

**DINÂMICA DE PICLORAM + 2,4-D SOB INFLUÊNCIA DE
BIOCHAR, BIOSSÓLIDO E SILICATO DE ALUMÍNIO NO
SOLO**

RODRIGO EDUARDO BARROS

RODRIGO EDUARDO BARROS

**DINÂMICA DE PICLORAM + 2,4-D SOB INFLUÊNCIA DE
BIOCHAR, BLOSSÓLIDO E SILICATO DE ALUMÍNIO NO
SOLO**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Produção Vegetal, área de concentração em Produção Vegetal, do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Produção Vegetal.

Área de concentração: Produção Vegetal

Orientador: Prof. Leonardo David Tuffi Santos

Coorientador: Prof. Vitor Diniz Machado

Montes Claros

2017

B277d
2017 Barros, Rodrigo Eduardo.
Dinâmica de Picloram + 2,4-D sob influência de biochar, biossólido e silicato de alumínio no solo / Rodrigo Eduardo Barros. Montes Claros, MG: Instituto de Ciências Agrárias/UFMG, 2017.
84 f.: il.

Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) Universidade Federal de Minas Gerais, 2017.

Orientador: Prof. Leonardo David Tuffi Santos.

Banca examinadora: Vitor Diniz Machado, Edson Aparecido dos Santos, Rodinei Facco Pegoraro, Leonardo David Tuffi Santos.

Referências: f: 75-84.

1. Mimetizadores de auxina. 2. Matéria orgânica. 3. Sorção. 4. Coluna de solo. 5. Lixiviação. I. Tuffi Santos, Leonardo David. II. Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais. III. Título.

CDU: 631.4

RODRIGO EDUARDO BARROS

DINÂMICA DE PICLORAM + 2,4-D SOB INFLUÊNCIA DE BIOCHAR,
BIOSSÓLIDO E SILICATO DE ALUMÍNIO NO SOLO

Prof. Dr. Leonardo David Tuffi Santos
(Orientador - UFMG/ICA)

Aprovada em 22 de fevereiro de 2017.

Montes Claros
2017

Aos meus pais,
“por me ensinarem que o
respeito, a humildade são as
maiores virtudes de um
homem. E que as maiores
riquezas quase sempre estão
na simplicidade das coisas”.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por sempre ouvir minhas orações, me fortalecer nas dificuldades e sempre iluminar o meu caminho. E a nossa senhora Aparecida que sempre intercedeu por mim nos momentos mais difíceis.

A minha família que, com muito apoio e carinho, não mediram esforços para a conclusão desta etapa.

Ao meu orientador, o Prof. Leonardo David Tuffi Santos, pelo compromisso, confiança, dedicação e amizade.

Ao Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, em especial ao Programa de Pós-Graduação Mestrado em Produção Vegetal, berço da minha formação.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa, sem a qual não seria possível o desenvolvimento do trabalho.

A Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pela disponibilização de recursos para condução do experimento.

A empresa Plantar, pelo fornecimento do biochar

A Companhia Brasileira de Lítio (CBL), pelo fornecimento do silicato de Alumínio

A Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), pelo fornecimento do biossólido

A FUMP, pelo apoio durante toda minha formação nos auxílio estudantis.

A toda equipe do Laboratório de Biologia e Manejo Integrado de Plantas Daninhas da UFMG/ICA, pelo auxílio na condução dos experimentos.

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota”.

(Madre Teresa de Calcutá)

RESUMO

Herbicidas mimetizadores de auxina promovem o controle de plantas eudicotiledôneas, porém, são suscetíveis a lixiviação e intoxicação de organismos não alvo. Objetivou-se avaliar: 1- a lixiviação de picloram + 2,4-D aplicado em solo incorporado com diferentes doses de biossólido termicamente tratado, biochar oriundo de pirólise de eucalipto e silicato de alumínio, 2- analisar a sorção da mistura herbicida nos mesmos resíduos. O primeiro estudo foi instalado em casa de vegetação, os resíduos biochar, biossólido e silicato de alumínio foram incorporados ao solo e acondicionados em colunas de PVC. Foram testadas cinco proporções dos resíduos, 0, 10, 20, 30 e 40% do volume do perfil, posteriormente foi aplicado o herbicida e semeado *Cucumis sativus* como espécie bioindicadora. O segundo estudo foi realizado em campo, onde o biossólido e biochar foram incorporados no plantio em 5 proporções 0, 5, 10, 15 e 20% do volume da cova. Já, o silicato de alumínio foi testado em 5 doses 0, 1, 2, 3 e 4 kg /cova. Também foram testados em experimento simultâneo os mesmos resíduos na superfície das covas, em lâminas de 0,9, 1,8, 2,7 e 3,6 dm³ /cova. Após adição dos resíduos foi realizada a aplicação de picloram + 2,4-D na dose de 5 L ha⁻¹. Realizou-se dois plantios de eucalipto aos 30 e 68 dias após aplicação. Os resíduos influenciaram a lixiviação do herbicida. O aumento da proporção de biochar adicionado ao solo promoveu incremento na lixiviação, enquanto a adição do biossólido reduziu a lixiviação. A biomassa das plantas foi maior nas camadas mais profundas na maior dose de biochar e silicato de alumínio, e em camadas intermediárias no uso de biossólido. No segundo estudo tanto biossólido quanto o biochar aplicados em superfície proporcionaram aumento na área foliar, taxa fotossintética e eficiência do uso da água das mudas de eucalipto. O biochar proporcionou redução efetiva na intoxicação quando aplicado em superfície. O uso de biossólido reduz a lixiviação de picloram + 2,4-D no solo e a aplicação de biochar em superfície reduz o risco de intoxicação dessa mistura para o cultivo de eucalipto

Palavras chave: Taxa fotossintética. Área foliar. Efeito residual. Lixiviação.

ABSTRACT

Auxin mimic herbicides promote the control of eudicotyledonous plants, but they are susceptible to leaching and intoxication of non-target organisms. The objective of this study was: 1 to evaluate the leaching of picloram + 2,4-D applied in soil incorporated with different doses of thermally treated biosolids, biochar from eucalyptus pyrolysis and aluminum silicate, 2- to analyze the sorption of the herbicidal mixture in the same residues. The first study was installed in a greenhouse, the biochar, biosolid and aluminum silicate residues were incorporated into the soil and conditioned in PVC columns. Five proportions of the residues, 0, 10, 20, 30 and 40% of the profile volume were tested, subsequently was done herbicide application and sown *Cucumis sativus* as a bioindicator species. The second study was carried out in the field, where the biosolids and biochar were incorporated in the planting in 5 doses 0, 5, 10, 15 and 20% of the volume of the pit. Already, the aluminum silicate was tested in 5 proportions 0, 1, 2, 3 and 4 kg/ pit. The same residues were also tested in a simultaneous experiment on the surface of the pits, in slides of 0.9, 1.8, 2.7 and 3.6 dm³/ pit. After addition of the residues was carried out the application of picloram + 2,4-D in the dose of 5 L ha⁻¹. Two eucalyptus plantations were performed at 30 and 68 days after application. The residues influenced in herbicide leaching. The increase in the proportion of biochar in the soil promoted increased leaching, while addition of biosolids reduced leaching. The biomass of the plants was higher in the deeper layers in the higher dose of biochar and aluminum silicate, and in intermediate layers in the use of biosolids. In the second study both biosolid and biochar applied on the surface provided increase in leaf area, photosynthetic rate and water use efficiency of the eucalyptus seedlings. Biochar provided an effective reduction in intoxication when applied to the surface. The use of biosolids reduces the leaching of picloram + 2,4-D in the soil, and the application of biochar in surface reduces the risk of intoxication of this mixture for eucalyptus cultivation.

Keywords: Photosynthetic rate. Leaf area. Residual effect. Leaching.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Gráfico 1 – Intoxicação de <i>Cucumis sativus</i> cultivado em coluna de solo acrescido de doses crescentes de biochar e sob aplicação de picloram + 2,4-D	40
Gráfico 2 – Altura de <i>Cucumis sativus</i> cultivado em coluna de solo acrescido de biochar, biossólido esilicato de alumínio em diferentes profundidades do solo sob aplicação de picloram + 2,4-D	42
Gráfico 3 – Biomassa do <i>Cucumis sativus</i> cultivado em coluna de solo acrescido de doses crescentes de biochar e sob aplicação de picloram + 2,4-D	44
Gráfico 4 – Intoxicação de <i>Cucumis sativus</i> cultivado em coluna de solo acrescido de doses crescentes de biossólido sob aplicação de picloram + 2,4-D	46
Gráfico 5 – Altura de <i>Cucumis sativus</i> cultivado em coluna de solo acrescido de doses crescentes de biochar, biossólido e silicato de alumínio sob aplicação de picloram + 2,4-D	48
Gráfico 6 – Biomassa de <i>Cucumis sativus</i> cultivado em coluna de solo acrescido de doses crescentes de biossólido e sob aplicação de picloram + 2,4-D	50
Gráfico 7 – Intoxicação de <i>Cucumis sativus</i> cultivado em coluna de solo acrescido de doses crescentes de Silicato de alumínio e sob aplicação de picloram + 2,4-D	51
Gráfico 8 – Biomassa de <i>Cucumis sativus</i> cultivado em coluna de solo acrescido de doses crescentes de Silicato de alumínio e sob aplicação de picloram + 2,4-D	52
Gráfico 9 – Médias por decênio da Precipitação (mm), Temperatura Máxima (°C), Temperatura Mínima (°C) e Insolação (h 10 dias-1) obtidas durante o período de condução do experimento	59
Gráfico 10 – Intoxicação de eucalipto cultivado em solo acrescido de doses crescentes de biochar e biossólido na superfície da cova, sob aplicação de picloram + 2,4-D aos 30 (A) e 68 (B) dias após a aplicação	63
Gráfico 11 – Intoxicação de eucalipto cultivado em solo acrescido de doses crescentes de biochar e biossólido incorporado na cova de plantio, sob aplicação de picloram + 2,4-D aos 30 dias após a aplicação	66

Gráfico 12 – Biomassa de eucalipto cultivado em solo acrescido de doses crescentes de silicato de alumínio em superfície, sob aplicação de picloram + 2,4-D aos 68 dias após a aplicação	68
Gráfico 13 – Área foliar de eucalipto cultivado em solo acrescido de doses crescentes de biochar e biossólido em superfície, sob aplicação de picloram + 2,4-D aos 68 dias após a aplicação	69
Gráfico 14 – Taxa fotossintética de eucalipto cultivado em solo acrescido de doses crescentes biochar e biossólido em superfície, sob aplicação de picloram + 2,4-D aos 68 dias após a aplicação	71
Gráfico 15 – Eficiência no uso da água de eucalipto cultivado em solo acrescido de doses crescentes biochar e biossólido em superfície, sob aplicação de picloram + 2,4-D aos 68 dias após a aplicação	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classes de biossólido de esgoto ou produtos derivados – agentes patogênicos	24
Tabela 2- Caracterização quanto ao pH das amostras de solo, resíduo e substrato (solo+resíduo) em diferentes doses de biochar, biossólido, Silicato de Alumínio.....	35
Tabela 3 – Modelos de regressão múltipla testados para descrever caracteres quantitativos (Zi) em função de doses dos compostos (xi) e profundidade no solo (yi)	37
Tabela 4 – Equações ajustadas para intoxicação e massa seca de <i>Cucumis sativus</i> cultivado em solo adicionado de doses crescentes de biochar, biossólido e silicato de alumínio sob aplicação de picloram + 2,4-D.....	38

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

2,4-D	–	Ácido diclorofenóxiacético
ABA	–	Ácido abscísico
Al	–	Alumínio
Ca	–	Cálcio
CTC	–	Capacidade de troca catiônica
DAA	–	Dias após aplicação
DAP	–	Dias após plantio
ETEs	–	Estações de tratamento de esgoto
IRGA	–	Analisador de gases no infravermelho
K	–	potássio
Kow	–	coeficiente de partição- octano - água
KPA	–	kilopascal
Mg	–	Magnésio
mg	–	Miligrama
N	–	Nitrogênio
P	–	Fósforo
ph	–	Potencial hidrogeniônico
pk _a	–	Valor negativo do logaritmo da constante de dissociação de um ácido

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – REFERENCIAL TEÓRICO	14
1.1 INTRODUÇÃO	14
1.2 Herbicidas mimetizadores de auxina	16
1.2.1 Ácido 2,4 - diclorofenoxiacético (2, 4 – D)	17
1.2.2 Picloram.....	18
1.3 Ação dos Herbicidas mimetizadores de auxina no solo.....	20
1.4 Ação dos Herbicidas mimetizadores de auxina na planta	21
1.5 Utilização do bioossólido na agricultura	23
1.6 Utilização do biochar na agricultura	25
1.7 Utilização do silicato de alumínio na agricultura	27
1.8 OBJETIVO GERAL.....	29
CAPÍTULO 2 – MOVIMENTAÇÃO DE PICLORAN E 2,4-D EM SOLO ADICIONADO DE BIOCHAR, BIOSSÓLIDO E SILICATO DE ALUMÍNIO . 30	
2.1 INTRODUÇÃO	32
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	34
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	38
2.4 CONCLUSÃO	54
CAPÍTULO 3 – USO DE RESÍDUOS NA SORÇÃO DA MISTURA HERBICIDA PICLORAM+2,4-D EM CULTIVO DE EUCALIPTO	55
3.1 INTRODUÇÃO	57
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	59
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	63
3.4 CONCLUSÕES	74
REFERÊNCIAS.....	75

CAPÍTULO 1 – REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 INTRODUÇÃO

Vários processos podem influenciar no comportamento de herbicidas no ambiente, onde muitos destes têm relação com a matéria orgânica do solo. O processo de sorção também está relacionado a compostos orgânicos e conseqüentemente à disponibilidade do herbicida no solo (SOPEÑA *et al.*, 2012). A absorção é o fenômeno no qual o composto se difunde através da membrana celular em pequenos organismos e plantas, no caso de pesticidas possivelmente podem ocorrer alterações metabólicas na ocorrência desse processo. Já a adsorção refere-se a adesão da molécula química à superfície dos coloides, partículas minerais e orgânicas do solo (SILVA; VIVIAN; OLIVEIRA JR, 2007). A baixa sorção proporciona que os herbicidas fiquem disponíveis no solo com maior potencial de lixiviação.

Herbicidas como o 2,4-D e picloram são considerados de grande risco na ocorrência de escoamento superficial e penetração em camadas profundas do solo. O motivo dessa preocupação se dá pelo efeito residual e características químicas dos produtos, especialmente o picloram possui baixa sorção aos coloides do solo e de alto potencial de lixiviação (ASSIS *et al.*, 2011). Herbicidas que possuem efeito residual podem causar danos às culturas sensíveis implantadas em áreas anteriormente tratadas. Os herbicidas mimetizadores de auxina são extremamente ativos em espécies eudicotiledôneas (RODRIGUES; ALMEIDA, 2005), o picloram já foi obtido até 360 dias após aplicação (SANTOS *et al.*, 2006), já o 2,4-D possui ação residual menor, com meia vida entorno de 10 dias (RODRIGUES; ALMEIDA, 2005).

Esses produtos em contato com o solo são submetidos a vários processos de redistribuição e degradação, e a duração varia de acordo com a característica da molécula do herbicida (SILVA; VIVIAN; OLIVEIRA JR, 2007) e da ação microbiana no solo. A matéria orgânica pode ser considerada uma das mais importantes influências na sorção de herbicidas em solos tropicais e subtropicais (SILVA; VIVIAN; OLIVEIRA JR, 2007), visto que interfere na

atividade microbiana (BASTIDA *et al.*, 2008) e na retenção das moléculas. A disponibilidade de herbicidas segue uma complexa relação entre adsorção e degradação (GAULTIER *et al.*, 2008), fatores relacionados ao teor de carbono orgânico e a características do solo sendo que a junção de ambos os fenômenos resulta na eliminação total ou parcial das moléculas do ambiente.

Com base no grande impacto ambiental desses poluentes e na eficiência de controle, é crescente a tendência de adicionar ao solo resíduos que possam promover a sorção ou auxiliar na degradação. O biochar e o biossólido são resíduos que podem adicionar compostos orgânicos ao solo e o silicato de alumínio possui características físicas próxima a das argilas. Esses resíduos surgem com grande expectativa quanto ao uso para retenção de picloram e 2,4-D, porém se faz muito importante estudos tanto na dinâmica do herbicida quanto ao desenvolvimento vegetal nas condições tropicais.

1.2 HERBICIDAS MIMETIZADORES DE AUXINA

Os herbicidas mimetizadores de auxina são também chamados de reguladores de crescimento, auxinas sintéticas ou herbicidas hormonais, apresentam semelhança com a auxina natural dos vegetais, sendo o mais conhecido o ácido indolilacético (AIA). Trata-se de uma das classes mais antigas de herbicidas utilizados na agricultura.

Entre os principais produtos encontra-se picloram, 2,4-D, dicamba, triclopyr, fluoxipir e quinclorac, suas formulações variam entre ester, amina, sal e ácido. Esses produtos, de maneira geral, são recomendados para o controle de espécies eudicotiledôneas. Os herbicidas desse grupo agem causando desequilíbrio metabólico nos vegetais sensíveis culminando na obstrução do floema (SILVA; FERREIRA; FERREIRA, 2007). As gramíneas em geral são mais tolerantes a esses herbicidas que as espécies eudicotiledôneas, essa diferença está no fato de possuírem compostos denominados antiauxinas que competem com as moléculas do herbicida pelos mesmos sítios (DEUBER, 2006) evitando assim a ação total do composto. E também na organização do tecido vascular que é protegido pelo esclerênquima nas gramíneas (SILVA; FERREIRA; FERREIRA, 2007), além de estruturas anatômicas como nós e meristema intercalar (OLIVEIRA JR, 2011) que protegem da expansão celular no floema.

São produtos de comprovada eficiência do controle, entretanto requerem cuidados quanto ao uso visto que alguns podem ser muito persistentes no solo (SANTOS *et al.*, 2006) e podem causar danos posteriores em culturas sensíveis (CARMO *et al.*, 2008; BARROS *et al.*, 2014). Quanto à questão ambiental, alguns herbicidas dessa classe são móveis no perfil do solo, e ao lixiviar podem atingir camadas profundas do solo (CLOSE *et al.*, 2003) e gerar contaminação ambiental.

1.2.1 ÁCIDO 2,4 - DICLOROFENOXIACÉTICO (2, 4 – D)

O ácido 2,4-diclorofenoxiacético, mais conhecido como 2,4-D foi o primeiro herbicida seletivo sintetizado pela indústria (AMARANTE JUNIOR *et al.*, 2002). Atua como auxina sintética que tem efeito hormonal semelhante à auxina (MANFROI *et al.*, 1996). Sendo sais ou ésteres de alto peso molecular e baixa volatilidade, derivado do ácido fenoxiacético, atua como herbicida para controle de espécies de plantas daninhas eudicotiledôneas (VIEIRA *et al.*, 1999; RODRIGUES; ALMEIDA, 2005). Os compostos a base desse princípio ativo provocam mudanças metabólicas e bioquímicas nas plantas, onde as altas concentrações nas regiões meristemáticas reduzem a síntese de ácidos nucleicos em plantas sensíveis (SILVA; FERREIRA; FERREIRA, 2007). Em baixas concentrações esse grupo de herbicidas pode também proporcionar o efeito inverso e estimular o desenvolvimento vegetal (BARROS *et al.*, 2014). O fenômeno é estudado principalmente em relação ao mecanismo de resposta das plantas, que pode resultar em ganhos para espécie (CEDERGREEN, 2008; CALABRESE; BLAIN, 2009). Esse comportamento ocorre devido ao herbicida proporcionar aumento do hormônio sintético no tecido vegetal, que por sua vez necessita de fitormônios em baixas concentrações (TAIZ ; ZAIGER, 2013).

Segundo dados de comercialização, dos dez ingredientes ativos mais vendidos no Brasil em 2014, o 2,4-D aparece em segundo lugar com aproximadamente 36.514 toneladas de ingrediente ativo, perdendo apenas para o glyphosate (IBAMA, 2016). O 2,4-D é empregado em pré e pós-emergência das plantas infestantes e tem registro para uso nas culturas de arroz, aveia, café, cana-de-açúcar, centeio, cevada, milho, pastagens, soja, sorgo e trigo (BRASIL, 2016), O aumento em sua comercialização também se deve ao crescente uso em áreas de plantio direto. Esse composto apresenta solubilidade de 600 ppm, $pka = 2,8$ e Koc médio de 20 mL g^{-1} de solo (RODRIGUES ; ALMEIDA, 2005). É eficiente no controle de plantas daninhas eudicotiledôneas anuais e por isso seu uso se da muitas vezes em mistura com outros herbicidas (ROBINSON *et al.*, 2012). A persistência no solo é

considerada curta com meia vida média de 10 dias (RODRIGUES ; ALMEIDA, 2005). Entretanto, a mobilidade desse herbicida permite a contaminação de águas superficiais (PALMA *et al.*, 2004). Seus produtos são tidos como perigosos ao meio ambiente, transportáveis, muito tóxicos para seres aquáticos e pouco tóxicos para organismos do solo, aves e abelhas (REBELO *et al.*, 2010).

1.2.2 PICLORAM

Entre os herbicidas utilizados nas pastagens brasileiras, destaca-se o picloram, que é aplicado em pré e pós-emergência das plantas e também possui registro para uso nas culturas do arroz, cana-de-açúcar e trigo (BRASIL, 2016). Os produtos à base de picloram são classificados, de forma geral, de média a extremamente tóxico (classes I e III) e altamente transportáveis. Este produto apresenta elevada persistência no solo (CLOSE *et al.*, 2003; BERISFORD *et al.*, 2006; SANTOS *et al.*, 2006; BARROS *et al.*, 2014), baixa sorção e alta solubilidade em água (D'ANTONINO *et al.*, 2009 a). Com essas características seu potencial de lixiviação é alto (INOUE *et al.*, 2003; CLOSE *et al.*, 2003), podendo atingir aquíferos subterrâneos (PANG *et al.*, 2000). Associado também a esse produto existem problemas com a movimentação superficial devido à baixa adsorção ao solo (PINHO *et al.*, 2006), o que torna seu uso potencialmente perigoso ao ambiente quando da aplicação próximo a corpos d'água e solos mais propensos a lixiviação desse herbicida.

O picloram possui alta mobilidade tanto lateral quanto vertical, além de longa persistência em solos argilosos (BERISFORD *et al.*, 2006). Relata-se variável persistência do picloram, com meia-vida de 20 a 300 dias (SILVA; FERREIRA; FERREIRA, 2007; RODRIGUES; ALMEIDA, 2005), dependendo do tipo de solo e das condições ambientais (PANG *et al.*, 2000; SILVA *et al.*, 2012), podendo ser encontrado no solo até 360 dias após sua aplicação (SANTOS *et al.*, 2006). Este herbicida possui pK_a de 2,3; K_{ow} 1,4 a pH 7,0; K_{oc} médio de 16 mL g^{-1} de solo e solubilidade de 430 mg L^{-1} (RODRIGUES;

ALMEIDA, 2005). Nas condições dos solos tropicas com pH entre 4,0 a 6,5, o picloram se comporta predominantemente como um herbicida ácido (SILVA *et al.*, 2012). As condições ambientais também podem influenciar diretamente o comportamento no solo desses produtos (D'ANTONINO *et al.*, 2009a), aumentando ou diminuindo sua permanência no ambiente. D'ANTONINO *et al.* (2009 b) encontraram resíduo de picloram até 150 dias depois da aplicação dos tratamentos, em condições de elevada precipitação pluvial, SILVA *et al.* (2012) obtiveram meia vida do picloram em solo argiloso aos 151 dias, em solo de textura muito argilosa esses mesmos autores obtiveram $\frac{1}{2}$ vida equivalente a 99 dias.

1.3 AÇÃO DOS HERBICIDAS MIMETIZADORES DE AUXINA NO SOLO

A sorção e persistência do produto influenciam no processo de mobilidade, regulando o potencial de lixiviação do herbicida (SILVA; VIVIAN; OLIVEIRA JR, 2007). A lixiviação também está relacionada com o pK_a que é a constante de ionização do herbicida, quanto maior esse valor menor será força ácida e o herbicida tende a lixiviar mais facilmente por não apresentar cargas positivas para se ligar ao sítio de ação do solo. No caso do picloram, quanto menor o pH do solo em relação ao pK_a , maior será a capacidade de sua adsorção nas partículas do solo (D'ANTONINO *et al.*, 2009 a). Para o 2,4-D, em pH abaixo de 2,64, a maior parte do produto se encontra protonado, em pH 2,64 a metade das moléculas ficam dissociadas e, acima desse valor a maior fração do herbicida apresenta-se dissociada (AMARANTE JUNIOR *et al.*, 2002).

A eletronegatividade da matéria orgânica depende do pH, o que pode interferir nas reações em áreas com superfícies distintas, porém, a matéria orgânica é a mais eficiente na adsorção de cátions (GEBLER; SPADOTTO, 2008). Outro mecanismo de degradação influenciado pela matéria orgânica é o processo de hidrólise e quebra de ligações químicas nas moléculas herbicidas, nessa situação pode ocorrer substituição por íons H^+ e OH^- (GEBLER; SPADOTTO, 2008). Também a oxirredução atua nas trocas químicas em reações de degradação (GEBLER; SPADOTTO, 2008).

A biodegradação é uma forma eficiente e natural de reduzir a concentração substâncias químicas no ambiente, porém, para que o herbicida sofra ação microbiana ele deve estar associado ao solo ou outros minerais (GAULTIER *et al.*, 2008). Dessa forma o processo de sorção pode retirar o herbicida da solução do solo, também dificulta sua biodegradação, já que o herbicida pode estar sorvido e ainda sim permanecer ativo (VIEIRA *et al.*, 1999).

Micro-organismos do solo são capazes de degradar diversos compostos, inclusive herbicidas (OLIVEIRA; BRIGHENTI, 2011). A atividade

microbiana entre diversos fatores é influenciada pelo teor de carbono orgânico do solo, dessa forma, a adição de compostos orgânicos em diferentes níveis de estabilização proporciona aumento da atividade microbiana (BASTIDA *et al.*, 2008). Essa adição também é correlacionada a melhorias na estrutura do solo (OBIA *et al.*, 2016). Solos com maior presença e ação microbiana apresentam elevada biodegradação de muitos compostos, o que diminui sua permanência destes no ambiente.

1.4 AÇÃO DOS HERBICIDAS MIMETIZADORES DE AUXINA NA PLANTA

A utilização dos herbicidas picloram e 2,4 D é comum para o controle de plantas daninhas em áreas de pastagens. As gramíneas são, em geral, tolerantes a este herbicida, em função da penetração no xilema ser limitada nessas plantas (SILVA; FERREIRA; FERREIRA, 2007).

O picloram se transloca na planta através da membrana plasmática e pelo floema (RODRIGUES; ALMEIDA, 2005). Já o 2,4 D pode ser absorvido e seguir o curso do floema ou xilema, no caso da absorção pelo floema (via foliar), difunde-se na cutícula, movimenta-se pelos espaços intercelulares e penetra nos elementos de condução segue o curso dos nutrientes até as regiões meristemáticas apicais e das raízes, já no caso de absorção pelo xilema a molécula segue o curso da transpiração até a parte aérea das plantas (RODRIGUES; ALMEIDA, 2005). Esses herbicidas provocam intensa divisão celular no câmbio, endoderme, periciclo e floema, causa tumores no meristema intercalar, formação de raízes aéreas, multiplicação e engrossamento das raízes, rachaduras nas raízes e caules (AMARANTE JUNIOR *et al.*, 2002).

Geralmente os níveis de auxina ficam sob o controle da célula, porém ao aplicar herbicidas, como o picloram e 2,4 D, em vegetais sensíveis, os níveis elevados desse hormônio alteram negativamente o metabolismo da planta. Os sintomas frequentemente observados são murchamento, clorose e queda das folhas, todos causados pela ação do etileno (MACHADO *et al.*,

2006). Quando aplicado em espécies vegetais sensíveis, os herbicidas desse grupo provocam distúrbios metabólicos (MACHADO *et al.*, 2006). Uma vez em contato com o tecido vegetal, acredita-se que esses produtos tenham influência sobre a enzima RNA-polimerase e, por consequência, na síntese de ácidos nucleicos e proteínas (GONÇALVES *et al.*, 2015). Esse distúrbio enzimático pode maximizar a proliferação celular de tecidos, o rompimento das células além de causar interrupção e destruição do floema impedindo assim o fluxo de fotoassimilados (GONÇALVES *et al.*, 2015; MACHADO *et al.*, 2006). Esse processo, mesmo que não ocorra em níveis críticos ao ponto de causar a morte dos vegetais, causa prejuízos fisiológicos ao resultar no desarranjo do controle hídrico, além da senescência foliar.

Esse grupo de herbicidas proporciona o estímulo na produção do etileno no tecido vegetal, este por sua vez estimula a síntese do ácido abscísico, que inicialmente se acumula nas folhas e posteriormente é translocado pela planta (MERCIER, 2013). O ABA, ao ser redistribuído, promove a formação de celulasas, que atuam no afrouxamento da parede celular, reduzindo a resistência física desta; com a pressão interna da célula pela água, ocorre demasiado alongamento celular (MERCIER, 2013; MACHADO *et al.*, 2006). Pode-se destacar também danos ao sistema radicular em função das celulasas que causam a deterioração das raízes (SILVA; FERREIRA; FERREIRA, 2007), com isso ocorre esgotamento das reservas de energia, já que as raízes perdem a função de absorção de água e nutrientes.

Além destes distúrbios, os herbicidas desse grupo podem levar a planta ao acúmulo de cálcio no citoplasma, tal nutriente é responsável indireto por diversos componentes e metabólitos na célula (MACHADO *et al.*, 2006), esse acúmulo proporciona o desequilíbrio fisiológico, impedindo que reações importantes ocorram. A ação do herbicida também depende do ambiente e da sua biodisponibilidade. A presença do produto na solução do solo é regulada pelo processo de sorção que é diretamente influenciado pelo teor de argila e matéria orgânica no solo.

1.5 UTILIZAÇÃO DO BIOSSÓLIDO NA AGRICULTURA

O grande volume de resíduos oriundos das indústrias, e pela população, gera custos elevados para o processo de tratamento. O tratamento é de fundamental importância, visto que o esgoto provoca graves problemas ambientais. Esse impacto pode ser reduzido gradativamente com o correto tratamento e destino do biossólido na agricultura (ANDRADE; MATTIAZZO, 2000). Os esgotos não tratados, ao serem despejados nos cursos d'água, podem causar grande contaminação. Porém as estações de tratamento de esgoto (ETEs) vem investido no tratamento e produção de biossólido (PEDROZA *et al.*, 2010), as unidades atuam com diferentes tecnologias e operam sob diferentes processos resultando em produtos com características variadas.

O biossólido é o resíduo de maior volume oriundo do processo de tratamento sólido, obtido como subproduto no tratamento das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) (ROCHA *et al.*, 2013), O destino desse produto tem se tornado um problema e uma alternativa é o uso na agricultura, principalmente no setor florestal. Esse destino pode reduzir a deposição do esgoto em lixões e aterros sanitários (LIRA; GUEDES; SCHALCH; 2008). A composição básica do biossólido depende das características da região, se o esgoto é oriundo de uma área industrial ou residencial. A composição básica em termos de teor de matéria orgânica do biossólido está em torno de 40%, também é possível a existência de elementos tóxicos (BETTIOL; CAMARGO, 2006).

Estima-se que no Brasil cerca de 30% da população têm esgoto submetido a algum processo de tratamento, e que este valor gere cerca 220 mil toneladas de matéria seca por ano (PEDROZA *et al.*, 2010). O tratamento vem sendo aperfeiçoado para produzir o biossólido com melhores características físicas, químicas e biológicas, que possa ser melhor aproveitado na agricultura e com segurança (MORAES NETO; ABREU JÚNIOR; MURAOKA, 2007). Porém, muitas vezes o destino final nem

sempre é planejado pelas ETEs, o que ocasiona acumulação indevida e desvantagens no uso incorreto com possibilidade de tornar-se um novo problema ambiental (BETTIOL; CAMARGO, 2006).

O biossólido pode então ser classificado em Classe A e Classe B (TABELA 1), O biossólido Classe A pode ser utilizado como fertilizante, já o Classe B tem suas restrições, porém pode ser utilizado na silvicultura com aplicação mecanizada em sulcos ou covas seguidas de incorporação (BRASIL, 2006). O biossólido proveniente da ETE do Município de Montes Claros é classificado como Classe A (COPASA, 2014).

Tabela 1 – Classes de biossólido de esgoto ou produtos derivados – agentes patogênicos

Tipo de lodo de esgoto ou produto derivado	
TIPO DE LODO DE ESGOTO OU PRODUTO DERIVADO	CONCENTRAÇÃO DE PATÓGENOS
A	Coliformes Termotolerantes $< 10^3$ NMP / g de ST Ovos viáveis de helmintos $< 0,25$ ovo / g de ST <i>Salmonella</i> ausência em 10 g de ST Vírus $< 0,25$ UFP ou UFF / g de ST
B	Coliformes Termotolerantes $< 10^6$ NMP / g de ST Ovos viáveis de helmintos < 10 ovos / g de ST

ST: Sólidos Totais; NMP: Número Mais Provável; UFF: Unidade Formadora de Foco; UFP: Unidade Formadora de Placa.
 Fonte: BRASIL, 2006.

A utilização do biossólido em plantios florestais se deve principalmente à presença de matéria orgânica (MOLINA *et al.*, 2006), além do fato de que os produtos gerados em plantios florestais não são destinados ao suprimento de alimentos (VAZ; GONÇALVES, 2002) e por serem instalados distantes dos centros urbanos que geralmente são restritos a entrada de pessoas e animais (CAMPOS; ALVES; 2008). Porém, pode conter características

desagradáveis para sua utilização como metais pesados e patógenos (ROCHA *et al.*, 2013).

O bio sólido aplicado nas linhas de plantio e suplementado com K e B promoveu incremento em volume de plantas de eucalipto (SILVA *et al.* 2008). Adicionalmente, GARCIA *et al.* (2010) observaram o aumento da taxa de crescimento, área foliar e massa seca de plantas de eucalipto com doses crescentes de bio sólido.

Além do já conhecido uso agrícola o bio sólido vem despertando atenção pela capacidade de reter alguns compostos químicos (FU *et al.*, 2016). Dentre os pesticidas utilizados no atual cenário agrícola uma classe de grande interesse pela atividade no solo e risco de contaminação ambiental são os herbicidas. A influência da matéria orgânica sobre esses compostos em especial os herbicidas mimetizadores de auxina é um fator relevante (GERRA *et al.*, 2013 SILVA; VIVIAN; OLIVEIRA JR, 2007). O bio sólido pode proporcionar incremento de matéria orgânica no solo, porém a adição do composto pode influenciar na dinâmica de acordo com características do solo, tipo, taxa e tempo de aplicação do bio sólido (FARENHORST *et al.*, 2006). Estes mesmos autores observaram que o uso de bio sólido proporcionou de forma geral maior mineralização do 2,4-D, consequência da maior sorção do herbicida em solo alterado com esse composto.

1.6 UTILIZAÇÃO DO BIOCHAR NA AGRICULTURA

O produto remanescente residual após a transformação termoquímica da biomassa vegetal é normalmente denominado carvão. Esse composto é considerado uma das formas de C orgânico no solo mais resistente à decomposição em comparação com outras devido a sua estrutura química (PRESTON *et al.*, 2006). Este composto visualmente negro normalmente, vem ganhando uso no setor agrícola. Quando recebe este tipo de destino voltado ao uso agrônomico é então definido com biochar.

O uso do biochar para alteração do solo têm sido muito estudado (NOVAK *et al.*, 2009; SOHI *et al.*, 2009). Suas características proporcionam

algumas vantagens quanto à estruturação do solo, aumento da atividade microbiana (BASTIDA *et al.*, 2008), sequestro de carbono e, mais recente tendência de sorção e dinâmicas de herbicidas no solo (CABRERA *et al.*, 2011; SUN *et al.*, 2011). Assim como o biochar, outros resíduos orgânicos tem sido sugeridos para essa prática, tais como resíduos industriais e urbanos, cascas e restos vegetais submetidos a algum processo de estabilização.

Alguns estudos relatam que a adição desse composto ao solo proporciona aumento da sorção de pesticidas (MARÍN-BENITO *et al.*, 2009; SPOKAS *et al.*, 2009). Além da sorção relata-se a influência em outros processos, tais como a lixiviação e degradação. Por estas razões o biochar pode ser postulado com potencial de minimizar a lixiviação de herbicidas e reduzir os riscos de contaminação das águas superficiais e subterrâneas (SUN *et al.*, 2011). Estes mesmos autores apontam que características como a matéria prima utilizada na produção do biochar e a temperatura do processo de pirólise, influenciam na capacidade de sorção do biochar. A aplicação de biochar produzido de baixas temperaturas aumentou a sorção em cerca de 1100 vezes e 6400 vezes respectivamente aos herbicidas fluridone e norflurazon (SUN *et al.*, 2011).

Outros trabalhos apontam aumento da lixiviação quando utilizado fontes orgânicas como biochar. De acordo com trabalho de CABRERA *et al.*, (2011) a sorção de herbicidas aumentou em solos alterados com algumas fontes de biochar, porém diminuiu em solo alterado com um biochar produzido a partir de cascas de nozes de macadâmia feitas com pirólise rápida. A incorporação de resíduos orgânicos também pode aumentar a proporção de matéria orgânica dissolvida (LI *et al.*, 2005), esta pode competir ou associar-se com moléculas de herbicidas impedindo que o mesmo se ligue ao sítio de sorção, o que aumenta a proporção de resíduo livre para lixiviar. Em outra publicação, LI *et al.* (2005) encontrou diminuição sorção de 2,4-D, devido ao acréscimo da matéria orgânica dissolvida, oriunda de fertilizantes orgânicos. Os resultados indicam que nem todas as alterações de biochar seguem tendência exata quanto à sorção e lixiviação, a grande

variação de respostas em relação à dinâmica do herbicida do solo é devido à influência de outros fatores como características do solo, da matéria prima do biochar e herbicida.

Alguns tipos de solo possuem maior capacidade de reter herbicidas, porém em alguns casos como do 2,4-D é possível que o produto fique retido aos coloides do solo sem se degradar (VIEIRA *et al.*, 1999). A degradação é muito influenciada pela ação microbiana, que pode ser potencialmente intensificada em solos com maior teor de carbono orgânico (BASTIDA *et al.*, 2008). Porém acredita-se que o destino final de herbicidas seja mais influenciado pela sorção do que propriamente pela degradação microbiana, uma vez que o aumento da retenção do herbicida também proporciona menor fração do produto para degradação. Dessa forma observa - se a principal interferência do biochar na sorção de compostos móveis no solo, porém existem poucos estudos sobre os impactos do biochar no destino de pesticidas.

1.7 UTILIZAÇÃO DO SILICATO DE ALUMÍNIO NA AGRICULTURA

A degradação ambiental por resíduos industriais é um tema recorrente entre as discussões ambientais. Isso leva as industriais a buscarem alternativas sustentáveis para o descarte dos resíduos oriundos da produção. Uma das formas encontradas é a aplicação desses resíduos na agricultura (AMARAL *et al.*, 1996; SANTOS *et al.*, 2002), já que a implantação e manutenção de aterros industriais são de alto custo e trazem riscos ambientais.

O Silicato de Alumínio ($\text{Al}_2\text{O}_3\cdot 4\text{SiO}_2\cdot \text{H}_2\text{O}$) é um produto residual oriundo do processamento industrial da extração de Lítio, do mineral espodumênio, o qual é submetido à temperatura de 1.200°C e ácido sulfúrico (H_2SO_4) (CASTRO *et al.*, 2016). Segundo informações das mineradoras “Minérios Ouro Branco” e “Mineração Vale do Juquiá”, é um produto mineral de constituição inorgânica e quimicamente inerte. Encontra-se na forma de um pó branco, fino, inodoro e insolúvel. É pertencente à família das argilas,

apresentando boa refratariedade, baixa dureza e elevada alvura. É utilizado na composição de tintas e vernizes por conferir uniformidade no acabamento e resistência a lavabilidade.

O silicato de alumínio hidratado apresenta estrutura química do caulim que por sua vez é constituído principalmente de caulinita. É formada então pelo empilhamento regular de camadas 1:1 dando uma estrutura fortemente polar (SALINAS, 2013). O silicato de alumínio possui características físicas próximas a das argilas e dessa forma pode ter influência na estrutura ou textura do solo, que por sua vez interfere na sorção e dinâmica de herbicidas (COX *et al.*, 2007).

CASTRO *et al.* (2016) ao investigar a adição desse composto em substrato para produção eucalipto, observou que o resíduo não causa qualquer dano às mudas, e apresenta potencial para esse setor visto que de acordo com a dose pode proporcionar ganhos produtivos. Além do destino agrícola, esse resíduo tem sido investigado na alimentação de aves (FERREIRA *et al.*, 2005).

1.8 OBJETIVO GERAL

No presente estudo objetivou-se avaliar o comportamento de picloram + 2,4-D em solo tratado com biossólido, biochar e silicato de alumínio, e a influência desses resíduos na mobilidade do herbicida na aplicação quanto à proteção de mudas de eucalipto.

CAPÍTULO 2 – MOVIMENTAÇÃO DE PICLORAN E 2,4-D EM SOLO ADICIONADO DE BIOCHAR, BIOSSÓLIDO E SILICATO DE ALUMÍNIO

RESUMO

A proteção de plantas é prática essencial em cultivos de alto rendimento, assim o destino de herbicidas utilizados em cultivos tornou-se de grande preocupação ambiental. No presente estudo, objetivou-se avaliar a lixiviação da mistura de herbicidas picloram + 2,4-D aplicada em solo incorporado com diferentes doses de bioossólido termicamente tratado, biochar oriundo de eucalipto e silicato de alumínio. O experimento foi instalado em casa de vegetação e os resíduos foram incorporados em colunas de solo. Utilizou-se delineamento inteiramente casualizado, no esquema de parcelas subdivididas com 4 repetições. As parcelas principais foram os diferentes compostos testados e as proporções incorporadas 0, 10, 20, 30 e 40% do volume do perfil, alocou-se na subparcela os segmentos da coluna que representam as profundidades avaliadas (0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25, 25-30, 30-35, 35-40 e 40-45 cm). As unidades experimentais foram constituídas por colunas de PVC preenchidas com solo e diferentes proporções dos resíduos. Seguido do preenchimento o solo foi posto na capacidade de campo e aplicado o herbicida na superfície, após 18h foi simulada uma lâmina de 40 mm de água em todas as colunas. Estas permaneceram 72 h na posição vertical e posteriormente foram levadas para bancadas na posição horizontal onde foram abertas e semeado pepino ao longo do perfil como espécie bioindicadora. Foram avaliadas a intoxicação, altura e massa seca das plantas cultivadas nesse perfil. Para interpretação dos resultados, os dados do bioensaio foram submetidos à análise de variância e de regressão. A incorporação do solo com os diferentes compostos proporcionou mudança na dinâmica do picloram + 2,4-D, principalmente na intoxicação do bioindicador. O crescente teor de biochar promoveu aumento da lixiviação, resultando em intoxicação até a camada de 40 cm. O aumento do teor de bioossólido resultou em redução da intoxicação nas camadas mais profundas não ultrapassando 25 cm na maior dose, já o silicato de alumínio demonstrou pouca influência na dinâmica do herbicida no solo. Quanto à altura do pepino, as plantas cultivadas na faixa intermediária da coluna apresentaram maior estiolamento em ambos os resíduos. A biomassa das plantas foi maior nas camadas mais profundas do perfil na maior dose de biochar e silicato de alumínio, já com o bioossólido isso ocorre em camadas intermediárias. O uso de bioossólido reduz a lixiviação da mistura de herbicidas picloram + 2,4-D no solo e os riscos de contaminação, porém o biochar potencializa a capacidade de lixiviação dessa mistura de herbicidas no solo.

Palavras-chave: Sorção. Coluna de solo. Matéria orgânica. Lixiviação.

CHAPTER 2 – MOVEMENT OF PICLORAM E 2,4-D HANDLING IN SOIL ADDED OF BIOCHAR, BIOSOLIDS AND ALUMINUM SILICATE

ABSTRACT

Plant protection is an essential practice in high-yield crops, so the fate of the herbicides utilized in crops has become of major environmental concern. In the present study the objective was to evaluate the leaching for mixture of the picloram + 2,4-D herbicides applied in soil incorporated with different doses of thermally treated biosolids, biochar from eucalyptus and aluminum silicate. The experiment was installed in a greenhouse and the residues were incorporated into soil columns. The experiment was set up in a completely randomized design, in the split plot scheme in a 3x5 arrangement with 4 replicates. The main plots were the different compounds tested and the incorporated proportion of doses 0, 10, 20, 30 and 40% of the profile volume, it was allocated on the sub-plot the segments of the column representing the depths evaluated (0-5, 5- 10, 10-15, 15-20, 20-25, 25-30, 30-35, 35-40 and 40-45 cm). The experimental units were composed of PVC columns filled with soil and different proportions of the residues. After filling the soil was put in the field capacity and the herbicide was applied to the surface, after 18h a 40 mm of water blade was simulated in all columns. These remained 72 h in the vertical position and were later taken to countertops in the horizontal position where they were opened and sowed cucumber along the profile as a bioindicator species. Were evaluated the intoxication, height and dry mass of the cultivated plants in this profile. For interpretation of the results, the bioassay data were submitted to analysis of variance and regression. The incorporation of the soil with the different compounds provided a change in the dynamics of picloram + 2,4-D, mainly in the bioindicator intoxication. The increasing content of biochar promoted increased leaching, resulting in intoxication up to the 40 cm layer. The increase of biosolid content resulted in reduction of intoxication in the deeper layers, not exceeding 25 cm in the highest dose, since aluminum silicate showed little influence in dynamics of the herbicide on soil. About the height of the cucumber, the plants cultivated in the intermediary range of the column presented higher stretching in both residues. The biomass of the plants was higher in the deeper layers in the higher dose of biochar and aluminum silicate, whereas with the biosolid it occurs in intermediary layers. The use of biosolids reduces the leaching of the mixture of picloram + 2,4-D herbicides in the soil and reduces the risks of contamination, but biochar may enhance the leaching capacity of this mixture of herbicide in the soil.

Keywords: Sorption. Soil column. Organic matter. Leaching.

2.1 INTRODUÇÃO

A proteção de plantas tornou-se uma prática essencial na agricultura moderna que busca o alto rendimento produtivo. O uso do controle químico com herbicidas no manejo das plantas daninhas é cada vez maior, sobressaindo aos demais métodos que na maioria das vezes são mais onerosos e de menor eficiência.

O Brasil possui grande aptidão ao setor agrícola e amplas áreas cultivadas. Nesse sentido observa-se grande utilização de herbicidas, no país são registrados 113 ingredientes ativos (BRASIL, 2016). As extensas áreas ocupadas com pastagens, cana-de-açúcar, milho e arroz faz com que os herbicidas à base de 2,4-D e picloram sejam amplamente utilizados no Brasil e no mundo, principalmente por sua elevada eficiência no controle de plantas daninhas eudicotiledôneas (RODRIGUES; ALMEIDA, 2005), incluindo espécies tolerantes ao glyphosate (ROBINSON et al., 2012; WALKER et al., 2012). O uso indiscriminado desses produtos tornou-se uma grande preocupação em relação ao problema de contaminação ambiental, principalmente pela capacidade de alguns em atingirem águas subterrâneas (CLOSE et al., 2003). Adicionalmente, o picloram possui residual elevado no solo e pode causar problemas ambientais (CLOSE et al., 2003; PALMA et al., 2004).

O solo é o principal destino para maior parte dos herbicidas usados globalmente. Os produtos químicos ao atingirem esse sistema dinâmico podem sofrer interação de forças física, química e biológica do solo (D'ANTONINO et al., 2009a). Fatores como ação microbiana, características ambientais e *status* de umidade influenciam na adsorção e dessorção que determinam em parte a disponibilidade dos herbicidas. Estes parâmetros desempenham papel importante na movimentação e degradação, entretanto alguns estudos apontam a textura e o teor de carbono do solo, como mais importantes no destino final dos herbicidas (CHIRUKURI; ATMAKURU, 2015; GAULTIER et al., 2008). O picloram pode alterar sua dinâmica quanto à sorção sob características distintas de solos (D'ANTONINO et al., 2012).

Assim como o 2,4-D também é mais sorvido em solos com maior teor de matéria orgânica (VIEIRA *et al.*, 1999).

O uso de fontes que possam incorporar carbono orgânico ao solo ou alterar sua estrutura física e química podem ser boa opção para mitigar os impactos desses herbicidas. O biochar é um material rico em carbono produzido a partir da pirólise de biomassa, com o propósito de sequestro e armazenamento de C no solo. O biofósforo é o resíduo sólido, rico em matéria orgânica, oriundo do tratamento térmico de Esgoto (ROCHA *et al.*, 2013). O Silicato de Alumínio é um produto residual oriundo do processamento industrial da extração de Lítio, trata-se de um mineral de constituição inorgânica e quimicamente inerte, pertence à família das argilas.

No presente estudo objetivou-se avaliar a lixiviação para a mistura de herbicidas picloram + 2,4-D aplicado em solo incorporado com diferentes doses de biofósforo, biochar e silicato de alumínio.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi instalado em casa de vegetação na cidade de Montes Claros, MG, situada na longitude 43°51'53" W, latitude 16°44'13" S e a 650 m de altitude.

O solo usado no ensaio apresentou textura média; pH (água) = 5,4; P = 18,32 mg dm⁻³, K = 162 mg dm⁻³; Ca = 7,10 cmolc dm⁻³, Mg = 2,12 cmol dm⁻³, Al = 0,0 cmolc dm⁻³, H + Al = 3,87 cmolc dm⁻³, CTC efetiva = 9,64 cmolc dm⁻³, teor de matéria orgânica = 8,61 daq kg⁻¹ e carbono orgânico 5 daq kg⁻¹. Analisaram-se três resíduos incorporados em colunas de solo em diferentes proporções investigando-se a movimentação do herbicida picloram + 2,4-D em mistura comercial do produto Tordon®.

Os resíduos utilizados foram, o biochar obtido a partir da pirólise de eucalipto, biossólido termicamente tratado oriundo da estação de tratamento de esgoto de Montes Claros e silicato de alumínio, resíduo obtido da extração de lítio. O experimento foi instalado em delineamento inteiramente casualizado, em esquema de parcelas subdivididas com quatro repetições. O ensaio foi instalado em delineamento inteiramente casualizado, no esquema de parcelas subdivididas com 4 repetições. As parcelas principais representam os diferentes compostos testados e as proporções incorporadas 0, 10, 20, 30 e 40% do volume do perfil, alocou-se na subparcela os segmentos da coluna que representam as profundidades avaliadas (0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25, 25-30, 30-35, 35-40 e 40-45 cm), foram mantidas 4 repetições sem herbicida como parâmetro comparativo.

O solo foi seco ao ar, peneirado, homogeneizado, misturado aos resíduos e acondicionado em colunas de cloreto de polivinil (PVC) de 10 cm de diâmetro x 50 cm de altura, marcadas transversalmente a cada 5 cm ao longo da coluna. Essas colunas foram previamente preparadas e parafinadas, para evitar fluxo preferencial da água no interior junto às paredes das colunas. Todas as colunas possuíam tampa lateral removível e uma estrutura vedante na base inferior (tela de náilon), para evitar perda de solo. Após o preenchimento, as colunas foram umedecidas e vedadas na

parte superior com filme de polipropileno (papel-alumínio), para que a água não evaporasse. Após essa etapa as colunas foram transferidas para bancada, onde permaneceram na posição vertical, em repouso por mais 72 horas para drenagem do excesso de água, até atingir umidade próxima à capacidade de campo. Posteriormente aplicou-se o herbicida Tordon®, correspondente a (240g L⁻¹ de 2,4-D + 64g L⁻¹ de picloram) em faixa de aplicação na parte superior das colunas, na dose de 5 Lha⁻¹, utilizou-se pulverizador equipado com ponta TT1110.02, mantendo a pressão de 300 KPA, com volume de calda calibrado para 180 L ha⁻¹.

Após 18 horas da aplicação do herbicida simulou-se uma lâmina de 40 mm em cada coluna, e, decorridas 72 horas, as colunas foram colocadas na posição horizontal e abertas longitudinalmente, retirando-se a tampa removível. Nessa ocasião realizou-se um sulco de 1,0 cm de profundidade, onde foi semeado pepino (*Cucumis sativus*) como planta bioindicadora, para se avaliar a mobilidade do herbicida ao longo do perfil da coluna. A umidade do solo nas colunas, durante a realização deste ensaio, foi mantida por meio de irrigações diárias com água deionizada, com o intuito de suprir às necessidades hídrica sem influenciar na adição de íons e pH. As amostras nas diferentes proporções e os resíduos foram caracterizados quanto ao pH (TABELA 2).

Tabela 2- Caracterização quanto ao pH das amostras de solo, resíduo e substrato (solo+resíduo) em diferentes doses de biochar, biossólido, Silicato de Alumínio

Proporção	Biochar	Biossólido	Silicato de Alumínio
10%	5,47	5,52	6,68
20%	5,88	5,33	7,07
30%	6,26	5,40	7,42
40%	6,45	5,30	7,55
Resíduo	8,6	5,23	7,57
Solo		5,40	

Fonte: Do autor, 2016.

A avaliação de intoxicação das plantas indicadoras foi feita aos 25 dias após o plantio (DAP) por três avaliadores diferentes, atribuindo-se notas de 0

(ausência de intoxicação) a 100 (morte da planta), de acordo com a escala da EWRC (1964) adaptada. Aos 28 DAP foi medido a altura das plantas e ao aos 30 DAP, as plantas de pepino foram seccionadas rente ao solo, acondicionadas em sacos de papel e secas em estufa de circulação forçada de ar até atingir peso constante. Posteriormente, foi determinada a massa seca das plantas indicadoras, em balança analítica com precisão.

Para interpretação dos resultados, os dados obtidos no bioensaio foram submetidos à análise de variância e de regressão adotando-se nível de significância de 5%. Na escolha dos modelos foi levada em consideração a resposta biológica e os coeficientes de determinação. Para o ajuste dos caracteres foram testados 13 modelos de regressão múltipla (TABELA 3). Para verificar a qualidade no ajuste dos modelos, recorreu-se ao critério de informação de Akaike. As análises estatísticas foram feitas no software R (R Development Core Team, 2013). Para verificar a significância dos efeitos das fontes de variação pelo teste F utilizou-se a função *aov* do pacote *stats*. Para o ajuste dos modelos de regressão múltipla recorreu-se ao método dos quadrados mínimos com o auxílio da função *lm* do pacote *stats*. A partir dos valores preditos pelas regressões, foram obtidos gráficos de superfície resposta com auxílio do software Sigma-Plot 11.0.

Tabela 3 – Modelos de regressão múltipla testados para descrever caracteres quantitativos (Z_i) em função de doses dos compostos (x_i) e profundidade no solo (y_i)

Modelo	Função
1	$Z_i = a + bx_i + e_i$
2	$Z_i = a + by_i + e_i$
3	$Z_i = a + bx_i + cy_i + e_i$
4	$Z_i = a + bx_i + cx_i^2 + dy_i + e_i$
5	$Z_i = a + bx_i + cy_i + dy_i^2 + e_i$
6	$Z_i = a + bx_i + cx_i^2 + dy_i + fy_i^2 + e_i$
7	$Z_i = a + bx_i + cy_i + dx_i y_i + e_i$
8	$Z_i = a + bx_i + cx_i^2 + dy_i + fx_i y_i + e_i$
9	$Z_i = a + bx_i + cy_i + dy_i^2 + fx_i y_i + e_i$
10	$Z_i = a + bx_i + cx_i^2 + dy_i + fy_i^2 + gx_i y_i + e_i$
11	$Z_i = a + bx_i + cx_i^2 + dy_i + fy_i^2 + gx_i y_i + hx_i^2 y_i + e_i$
12	$Z_i = a + bx_i + cx_i^2 + dy_i + fy_i^2 + gx_i y_i + hx_i y_i^2 + e_i$
13	$Z_i = a + bx_i + cx_i^2 + dy_i + fy_i^2 + gx_i y_i + hx_i^2 y_i + jx_i y_i^2 + e_i$

Fonte: Do autor, 2016.

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A incorporação ao solo do biochar, biossólido e silicato de alumínio proporcionou mudança na dinâmica do picloram+2,4-D, verificada pela intoxicação de plantas de *Cucumis sativus* cultivadas ao longo do perfil da coluna (TABELA 4).

Tabela 4 – Equações ajustadas para intoxicação e massa seca de *Cucumis sativus* cultivado em solo adicionado de doses crescentes de biochar, biossólido e silicato de alumínio sob aplicação de picloram + 2,4-D

Biochar	
Intoxicação (%)	$Z_i = 110^{***} + (-0,452)x_i + (-0,01152)x_i^2 + (-3,114^{**})y_i + (0,007909)y_i^2 + (0,1272^{**})x_i y_i + (0,002314^{**})x_i y_i^2$ $R^2 = 0,91$
Massa seca (g)	$Z_i = -0,04626 + (-0,0006857)x_i + (0,00007238)x_i^2 + (0,03774^{***})y_i + (-0,0007003^{***})y_i^2 + (-0,0008885^{***})x_i y_i + (0,00002152^{***})x_i^2 y_i$ $R^2 = 0,87$
Biossólido	
Intoxicação (%)	$Z_i = 111,2^{***} + (-0,254)x_i + (0,01694)x_i^2 + (-3,963^{**})y_i + (0,02926)y_i^2 + (-0,09095)^0 x_i y_i + (0,001896^*)x_i y_i^2$ $R^2 = 0,89$
Massa seca (g)	$Z_i = -0,5921^{***} + 0,0278^{**}x_i + (-0,0003643)^0 x_i^2 + 0,0872^{***}y_i + (-0,0015^{***})y_i^2$ $R^2 = 0,67$
Silicato de alumínio	
Intoxicação (%)	$Z_i = 121,39^{***} + (-1,089^*)x_i + (0,0269^*)x_i^2 + (-3,9155^{***})y_i + (0,0256)^0 y_i^2$ $R^2 = 0,87$
Massa seca (g)	$Z_i = (-0,2) + 0,00189x_i + 0,000206^0 x_i^2 + 0,05397^{***}y_i + (-0,000937)^{***}y_i^2 + (-0,00131)^{**}x_i y_i + 0,0000304^{**}x_i y_i^2$ $R^2 = 0,66$

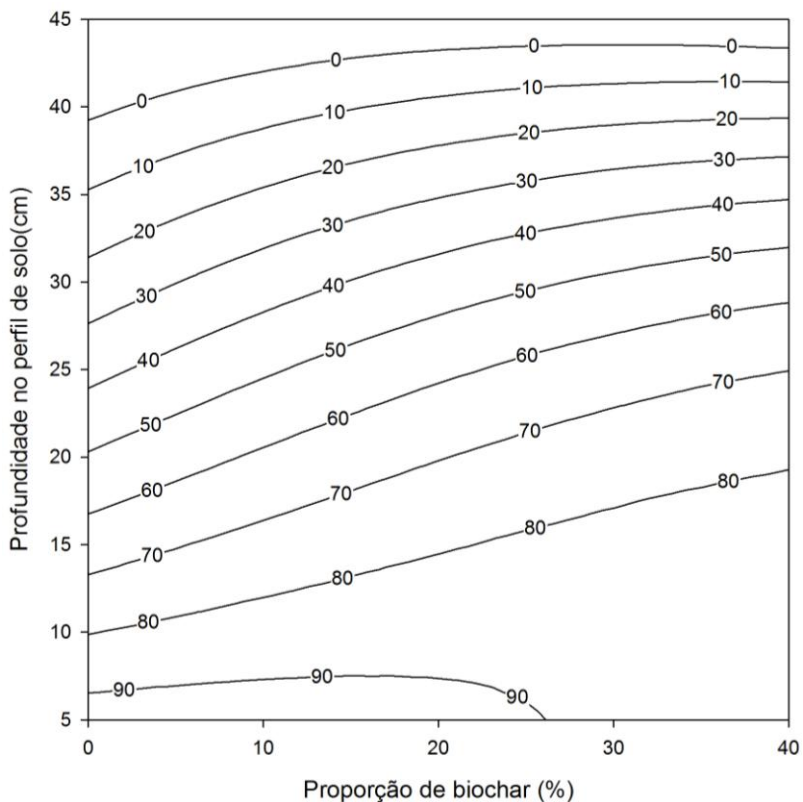
Códigos de significância: *** P<0,001; ** P<0,01 e * P<0,05

Fonte: Do autor, 2016.

O aumento das doses de biochar potencializou a lixiviação do picloram+2,4-D o que ocasionou menor intoxicação do bioindicador na camada superficial (GRÁFICO 1), indicando que produto atinge mais facilmente as camadas inferiores na coluna de solo.

O aumento das doses de biochar adicionado ao solo, com exceção da camada superficial da coluna, promove acentuação na intoxicação de *C. sativus*. Os níveis de intoxicação são reduzidos ao longo do perfil do solo, entretanto isso ocorre em menor intensidade quando da aplicação das maiores doses de biochar. À medida que se aumenta a dose de biochar incorporado ao solo nota-se que o herbicida apresenta maior mobilidade e lixiviação obtendo no bioindicador níveis de intoxicação mais elevados nas camadas medianas e mais profundas da coluna chegando a 40 cm de profundidade (GRÁFICO 1).

Gráfico 1 – Intoxicação de *Cucumis sativus* cultivado em coluna de solo acrescido de doses crescentes de biochar e sob aplicação de picloram + 2,4-D



Fonte: Do autor, 2016.

Alterações no solo por meio da adição de substâncias transformadas como o biochar interferem na dinâmica de sorção, lixiviação e dissipação de pesticidas nesses substratos (MARÍN-BENITO *et al.*, 2009; WANG *et al.*, 2010; GRABER *et al.*, 2012). Entretanto existem controvérsias em relação a esse efeito, principalmente quanto à fonte de matéria prima usada na transformação para formação do biochar.

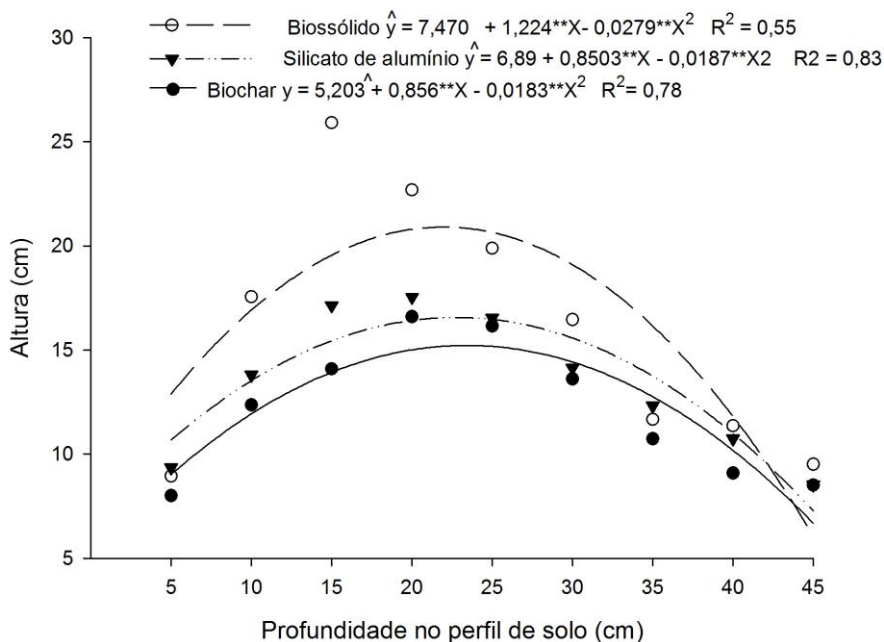
O biochar pode intensificar a retenção da molécula herbicida, aumentando o teor de carbono orgânico do solo (YU *et al.*, 2010; SPOKAS *et al.*, 2009). Entretanto o uso de alguns desses compostos pode também proporcionar redução na sorção de alguns herbicidas, devido a compostos

orgânicos que se associam ou competem com moléculas dos herbicidas pelo sítio de ligação nos colóides do solo, o que aumenta a mobilidade do produto (CABRERA *et al.*, 2011; COX *et al.*, 2007). Fato esse que pode explicar a evidente percolação do picloram + 2,4-D até as camadas mais profundas nas colunas com as maiores concentrações do biochar. Tal fenômeno é condizente com o obtido por Cabrera *et al.*, (2011), que ao trabalharem com herbicidas a base de ácido fluometuron e 4-cloro-2-methylphenoxyacetic (MCPA) observaram menor sorção em solo acrescido com biochar produzido a partir de cascas de nozes feitas com pirólise rápida se comparado com outros compostos. Além disso solos argilosos de forma natural possuem maior capacidade de sorção de alguns pesticidas (CHIRUKURI; ATMAKURU, 2015), processo que pode ser revertido quando da adição de certos compostos orgânicos (COX *et al.*, 2007).

A forma de produção e o material de origem para obtenção do biochar pode alterar sua composição e características físico-químicas e consecutivamente sua capacidade de sorção (NAG *et al.*, 2011; SOPEÑA *et al.*, 2012), portanto existem diferentes respostas relativa ao uso de biochar com características heterogêneas.

As plântulas de *C. sativus*, cultivadas em solo contendo biochar, apresentaram maior altura na região mediana da coluna, entre 15 e 30 cm de profundidade, sendo que nas camadas superiores e inferiores obteve-se os menores valores para essa variável (GRÁFICO 2).

Gráfico 2 – Altura de *Cucumis sativus* cultivado em coluna de solo acrescido de biochar, bioossólido esilicato de alumínio em diferentes profundidades do solo sob aplicação de picloram + 2,4-D

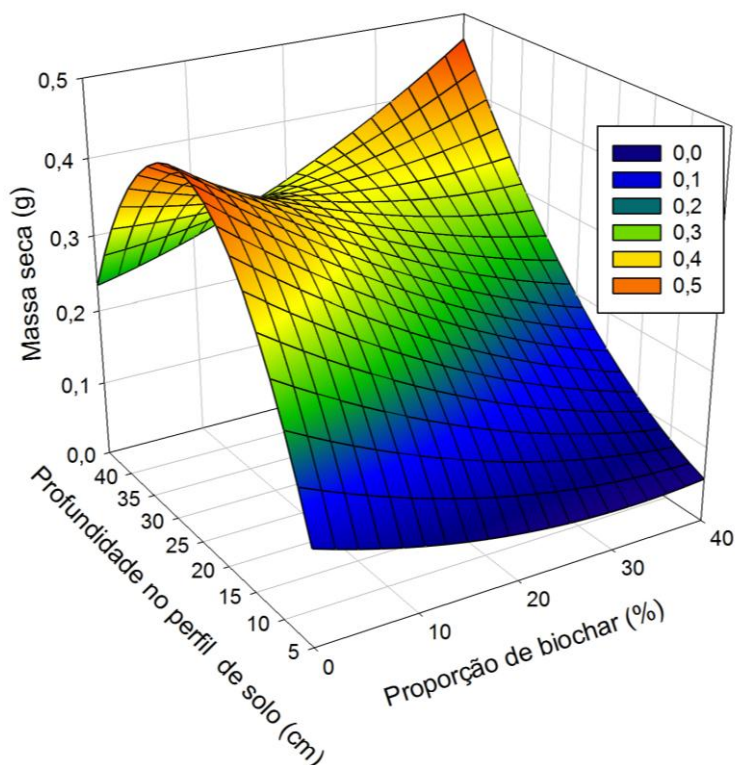


Fonte: Do autor, 2016.

A ação dos herbicidas mimetizadores de auxina no tecido vegetal em doses mais baixas ou inferiores a de efeito letal provoca alongamento celular e posterior estiolamento do caule (SILVA; FERREIRA; FERREIRA, 2007; TAIZ; ZEIGER, 2013) o que pode explicar maiores alturas de *C. sativus*. D'ANTONINO *et al.*, (2009a) também observaram acúmulo de picloram entre 15 e 50 cm em coluna de solo. Nas camadas iniciais esse fato não ocorre visto que o herbicida está em concentração mais elevada e promove injurias intensas com alto nível de intoxicação, onde o estiolamento inicial é rapidamente seguido da morte das plantas. De forma oposta, as camadas mais profundas demonstram menor ação do herbicida, as plantas mantêm seu desenvolvimento normal e tendem a atingir menor altura nesse curto intervalo de tempo.

A biomassa de *C. sativus* foi menor nas camadas superficiais em função da concentração e ação da mistura herbicida. As plantas cultivadas até a dose de 20% de biochar demonstraram efeito linear crescente para acúmulo de biomassa até a camada de 20 cm, a partir dessa ocorre redução na massa seca das plantas (GRÁFICO 3). A adição de biochar a partir da proporção de 20% ao solo apresenta efeito crescente no acúmulo da massa seca de *C. sativus* à medida que se aprofunda no perfil, acentuando-se na maior dose aplicada (GRÁFICO 3). Observa-se que a interação entre o herbicida e adição de biochar de forma geral proporcionou redução na massa seca das plantas de *C. sativus* com exceção daquelas cultivadas nas camadas mais profundas.

Gráfico 3 – Biomassa do *Cucumis sativus* cultivado em coluna de solo acrescido de doses crescentes de biochar e sob aplicação de picloram + 2,4-D



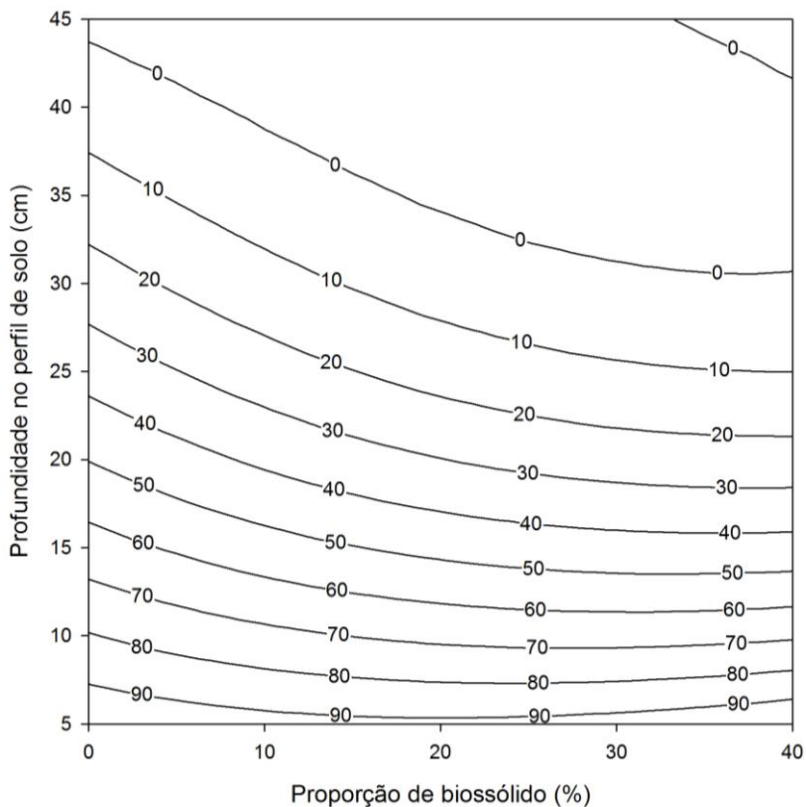
Fonte: Do autor, 2016.

Alguns herbicidas, quando se encontram em baixas concentrações no solo, podem exercer função inversa e auxiliar o desenvolvimento vegetal (CEDERGREEN *et al.*, 2008; BELZ, R. G; DUKE, 2014). Esse estímulo é denominado efeito de hormese, entendido como mecanismo de resposta das plantas, que pode resultar em ganhos para espécie em condição de subdose (CEDERGREEN, 2008; CALABRESE; BLAIN, 2009). Esse mecanismo pode ser observado pelo efeito residual de herbicidas mimetizadores de auxina, inclusive com a mistura de 2,4-D + picloram (BARROS *et al.*, 2014). Todavia, tal fato sugere a presença da mistura de herbicidas no solo e a influência do biochar na mobilidade desta.

Os resultados obtidos podem ser explicados por esse estímulo, nas condições em que há maior proporção de biochar ocorre também maior lixiviação do herbicida, porém ele chega às camadas mais profundas em concentrações mais baixas, fato que ocorre quando da incorporação de 40% de biochar ao solo na faixa de 40 cm, com as maiores médias de massa seca. Já nas parcelas ausentes de biochar e nas menores doses desse composto incorporado ao solo, as moléculas do herbicida não se encontram na última camada em concentrações que possam causar danos ou até mesmo esse estímulo, podendo esse ser um dos motivos para os menores valores de biomassa nessa camada em relação às demais doses. O fato da adição de biochar relacionar-se com a redução da massa seca, principalmente até os 30 cm de profundidade na coluna de solo pode ser apontado como indicativo que esse composto favorece a mobilidade do herbicida presente na camada superficial.

Ao incorporar biofósforo ao solo nota-se que o incremento deste promove redução da intoxicação causada pelo picloram + 2,4-D a *C. sativus* cultivado ao longo da coluna de solo. O aumento na dose de biofósforo proporciona redução no efeito do herbicida nas camadas profundas, indicando maior retenção na faixa superficial e menor mobilidade do produto. Foi possível observar intoxicação nas plantas de *C. sativus* a uma profundidade maior que de 35 cm na ausência do biofósforo, enquanto na dose de 40% desse resíduo ocorrem sintomas em baixo grau de severidade (GRÁFICO 4). A diferença pelo uso do biofósforo se intensifica principalmente após os 25 cm do perfil evidenciando-se que a concentração e a amplitude da camada matéria orgânica no solo podem reduzir a chance de o herbicida atingir camadas mais profundas.

Gráfico 4 – Intoxicação de *Cucumis sativus* cultivado em coluna de solo acrescido de doses crescentes de biossólido sob aplicação de picloram + 2,4-D



Fonte: Do autor, 2016.

Alguns autores apontam que o coeficiente de sorção de herbicidas é maior em solo com elevada concentração de carbono orgânico (CHIRUKURI; ATMAKURU, 2015; GHOSH E SINGH, 2009), esse fator além de contribuir com a sorção pode aumentar a degradação do produto em função do aumento da bioatividade microbiana que já foi elucidado para o 2,4-D (KAH; BEULKE; BROWN, 2007). Entretanto o aumento da bioatividade microbiana

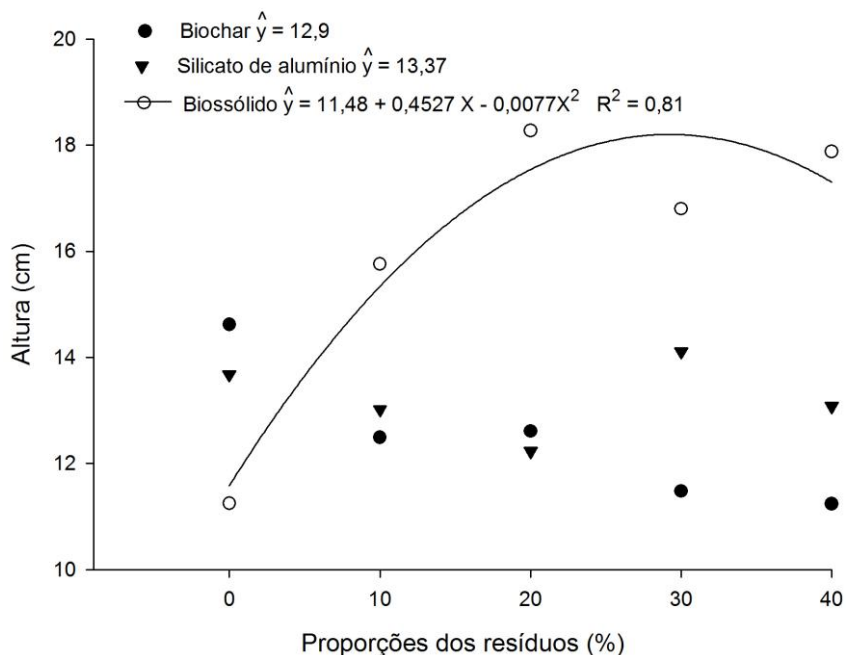
não pode ser compreendida como a única influencia na taxa de degradação visto que em solos com maior teor de matéria orgânica além da atividade microbiana, a sorção também tende a ser maior, fenômeno esse que pode interferir de forma mais preponderante na taxa de degradação (GAULTIER *et al.*, 2008). Isto se deve ao fato de que o herbicida perder sua ação ao adsorver-se a matéria orgânica, mas ainda sim pode ficar retido sem se degradar (VIEIRA *et al.*, 1999).

Parâmetros como o coeficiente de sorção e a meia vida do produto são ferramentas importantes para realizar a estimativas mais precisas da taxa de lixiviação. GAULTIER *et al.*, (2008) observaram aumento da sorção e meia vida do 2,4-D se comparado com outro solo com menor teor de carbono orgânico.

O bissólido tamponou o solo e manteve o pH próximo ao seu valor natural e inferior aos tratamentos com biochar, que por sua vez aumentou o pH em relação à testemunha (TABELA 2). Embora ambos os resíduos sejam fontes de carbono orgânico, a diferença quanto à lixiviação pode ser explicada devido à alteração do pH, visto que o menor valor dessa variável contribui para a sorção do herbicida no solo (D'ANTONINO *et al.*, 2009a), assim como obtido no uso biossólido. Isso demonstra que alterações do solo com substâncias ricas em carbono orgânico podem interferir diretamente na lixiviação dos herbicidas e no risco de contaminação ambiental. Dessa forma a taxa de lixiviação é específica para cada local.

Para a variável altura de *C. sativus* observa-se que nas camadas entre 15 e 30 cm de profundidade da coluna do solo, foram encontradas as plantas maiores em função dos sintomas de estiolamento (GRÁFICO 2). Com o uso de biossólido evidencia-se o efeito crescente em função das doses de biossólido aplicado (GRÁFICO 5).

Gráfico 5 – Altura de *Cucumis sativus* cultivado em coluna de solo acrescido de doses crescentes de biochar, biossólido e silicato de alumínio sob aplicação de picloram + 2,4-D



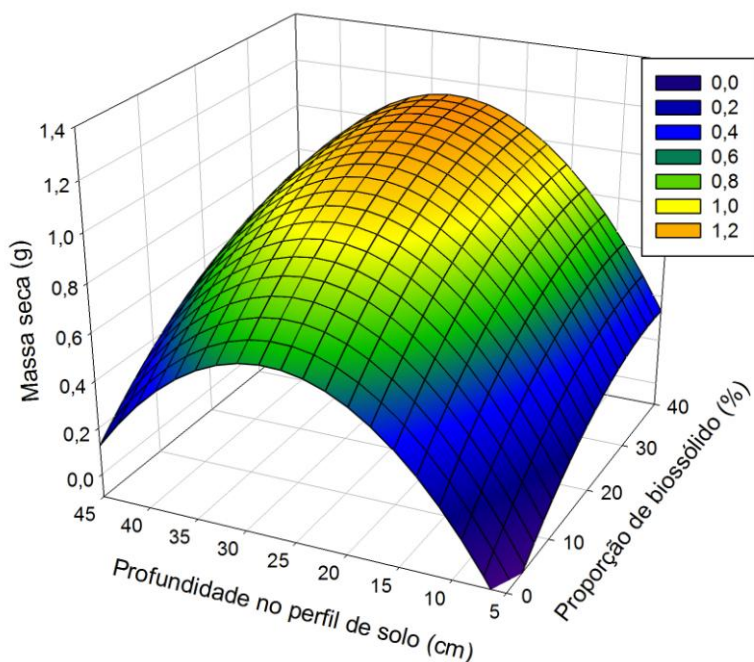
Fonte: Do autor, 2016.

O biossólido pode proporcionar incrementos em parâmetros do crescimento de vegetais (ALBUQUERQUE *et al.*, 2015; FÁVARES *et al.*, 2016), o que pode explicar o ganho em altura. Em relação ao crescimento desordenado das plantas de *C. sativus* é possível apontar efeito similar ao ocorrido com biochar em profundidades intermediárias, muito embora os sintomas de intoxicação nas maiores profundidade do solo incorporado com biossólido evidenciam menor lixiviação. Os herbicidas mimetizadores de auxina podem agir de diferentes formas a depender da concentração disponível para as plantas. Os sintomas obtidos ocorrem pela ação auxínica, que pode causar efluxo de prótons e perda da estabilidade na parede celular

dos vegetais (ROMAN *et al.*, 2007), essa instabilidade pode levar a flacidez celular e com isso a planta perde a capacidade de limitar o crescimento, causando assim os sintomas de estiolamento em plantas sensíveis.

Assim como a altura, a massa seca das plantas de *C. sativus* cultivadas no biossólido também foi maior nas profundidades intermediárias da coluna de solo. Na camada superficial da coluna de solo a massa seca das plantas não ultrapassou 0,5 g/planta mesmo na dose máxima de biossólido, porém esse valor ultrapassou 1 g/planta nas camadas intermediárias do perfil (GRÁFICO 6). Como a intoxicação nessa faixa de solo não foi elevada é possível inferir que a concentração do produto em tal profundidade estimulou o crescimento das mesmas. Plantas cultivadas no estrato mais profundo do solo apresentaram acréscimo na biomassa em função do uso de biossólido (GRÁFICO 6).

Gráfico 6 – Biomassa de *Cucumis sativus* cultivado em coluna de solo acrescido de doses crescentes de biossólido e sob aplicação de picloram + 2,4-D

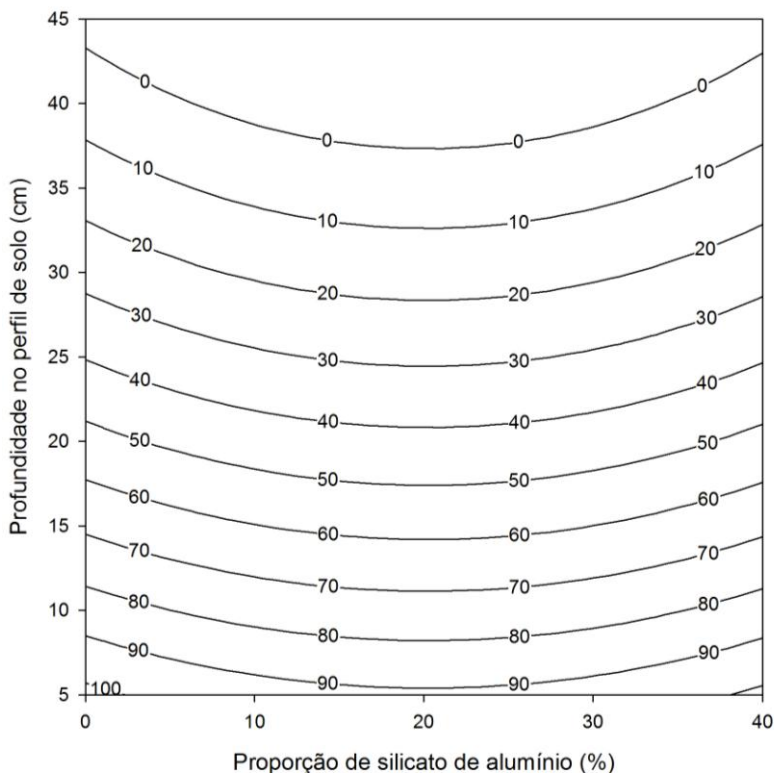


Fonte: Do autor, 2016.

Observando a interação entre os fatores é possível notar que o estímulo foi mais relacionado ao efeito residual e estimulante de subdose do herbicida, que propriamente ao uso do biossólido, haja visto que o acúmulo de biomassa foi evidenciado em uma faixa específica do perfil, onde também se verificou o maior estiolamento.

Para o uso do silicato de alumínio os níveis drásticos de intoxicação no bioindicador são reduzidos de forma linear ao longo do perfil do solo com pouca influência da dose desse composto. Para essa variável o uso de silicato de alumínio não influenciou diretamente na resposta em relação à mobilidade do herbicida (GRÁFICO 7).

Gráfico 7 – Intoxicação de *Cucumis sativus* cultivado em coluna de solo acrescido de doses crescentes de Silicato de alumínio e sob aplicação de picloram + 2,4-D

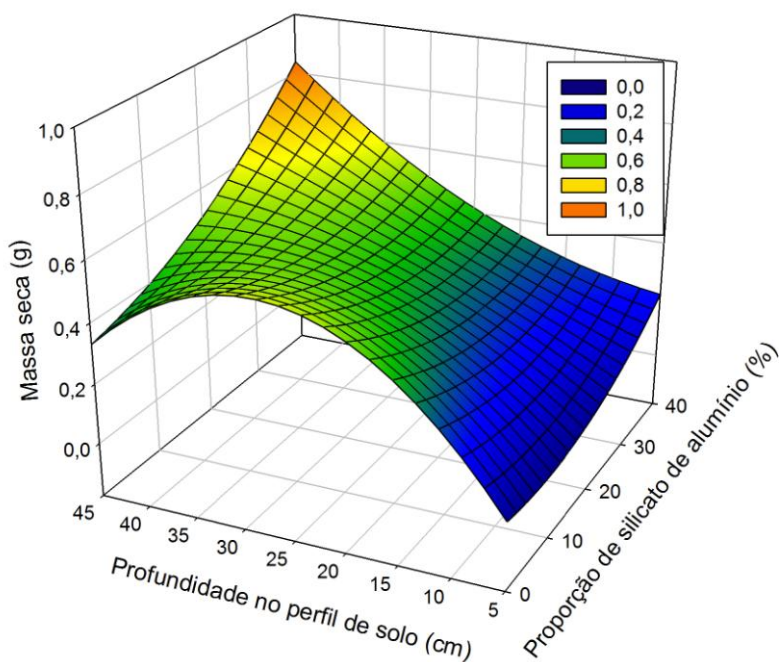


Fonte: Do autor, 2016.

A altura das plantas de *C. sativus* cultivadas em solo com adição de silicato de alumínio assim como nos demais tratamentos foi significativamente superior na faixa intermediária da coluna de solo (GRÁFICO 2), confirmando que sob a lâmina de água aplicada o herbicida percola até a profundidade de 15 a 30 cm ainda em concentração suficiente para causar o estiolamento das plantas em ambos os ensaios. Nenhum dos compostos ou doses utilizadas evitou esse efeito sobre as plantas, porém é possível notar que os sintomas causados pela lixiviação segue a seguinte ordem, biochar < silicato de alumínio < bio sólido.

A massa seca das plantas de *C. sativus* aumentou de forma concomitante com a profundidade da coluna, entretanto com ganho mais acentuado quando da incorporação de doses maiores de silicato de alumínio e na camada mais profunda de solo (GRÁFICO 8).

Gráfico 8 – Biomassa de *Cucumis sativus* cultivado em coluna de solo acrescido de doses crescentes de Silicato de alumínio e sob aplicação de picloram + 2,4-D



Fonte: Do autor, 2016.

O uso do silicato de alumínio adicionado na composição de substratos pode proporcionar alguns ganhos produtivos na produção de mudas (CASTRO *et al.*, 2016). Quanto à finalidade de proteção, o silicato de alumínio parece reduzir a ação do herbicida de forma pouco representativa apenas na camada mais profunda, onde a produção de biomassa foi superior na dose máxima de silicato de alumínio. Alguns herbicidas quando em

solução aquosa encontra-se carregado negativamente (VIEIRA *et al.*, 1999). A sorção de ânions nessas condições pode ocorrer em minerais com capacidade de troca. Solos que apresentem em sua composição alumino-silicatos ou óxido de ferro e alumínio podem apresentar formas catiônicas em pH ácido (SPADOTTO; MATALLO; GOMES, 2003). Porém nas condições do experimento o silicato de alumínio proporcionou aumento no pH (TABELA 2), com pouca influência na dinâmica do herbicida.

2.4 CONCLUSÃO

A adição de biochar oriundo da pirólise da madeira de eucalipto promove maior movimentação vertical de picloram + 2,4-D no solo. O aumento do teor de biossólido no solo diminui a movimentação do herbicida. O aumento das doses desses resíduos até a quantidade máxima testada de 40% proporcionam aumento da lixiviação com o biochar e sorção com o biossólido. O silicato de alumínio não influencia a lixiviação do picloram + 2,4-D no solo.

CAPITULO 3 – USO DE RESÍDUOS NA SORÇÃO DA MISTURA HERBICIDA PICLORAM+2,4-D EM CULTIVO DE EUCALIPTO

RESUMO

Herbicidas residuais, quando na solução do solo, promovem o controle de plantas daninhas em pré-emergência, porém, são suscetíveis a perdas e intoxicação de organismos não alvo. Objetivou-se com esse trabalho avaliar a dinâmica da mistura picloram + 2,4-D em substrato contendo biochar, bioossólido e silicato de alumínio. Para isso, foi montado um experimento delineado em cinco blocos casualizados e esquematizado em fatorial 2x 5, o primeiro fator representa dois resíduos, bioossólido e biochar incorporados em covas de plantio, o segundo fator representa as 5 doses desses compostos 0, 5, 10, 15 e 20% referente ao volume da cova. De forma simultânea outro experimento também em blocos casualizados conduzido na mesma área, sendo constituído pelo resíduo silicato de alumínio em 5 doses 0, 1, 2, 3 e 4 kg em cada cova. Também foram testados em experimento simultâneo os mesmos resíduos na superfície das covas, foram avaliadas lâminas de 0, 1, 2, 3 e 4 cm equivalente as quantidades 0, 0,9, 1,8, 2,7 e 3,6 dm³ em cada cova, o delineamento utilizado foi o mesmo. Após adição dos resíduos foi realizada a aplicação da mistura dos herbicidas picloram + 2,4-D na dose de 5 L ha⁻¹ formulação comercial Tordon[®]. Foram realizados dois plantios de eucalipto, o primeiro aos 30 e o segundo 68 dias após aplicação (DAA). O biochar proporcionou redução efetiva na intoxicação, tanto o biochar quanto o bioossólido proporcionaram aumento área foliar, melhora da taxa fotossintética e eficiência do uso da água da mudas de eucalipto. A forma de aplicação em superfície apresenta resultados mais efetivos na redução de intoxicação das plantas, enquanto o uso incorporado foi pouco satisfatório. O biochar e bioossólido possui potencial de uso agrícola na retenção de picloram + 2,4-D no solo. Coberturas com lâminas menores de 2,7 dm³ ou 3 cm de resíduo na superfície do solo são mais adequadas para cultivos futuros.

Palavras chave: Biochar. Bioossólido. Taxa fotossintética. Área foliar. Efeito residual.

CHAPTER 3 – USE OF WASTE IN THE SORPTION OF THE HERBICIDE MIXTURE PICLORAM + 2,4-D IN EUCALYPTUS CULTIVATION

ABSTRACT

Residual herbicides, when in the soil solution, promote the control of weeds in pre-emergence, but they are susceptible to losses and intoxication of non-target organisms. The objective of this work was to evaluate the dynamics of the mixture picloram + 2,4-D in a substrate containing biochar, biosolids and aluminum silicate. For this, it was set up an outlined experiment in five randomized blocks and schematized in 2 x 5 factorial, the first factor represents two residues, biosolids and biochar incorporated in planting pits, the second factor represents the 5 doses of these compounds 0, 5, 10, 15 and 20% relative to the volume of the pit. Simultaneously, another experiment was carried out in a randomized block in the same area, consisting of aluminum silicate residue in 5 doses of 0,1, 2, 3 and 4 kg in each pit. Also, the same residues were tested in a simultaneous experiment on the surface of the pits, slides of 0, 1, 2, 3 and 4 cm were evaluated, equivalent to the amounts 0, 0.9, 1.8, 2.7 and 3.6 dm³ in each pit, the design used was the same. After addition of the residues it was made the application of the mixture of picloram + 2,4-D herbicides at the dose of 5 L ha⁻¹ commercial formulation Tordon™. Two eucalyptus plantations were carried out, the first at 30 and the second 68 days after application (DAA). The biochar provided an effective reduction in intoxication, both the biochar and the biosolids provided increased leaf area, improved photosynthetic rate and efficiency of water use of eucalyptus seedlings. The way of application in surface shows more effective results in the reduction of intoxication of the plants, while the incorporated use was few satisfactory. Biochar and biosolids have potential for agricultural use in the retention of picloram + 2,4-D in soil. Covers with smaller blades of 2.7 dm³ or 3 cm of residue at the soil surface are more appropriate for future crops.

Keywords: Biochar. Biosolids. Photosynthetic rate. Leaf area. Residual effect.

3.1 INTRODUÇÃO

O eucalipto, em sua variedade de espécies e clones cultivados no Brasil, ganha destaque no setor florestal nacional, com cerca de 5,1 milhões de hectares de florestas plantadas (ABRAF, 2013). O uso de herbicidas no manejo das plantas daninhas em florestas plantadas é cada vez maior, sobressaindo aos demais métodos de controle.

Em virtude do baixo número de produtos registrados para cultura, com eficiência comprovada, as aplicações se resumem ao uso de glyphosate em pós-emergência das plantas daninhas. O uso repetido e frequente desse herbicida tem selecionado plantas daninhas mais tolerantes (TUFFI SANTOS *et al.*, 2013, TIBURCIO *et al.*, 2012). A rotação de mecanismo de ação é um manejo importante para evitar a resistência das plantas aos herbicidas e diminuir problemas no manejo das infestantes. A ocorrência de espécies tolerantes aumenta o número das intervenções, onera a atividade de controle e intensifica o impacto ambiental do manejo químico.

Os herbicidas a base de 2,4-D e picloram são eficientes no controle de plantas daninhas eudicotiledôneas (RODRIGUES; ALMEIDA, 2005), em alguns casos também maximizando o controle em mistura com outros herbicidas (ROBINSON *et al.*, 2012; WALKER *et al.*, 2012), sendo considerados alternativas para rotação de princípio ativo. Entretanto possui efeito residual no solo, podem trazer danos em culturas suscetíveis, em especial o picloram por longa permanência após aplicação (SANTOS *et al.*, 2006). Esses herbicidas, quando aplicados em solos de baixa sorção, podem ficar livres na solução do solo e contaminar o ambiente, principalmente o picloram que possui lixiviação mais rápida (CLOSE *et al.*, 2003).

A mistura de picloram + 2,4-D constitui alternativa ao glyphosate para controle de espécies arbustivas e arbóreas em áreas de implantação do eucalipto. Esses herbicidas também são amplamente usados em áreas de pastagens, onde a implantação de florestas de eucalipto é comum, em plantios puros ou em sistemas integrados como na Integração Lavoura-Pecuária-Floresta. O uso de áreas tratadas com picloram + 2,4-D para o

plantio de espécies sensíveis como o eucalipto deve ser planejado, visto que o efeito residual dessas moléculas pode causar danos a espécie (BARROS *et al.*, 2014).

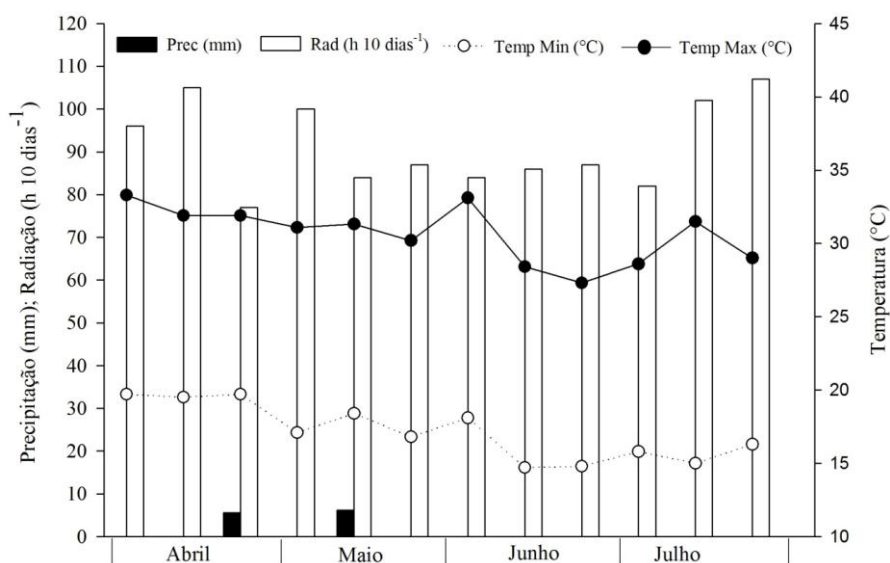
Nesse sentido o uso de práticas agrícolas e silviculturais que permitam a diminuição do residual desses produtos ou sua biodisponibilidade, seja pelo aumento da sua degradação ou da sorção no solo, são fundamentais para evitar problemas de danos em culturas sensíveis em processo de sucessão. Na literatura o uso de matéria orgânica proveniente de resíduos ou compostos orgânicos é recomendado para maximizar a atividade microbiana do solo (BASTIDA *et al.*, 2008) e potencializar a biodegradação de herbicidas mimetizadores de auxina (DIREITO *et al.*, 2015). Também no aumento da sorção e redução da mobilidade desses produtos (YU *et al.*, 2010; CHIRUKURI; ATMAKURU, 2015; COX *et al.*, 2007).

No presente estudo objetivou-se avaliar a dinâmica da mistura de herbicidas picloram + 2,4-D em aplicação prévia ao plantio de eucalipto em solo acrescido de bio sólido, biochar ou silicato de alumínio.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi conduzido no Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, localizado na cidade de Montes Claros – MG, a área experimental situa-se na longitude 43°50'18.29" O, latitude 16°40'59.29" S, sendo caracterizado pela classificação de Köppen como As – Tropical semiárido, com verão seco (ALVARES *et al.*, 2013). Os dados climáticos do período de realização do ensaio são apresentados na (GRÁFICO 9).

Gráfico 9 – Médias por decênio da Precipitação (mm), Temperatura Máxima (°C), Temperatura Mínima (°C) e Insolação (h 10 dias⁻¹) obtidas durante o período de condução do experimento



Fonte: INMET, 2016.

Os experimentos foram implantados em campo com solo cujas características físicas e químicas são: textura média com 34% de argila, 15,7% de areia grossa, 14,3 de areia fina e 36% de silte, 1,99 mg dm⁻³ de P,

189 mg dm⁻³ de K, 7,70 cmol_c dm⁻³ de Ca e 1,60 cmol_c dm⁻³ de Mg e pH de 6,2.

Foram realizados quatro ensaios de campo, sendo dois com composto incorporado na cova de plantio e dois com composto em cobertura, na superfície do solo. Os quatro ensaios foram conduzidos em blocos casualizados, com cinco repetições.

O ensaio 01 foi conduzido no esquema fatorial 2 x 5, sendo dois resíduos bio-sólido e biochar incorporados em covas de plantio, combinados com 5 doses desses compostos 0, 5, 10, 15 e 20% referente ao volume de solo da cova. Esses valores foram estabelecidos com base nas dimensões das covas, estas foram previamente abertas esquadrejadas nas dimensões de 30 x 30 x 30 cm, os resíduos nas determinadas doses foram incorporados ao solo e novamente acrescido a cova.

O ensaio 02 foi conduzido de forma simultânea na mesma área do experimento anterior, sendo constituído pela adição de silicato de alumínio em 5 doses 0, 1, 2, 3 e 4 kg/cova. O silicato de alumínio foi incorporado a cova de plantio conforme descrição para o ensaio 01.

Foram testados de forma simultânea os mesmos resíduos biochar e bio-sólido (ensaio 03) e silicato de alumínio (ensaio 04), porém em aplicação na superfície das covas, sendo testadas a adição de lâminas de 0, 0,9, 1,8, 2,7 e 3,6 dm³ de cada resíduo na área superficial das covas, essas doses equivalem as lâminas de 0; 1; 2; 3 e 4 cm.

O biochar utilizado nos ensaios foi proveniente da queima de eucalipto sendo retirada as partículas grosseiras superiores a malha de 6 cm. O bio-sólido foi proveniente da estação de tratamento de esgoto da cidade de Montes claros. Já o silicato de alumínio é um resíduo proveniente da extração de lítio e foi fornecido pela Companhia Brasileira de Lítio.

A incorporação dos resíduos foi feita 4 meses antes da aplicação do herbicida, já a cobertura das covas foi feita um dia antes da aplicação da mistura dos herbicidas picloram + 2,4-D na dose de 5 L ha⁻¹ formulação comercial Tordon[®], correspondente a (240g L⁻¹ de 2,4-D + 64g L⁻¹ de picloram). A aplicação foi realizada em área total com pulverizador costal

equipado com uma ponta modelo Teejet AI110015 e válvula reguladora de pressão constante a 150 KPA.

As covas foram alocadas no espaçamento de 1 x 1 m e a área tratada com picloram + 2,4-D para o cultivo de mudas de eucalipto. Foram realizados dois plantios, o primeiro aos 30 e o segundo 68 dias após a aplicação (DAA) da mistura herbicida. Utilizou-se as mudas clonais de híbrido de *Eucalyptus urophylla* x *E. grandis*, previamente padronizados quanto ao tamanho e vigor.

A área experimental foi irrigada diariamente por sistema de microaspersão convencional, buscando manter o solo próximo à capacidade de campo e suprir a evapotranspiração da região, com isso fornecer as condições ideais de e sobrevivência das mudas.

Na quinta semana de cultivo, as plantas foram avaliadas visualmente levando-se em consideração mudanças morfológicas na parte aérea, registrando-se em porcentagem o nível de intoxicação em relação à testemunha, considerando 0% à ausência de sintomas visíveis e 100% a morte das plantas de acordo com a escala EWRC (1964) adaptada. Também foi aferido a altura e diâmetro das mudas no plantio e ao final do cultivo e calculado o ganho dessas duas variáveis. Em seguida estas foram cortadas rente ao solo e colocadas em estufa de ventilação forçada até atingirem peso constante, para a determinação da massa seca da parte aérea.

No segundo cultivo além das avaliações citadas, foram realizadas avaliações fisiológicas aos 10 dias após o plantio (DAA), com a utilização de um analisador de gases no infravermelho (IRGA), marca ADC, modelo LCA 4 (Analytical Development Co. Ltd, Hoddesdon, UK). As avaliações foram feitas no terço superior das mudas, em uma folha completamente expandida, utilizou-se iluminação artificial de $1.200 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, concentração de CO_2 de 340 ppm, e umidade de 18 mb na câmara de avaliação do equipamento. Para condições ambientais mais homogêneas e leitura correta dos dados as análises foram realizadas entre 8 e 11:30h.

Foram avaliadas a taxa fotossintética ($A - \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), a condutância estomática de vapores de água ($g_s - \text{mol m}^{-1} \text{s}^{-1}$), a taxa de transpiração ($E -$

$\text{mol H}_2\text{O m}^2\text{s}^{-1}$), a concentração de CO_2 na câmara subestomática ($C_i - \mu\text{mol mol}^{-1}$) sendo calculada a eficiência do uso da água (WUE - $\text{mol CO}_2 \text{mol H}_2\text{O}^{-1}$), a partir da relação fotossíntese pela quantidade de água transpirada. Essas análises não foram executadas no primeiro período de cultivo em função do alto nível de intoxicação das plantas.

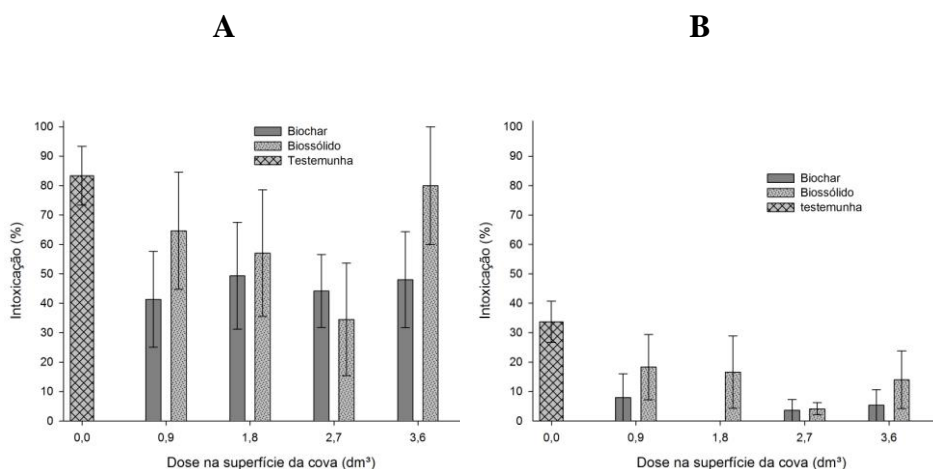
Ao final desse cultivo foram selecionadas 5 folhas de cada muda, estas foram digitalizadas e pesadas separadamente, em seguida aferiu-se a área foliar com o uso do software Image- Pro Plus e, com base nos valores de massa seca total de folhas estimou-se a área foliar das plantas.

Os dados foram submetidos à análise de variância pelo teste F a 5% de probabilidade, e representados em gráficos de regressão das médias dos resíduos levando-se em consideração o fenômeno biológico. Para a variável intoxicação e área foliar, quando os dados não seguiram distribuição normal, estes foram apresentados de forma descritiva.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O biochar, quando aplicado em superfície, proporcionou redução na intoxicação das mudas de eucalipto causada pela mistura de picloram + 2,4D, nas duas épocas de plantio. O volume de biochar utilizado nas covas pouco influenciou na intoxicação das plantas de eucalipto causada pelos herbicidas, sendo que a partir da menor dose testada já houve redução em relação às mudas plantadas na ausência do composto (GRÁFICO 10).

Gráfico 10 – Intoxicação de eucalipto cultivado em solo acrescido de doses crescentes de biochar e biossólido na superfície da cova, sob aplicação de picloram + 2,4-D aos 30 (A) e 68 (B) dias após a aplicação



Fonte: Do autor, 2016.

Em avaliação realizada aos 30 DAA dos herbicidas observou-se menor intoxicação das plantas de eucalipto cultivadas com biochar na superfície da cova. Todas as doses de biochar proporcionaram redução da intoxicação em

relação a testemunha, mesmo com a menor dose testada (GRÁFICO 10A). O bio sólido, quando aplicado em superfície, também demonstrou potencial para proteger as mudas de eucalipto do efeito da mistura de picloram + 2,4-D, quando da aplicação de doses entre 0,9 a 2,7 dm³/ cova. Plantas de eucalipto cultivadas em solo sem adição de bio sólido apresentaram intoxicação de 88,5% enquanto na adição de 2,7dm³ de bio sólido a média observada foi de 34,5 %. Porém na dose máxima desse composto a intoxicação não difere da testemunha (GRÁFICO 10A). Apesar da redução na intoxicação das plantas de eucalipto quando da adição de biochar e bio sólido na superfície da cova de plantio, os sintomas de toxidez são severos e considerados elevados.

Aos 68 DAA as mudas de eucalipto plantadas em covas na ausência de composto apresentaram intoxicação em torno de 37%, enquanto aquelas cultivadas nas covas com adição de biochar na superfície das covas apresentaram média sempre inferior a 10% nesse período, com todas as doses proporcionando menor intoxicação em reação a testemunha. As doses de bio sólido em cobertura também não se diferiram, porém apenas na quantidade de 2,7 dm³ houve redução efetiva se comparada a testemunha. A adição de biochar na superfície da cova do eucalipto permitiu boa remediação do picloram + 2,4-D no solo, sendo comprovada pela baixa intoxicação verificada nas plantas quando do cultivo aos 68 DAA dos herbicidas (GRÁFICO 10B).

Entre as características do solo a matéria orgânica e o carbono orgânico são fatores de grande influência na adsorção e mobilidade de herbicidas no solo. Entretanto a dinâmica desses pesticidas não é homogeneia em respostas a grande variedade de influências do produto e, principalmente, do tipo e solo (BRICEÑO *et al.*, 2007).

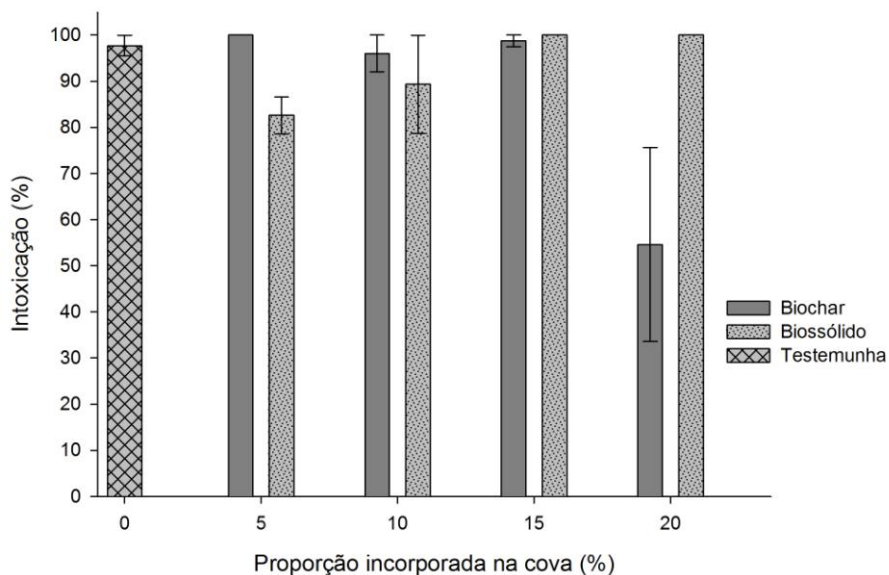
O biochar pode alterar a dinâmica de pesticidas no solo (MARÍN-BENITO *et al.*, 2009; WANG *et al.*, 2010; GRABER *et al.*, 2012). Em certas situações esse composto intensifica a retenção de herbicidas, aumentando o teor de carbono orgânico do solo (YU *et al.*, 2010; SPOKAS *et al.*, 2009), e com isso propicia maior sorção (NAG *et al.*, 2011; SOPEÑA *et al.*, 2012).

Resíduos orgânicos sólidos também podem alterar essa dinâmica (FENOLL *et al.*, 2014). Em solos com maior teor de matéria orgânica o coeficiente de sorção também tende a ser maior, e interferir na taxa de degradação (GAULTIER *et al.*, 2008). Esse fenômeno pode explicar a redução da intoxicação das plantas cultivadas com adição de biofósforo e biochar na superfície das covas, já que os herbicidas tiveram contato direto com tais substâncias antes mesmo de atingirem o solo.

O aumento nas lâminas dos resíduos em superfície por consequência promove maior contato entre os compostos e o sistema radicular, esse fato pode explicar a maior intoxicação na dose mais elevada de o biofósforo aos 30 DAA, o que indica menor retenção do produto se comparado ao biochar. Em concordância com os resultados, WANG *et al.* (2010) também observou que o biochar é mais eficiente na sorção de herbicida em relação ao biofósforo, e que este é mais propício a dessorção do produto. Existe uma complexa relação entre sorção e degradação no solo já que o herbicida pode perder sua ação ao aderir-se a matéria orgânica, mas ainda sim pode ficar retido sem se degradar (VIEIRA *et al.*, 1999) e suscetível ao processo de dessorção. GAULTIER *et al.* (2008) observaram aumento da meia vida do 2,4D em solos com maior teor de carbono orgânico.

Plantas de eucalipto cultivadas em solo acrescido de biofósforo e biochar, incorporados nas covas de plantio e tratado com picloram + 2,4-D apresentaram de forma geral elevados índices de intoxicação aos 30 DAA dos herbicidas, independente do composto e de sua proporção. A intoxicação das mudas reduziu apenas quando cultivadas com biochar na dose máxima de 20%, nesta situação a média de intoxicação foi inferior a 60% enquanto a testemunha apresentou intoxicação próximo a 100% (GRÁFICO 11). A adição de silicato de alumínio em superfície ou incorporado na cova de plantio não proporcionou influência na retenção ou na biodisponibilidade do picloram + 2,4-D.

Gráfico 11 – Intoxicação de eucalipto cultivado em solo acrescido de doses crescentes de biochar e biossólido incorporado na cova de plantio, sob aplicação de picloram + 2,4-D aos 30 dias após a aplicação



Fonte: Do autor, 2016.

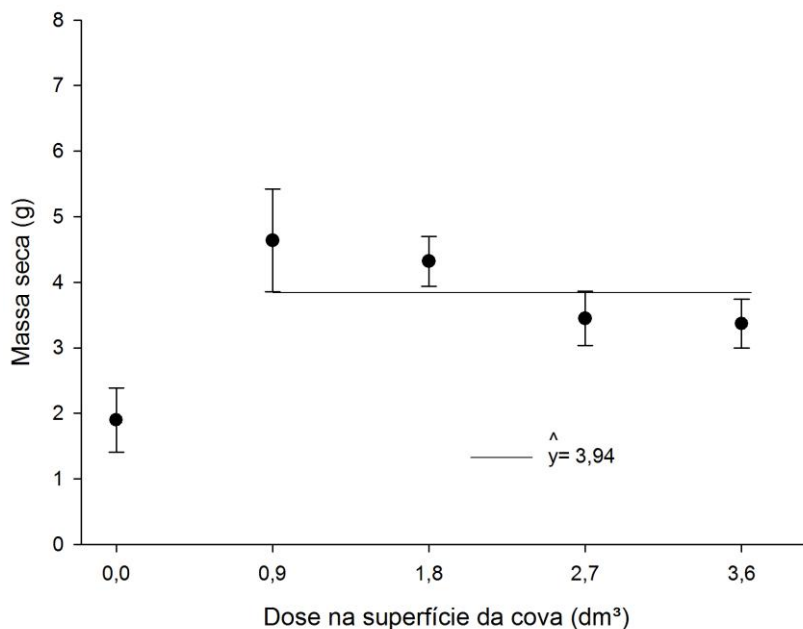
A incorporação ao solo do biochar e do biossólido foi pouco eficiente na remediação dos danos causados pelo herbicida residual, o que parece ter relação com o maior envolvimento dos colóides do solo nesse processo. Algumas fontes de matéria orgânica, mesmo no estado sólido, quando incorporadas ao solo também podem proporcionar aumento na fração matéria orgânica dissolvida e afetar a sorção do herbicida (HUANG; LEE, 2001; COX *et al.*, 2007). Os solos argilosos podem exercer forte sorção de alguns compostos orgânicos, principalmente na forma dissolvida. Esse fato proporciona competição pelo sítio de sorção do solo entre a molécula do produto e a matéria orgânica dissolvida, reduzindo a adsorção do composto, que por sua vez pode ficar livre na solução do solo (COX *et al.*, 2007; FLORES-CÉSPEDES *et al.*, 2002) aumentando a biodisponibilidade e

lixiviação do herbicida. Dessa forma o cultivo com dose máxima de biochar pode ter favorecido a lixiviação do produto até regiões mais profundas a captação radicular, com isso a redução da intoxicação.

Quanto à biomassa do eucalipto não houve efeito para as doses de biochar ou bio sólido em nenhuma das formas de aplicação, porém houve diferente resposta entre os resíduos em superfície. As plantas de eucalipto cultivadas com biochar apresentaram média 2,41g já o bio sólido proporcionou 1,87 g, diferença significativa a $p < 0,05$, esse efeito foi observado apenas aos 30 DAA. Embora o biochar em superfície tenha demonstrado boa proteção, os herbicidas hormonais podem ter movimentação tanto vertical quanto horizontal no solo (BERISFORD *et al.*, 2006). Assim, o fato da aplicação ter ocorrido em área total permite ao herbicida atingir o sistema radicular devido sua mobilidade em camadas mais profundas. Porém o movimento horizontal na superfície do solo pode ser minimizado na proximidade da cova pelo uso desse composto.

O Silicato de alumínio em superfície aos 68 DAA proporciona maior produção de biomassa independente das doses testadas, mesmo a maior dose testada proporcionou médias superiores à testemunha (GRÁFICO 12). Contudo percebe-se nesse quesito que o uso do silicato de alumínio vantajoso em menores proporções sobre a cova em função da quantidade gasta do resíduo.

Gráfico 12 – Biomassa de eucalipto cultivado em solo acrescido de doses crescentes de silicato de alumínio em superfície, sob aplicação de picloram + 2,4-D aos 68 dias após a aplicação



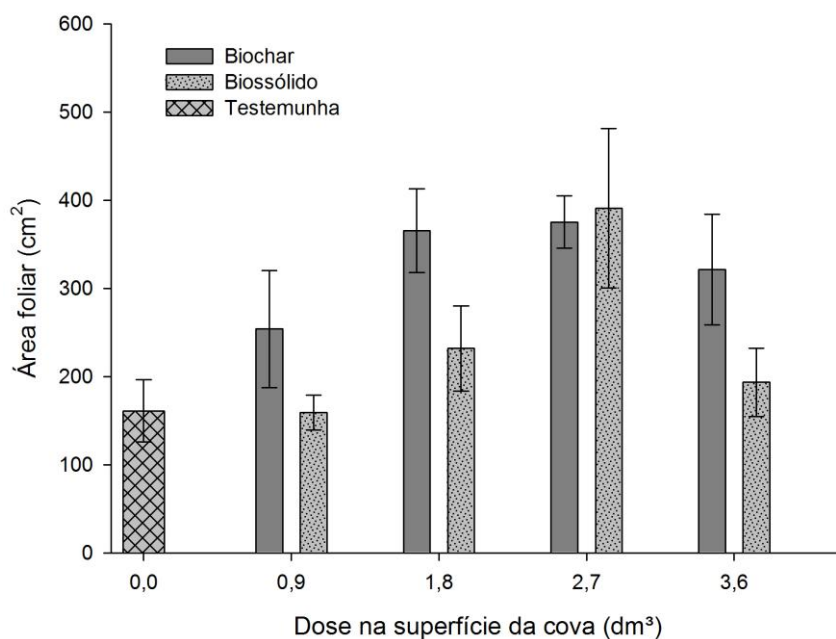
Fonte: Do autor, 2016.

Esse composto demonstra influência apenas aos 68 DAA quando o herbicida se encontrava com efeito residual menor no solo, nesse caso deve-se considerar a característica de alvura do resíduo que pode reduzir a evaporação, e manter a umidade na cova.

Para a área foliar foi possível observar que o uso do biochar e biossólido em superfície evitou a redução desse parâmetro em plantas protegidas pela aplicação em superfície da cova. Principalmente o biochar proporcionou os maiores valores de área foliar por planta em relação aos tratamentos com biossólido nas doses 1,8 e 3,6 dm³, em relação a testemunha foi superior com exceção da dose de 0,9 dm³. O biossólido também minimizou a redução da área foliar, sendo obtidas maiores médias

na cobertura de 2,7 dm³, porém houve redução significativa na dose de 3,6 dm³, provavelmente pelo maior contato direto entre o bioossólido e a raiz. De forma geral o pico máximo de ambos os resíduos proporcionou mais que o dobro na área foliar em relação à testemunha (GRÁFICO 13). Tal resultado aponta que mesmo aos 68 DAA o herbicida causa sérios danos nas mudas, visto que esse é um parâmetro muito importante para o estabelecimento e desenvolvimento do eucalipto.

Gráfico 13 – Área foliar de eucalipto cultivado em solo acrescido de doses crescentes de biochar e bioossólido em superfície, sob aplicação de picloram + 2,4-D aos 68 dias após a aplicação



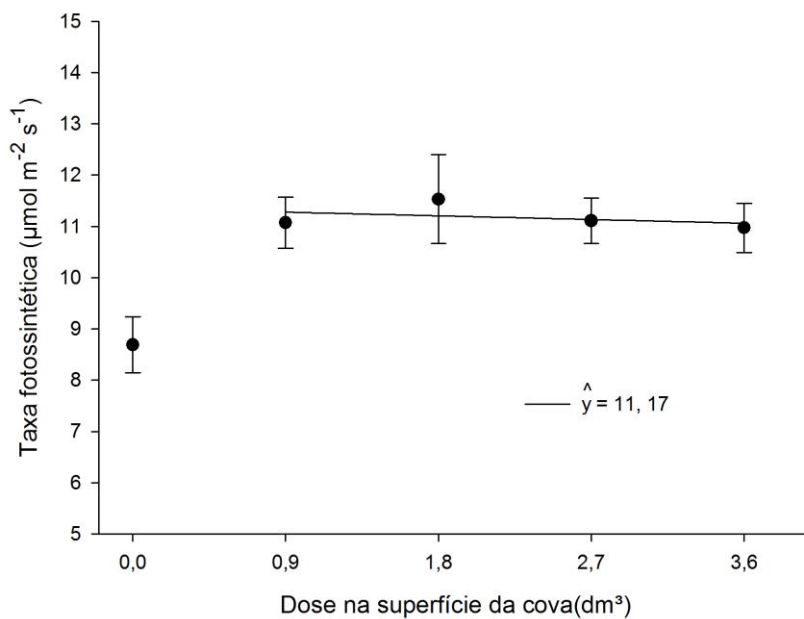
Fonte: Do autor, 2016.

Os herbicidas desse grupo estimulam a produção do etileno (MACHADO *et al.*, 2006; MERCIER, 2013), composto precursor do ácido abscísico. Este por sua vez está ligado à abscisão foliar dos vegetais, além

de comprometer de desenvolvimento e expansão celular das plantas (TAIZ; ZEIGER, 2013). A área foliar exercer função muito importante na captação luminosa e atividade fotossintética, de vital importância para as plantas. Embora os sintomas de intoxicação tenham sido inferiores no último período de cultivo a influência direta na área foliar indica que o efeito residual de tal herbicida pode prejudicar seriamente o cultivo mesmo na ausência de sintomas drásticos na morfologia vegetal. O mau estabelecimento da muda no campo faz com que esta não desenvolva o seu máximo potencial genético e tenha baixo rendimento produtivo (MÁFIA *et al.*, 2005).

A fisiologia das mudas de eucalipto foi influenciada apenas quanto ao uso de biochar e bio sólido em superfície. Não ocorreu interação entre os fatores observando-se apenas o efeito das doses dos compostos aplicados sobre a taxa fotossintética e eficiência no uso da água. A proteção independente da lâmina desses dois compostos proporcionou aumento na taxa fotossintética do eucalipto, em relação às plantas cultivadas na ausência de cobertura da cova (GRÁFICO 14). Esse resultado evidencia a proteção já na menor dose, tendo em vista que as plantas ausentes de proteção foram sempre inferiores, o que reflete a maior ação do herbicida nessas plantas.

Gráfico 14 – Taxa fotossintética de eucalipto cultivado em solo acrescido de doses crescentes biochar e bio sólido em superfície, sob aplicação de picloram + 2,4-D aos 68 dias após a aplicação



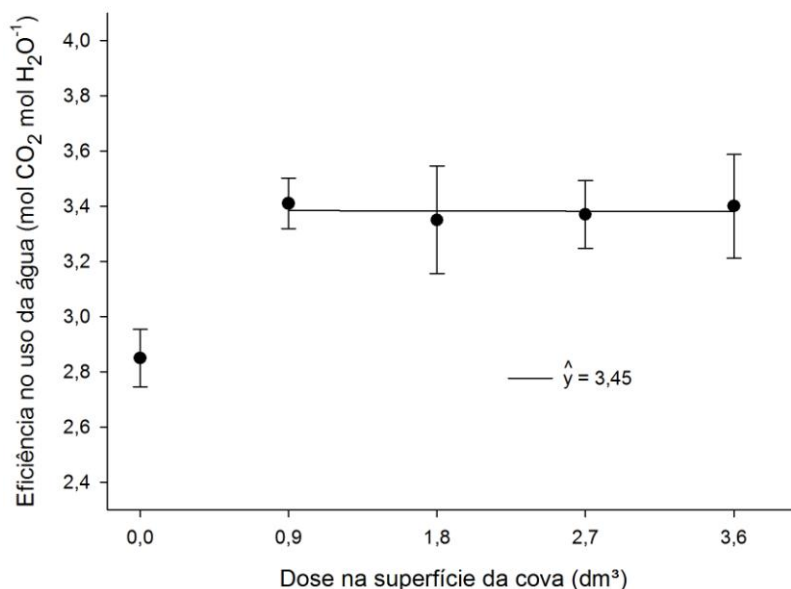
Fonte: Do autor, 2016.

A fotossíntese é influenciada pelo fluxo de gases na célula (MESSINGER *et al.*, 2006). Alguns herbicidas mimetizadores de auxina estimulam a produção do etileno (MACHADO *et al.*, 2006; MERCIER, 2013), e conseqüentemente a síntese do ácido abscísico este composto influencia em grandes reações e processos fisiológicos das planta, inclusive o fechamento dos estômatos (MERCIER, 2013), nesse tipo de situação o processo fotossintético é comprometido. A fotossíntese também pode ser limitada pelo desarranjo genético causado em plantas submetidas a herbicidas hormonais, estes produtos podem alterar a expressão de genes relacionados à síntese enzimática ou de metabólitos envolvidas no mecanismo fotossintético, (CHAPMAN; ESTELLE, 2009; MACHADO *et al.*,

2006). Isso justifica que à aplicação do biossólido e biochar tenha reduzido à ação do herbicida e, portanto proporcionado maiores valores de taxa fotossintética, já que o mecanismo de ação desses herbicidas resulta no desequilíbrio fisiológico.

Nesse mesmo período plantas cultivadas com biochar e biossólido em superfície também foram mais eficientes no uso da água a partir da dose de 0,9 dm³ (GRÁFICO 15). Os demais parâmetros fisiológicos não foram significativamente influenciados.

Gráfico 15 – Eficiência no uso da água de eucalipto cultivado em solo acrescido de doses crescentes biochar e biossólido em superfície, sob aplicação de picloram + 2,4-D aos 68 dias após a aplicação



Fonte: Do autor, 2016.

Os herbicidas auxínicos afetam o sistema radicular, onde verifica-se aumento das celulases, enzimas que causam a deterioração das raízes

(SILVA; FERREIRA; FERREIRA, 2007). Conseqüentemente ocorre redução na captação água pelo sistema radicular promovendo a flacidez das células guardas em função da diferença de turgescência, por consequência o fechamento do estômato (LARCHER, 2000). A eficiência no uso da água esta relacionada com o tempo e ajuste de abertura estomática, visto que este processo proporciona tanto a absorção de CO₂ quanto à perda de água por transpiração (PEREIRA NETTO *et al.*, 2002).

3.4 CONCLUSÕES

A adição de fontes orgânicas ao solo influencia a dinâmica da mistura de herbicida picloram + 2,4-D e reduz o impacto em futuros cultivos, sendo também uma opção para reduzir a contaminação ambiental. A forma de aplicação em superfície apresenta os resultados na redução de intoxicação de espécies sensíveis, e a utilização incorporada apresentou resultados pouco satisfatórios. O biochar foi o composto que mais se destacou, e possui potencial de uso agrícola na remediação de solos contaminados.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, H. C. D.; ZUBA JUNIO, G. R.; SAMPAIO, R. A.; FERNANDES, L. A.; ZONTA, E.; BARBOSA, C. F. Yield and nutrition of sunflower fertilized with sewage sludge. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 6, p. 553-559, 2015.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 1. p. 711-728, 2013.

AMARAL, R. D.; BARROS, N. F.; COSTA, L. M.; FONTES, M. P. F. Efeito de um resíduo da indústria de zinco sobre a química de amostras de solo e plantas de milho. **Revista Brasileira Ciência dos Solos**, v. 20, p. 433-440, 1996.

AMARANTE JUNIOR, O. P.; SANTOS, T. C. R.; BRITO, N. M.; RIBEIRO, M. L. Revisão das propriedades, usos e legislação do ácido 2, 4-diclorofenoxiacético (2, 4-D). **Cadernos Pesquisa**, v. 13, n. 1, p. 60-70, 2002.

ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. Nitratos e metais pesados no solo pós a aplicação de biossólido (lodo de esgoto) em plantações florestais de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 58, p. 59-72, 2000.

ASSIS, E. C.; SILVA, A. A.; D'ANTONINO, L.; QUEIROZ, M. E. L. R.; BARBOSA, L. C. Leaching of Picloram in ultisol under different rainfall volumes. **Planta Daninha**, v. 29, n. especial, p. 1129-1136, 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS. **Anuário estatístico da ABRAF 2013**: ano base 2012. Brasília, DF: ABRAF, 2013, 146 p. Disponível na internet <<http://www.ipef.br/estatisticas/relatorios/anuario-abraf13-br.pdf>>. Acesso em: 23 mai. 2017.

BARROS, R. E.; TUFFI SANTOS, L. D.; CRUZ, L. R.; FARIA, R. M.; COSTA, C. A.; FELIX, R. C. Physiological response of eucalyptus species grown in soil treated with Auxin-Mimetic herbicides. **Planta Daninha**, v. 32, n. 3, p. 629-638, 2014.

BASTIDA, F.; KANDELER, E.; MORENO, J. L.; ROS, M.; GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, T. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. **Applied Soil Ecology**, v. 40, n. 2, p. 318-329, 2008.

BELZ, R. G.; DUKE, S. O. Herbicides and plant hormones. **Pest Management Science**, v. 70, n. 5, p. 698-707, 2014.

BERISFORD, Y. C.; BUSH, P. B.; TAYLOR JR, J. W. Leaching and persistence of herbicides for kudzu (*Pueraria montana*) control on pine regeneration sites. **Weed Science**, v. 54, n. 2, p. 391-400, 2006.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: _____. **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006.

BRICEÑO, G.; PALMA, G.; DURÁN, N. Influence of organic amendment on the biodegradation and movement of pesticides. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 37, n. 3, p. 233-271, 2007.

CABRERA, A.; COX, L.; SPOKAS, K. A.; CELIS, R.; HERMOSÍN, M. C.; CORNEJO, J.; KOSKINEN, W. C. Comparative sorption and leaching study of the Herbicides Fluometuron and 4-Chloro-2-methylphenoxyacetic Acid (MCPA) in a soil amended with biochars and other sorbents. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 59, n. 23, p. 12550-12560, 2011.

CALABRESE, E. J.; BLAIN, R. B. Hormesis and plant biology. **Environmental Pollution**, v. 157, n. 1, p. 42-48, 2009.

CAMPOS, F. S.; ALVES, M. C. Uso de lodo de esgoto na reestruturação de solo degradado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 4, p. 1389-1397, 2008.

CARMO, M. L.; PROCOPIO, S.O.; PIRES, F. R.; CARGNELUTTI FILHO, A.; BARROSO, A. L. L.; SILVA, G. P.; CARMO, E. L.; BRAZ, G. B. P.; SILVA, W. F. P.; BRAZ, A. J. B. P.; PACHECO, L. P. Seleção de plantas para fitorremediação de solos contaminados com picloram. Seleção de plantas para fitorremediação de solos contaminados com picloram. **Planta Daninha**, v.26, n.2, p.301-313, 2008.

CASTRO, E. B.; TUFFI SANTOS, L. D.; FERNANDES, L. A.; TAJIMA, C. Y. Silicato de alumínio em substrato para produção de mudas de *Corymbia citriodora*. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 229-236, 2016.

CEDERGREEN, N. Herbicides can stimulate plant growth. **Weed Research**, v. 48, n. 5, p.429-438, 2008.

CHAPMAN, E. J.; ESTELLE, M. Mechanism of auxin regulated gene expression in plants. **Annual Review of Genetics**, v. 43, n. 1, p. 265-285, 2009.

CHIRUKURI, R.; ATMAKURU, R. Sorption characteristics and persistence of herbicide bispyribac sodium in different global soils. **Chemosphere**, v. 138, p. 932-939, 2015.

CLOSE, M. E.; MAGESAN, G. N.; LEE, R.; STEWART, M. K.; HADFIELD, J. C. Field study of pesticide leaching in an allophanic soil in New Zealand. 1: experimental results. **Australian Journal of Soil Research**, v. 41, n. 5, p. 809-824, 2003.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Sistema de Agrotóxicos Fitossanitários**: AGROFIT. [Brasília, DF], 2016. Disponível em: <http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons>. Acesso em: 23 jul. 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375/2006, de 29 de agosto de 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. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 167, p. 141-146, 2006. Disponível na internet <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 1 abr. 2015.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS. **Secador térmico de lodos da ETE de Montes Claros**. Belo Horizonte, 2011. Disponível em: <<http://www.copasa.com.br/wps/portal/internet/imprensa/noticias/releases/2011/junho/noticias-20110613-ie2042>>. Acesso em: 17 abr. 2015.

COX, L.; VELARDE, P.; CABRERA, A.; HERMOSÍN, M. C.; CORNEJO, J. Dissolved organic carbon interactions with sorption and leaching of diuron in organic - amended soils. **European Journal of Soil Science**, v. 58, n. 3, p. 714-721, 2007.

D'ANTONINO, L.; SILVA, A. A.; FERREIRA, L. R.; CECON, P. R.; FRANÇA, A. C.; SILVA, G. R. Lixiviação do picloram em argissolo vermelho-amarelo e latossolo vermelho-amarelo com diferentes valores de pH. **Planta Daninha**, v. 27, n. 3, p. 589-600, 2009a.

_____; QUIRINO, A. L. S.; FREITAS, L. H. L. Efeitos de culturas na persistência de herbicidas auxínicos no solo. **Planta Daninha**, v. 27, n. 2, p. 371-378, 2009b.

_____; FRANÇA, A. C.; SILVA, A. A.; FERREIRA, L. R.; SILVA, G. R. Crescimento de plantas de café em solos com resíduos de picloram. **Planta Daninha**, v. 30, n. 1, p. 193-200, 2012.

DEUBER, R. Métodos de manejo das plantas infestantes. In: DEUBER, R. **Ciência das plantas infestantes: fundamentos**. Jaboticabal: FUNEP, 2006. Cap.9, p. 304-347.

DIREITO, I. C. N.; PECKLE, B. A.; HAGLER, L. C. S. M.; MACRAE, A. Influência da matéria orgânica na biodegradação do ácido 2,4-Diclorofenoxiacético (2,4-D). **Acta scientia & Technicae**, v. 3, n.1, p. 25-41, 2015.

SPADOTTO, C. A.; MATALLO, M. B.; GOMES, M. A. F. Sorção do Herbicida 2,4- D em solos brasileiros. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 13, p. 103-110, 2003.

EUROPEAN WEED RESEARCH COUNCIL (EWRC) Report of the 3rd and 4th meetings of EWRC Committee of Methods in Weed Research. **Weed Research**, v. 4, p. 88, 1964.

FARENHORST, A.; REIMER, M.; LONDRY, K.; SAIYED, I. 2,4-Dichlorophenoxy acetic acid mineralization in amended soil. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 41, p. 509-522, 2006.

FÁVARIS, N. A. B.; LOPES, J. C.; DE FREITAS, A. R.; ZANOTTI, R. F.; MONTEIRO, C. B. qualidade fisiológica de genótipos de tomate fertilizados com lodo de esgoto. **Nucleus**, v. 13, n. 2, p. 231-240, 2016.

FENOLL, J.; VELA, N.; NAVARRO, G.; PÉREZ-LUCAS, G.; NAVARRO, S. Assessment of agro-industrial and composted organic wastes for reducing the potential leaching of triazine herbicide residues through the soil . **Science of the Total Environment**, v. 493, p. 124-132, 2014.

FERREIRA, A. C. K.; ALFARO, D. M.; SILVA, L. C. C.; ROMANI, F.; LOURENÇO, M. C.; VARGAS, F.; SANTIN, E. O uso do aluminossilicato (silvet®) como adjuvante na melhora do aspecto das fezes e desempenho das aves. **Archives of Veterinary Science**, v. 10, n. 1, p. 117-122, 2005.

FLORES-CÉSPEDES, F. E.; GONZÁLEZ-PRADAS, M.; FERNÁNDEZ-PÉREZ, M.; VILLAFRANCA-SÁNCHEZ, M.; SOCÍAS-VICIANA.; UREÑA-AMATE, M. D. Effects of dissolved organic carbon on sorption and mobility of imidacloprid in soil. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, n. 3, p. 880-888, 2002.

FU, Q.; WU, X.; YE, Q.; ERNST, F.; GAN, J. Biosolids inhibit bioavailability and plant uptake of triclosan and triclocarban. **Water Research**, v. 102, p. 117-124, 2016.

GARCIA, G. O.; GONÇALVES, I. Z.; MADALÃO, J. C.; NAZÁRIO, A. A.; REIS, E. F. Crescimento de mudas de eucalipto submetidas à aplicação de biossólidos. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 1, p. 87-94, 2010.

GAULTIER, J.; FARENHORST, A.; CATHCART, J.; GODDARD, T. Degradation of [carboxyl-14C] 2,4-D and [ring-U-14C] 2,4-D in 114 agricultural soils as affected by soil organic carbon content. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, n. 1, p. 217-227, 2008.

GEBLER, L.; SPADOTTO, C. A Comportamento ambiental dos herbicidas. In: VARGAS, L.; ROMAN, E. S. **Manual de manejo e controle de plantas daninhas**. Passo Fundo: EMBRAPA Trigo, 2008.

GUERRA, N.; OLIVEIRA JÚNIOR, R. S.; CONSTANTIN, J.; OLIVEIRA NETO, A. M.; BRAZ, G. B. P. Aminocyclopyrachlor e indaziflam: seletividade, controle e comportamento no ambiente. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 12, n. 3, p. 285-295, 2013.

GHOSH, R. K.; SINGH, N. Effect of organic manure on sorption and degradation of azoxystrobin in soil. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 57, n. 2, p. 632-636, 2009.

GONÇALVES, G. S.; ANDRADE, L. A. D.; XAVIER, K. R. F.; SILVA, J. F. D. Control methods of *Prosopis juliflora* (Sw.) Dc. (Fabaceae) in invaded areas in the semiarid region of Brazil. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 3, p. 645-653, 2015.

GRABER, E.; TSECHANSKY, L.; GERSTL, Z.; LEW, B. High surface area biochar negatively impacts herbicide efficacy SpringerLink. **Plant and Soil**, v. 253, n. 1, p. 95-106, 2012.

HUANG, X.; LEE, L. Effect of dissolved organic matter from animal waste effluent on chlorpyrifos sorption soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 4, p. 1258-1265, 2001.

INMET–Instituto Nacional de Meteorologia – Boletim Agroclimatológico. Disponível em <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=agrometeorologia/boletinsAgroclimatologicos>>. Acesso em: 14/02/2016

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Boletim de Comercialização de Agrotóxico e Afins Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=594&Itemid=546>. Acesso em: 23 jun. 2016.

INOUE, M. H.; OLIVEIRA JR, R. S.; REGITANO, J. B.; TORMENA, C. A.; TORNISIELO, V. L.; CONSTANTIN, J. Critérios para avaliação do potencial de lixiviação dos herbicidas comercializados no estado do Paraná. **Planta Daninha**, v. 21, n. 2, p. 312-323, 2003.

KAH, M.; BEULKE, S.; BROWN, C.D. Factors influencing degradation of pesticides in soil. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 55, n. 11, p. 4487-4492, 2007.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima Artes e Textos, 2000. 531 p.

LI, K.; XING, B.; TORELLO, W. A. Effect of organic fertilizers derived dissolved organic matter on pesticide sorption and leaching. **Environ Pollut**, v. 134, n. 2, p. 187-194, 2005.

LIRA, A. C. S.; GUEDES, M. C.; SCHALCH, V. Reciclagem de lodo de esgoto em plantação de eucalipto: carbono e nitrogênio. **Engenharia Ambiental e Sanitária**, v.13, n. 2, 207-216, 2008.

MACHADO, R. F.; BARROS, A. C. S. A.; ZIMMER, P. D.; AMARAL, A. D. S. Reflexos do mecanismo de ação de herbicidas na qualidade fisiológica de sementes e na atividade enzimática em plântulas de arroz. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 28, n. 3, p. 151-160, 2006.

MAFIA, R. G.; ALFENAS, A. C.; SIQUEIRA, L. D.; FERREIRA, E. M.; LEITE, H. G.; CAVALLAZZI, J. R. P. Critério técnico para determinação da idade ótima de mudas de eucalipto para plantio. **Revista Árvore**, v. 29, n. 6, p. 947-953, 2005.

MANFROI, V.; MARODIN, G. A. B.; SEIBERT, E.; ILHA, L. L. H.; MOLINOS, P. R. Quebra de dormência e antecipação da colheita em videira cv. Niágara Rosada. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Cruz das Almas, v.18, n.1, p.65-74, 1996.

MARÍN-BENITO, J. M. *et al.* Effect of Spent mushroom substrate amendment of vineyard soils on the behavior of fungicides: 1. adsorption-desorption of penconazole and metalaxyl by soils and subsoils. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 57, n. 20, p. 9634-9642, 2009.

MERCIER, H. Auxinas. In: KERBAUY, G. B. **Fisiologia vegetal**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogans, 2013. cap. 9, p. 182-211.

MESSINGER, S. M. *et al.* Evidence for involvement of photosynthetic processes in the stomatal response to CO₂. **Plant Physiology**, v. 140, n. 2, p. 771-778, 2006.

MOLINA, M. V.; MATTIAZZO, M. E.; ANDRADE, C. A.; POGGIANI, F. Nitrogênio e metais pesados no solo e em árvores de eucalipto decorrentes da aplicação de bio-sólido em plantio florestal. **Scientia Forestalis**, n. 71, p. 25-35, 2006.

MORAES NETO, S. P.; ABREU JÚNIOR, C. H.; MURAOKA, T. **Uso de biossólido em plantios florestais**. Planaltina, DF: EMBRAPA Cerrados, 2007. 26 p. (Documentos, 202).

NAG, S. K.; KOOKANA, R.; SMITH, L.; KRULL, E.; MACDONALD, L. M.; GILL, G. Poor efficacy of herbicides in biochar-amended soils as affected by their chemistry and mode of action. **Chemosphere**, v. 84, n. 11, p. 1572-1577, 2011.

NOVAK, J. M.; LIMA, I.; XING, B.; GASKIN, J. W.; STEINER, C.; DAS, K. C.; AHMEDNA, M.; REHRAH, D.; WATTS, D. W.; BUSSCHER, W. J.; SCHOMBERG, H. Charcaterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. **Annals of Environmental Science**, v. 3, 195-206, 2009.

OBIA, A.; MULDER, J.; MARTINSEN, V.; CORNELISSEN, G.; BORRESEN, T. In situ effects of biochar on aggregation, water retention and porosity in light-textured tropical soils. **Soil & Tillage Research**, v. 155, n. 10, p. 35-44, 2016.

OLIVEIRA JR, R. S. Mecanismo de ação de herbicidas. In OLIVEIRA JR, R. S, CONSTANTIN, J., INOUE, M. H **Biologia e manejo de plantas daninhas**. Ominipax, Curitiba, 2011, cap.7, p. 141-192.

OLIVEIRA, M. F.; BRIGHENTI, A. M. Comportamento de herbicidas no ambiente. In: OLIVEIRA, R. S. O.; CONSTANTIN, J.; INOUE, M. H. **Biologia e manejo de plantas daninhas**. Curitiba, PR: Ominipax, 2011.

PALMA, G.; SÁNCHEZ, A.; OLAVE, Y.; ENCINA, F.; PALMA, R.; BARRA, R. Pesticide levels in surface waters in an agricultural-forestry basin in Southern Chile. **Chemosphere**, v. 57, n. 8, p. 763-770, 2004.

PANG, L. P. *et al.* Simulation of picloram, atrazine and simazine leaching through two New Zealand soils and into groundwater using HYDRUS-2D. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 44, n. 1, p. 19-46, 2000.

PEDROZA, M. M.; VIEIRA, C. E. G.; SOUSA, J. F.; PICKLER, A. C.; LEAL, E. R. M.; MILHOMEN, C. C. Produção e tratamento de lodo de esgoto: uma revisão. **Revista Liberato**, v. 11, n. 16, p. 89-188, 2010.

PEREIRA-NETTO, A. B. Crescimento e desenvolvimento. In: WACHOWICZ, C. M.; CARVALHO, R. I. N. (Eds.). **Fisiologia vegetal**: produção e pós-colheita. Curitiba: Champagnat, 2002., p.17-42.

PINHO, A. P.; MATOS, A. T.; COSTA, L. M.; MORRIS, L. A.; MARTINEZ, M. A. Modelagem da retenção de herbicidas em zonas ripárias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 896-902, 2006.

PRESTON, C. M.; SCHMIDT, M. W. I. Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. **Biogeosciences**, v. 3, n. 4, p. 397-420, 2006.

REBELO, R. M.; VASCONCELOS, R. A.; BUYS, B. D. M. C.; REZENDE, J. A.; MORAES, K. O. C.; OLIVEIRA, R. P. **Produtos agrotóxicos e afins comercializados em 2009 no Brasil**: uma abordagem ambiental. Brasília, DF: IBAMA, 2010.

ROBINSON, A. P.; SIMPSON, D. M.; JOHNSON, W. G. Summer annual weed control with 2,4-D and glyphosate. **Weed Technology**, v. 26, n. 4, p. 657-660, 2012.

ROCHA, J. H., T.; BACKES, C.; DIOGO, F. A.; PASCOTTO, C. B.; BORELLI, K. Composto de lodo de esgoto como substrato para mudas de eucalipto. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 33, n. 73, p. 27-36, 2013.

RODRIGUES, B. N.; ALMEIDA, F. S. **Guia de herbicidas**. 5. ed. Londrina: IAPAR, 2005. 591 p.

ROMAN, E. R.; BECKIE, H.; VARGAS, L.; HALL, L.; RIZZARDI, M. A.; WOLF, T. M. **Como funcionam os herbicidas**: da biologia à aplicação. Passo Fundo: Berthier, 2007.

SALINAS, J. C. T. **Efeito da aplicação de silicato de alumínio no rendimento e qualidade de sementes de soja**. 2013. 58 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2013.

SANTOS, G. C. G.; ABREU, C. A.; CAMARGO, O. A.; ABREU, M. F. Flue dust as zinc source to corn and its effect in heavy metals availability. **Bragantia**, v. 61, n. 3, p. 257-266, 2002.

SANTOS, M. V.; FREITAS, F. C. L.; FERREIRA, F. A.; VIANA, R. G.; TUFFI SANTOS, L. D.; FONSECA, D. M. Eficácia e persistência no solo de herbicidas utilizados em pastagem. **Planta Daninha**, v. 24, n. 2, p. 391-398, 2006.

SILVA, A. A.; FERREIRA, F. A.; FERREIRA, L. A. Herbicidas: classificação e mecanismo de ação. In: _____; SILVA, J. F. **Tópicos em manejo de plantas daninhas**. Viçosa: Ed. UFV, 2007. cap. 3, p.84-148.

_____; VIVIAN, R.; OLIVEIRA JÚNIOR, R. S. Herbicidas: comportamento no solo. In: _____. SILVA, J. F. **Tópicos em manejo de plantas daninhas**. Viçosa: Ed. UFV, 2007. cap. 5, p. 189-248.

SILVA, L. O. C.; SILVA, A. A.; QUEIROZ, M. E. L. R.; LIMA, C. F.; ROCHA, P. R. R.; D'ANTONINO, L. Ação de *Eleusine coracana* na remediação de solos contaminados com picloram. **Planta Daninha**, v. 30, n. 3, p. 627-632, 2012.

SILVA, P. H. M.; POGGIANI, F.; GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L. Volume de madeira e concentração foliar de nutrientes em parcelas experimentais de *Eucalyptus grandis* fertilizadas com lodos de esgoto úmido e seco. **Revista Árvore**, v. 32, n. 5, p. 845-854, 2008.

SOHI, S.; LOPEZ-CAPEL, E.; KRULL, E.; BOL, R. **Biochar, Climate Change and Soil: a Review to Guide Future Research**. **CSIRO Land and Water Science Report**. v. 5, n. 9, p. 17-31, 2009.

SOPEÑA, F.; SEMPLE, K.; SOHI, S.; BENDING, G. Assessing the chemical and biological accessibility of the herbicide isoproturon in soil amended with biochar. **Chemosphere**, v. 88, n. 1, p. 77-83, 2012.

SPOKAS, K. A.; KOSKINEN, W. C.; BAKER, J. M.; REICOSKY, D. C. Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil. **Chemosphere**, v. 77, n. 4, p. 574-581, 2009.

SUN, K.; KEILUWEIT, M.; KLEBER, M.; PAN, Z.; XING, B. Sorption of fluorinated herbicides to plant biomass-derived biochars as a function of molecular structure. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 21, p. 9897-9903, 2011.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 5. ed. Porto Alegre: Artmed, 2013. 918 p.

TIBURCIO, R. A. S.; FERREIRA, F. A.; PAES, F. A. S. V.; MELO, C. A. D.; MEDEIROS, W. N. Crescimento de mudas de clones de eucalipto submetidos à deriva simulada de diferentes herbicidas. **Revista Árvore**, v. 36, n. 1, 2012.

TUFFI SANTOS, L. D.; CARDOSO FILHO, O.; SANTOS JÚNIOR, A.; SANT'ANNA-SANTOS, B. F.; FELIX, R. C.; LEITE, F. P. Floristic and structural variation of weeds in eucalyptus plantations as influenced by relief and time of year. **Planta Daninha**, v. 31, n. 3 p. 491-499, 2013.

VAZ, L. M.; GONÇALVES, J. L. M. Crescimento inicial e fertilidade do solo em um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido. **Sitientibus**, n. 26, p. 151-174, 2002.

VIEIRA, E. M.; PRADO, A. D.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. D. O. Study of adsorption/desorption of herbicide 2,4D in soil. **Química Nova**, v. 22, n. 3, p. 305-308, 1999.

WALKER, S. *et al.* Weed age affects chemical control of *Conyza bonariensis* in fallows. **Crop Protection**, v. 38, n.1, p.15-20, 2012.

WANG, H.; LIN, K.; HOU, Z.; RICHARDSON, B.; GAN, J. Sorption of the herbicide terbuthylazine in two New Zealand forest soils amended with biosolids and biochars | SpringerLink. **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, n. 2, p. 283-289, 2010.

YU, X.; PAN, L.; YING, G.; KOOKANA, R. S. Enhanced and irreversible sorption of pesticide pyrimethanil by soil amended with biochars. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 4, p. 615-620, 2010.