegetal, regulação climática e a abordagem de práticas agrícolas mais sustentáveis visando a melhoria da qualidade dos solos (Tessema et al., 2022; Spohn et al., 2021).

A ciclagem de elementos envolve etapas de constante interação com o solo, pois o mesmo deve ser capaz de receber e reter os nutrientes, convertê-los em formas disponíveis e facilitar a absorção pelas plantas (Schröder et al., 2016). Essas etapas são altamente dependentes de sinergias entre as demais funções do solo, cujo equilíbrio pode ser fortemente afetado por práticas agrícolas capazes de alterar suas propriedades; deteriorar sua estrutura gerando processos de erosão, compactação e perdas e; reduzir a diversidade de organismos, impactando diretamente a saúde do solo reduzindo o seu potencial, além de impor um crítico desafio na tentativa de mitigar esses riscos (Guo, 2021; Ashworth; Owens; Allen, 2020; Vogel et. al, 2019; Greiner et al., 2017). Outro impacto considerável que a degradação do solo gera nos processos de ciclagem de elementos e decomposição é a redução da matéria orgânica do solo (McClaugherty, Berg, 2011). A decomposição sucessiva do material orgânico resulta no processo de humificação, gerando um material mais complexo (húmus), capaz de afetar as propriedades do solo e interferir em seus atributos químicos, físicos e biológicos, favorecendo a ciclagem de nutrientes (Reddy, 2016).

Para minimizar os riscos e potencializar os benefícios visando manter ou aumentar a saúde do solo, o uso de plantas de coberturas (PC) é considerado uma alternativa promissora (Fageria; Baligar; Bailey, 2005). Cultivadas antes ou depois da cultura principal, entre outros objetivos, as PCs são usadas para proteger e cobrir o solo, prevenindo a perda de nutrientes por processos de lixiviação e escoamento superficial, geralmente intensificados quando o solo está descoberto em condição de pousio, principalmente em regiões tropicais (Sharma et al., 2018; Kaspar et al., 2012; De Baets et al., 2011). O efeito do uso PC nas funções de ciclagem de nutrientes e decomposição de material orgânico se dá por meio de metabólitos produzidos e liberados na rizosfera, o que gera um ambiente mais rico em nutrientes, carboidratos, lipídios e proteínas que impactam diretamente a atividade de organismos do solo, em escalas temporal e espacial (Rosenzweig; Schipanski; Kaye, 2017; Chomel et al., 2016).

Estudos realizados por Tosti et al. (2014) demonstraram que a lixiviação de nitrogênio (N), que representa de 10 a 30% de perdas do N aplicado em sistemas de produção de grãos (Sharma, et al., 2012), é reduzida devido a retenção do elemento nas raízes das plantas de cobertura. Gabriel et al. (2013) demonstraram ainda, que ao cultivá-las é possível obter benefícios econômicos, uma vez que ao evitar a lixiviação de N a quantidade requerida para a próxima cultura a ser instalada é diminuída. Abdollahi e Munkolm (2014) encontraram efeito positivo do uso de PC na disponibilidade de potássio em áreas de plantio convencional, porém o mesmo não foi observado para as demais propriedades químicas do solo, possivelmente porque esses benefícios sejam expressos à longo prazo devido a interação com as demais funções do solo. Efeitos do uso de PC na ciclagem de elementos como potássio, magnésio, sódio e micronutrientes como zinco, manganês, ferro e boro foram observados inclusive em diferentes camadas do solo, principalmente de 20 a 40 cm, devido a influência direta da exploração radicular dessas plantas (Sharma; Irmak; J. Padhi, 2018a).

Ainda, as PC têm efeito significativo sobre o carbono orgânico do solo e seu N total, uma vez que no processo de ciclagem elas têm o potencial de conservar e manter concentrações desses elementos, auxiliando na melhoria da qualidade e produtividade do solo (Sharma; Irmak; J. Padhi, 2018b).

Os impactos do uso de plantas de coberturas na decomposição do material orgânico estão ligados a grande interação com a biota do solo e ao prover energia para esses organismos. Zhang et al. (2015) estipularam uma redução de 35% na taxa de decomposição de material orgânico em áreas sem histórico de PC e diferentes proporções de fauna do solo. Ao avaliar a taxa de decomposição e atividade enzimática de comunidades microbianas, Nevins, Nakatsu e Armstrong (2018) encontraram que o pico de atividade da enzima β -glucosidase foi atingido 14 dias antes nas áreas de cultivo de milho manejadas com PC em relação às áreas em que essa prática não foi adotada, havendo ainda menor variação do microbioma do solo, indicando uma sincronia na decomposição do material e menor sobreposição de funções pelos microrganismos, o que pode ser entendido como um ambiente mais estruturado biologicamente (Barel et al., 2018). Logo, a introdução de plantas de cobertura em solos agrícolas pode interferir tanto na ciclagem de elementos quanto na decomposição do material orgânico, trazendo benefícios para o sistema solo-planta e auxiliando na manutenção e recuperação da qualidade dos solos.

HABITAT PARA ORGANISMOS E REGULAÇÃO DA POPULAÇÃO BIOLÓGICA

A multifuncionalidade do solo está diretamente associada às suas características de heterogeneidade e dinamicidade, as quais são garantidas especialmente pelo seu componente biológico. A vida suportada abaixo e acima do solo torna-o único em aspectos que vão desde a matriz de nutrientes à composição da paisagem. Portanto, dentre todas as funções do solo, a função de habitat para organismos pode ser considerada como uma das grandes moduladoras do sistema solo-atmosfera. O habitat é definido como o ambiente para o estabelecimento e manutenção de comunidades de organismos, podendo estas estabelecerem relações ecológicas de cooperação, antagonismo, comensalismo e outras, garantindo então a regulação da população biológica. Dessa forma, pincela-se algumas das razões pelas quais os solos são reconhecidos por abrigarem uma vasta diversidade de organismos, superando inclusive vários outros compartimentos ambientais (Zuckerman, 2008; Orgiazzi et al., 2016).

O conceito biológico de organismos é amplo, podendo abarcar todos os componentes da árvore filogenética (Hug et al., 2016). Para melhor compreensão da função de habitat e regulação usaremos uma abordagem mais reducionista, primeiramente classificando os organismos do solo de acordo com o diâmetro do corpo (Figura 7), a saber: micro (1 a 100 μm), meso (100 μm a 2mm) e macroorganismos (>2 mm). A largura do corpo dos organismos do solo determina em grande parte seus microhabitats. Neste sentido, a ocupação de nichos por específicos grupos de organismos garantirá a então diferenciação biológica espaço-temporal, objeto de estudo das investigações de biogeografia de comunidades (Zuckerman, 2008; Rabot et al., 2018).

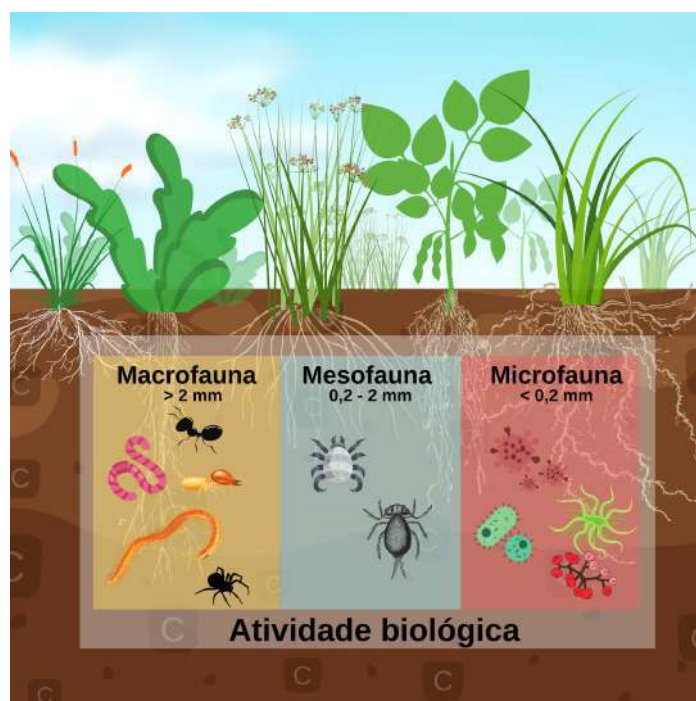


Figura 7. Classes de tamanho dos organismos encontrados no solo e promovidos pela presença de plantas de cobertura

Os principais representantes dos microrganismos são as bactérias, as archaea, os fungos, vírus e nematoides (estes por terem tamanho variado são às vezes classificados como me-soorganismos) enquanto os principais representantes do mesoorganismos são os ácaros, os enquiteídeos e por fim os representantes mais comuns dos macroorganismos são as minhocas, as formigas e outros (Culik; Zeppelini, 2003; Alves; Cardoso, 2016). Além disso, os organismos edáficos podem ser classificados baseado na sua função, como os decompositores da matéria orgânica do solo (especialmente os microrganismos), os predadores de diferentes comunidades microbiana ou vegetal (especialmente os mesoorganismos), e os moduladores de paisagem, também chamados de engenheiro do ecossistema (especialmente os macroorganismos) (Barrios, 2007; Lavelle et al., 2001).

Não obstante, os organismos do solo influenciam diretamente na pedogênese através da atividade de escavação e decomposição de matéria orgânica ou indiretamente por meio da alimentação de raízes de plantas. Os organismos que estão abaixo do solo são atores-chave na ciclagem de nutrientes e no sequestro de carbono, mas também são importantes na estruturação das comunidades de organismos que vivem acima do solo (Lavelle et al., 2006; Mulder et al., 2011). Neste sentido, menciona-se o principal modulador das comunidades de organismos do solo, a planta. É amplamente reconhecido que a planta é responsável por recrutar a comunidade de microrganismos associada (Mendes et al., 2013; Zhang et al., 2020). Da mesma forma, o material vegetal, considerando os seus aspectos quantidade e qualidade discutidos nos outros tópicos desta revisão, recrutará as comunidades de meso e macroorganismos. Assim, evidencia-se a importância do uso de plantas com diferente ‘poder de recrutamento’, em outras palavras, plantas que maximizam a cobertura do solo e que variem em metabolismo de exsudação, na arquitetura do sistema radicular, no ciclo de vida, possibilitando a melhoria da ciclagem de nutrientes e água.

O crescimento das plantas de cobertura cria um ambiente propício para o crescimento e atividade microbiana, sendo a decomposição destas plantas iniciadas sobretudo pelos fungos e bactérias, ou seja, os microrganismos (Hodge et al., 2001). As plantas de cobertura têm um impacto positivo não somente na abundância microbiana do solo, mas também no metabolismo e nutrição vegetal (Setyawan et al., 2011). De acordo com Lekberg e Koide (2005), o uso de gramíneas como plantas de cobertura foi crucial no manejo do solo em pomares cítricos, sobretudo pelo incremento de compostos estimulantes para fungos micorrizicos arbusculares, possibilitando o maior aproveitamento de nutrientes do perfil do solo, especialmente aqueles de baixa mobilidade (Lekberg e Koide, 2005).

Algumas características são comuns para as culturas de cobertura, contudo, muitas destas apresentam peculiaridades que podem se sobressair em quesitos mais específicos. As leguminosas, por exemplo, contribuem para uma redução na utilização de insumos nitrogenados, por atuarem em simbiose com bactérias fixadoras de N (Ordóñez-Fernández et al., 2018).

As poáceas por sua vez são excelentes para estruturação do solo, devido a seu extenso e volumoso sistema radicular, além de aumentarem significativamente o aporte de matéria orgânica no solo, o que contribui para os níveis de biomassa microbiana no sistema (Tanaka et al., 2019; Huang et al., 2020). Essas particularidades são determinantes na escolha de que espécie utilizar num sistema produtivo.

As culturas de cobertura apresentam grande potencial na modulação da comunidade microbiana do solo (Brennan; Acosta-Martinez, 2017). Segundo Yang e colaboradores (2019) essa capacidade está atrelada em decorrência do que é liberado na decomposição dessas plantas, além do efeito de seus exsudados radiculares, que são ricos em aminoácidos, ácidos carboxílicos, compostos fenólicos, entre outras fontes de carbono, que influenciam diretamente a composição das comunidades microbianas do solo. Essa capacidade das culturas de cobertura em modular o microbioma do solo potencializa ainda mais seu uso nos sistemas agrícolas, possibilitando a prestação dos mais variados serviços ecossistêmicos.

Portanto, a introdução de plantas de cobertura no sistema agrícola melhora a qualidade do solo, por exemplo através do aumento da população microbiana do solo, garantindo a redução da aplicação da fertilização química (Mitchell et al., 2017). Blanco-Canqui e Jasa (2019) afirmaram que plantas de cobertura exercem papel central na regulação das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. A utilização das plantas de cobertura reduz a erosão do solo, pois possibilita o melhor cobrimento do solo (Figura 8), diminuindo assim o impacto das gotas das chuvas, melhorando a ciclagem de nutrientes e incrementando os teores de matéria orgânica do solo (Kerri e Belina, 2008).

As plantas de cobertura também têm a capacidade de serem usadas para melhorar a eficiência de uso do fósforo no sistema agrícola (Zhou; Zhu; Yao, 2018). O modo de interação entre as culturas de cobertura e a comunidade microbiana se dá de maneira acentuada na rizosfera com a exsudação de moléculas orgânicas, que acarretam o aumento da abundância e atividade microbiana (Hallama et al., 2018). Um exemplo desse efeito é enfatizado no trabalho realizado por Almeida e colaboradores (2018), que associaram o aumento da comunidade microbiana solubilizadora de fosfato à liberação de exsudados da cultura de cobertura *Urochloa ruziziensis*.

Desse modo, evidencia-se que as culturas de cobertura melhoram significativamente o habitat para organismos e bem como a regulação da população biológica do solo (Bacq-Labreuil et al., 2019). Higo et al. (2018) concluíram que as leguminosas em rotação (milho-leguminosa) é de fato benéfica, sobretudo por formar uma relação simbiótica com fungos micorrízicos específicos e grupos bacterianos, promovendo melhorias na nutrição fosfatada das plantas subsequentes. Por outro lado, Couëdel et al. (2018) no sentido de otimizar os níveis de nitrogênio a partir do uso de plantas de cobertura, concluiu que a mistura de culturas de cobertura leguminosas e crucíferas, proporciona maior fixação de N, além de reduzir a lixiviação do nitrato no perfil do solo.

No geral, rotações contínuas das culturas são coletivamente referidas como efeitos residuais benéficos (legados), capazes de aumentar a riqueza e densidade de esporos de fungos micorrízicos arbusculares, bem como a colonização das raízes por estes simbiossiontes (Higo et al., 2019).

Planta de Cobertura	Aporte de massa seca	Cobertura do solo	Controle			Controle de nematóides			Sensibilidade ao glyphosate
			Plantas Daninhas	Mofa Branco	Percevejo Castanho	<i>Pratylenchus brachyurus</i>	<i>Meloidogyne incognita</i>	<i>Rotylenchulus reniformis</i>	
<i>Crotalaria spectabilis</i>	Regular	Regular	Regular	Não indicada	Adequada	Adequada	Adequada	Adequada	Regular
<i>Crotalaria juncea</i>	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Não indicada	Regular	Adequada	Regular
<i>Crotalaria ochroleuca</i>	Regular	Adequada	Regular	Regular	Regular	Adequada	Adequada	Adequada	Regular
<i>Cajanus cajan</i>	Regular	Regular	Regular	Regular	Adequada	Regular	Não indicada	Não indicada	Regular
<i>Sorghum bicolor</i>	Adequada	Adequada	Adequada	Adequada	Regular	Não indicada	Não indicada	Adequada	Adequada
	Regular	Regular	Regular	Adequada	Não indicada	Regular	Não indicada	Adequada	Adequada
	Adequada	Adequada	Adequada	Adequada	Não indicada	Não indicada	Adequada	Adequada	Adequada
	Adequada	Adequada	Adequada	Adequada	Regular	Não indicada	Adequada	Adequada	Regular
	Adequada	Adequada	Adequada	Adequada	Regular	Não indicada	Adequada	Adequada	Não indicada

Adequada
 Regular
 Não indicada

Tabela 1. Características de plantas de cobertura com potencial de uso no sistema de semeadura direta do algodoeiro. Fonte: Adaptado de Ferreira et al. (2012)

DESAFIOS E PERSPECTIVAS

O solo é considerado um recurso finito essencial para a manutenção da vida e do bem-estar da espécie humana no planeta. O avanço da degradação do solo, que pode ser de natureza química, física, ou biológica, representa uma ameaça real à capacidade do mesmo em prover funções e serviços, especialmente diante da expectativa de aumento populacional e conseqüentemente da demanda por recursos para as próximas décadas. Este e-book evidencia a importância da adoção de estratégias de intensificação em agroecossistemas, com foco no uso de plantas de cobertura e os potenciais benefícios que podem ser explorados para a provisão de funções como a ciclagem da matéria orgânica, manutenção da estrutura do solo, provisão de água, decomposição e ciclagem de nutrientes, e a provisão de habitat para organismos.

Fica evidente que os benefícios advindos da inclusão de plantas de cobertura em agroecossistemas são uma resposta ao aumento da complexidade e diversidade do meio. Aspectos como a diversidade morfológica e estrutural de sistemas radiculares (e.g., arquitetura, camada de exploração) contribuem diretamente para a melhor estruturação do solo, que tem benefícios diretos à dinâmica de água, capacidade de estabilização de carbono via proteção física, bem como na resistência a processos erosivos. Do mesmo modo, a maior complexidade de espécies promove a adição de resíduos de maior diversidade e qualidade (e.g., maior proporção de compostos de baixo peso molecular), o que contribui para a maior atividade dos organismos do solo, que em última instância aumentam a capacidade de decomposição, ciclagem de nutrientes e de estabilização de carbono no solo. O caráter multifuncional do solo e a íntima associação entre as funções avaliadas (i.e., a melhoria da expressão de uma função beneficia outra) reivindica a necessidade de novos estudos que utilizem uma abordagem holística e integrada para o manejo do recurso solo a fim de garantir a provisão de serviços e a preservação do mesmo.

PUBLICAÇÕES RELACIONADAS

Embora a literatura técnica e científica sobre culturas de cobertura seja extensa e abrangente, incluindo artigos científicos e técnicos, além de alguns livros, a popularização e adoção prática do tema depende da chegada do conhecimento aos produtores, extensionistas, consultores e estudantes dos níveis técnico e superior. A partir das necessidades desses leitores, o grupo SOHMA (Soil Health & Management Research Group) baseado na ESALQ lançou o "Guia Prático de Plantas de Cobertura" (Figura 9), que contém informações fitotécnicas básicas de culturas de cobertura como tamanho, época de plantio ou semeadura, condições adequadas de clima e solo, bem como a produção média de biomassa e massa seca. Trinta espécies de verão, 14 de inverno e 4 mixes foram selecionadas das plantas mais utilizadas. Também foram incluídas, para cada planta ou mix, informações sobre limitações de uso e as implicações sobre a saúde do solo, sobre os aspectos químico, físico e biológico. O livro pode ser baixado gratuitamente em formato e-book pelo endereço: <https://doi.org/10.11606/9786589722151>



Figura 8. Capa do “Guia Prático de Plantas de Cobertura” e exemplo de páginas com as informações de uma espécie

REFERÊNCIAS

- Abdalla, M., Hastings, A., Cheng, K., Yue, Q., Chadwick, D., Espenberg, M., Truu, J., Rees, R.M., Smith, P., 2019. A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity. *Glob. Chang. Biol.* 25, 2530–2543. <https://doi.org/10.1111/gcb.14644>
- Abdollahi, L., Munkholm, L.J., 2014. Tillage System and Cover Crop Effects on Soil Quality: i. chemical, mechanical, and biological properties. *Soil Science Society Of America Journal*, 78, 262-270, Wiley. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2013.07.0301>.
- Adetunji, A.T., Ncube, B., Mulidzi, R., Lewu, F.B. (2020). Management impact and benefit of cover crops on soil quality: A review. *Soil and Tillage Research*, 204(June), 104717. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104717>
- Adhikari, K., Hartemink, A.E., 2016. Linking soils to ecosystem services — A global review. *Geoderma* 262, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>.
- Alaoui, Abdallah, and Etienne Diserens. 2018. “Mapping Soil Compaction – A Review.” *Current Opinion in Environmental Science Health* 5:60–66. doi: 10.1016/j.coesh.2018.05.003.
- Almeida, D.S.; Menezes-Blackburn, D.; Turner, B.L.; Wearing, C.; Haygarth, P.M.; Rosolem, C.A. Urochloa ruziziensis cover crop increases the cycling of soil inositol phosphates. *Biology and Fertility of Soils*, v. 54, n. 8, p. 935–947, 2018a.
- Alves, P.R.L.A., Cardoso, E.J.B.N.C. (2016). Overview of the standard methods for soil ecotoxicology testing. Retrieved from [https://www.intechopen.com/books/invertebrates-experimental-models-in-toxicity-screening/overview-of-the-standard\[1\]m-methods-for-soil-ecotoxicology-testing](https://www.intechopen.com/books/invertebrates-experimental-models-in-toxicity-screening/overview-of-the-standard[1]m-methods-for-soil-ecotoxicology-testing)
- Amjad, M., Khan, S., Khan, A., Alam, M., 2017. Science of the Total Environment Soil contamination with cadmium, consequences and remediation using organic amendments. *Sci. Total Environ.* 601–602, 1591–1605. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.030>
- Ashworth, A.J., Owens, P.R., Allen, F.L., 2020. Long-term cropping systems management influences soil strength and nutrient cycling. *Geoderma*, 361, 114062. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114062>.
- Bailey, K.L., Lazarovits, G., 2003. Suppressing soil-borne diseases with residue management and organic amendments 72, 169–180. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(03\)00086-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00086-2)
- Balbino, L.C., A. Bruand, M. Brossard, M. Grimaldi, M. Hajnos, and M.F. Guimarães. 2002. “Changes in Porosity and Microaggregation in Clayey Ferralsols of the Brazilian Cerrado on Clearing for Pasture.” *European Journal of Soil Science* 53(2):219–30. doi: 10.1046/j.1365-2389.2002.00446.x.
- Balota, E.L., Calegari, A., Nakatani, A.S., Coyne, M.S. (2014). Benefits of winter cover crops and no-tillage for microbial parameters in a Brazilian Oxisol: A long-term study. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 197, 31–40. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.07.010>
- Baptistella, J.L.C., de Andrade, S.A.L., Favarin, J.L., Mazzafera, P., 2020. Urochloa in Tropical Agroecosystems. *Front. Sustain. Food Syst.* 4, 1–17. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.00119>
- Barel, J.M., Kuyper, T.W., Paul, J., Boer, W., Cornelissen, J.H.C., Deyn, G. B., 2018. Winter cover crop legacy effects on litter decomposition act through litter quality and microbial community changes. *Journal Of Applied Ecology*, 56, 132-143, Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13261>
- Barrios, E. (2007). Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics*, 64(2), 269–285. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.03.004>.
- Baumert, V.L., Vasilyeva, N.A., Vladimirov, A.A., Meier, I.C., Kögel-Knabner, I., Mueller, C.W., 2018. Root exudates induce soil macroaggregation facilitated by fungi in subsoil. *Front. Environ. Sci.* 6, 1–17. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00140>
- Bini, C. Soil: A precious natural resource. In *Conservation of Natural Resources*; Kudrow, N.J., Ed.; Nova Science Publishers: Hauppauge, NY, USA, 2009; pp. 1–48.
- Blanco-Canqui, H., Ruis, S.J. (2020). Cover crop impacts on soil physical properties: A review. *Soil Science Society of America Journal*, 84(5), 1527–1576. <https://doi.org/10.1002/saj2.20129>
- Blanco-canqui, H., Shapiro, C.A., Wortmann, C.S., Drijber, R.A., Shaver, T.M., Ferguson, R.B., 2013. Soil organic carbon: The value to soil properties 68, 129–134. <https://doi.org/10.2489/jswc.68.5.129A>
- Blanco-Canqui, H., Shaver, T.M., Lindquist, J.L., Shapiro, C.A., Elmore, R.W., Francis, C.A., Hergert, G.W. (2015). Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. *Agronomy Journal*, 107(6), 2449–2474. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0086>
- Blanco-Canqui, Humberto, Maysoon M. Mikha, DeAnn R. Presley, and Mark M. Claassen. 2011. “Addition of Cover Crops Enhances No-Till Potential for Improving Soil Physical Properties.” *Soil Science Society of America Journal* 75(4):1471–82. doi: 10.2136/sssaj2010.0430.

- Blouin, M., M.E. Hodson, E.A. Delgado, G. Baker, L. Brussaard, K.R. Butt, J. Dai, L. Dendooven, G. Peres, J.E. Tondoh, D. Cluzeau, and J.J. Brun. 2013. "A Review of Earthworm Impact on Soil Function and Ecosystem Services." *European Journal of Soil Science* 64(2):161–82. doi: 10.1111/ejss.12025.
- Boyle, M., W.T. Frankenberger Jr., and L.H. Stolzy. 1989. "The Influence of Organic Matter on Soil Aggregation and Water Infiltration." *Journal of Production Agriculture* 2(4):290–99. doi: 10.2134/jpa1989.0290.
- Brennan, E.B.; Acosta-Martinez, V. Cover cropping frequency is the main driver of soil microbial changes during six years of organic vegetable production. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 109, p. 188–204, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.01.014>>.
- Bronick, C.J., Lal, R. (2005). Soil structure and management: A review. *Geoderma*, 124(1–2), 3–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Brussaard L., 1994. Interrelationships between biological activities, soil properties and soil, In D. J. Greenland, I. Szabolcs (Eds.), *Soil resilience and sustainable land use*, 309-329.
- Bünemann, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R.E., De Deyn, G., de Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J. W., Brussaard, L. (2018). Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120(September 2017), 105–125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Calonego, J.C., Raphael, J.P.A., Rigon, J.P.G., Oliveira Neto, L. de, Rosolem, C. A. (2017). Soil compaction management and soybean yields with cover crops under no-till and occasional chiseling. *European Journal of Agronomy*, 85, 31–37. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.02.001>
- Castellano, M.J., Mueller, K.E., Olk, D.C., Sawyer, J.E., Six, J., 2015. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Glob. Chang. Biol.* 21, 3200–3209. <https://doi.org/10.1111/gcb.12982>
- Cerri, C. E. P.O; Cherubin, M. R.; Damian, J. M.; Mello, F. F. C.; Lal, R. 2021. Soil carbon sequestration through adopting sustainable management practices: potential and opportunity for the American countries. 1. ed. San Jose - Costa Rica: C.R.: IICA, 60p .
- 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 Tillage Res.* 188, 41–52. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011>
- Chomel, M., Guittonny-Lachevêque, M., Fernandez. C., Gallet, C., Desrochers, A., Paré, D., Jackson, B. G., Baldy, V., 2016. Plant secondary metabolites: a key driver of litter decomposition and soil nutrient cycling. *Journal Of Ecology*, 104, 1527-1541. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.12644>
- Cotrufo M. F., Lavalley J. M. 2022. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. *Advances in Agronomy*; 172:1-66. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.11.002>
- Cotrufo, M.F., Soong, J.L., Horton, A.J., Campbell, E.E., Haddix, M.L., Wall, D.H., Parton, W.J., 2015. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nat. Geosci.* 8, 776–779. <https://doi.org/10.1038/ngeo2520>
- Cotrufo, M.F., Wallenstein, M.D., Boot, C.M., Denef, K., Paul, E., 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Glob. Chang. Biol.* 19, 988–995. <https://doi.org/10.1111/gcb.12113>
- Craswell, E.T., Lefroy, R.D.B., 2001. The role and function of organic matter in tropical soils, in: Martius, C., Tiessen, H., Vlek, P.L.G. (Eds.), *Managing Organic Matter in Tropical Soils: Scope and Limitations: Proceedings of a Workshop Organized by the Center for Development Research at the University of Bonn (ZEF Bonn) --- Germany, 7--10 June, 1999.* Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 7–18. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2172-1_2
- Culik, M.P., Zeppelini, D.F. (2003). Diversity and distribution of Collembola (Arthropoda: Hexapoda) of Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 12, 1119–1143.
- De Baets, S., Poesen, J., Meersmans, J. and Serlet, L., 2011. Cover Crops and Their Erosion-Reducing Effects during Concentrated Flow Erosion. *Catena*, 85, 237-244. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.01.009>
- Dexter, A.R. 2004. "Soil Physical Quality: Part I. Theory, Effects of Soil Texture, Density, and Organic Matter, and Effects on Root Growth." *Geoderma* 120(3):201–14. doi: 10.1016/j.geoderma.2003.09.004.
- Díaz-Zorita, M., Perfect, E., Grove, J.H. (2002). Disruptive methods for assessing soil structure. *Soil and Tillage Research*, 64(1–2), 3–22. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00254-9](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00254-9)
- Elias D.M.O., Robinson, S., Both, S., Goodall, T., Majalap-lee, N., Ostle, N.J., McNamara, N.P., 2020. Soil Microbial Community and Litter Quality Controls on Decomposition Across a Tropical Forest Disturbance Gradient. *Frontiers In Forests And Global Change*, 3, *Front. Med.* <http://dx.doi.org/10.3389/ffgc.2020.00081>

- Esmaeilzadeh-salestani, K., Bahram, M., Ghanbari, R., Seraj, M., Gohar, D., Tohidfar, M., Eremeev, V., Talgre, L., 2021. Agriculture, Ecosystems and Environment Cropping systems with higher organic carbon promote soil microbial diversity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 319, 107521. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107521>
- Fageria N. K., Baligar V. C., Bailey, B. A., 2005. Role of cover crops in improving soil and row crop productivity. *Commun Soil Sci Plant Anal.*, 36, 2733-2757. <https://doi.org/10.1080/00103620500303939>
- FAO and ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy
- Ferreira, A. de O., Sá, J.C. de M., Harms, M.G., Miara, S., Briedis, C., Quadros Netto, C., Santos, J.B. dos, Canalli, L.B., 2012. Carbon balance and crop residue management in dynamic equilibrium under a no-till system in Campos Gerais. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 36, 1583–1590. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832012000500022>
- Ferreira, A. C. de B.; Borin, A. L. D. C.; Lamas, F. M.; Asmus, G. L.; Miranda, J. E.; Bogiani, J. C.; Suassuna, N. D. 2012. Plantas que minimizam problemas do sistema de produção do algodoeiro no cerrado. Campina Grande: Embrapa Algodão, 4 p. (Embrapa Algodão. Comunicado técnico, 371).
- Fierer N., Craine J. M., McLaughlan, K., Schimel J.P., 2005. Litter quality and the temperature sensitivity of decomposition. *Ecology*, 86, 320- 326. <https://doi.org/10.1890/04-1254>
- Franzluebbers, A.J. 2002. “Water Infiltration and Soil Structure Related to Organic Matter and Its Stratification with Depth.” *Soil and Tillage Research* 66(2):197–205. doi: 10.1016/S0167-1987(02)00027-2.
- Gabriel, J.L., Garrido, A. and Quemada, M., 2013. Cover Crops Effect on Farm Benefits and Nitrate Leaching: Linking Economic and Environmental Analysis. *Agricultural Systems*, 121, 23-32. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.06.004>
- Galdos, M.V., Brown, E., Rosolem, C.A., Pires, L. F., Hallett, P.D., Mooney, S. J. (2020). *Brachiaria* species influence nitrate transport in soil by modifying soil structure with their root system. *Scientific Reports*, 10(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61986-0>
- Gershenson A., Bader N.E., Cheng W.X., 2009. Effects of substrate availability on the temperature sensitivity of soil organic matter decomposition. *Glob Chang Biol.*, 15, 176-183. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01827.x>
- Greiner, L., Keller, A., Grêt-Regamey, A., Papritz, A., 2017. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land Use Policy*, 69, 224-237. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.025>
- Griffiths, M., Delory B. M, Jawahir, V., Kong M. W. G., Bagnall, C., Dowd, T. G., Nusinow D. A., Miller, A.J., N. Topp, C.N. 2022. “Optimisation of Root Traits to Provide Enhanced Ecosystem Services in Agricultural Systems: A Focus on Cover Crops.” *Plant, Cell Environment* 45(3):751–70. doi: 10.1111/pce.14247.
- Guo, L. B., and R. M. Gifford. 2002. “Soil Carbon Stocks and Land Use Change: A Meta Analysis.” *Global Change Biology* 8(4):345–60. doi: 10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x.
- Guo, M., 2021. Soil Health Assessment and Management: recent development in science and practices. *Soil Systems*, 5, 61. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/soilsystems5040061>
- Hallama, M.; Pekrun, C.; Lambers, H.; Kandeler, E. Hidden miners – the roles of cover crops and soil microorganisms in phosphorus cycling through agroecosystems. *Plant and Soil*, p. 7–45, 2018.
- Helalia, A.M., Letey, J., Graham R.C.. 1988. “Crust Formation and Clay Migration Effects on Infiltration Rate.” *Soil Science Society of America Journal* 52(1):251–55. doi: 10.2136/sssaj1988.03615995005200010044x.
- Hoffland, E., Kuyper, T.W., Comans, R.N.J., Creamer, R.E., 2020. Eco-functionality of organic matter in soils. *Plant Soil* 455. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04651-9>
- Holman, J.D., Arnet K., Dille, J., Maxwell, S., Obour, A., Roberts T. Roozeboom, K., Schlegel, A. 2018. “Can Cover or Forage Crops Replace Fallow in the Semiarid Central Great Plains?” *Crop Science* 58(2):932–44. doi: 10.2135/cropsci2017.05.0324.
- Horn, R., H. Taubner, M. Wuttke, T. Baumgartl. 1994. “Soil Physical Properties Related to Soil Structure.” *Soil and Tillage Research* 30(2):187–216. doi: 10.1016/0167-1987(94)90005-1.
- Huang, M.; Chai, L.; Jiang, D.; Zhang, M.; Jia, W.; Huang, Y. Spatial Patterns of Soil Fungal Communities Are Driven by Dissolved Organic Matter (DOM) Quality in Semi[1]Arid Regions. *Microbial Ecology*, 2020.
- Huang, P.M., Wang, M.K., Chiu, C.Y.. 2005. Soil mineral–organic matter–microbe interactions: impacts on biogeochemical processes and biodiversity in soils. *Pedobiologia*, 49, 609-635. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.06.006>.
- Hug, L., Baker, B., Anantharaman, K. et al. A new view of the tree of life. *Nat Microbiol* 1, 16048 (2016). <https://doi.org/10.1038/nmicrobiol.2016.48>
- Hunter, M.C., Smith, R.G., Schipanski, M.E., Atwood, L.W., Mortensen, D.A., 2017. Agriculture in 2050: Recalibrating targets for sustainable intensification. *Bioscience* 67, 386–391. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix010>

- Hussain, S., Ru Guo, Muhammad S., Xiaolong R., Djordje K., Zubair A., Usman Z., Abdur R., Christophe H., Mohamed A.E.E. 2021. "Carbon Sequestration to Avoid Soil Degradation: A Review on the Role of Conservation Tillage." *Plants* 10(10):2001. doi: 10.3390/plants10102001.
- Inagaki, T.M., Sá, J.C. de M., Tormena, C.A., Dranski, A., Muchalak, A., Briedis, C., de Oliveira Ferreira, A., Giarola, N. F. B., da Silva, Á. P. (2021). Mechanical and biological chiseling impacts on soil organic C stocks, root growth, and crop yield in a long-term no-till system. *Soil and Tillage Research*, 211(April). <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104993>
- Jackson, R.B., Lajtha, K., Crow, S.E., Hugelius, G., Kramer, M.G., Piñeiro, G., 2017. The Ecology of Soil Carbon: Pools, Vulnerabilities, and Biotic and Abiotic Controls. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 48, 419–445. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054234>
- Jian, J., Du, X., Reiter, M.S., Stewart, R.D., 2020. A meta-analysis of global cropland soil carbon changes due to cover cropping. *Soil Biol. Biochem.* 143, 107735. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107735>
- Jílková, V., Straková P., Frouz, J., 2020. Foliage C:N ratio, stage of organic matter decomposition and interaction with soil affect microbial respiration and its response to C and N addition more than C:N changes during decomposition, *Applied Soil Ecology*, 152, 929-1393. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103568>
- Kaspar, T., Jaynes, D., Parkin, T., Moorman, T. and Singer, J., 2012. Effectiveness of Oat and Rye Cover Crops in Reducing Nitrate Losses in Drainage Water. *Agricultural Water Management*, 110, 25-33. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.03.010>
- Kassam, A., Derpsch, R., Friedrich, T., 2014. "Global Achievements in Soil and Water Conservation: The Case of Conservation Agriculture." *International Soil and Water Conservation Research* 2(1):5–13. doi: 10.1016/S2095-6339(15)30009-5.
- Kell, D.B., 2012. Large-scale sequestration of atmospheric carbon via plant roots in natural and agricultural ecosystems: why and how 1589–1597. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0244>
- Kim, Y., Seo, Y., Kraus, D., Klatt, S., Haas, E., Tenhunen, J., Kiese, R., 2015. Estimation and mitigation of N₂O emission and nitrate leaching from intensive crop cultivation in the Haean catchment, South Korea. *Sci. Total Environ.* 529, 40–53. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.098>
- Klee, R.J., Graedel, T.E., 2004. Elemental cycles: a status report on human or natural dominance. *Annual Review of Environment And Resources.* 29, 69-107. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.energy.29.042203.104034>
- Koudahe, K., Allen, S. C., Djaman, K. (2022). Critical review of the impact of cover crops on soil properties. *International Soil and Water Conservation Research*, xxx. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2022.03.003>
- Lal, R., 2015. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustain.* 7, 5875–5895. <https://doi.org/10.3390/su7055875>
- Lal, R., 2015. Soil carbon sequestration and aggregation by cover cropping 70, 329–339. <https://doi.org/10.2489/jswc.70.6.329>
- Lal, R., 2016. Soil health and carbon management. *Food Energy Secur.* 5, 212–222. <https://doi.org/10.1002/fes3.96>
- Lal, R., 2018. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Glob. Chang. Biol.* 24, 3285–3301. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>
- Lal, R., Hall, G.F., Miller, F.P., 1989. "Soil Degradation: I. Basic Processes." *Land Degradation Development* 1(1):51–69. doi: 10.1002/ldr.3400010106.
- Lal, R., Monger, C., Nave, L., Smith, P., 2021. The role of soil in regulation of climate. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 376. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0084>
- Lal, Rattan. 2015. "Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation." *Sustainability* 7(5):5875–95. doi: 10.3390/su7055875.
- Lal, Rattan. 2020. "Soil Organic Matter and Water Retention." *Agronomy Journal* 112(5):3265–77. doi: 10.1002/agj2.20282.
- Lamb, D., Erskine, P.D., Parrotta, J.A., 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* (80-). 310, 1628–1632. <https://doi.org/10.1126/science.1111773>
- Lange, M., Eisenhauer, N., Sierra, C.A., Bessler, H., Engels, C., Griffiths, R.I., Mellado-Vázquez, P.G., Malik, A.A., Roy, J., Scheu, S., Steinbeiss, S., Thomson, B.C., Trumbore, S.E., Gleixner, G., 2015. Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nat. Commun.* 6. <https://doi.org/10.1038/ncomms7707>
- Lavallee, J.M., Soong, J.L., Cotrufo, M.F., 2020. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Glob. Chang. Biol.* 26, 261–273. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
- Lavelle, P., Barros, E., Blanchart, E., Brown, G., Desjardins, T., Mariani, L., Rossi, J.- P. (2001). SOM management in the tropics: Why feeding the soil macrofauna? In *Managing Organic Matter in Tropical Soils: Scope and Limitations* (Vol. 61, pp. 53–61). https://doi.org/10.1007/978-94-017-2172-1_6
- Lehmann, A., Stahr, K., 2010. The potential of soil functions and planner-oriented soil evaluation to achieve sustainable land use. *Journal of Soils and Sediments.* 10, 1092-1102. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-010-0207-5>
- Lemtiri, A., Gilles C., Taofic A., Cluzeau, D., Zirbes, L., Haubruge E., Francis, F. 2014. "Impacts of Earthworms on Soil

- Components and Dynamics. A Review.” *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* 18.
- Liu, A., Ma, B.L., Bomke, A.A., 2005. Effects of Cover Crops on Soil Aggregate Stability, Total Organic Carbon, and Polysaccharides. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 2041–2048. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0032>
- Maia, S.M.F., Medeiros, A.S., Santos, T.C., Lyra, G.B., Lal, R., Assad, E. D., Cerri, C. E. P.. 2022. “Potential of No-till Agriculture as a Nature-Based Solution for Climate-Change Mitigation in Brazil.” *Soil and Tillage Research* 220:105368. doi: 10.1016/j.still.2022.105368.
- Marques, M.J., S. García-Muñoz, G. Muñoz-Organero, R. Bienes. 2010. “Soil Conservation beneath Grass Cover in Hillside Vineyards under Mediterranean Climatic Conditions (Madrid, Spain).” *Land Degradation Development* 21(2):122–31. doi: 10.1002/ldr.915.
- McClagherty, C., Berg, B., 2011. *Soils and Decomposition*. Els, 2-4, Wiley.
<http://dx.doi.org/10.1002/9780470015902.a0003187.pub2>
- Mendes R., Garbeva P., Raaijmakers J.M. 2013. The rhizosphere microbiome: significance of plant beneficial, plant pathogenic, and human pathogenic microorganisms. *FEMS Microbiol Rev* 37:634–663
- Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O’Rourke, S., Richer-de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.C., Vågen, T.G., van Wesemael, B., Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59–86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Morin, J., Van Winkel, J.. 1996. “The Effect of Raindrop Impact and Sheet Erosion on Infiltration Rate and Crust Formation.” *Soil Science Society of America Journal* 60(4):1223–27. doi: 10.2136/sssaj1996.03615995006000040038x.
- Mubvumba, P., DeLaune P.B., Hons, F.M.. 2021. “Soil Water Dynamics under a Warm-Season Cover Crop Mixture in Continuous Wheat.” *Soil and Tillage Research* 206:104823. doi: 10.1016/j.still.2020.104823.
- Mujdeci, M., Ali Isildar, A., Uygur, V., Alaboz, P., Unlu, H., Senol, H., 2017. Cooperative effects of field traffic and organic matter treatments on some compaction-related soil properties. *Solid Earth* 8, 189–198. <https://doi.org/10.5194/se-8-189-2017>
- Nevins, C.J., Nakatsu, C., Armstrong, S., 2018.. Characterization of microbial community response to cover crop residue decomposition. *Soil Biology And Biochemistry*, 127, 39-49. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.09.015>
- Nunes, A.L.P., Bartz M.L., Mello I., Bortoluzzi J., Roloff, G., Llanillo, R. F., Canalli L., Wandscheer, C.A.R, Ralich R. 2020. “No-till System Participatory Quality Index in Land Management Quality Assessment in Brazil.” *European Journal of Soil Science* 71(6):974–87. doi: 10.1111/ejss.12943.
- Ogilvie, C.M., Ashiq, W., Vasava, H.B., Biswas, A. (2021). Quantifying root-soil interactions in cover crop systems: A review. *Agriculture (Switzerland)*, 11(3). <https://doi.org/10.3390/agriculture11030218>
- Ordóñez-Fernández, R.; Repullo-Ruibérriz De Torres, M.A.; Márquez, G. J, Moreno, G.M.; Carbonell-Bojollo, R.M. Legumes used as cover crops to reduce fertilisation problems improving soil nitrate in an organic orchard. *European Journal of Agronomy*, v. 95, n. September 2017, p. 1–13, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.02.001>
- Parlak, Mehmet, and Altıngül ÖZASLAN Parlak. 2010. “Measurement of Splash Erosion in Different Cover Crops.” *Turkish Journal of Field Crops* 15:169–73.
- Parr, J.F., and A.R. Bertrand. 1960. “Water Infiltration Into Soils.” Pp. 311–63 in *Advances in Agronomy*. Vol. 12, edited by A. G. Normax. Academic Press.
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P., Smith, P., 2016. Climate-smart soils. *Nature* 532, 49–57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>
- Peixoto, R.S., Coutinho, H.L.C., Madari, B., Machado, P.L.O.A., Rumjanek, N.G., Van Elsas, J.D., Seldin, L., Rosado, A.S., 2006. Soil aggregation and bacterial community structure as affected by tillage and cover cropping in the Brazilian Cerrados. *Soil Tillage Res.* 90, 16–28. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.08.001>
- Peng, X., Horn, R., Hallett, P. (2015). Soil structure and its functions in ecosystems: Phase matter scale matter. *Soil and Tillage Research*, 146(PA), 1–3. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.017>
- Plaza, C., Zaccone, C., Sawicka, K., Méndez, A.M., Tarquis, A., Gascó, G., Heuvelink, G.B.M., Schuur, E.A.G., Maestre, F.T., 2018. Soil resources and element stocks in drylands to face global issues. *Sci. Rep.* 8, 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-32229-0>
- Priori, S., Pellegrini, S., Vignozzi N., Costantini E. A. C.. 2021. “Soil Physical-Hydrological Degradation in the Root-Zone of Tree Crops: Problems and Solutions.” *Agronomy* 11(1):68. doi: 10.3390/agronomy11010068.
- Priya V., Lokesh M., Kesavan D., Komathi G., Naveena S., 2017. Evaluating the Perfect Carbon: Nitrogen (C: N) Ratio for

Decomposing Compost. IRJET, 4, 1144-1148.

Qi, J., Jensen, J. L., Christensen, B. T., Munkholm, L. J. (2022). Soil structural stability following decades of straw incorporation and use of ryegrass cover crops. *Geoderma*, 406(September 2021), 115463. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115463>

Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., Vogel, H. J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, 314(November 2017), 122–137. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>

Rasse, D.P., Rumpel, C., Dignac, M., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization 341–356. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>

Raven, P. H., Johnson, G.B., Mason, K. A., Losos, J.B., Singer, S. R., 2014. "Biogeochemical Cycles." In *Biology*, 1209-1214. 10th ed., AP ed. New York: McGraw-Hill.

Rawls, W.J., Pachepsky, Y.A., Ritchie, J.C., Sobecki, T.M., Bloodworth, H., 2003. Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma*. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00094-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00094-6)

Reddy P.P., 2016. Sustainable intensification of crop production, In *Sustainable Intensification of Crop Production*. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-2702-4>

Rosa, A.T., Cody F. C., Roger W.E., Daran R.R., Lindquist J.L., Fudolig M., Butts L., Werle R.. 2021. "Implications of Cover Crop Planting and Termination Timing on Rainfed Maize Production in Semi-Arid Cropping Systems." *Field Crops Research* 271:108251. doi: 10.1016/j.fcr.2021.108251.

Rosenzweig, S.T., Schipanski, M.E., Kaye, J.P., 2017. Rhizosphere priming and plant-mediated cover crop decomposition. *Plant And Soil*, 417, 127-139. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-017-3246-5>.

Ruis, S.J., Blanco-Canqui, H., Creech, C.F., Koehler-Cole, K., Elmore, R.W., Francis, C.A., 2019. Cover crop biomass production in temperate agroecozones. *Agron. J.* 111, 1535–1551. <https://doi.org/10.2134/agronj2018.08.0535>

Sá, J.C. de M., Séguy, L., Tivet, F., Lal, R., Bouzinac, S., Borszowski, P.R., Briedis, C., dos Santos, J.B., da Cruz Hartman, D., 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. *L. Degrad. Dev.* 26, 531–543. <https://doi.org/10.1002/ldr.2218>

Sanderman, J., Hengl, T., Fiske, G.J., 2017. Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 114, 9575–9580. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706103114>

Santos, N.Z. dos, 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 Tillage Res.* 111, 208–218. <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.10.006>

Schöder, J.J., Schulte, R.P.O., Creamer, R.E., Delgado, A., Leeuwen, J., Lehtinen, T. Rutgers, M., Spiegel, H., Staes, J., Tóth, G., 2016. The elusive role of soil quality in nutrient cycling: a review. *Soil Use And Management*, 32, 476-486, Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/sum.12288>

Sharma, P., Shukla, M.K., Sammis, T.W., Steiner, R.L. and Mexal, J.G., 2012. Nitrate-Nitrogen Leaching from Three Specialty Crops of New Mexico under Furrow Irrigation System. *Agricultural Water Management*, 109, 71-80. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.02.008>

Sharma, P.; Singh, A.; Kahlon, C.; Brar, A.; Grover, K.; Dia, M.; Steiner, R., 2018. The role of cover crops towards sustainable soil health and agriculture—A review paper. *Am. J. Plant Sci.*, 9, 1935–1951. <https://doi.org/10.4236/ajps.2018.99140>

Sharma, V., Irmak, S., Padhi, J., 2018a. Effects of cover crops on soil quality: part ii. soil exchangeable bases (potassium, magnesium, sodium, and calcium), cation exchange capacity, and soil micronutrients (zinc, manganese, iron, copper, and boron). *Journal Of Soil And Water Conservation*, 73, 652-668. Soil and Water Conservation Society. <http://dx.doi.org/10.2489/jswc.73.6.652>

Sharma, V., Irmak, S., Padhi, J., 2018b. Effects of cover crops on soil quality: part i. soil chemical properties organic carbon, total nitrogen, ph, electrical conductivity, organic matter content, nitrate-nitrogen, and phosphorus. *Journal Of Soil And Water Conservation*, 73, 637-651.. Soil and Water Conservation Society. <http://dx.doi.org/10.2489/jswc.73.6.637>

Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Denef, K. (2004). A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79(1), 7–31. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>

Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S., De, J.C., Sa, M., Albrecht, A., Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S., Carlos, J., Sa, D.M., 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage To cite this version: HAL Id: hal-00885974 Review article Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – Effects of no-til. <https://doi.org/10.1051/agro>

Six, J., Paustian, K., Elliott, E. T., Combrink, C. (2000). Soil Structure and Organic Matter I. Distribution of Aggregate-Size Classes and Aggregate-Associated Carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 64(2), 681–689.

<https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642681x>

- Smith, P., Keesstra, S.D., Silver, W.L., Adhya, T.K., 2021. The role of soils in delivering Nature's Contributions to People. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 376. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0169>
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., Mccarl, B., Ogle, S., Mara, F.O., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., Mcallister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture 789–813. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2184>
- Sokol, N.W., Bradford, M.A., 2019. Microbial formation of stable soil carbon is more efficient from belowground than aboveground input. *Nat. Geosci.* 12, 46–53. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0258-6>
- Spohn, M., Aburto, F., Ehlers, T.A., Farwig, N., Frings, P.J., Hartmann, H., Hoffmann, T., Larsen, A., Oelmann, Y., 2021. Terrestrial ecosystems buffer inputs through storage and recycling of elements. *Biogeochemistry.* 156, 351-373. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-021-00848-x>
- Steinhoff-Knopp, B., Tinka K. K., Benjamin B.. 2021. “The Impact of Soil Erosion on Soil-Related Ecosystem Services: Development and Testing a Scenario-Based Assessment Approach.” *Environmental Monitoring and Assessment* 193(1):274. doi: 10.1007/s10661-020-08814-0.
- Swaminathan, C., Devi, N., Pandian, K., 2021. “Soil Organic Matter Decomposition: Roles, Factors and Mechanisms” In *Latest Trends in Soil Sciences*, 61-91. ed. New Delhi: Integrated Publications.
- Tanaka, K.S.; Crusciol, C.A.C.; Soratto, R. P.; Momesso, L.; Costa, C.H.M.; Franzluebbbers, A. J.; Oliveira Junior, A.; Calonego, J. C. Nutrients released by Urochloa cover crops prior to soybean. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 113, n. 3, p. 267–281, 2019.
- Tessema, B., Wilson, B., Daniel, H., Kristiansen, P., Baldock, J. A., 2022. Functional Links between Biomass Production and Decomposition of Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) Grass in Three Australian Soils. *Plants*, 11, 778. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/plants11060778>
- Thongjoo C., Miyagawa S., Kawakubo N., 2005. Effects of Soil Moisture and Temperature on Decomposition Rates of Some Waste Materials from Agriculture and Agro-industry. *Plant Prod. Sci.*, 8, 475-481. <https://doi.org/10.1626/ppp.8.475>
- Tiessen, H., Cuevas, E., Chacon, P., 1994. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature* 371, 783–785. <https://doi.org/10.1038/371783a0>
- Tisdall, J.M., Oades, J.M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *European Journal of Soil Science*, 33, 141–163. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16348695> <http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=PMC195588>
- Tosti, G., Benincasa, P., Farneselli, M., Tei, F. and Guiducci, M., 2014 Barley-Hairy Vetch Mixture as Cover Crop for Green Manuring and the Mitigation of N Leaching Risk. *European Journal of Agronomy*, 54, 34-39. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.11.012>
- Truong, T.H.H., Marschner P., 2018. Respiration, available N and microbial biomass N in soil amended with mixes of organic materials differing in C/N ratio and decomposition stage, *Geoderma*, 319, 167-174. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.01.012>
- United Nations, 2019. World population prospects 2019, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. *World Population Prospects 2019: Highlights (ST/ESA/SER.A/423)*.
- Van Groenigen K.J., Qi X., Osenberg C.W., Luo Y., Hungate B.A., 2014. Faster Decomposition Under Increased Atmospheric CO₂ Limits Soil Carbon Storage. *Science*, 344, 508–509. <https://doi.org/10.1126/science.1249534>
- Vogel, H.J., Eberhardt, E., Franko, U., Lang, B., Ließ, M., Weller, U., Wiesmeier, M., Wollschläger, U., 2019. Quantitative Evaluation of Soil Functions: potential and state. *Frontiers In Environmental Science.*, 7 *Frontiers Media*. <http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2019.00164>.
- Wagg, C., Bender, S.F., Widmer, F., Van Der Heijden, M.G.A., 2014. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 111, 5266–5270. <https://doi.org/10.1073/pnas.1320054111>
- Walela C., Daniel H., Wilson B., Lockwood P., Cowie A., Harden S., 2014. The initial lignin:nitrogen ratio of litter from above and below ground sources strongly and negatively influenced decay rates of slowly decomposing litter carbon pools. *Soil Biol. Biochem.*, 77, 268–275. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.06.013>
- Ward, P. R., K.C. Flower, N. Cordingley, C. Weeks, and S. F. Micin. 2012. “Soil Water Balance with Cover Crops and Conservation Agriculture in a Mediterranean Climate.” *Field Crops Research* 132:33–39. doi: 10.1016/j.fcr.2011.10.017.
- Whitford. W., Wade, E.L., 2002. “Decomposition and Nutrient Cycling” In *Ecology of Desert Systems*, 235-274. Academic Press.

<https://doi.org/10.1016/B978-012747261-4/50010-9>

Yang, Z.; Liao, Y.; Fu, X.; Zaporski, J.; Peters, S.; Jamison, M.; Liu, Y.; Wullschleger, S. D.; Graham, D. E.; Gu, B. Temperature sensitivity of mineral[1]enzyme interactions on the hydrolysis of cellobiose and indican by β -glucosidase. *Science of the Total Environment*, v. 686, p. 1194–1201, 2019b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.479>

Yu, Y., Willibald L., Hans-Peter K., Margarita H., Wei W., Liding C., Gernot B. 2016. “Estimation of Runoff Mitigation by Morphologically Different Cover Crop Root Systems.” *Journal of Hydrology* 538:667–76. doi: 10.1016/j.jhydrol.2016.04.060.

Zhang, Q.Q.Z., Peijnenburg, W.J.G.M; Wanyue L., Tao L., Baolan H., Jianmeng C., Jun C., Zhifen L., Haifeng Q.. Rhizosphere Microbiome Assembly and Its Impact on Plant Growth. *J. Agric. Food Chem.* 2020, 68, 5024–5038

Zhang, W., Yuan, S., Hu, N., Lou, Y., Wang, S., 2015. Predicting soil fauna effect on plant litter decomposition by using boosted regression trees. *Soil Biology And Biochemistry*, 82, 81-86. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.12.016>

Zhang, Z., Peng X. 2021. “Bio-Tillage: A New Perspective for Sustainable Agriculture.” *Soil and Tillage Research* 206:104844. doi: 10.1016/j.still.2020.104844.

Zhou, Y.; Zhu, H.; Yao, Q. Contrasting P acquisition strategies of the bacterial communities associated with legume and grass in subtropical orchard soil. *Environmental Microbiology Reports*, v. 10, n. 3, p. 310–319, 2018.

Zhu, X., Burger, M., Doane, T.A., Horwath, W.R., 2013. Ammonia oxidation pathways and nitrifier denitrification are significant sources of N₂O and NO under low oxygen availability. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 110, 6328–6333.

<https://doi.org/10.1073/pnas.1219993110>

Zuckerman, M.A.P. (2008). *Soil Ecology*. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00850-8>.

So|loAgro

ESALQ

USP

