

UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA
CAMPUS CHAPECÓ

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**EFEITO DA APLICAÇÃO DE LODO DE ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTO NO SOLO SOBRE A TOXICIDADE
DO IMIDACLOPRIDO PARA *Folsomia candida***

ALUNO: Mikael Renan Lodi

ORIENTADOR: Prof. Dr. Paulo Roger Lopes Alves

Mai, 2021

MIKAEL RENAN LODI

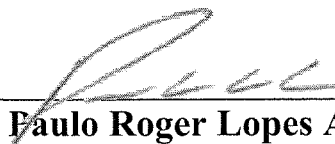
**EFEITO DA APLICAÇÃO DE LODO DE ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTO NO SOLO SOBRE A TOXICIDADE
DO IMIDACLOPRIDO PARA *Folsomia candida***

Trabalho de conclusão de curso de graduação apresentado como requisito para obtenção de grau de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Roger Lopes Alves

Este trabalho de conclusão de curso foi defendido e
aprovado pela banca em: 21/05/2021

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Paulo Roger Lopes Alves – UFFS

Prof. Dr. Jorge Luis Mattias - UFFS



Prof. Dr. Marco Aurélio Tramontin da Silva - UFFS

RESUMO

O imidacloprido é um ingrediente ativo (i.a.) amplamente utilizado como inseticida para o tratamento químico de sementes no Brasil. Entretanto, os efeitos tóxicos desse inseticida, em organismos não-alvo, em solos tratados com lodo de esgoto, ainda não são bem conhecidos. Este estudo teve como objetivo avaliar o potencial tóxico do imidacloprido em colêmbolos (*Folsomia candida*) em um solo previamente tratado com lodo de Estação de Tratamento de Efluentes (ETE). Foi realizado ensaio de toxicidade crônica para avaliar os efeitos das doses de lodo de ETE no potencial de toxicidade de imidacloprido sobre a reprodução de *F. candida* em latossolo vermelho, sob a temperatura de 20 ± 2 °C. As doses L0, L1, L2, L3, L4 e L5 correspondem a 0, 20, 40, 80, 160 e 320 g lodo/kg solo seco (aplicação de 20 t/ha), respectivamente, e com as doses de imidacloprido (0,25, 0,50, 1, 2 e 4 mg/kg solo) foram comparados por meio da análise de variância (ANOVA), seguida do teste de Dunnett, assim como as concentrações que causaram efeito de redução de 50% da população (EC₅₀) foi estimada por modelos de regressão não-linear. A toxicidade crônica para *F. candida* foi observada na presença de imidacloprido, independentemente da dose de lodo testada. Foram identificados efeitos de redução da reprodução da espécie nas concentrações de imidacloprido de 0,25 mg/kg no lodo L0 (sem adição de lodo), 0,5 mg/kg nas doses L4 e L5 do lodo e de 1 mg/kg nas doses de lodo L1, L2 e L3. Os valores para EC₅₀ encontrados foram de 0,349 mg/kg, 0,940 mg/kg, 1,083 mg/kg, 1,108 mg/kg, 1,069 mg/kg e 1,231 mg/kg, nas doses de lodo L0, L1, L2, L3, L4 e L5, respectivamente, indicando uma redução gradual da toxicidade do inseticida no solo, com o aumento da dose de lodo aplicada. Além disso, a aplicação das maiores doses do lodo de ETE (de L2 a L5) em solo não contaminado com imidacloprido (controle sem inseticida) causou redução no número de juvenis gerados, em relação ao controle, indicando que, em solos onde não há contaminação pelo inseticida, deve ser ter em atenção a dose de lodo aplicada para fins de benefícios agrícolas.

Palavras-chave: Ecotoxicologia terrestre; Neonicotinóides; Colêmbolos; Lodo de esgoto.

EFFECT OF THE APPLICATION OF SLUDGE FROM SEWAGE TREATMENT STATION ON THE TOXICITY OF IMIDACLOPRID TO *Folsomia candida*

ABSTRACT

Imidacloprid is an active ingredient (a.i.) widely used as an insecticide for the chemical treatment of agricultural seeds in Brazil. However, the toxic effects of this insecticide, in non-target organisms, in soils treated with sewage sludge are not well known. This study aimed to assess the toxic potential of the imidacloprid in springtails (*Folsomia candida*) in a soil previously treated with sludge of wastewater treatment plant (WWTP), on the survival and reproduction of springtails. Chronic toxicity tests were chosen to assess the effects of the WWTP sludge doses on the toxic potential of imidacloprid on the reproduction of the *F. candida* in Oxisol, at 20 ± 2 °C. The WWTP sludge doses L0, L1, L2, L3, L4 and L5 correspond to 0, 20, 40, 80, 160, and 320 g sludge/kg dry soil (application 20 t/ha), respectively, and with doses of imidacloprid concentrations (0,25, 0,50, 1, 2 e 4 mg/kg soil) were compared by using the analysis of variance (ANOVA), followed by Dunnet's test. The concentrations causing a reduction effect of 50% in the population (EC_{50}) were estimated by non-linear regression models. The chronic toxicity for *F. candida* was observed in the presence of imidacloprid regardless of the tested sludge dose. It was found a reduction in the reproduction at imidacloprid concentrations of 0.25 mg/kg for sludge L0 (no sludge added), 0.5 mg/kg for doses L4 and L5 and 1 mg/kg for L1, L2 and L3. The EC_{50} values obtained were 0.349 mg/kg, 0.940 mg/kg, 1.083 mg/kg, 1.108 mg/kg, 1.069 mg/kg and 1.231 mg/kg, for the sludge doses L0, L1, L2, L3, L4 and L5, respectively, indicating a gradual reduction of the insecticide's toxicity in the soil as the increased sludge doses increased. Furthermore, the higher WWTP sludge doses applied (from L2 to L5) in uncontaminated soil samples (control without the insecticide) reduced the number of generated juveniles, when compared to the control (L0), also indicating that in soils without the insecticide contamination, attention must be paid on the dosage of sludge applied for agricultural purposes.

Keywords: Terrestrial Ecotoxicology; Neonicotinoids; Springtails; Sewage sludge.

1 INTRODUÇÃO

A prática de disposição de lodo de esgoto na agricultura é bastante antiga e ocorre frequentemente em municípios pequenos e com grandes áreas agricultáveis. Por outro lado, em municípios maiores onde a geração de lodo é consideravelmente maior as áreas agricultáveis podem não ser suficientes para descartar o lodo, havendo maior dificuldade em sua disposição (BETTIOL; CAMARGO, 2006). Dessa forma, atualmente existem alternativas para a disposição e tratamento adequado do lodo de esgoto que incluem aterros sanitários, incineração, despejo no mar, construção civil, pirólise, gaseificação e uso como óleo de combustão (DINIZ; MELO, 2019; SAMOLADA; ZABANIOTOU, 2014; SÁNCHEZ-MONEDERO, 2004; WERTHER; OGADA, 1999).

Quando utilizado em solos agrícolas, além de contribuir na minimização da degradação de corpos hídricos, o lodo de esgoto pode ser fonte de nitrogênio para as plantas cultivadas (BOEIRA, 2002; RÉVEILLÉ, 2003) e agir como condicionador no solo (MATTANA et al., 2014), visto que, em geral, este possui entre 40% a 60% de matéria orgânica (MO) independentemente de sua origem ou do período de maturação. Essa MO possui alta capacidade de troca catiônica (CTC) podendo representar até 80% da CTC total dos solos, característica que aliada às suas propriedades coloidais (ATTANASIO et al., 2006), pode atuar na adsorção de poluentes orgânicos no solo (RONQUIM, 2010; SENESI et al., 1996), e assim reduzir a toxicidade destes para espécies da fauna terrestre, como o imidacloprido por exemplo.

O imidacloprido é um ingrediente ativo (i.a.) pertencente ao grupo dos neonicotinóides, muito utilizado como inseticida para o tratamento químico de sementes agrícolas. Entretanto, os neonicotinóides podem ser altamente tóxicos para os invertebrados causando mortalidades em baixas concentrações (SILVA et al., 2017). Apesar da alta toxicidade do imidacloprido para espécies da fauna terrestre e aquática ser conhecida (BANDEIRA et al., 2020; VIEIRA et al., 2018), fato que resultou na restrição de seu uso na União Europeia (JACTEL et al., 2019), esta molécula tem sido amplamente utilizada em áreas agrícolas do Brasil com um incremento de 14,76% no seu consumo nos últimos 5 anos (IBGE, 2019).

No solo, o imidacloprido pode ser considerado persistente (meia-vida entre 35,9 e 1230 dias, PIETRZAK et al., 2020) e apresenta sorção geralmente baixa, com valores de coeficiente de distribuição (Kd) de 0,55 a 16,9 L kg⁻¹ encontrados em solos brasileiros (OLIVEIRA et al. 2000). O processo de adsorção deste i.a. nos solos é principalmente influenciado pela presença carbono orgânico (CO) (PAPIERNIK, 2006; COX et al. 1997), sendo, portanto, maior em solos que naturalmente possuem concentrações maiores de MO (MATTOS, 2013; LIU, 2006), ou que tiveram sua MO aumentada por meio da adição de resíduos orgânicos, como por exemplo,

o lodo de esgoto. Neste sentido, quando o i.a. é utilizado em solos tratados com lodo de esgoto sua adsorção pode ser aumentada pela maior presença de MO e, conseqüentemente, pode haver menor toxicidade sobre as espécies edáficas (MATTANA et al. 2014; SÁNCHEZ-MONEDERO et al. 2004).

Neste estudo determinou-se o potencial tóxico do imidacloprido em Latossolo Vermelho previamente tratado com doses crescentes de lodo de Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) sobre a sobrevivência e reprodução de colêmbolos (*Folsomia candida*).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO

Para avaliar os efeitos das doses de lodo de ETE no potencial de toxicidade de imidacloprido na reprodução dos colêmbolos da espécie *F. candida*, foi realizado um ensaio de toxicidade crônica laboratorial com delineamento inteiramente aleatorizado, em um esquema fatorial 6×6 : onde foram utilizadas cinco diferentes doses de lodo de esgoto (g de lodo/kg de solo seco) em um Latossolo Vermelho com terrores de argila 470 g/dc^3 , MO 42 g/dc^3 e pH 5,5 (SCHERER, E. E. et al., 2007), além de um controle (apenas solo), na presença de cinco concentrações crescentes de imidacloprido, e um controle apenas contendo água deionizada.

2.2 CRIAÇÃO E MANUTENÇÃO DO ORGANISMO TESTE

Os colêmbolos *F. candida* foram criados e mantidos no laboratório de botânica, ecologia e entomologia da Universidade Federal da Fronteira Sul, *Campus* Chapecó (SC), em uma sala climatizada com temperatura atmosférica de $20 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$, de acordo com as recomendações das diretrizes da ISO 11267 (ISO, 2012).

Os colêmbolos foram mantidos em substrato contendo carvão ativado (em pó), gesso (em pó) e água destilada, na proporção de 1:10:6 (com base em massa), respectivamente. A manutenção da cultura ocorreu duas vezes na semana, sendo os colêmbolos alimentados com levedura seca granulada (*Saccharomyces cerevisiae*). A umidade do substrato foi ajustada através da adição de algumas gotas de água destilada, semanalmente. Os colêmbolos utilizados nos ensaios tiveram idade sincronizada (entre 10 e 15 dias), adaptado das recomendações da ISO 11267 (ISO, 2012). Por se tratar de um ensaio grande com 180 unidades experimentais (1800 organismos), houve a necessidade de aumentar a idade de sincronização dos colêmbolos de 12 para 15 dias, dessa forma, os colêmbolos tiveram maior tempo para reprodução, além de ter ocorrido uma padronização de tamanhos, o que facilitou e deu garantia na hora da montagem do experimento laboratorial.

2.3 PREPARO DO LODO, DO SOLO E DAS DOSES DE IMIDACLOPRIDO

O lodo de esgoto foi coletado na ETE com sistema de lodo ativado da Universidade Federal da Fronteira Sul, *Campus* Chapecó (SC), em temperatura e pressão atmosférica. A preparação do lodo de esgoto foi realizada em laboratório, onde foram coletadas três amostras de lodo com 10 gramas cada, e posteriormente colocadas para secagem em estufa por um período de 24 horas em temperatura constante de 105 °C. Após a secagem, a umidade encontrada no lodo de esgoto foi de 168,91 %, onde, posteriormente foi realizada a mistura do lodo com o solo.

O solo utilizado foi Latossolo Vermelho com textura argilosa. As amostras deste solo foram coletadas no município de Chapecó (27 ° 06 ' S 52 ° 42 ' W) (SC), na camada superficial (0 – 20 cm) do perfil de solo, em área sem histórico de uso de agrotóxicos. Após coleta, o solo foi peneirado (abertura de 2,0 mm) e passado pelo processo de desfauna, que consistiu em três ciclos de 48 horas de congelamento e descongelamento (ALVES et al., 2013).

Foram preparados seis diferentes cenários de tratamento do solo com o lodo da ETE, onde cada um apresentou diferentes doses de lodo por kg de solo seco (Tabela 1). A dose de uso do lodo foi baseada em uma aplicação média de 20 toneladas/ha (base seca) de lodo de esgoto observada na literatura (PEREIRA, 2015; QUINTANA et al., 2009; GOMES et al., 2007; SAITO, 2007; BOEIRA, 2006, VIEIRA et al., 2004), estimada em um cenário de exposição nos primeiros 5 cm de solo.

Tabela 1. Doses de lodo de esgoto (g lodo/kg solo seco) que foram aplicadas em Latossolo Vermelho para a realização dos ensaios de toxicidade crônica com *Folsomia candida* na presença de imidacloprido.

Tratamento	Doses (g lodo/kg solo seco)
L0	0
L1	20
L2	40
L3	80
L4	160
L5	320

O ingrediente ativo utilizado para o experimento foi o imidacloprido, obtido através da formulação comercial Much 600 FS®, empregada no tratamento químico de sementes agrícolas. Foram utilizadas as concentrações de 0; 0,25; 0,5; 1; 2 e 4 mg de i.a. por kg de solo seco (mg/kg). As faixas de concentrações nominais de imidacloprido (mg de i.a. por kg de solo

seco) que foram usadas nos ensaios de toxicidade crônica (Tabela 2) são baseada em testes e dados já disponíveis na literatura (BANDEIRA et al., 2020; ALVES et al., 2014; ALVES et al., 2013).

Antes do início dos ensaios ecotoxicológicos, os solos tratados com as doses de lodo receberam uma solução aquosa contendo diferentes concentrações crescentes do i.a., além do tratamento controle ter recebido apenas água destilada. A mistura de solo tratado (ou não - controle) com lodo e as concentrações de imidacloprido foi homogeneizada em sacos plásticos.

Tabela 2. Concentrações de imidacloprido (mg i.a./kg solo seco) utilizadas em cada dose do experimento.

Dose de lodo (g/kg)		Concentração de imidacloprido (mg/kg)
0		0 (C0)
20		0,25 (C1)
40		0,5 (C2)
80	X	1 (C3)
160		2 (C4)
320		4 (C5)

Para a realização dos ensaios de toxicidade, para cada combinação entre as doses de lodo e as concentrações de imidacloprido (6×6), foram realizadas cinco réplicas, obtendo-se, dessa forma, um total de 180 unidades experimentais.

2.4 ENSAIO DE TOXICIDADE CRÔNICA COM *Folsomia candida*

O efeito do imidacloprido na reprodução de *F. candida* foi avaliado de acordo com a ISO 11267 (ISO, 2012). Em cada unidade experimental foram adicionados 30 gramas de solo úmido, contendo as doses de lodo e do imidacloprido (Tabelas 1 e 2) ou controles (solo sem lodo e/ou imidacloprido), em recipientes de vidro (7,5 cm de diâmetro e 6,0 cm de altura). Em seguida, 10 colêmbolos adultos foram inseridos em cada unidade experimental. Aproximadamente dois miligramas de levedura granulada seca foram fornecidos como alimento para os organismos no início do teste, sendo esse processo repetido após 14 dias do início. Os recipientes foram fechados hermeticamente durante o período de teste, exceto quando foram abertos semanalmente para renovação do ar, ajuste da umidade do solo (adição de água destilada com base na perda de peso), ou na reposição do alimento. Após 28 dias, o conteúdo de cada unidade experimental foi submerso em água destilada contendo tinta preta, dessa forma,

as unidades experimentais contendo os indivíduos flutuantes vivos foram fotografadas em alta resolução. As imagens foram analisadas usando o software computacional ImageJ® para a contabilização o número de juvenis gerados durante o experimento.

2.5 ANÁLISE DE DADOS

A homocedasticidade e a normalidade dos dados dos testes de toxicidade crônica sobre *F. candida* foram verificadas pelos testes de Bartlett e Kolmogorov-Smirnov, respectivamente. Em seguida, os resultados dos testes foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e, quando diferenças significativas ($p < 0.05$) foram detectadas, os tratamentos com diferentes concentrações de imidacloprido foram comparados com o tratamento controle por meio do teste de Dunnett, utilizando o software Statistica 7.0®. Desta maneira, foram determinadas a maior concentração testada sem efeito observado (NOEC) e a menor concentração testada com efeito observado (LOEC) para imidacloprido nos solos com as diferentes doses de lodo. As concentrações de efeito que causaram redução de 50% na reprodução (EC_{50}) em cada cenário de exposição ao lodo (diferentes doses) foram estimadas utilizando modelos de regressão não-linear pré-definidos pela Environmental Canada (2007) no software Statistica 7.0®.

3 RESULTADOS

3.1 TESTE DE REPRODUÇÃO

No ensaio de toxicidade crônica de colêmbolos *F. candida*, houve reduções significativas ($p < 0,05$) na reprodução da espécie na presença de imidacloprido, independentemente da dose de lodo testada (Figura 1). Entretanto, apenas no tratamento L0 (solo sem aplicação de lodo), houve diferença significativa entre as todas concentrações de imidacloprido e o controle. O efeito do imidacloprido sobre a reprodução de colêmbolos foi observado em diferentes concentrações, no entanto, a partir da concentração C3 foi observado efeito tóxico para os colêmbolos em todas as doses de lodo. Além disso, para as duas maiores doses de lodo avaliadas (L4 e L5), o efeito tóxico foi verificado a partir da segunda concentração do i.a. (C2). Assim, verificou-se um valor de NOEC de $< 0,25$ mg/kg, na dose de lodo L0 (sem lodo), de 0,25 mg/kg nas doses de lodo de L4 e L5 e de 0,5 mg/kg nas doses de lodo L1, L2 e L3. Os valores de LOEC foram identificados nas concentrações de imidacloprido de 0,25 mg/kg no lodo L0, 0,5 mg/kg nos lodos L4 e L5 e 1 mg/kg nos lodos L1, L2 e L3. A Figura 1 ilustra os resultados do ensaio de reprodução.

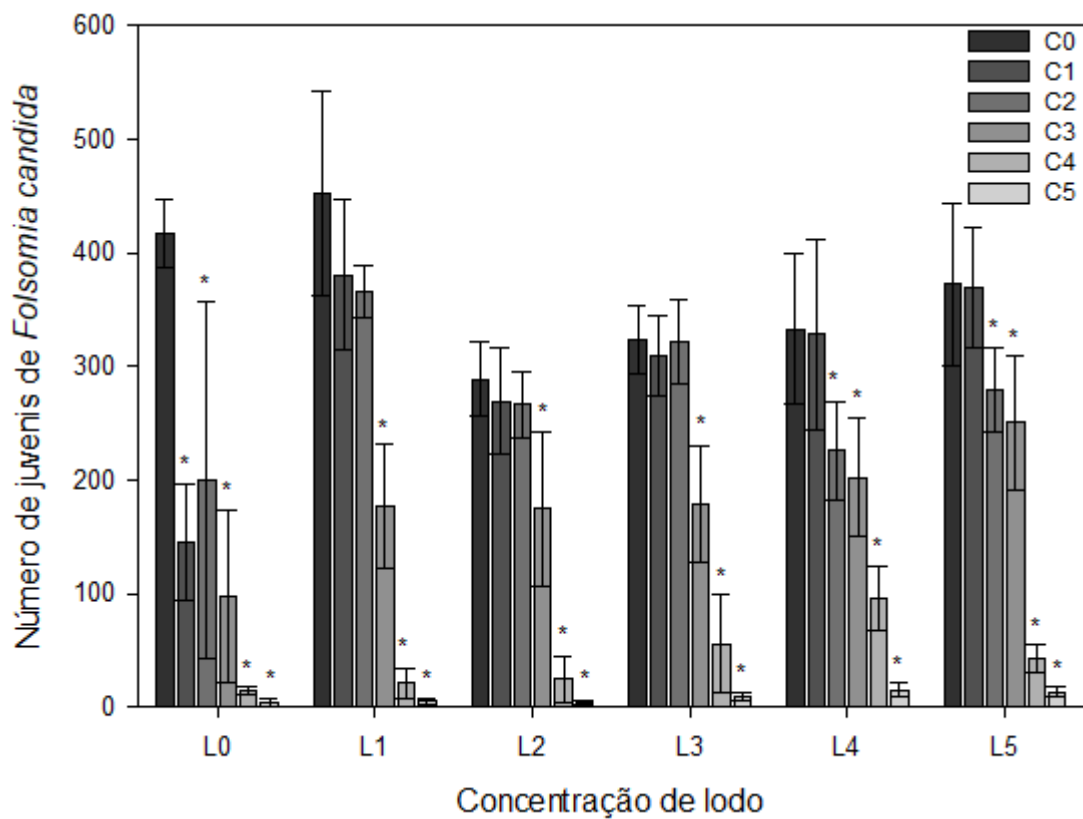


Figura 1. Número médio de juvenis de colêmbolos *Folsomia candida* encontrados em Latossolo vermelho tratado com lodo de ETE e exposto a concentrações crescentes de imidacloprido, após 28 dias. Asterisco (*) indica redução significativa no número de juvenis, comparado ao controle ($p < 0,05$) pelo teste de Dunnett. (\top) Desvio padrão. (L0-L5) diferentes doses de lodo. (C0-C5) diferentes concentrações de imidacloprido.

Observou-se que os valores estimados das concentrações de efeito que causaram redução de 50% na reprodução (EC_{50}) de *F. candida* foram de 0,349 mg/kg, 0,940 mg/kg, 1,083 mg/kg, 1,108 mg/kg, 1,069 mg/kg e 1,231 mg/kg, nas doses de lodo L0, L1, L2, L3, L4 e L5, respectivamente (Figura 2).

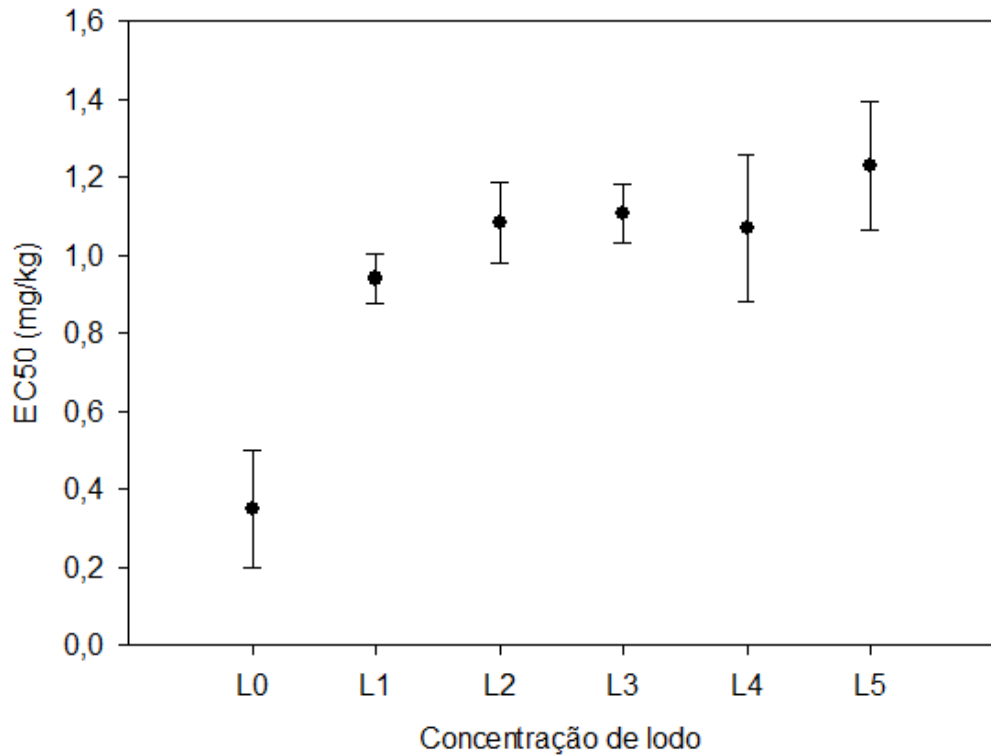


Figura 2. Parâmetro ecotoxicológico (EC_{50}) calculado com base em teste de reprodução com colêmbolos *Folsomia candida*, expostos à concentrações crescentes de imidacloprido em Latossolo vermelho tratado com doses crescentes de lodo.

O número médio de juvenis encontrados para a dose do agrotóxico C0 (controle) foi de 416, 452, 289, 323, 333 e 372, nas doses de lodo L0 (controle), L1, L2, L3, L4 e L5, respectivamente, indicando que, com exceção da primeira dose de lodo testada (L1), é possível que a presença do lodo em altas quantidades possa afetar o desempenho reprodutivo da espécie no solo (Figura 3). Por outro lado, em cenários onde há a presença do agrotóxico (C1 a C5), o número médio de juvenis gerados dentro de cada concentração é maior na presença das doses de lodo, indicando um efeito protetor para os colêmbolos em situações de contaminação por imidacloprido.

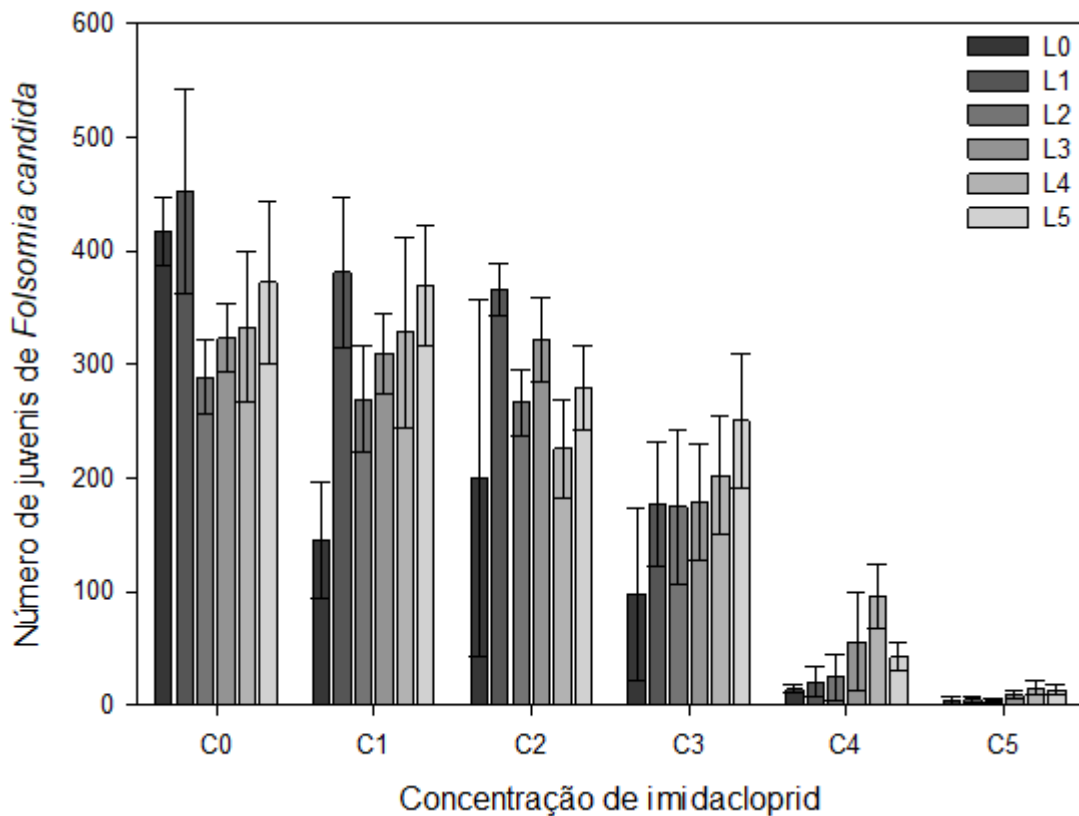


Figura 3. Número médio de juvenis de colêmbolos *Folsomia candida* encontrados em Latossolo vermelho contaminado com concentrações crescentes de imidacloprido e tratado com lodo de ETE, após 28 dias. (⊥) Desvio padrão. (C0-C5) diferentes concentrações de imidacloprido. (L0-L5) diferentes doses de lodo.

4 DISCUSSÃO

Considerando o teste de reprodução de colêmbolos *F. candida*, foi observado que o número de organismos teve reduções significativas na presença de imidacloprido, independente da dose de lodo testada. Essa redução ocorre porque o imidacloprido faz parte do grupo dos neonicotinoides, inseticida neurotóxico que causa toxicidade para uma ampla gama de organismos não-alvos, envolvendo diferentes vias de exposição, por onde penetram no sistema nervoso de organismos não-alvos (TOOMING et al., 2017; DE LIMA E SILVA et al., 2017; van GESTEL et al., 2017; CRESSWELL, 2010). Dessa forma, é altamente tóxico para os invertebrados, como os colêmbolos, causando mortalidade em baixas concentrações (BANDEIRA et al., 2020; SILVA et al., 2017; TOOMING et al., 2017).

No entanto, o efeito negativo na reprodução de *F. candida* foi mais intenso no cenário sem aplicação de lodo (L0) (Figura 1), onde, a menor concentração de imidacloprido testada já causou redução significativa da população. Isto pode indicar que, em solos sem presença de lodo, onde possivelmente a carga de MO e CTC são baixas, o efeito do imidacloprido é mais

expressivo quando comparado a cenários com presença de lodo e maiores cargas de MO. De acordo com alguns autores (BANDEIRA et al., 2020; van GESTEL et al., 2017; MABUBU et al., 2017), o imidacloprido pode causar reduções significativas na reprodução de *F. candida* em concentrações que variaram de 0,06 mg/kg a 1 mg/kg, dependendo das características do solo onde é aplicado, que são semelhantes às concentrações encontradas neste trabalho.

Já na presença das doses de lodo (L1 a L5), o efeito do imidacloprido na reprodução de *F. candida* foi menos intenso, quando comparado a dose L0 (Figura 1), visto que a redução significativa foi observada apenas em doses superiores do agrotóxico (C2 para L4-L5, e C3 para L1-L3). Este efeito de atenuação da toxicidade está provavelmente ligado à maior adsorção da molécula do i.a. à MO adicionada pelas doses de lodo de ETE no solo (SANZ-SANTOS et al., 2021). Rojas et al. (2014) verificaram que a adição de MO no solo é um dos principais responsáveis pelo processo de adsorção dos agrotóxicos, como o imidacloprido por exemplo. A adsorção do imidacloprido no solo eleva-se com o aumento do seu conteúdo de MO (LIU et al. (2006) e MATTOS et al. (2013)), corroborando os resultados aqui encontrados.

Com base nos valores de EC_{50} , verificou-se que o efeito do imidacloprido foi de 2,7 a 3,5 vezes mais intenso na ausência de lodo no solo (L0) (Figura 2), em relação ao cenário onde doses de lodo aplicadas, confirmando que a aplicação de lodo no solo, em todas as doses avaliadas neste estudo, diminui o efeito tóxico do imidacloprido sobre a reprodução dos organismos teste.

Alguns estudos avaliaram a reprodução de *F. candida* em solos submetidos ao imidacloprido (BANDEIRA et al., 2020; OGUNGBEMI e van GESTEL 2018; van GESTEL et al. 2017; MABUBU et al. 2017; ALVES et al. 2014), indicando valores de EC_{50} com variação entre 0,09 mg/kg e 1,04 mg/kg, os quais são similares aos verificados neste trabalho, sendo que as maiores concentrações de efeito foram obtidas sob solos com maiores teores de MO. Dessa forma, considerando que a adsorção do imidacloprido provavelmente aumenta com a maior presença de MO e conseqüentemente reduz a ação tóxica deste i.a. sobre as espécies edáficas (MATTANA et al., 2014; SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2004), de forma geral, pode-se dizer que boa parte dos efeitos tóxicos causado pela molécula do i.a. para os invertebrados não-alvo no solo pode ser reduzida através da aplicação de doses de lodo de ETE.

Apesar de o efeito “protetor” do lodo sobre o efeito tóxico do imidacloprido para *F. candida* ter ocorrido em todas as doses testadas e os valores de EC_{50} terem aumentado com o aumento da dose, não houve diferença significativa entre os valores de EC_{50} estimados para as doses de L1 a L5 (Figura 2). Alguns autores (FERNÁNDEZ-BAYO et al., 2015; LIU et al., 2006; COX et al., 2004; COX et al., 1997) demonstraram que solos com teores de MO que

variam de 1,9% a 5,34% a mais que o solo original, podem adsorver de 3 até 10 vezes mais imidacloprido. No entanto, a adsorção de imidacloprido no solo também é dependente da sua dose aplicada e das propriedades do solo (NEMETH-KONDA et al., 2002), como o teor de carbono orgânico e água (PAPIERNIK, 2006; COX et al., 1998; COX et al., 1997), assim como também tem sido verificado um papel secundário da textura do solo nos processos de sorção e toxicidade deste i.a. (ZHANG et al., 2018; BANDEIRA et al., 2020; BERNARDINO et al., 2021).

Visto que neste estudo o tipo de solo, a umidade do solo e qualidade da MO (do solo e do lodo) foram padronizados para todos os tratamentos, acredita-se que estes fatores podem ter pouca ou nenhuma influência sobre os resultados encontrados. Por outro lado, visto que foram testadas concentrações relativamente baixas do inseticida (variando de 0,25 a 4 mg/kg), é possível que a quantidade de sítios adsorptivos do solo + lodo não tenham sido saturados pela quantidade de molécula aplicada, mesmo para a massa da menor dose de lodo testada (20 g lodo/kg de solo seco) e maior concentração de i.a. testada (4 mg/kg), possibilitando assim uma retenção similar do imidacloprido entre as diferentes doses de lodo avaliadas.

O número médio de juvenis encontrados no tratamento controle para o agrotóxico (C0), com exceção da primeira dose de lodo testada (L1), mostrou que a presença de lodo em altas quantidades prejudicou o desempenho reprodutivo da espécie no solo (Figura 3), em um solo livre da presença de agrotóxicos. Por outro lado, em todos cenários de contaminação por imidacloprido no solo (de C1 a C5), verificou-se que a presença das doses de lodo gerou um aumento do número de juvenis (dentro de cada concentração do agrotóxico), em relação ao tratamento controle de lodo.

Com bases nestes resultados pode-se prever que, em situações onde não há presença do agrotóxico no solo, e o lodo de ETE é utilizado para fins de manutenção da fertilidade, entre outras finalidades (DINIZ; MELO, 2019; ALCAÑIZ et al., 2018; SAMOLADA; ZABANIOTOU, 2014), deve-se ter atenção com a dose de lodo aplicada, uma vez que acima de determinadas doses (no caso deste estudo 40g/kg), podem ocorrer efeitos negativos do resíduo para os colêmbolos, em relação à condição original do solo. Este efeito negativo do lodo no solo já foi demonstrado por alguns autores (FYTILI e ZABANIOTOU, 2008; ALVARENGA et al., 2017; ROIG et al., 2012; TAKAMATSU, 1995), onde verificaram que a sua utilização em solos agrícolas pode acarretar em problemas devido à presença de cargas poluentes orgânicos em sua composição, ocasionando o acúmulo desses poluentes e elementos potencialmente tóxicos, podendo assim, afetar a microbiota e fauna do solo.

Por outro lado, ficou evidente que, em situações onde há contaminação por imidacloprido no solo (mesmo em concentrações baixas), há um efeito benéfico de qualquer uma das doses de lodo testadas para os colêmbolos no solo (Figura 3). Dessa forma, é plausível dizer que a aplicação de agrotóxico no solo apresentou maior toxicidade para *F. candida* que a aplicação de lodo.

Alguns estudos indicam que em solos contendo lodo de ETE, os inseticidas podem ser adsorvidos à MO presente no lodo, sendo a carga orgânica um dos mais importantes componentes dos solos neste processo, onde, juntamente com os argilominerais, pode haver redução da toxicidade para as espécies terrestres e aquáticas (ULERY et al., 2017; ROJAS et al., 2014; RONQUIM, 2010; LIANG et al., 2006; SPADOTTO; RIBEIRO, 2006; WEHTJE et al., 2000; SENESI et al., 1996). Dessa forma, a MO do lodo é, provavelmente, o principal componente nos solos a contribuir para a adsorção de agrotóxicos, como o imidacloprido (ROJAS et al., 2014). No entanto, a utilização do lodo de ETE deve estar atrelada com a adesão de tecnologias que objetivem alcançar um aumento da retenção de patógenos, controle de odores e a remoção dos compostos e poluentes tóxicos (KELESSIDIS; STASINAKIS, 2012), com a finalidade de não prejudicar o desempenho reprodutivos dos organismos edáficos, como os colêmbolos da espécie *F. candida*.

5 CONCLUSÃO

O ensaio toxicológico indica que o imidacloprido causou mortalidade e reduziu a reprodução de colêmbolos *F. candida* em todas as concentrações testadas, onde, os efeitos tóxicos foram mais significativos de acordo com o aumento da dose aplicada. No entanto, a aplicação de lodo de ETE reduziu a ação tóxica de imidacloprido sobre a reprodução dos organismos, independente da dose testada, provocando assim, uma ação protetora aos mesmos. Além disso, não houve diferença significativa entre as doses de lodo aplicadas que causaram redução de 50% na reprodução dos colêmbolos.

Dessa forma, a aplicação de lodo de ETE em solos agrícolas pode atuar na adsorção de imidacloprido, reduzindo sua ação tóxica sobre a população edáfica do solo. Porém, a sua utilização deve ser controlada, de modo a não prejudicar organismos edáficos, bem como a contaminação e a poluição ambiental.

6 REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

ALCAÑIZ, M. et al. (2018). **Effects of prescribed fires on soil properties: A review.** Science of the Total Environment 613–614, 944–957.

ALVARENGA, P. et al. (2017). **Recycling organic wastes to agricultural land as a way to improve its quality: A field study to evaluate benefits and risks.** Waste Management, 61, 582–592.

ALVES, P. R. L. et al. (2014). **Seed dressing pesticides on springtails in two ecotoxicological laboratory tests.** Ecotoxicology and Environmental Safety, 105, 65–71.

ALVES P. R. L. et al. (2013). **Earthworm ecotoxicological assessments of pesticides used to treat seeds under tropical conditions.** Chemosphere 90:2674–2682.

ATTANASIO, C. M. et al (2006). **Adequação Ambiental de Propriedades Rurais, Recuperação de Áreas Degradadas, Restauração de Matas Ciliares.** USP, Piracicaba, 65 p.

BANDEIRA, F. O. et al. (2020). **Toxicity of imidacloprid to the earthworm *Eisenia andrei* and collembolan *Folsomia candida* in three contrasting tropical soils.** J Soils Sediments 20, 1997–2007.

BERNARDINO, M. M. et al.(2021). **Ecotoxicity of imidacloprid to soil invertebrates in two tropical soils with contrasting texture.** Environ Sci Pollut Res (2021).

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.) (2006). **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura.** Embrapa, Jaguariúna, 25-36.

BOEIRA, R. C. (2006). **Lodo de esgoto como fertilizante em culturas anuais: acidez do solo.** Embrapa, Jaguariúna.

BOEIRA, R. C. et al (2002). **Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 37, n. 11, 1639-1647.

COX, L. et al. (2004). **Influence of organic amendments on sorption and dissipation of imidacloprid in soil.** International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 84:1-3, 95-102.

COX, L. et al (1998). **Influence of soil properties on sorption-desorption of imidacloprid.** Journal of Environmental Science & Health – Part B (Pesticides), vol. 33, n. 2, 123-134.

COX, L. et al (1997). **Sorption-desorption of imidacloprid and its metabolites in soils.** Journal of Agricultural & Food Chemistry, vol. 45, n. 4, 1468-1472.

CRESSWELL, J. E. (2010). **A meta-analysis of experiments testing the effects of a neonicotinoid insecticide (imidacloprid) on honey bees.** Ecotoxicology, 20(1), 149–157.

DE LIMA E SILVA, C. et al (2017). **Comparative toxicity of imidacloprid and thiacloprid to different species of soil invertebrates.** Ecotoxicology, 26(4), 555–564.

DINIZ, M. A. O. M.; MELO, D. C. P (2019). **Potential use of WWTP sludge in civil construction in Recife/PE.** Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais, v.10, n.5, 187-203.

ENVIRONMENTAL CANADA (2007). **Guidance Document on Statistical Methods for Environmental Toxicity Test. Environmental Protection Series.** Environmental Canada, Ottawa.

FERNÁNDEZ-BAYO, J. D. et al. (2015). **Winery vermicomposts to control the leaching of diuron, imidacloprid and their metabolites: Role of dissolved organic carbon content.** Journal of Environmental Science and Health, Part B, 50:3, 190-200.

FYTILI, D.; ZABANIOTOU, A (2008). **Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods-A review.** Renewable and Sustainable Energy Reviews, Elsevier, vol. 12(1), 116-140.

GOMES, B. V. et al (2007). **Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Agriambi, Campina Grande, v.11, n.5, 459–465.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. (2019). **Relatório de comercialização de agrotóxicos.** Disponível em: <http://ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>. Acesso em: 16 abr. 2020.

ISO - International Organization for Standardization (2012). ISO 11267. **Soil quality -Inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants.** Geneva: ISO 2012.

JACTEL, H., et al (2019). **Alternatives to neonicotinoids.** Environment International, 129, 423–429.

KELESSIDIS, A.; STASINAKIS, A. S (2012). **Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries.** Waste Management, 32(6), 1186–1195.

LIANG, B., et al. (2006). **Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils.** Soil. Science Society of America Journal, 70(5), 1719.

LIU, W. et al (2006). **Sorption and Degradation of Imidacloprid in Soil and Water.** Journal of Environmental Science and Health Part B, 41, 623–634.

MABUBU, J. I. et al (2017). **Ecotoxicity of the Neonicotinoid Insecticides Imidacloprid and Thiacloprid to the Soil-Dwelling Arthropod *Folsomia candida* (Collembola).** Journal of the Kansas Entomological Society 90(4), 323-333.

MATTANA, S. et al (2014). **Sewage sludge processing determines its impact on soil microbial community structure and function.** Applied Soil Ecology, 75, 150–161.

MATTOS, M. L. T. et al. (2013). **Persistência do inseticida imidacloprido em Planossolo Háplico Eutrófico cultivado com arroz irrigado por inundação.** Embrapa, Florianópolis, 4 p.

NEMETH-KONDA, L., et al. (2002). **Sorption behaviour of acetochlor, atrazine, carbendazim, diazinon, imidacloprid and isoproturon on Hungarian agricultural soil.** Chemosphere, 48 (5), 545–552.

OGUNGBEMI, A. O.; van GESTEL, C. A. M. (2018). **Extrapolation of imidacloprid toxicity between soils by exposing *Folsomia candida* in soil pore water.** Ecotoxicology. 27, 1107-1115.

OLIVEIRA, R. S. et al. (2000). **Sorption of imidacloprid and its metabolites on tropical soils.** Journal of environmental science and health. Part. B, Pesticides, food contaminants, and agricultural wastes. 35. 39-49.

PAPIERNIK, S. K. et al (2006). **Sorption-desorption of imidacloprid and its metabolites in soil and vadose zone materials.** Journal. Agricultural Food Chemistry, 54, 8163-8170.

PEREIRA, M. S. (2015). **Utilização de lodo de esgoto na agricultura – Revisão bibliográfica.** Revista Brasileira de Gestão Ambiental GVAA, Pombal, v. 9 n. 1, 01-08.

PIETRZAK D. et al. (2020). **Fate of selected neonicotinoid insecticides in soil–water systems: current state of the art and knowledge gaps.** Chemosphere 255:126981.

QUINTANA, N. R. G. et al. (2009). **Viabilidade econômica do uso de lodo de esgoto na agricultura, estado de São Paulo.** Informações econômicas, São Paulo, v.39, n.6.

RÉVEILLÉ, V. et al (2003). **Characterisation of sewage sludge-derived organic matter: lipids and humic acids.** Université Paris, Organic Geochemistry 34, 615-627.

ROIG, N. et al (2012). **Long-term amendment of Spanish soils with sewage sludge: Effects on soil functioning.** Agriculture, Ecosystems & Environment, 158, 41–48.

ROJAS, R. et al. (2014). **Characterization of sorption processes for the development of low-cost pesticide decontamination techniques.** Science of the Total Environment 488–489, 124–135.

RONQUIM, C. C. (2010). **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais.** Embrapa, Campinas, 30 p.

SAITO, M. L (2007). **O uso do lodo de esgoto na agricultura: precauções com os contaminantes orgânicos.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 64, 35 p.

SAMOLADA, M. C.; ZABANIOTOU, A. A. (2014). **Comparative assessment of municipal sewage sludge incineration, gasification and pyrolysis for a sustainable sludge-to-energy management in Greece.** Waste Management, 34(2), 411–420.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A. et al (2004). **Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter.** Waste Management, 24(4), 325–332.

SANZ-SANTOS E. et al. (2021). **Application of Sludge-Based Activated Carbons for the Effective Adsorption of Neonicotinoid Pesticides.** Applied Sciences.; 11:3087.

SCHERER, E. E. et al. (2007). **Propriedades químicas de um latossolo vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos.** Rev. Bras. Ciênc. Solo, vol.31, n.1

SENESI, N. et al (1996). **Humic-like substances in organic amendments and effect on native soil humic substances.** In: Piccolo, A. (Ed.), Humic Substances in Terrestrial Ecosystems. Elsevier, Amsterdam, 531–593.

SILVA, C. L. et al (2017). **Comparative toxicity of imidacloprid and thiacloprid to different species of soil invertebrates.** Ecotoxicology 26, 555–564.

SPADOTTO, C. A.; RIBEIRO, W. C. (2006). **Gestão de resíduos na agricultura e agroindústria.** Botucatu: FEPAF, 319 p.

TAKAMATSU A. A (1995). **Avaliação da biolixiviação de metais pesados por bactérias do gênero *Thiobacillus* em lodos biológicos para utilização agrícola como fertilizante.** Dissertação, UFP, Curitiba.

TOOMING, E. et al. (2017). **Behavioural effects of the neonicotinoid insecticide thiamethoxam on the predatory insect *Platynus assimilis*.** Ecotoxicology, 26(7), 902–913.

ULERY, A. L. et al. (2017). **Fire effects on cation exchange capacity of California forest and woodland soils.** Geoderma, 286, 125–130.

van GESTEL, C. A. et al. (2017) **Multigeneration toxicity of imidacloprid and thiacloprid to *Folsomia candida*.** Ecotoxicology 26, 320–328.

VIEIRA, C. E. D. et al (2018). **DNA damage and oxidative stress induced by imidacloprid exposure in different tissues of the Neotropical fish *Prochilodus lineatus*.** Chemosphere. 195, 125-134.

VIEIRA, R. F. et al. (2004). **Utilização de lodo de esgoto na cultura de soja.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 26 p.

WEHTJE, G. et al. (2000). **Pesticide retention by inorganic soil amendments.** Weed Science, 48(2), 248–254.

WERTHER, J., OGADA, T. (1999). **Sewage sludge combustion.** Progress in Energy

and Combustion Science, 25(1), 55–116.

ZHANG P., et al. (2018). **Sorption, desorption and degradation of neonicotinoids in four agricultural soils and their effects on soil microorganisms.** Science of The Total Environment 615:59–69.