

USO DE LODO BIOLÓGICO NO CULTIVO DE TOMATE E SUA INFLUÊNCIA NA CONCENTRAÇÃO RESIDUAL DE TEBUCONAZOL E NA ATIVIDADE MICROBIANA

Data de submissão: 20/06/2024

Data de aceite: 01/08/2024

Giani Mariza Britzius Barwald

Instituto Federal Sul-rio-grandense -
IFSUL
Pelotas - RS
<http://lattes.cnpq.br/0429818788026737>

Daniel Ricardo Arsand

Instituto Federal Sul-rio-grandense -
IFSUL
Pelotas - RS
<http://lattes.cnpq.br/2243464346389170>

Sabrina Manke Schwanz

Instituto Federal Sul-rio-grandense -
IFSUL
Pelotas - RS
<http://lattes.cnpq.br/4441895788530631>

concentrações de lodo biológico e o tebuconazol foi aplicado em diferentes concentrações, conforme planejamento experimental. Foram determinadas as concentrações residuais de tebuconazol no solo e no tomate, bem como a respiração basal e o carbono da biomassa microbiana no solo. Os resultados mostraram que o lodo biológico da indústria do arroz em estudo destinado ao cultivo do tomate aumenta a qualidade do solo, embora não interferiu nos resíduos do tebuconazol no solo e no tomate durante os experimentos.

PALAVRAS-CHAVE: lodo industrial tratado, atividade microbiana no solo, resíduos de tebuconazol.

RESUMO: O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência do uso de lodo biológico de estação de tratamento de efluentes de indústria do arroz no cultivo do tomate e sua influência na concentração residual de tebuconazol no tomate e no solo, bem como sua influência na atividade microbiana do solo. Os experimentos foram realizados durante 90 dias aplicando um delineamento central composto (DCC) totalizando 10 experimentos. Mudanças de tomateiro foram cultivadas em solo contendo diferentes

USE OF BIOLOGICAL SLUDGE IN TOMATO CULTIVATION AND ITS INFLUENCE ON RESIDUAL CONCENTRATION OF TEBUCONAZOLE AND MICROBIAL ACTIVITY

ABSTRACT: The aim of this work was evaluate the influence of the use of biological sludge from wastewater treatment plant of a rice industry in tomato cultivation and its influence on residual concentration of tebuconazole in tomato and soil, and its

influence on the microbial activity of the soil. The experiments were carrying out during 90 days applying a composite central design (CCD) totalizing 10 experiments. Tomato seedlings were cultivated in soil containing different concentrations of biological sludge and tebuconazole was applied in different concentrations, according to experimental design. Residual concentrations of tebuconazole in tomato and soil as well basal respiration and carbon microbial biomass in soil were determined. The results showed the biological sludge from rice industry destined to tomato cultivation increase the quality of soil, although it did not interfere with tebuconazole residues in the soil and tomatoes during the experiments.

KEYWORDS: treated industrial sludge, microbial activity in the soil, tebuconazole residues.

INTRODUÇÃO

No cenário agrícola mundial o tomate (*Solanum lycopersicum*) é considerado como uma das culturas mais expressivas, consumido principalmente *in natura*. Devido à alta incidência e susceptibilidade a pragas e doenças, o tomateiro é uma das culturas de maior consumo de agrotóxicos por área cultivada (EPAGRI, 2022). O uso de substâncias químicas nessa cultura tem sido mencionado como um dos grandes problemas relacionados à qualidade do fruto (ARIAS et al., 2014). O Brasil é classificado pela Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO) como um dos países com maior uso de agrotóxicos já na década passada (ALVES et al., 2010). Os danos ambientais provocados pelos agrotóxicos não se restringem somente à contaminação dos recursos naturais, estes produtos também acarretam sérios problemas à saúde humana. Agricultores e consumidores são afetados devido aos teores usados acima do Limite Máximo de Resíduos (LMR) (OSHITA, 2015).

No cultivo do tomate, o tebuconazol (TEB) é um dos agrotóxicos mais utilizados. Este fungicida pertence ao grupo dos triazóis e é utilizado para a prevenção e controle da pinta-preta (*Alternaria solani*) e da septoriose (*Septoria lycopersici*) (AGROFIT, 2016).

O TEB é um fungicida hidrofóbico com baixa solubilidade em água e lenta degradação no solo, apresentando elevada persistência, podendo ser maior que 365 dias, além de um alto valor de coeficiente de adsorção (K_{oc}) (ÁLVAREZ-MARTIN et al., 2016).

O conhecimento dos processos relacionados ao comportamento dos agrotóxicos é importante para avaliar riscos de contaminação ambiental. A degradação, biótica ou abiótica, é um processo fundamental para atenuação dos níveis de resíduos de agrotóxicos no solo (SHUAI et al., 2012) e resulta na minimização dos impactos ambientais, bem como na melhor qualidade dos produtos agrícolas e na redução dos seu danos (TOLEDO, 2015). As propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, tais como pH, teor de carbono orgânico e atividade microbiana, são de grande importância no estudo da degradação de agrotóxicos no solo, pois influenciam sua taxa de degradação (MUELLER et al., 2010; LOURENCETTI et al., 2012). O uso de sistemas de biorremediação com o uso de bactérias e fungos obtidas em vermicompostagem (DIAZ et al., 2016) e microrganismos presentes em lodos tratados

tem mostrado elevada atividade microbiana e potencial de biodegradação de compostos orgânicos (BOHM et al., 2016). Alguns estudos obtiveram resultados satisfatórios com o emprego de bactérias *Acinetobacter* sp como degradadora de herbicidas presentes no solo. Essas bactérias se alimentam dos pesticidas que vão se depositando de forma a acelerar o processo natural de biodegradação (COLLA et al., 2008).

O lodo biológico é um resíduo gerado pela maioria das indústrias, e em grande quantidade, no tratamento de seus efluentes. A presença de teores significativos de nitrogênio e fósforo, além de altos teores de matéria orgânica no lodo biológico favorece a destinação deste resíduo na agricultura, atuando como fonte de nutrientes necessários para as plantas (QI LIANG et al., 2014).

Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar a destinação de lodo biológico proveniente de arrozeira em solo para cultivo de tomates e sua influência na concentração residual de TEB neste meio, no tomate e na atividade microbiana do solo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Insumos

As mudas de tomate foram obtidas no comércio local. O lodo biológico utilizado foi originário de reator biológico anaeróbio de uma arrozeira localizada no município de Pelotas/RS.

Utilizou-se como fonte de TEB o produto químico Folicur 200 EC[®], obtido no comércio local com a concentração de 200 g.L⁻¹ de ingrediente ativo.

Todos os reagentes utilizados foram de grau analítico de pureza e todas as soluções foram preparadas utilizando água ultrapura (Milipore[®], Molsheim, França). As soluções-padrão foram preparadas pouco tempo antes das análises, os padrões foram obtidos da Sigma-Aldrich[®] (Munique, Alemanha). Acetonitrila grau HPLC (JT Baker[®], Cidade do Mexico, Mexico), ácido acético, ácido fórmico, MgSO₄ e NaCl (Sigma-Aldrich[®], Monique, Alemanha) foram usados para o clean up e metodologia analítica.

Amostragem e *clean up*

As amostras de tomate foram extraídas com base em estudo realizado por Anastassiades et al. (2003): 10 g de amostra previamente homogeneizada foram colocadas num tubo de centrífuga de polipropileno (50 mL); em seguida, foram adicionados 100 µL de ácido acético e 10 mL de acetonitrila e a mistura foi agitada a mão durante 15 s; após, foi agitada vigorosamente num agitador de laboratório durante 1 min; 4 g de sulfato de magnésio anidro e 1 g de cloreto de sódio foram adicionados e a mistura foi imediatamente agitada por 15 s; depois deste procedimento, foi agitada vigorosamente num agitador de laboratório durante 1 min e centrifugado a 5000 RPM durante 5 min. Para a limpeza,

1,5 mL do sobrenadante foi transferida para um frasco de centrífuga contendo 25 mg de adsorvente PSA e 150 mg de $MgSO_4$ anidro; foi agitada em vórtice durante 1 min, seguida de centrifugação a 4000 RPM durante 5 min. O extrato foi transferido para um frasco para análises subsequentes. Exatidão e precisão foram estudadas e amostras em branco foram incrementadas em três níveis (0,001; 0,005 e 0,01 $mg.kg^{-1}$) e submetido ao procedimento de extração. Recuperações entre 101 e 115%, com desvio padrão relativo (RSD) inferior a 18% foram alcançados.

As amostras de solo foram extraídas segundo método adotado por Arias et al., (2014). Uma amostra de 10 g de solo seco foi colocada num tubo de centrífuga de polipropileno (50 mL) e, em seguida, foram adicionados 100 μL de ácido acético e 10 mL de acetonitrila e a mistura foi agitada por 15 s; depois disso, foi agitada vigorosamente por 1 min; 4 g de sulfato de magnésio anidro e 1 g de cloreto de sódio foram adicionados à mistura que foi agitada durante 15 s. Posteriormente, foi agitada vigorosamente por 1 min; centrifugado a 5000 RPM durante 5 min. Para a otimização de limpeza utilizou-se 50 mg de quitosana e 150 mg de $MgSO_4$ adicionados a 2 mL do extrato, seguida de agitação por 1 min e centrifugação a 4000 RPM por 5 min. O extrato foi transferido para um frasco para subseqüente determinação cromatográfica. A exatidão e precisão foram estudadas e amostras em branco foram incrementadas em dois níveis (0,005 e 0,01 $mg.kg^{-1}$) e submetidos ao processo de extração. Recuperações entre 82 e 102%, com desvio padrão relativo (RSD) inferiores a 13% foram alcançados.

Métodos analíticos

TEB foi analisado com auxílio de cromatografia líquida (LC-MS/MS) com detecção em espectrometria de massa acoplada com auxílio de equipamento Waters Alliance 2695 Separations Module (Waters, Milford, EUA) equipado com amostrador automático, desgaseificador de membrana e uma bomba quaternária. A espectrometria de massa foi realizada no equipamento Micromass Quattro micro API (Waters, Milford, EUA) com uma interface ESI.

As Condições da LC-MS/MS foram baseadas nos parâmetros adotados por Caldas et al. (2010). Foi usada uma coluna analítica XTerra 3,5 mm de tamanho de partícula (50x3 mm i.d.) (Waters, Milford, MA, EUA), e a composição da fase móvel foi acetonitrila: água (52:48, v/v), acidificada com 0,1% de ácido fórmico com um caudal constante de 0,4 $mL.min^{-1}$. O tempo total da corrida foi de 5 minutos com voltagem de 3,5 kV, com nebulizador e dessolvatação (gás de secagem), os fluxos foram fixados em 350 e 150 $L.h^{-1}$, respectivamente; no bloco de origem e dessolvatação as temperaturas foram 120 e 350°C, respectivamente. As transições m/z 308 > 70 com uma tensão de cone 40 V e energia de colisão 20 eV, m/z 308 > 124,9 usando uma tensão de cone 30 V e energia de colisão de 40 eV foram selecionados para o modo de reação múltipla monitoramento (MRM), devido à

sua alta estabilidade e intensidade. As amostras foram quantificadas por meio de curvas de calibração matrizes combinadas ($r > 0,99$) que variaram 0,001-0,1 mg.kg⁻¹. O limite mínimo de quantificação (LOQ) de amostras de resíduo no tomate e no solo foi de 0,001 mg.kg⁻¹.

A respiração basal foi determinada por meio da quantificação de CO₂ liberado no processo de respiração microbiana durante 28 dias. Conforme método utilizado por Bohm et al. (2016), o CO₂ foi quantificado por titulometria, com solução de HCl 1 mol.L⁻¹, após a adição de solução de BaCl₂ (25% m/v) e 3 gotas de fenolftaleína (1%) como indicador. A quantidade de CO₂ liberada em cada tratamento e período de avaliação foi calculada pela equação (1).

$$BR = (VPB - VA) \cdot Mac \cdot Eq.C - CO_2 \text{ } [\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}] \quad (1)$$

Sendo: VPB= volume de HCl gasto na prova em branco; VA= Volume de HCl gasto na amostra; Mac= concentração do HCl; Eq. C-CO₂ = equivalente grama do C-CO₂. Os resultados foram expressos em μg CO₂ g⁻¹.h⁻¹.

Os teores de carbono da biomassa microbiana (CBM) foram determinados baseando-se no método adotado por Bohm et. al. (2016). Amostras de 40 g de substrato foram pesadas (para cada tratamento foi corrigido o peso de acordo com a umidade); colocou-se uma das amostras em placas de Petri e a outra em frasco *snap-cap* de 100 mL; irradiou-se a amostra da placa de Petri em forno de microondas durante 4 minutos. Transportou-se a amostra irradiada para frasco *snap-cap* de 100 mL e acrescentou-se, tanto nas amostras irradiadas como nas não irradiadas, 50 mL de solução K₂SO₄ 0,5 mol.L⁻¹; agitou-se durante 30 min a 100 RPM (com os *snap-cap* deitados); as amostras foram colocadas em tubos falcon e centrifugados por 10 min (1500 RPM); retirou-se uma alíquota de 25 mL do sobrenadante e colocou-se em frasco erlenmeyer de 250 mL; fez-se uma prova em branco em um erlenmeyer com 25 mL do K₂SO₄ 0,5 mol L⁻¹; adicionou-se 5 mL de K₂Cr₂O₇ 1,25 cmolc.L⁻¹ e 10 mL de H₂SO₄ concentrado e se deixou arrefecer; adicionou-se 50 mL de água destilada e agitou-se. Acrescentou-se 3 gotas do indicador ferroína e se titulou com FeSO₄ 0,25 cmolc.L⁻¹. O CBM foi calculado de acordo com a equação 2.

$$CBM = \frac{(C_i - C_{ni})}{K_c [\mu\text{g} \cdot \text{CO}_2 \text{ g}^{-1}]} \quad (2)$$

Onde: Onde C_i e C_{ni} são o “teor de C” das amostras irradiadas e não irradiadas, respectivamente; e K_c é o fator de correção 0,33 (BOHM et al., 2016).

DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O experimento foi realizado em casa de vegetação na área experimental do IFSul *campus* Pelotas (31°46'00.8»S 52°21'12.6»W). O experimento foi feito com o uso de vasos poliméricos com capacidade de 8 kg cada. A otimização do processo foi realizada utilizando-se planejamento fatorial com análise por superfície de resposta através do modelo Composto Central (CCD). Os parâmetros testados e avaliados foram: quantidade de tebuconazol aplicada e quantidade de lodo adicionado no solo. A quantidade considerada ideal de lodo foi calculada para suprir a necessidade de nitrogênio das plantas. Os experimentos foram de 73 dias na etapa de otimização. A matriz de experimentos resultante totaliza 10 experimentos, sendo: fatoriais (combinações dos níveis +1 e -1), centrais (nível 0) e pontos axiais (+1,41 e -1,41). A análise, bem como a matriz por superfície de resposta, foi realizada com o auxílio do software Statística 10.0. Os fatores, bem como os níveis utilizados no experimento estão apresentados na Tabela 1.

Fatores		Níveis				
		-1,41	-1	0	+1	+1,41
TEB aplicado (g.ha ⁻¹)		0	60	200	340	400
Aplicação de lodo (g.Kg ⁻¹)		0	5	16,5	28	33

Tratamento (n)	TEB aplicado (g.ha ⁻¹)	Lodo aplicado (mg.Kg ⁻¹)
1	(-1)	(-1)
2	(-1)	(1)
3	(1)	(-1)
4	(1)	(1)
5	(-1,41)	(0)
6	(1,41)	(0)
7	(0)	(-1,41)
8	(0)	(1,41)
9	(0)	(0)
10	(0)	(0)

Tabela 1. Planejamento experimental, níveis e fatores utilizados nos tratamentos do experimento.

O fungicida foi aplicado no cultivo 33 dias após o transplante. Aos 40 dias após a aplicação do fungicida coletou-se amostras de solo de 0 a 10 cm de profundidade, com auxílio de uma colher de polímero, para análise residual do tebuconazol, avaliação do carbono da biomassa microbiana e respiração basal. Nesse mesmo período, foram coletados os frutos de tomate para análise residual do tebuconazol.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os teores residuais de TEB no solo variaram de 0,001 a 0,08 mg.kg⁻¹ (tabela 02). Os resultados apresentaram correlação entre os valores de TEB aplicado e o resíduo desse pesticida encontrado no solo (p : 0,000067), porém, a quantidade de lodo utilizada não interfere significativamente no resíduo do TEB mas apresenta alguma interação (p : 0,013725), o que pode ser observado no tratamento 7 onde o maior teor de resíduo no solo ocorreu na ausência de lodo, em outro sentido no tratamento 3 que possui uma dosagem elevada de TEB (340 g.ha⁻¹) e uma dosagem baixa de lodo (5 g.kg⁻¹) resultante em um valor 50% menor de resíduo no solo. Este comportamento foi atribuído ao maior teor de matéria orgânica devido ao uso do lodo nos experimentos e ao seu alto K_{oc} , aumentando a interação entre o TEB e o solo. O modelo resultante (r^2 : 0,894) que realiza o TEB residual no solo considerando o TEB aplicado e a quantidade de lodo utilizado é apresentado na equação 3.

$$TEB_{\text{residual}} = 0.032557 + 0.017049.C_{\text{TEB}} - 0.00847.C_{\text{TEB}}^2 + 0.011403.C_{\text{SLUDGE}}^2 - 0.00444.C_{\text{SLUDGE}} + 0.00575.C_{\text{TEB}} \cdot C_{\text{SLUDGE}} \quad (3)$$

Onde “ TEB_{residual} ” é a concentração residual de TEB; “ C_{TEB} ” é a dosagem de TEB aplicada; e “ C_{SLUDGE} ” é a concentração de lodo biológico utilizado.

Treatamento (n)	Residual de TEB no solo (mg.Kg ⁻¹)	Residual de TEB no tomate (mg.Kg ⁻¹)
1	0,011	0,001
2	0,01	0
3	0,04	0,004
4	0,062	0,005
5	0,001	0
6	0,04	0,07
7	0,08	0,006
8	0,04	0,001
9	0,029	0,039
10	0,036	0,031

Tabela 02. Concentração média de TEB residual no solo e no fruto de tomate cultivado com aplicação de lodo biológico.

Na curva de superfície de resposta para o resíduo TEB no solo (Figura 01) foi observada uma influência direta entre os teores de TEB aplicado e os resíduos do mesmo no solo: os resíduos de TEB foram maiores para as maiores aplicações desse fungicida, porém a dosagem aplicada de 340 ou 400 g.ha⁻¹ não diferiu entre si.

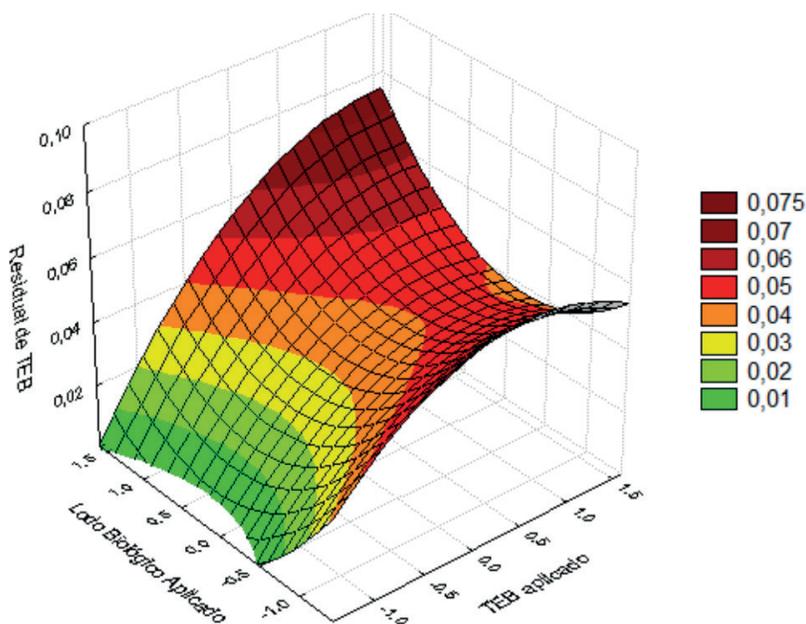


Figura 01. Superfície de resposta do resíduo de TEB no solo.

Maiores resíduos foram obtidos com menores dosagens de lodo biológico aplicado. A presença do lodo biológico durante o cultivo influenciou positivamente na possível degradação do pesticida. Esse resultado corrobora aos com os obtidos em estudos realizados por Alvarez-Martín et al. (2016), no qual a aplicação de lodo industrial obtido do processamento de cogumelos em solos, resultou em menor tempo de degradação de TEB. Para Diaz et al. (2016), TEB é persistente no solo e quando aplicado em altas dosagens afeta a atividade de nitrificação devido ao efeito negativo sobre a população de fungos, resultando em grande faixa de nutrientes disponíveis para bactérias amonificantes. Nesse estudo não foram estudadas em específico o efeito sobre bactérias e fungos isolados, como no estudo realizado por Diaz et al. (2016), mas verificou-se que os resíduos de TEB variaram em função das dosagens aplicadas o que pode estar relacionada com a persistência de populações microbianas no solo conforme mencionado em seus estudos anteriores sobre populações isoladas de bactérias degradantes de pesticidas.

Quanto aos resíduos de TEB no tomate, os resultados variaram de 0 a 0,07 mg.kg⁻¹ (Tabela 02). Verificou-se uma correlação entre os teores de TEB aplicado e os resíduos no fruto (p : 0,003527), bem como as dosagens de lodo biológico adicionados ao solo também evidenciaram influencia nesse resultado (p : 0,001465). O modelo matemático que representa essas relações (r^2 : 0,82028) é apresentado na equação 4.

$$TEB_{residual} = 0.035 + 0.013374.C_{TEB} - 0.00419.C_{TEB}^2 - 0,01994.C_{SLUDGE}^2 - 0.0088.C_{SLUDGE} + 0.00500.C_{TEB}.C_{SLUDGE} \quad (4)$$

Na curva de superfície de resposta dos resíduos de TEB no tomate (Figura 02) foi possível verificar que as maiores aplicações de TEB resultaram em maiores concentrações de resíduos no tomate. A aplicação de 400 g.ha⁻¹ de TEB resultou em teores 0,07 mg.kg⁻¹, em contrapartida a dosagem recomendada 200 g.ha⁻¹ resultou em média 0,035 mg.kg⁻¹. Em relação às dosagens de lodo aplicações de 33 g.kg⁻¹ (tratamento 8) de lodo resultaram em 0,001 mg.kg⁻¹ de resíduo enquanto que a ausência de lodo (tratamento 7) resultou em valor bem maior de resíduo (0,006 mg.kg⁻¹) para uma mesma dosagem de TEB aplicada. Esses teores de resíduos detectados estão todos dentro da faixa limite para resíduos de TEB no tomate, pois segundo AGROFIT (2016) os limites máximos de ase resíduo no Brasil é de 0,1 mg kg⁻¹.

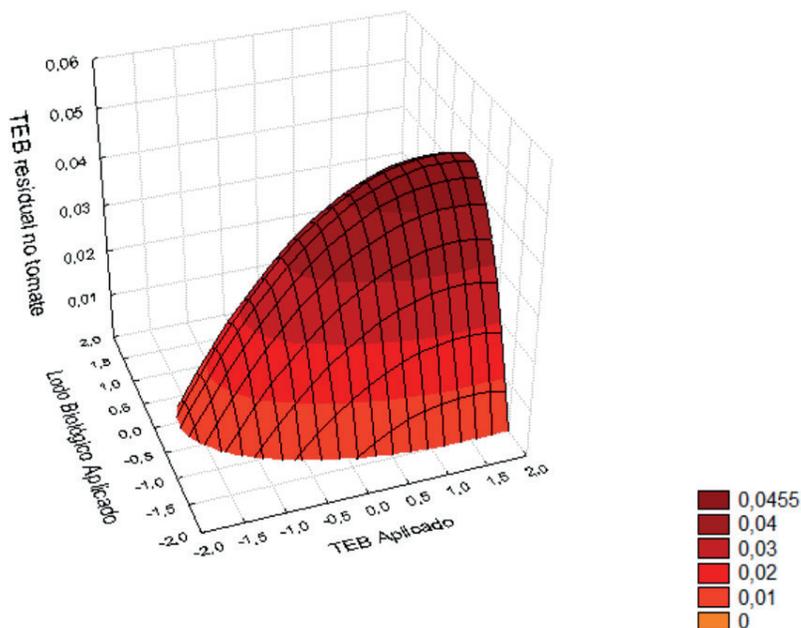


Figura 02. Superfície de resposta do residual de TEB no tomate cultivado com aplicações de diferentes dosagens de aplicação TEB e com uso de lodo biológico no solo.

Na tabela 3 são apresentados os resultados da RB e CBM. As taxas de respiração basal (RB) variaram de 0,306 a 0,683 $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, sendo maiores nos tratamentos 8 e 9 (Tabela 03). Verificou-se uma correlação (p : 0,000375) entre os teores de lodo biológico aplicado e as taxas de RB, porém as dosagens de TEB aplicado não interferiram nessa variável (p : 0,409981). As maiores dosagens de lodo aplicado resultaram em maiores taxas de RB, indicando maior atividade microbiana do solo (Figura 03). O coeficiente de regressão (r^2) foi 0,857 para essa variável.

Tratamento (n)	RB ($\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	CBM ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)
1	0,38118	102,27
2	0,60440	113,64
3	0,42294	90,91
4	0,45466	147,73
5	0,42840	170,45
6	0,50320	147,73
7	0,30578	79,55
8	0,68294	238,64
9	0,65380	113,64
10	0,61070	102,27

Tabela 03. Teores de respiração basal (RB) e carbono da biomassa microbiana (CBM) do solo utilizado para cultivo de tomate com diferentes dosagens de aplicação de TEB e lodo biológico.

Na curva de superfície de resposta da respiração basal em função das dosagens de TEB e lodo adicionados (Figura 03) foi possível verificar que a adição de lodo favoreceu a RB. Para a aplicação de 33 g kg^{-1} de lodo (tratamento 8) resultou em 0,746 $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ de RB, enquanto que o cultivo sem lodo resultou em 0,232 $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (tratamento 7).

$$\text{Model: } y = b_0 + b_1 \cdot x_1 + b_{11} \cdot x_1^2 + b_{22} \cdot x_2^2 + b_2 \cdot x_2 + x_1 \cdot x_2 \cdot b_{12}$$

$$z = (,619852) + (,017024) \cdot x + (-,10075) \cdot x^2 + (-,05604) \cdot y^2 + (,0932) \cdot y + x \cdot y \cdot (-,03945)$$

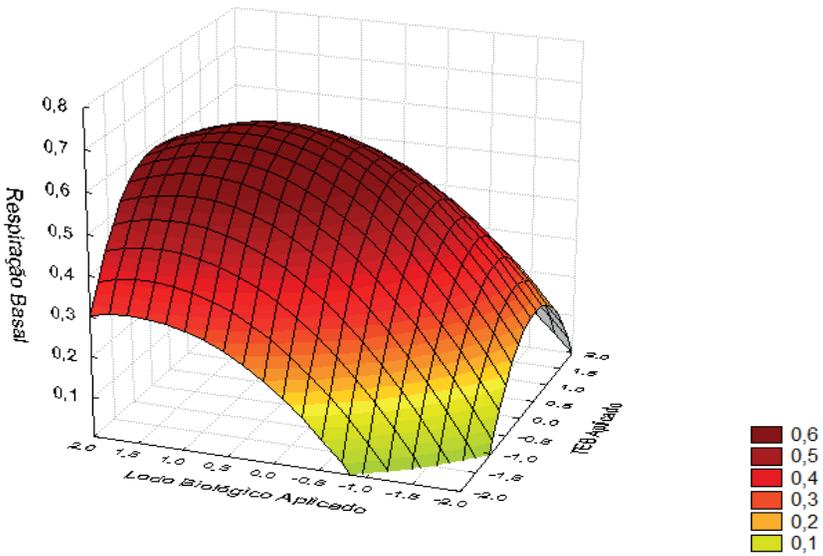


Figura 03. Superfície de resposta para a RB do solo cultivado com diferentes dosagens de aplicação TEB e de lodo biológico.

Quanto ao carbono da biomassa microbiana (CBM) os maiores teores foram obtidos pelo tratamento 8 ($238,64 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), e os menores teores foram obtidos pelo tratamento 7 ($79,55 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). A presença de lodo biológico afeta positivamente essa variável, indicando que a adição do lodo contribui para o incremento na população de bactérias e fungos, o que é desejável para uma microbiota de solo mais ativa. Essa maior atividade e carbono da biomassa microbiana, em parte, justificam os resultados obtidos para os resíduos de TEB no solo que foram afetados pela adição de lodo no cultivo de tomates. Segundo Qi et al. (2014), a aplicação de lodo de esgoto em solos contaminados com pesticidas é uma alternativa significativa de biodegradação de poluentes no solo por ser uma fonte de carbono orgânico para microorganismos presentes no mesmo. De acordo com Li et al., (2015), a degradação do TEB é mediada principalmente através de microorganismos presentes no solo, bem como, para Alvarez-Martín et al. (2016), a comunidade microbiana do solo apresenta importante função na degradação de fungicidas.

Essa maior atividade microbiana do solo na presença do lodo biológico indica um potencial do lodo como condicionante do solo e potencialmente importante no processo de degradação de fungicida. Diante dessa situação a destinação de lodo biológico no cultivo de tomate não se mostrou-se inadequada e resultou em benefícios para a qualidade do solo.

CONCLUSÕES

Os resultados permitem concluir que as maiores dosagens de TEB aplicadas ao cultivo de tomate resultaram em maiores teores de resíduo desse fungicida no solo e no fruto, sem influência significativa das diferentes concentrações utilizadas de lodo biológico.

A presença do lodo biológico, na faixa de concentração aplicada durante o cultivo, não apresentou diferença significativa que permita afirmar que houve influencia positiva na degradação do fungicida no solo.

Entretanto, a aplicação de lodo biológico ao cultivo de tomate resultou em maior atividade e carbono da biomassa microbiana melhorando a estabilidade do solo.

REFERÊNCIAS

Alves, M. R. R.; Torres, M. C. L.; Soares, N. F. F.; Melo, N. R.; Geraldine, R. M.; Mizubuti, E. S.G.;Silveira, M. F. A. Efeito de soluções de enxague na remoção de resíduos de Mancozeb em tomates de mesa. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 40, n. 1, p. 96-101, 2010.

Anastassiades, M., S. J. Lehotay, D. Stajnbaher and F. J. Schenck. Fast and easy multiresidue method employing acetonitrile extraction/partitioning and “dispersive solid-phase extraction” for the determination of pesticide residues in produce. **Journal of AOAC international**, v. 86, n. 2, p. 412-431, 2003.

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, n.4, p.659-668, 2006.

Arias, J. L. d. O., C. Rombaldi, S. S. Caldas and E. G. Primel. Alternative sorbents for the dispersive solid-phase extraction step in quick, easy, cheap, effective, rugged and safe method for extraction of pesticides from rice paddy soils with determination by liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1360, p.66-75, 2014.

Bohm, G. B.; Oliveira, T. L.; Bohm, E. M.; Bohm, E. B.; Sanches, P. J.; Effects of Different Sewage Sludge Concentrations on the Soil Microorganism Sensibility and Metals Accumulation during *Helianthus annuus* L. Cultivation. **International Journal of Plant & Soil Science**, v. 9, n.4, p. 1-9, 2016.

Boziki, D.; Beroldt, S. L.; Printes, R. C. Situação atual da utilização de agrotóxicos e destinação de embalagens na área de proteção ambiental estadual rota sol, Rio Grande do Sul brasil. **Revista VITAS** nº 1, 2011.

Caldas, S. S., F. P. Costa and E. G. Primel. Validation of method for determination of different classes of pesticides in aqueous samples by dispersive liquid-liquid microextraction with liquid chromatography-tandem mass spectrometric detection. **Anal. Chim. Acta**, v. 665, n.1, p.55-62, 2010.

Colla, L. M.; Primaz, A. L.; Lima, M.; Bertolin, T. E.; Costa, J. A. V. Isolamento e seleção de fungos para biorremediação a partir de solo contaminado com herbicidas triazínicos. **Ciências agrotecnicas**, v. 32, n.3, 2008.

EPAGRI- Tecnologias da Epagri garantem sustentabilidade na produção de tomate. 2022, Disponível em: <https://www.epagri.sc.gov.br/index.php/2022/06/01/tecnologias-da-epagri-garantem-sustentabilidade-na-producao-de-tomate/>. Acesso em jan. 2024.

Fraga, W. G.; Costa, N. R.; Almeida, F. V.; Rebelo, R. M.; Moraes, K. O. C.; Rezende, J. A.; Santana, M. H. P.; Maldaner, A. O. Identificação dos Principais Ingredientes Ativos em Agrotóxicos Ilegais Apreendidos pela Polícia Federal do Brasil e Quantificação do Metsulfurom-metílico e Tebuconazol. **Rev. Virtual Quim.**, v. 8, n.3, p. 561-575, 2016.

Lourencetti, C.; Marchi, M. R. R.; Ribeiro, M. L. Influence of sugar cane vinasse on the sorption and degradation of herbicides in soil under controlled conditions. **Journal of Environmental Science and Health Part B**, v.47, p.949-958, 2012.

Mueller, T. C.; Steckel, L. E.; Radosevich, M. Effect of soil pH and previous Atrazine use history on Atrazine degradation in a Tennessee field soil. **Weed Science**, v.58, p.478-483, 2010.

Oshita, D.; Jardim, I. C. S. F. Comparação de métodos por cromatografia líquida na determinação de multirresíduos de agrotóxicos em morangos. **Química Nova**, v. 38, n.10, 1273-1281, 2015.

Shuai, X.; Chen, J.; Ray, C. Adsorption, transport and degradation of fipronil termiticide in three Hawaii soils. **Pest and Management Science**, v.68, p.731-739, 2012.