

Uso de lodo de esgoto na agricultura

Aline Peregrina Puga

Adriana Marlene Moreno Pires

Wagner Bettiol

Cristiano Alberto de Andrade

Introdução

A coleta e o tratamento dos esgotos são metas para o desenvolvimento social e econômico de um país, que também impacta positivamente na qualidade do ambiente. Políticas públicas para incentivo ou obrigatoriedade dessa ação têm sido implementadas no Brasil, apesar de somente 54% da população serem atendidas com a coleta dos esgotos e 49% das águas residuais serem tratadas (SNIS, 2021). Além do próprio desafio de avanço do sistema nacional de saneamento, há também o desafio relacionado à disposição final do lodo gerado no processo de tratamento dos esgotos, material normalmente chamado de lodo de esgoto ou bio sólido. Esse resíduo é de constituição predominantemente orgânica, com teores variáveis de nutrientes e de elementos potencialmente tóxicos (Bettiol; Camargo, 2005).

Um ponto crítico é que a geração do lodo, embora não seja expressiva em termos de volume produzido, até em função da baixa cobertura de coleta e tratamento dos esgotos no Brasil, ocorre de forma localizada, com forte impacto ambiental e econômico nos municípios, representando desafio de gestão.

As principais alternativas potenciais de aproveitamento ou disposição final do lodo de esgoto são: disposição em aterro sanitário (aterro exclusivo e co-disposição com resíduos sólidos urbanos); reuso industrial (produção de agregado leve, fabricação de tijolos e de cerâmica e produção de cimento); incineração (incineração exclusiva e co-incineração com resíduos sólidos urbanos); produção de biocarvão; conversão em óleo combustível; disposição oceânica; recuperação de solos (recuperação de áreas degradadas e de mineração); *land farming* e uso agrícola e florestal (aplicação dire-

ta no solo, compostagem, fertilizante e solo sintético) (Bettiol; Camargo, 2005; Tsutiya, 2000).

A disposição agrícola e florestal do lodo de esgoto é uma das mais convenientes, porque representa uma forma segura de disposição no ambiente; possibilita a reciclagem de matéria orgânica e de nutrientes na agricultura; reduz a necessidade de outros insumos, por vezes de origem finita, como os fertilizantes; gera emprego e renda pelos serviços associados a essa alternativa, como empreendimentos de compostagem, obtenção de novos produtos, desenvolvimento de máquinas e equipamentos mais adequados ao uso agrícola/florestal do lodo; além da conservação dos recursos naturais e incrementos de produtividade.

O potencial agronômico de resíduos orgânicos, como lodo de esgoto, é fortemente relacionado com a reciclagem de parte do carbono orgânico (C-org) e dos nutrientes exportados pela produção agrícola, que retornam ao solo (Bettiol; Camargo, 2005; Chiaradia et al., 2009a; Bettiol; Ghini, 2011; Yada et al., 2015). A possibilidade, inclusive, de fixação de uma fração desse carbono (C) em formas estáveis no solo (sequestro de C) é hoje uma alternativa auxiliar na busca pela neutralidade de C na produção agrícola e no alcance de metas de redução de emissão de gases de efeito estufa, num mercado global em processo de estruturação.

O uso agrícola do lodo de esgoto no Brasil é discutido desde a década de 70, porém foi a partir da década de 90 que os estudos técnico-científicos tomaram forte impulso, por meio de parcerias entre empresas de saneamento e universidades/instituições de pesquisa. A partir de então, houve expressivo avanço no entendimento dos benefícios e riscos do uso do lodo de esgoto no solo, em benefício da agricultura e do ambiente. Normas estaduais foram estabelecidas para disciplinar a disposição de lodo de esgoto no solo, com a necessidade de um projeto agrícola e um responsável técnico. O caminho aparentemente pavimentado para a expansão do uso do lodo na agricultura, podendo ser planejado em conjunto com a ampliação dos sistemas de coleta e tratamento dos esgotos, não resultou no esperado. A aplicação do lodo continuou inexpressiva, com a adesão de poucas empresas de saneamento e uso restrito a culturas como cana-de-açúcar, café e eucalipto. A explicação para o insucesso é mais complexa do que parece, incluindo a baixa abertura das empresas de saneamento ao ramo agronômico, incorporando profissionais e setores ao seu organograma, o preconceito do produtor ao resíduo, fruto de desinformação e inadequação física do material às máquinas de aplicação existentes na propriedade. Além disso, existem dificuldades severas de aprovação do projeto agrícola no órgão ambiental competente, geralmente

no nível de estado e, ainda, carência de recomendações mais específicas de uso do lodo e economia com outros insumos, dentre outros aspectos. Mesmo com a Resolução 375 do CONAMA, em nível nacional, no ano de 2006 (Brasil, 2006), a situação não foi alterada.

Um novo movimento foi iniciado nessa época pela iniciativa privada, que passou a compostar o lodo de esgoto, seguindo critérios da legislação nacional/estadual pertinentes, com algumas empresas de saneamento incorporando a vocação agrônômica em sua atividade. Houve também nesse período, pós Resolução CONAMA (Brasil, 2006), o início do processo de registro do lodo compostado como produto no MAPA, reduzindo ou eliminando a necessidade de ação do órgão estadual. Fertilizantes organominerais também passaram a ser obtidos a partir do lodo compostado. A resolução Conama foi atualizada em 2020 (Brasil, 2020), simplificando significativamente o aproveitamento agrícola do lodo de esgoto. Como a publicação desta é recente, seus efeitos no cenário nacional de aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas ainda não foram avaliados.

Casos de sucesso na reciclagem do lodo de esgoto na agricultura são hoje conhecidos e passíveis de adoção e escalonamento pelos setores públicos e privados de saneamento. O momento é especialmente oportuno para a ampliação do uso agrícola de lodo de esgoto porque há um arcabouço técnico-científico e legal desenvolvido nas condições nacionais. Existe um cenário global que discute questões ambientais como o combate às mudanças climáticas, a economia circular e a aplicação dos conceitos *Environmental, Social and Governance* (ESG), além da questão mundial de oferta e custos para aquisição de fontes minerais solúveis de nutrientes, cuja dependência de importação do país é motivo de fragilidade da agricultura nacional.

O presente capítulo revisita resultados da literatura sobre os benefícios de uso do lodo de esgoto no solo, de forma a divulgar essa forma de disposição, que preza pelos benefícios agrônômicos e ambientais, contribuindo para a eliminação do aterramento desse tipo de resíduo, em benefício do desenvolvimento sustentável.

O lodo como fertilizante: disponibilidade de nutrientes e metais pesados

A aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas como fonte de matéria orgânica e de nutrientes é prática racional que objetiva devolver ao sistema solo-planta parte do que foi exportado para os centros urbanos, via produção agrícola (Chiba et al., 2008a; Bueno et al., 2011). Um dos aspectos importantes relacionados ao uso do lodo no solo é a manutenção ou melhoria dos níveis

de fertilidade que pode resultar em incrementos de produtividade e redução de custos (Chiba et al., 2008b; Bittencourt et al., 2014). Todavia, alguns riscos devem ser minimizados via critérios de aplicação e uso, principalmente em se tratando de metais pesados, microrganismos patogênicos e compostos orgânicos tóxicos (Galdos et al., 2004).

Considerando a matriz predominantemente orgânica do lodo de esgoto é importante entender que a disponibilidade dos nutrientes, de forma geral, dependerá da dinâmica de mineralização da matéria orgânica (Andrade et al., 2006; Coscione et al., 2014). Dessa forma, os relatos na literatura especializada são muitas vezes discordantes quanto ao fornecimento dos nutrientes a partir do lodo, o que se explica em função de diferenças de composição, natureza dos compostos orgânicos do lodo, sistema de tratamento do esgoto e condicionamento químico, pH e outros (Galdos et al., 2004; Chiba et al., 2008b; Chiba et al., 2009; Bueno et al., 2011).

Em revisão, Krahenbuhl (2021) caracterizou o lodo de esgoto típico a partir de 36 publicações nacionais sobre o assunto: MO = 49,1% ± 10,2%, N = 3,9% ± 1,8%, P = 1,6% ± 0,9% e K = 0,3% ± 0,2%. Seu uso como fertilizante foi sugerido como substituto de fontes minerais comerciais de N:P:K equivalentes a 4:2,5:1 (Bueno et al., 2011), mas isso ignora o fato de a dinâmica de decomposição da fração orgânica guiar a disponibilidade dos nutrientes (exceto K) em médio prazo, além de superestimar o fornecimento de K, que pode ser considerado desprezível nos lodos desaguados.

Carbono e nitrogênio (N) encontram-se presentes no lodo de esgoto predominantemente em compostos orgânicos, enquanto a maior parte do fósforo (P) encontra-se na forma inorgânica (Carvalho et al., 2015) (Figura 1). Ao comparar com fontes minerais solúveis, a maior parte dos nutrientes está prontamente disponível após a aplicação no solo, o que, evidentemente, leva a diferença no manejo da fertilização no caso de se usar esse tipo de insumo, ou fontes orgânicas como o lodo de esgoto (Camargo; Bettiol, 2010).

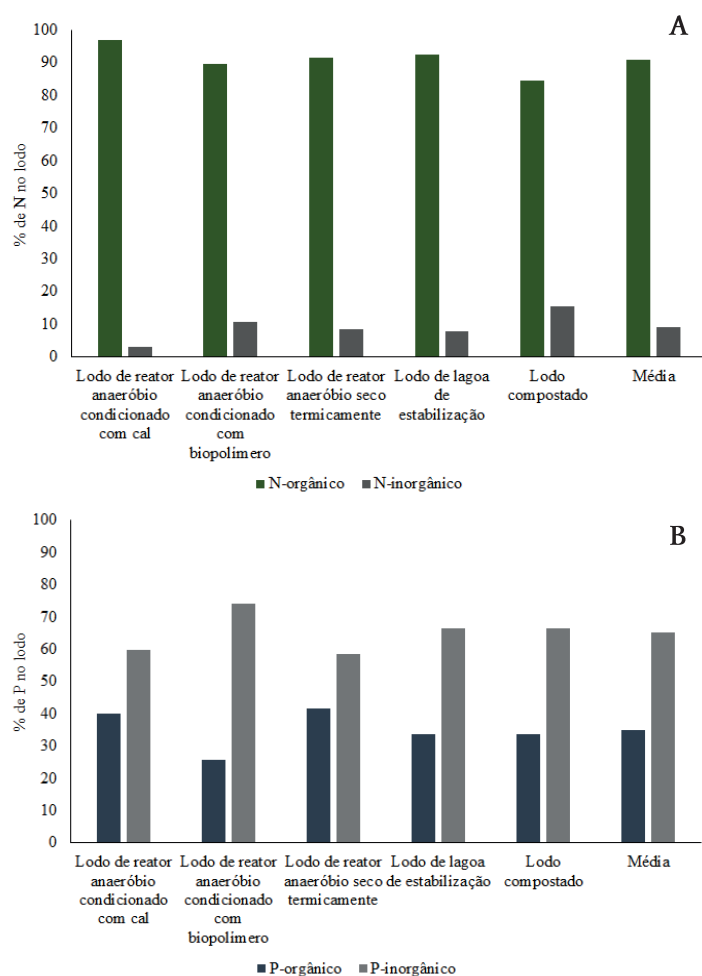


Figura 1. Valores percentuais de nitrogênio (a) e de fósforo (b) presentes no lodo de esgoto em compostos orgânicos e inorgânicos.

Fonte: Carvalho et al. (2015).

A aplicação do lodo é geralmente planejada em função do fornecimento de N para a cultura, considerando a quantidade demandada pela planta, o teor de N do lodo e uma taxa de mineralização desse nutriente após aplicação no solo (Brasil, 2020). Outros parâmetros podem ser mais restritivos para a aplicação do lodo, como a redução do pH, (com exceção dos lodos calados) e o acúmulo de metais no solo, embora isso não seja comum (Oliveira, 2000; Pires et al., 2015). A taxa de mineralização do N do lodo pode ser determinada experimentalmente em laboratório ou em campo, mas, na maioria dos países,

são utilizados valores pré-definidos pela legislação que considera o tratamento do esgoto e os processos adicionais para desaguamento, sanitização e adequação ao uso agrícola (Andrade et al., 2013).

A pesquisa científica atesta a eficiência do lodo no fornecimento de N e na manutenção ou aumento da produtividade para diversas culturas, como milho (Gadioli; Fortes Neto, 2004; Bueno et al., 2011), girassol (Lobo; Grassi Filho, 2007; Ribeirinho et al., 2012), feijão (Gadioli; Fortes Neto, 2004); cana-de-açúcar (Oliveira, 2000; Tasso Júnior et al., 2007; Chiba et al., 2008a), mamona (Chiaradia et al., 2009b), eucalipto (Vaz; Gonçalves, 2002; Abreu-Junior et al., 2017), dentre outras. Nesses trabalhos as doses aplicadas foram calculadas conforme indicadas nas normas estadual (CETESB, 1999) ou nacional (Brasil, 2006; Brasil, 2020) a partir da demanda das plantas em N, do teor de N no lodo e da taxa de mineralização do N.

Aparentemente não há necessidade de complementação mineral ao lodo, visando ao fornecimento adequado do N (Chiba et al., 2008a; Abreu-Júnior et al., 2017), uma vez que a dose pode regular, pelo menos em parte, a disponibilidade no tempo. Deve-se destacar, entretanto, que a obtenção de organominerais apresenta como vantagens a viabilização prática da reciclagem do lodo via produto registrado no MAPA (ver item 1), com possibilidade de teores mais elevados de N, complementação com P e K e com parte dos nutrientes disponíveis imediatamente após a aplicação.

Efeito residual do lodo de esgoto no fornecimento de N no sistema (Pires et al., 2015) é conhecido, mas tal aspecto não tem sido considerado na maioria das pesquisas. Pires e Andrade (2014) abordaram esse fato em publicação que traz a ideia da fração residual de N em áreas sucessivamente fertilizadas com lodo de esgoto. Nesse trabalho, os autores recomendaram a adoção de taxas de mineralização de 20% a 30%, para o primeiro ano, conforme o tipo/origem do lodo, e para os anos subsequentes, conforme Cogger e Sullivan (2007), de 8%, 3%, 1% e 1% para o segundo, terceiro, quarto e quinto anos após a aplicação (Figura 2). Nesse modelo, após o quinto ano não se admite efeito residual para o fornecimento de N pelo lodo.

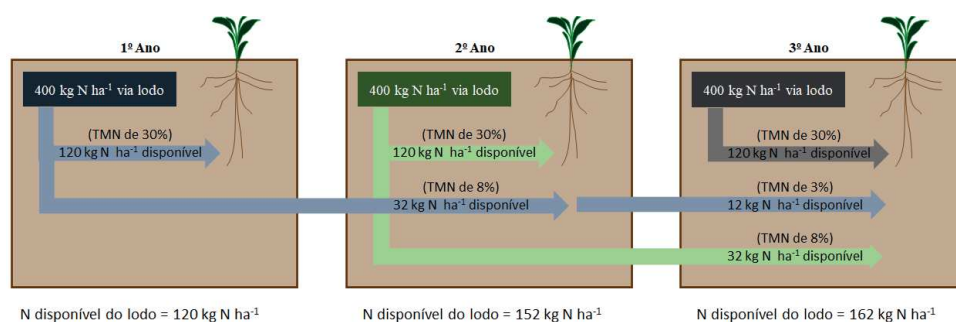


Figura 2. Representação esquemática do fornecimento de nitrogênio (N) via lodo de esgoto aplicado sucessivamente numa mesma área em três anos, admitindo-se como taxa de mineralização do N: 30% no primeiro ano; 8% no segundo ano e 3% no terceiro ano.

Fonte: Adaptada de Pires e Andrade (2014).

A disponibilidade total do N pelo lodo será resultante do somatório das contribuições da aplicação do ano e do residual num horizonte de anos anteriores. Resultados de longo prazo (> 10 anos) para aplicações anuais de lodo de esgoto, da ordem de 10 t ha⁻¹ em base seca (\cong 80 a 120 kg N ha⁻¹, considerando a taxa de mineralização do N de 30%), indicam que toda a demanda de nutrientes da cultura, exceto de K que foi fornecido via suplementação com KCl, foi suprida pela aplicação do resíduo (Bueno et al., 2011; Carvalho et al., 2013; Domingues et al., 2014; Pires et al., 2015).

Embora a dose de lodo de esgoto seja, na maioria das vezes, calculada para fornecimento de N à cultura, em função dos teores relativamente elevados de P, entre 0,7% e 2,5% (Krahenbuhl, 2021), os solos fertilizados com lodo evidenciam acúmulo de P sob formas disponíveis (Chiba et al., 2009). Para se ter uma ideia dos aumentos em longo prazo de P no solo em função do lodo, Melo et al. (2018) avaliaram experimento que recebeu doses de lodo de esgoto por 10 anos em comparação com a fertilização mineral em um Latossolo. A totalidade das doses aplicadas deste resíduo ao longo desse tempo foi de 50, 100 e 147,5 t ha⁻¹. Os autores verificaram que o lodo foi eficiente em fornecer todo o P necessário ao milho, com produtividades semelhantes às proporcionadas pela fertilização mineral e, mesmo na menor dose aplicada, duplicou o teor de P disponível no solo.

Para aplicações recentes de lodo no solo, a depender do teor no resíduo e em áreas sem histórico de uso anterior do resíduo, pode haver a necessidade de complementação com P mineral. Outra opção é a viabilização de fertilizante organomineral à base de lodo, com teores ajustados de P conforme a necessidade.

A disponibilidade de P no solo e seu efeito na produção de madeira em plantio de *Eucalyptus urograndis* com 22 meses de idade tratado com lodo de esgoto em um Latossolo Vermelho distroférico foi avaliada por Abreu-Junior et al. (2020). O valor de P da biomassa microbiana foi três vezes maior no tratamento com lodo na dose recomendada (base N), na comparação com a adubação mineral exclusiva, apesar de não ter ocorrido diferença quanto ao P disponível no solo (P-resina). De acordo com os autores, esses resultados indicam que a ciclagem de P no sistema e na comunidade microbiana é aumentada pela aplicação de lodo de esgoto. Ademais, a aplicação de lodo na dose recomendada e suplementada com 66% de P mineral resultou em maiores ganhos de volume e biomassa da madeira, reduzindo em 33% e 100% o uso de fertilizante mineral P e N, respectivamente.

Em cana-de-açúcar, a aplicação do lodo de esgoto sem complementação de fertilizante mineral forneceu cerca de 30% do P requerido pela cultura (Chiba et al., 2009). Ganhos de produtividade da ordem de 5% a 27% em relação a adubação mineral convencional são também reportados nos estudos com lodo de esgoto (Chiba et al., 2008a; Bueno et al., 2011; Abreu-Júnior, 2017), em cana-de-açúcar. Para a cultura da banana, cultivar Grand Naine, Teixeira et al. (2015) não observaram ganho de produtividade com fornecimento de 100 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ via lodo de esgoto, por três safras. Nesse caso, no entanto, houve incremento na eficiência de uso do N, com valor médio de 323 kg de fruto por quilograma de N aplicado, enquanto com o fertilizante mineral, o valor obtido foi de 112 kg de fruto por quilograma de N, que, segundo os autores, se deve a outros benefícios relacionados às melhorias de atributos do solo pelo lodo.

Um dos principais receios quanto ao uso agrícola do lodo refere-se à questão dos metais pesados no solo e o risco de transferência para a cadeia trófica (Nogueira et al., 2008). Embora o uso de lodo de esgoto na agricultura seja uma alternativa viável e racional para a disposição do resíduo no ambiente, a presença de metais pesados pode limitar sua aplicação. A Resolução N. 498 do CONAMA (Brasil, 2020), que substituiu a Resolução N. 375 do CONAMA (Brasil, 2006), traz requisitos de concentrações máximas de metais pesados (As, B, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Mo, Ni, Se e Zn) no lodo para uso agrícola, doses máximas de aplicação considerando os metais e a carga máxima acumulada numa determinada área (degradada e não degradada), sendo esta última indicativo de encerramento da aplicação de lodo quando o máximo é atingido para qualquer dos metais mencionados.

Respeitando os critérios de aplicação e uso na agricultura, praticamente nenhum estudo relatou efeito deletério do lodo nas plantas (Chiba et al. 2008b; Macedo et al.; 2012; Nogueira et al., 2013; Abreu-Junior et al., 2019) ou

bioacumulação no produto agrícola (grãos de milho, por exemplo) em níveis proibitivos ao consumo (Rangel et al., 2006). O acúmulo de metais no solo é frequentemente mencionado ao longo de sucessivas aplicações do resíduo numa mesma área (Nogueira et al., 2013). No entanto, a mobilidade destes é restrita (Macedo et al., 2012) em função das características dos próprios metais envolvidos (Cd, Cr, Cu, Pb e Zn), do incremento na capacidade de troca de cátion do solo com o uso do lodo (Oliveira et al., 2002; Alcântara et al., 2009) e da manutenção do pH em níveis adequados para a agricultura nas áreas avaliadas.

A movimentação dos metais no perfil do solo, principalmente considerando áreas com uso contínuo do lodo, foi investigada por Borba et al. (2018), por meio de monitoramento da solução do solo (Latosolo Vermelho-amarelo) até 5 m de profundidade. A carga acumulada de metais foi elevada, considerando as cinco aplicações realizadas entre 1999 e 2003 (dose anual oito vezes a recomendada), alcançando 3,02 kg ha⁻¹ de Cd, 207 kg ha⁻¹ de Cr; 104 kg ha⁻¹ de Ni e 59,5 kg ha⁻¹ de Pb. Os resultados não permitiram associar diretamente a lixiviação dos metais ao lodo aplicado, porém as concentrações de Pb e Cd ultrapassaram, em algumas coletas, os limites de potabilidade de água estabelecido pela Organização Mundial da Saúde. O risco de um potencial efeito adverso com relação aos metais em solos com lodo de esgoto, seja pela possibilidade de lixiviação, seja devido à bioacumulação na cadeia trófica, é minimizado seguindo-se os critérios da Resolução N.498 do CONAMA (Brasil, 2020), que apresenta limites máximos de metais no lodo, critérios para escolha das áreas (profundidade do lençol freático, declividade, e outros) e critérios para recomendação de doses, evitando-se excessos.

Atributos físico-hídricos de solos fertilizados com lodo de esgoto

O solo submetido a um manejo inadequado tende a perder a estrutura original, pelo rompimento dos agregados em unidades menores, com conseqüente redução no volume de macroporos e aumento no volume de microporos e aumento da densidade do solo, processo que resulta na degradação de suas propriedades físicas (De Maria et al., 2007). A matéria orgânica do lodo de esgoto e a presença de macro e micronutrientes desempenham papéis fundamentais na produção agrícola e na fertilidade do solo (De Maria et al., 2010). Além disso, em razão dos elevados teores de matéria orgânica deste resíduo, há contribuição para a melhoria das propriedades físicas do solo, com impacto positivo sobre a conservação dos solos e sobre o crescimento das plantas (De Maria et al., 2010; Maio et al., 2011; Maia et al., 2018).

A recuperação ou incremento do conteúdo orgânico do solo, de forma geral, melhora suas propriedades físico-hídricas e a partir do uso do lodo isso não é diferente. A aplicação de lodo de esgoto no solo resulta em benefícios como maior estabilidade dos agregados, redução da densidade do solo, aumento da porosidade e maior retenção de água (Marciano, 1999; De Maria et al., 2007; Maia et al., 2018). No entanto, tais benefícios são geralmente associados às doses elevadas de lodo (não recomendadas por meio dos critérios oficiais em nível nacional ou estadual) ou aplicações consecutivas numa mesma área. Deve-se considerar que uma ou poucas aplicações de lodo pode significar quantidade insuficiente de matéria orgânica para alterar os atributos físico-hídricos do solo, ou, ainda, que a condição (tipo de lodo e características do solo) de permanência dessa matéria orgânica não foi favorecida (Maio et al., 2011).

O efeito de aplicações acumuladas no tempo, para uma mesma área, pode ser compreendido a partir dos resultados apresentados por De Maria et al. (2007). Os autores avaliaram atributos físico-hídricos de um Latossolo Vermelho fêrrico durante seis anos de aplicações anuais de doses de lodo de 10 e 20 Mg ha⁻¹. Os efeitos foram evidentes somente a partir da terceira aplicação de lodo e permaneceram no tempo, como a redução de 17% na densidade do solo, o aumento de 25% na retenção de água 1.500 kPa, o incremento de 29% no diâmetro médio ponderado (DMP) e de 22% no diâmetro médio geométrico (DMG), além do aumento na agregação do solo e na estabilidade de agregados.

Maio et al. (2011) avaliaram a aplicação de doses de lodo de esgoto desidratado (0; 6,25; 12,5 e 18,5 Mg ha⁻¹) sobre os atributos físicos de um Cambissolo Háplico, cultivado com girassol. Após 150 dias da adubação foram coletadas amostras de solos nas camadas de 0-0,20 m e 0,20-0,40 m para avaliação física. A aplicação de lodo diminuiu o grau de dispersão de argila e aumentou a porosidade total do solo, o grau de floculação de argilas e o índice de estabilidade de agregados a úmido. Alterações de macro e microporosidade são reportados, reduzindo a densidade do solo na camada mais superficial de 0-30 cm (Maia et al.; 2018).

Balanco de carbono no sistema produtivo com uso de lodo de esgoto

A agricultura de baixa emissão de C e de alta eficiência tem papel fundamental no desafio de mitigar as mudanças climáticas globais. Particularmente, o sequestro de C no solo é importante, uma vez que o solo é o principal compartimento no ambiente terrestre, com algo entre 1.463 e 2.100 bilhões de toneladas de C estocados na matéria orgânica do solo até 1m de profundidade (Stockmann et al., 2013). O potencial global do solo estimado para sequestro de C é equivalente a, no mínimo, sua depleção histórica, equivalente a 78 Pg, e

pode alcançar 320 Pg, o que é superior aos 292 Pg C emitidos pela combustão de combustíveis fósseis desde 1.750 (Lal, 2010).

Considerando que o estoque de C no solo é o resultado do balanço de entradas e de saídas, práticas de manejo podem ser adotadas no sentido de incrementar entradas e reduzir saídas (Janzen, 2004). O uso do lodo de esgoto no solo é, potencialmente, uma prática que aumenta a entrada de C no sistema e pode ter reduzida saída de C via decomposição, a depender da composição e sistema de tratamento do esgoto (Yang et al., 2004; Andrade et al., 2006). Há que se considerar que o lodo é um material gerado no tratamento do esgoto, num processo de decomposição parcial do conteúdo de C original. Dessa forma, os compostos orgânicos do lodo são parcialmente estabilizados, com certa recalcitrância após a aplicação no solo (Wiseman; Zibilske, 1988). Taxas de mineralização do C entre 20% e 60% são reportados na literatura para lodos não compostados (Terry et al., 1979; Wiseman; Zibilske, 1988; Bernal et al., 1998), enquanto para lodos compostados essa taxa deve ser inferior a 20% (Bernal et al., 1998). Para lodos nacionais de reator anaeróbio tratado com cal e cloreto férrico, ou biopolímero, ou seco termicamente, aplicado ao solo em dose equivalente a 40 t ha⁻¹, a taxa de mineralização do C foi de 21%, enquanto lodos de lagoa de estabilização e compostado apresentaram 6% como taxa de mineralização (Andrade et al., 2006).

O lodo pode ser aplicado para fornecer N, substituindo totalmente a fonte nitrogenada mineral. O fornecimento de N via lodo considera o teor do nutriente no resíduo, a taxa de mineralização do N e a demanda pela cultura (Brasil, 2020). Em doses de N entre 150 e 200 kg ha⁻¹, a dose de lodo é de aproximadamente 10 t ha⁻¹, em base seca. Para um lodo com 30% de C, isto representa a entrada no sistema de 3 t ha⁻¹ de C por aplicação, o que é semelhante à entrada de C via 10 t ha⁻¹ de restos culturais, porém, no caso do lodo, com os compostos orgânicos parcialmente estabilizados devido a atividade biológica no tratamento do esgoto.

Aumentos ocorrem no teor de C do solo tratado com lodo de esgoto (Oliveira et al., 2002; Marques et al., 2007). Porém, as formas de estabilização da matéria orgânica podem variar em proporção entre proteção física no interior de agregados, ligação química na superfície de colóides inorgânicos e recalcitrância bioquímica (Six et al., 2002; Stewart et al., 2007). Poucos trabalhos têm abordado essa questão com relação às áreas fertilizadas com lodo de esgoto.

Uma abordagem bem completa de estudo da matéria orgânica de solos fertilizados com lodos de esgoto foi realizada em duas áreas experimentais com histórico de cerca de 10 anos de uso do lodo. Essas áreas estão localizadas em Campinas (SP), no Instituto Agrônomo (IAC), e em Jaguariúna (SP), na

Embrapa Meio Ambiente. As doses acumuladas de carbono variaram de 9,5 a 124 t C ha⁻¹, e utilizaram lodos de reatores anaeróbios em Jaguariúna e lodo de lagoa de estabilização em Campinas. A estabilização do material orgânico aplicado via lodo foi estimada por meio de balanço de massa e por meio de técnica isotópica usando ¹³C como traçador natural (Figura 3). As taxas de estabilização do C aplicado ao longo de dez anos no solo do experimento de Campinas ficaram entre 47% e 61% do que foi aplicado, enquanto no solo de Jaguariúna as taxas foram de 6% a 27% do que foi aplicado (Figura 3).

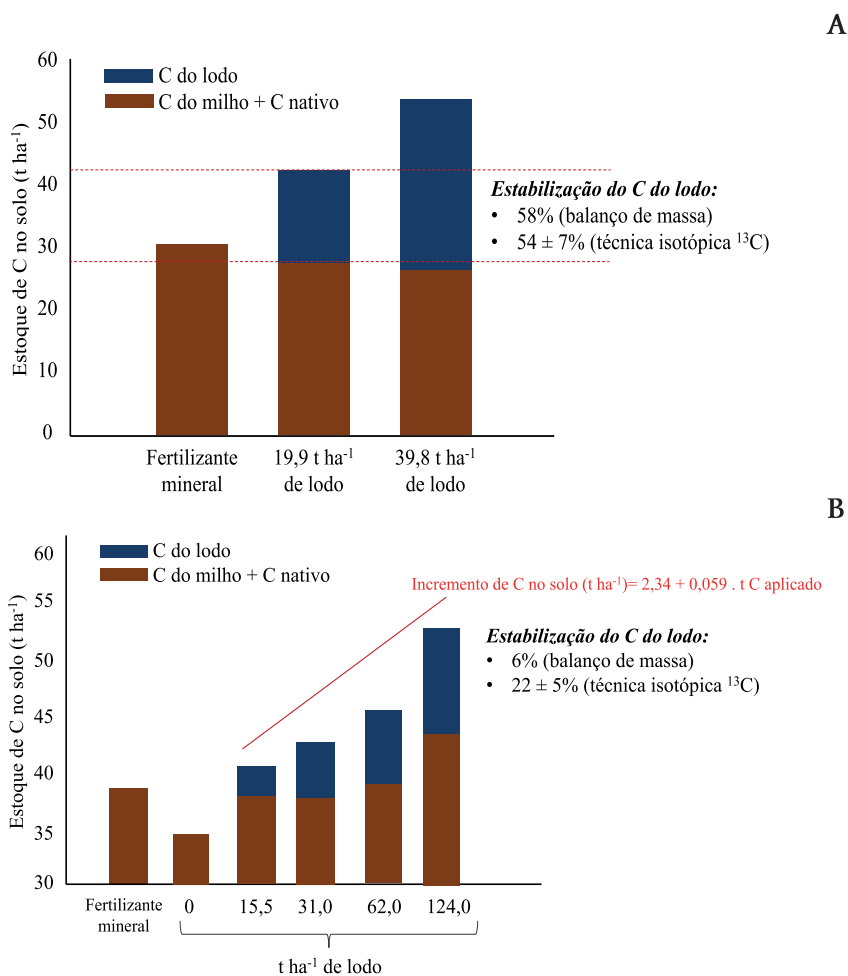


Figura 3. Representação esquemática dos estoques e taxas de estabilização de carbono no solo em função da adubação nitrogenada mineral ou uso do lodo de esgoto em dois experimentos de longa duração, instalados em Latossolo Vermelho, nos municípios paulistas de Campinas (A) e Jaguariúna (B).

Fonte: Adaptado de Grutzmacher (2016).

Grutzmacher (2016) observou incremento de 0,4 a 1,7 t C ha⁻¹ ano⁻¹ no solo a partir da aplicação de 10 t lodo ha⁻¹ ano⁻¹ em base seca. Para se ter noção da magnitude dos valores citados é importante considerar que o sistema de plantio direto conduz a taxas de incremento de C no solo de 0,3 a 0,7 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Bayer et al., 2006; La Scala Júnior et al., 2012), enquanto pastagens consideradas muito eficientes no sequestro de C proporcionam taxas de 0,7 e 2,7 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Cerri et al., 2006; Mello et al., 2006; Sant-Anna et al., 2017).

Parte da explicação para a variação de resposta quanto ao sequestro de C pelo uso do lodo foi atribuída à diferença inicial de déficit inicial de C das áreas experimentais e, outra parte, à estabilidade do material orgânico dos lodos, uma vez que o lodo aplicado na área experimental de Campinas foi proveniente de lagoa de estabilização, enquanto o lodo da área experimental de Jaguariúna foi gerado em tratamento com reator anaeróbio (Grutzmacher, 2016). O déficit de C ou a possibilidade de um nível máximo de saturação em C no solo tem sido abordado no sentido de haver uma redução da taxa de acúmulo de C no solo na medida em que se aproxima de um máximo teórico de acúmulo, função de características do solo relacionadas ao teor e tipo de argila, agregação, entre outros (Figura 4) (Six et al., 2002).

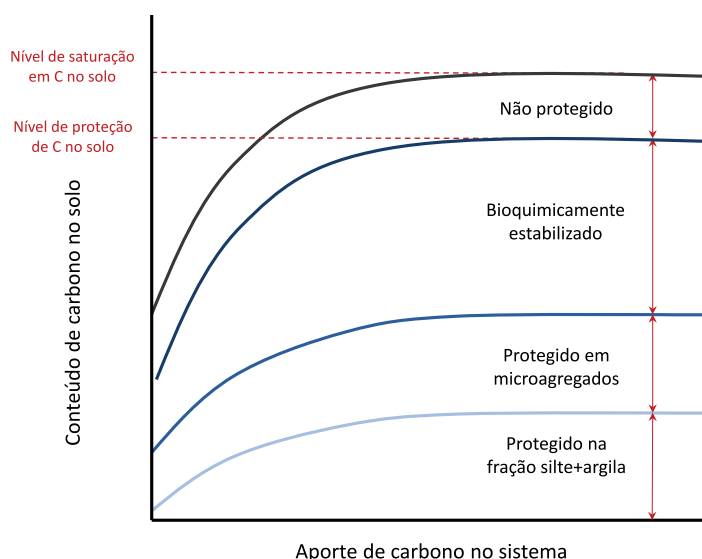


Figura 4. Nível teórico de saturação de carbono no solo em função do aporte e distribuição dos compostos de carbono em frações protegidas, bioquimicamente estável e não protegido.

Fonte: Adaptado de Six et al. (2002).

A proteção física da matéria orgânica nos Latossolos fertilizados com lodo de esgoto representou um máximo de 2% do total de C nos agregados entre 9,52 mm e 0,053 mm e até 3% nos microagregados inferiores a 0,053 mm (Domingues, 2013; Carvalho, 2014). De acordo com o modelo de Tisdall e Oades (1982), os microagregados (frações <0,250 mm) são mais efetivos na proteção física da matéria orgânica, mas nos Latossolos avaliados os valores em termos de massa de agregados e teor de C foram insuficientes para explicar os incrementos de C verificados por Grutzmacher (2016) (Figura 3). Dessa forma, a estabilização do C pela recalcitrância bioquímica realmente parece explicar melhor os ganhos de C dos solos fertilizados com lodo (Pitombo et al., 2015), tendo em vista os incrementos em C nas classes de agregado e a relação inversa entre o grau de humificação e o C fisicamente protegido (Carvalho, 2014).

Embora as taxas de incremento de C no solo sejam elevadas, esses ganhos podem ser comprometidos parcialmente ou mesmo anulados (no caso de baixas taxas de sequestro de C no solo), em função da emissão de N_2O pelo lodo após a aplicação no solo (Fernandes et al., 2005ab; Pitombo et al., 2015; Grutzmacher, 2016). Nesses solos fertilizados com lodo, a desnitrificação parece ser responsável por picos importantes de emissão de N_2O . Em condições de encharcamento e anaerobiose parcial, alguns microrganismos anaeróbios facultativos utilizam o substrato orgânico como fonte de energia e o NO_3^- como receptor final de elétrons, ao invés do O_2 que é utilizado sob condição aeróbia (Moreira; Siqueira, 2002). Tanto o C orgânico (Andrade et al., 2006), como N na forma de nitrato (Borba et al., 2018) são esperados nos solos fertilizados com lodo, levando a fatores de emissão de até 6% (Grutzmacher, 2016), o que é muito superior ao 1% de fator de emissão para fontes minerais nitrogenadas (IPCC, 2006).

Assim, sob o ponto de vista de balanço de C, será a aplicação do lodo de esgoto no solo a melhor opção na comparação com outras formas de disposição no ambiente? Essa questão motivou a pesquisa realizada por Krahenbuhl (2021), que estimou emissões de gases de efeito estufa em 1 t de carbono colocado no destino final (aterro sanitário, incineração, uso no solo e uso no solo após compostagem). Os resultados evidenciaram que a maior emissão de C, em CO_2 equivalente ($CO_2eq.$), ocorreu no aterramento do lodo, emitindo de 10,3 t $CO_2eq.$, que considerada a recuperação parcial do metano reduz em 8,4 t $CO_2eq.$ a emissão, mas ainda alcança um valor de 1,9 t $CO_2eq.$ (Figura 5). O uso do lodo diretamente no solo, sem compostagem prévia, proporcionou o balanço mais favorável de C, com baixa emissão 0,2 t $CO_2eq.$ e possibilidade de gerar crédito de C pelo sequestro de C no solo (0,1 a 0,55 Mg $CO_2eq.$). A compostagem, como envolve uma etapa adicional prévia à aplicação no

solo, envolve novo gasto energético, principalmente no manejo das pilhas de compostagem, dentre outros aspectos, que resulta em elevadas emissões (4,2 t CO₂ eq.). No entanto, deve-se considerar que a compostagem é um processo de tratamento de resíduos vegetais e agroindustriais, além do lodo de esgoto, de forma a adequar ao melhor uso agrícola, conforme o histórico descrito no item 1 e que culmina no registro de produtos à base de lodo de esgoto junto ao MAPA.

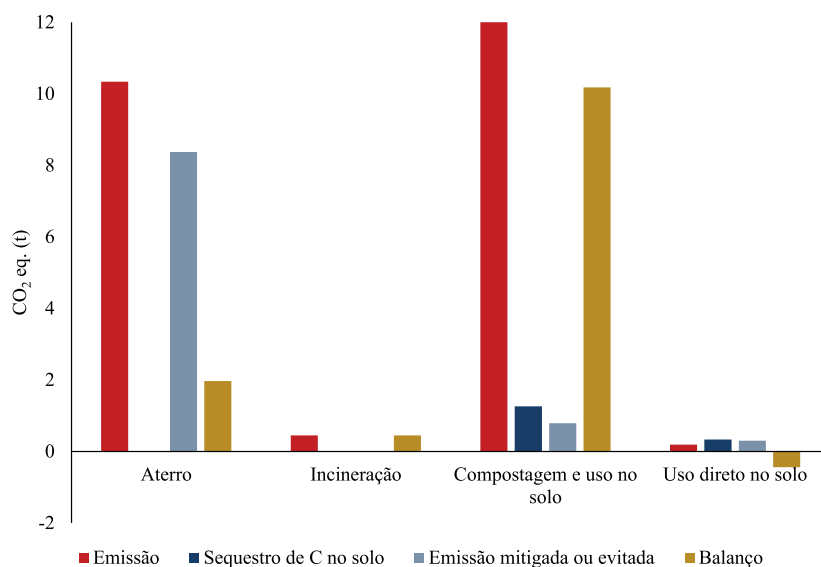


Figura 5. Emissão de carbono, sequestro de carbono no solo, emissões mitigadas ou evitadas e balanço final expressos como CO₂ equivalente (CO₂eq.) para 1 tonelada de lodo colocada no destino: aterro sanitário com reaproveitamento de parte do metano; incineração; uso no solo após compostagem; e uso direto no solo.

Fonte: Adaptado de Krahenbuhl (2021).

A contabilidade de C para o lodo de esgoto e suas possibilidades de reaproveitamento devem ser aprimorados, considerando, por exemplo, o lodo como substituto de fontes minerais nitrogenadas, levando à economia energética. Com relação à cultura do milho pode-se estimar que somente com o processo inicial de conversão de N₂ a NH₃ para a produção do fertilizante, a economia energética com o lodo seria de 4,2 GJ ha⁻¹ ou o correspondente a 0,27 t ha⁻¹ de CO₂eq. (Smil, 2004), passível de contabilização e composição de certificados de carbono para comercialização.

Lodo de esgoto e supressão de doenças de plantas

Alguns solos naturalmente previnem o estabelecimento de patógenos ou inibem as suas atividades patogênicas. Esse fenômeno é denominado de supressividade, e solos com essas características são denominados de solos supressivos. Por outro lado, solos conducentes são aqueles que não apresentam esta característica (Bettiol; Ghini, 2005). Detalhes sobre os tipos de supressividade e outros aspectos são apresentados no capítulo 27.

De acordo com Schneider (1982), solos supressivos são comuns em ambientes equilibrados nos quais os constituintes físicos, químicos e biológicos se estabilizaram no decorrer do tempo. Entretanto, a supressividade é uma característica dos solos que pode ser induzida por meio de manejo adequado. A incorporação de matéria orgânica é uma das formas de se induzir supressividade, e é, possivelmente, a mais amplamente utilizada na indução de supressividade dos solos (Bonanomi et al., 2010, 2017, 2018, 2020).

A incorporação de matéria orgânica, de modo geral, visa melhorar a estrutura do solo, e propicia maior aeração e retenção de umidade, bem como ao fornecimento de macro e micronutrientes. Contudo, também aumenta a capacidade dos solos em suportar maior atividade biológica, seja dos macros ou dos microrganismos, sendo que muitos estão diretamente relacionados com a supressividade. Associado a esses aspectos durante a decomposição da matéria orgânica, diversas substâncias são liberadas no ambiente (compostos voláteis e não voláteis) que muitas vezes são tóxicas aos fitopatógenos. Ademais, pode ocorrer a liberação de hormônios e aminoácidos e outras substâncias que podem induzir a resistência do hospedeiro aos patógenos. Uma das fontes de matéria orgânica que pode induzir a supressividade dos solos a fitopatógenos habitantes do solo, e também da parte aérea, é o lodo de esgoto, compostado ou não (Millner et al., 1982; Lumsden et al., 1983; Bettiol; Krugner, 1984; Kuter et al., 1988; Lewis et al., 1992; Nelson; Boehm, 2002; Santos; Bettiol, 2003; Leoni; Ghini, 2006; Ghini et al., 2007; Bettiol; Ghini, 2011; Heck et al., 2019). Contudo, o lodo poderá também induzir a conducência dos solos a fitopatógenos (Bettiol, 2004; Ghini et al., 2016).

Lodos de esgotos, produzidos por diferentes processos, compostados ou não, quando incorporados aos solos ou substratos, são relatados reduzindo a incidência e ou a severidade de diversas doenças como: podridão de Sclerotinia ou da saia em alface, causada por *Sclerotinia minor* (Millner et al., 1982; Lumsden et al., 1986); podridões de raízes em sorgo e cana-de-açúcar, causadas por *Pythium arrhenomanes* (Bettiol; Krugner, 1984; Dissanayake; Hoy, 1999); podridão de raiz em pimentão, causada por *Phytophthora capsicci* (Lumsden et al., 1983); murcha de Fusarium em pepino e basílico, causada por

Fusarium oxysporum (Lumsden et al., 1983; Ferrara et al., 1996); tombamento em ervilha e algodão, causado por *Rhizoctonia solani* e *Pythium ultimum* (Lewis et al., 1992); mancha foliar em gramados, causada por *Sclerotinia homoeocarpa* (Nelson; Craft, 1992); podridão de raiz em gramados, causada por *Pythium graminicola* (Craft; Nelson, 1996); podridão de raiz em algodão, feijão e rabanete, causada por *R. solani* (Lumsden et al., 1983); tombamento em pepino, causado por *Pythium aphanidermatum* (Santos et al., 2000); murcha do Fusarium do tomateiro, causada por *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici* (Cotxarrera et al., 2002), tombamento e podridão do colo em feijão, causada por *Sclerotium rolfsii* (Santos; Bettiol, 2003); tombamento em mudas de citros, causada por *Phytophthora nicotianae* (Leoni; Ghini, 2006); murcha bacteriana do tomateiro, causada por *Ralstonia solanacearum* (Ghini et al., 2007); tombamento do rabanete, causado por *R. solani* (Ghini et al., 2007); murcha de Fusarium em pepino, causada por *Fusarium oxysporum* f. sp. *cucumerinum* (Huang et al., 2012); murcha de Fusarium em crisântemo, causada por *Fusarium oxysporum* f. sp. *chrysanthemi* (Pinto et al., 2013); e murcha de Fusarium em bananeira, causada por *Fusarium oxysporum* f. sp. *cubense* (Heck et al., 2019) entre outras.

Contudo, existem relatos de que lodo de esgoto não interferiu na incidência de doenças causadas por *Phytophthora capsici* em pimentão (Kim et al., 1997) e na murcha de Fusarium do tomateiro causada por *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici* (Ghini et al., 2007). Ainda existem relatos de aumento de doenças com a incorporação de lodo de esgoto, como os de Bettiol (2004) e Ghini et al. (2016) sobre a podridão da haste de milho causada por *Fusarium*.

As matérias orgânicas incorporadas aos solos podem induzir supressividade ou conduência aos patógenos das plantas por afetar as características biológicas, físicas e químicas dos solos (Ghini et al., 2016). A redução da incidência ou da severidade de doenças com a incorporação do lodo de esgoto está relacionada com o aumento da atividade microbiana dos solos, bem como com os próprios microrganismos do lodo de esgoto (Chen et al., 1987; Craft; Nelson, 1996; Dissanayaque; Hoy, 1999; Santos; Bettiol, 2003; Ghini et al., 2007; Bettiol; Ghini, 2011.). Também é necessário considerar as alterações nas propriedades físicas e químicas dos solos, como aumento da condutividade elétrica e alteração no pH do solo, entre outras (Cotxarrera et al., 2002; Santos; Bettiol, 2003; Heck et al., 2019). É importante considerar os efeitos dos compostos tóxicos (ácidos graxos voláteis, ácido nitroso e amônia) presentes ou liberados durante a decomposição, e também os efeitos indiretos por estimular os microrganismos dos solos (Dissanayaque; Hoy, 1999; Hoitink; Boehm, 1999; Tenuta; Lazarovits, 2002; Borrero et al., 2006; Heck et al., 2019).

A identificação dos fatores que determinam os efeitos da incorporação de lodo de esgoto sobre a supressividade dos solos é fundamental para permitir o seu uso seguro na agricultura.

Considerações finais

Pesquisas com lodo de esgoto no Brasil têm sido desenvolvidas há décadas e os resultados balizaram normas para estabelecimento de critérios técnicos de uso seguro do lodo no solo. A substituição da fertilização nitrogenada e fosfatada mineral pelo uso do lodo de esgoto proporciona manutenção ou aumento da produtividade da cultura, além de contribuir com o balanço mais favorável de carbono no sistema de produção e melhoria do equilíbrio biológico com possibilidade de supressão de algumas doenças de plantas.

A questão que se coloca, então, é que, até o momento, essa prática não se tornou regra e ainda permanece como exceção: o que falta para a ampliação do uso do lodo de esgoto na agricultura nacional? Certamente falta planejamento integrado entre os diversos setores da sociedade, que pode ser impulsionado por políticas públicas de incentivo ao uso de fontes alternativas de nutrientes, uma vez que o Brasil importa aproximadamente 80% do total de fertilizantes consumidos pela agricultura nacional (ANDA, 2019). Além do mais, são pontos críticos o posicionamento legal quanto a critérios e restrições ao aterramento ou queima de resíduos com potencial agrícola, bem como o alinhamento das agências reguladoras ambientais a uma agenda de soluções sustentáveis, com responsabilidade técnica, porém sem travas.

O novo caminho que vem se desenhando a partir da compostagem do lodo de esgoto e a obtenção de organominerais, além de representar uma forma de disposição do lodo no ambiente, cria emprego e renda na cadeia de produção de insumos, agrega outros resíduos com potencial agrícola, viabiliza produtos mais específicos e adequados às culturas e aos sistemas de produção, gera modelos de negócio regionalizados em função da oferta de biomassas para compostagem com o lodo, dentre outros aspectos.

Globalmente se discute acerca de quebra de paradigmas, mudanças de rota e a necessidade de inovação. No Brasil não é diferente. Há que se ter um plano estratégico nacional para a questão de fontes alternativas de nutrientes e de cadeias emergentes, em que o lastro técnico-científico conquistado deve balizar políticas públicas e servir de guia para a efetivação de ações concretas.

Referências

- ABREU-JUNIOR, C. A.; FIRME, L. P.; MALDONADO, C. A. B.; MORAES NETO, S. P. M.; ALVES, M. C.; MURAOKA, T.; BOARETTO, A. E.; GAVA, J. L.; HE, Z.; NOGUEIRA, T. A. R.; CAPRA, G. F. Fertilization using sewage sludge in unfertile tropical soils increased wood production in Eucalyptus plantations. *Journal of Environmental Management*, v. 203, p. 21-28, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.074>.
- ABREU-JUNIOR, C. H.; BROSSI, M. J. L.; MONTEIRO, R. T.; CARDOSO, P. H. S.; MANDU, T. S.; NOGUEIRA, T. A. R.; GANGA, A. G.; FILZMOSER, P.; OLIVEIRA, F. C.; FIRME, L. P.; HE, Z.; CAPRA, G. F. Effects of sewage sludge application on unfertile tropical soils evaluated by multiple approaches: A field experiment in a commercial Eucalyptus plantation. *Science of the Total Environment*, v. 655, p. 1457-1467, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.334>.
- ABREU-JUNIOR, C. H.; OLIVEIRA, M. G.; CARDOSO, P. H. S.; MANDU, T. S.; FLORENTINO, A. L.; OLIVEIRA, F. C.; REIS, J. V.; ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; NOGUEIRA, T. A. R.; CAPRA, G. F.; HE, Z. Sewage sludge application in *Eucalyptus urograndis* plantation: availability of phosphorus in soil and wood production. *Frontiers in Environmental Science*, v. 8, p. 1-14, 2020. DOI: [10.3389/fenvs.2020.00116](https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00116).
- ANDA - ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS. *Setor de Fertilizantes. Anuário Estatístico 2018*. São Paulo: ANDA, 2019.
- ALCÂNTARA, S.; PEREZ, D. V.; ALMEIDA, M. R. A.; SILVA, G. M.; POLIDORO, J. C.; BETTIOL, W. Chemical changes and heavy metal partitioning in an oxisol cultivated with maize (*Zea mays* L.) after 5 years disposal of a domestic and an industrial sewage sludge. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 203, p. 3-16, 2009. DOI: [10.1007/s11270-009-9986-y](https://doi.org/10.1007/s11270-009-9986-y).
- ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C. Cinética de degradação da matéria orgânica de biossólidos após aplicação no solo e relação com a composição química inicial. *Bragantia*, v. 65, p. 659-668, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0006-87052006000400017>.
- ANDRADE, C. A.; SILVA, L. F. M.; PIRES, A. M. M.; COSCIONE, A. R. Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo após sucessivas aplicações de lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 48, p. 536-544, 2013. DOI: [10.1590/S0100-204X2013000500010](https://doi.org/10.1590/S0100-204X2013000500010).
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil and Tillage Research*, v. 86, p. 237-245, 2006. DOI: [10.1016/j.still.2005.02.023](https://doi.org/10.1016/j.still.2005.02.023).
- BERNAL, M. P.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; PAREDES, C.; ROIG, A. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 69, p. 175-189, 1998. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00106-6](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00106-6).
- BETTIOL, W. Effect of sewage sludge on the incidence of corn stalk rot caused by *Fusarium*. *Summa Phytopathologica*, v. 30, p. 16-22, 2004.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. 2005. p. 312.
- BETTIOL, W.; GHINI, R. Solos supressivos. In: MICHEREFF, S. J.; ANDRADE, D. E.; MENEZES, M. (ed.). *Ecologia e manejo de patógenos radiculares em solos tropicais*. Recife: UFRPE, p. 124-152, 2005.
- BETTIOL, W.; GHINI, R. Impacts of sewage sludge in tropical soil: a case study in Brazil. *Applied and Environmental Soil Science*, v. 2011, ID 212807, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1155/2011/212807>.
- BETTIOL, W.; KRUGNER, T. L. Influência do lodo de esgoto na severidade da podridão de raiz do sorgo causada por *Pythium arthenomanes*. *Summa Phytopathologica*, v. 10, p. 243-251, 1984.
- BITTENCOURT, S.; SERRAT, B. M.; AISSE, M. M.; GOMES, D. Sewage sludge usage in agriculture: A case study of its destination in the Curitiba Metropolitan Region, Paraná, Brazil. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 225, 2074, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2074-y>.
- BONANOMI, G.; ANTIGNANI, V.; CAPODILUPO, M.; SCALA, F. Identifying the characteristics of organic soil amendments that suppress soilborne plant diseases. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 42, p. 136-144, 2010. DOI: [10.1016/j.soilbio.2009.10.012](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.10.012).
- BONANOMI, G.; GAGLIONE, S. A.; CESARANO, G.; SARKER, T. C.; PASCALE, M.; SCALA, F.; ZOINA, A. Frequent applications of organic matter to agricultural soil increase fungistasis. *Pedosphere*, v. 27, p. 86-95, 2017. DOI: [https://doi.org/10.1016/s1002-0160\(17\)60298-4](https://doi.org/10.1016/s1002-0160(17)60298-4).
- BONANOMI, G.; LORITO, M.; VINALE, F.; WOO, S. L. Organic amendments, beneficial microbes, and soil microbiota: toward a unified framework for disease suppression. *Annual Review of Phytopathology*, v. 56, p. 1-20, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-080615-100046>.
- BONANOMI, G.; ZOTTI, M.; IDBELLA, M.; DI SILVERIO, N.; CARRINO, L.; CESARANO, G.; ASSAEED, A. M.; ABD-ELGAWAD, A. M. Decomposition and organic amendments chemistry explain contrasting effects on plant growth promotion and suppression of *Rhizoctonia solani* damping off. *PLoS ONE*, v. 15, e0230925, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230925>.

- BORBA, R. P.; RIBEIRINHO, V. S.; CAMARGO, O. A.; ANDRADE, C. A.; KIRA, C. S.; COSCIONE, A. R. Ion leaching and soil solution acidification in a vadose zone under soil treated with sewage sludge for agriculture. *Chemosphere*, v. 192, p. 81-89, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.112>
- BORRERO, C.; ORDOVÁS, J.; TRILLAS, M. I.; AVILES, M. Tomato Fusarium wilt suppressiveness. The relationship between the organic plant growth media and their microbial communities as characterised by Biolog (R). *Soil Biology and Biochemistry*, v. 38, p. 1631-1637, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.11.017>
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA Nº 375, de 29/08/2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. 2006.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução Nº 498, de 19/08/2020**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. 2020.
- BUENO, J. R. P.; BERTON, R. S.; SILVEIRA, A. P. D.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A.; DE MARIA, I. C. Chemical and microbiological attributes of an oxisol treated with successive applications of sewage sludge. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, p. 1461-1470, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000400040>.
- CARVALHO, C. S. **Matéria orgânica, agregação e proteção física em solos tratados com lodo de esgoto**. 2014. 129 f. Tese (Doutorado) - Piracicaba: USP-Esalq, Piracicaba.
- CAMARGO, O. A.; BETTIOL, W. De resíduo a fertilizante: Uma análise prospectiva do meio ambiente. In: COSCIONE, A. R.; NOGUEIRA, T. A. R.; PIRES, A. M. M., Eds. **Uso agrícola de lodo de esgoto: Avaliação após a resolução no. 375 do Conama**. Botucatu, FEPAF, 2010. p. 13-30.
- CARVALHO, C. S.; RIBEIRINHO, V. S.; ANDRADE, C. A.; DE MARIA, I. C. **Disponibilidade de fósforo em solos tratados sucessivamente com lodos de esgoto**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 34., 2013, Florianópolis. Anais... Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013. 4 p.
- CARVALHO, C. S.; RIBEIRINHO, V. S. ANDRADE, C. A.; GRUTZMACHER, P.; PIRES, A. M. Composição química da matéria orgânica de lodos de esgoto. *Agrária*, v. 10, p. 413-419, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5039/agraria.v10i3a5174>.
- CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; RONDÓN, M. A. Potential of soil carbon sequestration in the Amazonian Tropical Rainforest. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York, Haworth, 2006. p. 245-266.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Aplicação de biossólidos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas - Critérios para projeto e operação: manual técnico. Norma P4.230**. São Paulo, 1999. 33 p.
- CHEN, W.; HOITINK, H. A. J.; SCHMITTHENNER, A. F. Factors affecting suppression of Pythium damping-off in container media amended with composts. *Phytopathology*, v. 77, p. 755-760, 1987.
- CHIARADIA, J. J.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A.; CARMO, J. B.; OLIVEIRA, C.; LAVORENTI, A. CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in an Ultisol treated with sewage sludge and cultivated with castor bean. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 1863-1870, 2009a. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000600035>.
- CHIARADIA, J. J.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; LAVORENTI, A. Produtividade e nutrição de mamona cultivada em área de reforma de canalvia tratada com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 701-709, 2009b. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000300022>
- CHIBA, M.K.; MATTIAZZO, M.E.; OLIVEIRA, F.C. Cultivo de cana-de-açúcar em Argissolo tratado com lodo de esgoto. I - Disponibilidade de nitrogênio no solo e componentes de produção. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.6 43-652, 2008a. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000200019>.
- CHIBA, M. K.; MATTIAZZO, M. E.; OLIVEIRA, F. C. Cultivo de cana-de-açúcar em Argissolo tratado com lodo de esgoto. II - Fertilidade do solo e nutrição da planta. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 653-662, 2008b. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000200020>.
- CHIBA, M. K.; MATTIAZZO, M. E.; OLIVEIRA, F. C. Rendimento de cana-de-açúcar cultivada em Argissolo, utilizando lodo de esgoto como fonte de fósforo. *Acta Scientiarum. Agronomy*, v. 31, p. 495-501, 2009. DOI: 10.4025/actasciagron.v31i3.692.
- COGGER, C. G.; SULLIVAN, D. M. **Worksheet for calculating biosolids application rates in agriculture**. (Pacific Northwest Extension Publ. 511-E). Twin Falls: University of Idaho Extension, 2007. Disponível em: <<http://cru.cahe.wsu.edu/CEPublications/pnw0511e/pnw0511e.pdf>>. Acesso em: 21 ago. 2013.

- COSCIONE, A. R.; SILVA, L. F. M.; DE MARIA, I. C.; ANDRADE, C. A.; FERRACINI, V. L. Solução do solo e análise de componentes principais para monitoramento da aplicação de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 38, p. 1654-1662, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000500030>.
- COTXARRERA, L.; TRILLAS-GAY, M. I.; STEINBERG, C.; ALABOUVETTE, C. Use of sewage sludge compost and *Trichoderma asperellum* isolates to suppress Fusarium wilt of tomato. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 34, p. 467-476, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00205-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00205-X).
- CRAFT, C. M.; NELSON, E. B. Microbial properties of composts that suppress damping-off and root rot of creeping bentgrass caused by *Pythium graminicola*. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 62, p. 1550-1557, 1996. DOI: 10.1128/aem.62.5.1550-1557.1996.
- DE MARIA, I. C.; KOCSSI, M. A.; DECHEN, S. C. F. Agregação do solo em área que recebeu lodo de esgoto. *Bragantia*, v. 66, p. 291-298, 2007.
- DE MARIA, I. C.; CHIBA, M. K.; COSTA, A.; BERTON, R. S. Sewage sludge application to agricultural land as soil physical conditioner. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, p. 967-974, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000300038>.
- DISSANAYAKE, N.; HOY, J. W. Organic material soil amendment effects on root rot and sugarcane growth and characterization of the materials. *Plant Disease*, v. 83, p. 1039-1046, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1094/PDIS.1999.83.11.1039>.
- DOMINGUES, R. R. **Estabilidade da matéria orgânica e teores de metais pesados em solo tratado sucessivamente com lodo de esgoto**. 2013. 97 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba.
- DOMINGUES, B. S.; ANDRADE, C. A.; PIRES, A. M. M.; SOUZA, N. A. P.; BARBOSA, V. P. **Disponibilidade de nitrogênio para plantas de milho cultivadas em solo tratado com doses de lodo de esgoto**. In: Congresso Interinstitucional de iniciação científica, 8., 2014, Campinas. Anais... Campinas: Instituto Agrônômico (IAC), 2014. RE Nº 14403. 8 p
- FERNANDES, S. A. P.; BETTIOL, W.; CERRI, C. C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. *Applied Soil Ecology*, v. 30, p. 65-77, 2005a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2004.03.008>.
- FERNANDES, S. A. P.; BETTIOL, W.; CERRI, C. C.; CAMARGO, P. Sewage sludge effects on gas fluxes at the soil-atmosphere interface, on soil 13C and on total soil carbon and nitrogen. *Geoderma*, v.125, p. 49-57, 2005b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.06.008>.
- FERRARA, A. M.; AVATANE, M.; NAPPI, P. **First experiments of compost suppressiveness to some phytopathogens**. In: BERTOLDI, M.; SEQUI, P.; LEMMES, B. (ed.), *The Science of Composting*. Glasgow: Blackie Academic Part 2, 1996, p. 1157-1160.
- GADIOLI, J. L.; FORTES NETO, P. Rendimento de milho e de feijão preto cultivado em solo acrescido de lodo de esgoto. *Sanare. Revista Técnica da Sanepar*, v. 21, p. 53-58, 2004.
- GALDOS, M. V.; DE MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um Latossolo Vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, p. 569-577, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000300017>.
- GHINI, R.; PATRÍCIO, F. R. A.; BETTIOL, W.; ALMEIDA, I. M. G.; MAIA, A. D. H. N. Effect of sewage sludge on suppressiveness to soil-borne plant pathogens. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 39, p. 2797-2805, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.06.002>.
- GHINI, R.; FORTES, N. L. P.; NAVAS-CORTES, J. A.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W. Combined effects of soil biotic and abiotic factors, influenced by sewage sludge incorporation, on the incidence of corn stalk rot. *PLoS ONE*, v. 11, e0155536, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155536>.
- GRUTZMACHER, P. **Estoque de carbono no solo e emissão de gases de efeito estufa em sistema de produção de milho com uso de lodo de esgoto**. 2016. 104 f. Tese (Doutorado) - Instituto Agrônômico de Campinas, Campinas.
- HECK, D. W.; GHINI, R.; BETTIOL, W. Deciphering the suppressiveness of banana Fusarium wilt with organic residues. *Applied Soil Ecology*, v. 138, p. 47-60, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.021>
- HOITINK, H. A. J.; BOEHM, M. J. Biocontrol within the context of soil microbial communities: a substrate-dependent phenomenon. *Annual Review Phytopathology*, v. 37, p. 427-446, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.37.1.427>.
- HUANG, X.; SHI, D.; SUN, F.; LU, H.; LIU, J.; WU, W. Efficacy of sludge and manure compost amendments against Fusarium wilt of cucumber. *Environmental Science Pollution Research*, v. 19, p. 3895-3905, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1025-7>.
- IPCC - International Panel on Climate Change. **Chapter 11: N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application**. In: DE KLEIN, C.; NOVOA, R. S. A.; OGLE, S.; SMITH, K. A.; ROCHETTE, P.; WIRTH, T. C.; McCONKEY, B. G.; MOSIER, A.; RYPDAL, K. (ed.), *Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Intergovernmental Panel on Climate Change http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf. Acesso em: 24 Jun. 2020.
- JANZEN, H. H. Carbon cycling in earth systems - a soil science perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 104, p. 399-417, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.040>.

- KIM, K. D.; NEMEC, S.; MUSSON, G. Effects of composts and soil amendments on soil microflora and Phytophthora root and crown root of bell pepper. *Crop Protection*, v. 16, p. 165-172, 1997. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0261-2194\(96\)00074-9](https://doi.org/10.1016/S0261-2194(96)00074-9).
- KRAHEMBUHL, C. B. B. P. **Emissão de gases de efeito estufa na disposição final de lodo de esgoto**. 2021. 65 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas.
- KUTER, G. A.; HOITINK, H. A. J.; CHEN, W. Effects of municipal sludge compost curing time on suppression of *Pythium* and *Rhizoctonia* of ornamental plants. *Plant Disease*, v. 72, p. 751-756, 1988. DOI: <https://doi.org/10.1094/PD-72-0751>.
- LA SCALA, N.; FIGUEIREDO, E. B.; PANOSSO, A. R. A review on soil carbon accumulation due to the management change of major Brazilian agricultural activities. *Brazilian Journal of Biology*, v. 72, p. 775-785, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000400012>.
- LAL, R. Managing soils and ecosystems for mitigating anthropogenic carbon emissions and advancing global food security. *BioScience*, v. 60, p. 708-721, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.9.8>.
- LEONI, C.; GHINI, R. Sewage sludge effect on management of *Phytophthora nicotianae* in citrus. *Crop Protection*, v. 25, p. 10-22, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2005.03.004>.
- LEWIS, J. A.; LUMSDEN, R. D.; MILLNER, P. D.; KEINATH, A. P. Suppression of damping-off of peas and cotton in the field with composted sewage sludge. *Crop Protection*, v. 11, p. 260-266, 1992. DOI: [https://doi.org/10.1016/0261-2194\(92\)90047-9](https://doi.org/10.1016/0261-2194(92)90047-9).
- LOBO, T. F.; GRASSI FILHO, H. Níveis de lodo de esgoto na produtividade do girassol. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, v. 7, p. 16-25, 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-27912007000300002>.
- LUMSDEN, R. D.; LEWIS, J. A.; MILLNER, P. D. Effect of composted sewage sludge on several soilborne pathogens and diseases. *Phytopathology*, v. 73, p. 1543-1548, 1983.
- LUMSDEN, R. D.; MILLNER, P. D.; LEWIS, J. A. Suppression of lettuce drop caused by *Sclerotinia minor* with composted sewage sludge. *Plant Disease*, v. 70, p. 197-201, 1986.
- MACEDO, F. G.; MELO, W. J.; MERLINO, L. C. S.; RIBEIRO, M. H.; CAMACHO, M. A.; MELO, G. M. P. Agronomic traits of corn fertilized with sewage sludge. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 43, p. 1790-1799, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/00103624.2012.684987>.
- MAIA, F. C. V.; LIMA, S. O.; BENÍCIO, L. P. F.; FREITAS, G. A.; FURLAN, J. C. Qualidade física do solo após aplicação de lodo de esgoto. *Nativa*, v. 6, p. 345-351, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.31413/nativa.v6i4.5088>.
- MAIO, M. M.; SAMPAIO, R. A.; NASCIMENTO, A. L.; PRATES, F. B. S.; RODRIGUES, M. N.; SILVA, H. P.; DIAS, A. N.; FREITAS, C. E. S. Atributos físicos do solo, adubado com lodo de esgoto e silicato de cálcio e magnésio. *Revista Ceres*, v. 58, p. 823-830, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0034-737X2011000600021>.
- MARCIANO, C. R. **Incorporação de resíduos urbanos e as propriedades físico-hídricas de um Latossolo Vermelho-amarelo**. 1999. 93 f. Tese (Doutorado) - Piracicaba: USP, Esalq, Piracicaba.
- MARQUES, M. O.; BELLINGIERI, P. A.; MARQUES, T. A.; NOGUEIRA, T. A. R. Qualidade e produtividade da cana-de-açúcar cultivada em solo com doses crescentes de lodo de esgoto. *Bioscience Journal*, v. 23, p. 111-122, 2007.
- MELLO, F. F. C.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C. **Potential of soil carbon sequestration for the Brazilian Atlantic Region**. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. Carbon sequestration in soils of Latin America. New York, Haworth, 2006. pp. 349-368.
- MELO, W.; DELARICA, D.; GUEDES, A.; LAVEZZO, L.; DONHA, R.; ARAÚJO, A.; MELO, G.; MACEDO, F. Ten years of application of sewage sludge on tropical soil. A balance sheet on agricultural crops and environmental quality. *Science of the Total Environment*, v. 643, p. 1493-1501, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.254>.
- MILLNER, P. D.; LUMSDEN, R. D.; LEWIS, J. A. Controlling plant disease with sludge compost. *BioCycle*, v. 23, p. 50-52, 1982.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Editora UFLA, 2002. 626 p.
- NELSON, E. B.; BOEHM, M. J. Compost-induced suppression of turf grass diseases. *BioCycle*, v. 43, p. 51-55, 2002.
- NELSON, E. B.; CRAFT, C. M. Suppression of dollar spot on creeping bentgrass and annual bluegrass turf with compost-amended topdressings. *Plant Disease*, v. 76, p. 954-958, 1992. DOI: <https://doi.org/10.1094/PD-76-0954>.
- NOGUEIRA, T. A. R.; FRANCO, A.; HE, Z.; BRAGA, V. S.; FIRME, L. P.; ABREU-JUNIOR, C. H. Short-term usage of sewage sludge as organic fertilizer to sugarcane in a tropical soil bears little threat of heavy metal contamination. *Journal of Environmental Management*, v. 114, p. 168-177, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.09.012>.

- NOGUEIRA, T. A. R.; OLIVEIRA, L. R.; MELO, W. J.; FONSECA, I. M.; MELO, G. M. P.; MELO, V. P.; MARQUES, M. O. Cádmiu, cromo, chumbo e zinco em plantas de milho e em latossolo após nove aplicações anuais de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 2195-2207, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000500040>.
- OLIVEIRA, F. C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar**. 2000. 247 f. Tese (Doutorado) - Piracicaba: USP-Esalaq, Piracicaba.
- OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um latossolo amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 26, p. 505-519, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000200025>.
- PINTO, Z. V.; MORANDI, M. A. B.; BETTIOL, W. Induction of suppressiveness to Fusarium wilt of chrysanthemum with composted sewage sludge. *Tropical Plant Pathology*, v. 38, p. 414-422, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1982-56762013005000026>.
- PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. A. **Recomendação de dose de lodo de esgoto: a questão do nitrogênio**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2014. 7 p. (Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico, 52).
- PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. A.; SOUZA, N. A. P.; CARMO, J. B.; COSCIONE, A. R.; CARVALHO, C. S. Disponibilidade e mineralização do nitrogênio após aplicações sucessivas de lodo de esgoto no solo, estimadas por meio de incubação anaeróbica. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 50, p. 333-342, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2015000400009>.
- PITOMBO, L. M.; CARMO, J. B.; DE MARIA, I. C.; ANDRADE, C. A. Carbon sequestration and greenhouse gases emissions in soil under sewage sludge residual effects. *Scientia Agricola*, v. 72, p. 147-156, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2013-0352>.
- RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W.; DYNIA, J. F. Efeito de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 30, p. 583-594, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000300018>.
- RIBEIRINHO, V. S.; MELO, W. J.; SILVA, D. H.; FIGUEIREDO, L. A.; MELO, G. M. P. Fertilidade do solo, estado nutricional e produtividade de girassol em função da aplicação de lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 42, p. 166-173, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1983-40632012000200002>.
- SANT-ANNA, S. A. C.; JANTALIA, C. P.; SÁ, J. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures, cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 108, p. 101-120, 2017. DOI: [10.1007/s10705-016-9812-z](https://doi.org/10.1007/s10705-016-9812-z).
- SANTOS, I.; BETTIOL, W. Effect of sewage sludge on the rot and seedling damping-off of bean plants caused by *Sclerotium rolfsii*. *Crop Protection*, v. 22, p. 1093-1097, 2003. DOI: [10.1016/S0261-2194\(03\)00140-6](https://doi.org/10.1016/S0261-2194(03)00140-6).
- SANTOS, I.; MAZZEO, A. N.; BETTIOL, W. Efeito do lodo de esgoto no tombamento de plântulas de pepino induzido por *Pythium aphanidermatum*. *Summa Phytopathologica*, v. 26, p. 141, 2000.
- SCHNEIDER, R. W. **Suppressive soils and plant disease**. St. Paul: APS Press, 1982. 85 p.
- SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C saturation of soils. *Plant and Soil*, v. 241, p. 155-176, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>.
- SMIL, V. **Enriching the Earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the Transformation of World Food Production**. Cambridge: MIT Press, 2004. 360 p.
- SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Série Histórica: Água e Esgotos**. Disponível em: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>. Acesso em: 09 dez. 2021.
- STEWART, C. E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; PLANTE, A. F.; SIX, J. Soil C saturation: Concept, evidence, and evaluation. *Biogeochemistry*, v. 86 p. 19-31, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9140-0>.
- STOCKMANN, U.; ADAMS, M. A.; CRAWFORD, J. W.; FIELD, D. J.; HENAKAARCHCHI, N.; JENKINS, M.; MINASNY, B.; MCBRATEY, A. B.; COURCELLES, V. R.; SINGH, K.; WHEELER, I.; ABBOTT, L.; ANGERS, D. A.; BALDOCK, J.; BIRD, M.; BROOKES, P. C.; CHENU, C.; JASTROW, J. D.; LAL, R.; LEHMANN, J.; O'DONNELL, A. G.; PARTON, W. J.; WHITEHEAD, D.; ZIMMERMANN, M. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environmental*, v. 164, p. 80-99, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>.
- TASSO JÚNIOR, L. C.; MARQUES, M. O.; FRANCO, A.; NOGUEIRA, G. A.; NOBILE, F. O.; CAMILOTTI, F.; SILVA, A. R. Produtividade e qualidade de cana-de-açúcar cultivada em solo tratado com lodo de esgoto e vinhaça. *Engenharia Agrícola*, v. 27, p. 276-283, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162007000100022>.
- TEIXEIRA, L. A. J.; BERTON, R. S.; COSCIONE, A. R.; SAES, L. A.; CHIBA, M. K. Agronomic efficiency of biosolid as source of nitrogen to banana plants. *Applied and Environmental Soil Science*, v. 2015, article ID 873504, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1155/2015/873504>.

- TENUTA, M.; LAZAROVITS, G. Ammonia and nitrous acid from nitrogenous amendments kill the microsclerotia of *Verticillium dahliae*. *Phytopathology*, v. 92, p. 255-264, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1094/PHYTO.2002.92.3.255>.
- TERRY, R. E.; NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils. *Soil Science Society of America Journal*, v. 43, p. 494-499, 1979. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1979.03615995004300030013x>.
- TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *European Journal of Soil Science*, v. 62, p. 141-163, 1982. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>.
- TSUTUYIA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. 2000, p. 69-105.
- VAZ, L. M. S.; GONÇALVES, J. L. M. Uso de biossólidos em povoamento de eucalipto: efeito em atributos químicos do solo, no crescimento e na absorção de nutrientes. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 26, p. 747-758, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000300020>.
- WISEMAN, J. T.; ZIBILSKE, L. M. Effect of sludge application sequence on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Journal of Environmental Quality*, v. 17, p. 334-339, 1988. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq1988.00472425001700020030x>.
- YADA, M. M.; MELO, W. J.; MINGOTTE, F. L. C.; MELO, V. P.; MELO, G. M. P. Chemical and biochemical properties of Oxisol after sewage sludge application for 16 years. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, p. 1302-1310, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140728>.
- YANG, Z.; SINGHT, B. R.; SITAULA, B. K. Fractions of organic carbon in soils under different crop rotation, cover crop and fertilization practices. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 70, p. 161-166, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000048479.30593.ea>.