

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ – UNIOESTE**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS – CAMPUS CASCAVEL**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**DENILSON BAUMGARTNER**

**RESIDUAL DO HERBICIDA 2,4-D NO SOLO E SUA CORRELAÇÃO COM A**  
**PRODUTIVIDADE E OS PARÂMETROS QUÍMICOS E FÍSICOS DO SOLO**

**CASCAVEL – PARANÁ – BRASIL**

**JULHO – 2013**

**DENILSON BAUMGARTNER**

**RESIDUAL DO HERBICIDA 2,4-D NO SOLO E SUA CORRELAÇÃO COM A  
PRODUTIVIDADE E OS PARÂMETROS QUÍMICOS E FÍSICOS DO SOLO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração de Sistemas Biológicos e Agroindustriais – SBA.

Orientador: Dr. Eduardo Godoy de Souza

Co-orientadora: Dra. Silvia Renata Machado Coelho

**CASCADEL – PARANÁ – BRASIL**

**JULHO – 2013**

**Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)**  
**Biblioteca Central do Campus de Cascavel – Unioeste**  
**Ficha catalográfica elaborada por Jeanine da Silva Barros CRB-9/1362**

B341r Baumgartner, Denilson  
Residual do herbicida 2,4-D no solo e sua correlação com a produtividade e os parâmetros químicos e físicos do solo. / Denilson Baumgartner — Cascavel, PR: UNIOESTE, 2013.  
95 f. ; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Godoy de Souza  
Co-orientadora: Profa. Dra. Silvia Renata Machado Coelho  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.  
Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Agrícola, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas.  
Bibliografia.

1. Agricultura de precisão. 2. Plantas espontâneas. 3. Solo. 4. Herbicida. 5. Agrotóxico. I. Universidade Estadual do Oeste do Paraná.  
II. Título.

CDD 21. ed. 631.3

**DENILSON BAUMGARTNER**

**RESIDUAL DO HERBICIDA 2,4-D NO SOLO E SUA CORRELAÇÃO COM A  
PRODUTIVIDADE E OS PARÂMETROS QUÍMICOS E FÍSICOS DO SOLO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração de Sistemas Biológicos e Agroindustriais – SBA, aprovada pela seguinte banca examinadora:

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Godoy de Souza  
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Profa. Dra. Tatiane Cristina Dal Bosco  
Coordenação de Engenharia Ambiental, UTFPR/Londrina

Prof. Dr. Affonso Celso Gonçalves Jr.  
Centro de Ciências Agrárias, UNIOESTE

Prof. Dr. Marcio Furlan Maggi  
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Cascavel, 05 de julho de 2013.

## BIOGRAFIA

Denílson Baumgartner, brasileiro, natural do estado do Paraná, nasceu no município de Palotina, em 16 de dezembro de 1983. Concluiu, em março de 2006, o curso de graduação em Tecnologia Ambiental na Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR/Campus Medianeira. Iniciou, no mesmo ano, Especialização “Lato Sensu” em Sistemas de Gestão Ambiental e Recursos Hídricos, na UNIOESTE. No segundo semestre de 2007 iniciou o curso de Engenharia de Produção, pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (Campus Medianeira), com previsão de conclusão no segundo semestre de 2013. Esteve vinculado à UTFPR/Campus de Medianeira, como Professor do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico no período de 30 de agosto de 2010 a 31 de julho de 2012. Em 2011, ingressou no mestrado em Engenharia Agrícola na área de Sistemas Biológicos e Agroindustriais (SBA). Desde agosto de 2012 esteve vinculado como bolsista da CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior) na Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

A imaginação é mais importante que a ciência, porque a ciência é limitada, ao passo que a imaginação abrange o mundo inteiro.

**Albert Einstein**

## **DEDICATÓRIA**

Aos meus pais, Evelácio e Liana Maria Baumgartner, por me darem apoio em todos os momentos que deles precisei. E a minha esposa, Catiucia Giraldi Baumgartner, pela compreensão e o apoio nos momentos dedicados aos estudos.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por iluminar-me nesta longa caminhada;

Ao meu orientador, Professor Eduardo Godoy de Souza, e a minha co-orientadora, Professora Silvia Renata Machado Coelho, pela oportunidade concedida, a sabedoria transmitida, pelo auxílio prestado durante a pesquisa e pela confiança na orientação deste trabalho;

Ao Professor Marcio Furlan Maggi, pela atenção e por todas as contribuições prestadas em qualquer momento que precisei. Também pelas contribuições na ocasião do exame de qualificação;

À Professora Tatiane Cristina Dal Bosco, pelas contribuições na ocasião do exame de qualificação;

À Professora Lúcia Helena Pereira Nóbrega, pelas contribuições, pelo empréstimo de materiais e pela autorização na utilização do laboratório;

À UNIOESTE *campus* de Cascavel, em especial ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pela oportunidade de crescimento profissional e pessoal e à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), pelo apoio concedido para o desenvolvimento desse trabalho;

A todos os amigos e colegas que de alguma forma contribuíram no desenvolvimento desta pesquisa, em especial a Cristiane Lurdes Andreani, Davi Marcondes Rocha, Eloi Gasparin, Flavio Anderson Rodrigues, Fabio Pacheco, Jefferson Luis Sudbrack Junior, João Paulo Thomas, Kelyn Schenatto, Larissa Schmatz Mallmann, Luan de Paula, Marcia Regina Siqueira Konopatzki, Rafaela Nicolau, Vanderlei Artur Bier, e a todos que de alguma forma colaboraram com o desenvolvimento do trabalho.

## RESUMO

### RESIDUAL DO HERBICIDA 2,4-D NO SOLO E SUA CORRELAÇÃO COM A PRODUTIVIDADE E OS PARÂMETROS QUÍMICOS E FÍSICOS DO SOLO

Grandes quantidades de herbicidas são utilizadas na agricultura para controlar plantas espontâneas que oferecem riscos às plantações, acarretando aumento do custo de produção das propriedades agrícolas. Além disso, se não forem aplicados corretamente podem ocasionar a resistência das plantas espontâneas e resultar em residual no ambiente, quer seja no solo, na água ou na toxidez para as culturas. O objetivo desta pesquisa foi avaliar o residual do herbicida 2,4-D no solo e a sua correlação com a produtividade e os atributos químicos e físicos do solo. O experimento foi desenvolvido em uma propriedade agrícola, do município de Nova Santa Rosa/Paraná nos anos de 2011 e 2012. As principais culturas cultivadas na área são o milho e a soja em sistema de rotação. Foram realizadas amostragens de solo para determinação dos seus atributos químicos e físicos e para análise do residual de 2,4-D antes da aplicação (RI) e após a aplicação (RF) do herbicida 2,4-D. Inicialmente, foi aplicado o herbicida glifosato em dosagem única ( $2,5 \text{ L ha}^{-1}$ ) e, em seguida, aplicou-se o herbicida 2,4-D em duas doses ( $1,0$  e  $1,5 \text{ L ha}^{-1}$ ) com pulverizador de arrasto e, após 5 dias da aplicação, amostras de solo foram coletadas para análise do RF de 2,4-D. Após a extração do 2,4-D do solo foi efetuada a determinação por meio de cromatografia líquida de alto desempenho (HPLC) para detecção do ingrediente ativo. Para o mapeamento das plantas espontâneas, antes e após a pulverização do herbicida foi utilizado o método da amostragem sistemática. Também foi avaliada a produtividade da soja para ambos os anos e, por fim, foi efetuada a correlação espacial dos parâmetros avaliados. Os resultados do RI de 2,4-D no solo em ambos os anos, demonstram que este é um herbicida que pode permanecer retido no solo com o passar do tempo e, dependendo das características do solo, do preparo da área e das condições climáticas será maior ou menor. Em 2011, o valor máximo de detecção do ingrediente ativo foi de  $609 \mu\text{g kg}^{-1}$  e em 2012 foi de  $652 \mu\text{g kg}^{-1}$ . O RI de 2,4-D no solo apresentou correlação espacial negativa para os atributos químicos K, matéria orgânica e pH e para os atributos físicos densidade do solo, macroporosidade, microporosidade, porosidade total e umidade do solo e correlação espacial positiva com a areia e com os atributos químicos Cu, Mg, Mn, P e Zn no primeiro ano avaliado. Já em 2012, a correlação espacial foi positiva com a argila. As plantas espontâneas do tipo buva (*Conyza bonariensis*) não apresentaram correlação espacial com os parâmetros avaliados em 2011, porém apresentaram correlação positiva com os microporos do solo em 2012. Como residual de 2,4-D no solo e muitos atributos analisados apresentaram dependência espacial, a correlação espacial entre as variáveis analisadas mostrou-se uma ferramenta importante para se conhecer a interferência de um parâmetro sobre o outro. Ambas as doses controlaram de modo satisfatório a incidência de plantas espontâneas. O 2,4-D apresentou alguns pontos com detecção e outros sem detecção do ingrediente ativo no solo, fator que demonstra a importância de avaliar a correlação espacial dos atributos do solo (químicos e físicos) com o residual do herbicida no solo, determinando a influência de um atributo sobre outro.

**Palavras-chave:** agricultura de precisão, plantas espontâneas, pulverização agrícola, amostragem sistemática, agrotóxico, interação do herbicida com o solo.

## ABSTRACT

### RESIDUES OF 2,4-D HERBICIDE IN SOIL AND ITS CORRELATION WITH YIELD AND PHYSICAL AND CHEMICAL SOIL PARAMETERS

Large amounts of herbicides are used in agriculture to control weeds that pose risks to crops, resulting in increased production cost of farms. Also, if not applied properly, its use can cause resistance of spontaneous plants and result in residues in the environment, in the soil, the water or in toxicity to the crops. The objective of this research was to evaluate the residue of the 2,4-D herbicide in soil and its correlation with yield, as well as physical and chemical properties of the soil. The experiment was conducted on a farm in the city of Nova Santa Rosa, in the state of Paraná in the years 2011 and 2012. The main crops grown in the area are corn and soybeans, in rotation. Soil samples were collected to determine their physical and chemical properties and for analysis of residual 2,4-D before implementation (RI) and after application (RF) of the 2,4-D herbicide. Initially, the glyphosate herbicide was applied in a single dose ( $2.5 \text{ L ha}^{-1}$ ) and then the 2,4-D herbicide was applied at two doses ( $1.0$  and  $1.5 \text{ L ha}^{-1}$ ) with boom sprayer and, after 5 days of application, soil samples were collected for analysis of RF. After extracting the 2,4-D from the soil, high performance liquid chromatography (HPLC) was carried out to detect the active ingredient. In order to map the spontaneous plants, before and after spraying the herbicide the method of systematic sampling was used. The soybean yield for both years were also analyzed, and finally, spatial correlation of the parameters evaluated was performed. The results of RI of 2,4-D in the soil in both years, demonstrating that this is a herbicide that can remain retained in the soil over time and, depending on the soil characteristics, the preparation of the area and climatic conditions, this time can be longer. In 2011, the maximum detection of the active ingredient was  $609 \mu\text{g kg}^{-1}$  and in 2012 was  $652 \mu\text{g kg}^{-1}$ . The RI of 2,4-D in the soil showed negative spatial correlation for chemical attributes K, organic matter and pH and for physical density, macroporosity, microporosity, total porosity and soil moisture it showed positive spatial correlation with sand and the chemical attributes Cu, Mg, Mn, P and Zn in the first year assessed. In 2012 the spatial correlation was positive with clay. The spontaneous plants type horseweed (*Conyza bonariensis*), did not present spatial correlation among the parameters evaluated in 2011, however, showed a positive correlation with the micropores of the soil in 2012. As residual 2,4-D in the soil and many attributes analyzed presented spatial correlation, spatial correlation among the variables analyzed proved to be an important tool to understand the influence of a parameter over the other. Both doses satisfactorily controlled the incidence of spontaneous plants. The 2,4-D showed some points with detection and other with no detection of the active ingredient in the soil, a fact that demonstrates the importance of assessing the spatial correlation of soil properties (chemical and physical) with residual herbicide in the soil, determining the influence of one attribute over the other.

**Key-words:** precision agriculture, spontaneous plants, agricultural spraying, systematic sampling, pesticide, herbicide interaction with soil.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	<b>xi</b>
<b>LISTA DE QUADROS</b> .....	<b>xii</b>
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	<b>xiii</b>
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>3</b>
2.1 Objetivo geral.....	3
2.2 Objetivos específicos .....	3
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>4</b>
3.1 Agricultura de precisão .....	4
3.1.1 Variabilidade espacial .....	5
3.2 Sistema de posicionamento global.....	6
3.3 Plantas espontâneas .....	7
3.3.1 Resistência de plantas espontâneas.....	9
3.3.2 Variabilidade espacial das plantas espontâneas.....	12
3.3.3 Mapeamento de plantas espontâneas .....	13
3.3.4 Aplicação de agrotóxicos no controle de plantas espontâneas .....	15
3.5 Herbicidas no manejo de plantas espontâneas.....	16
3.5.1 Ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D).....	19
3.6 Monitoramento da qualidade do solo .....	22
3.6.1 Correlação entre plantas espontâneas e atributos do solo.....	25
3.6.2 Interação do herbicida e do solo .....	26
3.7 Análises estatísticas .....	30
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>33</b>
4.1 Descrição da área experimental.....	33
4.2 Implantação e condução do experimento.....	35
4.2.1 Amostragem de solo e mapeamento.....	38
4.2.2 Mapeamento de plantas espontâneas .....	40
4.3 Aplicação do herbicida.....	41
Figura 11 Faixas de aplicação dos herbicidas 2,4-D e glifosato.....	42
4.4 Extração e análise cromatográfica do herbicida 2,4-D .....	43
4.4.1 Amostras de solo .....	43
4.4.2 Etapas de extração do 2,4-D e curva de calibração .....	43

4.4.3 Equipamentos e condições cromatográficas .....	44
4.5 Produtividade da soja .....	45
4.6 Análise dos dados.....	45
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>47</b>
5.1 Residual de 2,4-D no solo.....	47
5.1.1 Estatística descritiva .....	49
5.1.2 Estatística descritiva por dose de aplicação.....	50
5.2 Análise química do solo .....	52
5.3 Análise das propriedades físicas do solo .....	57
5.4 Análise da produtividade da soja .....	60
5.5 Mapas temáticos.....	61
5.5.1 Mapas temáticos dos atributos químicos e granulométricos do solo .....	61
5.5.2 Mapeamento dos atributos físicos do solo .....	75
5.5.3 Mapeamento da produtividade da soja .....	81
5.6 Plantas espontâneas .....	82
5.7 Correlação espacial .....	88
<b>6 CONCLUSÃO.....</b>	<b>94</b>
<b>7 REFERÊNCIAS .....</b>	<b>95</b>

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 01</b> Valores de precipitação pluvial, umidade relativa, temperatura mínima e máxima, referentes à região de Nova Santa Rosa/PR .....	34
<b>Tabela 02</b> Níveis de interpretação dos atributos químicos do solo .....	37
<b>Tabela 03</b> Residual inicial (RI) e residual final (RF) de 2,4-D no solo com sua frequência de detecção .....	48
<b>Tabela 04</b> Estatística descritiva do residual inicial (RI) de 2,4-D ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) para os 40 pontos .....	49
<b>Tabela 05</b> Estatística descritiva do residual inicial (RI) (2011 e 2012) e do residual final (RF) (2011) do 2,4-D no solo .....	51
<b>Tabela 06</b> Estatística descritiva da granulometria e dos atributos químicos do solo .....	53
<b>Tabela 07</b> Níveis de interpretação dos atributos químicos do solo com a porcentagem encontrada dos pontos amostrais, na área experimental .....	56
<b>Tabela 08</b> Estatística descritiva dos atributos físicos do solo.....	58
<b>Tabela 9</b> Estatística descritiva da produtividade da soja nos anos de 2011 e 2012.....	61
<b>Tabela 10</b> Controle da infestação de plantas espontâneas, no ano de 2011 .....	83
<b>Tabela 11</b> Estatística descritiva da infestação de plantas espontâneas.....	84
<b>Tabela 12</b> Matriz de correlação espacial para o ano de 2011.....	91
<b>Tabela 13</b> Matriz de correlação espacial para o ano de 2012.....	93

## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 01</b> Características do herbicida 2,4-D.....	20
--	----

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 01</b> Fatores componentes da dinâmica de plantas espontâneas. ....	7
<b>Figura 02</b> (a) Estrutura química do 2,4-D; (b) Estrutura química do 2,4-DCF. ....	19
<b>Figura 03</b> Mapa altimétrico da área experimental (m). ....	33
<b>Figura 04</b> Imagem da localização da propriedade e da área experimental. ....	34
<b>Figura 05</b> Gráfico da variação mensal da precipitação, umidade relativa, temperatura máxima e temperatura mínima dos anos de 2011, 2012 e de janeiro a fevereiro de 2013, para a região de Nova Santa Rosa/PR. ....	35
<b>Figura 06</b> Delimitação da área experimental e distribuição espacial dos pontos de amostragem. ....	36
<b>Figura 07</b> Cronograma do experimento. ....	37
<b>Figura 08</b> Amostragem de solo para análise química, granulométrica e do residual de 2,4-D. ....	38
<b>Figura 09</b> Análise da resistência à penetração. ....	39
<b>Figura 10</b> Amostragem da incidência de plantas espontâneas. ....	41
<b>Figura 11</b> Faixas de aplicação dos herbicidas 2,4-D e glifosato. ....	42
<b>Figura 12</b> Fluxograma da extração prévia de 2,4-D por solvente orgânico. ....	44
<b>Figura 13</b> Distribuição espacial do residual inicial (RI) de 2,4-D antes da pulverização em $\mu\text{g kg}^{-1}$ no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença do RI entre os anos de 2012-2011 (c). ....	50
<b>Figura 14</b> Distribuição espacial da granulometria do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011, argila (a), areia (b) e silte (c). ....	62
<b>Figura 15</b> Distribuição espacial do Cu ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e diferença do Cu (2012-2011) (c). ....	63
<b>Figura 16</b> Distribuição espacial do Zn ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e diferença do Zn (2012-2011) (c). ....	64
<b>Figura 17</b> Distribuição espacial do Fe ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e diferença do Fe (2012-2011) (c). ....	64
<b>Figura 18</b> Distribuição espacial do Mn ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e diferença do Mn (2012-2011) (c). ....	65
<b>Figura 19</b> Distribuição espacial do P ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e diferença do P (2012-2011) (c). ....	66

<b>Figura 20</b> Distribuição espacial da MO ( $\text{g dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e diferença da MO (2012-2011) (c). .....	67
<b>Figura 21</b> Distribuição espacial do pH em $\text{CaCl}_2$ do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e diferença da MO (2012-2011) (c). .....	68
<b>Figura 22</b> Distribuição espacial da H+Al ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença da H+Al (2012-2011) (c). .....	69
<b>Figura 23</b> Distribuição espacial do Ca ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença do Ca (2012-2011) (c). .....	70
<b>Figura 24</b> Distribuição espacial do Mg ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença do Mg 2012-2011 (c). .....	71
<b>Figura 25</b> Distribuição espacial do K ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença do K (2012-2011) (c). .....	72
<b>Figura 26</b> Distribuição espacial da CTC ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença da CTC (2012-2011) (c). .....	73
<b>Figura 27</b> Distribuição espacial da Saturação de $\text{Al}^{3+}$ (m%) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença da Saturação de Al (m%) (2012-2011) (c). .....	74
<b>Figura 28</b> Distribuição espacial do V% do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença do V% (2012-2011) (c). .....	75
<b>Figura 29</b> Distribuição espacial do atributo porosidade total ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) do solo em 2011 (a), 2012 (b) e diferença entre os anos 2012-2011 (c). .....	76
<b>Figura 30</b> Distribuição espacial do atributo macroporosidade ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) do solo em 2011 (a), 2012 (b) e diferença entre 2012-2011 (c). .....	77
<b>Figura 31</b> Distribuição espacial do atributo microporosidade ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) do solo em 2011 (a), 2012 (b) e diferença entre 2012-2011 (c). .....	78
<b>Figura 32</b> Distribuição espacial do atributo densidade ( $\text{kg m}^{-3}$ ) do solo em 2011 (a), 2012 (b) e diferença entre 2012-2011 (c). .....	78
<b>Figura 33</b> Distribuição espacial do atributo teor de água (%) no solo em 2011 (a), 2012 (b) e diferença entre 2012-2011 (c). .....	79
<b>Figura 34</b> Distribuição espacial da resistência do solo a penetração (MPa) de 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e diferença entre 10-20 e 0-10 cm (c). .....	80
<b>Figura 35</b> Distribuição espacial da produtividade da soja no ano 2011/2012 (t/ha) (a), produtividade 2012/2013 (t/ha) (b) e diferença entre produtividade 2012/2013 e 2011/2012 (t/ha) (c). .....	81

<b>Figura 36</b> Infestação por buva antes da pulverização no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença entre a infestação no ano de 2012 – 2011 (c).....	86
<b>Figura 37</b> Infestação por folha estreita antes da pulverização no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença entre a infestação no ano de 2012 – 2011 (c).....	86
<b>Figura 38</b> Infestação por folha larga antes da pulverização no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença entre a infestação no ano de 2012 – 2011 (c).....	87

## 1 INTRODUÇÃO

A agricultura surgiu há milhares de anos, sendo praticada apenas com fins de subsistência. No entanto, com o crescimento populacional e das cidades surgiu a necessidade de produção em larga escala. Os produtos passaram a ser vistos com fins comerciais e não mais para o próprio consumo. Desta forma, teve início o melhoramento genético das culturas e um incremento significativo na utilização de agrotóxicos para o controle de plantas espontâneas, pragas e doenças, que, por sua vez, podem adquirir resistência se os produtos não forem aplicados de forma correta.

Em função do uso intensivo de agrotóxicos na agricultura e da consequente geração de grandes quantidades de resíduos, torna-se interessante dispor de métodos que utilizem menos agrotóxicos, deixando menores concentrações de resíduos no ambiente. Além disso, a avaliação de resíduos no ambiente é importante do ponto de vista ambiental para se conhecer o comportamento e o destino destes produtos. A degradação e a transformação dos agrotóxicos aplicados dependem de características do solo, do clima e físico-químicas dos produtos, fato que não recebe muita atenção, pois o que realmente importa para muitos produtores é a eficiência do produto.

A agricultura de precisão (AP) surgiu como uma nova forma de produção e se baseia na variabilidade espacial, levando em consideração as diferenças existentes nas glebas quanto à fertilidade do solo, a produtividade, a incidência de plantas espontâneas, entre outras características, aplicando os recursos de forma variável, proporcionando o aumento da produtividade e/ou reduzindo os custos de produção, pois a mesma aplica os recursos necessários no local e no momento certo.

Apesar de muitos produtores não utilizarem o ciclo completo da AP na propriedade, a utilização de parte dela pode proporcionar o conhecimento de parâmetros agrícolas de forma localizada, o que é interessante no manejo da propriedade. A utilização de técnicas de AP pode auxiliar na análise de diversos parâmetros agrícolas, entre eles: a fertilidade do solo, a resistência do solo à penetração, a porosidade, a densidade, o teor de umidade do solo, a incidência de plantas espontâneas e o monitoramento do residual de agrotóxicos no solo, sendo que entre os mais importantes encontram-se os herbicidas.

Um dos herbicidas mais utilizados no Brasil é o glifosato, pois é um herbicida não seletivo que possui um custo relativamente baixo e uma ação rápida e eficiente. No entanto, este herbicida vem apresentando problemas de resistência em plantas espontâneas, como a

buva (*Conyza bonariensis*), trapoeraba (*Commelina benghalensis*), leiteiro (*Euphorbia heterophylla*), entre outras, além de apresentar elevada interação com o solo.

Para controlar as espécies de plantas espontâneas resistentes, um herbicida muito utilizado para este manejo é o 2,4-D. Porém, é extremamente tóxico (classe I) ao ambiente e ao ser humano, fato que pode ter seu uso limitado, demonstrando a necessidade de pesquisas sobre o residual deste produto no solo, na água, nas plantas e nos produtos.

O solo é considerado como um reservatório final dos herbicidas. Com isso, é interessante se conhecer as características deste solo, avaliando os parâmetros químicos e físicos, determinando-se a correlação destes parâmetros com o residual de herbicidas no solo. Assim, torna-se interessante avaliar o residual do 2,4-D no solo, correlacionando com os parâmetros químicos e físicos do solo, além de correlacionar com a produtividade da cultura de interesse.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo geral

Avaliar o residual do herbicida 2,4-D no solo e determinar a sua correlação espacial com a produtividade e os parâmetros químicos e físicos do solo.

### 2.2 Objetivos específicos

- Determinar os atributos físicos e químicos do solo nos anos de 2011 e de 2012;
- Determinar o residual do herbicida 2,4-D no solo antes e após a aplicação do herbicida;
- Determinar, com mapeamento sistemático, a infestação das plantas espontâneas, diferenciando em plantas espontâneas do tipo buva (*Coniza bonariensis*), folha larga e folha estreita;
- Determinar a eficiência no manejo das plantas espontâneas em função das doses do herbicida 2,4-D (1,0 e 1,5 L ha<sup>-1</sup>);
- Determinar a produtividade da cultura da soja;
- Determinar a correlação espacial dos atributos químicos e físicos do solo, do residual inicial de 2,4-D no solo, da infestação de plantas espontâneas e da produtividade da soja.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Agricultura de precisão

A AP pode ser definida, segundo Goel *et al.* (2003), como um sistema de gerenciamento da produção com base na variabilidade espacial e temporal da lavoura e visa a otimização do lucro, maior sustentabilidade e conseqüentemente redução da agressão ao ambiente em função do uso racional dos insumos.

De acordo com Werner (2004), a AP já era praticada antigamente quando se manejavam pequenas áreas manualmente. No entanto, com o aumento das áreas de cultivo, esse tratamento tornou-se praticamente impossível. Passou-se a tratar as áreas de forma homogênea, não considerando a variabilidade espacial.

É um método promissor e que vem sendo adotado por alguns produtores. A utilização racional de insumos e a redução dos custos de produção são os principais estímulos ao uso desta tecnologia (MORAES *et al.*, 2008). Segundo os mesmos autores, os principais entraves no uso da AP são o alto custo da implantação, o desenvolvimento de metodologias eficientes de identificação de plantas espontâneas, o manejo de plantas espontâneas e a formação de recursos humanos treinados.

A AP tem como principal conceito aplicar no local correto, no momento adequado, as quantidades de insumos necessários à produção agrícola, para áreas cada vez menores e mais homogêneas, tanto quanto a tecnologia e os custos envolvidos o permitam (DODERMANN; PING, 2004). Para Tellaeché *et al.* (2008), um dos objetivos da AP é o de tentar minimizar o volume de herbicidas que são aplicadas no campo.

Conforme Coelho *et al.* (2009), o manejo localizado de áreas com variabilidade espacial só foi possível a partir da disponibilidade de técnicas de localização precisas, aliadas ao desenvolvimento de sensores e sistemas eletrônicos, aplicáveis às máquinas agrícolas.

Na AP, a utilização dos insumos agrícolas é feita de forma diferenciada, com aplicações localizadas, possíveis apenas com o mapeamento da variabilidade espacial das propriedades do solo. Esta variabilidade espacial é analisada por um conjunto de técnicas e conceitos, como a geoestatística, que considera como fator primordial a localização geográfica e a dependência espacial das variáveis em estudo (GUEDES *et al.*, 2008).

Werner (2004) utilizou o princípio da AP de forma simplificada, mostrando ser possível sua utilização sem necessariamente utilizar as tecnologias sofisticadas disponíveis.

Para Molin (2008), podem ser dados diferentes níveis de sofisticação ao processo de adoção e implementação da AP.

A AP baseia-se na construção de mapas temáticos que descrevem o comportamento georreferenciado da variável em estudo. Isso exige o conhecimento da variabilidade espacial do atributo agrônômico (VILELA; CATANEO, 2009).

### **3.1.1 Variabilidade espacial**

Os parâmetros da agricultura são variáveis em relação ao tempo e ao espaço. Devido ao grande número de fatores e parâmetros envolvidos, a AP requer monitoramento contínuo, espacial e temporal, da área estudada, resultando em grande volume de dados derivados de sensores ou de observações a campo, através de análises laboratoriais (JOHANN et al., 2004).

De acordo com Molin (2008), as lavouras apresentam manchas com produtividade extremamente variável. Para Coelho (2005), os processos e propriedades que regulam o desempenho das culturas no campo variam no espaço e no tempo.

A variabilidade espacial no campo pode ser dividida em dois tipos, pela natureza dos fatores causais: os que incidem na camada superficial e os que ocorrem no interior dela (PIRES et al., 2004).

A variabilidade espacial dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, influenciam a eficiência do manejo das culturas e seu desenvolvimento (MELLO et al., 2006). Além da variabilidade natural do solo, as práticas agrícolas de manejo são fontes adicionais de variabilidade (SOUZA et al., 1997).

Para Tschiedel; Ferreira (2002), é necessário que se entenda que as propriedades não são homogêneas, tratando cada parte conforme as suas necessidades, fazendo com que o produtor tenha o conhecimento detalhado em cada parte da linha de produção ou cada metro quadrado da sua propriedade.

Áreas que possuem diferentes potenciais de rendimento, devido a sua heterogeneidade, necessitam de aplicações de insumos de forma variável, na tentativa de homogeneizar a produtividade e/ou reduzir custos para conseqüentemente aumentar a rentabilidade da área (LEMAINSKI, 2007).

O comportamento da variabilidade espacial pode ser determinado com a utilização da geoestatística, possibilitando a interpretação dos resultados com base na estrutura dessa variabilidade, além da quantificação do seu tamanho (CAVALCANTE et al., 2007).

### 3.2 Sistema de posicionamento global

A evolução da informática, tecnologias em geoprocessamento, sistemas de posicionamento global e muitas outras tecnologias estão proporcionando à agricultura uma nova forma de se enxergar a propriedade, deixando de ser uma, somente, e sim várias propriedades dentro da mesma, porém com características específicas (TSCHIEDEL; FERREIRA, 2002).

Em um país da dimensão do Brasil, segundo Silva (2007), a necessidade de informações adequadas para a tomada de decisão é um fator muito importante. Porém, a carência dessas informações ainda é um grande desafio para resolver problemas urbanos e ambientais. O geoprocessamento se apresenta como uma alternativa na solução de grandes problemas. Conforme o mesmo autor, o geoprocessamento pode ser definido como um conjunto de tecnologias voltadas à coleta e ao tratamento de informações espaciais para um objetivo específico.

O geoprocessamento teve seu uso expandido devido ao Sistema de Posicionamento Global (GPS), que, conforme Molin (2008), é um sistema de navegação baseado em satélites e operado pelo Departamento de Defesa dos Estados Unidos. Segundo o mesmo autor, atualmente existem 27 satélites, sendo alguns deles de reserva. A órbita está localizada a 20.200 km acima da superfície da terra e o satélite tem o ciclo de 12 horas.

Segundo Shiratsuchi (2001), um dos requisitos para a aplicação da AP é a utilização de um sistema de posicionamento que permita a localização georreferenciada com precisão suficiente em todos os pontos e porções escolhidas dentro da área agrícola. O sistema que atende a este requisito é o GPS.

A utilização de GPS e de tecnologias de Sistema de Informações Geográficas (SIG) na AP é muito importante para determinar a variabilidade dos atributos analisados, permitindo o tratamento e análise de dados, otimizando o uso de insumos agrícolas e aplicando os recursos onde necessários (MOLIN, 2008). O SIG é o sistema que reúne maior capacidade de processamento e análise de dados espaciais (SILVA, 2007).

A utilização do georreferenciamento para o mapeamento de parâmetros agrícolas, como fertilidade do solo, incidência de plantas espontâneas e para a orientação de equipamentos é uma tecnologia que se encontra em expansão. Segundo Shiratsuchi *et al.* (2003), o mapeamento da distribuição espacial das plantas espontâneas possibilita a confecção de mapas de tratamentos com herbicidas, que podem ser utilizados para orientar

os pulverizadores e controlar o sistema de aplicação. No entanto, os equipamentos necessitam ser equipados com GPS e softwares específicos.

### 3.3 Plantas espontâneas

De acordo com Voll *et al.* (2005), plantas espontâneas são plantas que crescem onde não são desejadas. Sua capacidade de sobrevivência é atribuída à grande agressividade competitiva, grande produção de sementes, facilidade de dispersão e grande longevidade das sementes, germinação escalonada e mecanismos diversos de reprodução. Segundo os autores, várias são as denominações dadas, tais como: plantas daninhas, invasoras, ervas daninhas, inços, entre outras. Na Figura 1, pode-se observar os componentes da dinâmica das plantas espontâneas, a partir de um banco de sementes no solo, em relação a uma cultura, fatores de manejo e meio ambiente.

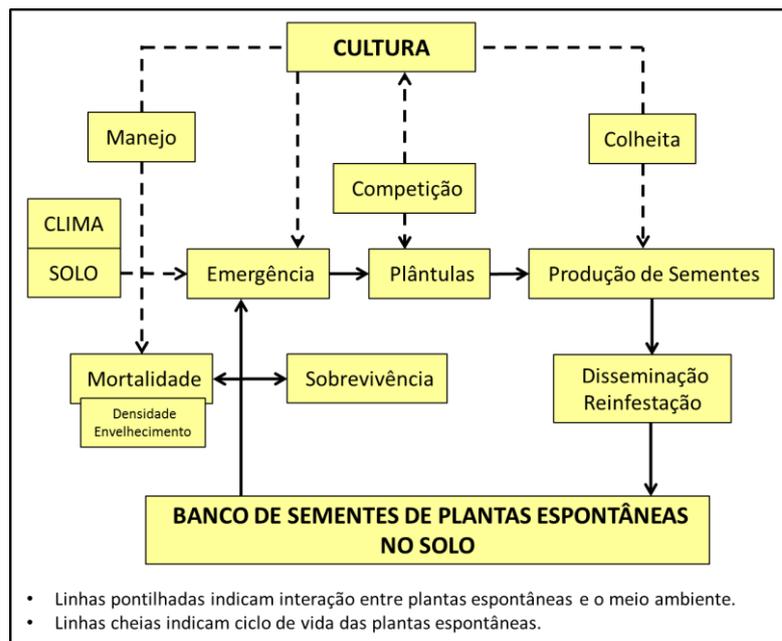


Figura 01 Fatores componentes da dinâmica de plantas espontâneas.  
Fonte: VOLL *et al.* (2005).

Em relação às características botânicas, as plantas espontâneas são classificadas pela variação de forma e tamanho de suas folhas. Gazziero *et al.* (2001) classificam como folha estreita e folha larga. Folha estreita (monocotiledôneas), por pertencer à subclasse de plantas angiospermas, cujo embrião tem um cotilédono, e folha larga (dicotiledôneas) pertence à subclasse de plantas angiospermas, cujo embrião tem dois cotilédones.

A germinação das plantas espontâneas normalmente é desuniforme ao longo do ciclo da cultura, por apresentar mecanismos de dormência eficientes, garantindo a sobrevivência e a persistência na área, mesmo em condições adversas (MACIEL, 2007). Desta forma, o manejo de plantas espontâneas desempenha inúmeros benefícios na produção agrícola e seu monitoramento é fundamental para uma agricultura sustentável devido à avaliação dos níveis de dano econômico, perda de rendimento das culturas e impacto ambiental (SINGH et al., 2011).

O levantamento de espécies, além de permitir a identificação, quantificação e a evolução da flora infestante numa área, também pode ter aplicações na predição da eficiência de controle das espécies nas lavouras (VOLL et al., 2005). Segundo os autores, algumas espécies de plantas espontâneas anuais apresentam maior infestação em alguns anos e menos em outros.

Segundo Fontes *et al.* (2003), algumas características das plantas espontâneas temidas pelos produtores são:

- A elevada capacidade das sementes ou as estruturas de reprodução vegetativa apresentarem a germinação em estádios iniciais de desenvolvimento;
- Capacidade de germinação em qualquer tipo de ambiente;
- Grande longevidade dos propágulos e dormência (garantindo a germinação descontínua no tempo e no espaço);
- Crescimento inicial rápido e vigoroso e rápida passagem do estado vegetativo para o reprodutivo;
- Produção de grande número de sementes; e
- Autopolinização, polinização cruzada, entre outros.

Para os autores, a classificação e a divisão de plantas espontâneas podem facilitar a escolha de método(s) de controle mais efetivos.

Conforme Voll *et al.* (2005), estudos realizados nas regiões produtoras de soja do Brasil indicam as seguintes plantas espontâneas com infestação intensa na lavoura:

- Folha estreita: capim custódio (*Pennisetum setosum*), capim marmelada (*Brachiaria plantaginea*), braquiária (*B. decumbens*), capim carrapicho (*Cenchrus echinatus*) e capim colchão (*Digitaria spp.*);
- Folha larga: carrapicho-rasteiro (*Acanthospermum australe*), picão-preto (*Bidens pilosa*), corda de viola (*Ipomoea spp.*), amondoim-bravo (*Euphorbia heterophylla*), caruru (*Amaranthus spp.*), erva-quente (*Spermacoce latifolia*), joá (*Solanum spp.*), falsa serralha (*Emilia sonchifolia*), guanxuma (*Sida rhombifolia*), poaia-branca (*Richardia brasiliensis*), cheirosa (*Hyptis suaveolens*), mentrasto (*Ageratum*

*conizoides*), trapoeraba (*Commelina benghalensis*) e o desmódio (*Desmodium tortuosum*).

Para a cultura da soja no estado do Paraná, o leiteiro (amendoim-bravo) apresenta a segunda maior importância de frequência e ocorrência, perdendo somente para o capim marmelada (*Brachiaria plantaginea*) (KRANZ et al., 2009).

Outra importante planta a ser controlada é a buva (*Conyza bonariensis*), que vem causando sérios problemas no seu manejo, podendo prejudicar a produtividade das culturas, principalmente da soja, se não for bem controlada. Conforme Vargas *et al.* (2011) e Paula *et al.* (2011), devido à grande produção de sementes e fácil dispersão, está sendo encontrada na maior parte do Brasil. Nos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná e São Paulo é a planta espontânea que mais causa problemas nas lavouras. Essa importância em relação à buva é decorrente da alta adaptabilidade aos sistemas de produção e da evolução de biótipos resistentes ao herbicida glifosato (LAMEGO et al., 2013).

Conforme Lamego *et al.* (2013), a buva (*Conyza bonariensis*) é a principal planta espontânea da soja no Sul do Brasil, em decorrência da resistência adquirida. A buva resistente ao glifosato se espalhou rapidamente pelas regiões produtoras. Inicialmente foi encontrada no Oeste do Paraná e rapidamente se disseminou, estando presente em grande parte do Paraná, além dos estados do Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Bahia e Maranhão (COAMO, 2010).

### **3.3.1 Resistência de plantas espontâneas**

A resistência de plantas espontâneas é a capacidade inerente e herdável de alguns biótipos, dentro de uma determinada população, de sobreviver e se reproduzir após a exposição à dose de um herbicida, que normalmente seria letal a uma população normal (suscetível) da mesma espécie (CHRISTOFFOLETI et al., 2008; ROMAN et al., 2007). Conforme Christoffoleti *et al.* (2008), o aparecimento de biótipos de plantas espontâneas resistentes aos herbicidas está condicionado a uma mudança genética na população, imposta pela pressão de seleção, causada pela aplicação repetitiva do herbicida na dose recomendada.

Para uma planta ser considerada resistente a um herbicida, segundo Roman *et al.* (2007), são três os aspectos que devem ser contemplados para um biótipo: a espécie normalmente é sensível ao herbicida; os biótipos resistentes sobrevivem à dose letal aos

demais componentes da população; a capacidade de sobreviver ao tratamento é transferida geneticamente.

A resistência de plantas espontâneas a herbicidas é um fenômeno natural, acelerado pelo uso inadequado destes produtos. A evolução se deve à alta pressão de seleção exercida sobre a população de plantas espontâneas devido a aplicações repetidas de herbicidas com mesmo mecanismo de ação altamente eficientes e específicos, aliada ao não-uso de outros métodos de controle e à monocultura (VARGAS; ROMAN, 2006).

A buva é uma espécie de planta espontânea que vem apresentando problemas para o controle devido à resistência adquirida. De acordo com Heap (2012), a buva foi a primeira espécie de planta espontânea dicotiledônea documentada com resistência ao glifosato. No entanto, é considerada uma das dez principais entre as plantas espontâneas resistentes a herbicidas. Assim, devido a resistência da buva ao glifosato, Lamego *et al.* (2013) afirmam que os agricultores são forçados a adotarem medidas alternativas para reduzir as perdas que ocorrem nas lavouras de soja.

Conforme Vargas *et al.* (2007), o controle insatisfatório da buva com o uso do glifosato provocou a suspeita de que essa espécie havia adquirido resistência a essa molécula do herbicida. A buva é uma espécie nativa da América do Sul, é uma planta anual que se reproduz por sementes que germinam no outono/inverno, com encerramento do ciclo no verão, caracterizando-se assim como uma planta espontânea de inverno e verão. Desta forma, é uma importante planta espontânea infestante de lavouras de trigo, soja e milho. Os autores ao utilizarem 1,005 g e.a ha<sup>-1</sup> de 2,4-D sobre biótipos de *Conyza bonariensis* resistente e suscetível ao glifosato, obtiveram controle que variou de 95 a 100%, 30 dias após a aplicação dos tratamentos.

Os agricultores devem ser estimulados a adotar as práticas, com o objetivo de prevenir a resistência, antes que as falhas de controle apareçam na lavoura, a fim de minimizar o risco do surgimento de plantas resistentes. Isso pode ser conseguido com a adoção das seguintes práticas: utilizar herbicidas somente quando e onde realmente for necessário; utilizar herbicidas com diferentes mecanismos de ação; realizar aplicações sequenciais; usar herbicidas de forma sequencial e associados com diferentes mecanismos de ação e de destoxificação; realizar rotação de mecanismo de ação; limitar aplicações de um mesmo herbicida; usar herbicidas com menor pressão de seleção (residual e eficiência); fazer rotação de culturas; promover rotação de métodos de controle; acompanhar mudanças na flora; empregar sementes certificadas; evitar que plantas suspeitas produzam sementes; efetuar rotação do tipo de preparo de solo; alteração da pressão de seleção; resistência

monogênica; resistência poligênica e seleção reversa (favorecimento dos alelos sensíveis) (VARGAS; ROMAN, 2006).

Para Vargas *et al.* (2007), as características hereditárias são controladas pelos genes, que podem apresentar formas alternativas, denominadas alelos. Desta forma, quando somente um gene está envolvido na resistência de uma determinada característica, ela é chamada de monogênica; e quando poucos ou muitos genes conferem a resistência, esta é chamada de oligogênica e poligênica, respectivamente. Quanto maior o número de genes envolvidos, mais lenta será a evolução da resistência em uma população, pois características poligênicas dependem da combinação de vários genes na mesma planta.

A seleção reversa ocorre na ausência da seleção do herbicida. Eliminado o fator que exerce a seleção, a tendência é que a população retome o equilíbrio, e os indivíduos mais bem adaptados a essa nova realidade se tornarão predominantes (VARGAS; ROMAN, 2006). Estudos relacionados com a habilidade competitiva permitem auxiliar nas estratégias de manejo para biótipos resistentes, uma vez que plantas espontâneas resistentes a herbicidas com competitividade inferior às culturas poderão ser suprimidas (DAL MAGRO *et al.*, 2011).

Lamego *et al.* (2013), avaliando a utilização de diferentes coberturas vegetais e herbicidas no manejo da buva (*Conyza bonariensis*) resistente ao glifosato, verificaram que a quantidade de cobertura vegetal refletiu diretamente na menor infestação da buva, sendo 1 planta m<sup>-2</sup> na primeira avaliação, quando utilizou-se a ervilhaca como planta de cobertura. Já para a área que permaneceu em pousio por todo o inverno, a infestação foi de 157 plantas m<sup>-2</sup>. Os autores afirmam que as plantas de cobertura são de grande importância no manejo de plantas espontâneas, pois reduzem a emergência e o desenvolvimento das plantas de buva, sendo uma grande vantagem, pois as falhas no controle desta planta estão associadas, entre outros fatores, ao estágio de desenvolvimento da buva por ocasião da aplicação do herbicida, controlando de forma insatisfatória.

Paula *et al.* (2011) obteve resultados semelhantes, a buva (*Conyza bonariensis*) apresentou maior infestação em áreas mantidas em pousio do que naquelas cultivadas com trigo ou aveia-preta durante o inverno.

### 3.3.2 Variabilidade espacial das plantas espontâneas

Segundo Balastreire; Baio (2001), a habilidade de se descrever e mapear a distribuição espacial das plantas espontâneas é o primeiro passo para o estudo da variabilidade espacial e da determinação da melhor metodologia para a aplicação localizada de agrotóxicos. As distribuições de plantas espontâneas apresentam elevada variabilidade espacial e temporal, formando padrões de agregação espacial (SHIRATSUCHI *et al.*, 2003; BALASTREIRE; BAIO, 2001; CARDINA *et al.*, 1997; NORDMEYER *et al.*, 1997).

Esta variabilidade pode ser influenciada por diversos fatores. Baio; Balastreire (2002), avaliando um sistema de aplicação localizada de defensivos baseado na variabilidade espacial das plantas espontâneas, observaram que o padrão da distribuição espacial das plantas espontâneas no plantio direto seguiu as fileiras de semeadura das culturas instaladas na área ao longo dos anos.

Para Schaffrath *et al.* (2007), o padrão de agregação das plantas espontâneas pode ser dependente do sistema de manejo do solo, das culturas e das espécies de plantas espontâneas presentes. A distribuição em manchas, constatada pela análise espacial, sugere que a dispersão das plantas pode ter ocorrido a partir de um foco inicial com a produção e disseminação das sementes ou outras formas de multiplicação.

Segundo Häusler; Nordmeyer (1995), a distribuição das plantas espontâneas é influenciada por fatores locais, como: topografia, umidade do solo, drenagem, compactação e fertilidade do solo, sendo este último um dos fatores de maior importância.

Analisando a variabilidade espacial e temporal de plantas espontâneas em LATOSSOLO VERMELHO Argiloso sob semeadura direta, Chiba *et al.* (2010) verificaram, por meio da análise estatística descritiva, que houve elevada variabilidade, considerando os valores de coeficiente de variação (CV), assimetria e curtose, com valores de CV de 45 a 85%. Este resultado era esperado devido a se tratar de dados provenientes de contagem do número de plantas espontâneas, pois há locais onde não foram identificadas plantas espontâneas, assim como locais onde ocorreu uma elevada infestação. Segundo os mesmos autores, independentemente do tipo de planta espontânea, folha larga ou estreita, as plantas apresentaram estrutura de dependência espacial definida.

### 3.3.3 Mapeamento de plantas espontâneas

A concorrência das plantas espontâneas é prejudicial, principalmente nas fases iniciais do crescimento da cultura com fins comerciais. Desta forma, para controlá-las são necessárias três fontes essenciais de informação: localização, para permitir um manejo preciso; a identificação das espécies, para estudar as interações entre diferentes populações de plantas espontâneas e para selecionar o melhor produto a ser utilizado no controle; e a fase de crescimento, para estudar a competitividade de cada espécie e determinar o melhor momento para realizar o tratamento (SINGH et al., 2011).

A distribuição de plantas espontâneas em áreas agrícolas ocorre de forma heterogênea. Assim, segundo Sartori *et al.* (2009), à medida que surgiu a possibilidade de realizar o gerenciamento localizado de recursos, surge a necessidade de mapeamento de áreas infestadas por plantas espontâneas.

Conforme Shiratsuchi (2001), no mapeamento de plantas espontâneas, além da localização das áreas de ocorrência, é muito importante se conhecer aspectos da biologia destas plantas espontâneas, tais como níveis de infestação, grau de contagiosidade, espécies presentes, capacidade de reprodução das espécies e comportamento em relação às condições edafoclimáticas.

De acordo com Balastreire; Baio (2001), o mapeamento de plantas espontâneas para posterior aplicação localizada de agrotóxicos deve ser rápido, devido ao dinamismo das populações, e ser simples, para facilitar a execução do mapeamento, pois há um período ideal para a sua execução, levando-se em consideração o momento da realização do controle das plantas espontâneas.

Existem diversos métodos de mapeamento das plantas espontâneas presentes em uma área para levantamento de sua posição e características da infestação (LAMB; BROWN, 2001). Shiratsuchi *et al.* (2003) citam como as técnicas de mapeamento de plantas espontâneas mais utilizadas as amostragens sistemáticas, o método linear e o sensoriamento remoto. De acordo com os mesmos autores, do mapeamento até a pulverização localizada, pode-se seguir as seguintes etapas: 1 – mapeamento prévio das plantas espontâneas, 2 – confecção e análise destes mapas, 3 – planejamento e escolha das áreas de manejo, 4 – confecção dos mapas de tratamento e 5 – efetivação da pulverização localizada.

A amostragem sistemática de plantas espontâneas consiste em coletar informações sobre as espécies presentes numa área amostral georreferenciada, localizando os pontos

previamente definidos por uma grade, e, posteriormente, obter o mapa de infestação por interpolação (BAIO, 2001).

De acordo com Stähelin *et al.* (2009), o mapeamento da infestação de plantas espontâneas com auxílio da técnica de georreferenciamento é uma ferramenta útil, podendo ser utilizado na tomada de decisão sobre métodos mais precisos de aplicação de herbicidas, reduzindo os custos, a poluição ambiental e maximizando a eficiência no controle de plantas espontâneas.

Alguns fatores devem ser observados no momento do mapeamento, como a incidência das plantas espontâneas, das espécies presentes e o estágio de desenvolvimento (BAIO; BALASTREIRE, 1999).

Os dados requeridos para a geração dos mapas de plantas espontâneas e posterior criação dos mapas de prescrição podem ser derivados do caminhamento pelo contorno das reboleiras, da fotografia aérea, dos dados de anos anteriores, do sensoriamento remoto, da amostragem sistemática, do registro das plantas espontâneas durante a colheita ou durante os tratos culturais, das propriedades do solo e da experiência do agricultor (NORDMEYER *et al.*, 1997).

Utilizando diferentes metodologias de mapeamento (caminhamento em grade de amostragem, caminhamento no contorno das reboleiras e pelo deslocamento da colhedora em campo) de infestação de plantas espontâneas em área de 3,90 ha com milho em plantio direto, Salvador; Antuniassi (2002) verificaram que o mapeamento em grade indicou elevada infestação com dicotiledôneas, permitindo mapear adequadamente as infestações de dicotiledôneas. Embora as dicotiledôneas estivessem presentes em área total, este mapeamento permitiu obtenção de informações relativas ao nível de infestação e tendência de distribuição. Por outro lado, a infestação das monocotiledôneas presentes exibiram diferentes níveis de cobertura, ou seja, o método de grade para essas plantas não é o mais indicado, pois verificaram que os locais com as maiores coberturas de plantas espontâneas encontravam-se muito próximas entre si. Segundo os mesmos autores, o mapeamento pelo contorno das reboleiras foi realizado com sucesso para a infestação das monocotiledôneas. No entanto, não foi o método mais indicado para o mapeamento das dicotiledôneas, pois a sua distribuição foi uniforme, havendo pouca agregação das plantas mapeadas. O mapeamento pelo deslocamento da colhedora permitiu fácil visualização da infestação, principalmente das monocotiledôneas.

### 3.3.4 Aplicação de agrotóxicos no controle de plantas espontâneas

Os pulverizadores hidráulicos de barras são os equipamentos mais utilizados na pulverização agrícola. A escolha e forma de uso desses equipamentos são fundamentais para que se obtenha a ação eficaz dos agrotóxicos. O uso de pulverizadores agrícolas mal regulados, com pontas inadequadas ou desgastadas e o uso de doses excessivas de agrotóxicos são alguns fatores que contribuem para a ineficiência das aplicações e contaminação ambiental (DORNELLES et al., 2009).

O controle químico das plantas espontâneas, de acordo com Timossi; Durigan (2002), constitui-se no método mais utilizado na cultura da soja. No entanto, são necessários mais estudos quanto às doses recomendadas dos herbicidas, pois em algumas situações elas têm sido superestimadas, proporcionando períodos de controle muito superiores ao necessário para determinadas comunidades infestantes.

Para reduzir as doses de herbicidas aplicadas, pode-se fazer uso de técnicas de AP. Conforme Shiratsuchi *et al.* (2003), as duas maneiras de se realizar a aplicação localizada de herbicidas são por meio do mapeamento de infestação de plantas espontâneas e por detecção em tempo real, a qual não necessita de um mapeamento prévio da área infestada, pois a aplicação se baseia em sensores acoplados ao pulverizador.

A aplicação do herbicida em dosagem única em área total requer a adoção de uma dosagem para o controle das plantas espontâneas naquelas áreas de maior infestação, enquanto que, com a aplicação localizada de agrotóxico, pode-se variá-las de acordo com a necessidade específica para cada local (BALASTREIRE; BAIO, 2001). Segundo os autores, esta aplicação em doses diferenciadas reflete-se em um grande benefício econômico, devido à redução na utilização de herbicidas.

A formulação química do herbicida pode definir o método de aplicação e até restringir o uso de determinado produto (SHIRATSUCHI; FONTES, 2002). O uso da AP permite a aplicação de herbicidas, restritos às necessidades específicas, e em taxas variáveis, evitando excessos (MORAES et al., 2008).

Realizando aplicação localizada de herbicida (fluazifop butil + fomesafen) em comparação com aplicação convencional, Shiratsuchi; Christoffoleti (2002) obtiveram redução de 18 a 44% no volume do produto utilizado. A eficácia no controle das plantas espontâneas foi considerada satisfatória, pois a população de plantas espontâneas foi reduzida drasticamente.

Baio; Balastreire (2002) aplicaram o herbicida glifosato para o controle de plantas espontâneas. As dosagens foram selecionadas considerando-se a variabilidade espacial das plantas espontâneas e o estágio de desenvolvimento de cada espécie. O sistema utilizado permitiu uma economia de 31,6% em herbicida, quando comparado à aplicação em área total com dosagem única.

A tecnologia de aplicação convencional visa à colocação uniforme do produto no alvo, com mínimas perdas para o solo e por deriva (SOUZA et al., 2012). Para Cunha *et al.* (2003), dá-se muita importância ao agrotóxico a ser aplicado e pouco à técnica, ou seja, é preciso garantir que o produto alcance o alvo de forma eficiente, minimizando as perdas. Desta forma, é necessário uniformidade de aplicação e espectro de gotas adequado.

A redução do volume de calda, segundo Souza *et al.* (2012), proporcionam maior capacidade operacional dos equipamentos de pulverização, o que tende a reduzir os custos e aumentar o aproveitamento de boas condições climáticas. Segundo os mesmos autores, avaliando dois volumes de calda (80 e 130 L ha<sup>-1</sup>), o maior volume proporcionou maiores perdas para o solo. Além disso, a deriva ainda é considerada um grande problema na agricultura; porém, ela pode ser minimizada. Neste estudo, possivelmente, isso ocorreu em função da aplicação ter sido realizada em condições adequadas de vento e em virtude do uso de gotas médias, grossas e muito grossas.

O tamanho de gotas produzidas por um bico de pulverização depende de vários fatores, entre eles o tipo de bico e as propriedades do líquido (CHRISTOFOLETTI, 1999). Avaliando o tamanho de gotas, Cunha *et al.* (2003) comentaram que, em geral, valores do diâmetro mediano volumétrico (DMV) inferiores a 250 µm indicam risco potencial de deriva, em virtude das gotas menores que 100 µm. Em contrapartida, valores superiores a 500 µm sugerem problemas de escorrimento, que comumente ocorrem com gotas maiores que 800 µm. Segundo os autores, a pressão também influencia o tamanho de gota: maiores pressões ocasionam menores tamanhos de gota.

### **3.5 Herbicidas no manejo de plantas espontâneas**

Conforme Roman *et al.* (2007), os herbicidas são agentes biológicos ou substâncias químicas capazes de matar ou suprimir o crescimento de espécies específicas. Segundo os autores, para que o herbicida aplicado às folhas de plantas espontâneas seja eficaz, ele deve: ser retido pela folhagem; penetrar a cutícula; mover-se nos espaços com água ao

redor da célula; entrar na célula; atingir o local de ação (geralmente enzimas), ligar-se à enzima-alvo e inibi-la.

A utilização de herbicidas na dessecação de plantas espontâneas no sistema de plantio direto é uma técnica de manejo muito importante, pois se pode evitar a competição das plantas espontâneas com as plantas comerciais (PROCÓPIO et al., 2006).

Um herbicida muito utilizado na agricultura brasileira é o glifosato. Segundo AgEstado (2009), os herbicidas à base de glifosato representam cerca de um terço dos agrotóxicos comercializados no Brasil. Estima-se que o consumo anual seja de 200 milhões de litros. Para Londres (2011), o glifosato é o herbicida mais comercializado no Brasil e no mundo. Estima-se que, no Brasil, a venda de glifosato formulado alcance atualmente a marca de 250 milhões de litros anuais.

Conforme Araújo (2001), o glifosato é um herbicida pós-emergente utilizado no controle de plantas espontâneas anuais e perenes, sendo absorvido pelas plantas por difusão através da cutícula. Entretanto, não é metabolizado nas plantas, sendo sua principal degradação efetuada por micro-organismos. No entanto, a aplicação de glifosato no controle de plantas espontâneas resultou em teores elevados de glifosato e ácido aminometilfosfônico no solo (BOHM et al., 2008).

Devido ao uso repetido ou incorreto do glifosato, plantas espontâneas, como a buva, começaram a apresentar resistência ao herbicida (MOREIRA et al., 2007; VARGAS et al., 2007; SANTOS et al., 2002). Desta forma, vem se utilizando o 2,4-D como alternativa para controlar as plantas resistentes ao glifosato (MOREIRA et al., 2007; VARGAS et al., 2007). Conforme Santos *et al.* (2002), a mistura do glifosato com outros herbicidas, principalmente o 2,4-D tem se tornado prática comum.

Segundo Suleiman (2010), o ideal é que seja feito um manejo adequado pré-semeadura, ou os custos com o controle durante o cultivo serão maiores. Christoffoleti *et al.* (2008) apontam que uma das principais técnicas para prevenção e controle de plantas espontâneas resistentes a herbicidas é a utilização de herbicidas com diferentes mecanismos de ação.

Herbicidas utilizados na cultura do trigo, como iodosulfurom, metsulfurom e o 2,4-D controlam a buva, porém seu uso deve atender às recomendações de uso para a cultura e para a planta espontânea com relação ao estágio, época de aplicação e dose (VARGAS; GAZZIERO, 2009).

Avaliando os efeitos de diferentes doses do herbicida 2,4-D (0 kg ha<sup>-1</sup> de e.a. de 2,4-D; 0,20 kg ha<sup>-1</sup> de e.a.; 0,34 kg ha<sup>-1</sup> de e.a.; 0,47 kg ha<sup>-1</sup> de e.a.; 0,67 kg ha<sup>-1</sup> de e.a.) associado ao glifosato (1,08 kg ha<sup>-1</sup> de e.a. de glifosato) aplicado em dessecação de manejo

sobre a cultura da soja, Procópio *et al.* (2009) verificaram que não foi observado nenhum sintoma de fitotoxicidade nas plantas de soja aos 7, 15 e 30 dias após emergência das plantas de soja, independente do tratamento herbicida e do intervalo entre a aplicação e a semeadura da soja.

Na aplicação do glifosato sem a mistura com outros herbicidas, Campos *et al.* (2013) verificaram que, sem a simulação de chuva, o controle das plantas só foi considerado excelente 21 dias após a aplicação (DAA), acima de 90%. Assim, verificou-se que o processo de absorção do glifosato é relativamente lento, aumentando com o tempo de aplicação. Os autores verificaram que tanto a aplicação de 2,4-D isolado quanto na mistura glifosato + 2,4-D proporcionaram controle superior a 70% após os 14 DAA. Além disso, o tratamento com o 2,4-D (isolado) teve 100% de controle a partir do intervalo de 12 horas de simulação de chuva.

Oliveira Neto *et al.* (2013), quando avaliaram o manejo de plantas espontâneas com aplicações sequências de herbicidas em área que permaneceu em pousio no inverno, realizaram, 12 dias antes da semeadura da soja, uma primeira aplicação de herbicidas com mistura em tanque de glifosato ( $1.080 \text{ g e.a. ha}^{-1}$ ) + 2,4-D ( $536 \text{ g e.a. ha}^{-1}$ ). Os autores verificaram que a porcentagem de controle da buva (*Conyza bonariensis*) para plantas menores que 20 cm foi de: 64,3% aos 9 dias; 68,0% aos 14 dias; 76,8% aos 22 dias e de 100,0% aos 42 dias após a primeira aplicação de herbicida. Para plantas de buva maiores que 20 cm a porcentagem de controle foi de: 36,3% aos 9 dias; 38,8% aos 14 dias; 42,5% aos 22 dias e de 70,0% aos 42 dias após a primeira aplicação de herbicida. Oliveira Neto *et al.* (2010) obtiveram com a mistura de glifosato ( $1080 \text{ g e.a. ha}^{-1}$ ) + 2,4-D ( $1.005 \text{ g e.a. ha}^{-1}$ ) controle total de buva (*Conyza bonariensis*) com tamanho de 15 cm.

Nas avaliações iniciais, a evolução do controle se deu de forma lenta, e nenhum tratamento proporcionou controle satisfatório da buva. Este fato pode ser atribuído à ação sistêmica dos principais herbicidas utilizados, tais níveis podem não ser suficientes, pois ela é uma planta daninha de difícil controle e com elevado potencial de rebrota, ou seja, uma planta de buva que apresente controle satisfatório ( $\geq 80,0\%$ ) após a dessecação de manejo na maioria dos casos se recuperará e produzirá novas plantas que continuarão infestando a área (OLIVEIRA NETO. *et al.*, 2013).

### 3.5.1 Ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D)

O herbicida 2,4-D, primeiro herbicida seletivo usado em culturas surgiu na década de 1940, sendo um produto capaz de solucionar problemas relacionados às plantas espontâneas, pois com ele os produtores tiveram a oportunidade de controlar seletivamente e em pós-emergência plantas espontâneas dicotiledôneas em cereais (ROMAN et al., 2007).

Herbicida hormonal do grupo dos fenoxiacéticos (BOIVIN et al., 2005; SPADOTTO et al., 2003; USEPA, 2005), o 2,4-D ainda é amplamente usado no Brasil e no mundo para controle de plantas espontâneas de folhas larga, em diversos tipos de culturas (BOIVIN et al., 2005; SPADOTTO et al., 2003), apresentando seletividade para plantas de folha estreita, sendo muito utilizado em plantio direto na dessecação de plantas espontâneas, principalmente em mistura com outros herbicidas, como o glifosato (SILVA et al., 2011).

O 2,4-D é potencialmente tóxico ao homem e aos organismos (BOIVIN et al., 2005; MARGONATO et al., 2003). Conforme o Ministério da Saúde, o 2,4-D apresenta classificação toxicológica I (altamente tóxico), pode causar efeitos indesejáveis a curto e longo prazo por seu uso prolongado em diversas culturas de frutas e cereais (MARGONATO et al., 2003). Nas plantas, a sua toxidez se manifesta por meio de vários efeitos, tais como: epinastia das folhas, interrupção do crescimento e formação de necroses e raízes secundárias (SILVA et al., 2011).

É um herbicida do grupo dos auxínicos ou mimetizadores de auxina. Em plantas dicotiledôneas sensíveis, induzem mudanças metabólicas e bioquímicas, podendo levá-las à morte (FERREIRA et al., 2005). O principal produto de degradação do herbicida 2,4-D (Figura 2a) é o metabólito 2,4-diclorofenol (2,4-DCF) (Figura 2b) (CYCONÍ et al., 2011; AMARANTE JR. et al., 2003a). A taxa de degradação do 2,4-D com ou sem a luz do sol é relativamente constante; desta forma, a fotodegradação não é um processo de importância no campo (JOHNSON et al., 1995a, b).

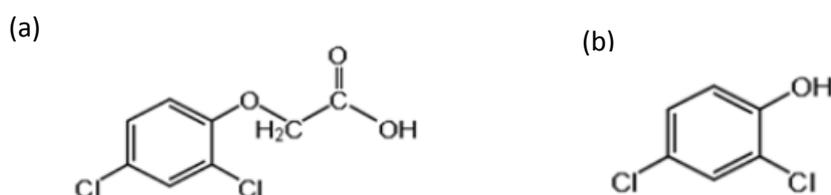


Figura 02 (a) Estrutura química do 2,4-D; (b) Estrutura química do 2,4-DCF.  
Fonte: CYCONÍ *et al.* (2011); AMARANTE JUNIOR *et al.* (2003, a).

O herbicida 2,4-D é um ácido orgânico, o qual pode apresentar valores de pKa (capacidade de dissociação eletrolítica) de 2,6 a 2,8 (VIEIRA et al., 1999; SPADOTTO et al., 2003; AMARANTE JR et al., 2002), sua solubilidade em água é de 45 g L<sup>-1</sup> (VIEIRA et al., 1999). Amarante Jr et al. (2002) afirmam que esta solubilidade é de 600 mg L<sup>-1</sup>, podendo ser de 311 mg L<sup>-1</sup> em pH 1 a 25 °C.

Conforme Spadotto et al. (2003), o herbicida 2,4-D pode apresentar-se nas formas molecular e aniônica nos solos. Devido ao seu baixo valor de constante de dissociação, encontra-se predominantemente na forma aniônica na faixa comum de pH dos solos. No Quadro 1 são apresentadas algumas características do herbicida 2,4-D.

Este herbicida é cancerígeno, lesando o fígado e o coração. Ataca o sistema nervoso central, provocando convulsões. Sua dose letal (DL<sub>50</sub>) oral é de 370 mg kg<sup>-1</sup> (em coelhos) e por via derme é de 1400 mg kg<sup>-1</sup> (em camundongos) (VIEIRA et al., 1999).

Quadro 01 Características do herbicida 2,4-D

<b>Grupo Químico</b>	<b>Dissociação</b>	<b>pka</b>	<b>K<sub>oc</sub></b>
Derivado do ácido fenoxicarboxílico	Ácido fraco <sup>(1)</sup>	2,6 a 2,8 <sup>(3)</sup>	60 (mL g <sup>-1</sup> ) <sup>(2)</sup> 56 (mL g <sup>-1</sup> ) <sup>(3)</sup> 61,70 (mL g <sup>-1</sup> ) <sup>(5)</sup>
<b>Pressão de Vapor</b>	<b>GUS</b>	<b>Toxicidade</b>	<b>Fórmula Molecular</b>
19 µPa à 25 °C	2,25 <sup>(3)</sup>	Classe I (Anvisa; USEPA)	C <sub>8</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
<b>Massa molecular</b>	<b>K<sub>ow</sub></b>	<b>Solubilidade em água</b>	<b>Constante de Henry</b>
221 g mol <sup>-1</sup> <sup>(4)</sup> <sup>(5)</sup>	2,83 log K <sub>ow</sub> <sup>(4)</sup>	600 mg L <sup>-1</sup> a 311 mg L <sup>-1</sup> em pH 1 a 25°C <sup>(6)</sup>	1,3 e <sup>-5</sup> Pa*m <sup>3</sup> mole <sup>-1</sup> a 25°C

K<sub>oc</sub>=constante de sorção no solo; K<sub>ow</sub>=coeficiente de partição octanol-água; GUS=Groundwater Ubiquity Score. <sup>(1)</sup> Spadotto et al. (2005); <sup>(2)</sup> INOUE et al. (2003); <sup>(3)</sup> Agritox et al. (2009); <sup>(4)</sup> Boivin et al. (2005); <sup>(5)</sup> USEPA (2005); <sup>(6)</sup> Amarante Jr et al. (2002).

No Brasil, a legislação sobre os níveis aceitáveis de agrotóxicos em águas destinadas ao consumo humano é regulamentado pela Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde. Essa portaria dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Conforme essa legislação, os limites máximos permitidos para o herbicida 2,4-D presente em água destinada para o consumo humano é de 30 µg L<sup>-1</sup> (BRASIL, 2011). Outra norma regulamentadora dos padrões de qualidade da água no Brasil é a Resolução 357, de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), que estabelece diferentes padrões para os tipos de água (doce, salobra e salina), sendo que para a água de consumo humano o valor estabelecido é de 30 µg L<sup>-1</sup> (BRASIL, 2005).

A meia-vida do 2,4-D no solo varia de 7 (USEPA, 2005) a 16 dias, dependendo principalmente dos micro-organismos do solo, que são os principais responsáveis pela

degradação do herbicida (CERDEIRA et al., 2002). Conforme Silva *et al.* (2009), o 2,4-D pode permanecer durante dias até meses no solo, conforme condições de solo e clima. No entanto, o tempo de meia vida costuma ser próximo de 30 dias. Alguns herbicidas como o 2,4-D + picloram (composto auxínico) apresentam longo período residual no solo (até 2,5 anos) (NASCIMENTO; YAMASHITA, 2009).

A taxa de dissipação no solo depende do tipo de formulação em que o 2,4-D foi aplicado, mas em muitos casos as formulações de sal e éster são rapidamente convertidas em ácido quando em contato com o solo. Geralmente o tempo de meia-vida é curto, variando de poucos dias a vários meses, mas resíduos podem persistir no solo por até anos (MCCALL et al., 1981).

Avaliando a atividade residual do 2,4-D sobre a emergência de soja em solos de diferentes texturas, Silva *et al.* (2011) verificaram que houve variação da atividade residual em função da dosagem e do período de tempo entre a aplicação e a semeadura da soja, tendo apresentado um efeito mais pronunciado nas plantas cultivadas em solo de textura média (20% de argila, 4% de silte e 76% de areia), onde ocorreu maior fitointoxicação. Segundo os mesmos autores, com o aumento da dosagem do 2,4-D na aplicação houve uma redução da altura das plantas de soja em todos os períodos avaliados de 0 a 14 dias antes da semeadura da soja.

Quando estudaram o desenvolvimento de olerícolas cultivadas em solos contaminados com resíduos de 2,4-D + picloram, Nascimento; Yamashita (2009) relataram que os solos contaminados com 2,4-D + picloram, provocaram redução na emergência e na altura das plantas, além do aumento na fitotoxicidade em doses acima de 0,04 L ha<sup>-1</sup>.

D'Antonino *et al.* (2009), quando avaliaram o crescimento do milho em área pulverizada com a mistura 2,4-D + picloram verificaram que a cultura teve seu crescimento afetado pelos herbicidas. A redução do crescimento da cultura do milho também foi verificada por REIS *et al.* (2010) quando se aumentavam as doses do 2,4-D em pré-emergência.

Souza *et al.* (2012), avaliando a deposição de 2,4-D Amina com diferentes volumes e pontas de pulverização em plantas espontâneas, quantificaram o 2,4-D junto ao solo, em plantas espontâneas e em um fio de nylon utilizado na análise de deriva do agrotóxico. Os autores obtiveram um limite de quantificação de 0,10 mg L<sup>-1</sup> e um limite de detecção de 0,047 mg L<sup>-1</sup> do ingrediente ativo.

Pinheiro *et al.* (2011), avaliando pesticidas em 3 profundidades de solo (0 a 20, 40 a 60 e 80 a 100 cm), evidenciaram que os ingredientes ativos foram detectados nas 3 profundidades. Para o 2,4-D os autores observaram que o herbicida apresentou maior

frequência de detecção do ingrediente ativo na profundidade de 80 a 100 cm. No entanto, apresentou a maior concentração (845,5 ng g<sup>-1</sup>) na profundidade de 0 a 20 cm de profundidade. Além disso, a frequência de detecção do herbicida foi de 33,3% na profundidade de 0 a 20 cm, de 22,2% na profundidade de 40 a 60 e de 55,6% na profundidade de 80 a 100 cm, caracterizando mobilidade com tempo de aplicação.

Para determinar a concentração de 2,4-D no solo, é necessário realizar a sua extração prévia. Os métodos mais descritos na literatura são baseados em extração com diclorometano (DCM), acidificando-se previamente a amostra e procedendo à purificação por extração líquido-líquido, onde a primeira etapa é realizada com solução alcalina, e a segunda, após nova acidificação, com fase orgânica (DCM) (SÁNCHEZ-BRUNETE et al., 1994). Após a extração, é possível realizar a análise cromatográfica das amostras que, segundo Souza *et al.* (2012), é o método menos sujeito a erros, devido a analisar diretamente o ingrediente ativo.

### **3.6 Monitoramento da qualidade do solo**

Por ser um corpo tridimensional formado pela ação de vários fatores e processos, o solo apresenta variação de suas características ao longo da superfície, bem como de seu perfil. A subdivisão de grandes extensões de solo em pequenas parcelas experimentais é uma tentativa de reduzir a variabilidade intrínseca do solo (COELHO et al., 2009).

MELLO *et al.* (1983) consideram como solo fértil todo aquele que contém em quantidades suficientes e balanceadas, todos os nutrientes essenciais em formas assimiláveis. Deve estar razoavelmente livre de materiais tóxicos e possuir propriedades físicas e químicas satisfatórias.

Antes da utilização do solo para qualquer prática deve-se, segundo Chaves (2002), conhecer as características desse recurso natural, além de ser entendido como um fator de produção fundamental e exaurível da agricultura, a ser manejado de forma a preservar e/ou melhorar suas características e potencialidades. Para se conhecer o solo, com maior riqueza de detalhes, deve-se submetê-lo a análises físicas, químicas e biológicas.

As propriedades físicas do solo são interdependentes, e a ocorrência de modificações em uma delas, normalmente, provoca a mudança em todas as outras. Assim, mudanças na estrutura do solo pelo preparo acarretam mudanças também na porosidade, tamanho de poros, retenção e armazenamento de água, entre outras (ZANETTE et al., 2007).

A quantificação de atributos físicos do solo, como a densidade e a porosidade do solo, são fundamentais para as questões relacionadas ao manejo agrícola e indicam se há ou não problemas de compactação no solo (RAMIREZ-LOPEZ et al., 2008; STRUDLEY et al., 2008).

Conforme Kiehl (1979), a densidade do solo é de grande importância para os estudos agrônômicos, pois permite avaliar a porosidade e o estado da compactação do solo. Com o aumento da densidade, ocorre a diminuição da porosidade total, da macroporosidade, da condutividade hidráulica, da absorção iônica e, conseqüentemente, aumenta a microporosidade e a resistência à penetração (ROSA FILHO et al., 2009).

Quando avaliaram a produtividade de soja e as propriedades físicas de um LATOSSOLO VERMELHO Distroférrico, Secco *et al.* (2004) verificaram que a compactação do solo influenciou negativamente os valores de densidade do solo, a porosidade e a resistência à penetração do solo na camada de 0-10 cm de profundidade. Os autores observaram que, quando os valores da densidade do solo foram de até 1,51 kg dm<sup>-3</sup> e o volume de macroporos superiores a 0,10 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>, em condições de lavoura, não houve comprometimento do rendimento de grãos de soja.

Avaliando a variabilidade espacial das propriedades químicas do solo em áreas intensamente cultivadas, Mello *et al.* (2006) encontraram valores altos para o CV nos atributos P, K, Ca e Mg na profundidade de 0-20 cm, sendo 74, 92, 49 e 59% para o solo Latossolo Vermelho (LV) e 95, 89, 49 e 55% para o Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA), respectivamente. Para os autores, as variáveis químicas (P, MO, pH, K, Ca, Mg, CTC e V%) e as variáveis físicas (argila e areia) apresentaram moderado grau de dependência espacial nas duas profundidades para os dois solos estudados.

Para Machado *et al.* (2007), o CV encontrado para as variáveis P e K disponível, Ca, Mg, V% e MO, foi de 73,51, 27,19, 43,60, 52,50, 30,87 e 25,72%, respectivamente. O CV elevado para o P se deve à grande variação dos teores desse nutriente na área amostrada, podendo ser atribuído ao modo de aplicação contínua desse nutriente (mecanicamente e na linha de plantio) e também a baixa mobilidade deste nutriente no solo.

Com o estudo da variabilidade espacial de atributos químicos em Latossolo e Argissolos em área de plantio de cana-de-açúcar e profundidade de 0-50 cm, Montanari *et al.* (2008) encontraram que o P disponível apresentou uma assimetria positiva, com valores de média e mediana afastados, devido, provavelmente, à baixa mobilidade do P. Os autores encontraram CV elevados para o Ca, Mg, P e K, 34,25, 56,42, 66,71 e 51,74% em Latossolo e 25,05, 52,35, 64,21 e 49,76 em Argissolo, respectivamente.

Os resultados obtidos por Cavalcante *et al.* (2007) para o teste de Kolmogorov-Smirnov indicaram normalidade para as variáveis potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e saturação por base (V%) na profundidade de 0-10 cm, e normalidade para o K na profundidade de 10-20 cm.

A textura do solo em conjunto com a matéria orgânica é um dos principais parâmetros considerados na escolha dos herbicidas e doses recomendadas. Normalmente os solos argilosos possuem um maior potencial de sorção das moléculas dos herbicidas, devendo-se avaliar o tipo de argila, pois estas apresentam variações e a formação de compostos argilominerais representam diferentes possibilidades de sorção a essas partículas (SILVA *et al.*, 2009). Segundo os mesmos autores, a mineralogia, principalmente os óxidos de ferro e alumínio, também atuam na sorção de diversos herbicidas, sobretudo herbicidas ácidos fracos. Para Carvalho *et al.* (2012), os processos de sorção das moléculas de agrotóxicos ao solo são complexos e ainda pouco entendidos, sendo influenciados por diversos fatores.

Segundo Silva *et al.* (2003), a coleta de amostras de solo georreferenciadas permite espacializar os atributos químicos com o auxílio das ferramentas de geoestatística, sendo frequentemente utilizada visando identificar zonas com restrições químicas que possam estar limitando o rendimento. Já a caracterização e a espacialização dos atributos físicos do solo em áreas comerciais têm sido pouco empregadas, devido às dificuldades inerentes ao processo de coleta e análise de grande quantidade de amostras.

No monitoramento da fertilidade do solo, por meio da confecção de mapas resultantes da amostragem georreferenciada, Shiratsuchi *et al.* (2007) dizem que é frequente observar teores de nutrientes muito acima dos observados nas tabelas de recomendações geradas pela pesquisa. No entanto, muitas relações de nutrientes não conseguem explicar os níveis de produtividade atingidos na prática. Embora muitos nutrientes tenham seus níveis acima das tabelas de recomendações, a produtividade pode estar relacionada com diversos fatores, entre eles a compactação do solo e a falta de um nutriente que não recebe a devida atenção.

Atualmente, a amostragem de solo pode ser dividida em duas categorias básicas: ao acaso e sistemática. Esta última, segundo Silva (2009), é o sistema recomendado para aplicação localizada da AP e controle da poluição ambiental, pois a partir dela é possível realizar um diagnóstico da variabilidade espacial das propriedades do solo. Segundo o mesmo autor, a variação de nutrientes no solo ocorre horizontalmente e em profundidade.

O monitoramento da fertilidade do solo, assim como do residual de agrotóxicos no solo, é fundamental para que as culturas apresentem elevada produtividade. Segundo Silva

*et al.* (2009), um dos grandes problemas constatados nos diversos cultivos tem sido a intoxicação das plantas por herbicidas utilizados durante o ciclo da cultura ou ainda, por aqueles pulverizados em culturas antecessoras e que possuem efeito residual no solo, influenciando a produtividade. Bayer; Mielniczuk (1997) citam o carbono orgânico (CO) e a matéria orgânica (MO) do solo como as características que demonstram elevada sensibilidade às perturbações causadas pelo sistema de manejo do solo. Desta forma, é facilmente detectado alterações de sua qualidade. Spadotto *et al.* (2003) verificaram uma elevada tendência no aumento dos valores do coeficiente de sorção (Kd) dos herbicidas avaliados em solos com maiores teores de carbono orgânico.

No sistema de plantio direto, o V% nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, e o pH e o Ca na profundidade de 10-20 cm apresentaram dependência espacial forte (CAVALCANTE *et al.*, 2007). Segundo os mesmos autores, a dependência espacial detectada para os atributos químicos em estudo (pH, Ca, Mg, K e V%) pode ser decorrente de qualquer um dos fatores de formação do solo, principalmente material de origem e relevo, enquanto que a dependência espacial moderada seria devido à homogeneização do solo que as adubações e calagens proporcionaram a este.

Rachid Jr. *et al.* (2006), estudando a produtividade da soja com os atributos do solo nos anos de 1998 e 1999 em uma área sem manejo localizado e em outra área com manejo localizado, encontraram, para o ano de 1998 na área sem manejo localizado, correlação linear significativa entre a produtividade e o teor de potássio trocável e teor de água no solo. Em 1999, os autores constataram que, na área sem o manejo localizado, a correlação foi significativa entre a produtividade e o teor de água no solo. Já para a área com o manejo localizado no ano de 1999, a correlação da produtividade foi significativa com o pH, o teor de Mg trocável e o teor de água no solo.

### **3.6.1 Correlação entre plantas espontâneas e atributos do solo**

O mapeamento da distribuição espacial possibilita, além de vantagens ambientais, o manejo mecânico de forma localizada (HEISEL *et al.*, 1996). Além disso, pode-se buscar o estabelecimento de correlações entre as plantas espontâneas e variáveis de solo (WALTER *et al.*, 2002), com vistas aos efeitos dos sistemas de manejo de solo e de culturas sobre as plantas espontâneas.

De acordo com Schaffrath *et al.* (2008), o mapeamento dos atributos pode ajudar a definir estratégias de uso do solo e uma melhor gestão. Com intenção de identificar possível

correlação entre banco de sementes de plantas espontâneas e atributos de fertilidade dos solos, Shiratsuchi *et al.* (2005) realizaram amostragem georreferenciada por GPS e verificaram que podem ser utilizados mapas de solo como subsídio para a geração de mapas de banco de sementes, pois o desenvolvimento de plantas espontâneas encontra-se atrelado às propriedades físicas e químicas do solo.

Analisando a correlação da variabilidade espacial de 6 espécies de plantas espontâneas (buva, capim amargoso, capim carrapicho, leiteiro, macelinha, picão preto), Baio *et al.* (2002) verificaram que não houve correlação satisfatória entre os níveis de fertilidade do solo e o estágio de desenvolvimento das plantas espontâneas, ou seja, todas as correlações encontradas foram muito baixas. Conforme os autores, este resultado mostra que outros fatores interferiram no desenvolvimento das plantas espontâneas mapeadas com uma influência maior do que o nível de fertilidade do solo, tais como: topografia, umidade do solo, drenagem e compactação (HÄUSLER; NORDMEYER, 1995).

Shiratsuchi *et al.* (2005), quando avaliaram a correlação da distribuição espacial do banco de sementes de plantas espontâneas (*Brachiaria plantaginea*, *Commelina benghalensis* e *Cyperus rotundus*) com a fertilidade do solo (pH, Ca, Mg, K, P, soma de bases, saturação de bases (V%), saturação de alumínio (m%) e CTC) verificaram que os valores do banco de sementes das três espécies de plantas espontâneas e os atributos da fertilidade dos solos obtiveram correlações significativas a 1% de probabilidade, exceto *Brachiaria plantaginea* e teor de P no solo. Desta forma, o banco de sementes de *Brachiaria plantaginea* foi independente do teor de P no solo nos níveis em que se encontrava a área estudada.

### **3.6.2 Interação do herbicida e do solo**

Em função do uso intensificado das áreas agrícolas, tem se dado maior importância aos impactos causados ao ambiente, sobretudo no que diz respeito à contaminação dos recursos hídricos por insumos agrícolas, como nutrientes e pesticidas. Diante desse fato e do grande número de princípios ativos utilizados no Brasil e considerando ainda sua toxicidade aos seres humanos e outros organismos vivos, torna-se necessária a intensificação de estudos que promovam um monitoramento ambiental eficiente no país (RIBEIRO *et al.*, 2013).

Conforme Spadotto; Gomes (2013), após a aplicação de um agrotóxico, o seu comportamento no ambiente pode ser influenciado por diversos processos, como: processos

físico-químicos, físicos, químicos e biológicos, ou seja, processos de retenção (sorção), de transformação (degradação biológica e decomposição química), de transporte (deriva, volatilização, lixiviação e carreamento superficial) e por interações desses processos. A volatilização pode ocorrer durante e após a aplicação, a partir da superfície das plantas, na superfície e na matriz do solo, assim como na superfície e na coluna d'água.

Na determinação do comportamento ambiental de um agrotóxico no ambiente é importante se conhecer as características de cada produto, sendo que existem inúmeros produtos com diferentes estruturas e propriedades químicas; as condições ambientais e meteorológicas; a composição das populações de microrganismos no solo; a presença ou ausência de plantas; a localização do solo na topografia e práticas de manejo dos solos (SPADOTTO; GOMES, 2013).

Segundo Vieira *et al.* (1999), o solo é considerado como sendo um dos reservatórios finais dos herbicidas. Seu comportamento no solo é bastante complexo e resultante de vários fatores, sendo um deles a interação com os constituintes das diferentes frações contidas no solo: ácido húmico, ácido fúlvico, humina, argila, óxidos, etc. Além disso, pode ser influenciado por alguns fatores, tais como: adsorção, lixiviação, escoamento e decomposição. Para Mancuso *et al.* (2011), ao entrarem em contato com o solo, os herbicidas estão sujeitos a processos físico-químicos que regulam seu destino no ambiente.

Conforme Cruciani *et al.* (1996) a mobilidade de um herbicida no solo é dependente de uma série de fatores ligados ao solo, ao ambiente e a características do próprio produto químico aplicado. A dose aplicada, a solubilidade em água e as características químicas do produto que condicionam a adsorvidade da molécula às partículas coloidais do solo determinam a maior ou menor mobilidade do produto no perfil do solo. Segundo os autores, o ambiente condiciona a movimentação do herbicida no solo por meio da temperatura e, principalmente, da quantidade de chuva após a aplicação do herbicida no solo. Desta forma, é importante destacar a drenagem, a textura e o teor de matéria orgânica, pois quanto maior a capacidade de adsorção de um solo, menor é a mobilidade do herbicida no perfil do solo.

A persistência dos herbicidas no solo variam com a adsorção, a lixiviação e a degradação e/ou a transformação biológica. Estes fatores regulam a concentração, o fluxo e o tempo de permanência destas moléculas na solução do solo, podendo causar toxidez para as culturas comerciais, além do risco de contaminação ambiental (LOUX *et al.*, 1989).

Conforme Rozário (2012), a lixiviação é considerada a principal causa de contaminação de mananciais subterrâneos, pois os agrotóxicos são transportados através dos poros do solo juntamente com a água da chuva ou irrigação. Para o mesmo autor, o

escoamento superficial corresponde ao arraste do agrotóxico pela superfície, através de enxurradas, e o seu destino são os rios e lagos.

O termo sorção é utilizado para diversas associações possíveis entre pesticidas e colóides do solo (adsorção, absorção, etc). Sua dependência ao pH do solo tem sido reportada há anos para muitos pesticidas ácidos, como o herbicida 2,4-D. Entretanto, o tema vem ganhando destaque devido aos questionamentos sobre o comportamento ambiental dos pesticidas, particularmente sobre sorção em solos com cargas variáveis, como muitos solos agrícolas do Brasil (SPADOTTO et al., 2003).

A adsorção é considerada como sendo um dos principais processos que afetam a interação que ocorre entre o pesticida e a fase sólida do solo. Os principais constituintes que representam a fase sólida no solo são: argila, minerais, matéria orgânica, óxidos, sílica e hidróxidos de alumínio e de ferro (VIEIRA et al., 1999).

Solos de textura mais argilosa possuem alta capacidade de troca catiônica (CTC) e, desta forma, retém mais os elementos químicos em sua estrutura, e solos de textura mais arenosa possuem baixa CTC (GONÇALVES JR. et al., 2007). Avaliando o efeito residual de flumioxazin sobre a emergência de plantas espontâneas em solos de texturas distintas, Jaremtchuk *et al.* (2009) observaram que a atividade residual do herbicida no controle do fluxo inicial de emergência variou em função da textura do solo, do período de tempo entre a aplicação e a semeadura das espécies e da dosagem utilizada do herbicida.

Avaliando a atividade residual do 2,4-D aplicado em duas doses (502,5 e 1005 g e.a.ha<sup>-1</sup>) por meio de índice de velocidade de emergência, percentagem de emergência e a fitointoxicação visual da soja em solos de textura distinta, Silva *et al.* (2011) observaram que as plantas de soja foram mais prejudicadas no período de aplicação de 0 DAS em todas as variáveis, apresentando menor percentual de emergência quando o 2,4-D foi aplicado na maior dosagem aos 0 DAS. Os autores concluem que o efeito residual do 2,4-D sobre o desenvolvimento inicial da soja pode ser observado em todos os tratamentos com variação em função do tipo de solo e do período de tempo entre a aplicação e a semeadura da soja.

Avaliando a adsorção e a dessorção do 2,4-D em solo na ausência e na presença de matéria orgânica, Vieira *et al.* (1999) observaram que para adsorção do 2,4-D, a constante de Freundlich ( $K_f$ ), que indica a capacidade de adsorção do material no solo livre de matéria orgânica, foi relativamente baixa (39,28), quando comparada com a do solo contendo matéria orgânica (88,48). Quando analisados os valores de  $K_f$  de dessorção no solo livre de matéria orgânica ( $K_f=22,16$ ) e no solo com matéria orgânica ( $K_f=22,12$ ), os valores foram muito próximos. Segundo os mesmos autores, o teor de matéria orgânica no

solo é um fator muito importante quando se trata de contaminantes ambientais, tais como herbicidas e metais pesados.

Vivian *et al.* (2007), quando estudaram a adsorção e dessorção de trifloxysulfuron-sodium e ametryn em solos brasileiros, obtiveram valores de  $K_f$  maior para o solo LATOSSOLO VERMELHO Distroférrico - LVdf (Sete Lagoas) para ambos os herbicidas, sendo o mesmo atribuído ao seu elevado teor de matéria orgânica.

Para Johnson *et al.* (1995), a adsorção do 2,4-D aumenta com a matéria orgânica e diminui com o pH. As argilas podem ligar partículas de 2,4-D, mas requerem uma alta concentração. Com o aumento da concentração, a percentagem de herbicida adsorvido diminui, possivelmente por causa do número de sítios ligados no solo serem finitos e estarem preenchidos. Para Spadotto *et al.* (2003), a dependência da sorção ao pH do solo tem sido reportada há anos para muitos pesticidas ácidos, como o 2,4-D. Conforme Silva *et al.* (2009), é comum o aumento da sua disponibilidade na solução do solo com a elevação do pH.

Segundo Vieira *et al.* (1999), além da textura do solo, a presença de matéria orgânica também auxilia no aumento da adsorção do 2,4-D ao solo. A permanência e a degradação dos herbicidas no solo são processos importantes na determinação do seu efeito residual (HINZ, 2001). Ao compararem solos com diferentes propriedades, Mallawatantri; Mulla (1992) afirmam que 80% do incremento da sorção observada para metribuzin, diuron e 2,4-D estava relacionada ao aumento do carbono orgânico no solo.

Para determinar o comportamento dos agrotóxicos no solo é importante conhecer a dinâmica de cada produto utilizado, pois a dinâmica dos agrotóxicos, conforme Gustafson (1989), indica sua periculosidade aos sistemas ambientais, onde dois fenômenos são os principais indicadores: a capacidade de sorção à fase sólida e o tempo de meia vida da molécula. Segundo o mesmo autor, diferentes índices são utilizados para representá-los, sendo o índice GUS (Groundwater Ubiquity Score) um dos mais utilizados. Ou seja, moléculas com valores de GUS inferiores que 1,8 apresentam baixo potencial de lixiviação; acima de 2,8 apresentam elevado potencial de lixiviação, e moléculas com os valores entre 1,8 e 2,8 pertencem ao grupo de transição. Conforme Inoue *et al.* (2003), o 2,4-D apresenta valor intermediário de lixiviação, com índice GUS de 2,25.

A dinâmica dos herbicidas no ambiente pode ser determinada por meio do coeficiente de partição octanol-água ( $k_{ow}$ ), da solubilidade (S), da capacidade de dissociação eletrolítica quando em solução aquosa ( $pk_a$ ), da pressão de vapor (PV) e da constante da Lei de Henry (H). Conforme Silva *et al.* (2009), estas características significam:

- Coeficiente de partição octanol-água: indica a afinidade que a molécula do herbicida tem em relação a duas fases, polar e apolar, representadas pela água e octanol. A polaridade indica a facilidade que as moléculas do herbicida têm de penetrar pela cutícula das folhas e também interfere na sorção do solo.
- Solubilidade: é a quantidade máxima com que o herbicida é dissolvido em água, em determinada temperatura, até ocorrer a saturação da solução.
- Capacidade de dissociação eletrolítica: essa característica representa o potencial de dissociação da molécula do herbicida. Seu valor é expresso em unidade de pH no qual ocorre a dissociação de 50% do composto. Por meio do  $pK_a$  os herbicidas podem ser agrupados em três grupos: herbicidas ácidos fracos, herbicidas bases fracas e os não-iônicos. O herbicida 2,4-D é ácido fraco, o qual pode liberar íons hidrogênio numa solução quando o pH do meio se encontra acima do seu  $pK_a$ .
- Pressão de Vapor: representa a tendência de volatilização de um herbicida no seu estado puro, dependendo da temperatura. É importante quando da distribuição ou transferência do herbicida no ambiente, sendo muito utilizado para prever a volatilização dos herbicidas.
- Lei de Henry: é um coeficiente de partição entre o ar e a água (solução do solo): valores elevados são indicativos de herbicidas altamente voláteis.

### 3.7 Análises estatísticas

A estatística descritiva de dados quantitativos possibilita conhecer características de uma distribuição, seja de uma amostra ou de uma população, sendo avaliadas medidas de posição, de dispersão e de forma (MUCELIN, 2003). Desta forma, é possível visualizar pontos discrepantes e quando os dados apresentam distribuição normal ou relativa simetria. Porém, quando a distribuição dos dados não é normal, a média sofre influência de valores extremos, não representando adequadamente o conjunto de dados (EGUCHI et al., 2002).

Existe uma associação entre valores de coeficiente de variação (CV) altos e uma maior variabilidade das propriedades do solo. Com a obtenção da estimativa dos valores da média, variância e CV, pode-se avaliar os dados com maior confiabilidade, podendo indicar, por meio do CV, maior ou menor homogeneidade dos atributos do solo avaliados (SOUZA et al., 2003).

No entanto, as análises estatísticas convencionais não consideram a posição relativa da amostra ou sua correlação entre observações vizinhas. Desta forma, não são

adequadas para se entender a variabilidade dos atributos do solo e sua relação com a planta, exigindo tratamentos estatísticos diferenciados e métodos de interpolação dos dados (SANCHEZ, 2009).

Como os atributos do solo e a infestação de plantas espontâneas podem apresentar dependência espacial, Deutsch; Journel (1998) destacam que na avaliação de dependência espacial de propriedades agronômicas pode-se fazer uso da geoestatística para descrever fenômenos que flutuam no tempo e/ou no espaço, oferecendo uma relação de ferramentas determinísticas e estatísticas que permitem entender e modelar a variabilidade espacial. Conforme Druck (2002), a representação da variabilidade espacial é obtida por estimadores que consideram a estrutura de dependência espacial.

O semivariograma pode descrever tanto qualitativa quanto quantitativamente a variação espacial, sendo uma parte fundamental em estudos geoestatísticos (MELLO et al., 2005), fornecendo base para uma ótima interpolação por meio do método da krigagem (VENDRUSCULO et al., 2004). O principal estimador utilizado na construção do semivariograma experimental é o dos momentos, conhecido como semivariograma de Matheron (FARACO et al., 2008).

A geoestatística utiliza uma função espacial numérica denominada semivariância, que varia de um local para o outro, dependendo da distância da amostragem, com uma continuidade aparente cuja variação não pode ser representada por uma função matemática simples (MATHERON, 1963). Para identificar a estrutura da variabilidade espacial quando os dados são normais utiliza-se o estimador clássico de Matheron (1963) (Equação 1), e o estimador de Cressie; Hawkins (1980) (Equação 2) para dados sem distribuição normal.

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad \text{Eq. (1)}$$

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2} \frac{\left[ N(h)^{-1} \sum_{N(h)} \sqrt{|Z(x_i + h) - Z(x_i)|} \right]^4}{0,457 + \frac{0,494}{N(h)}} \quad \text{Eq. (2)}$$

em que,

$\hat{\gamma}(h)$  - é a semivariância estimada;

$N(h)$  - é o número de pares de valores medidos  $Z(x_i)$  e  $Z(x_i + h)$ , separados por um vetor de distância  $h$ ;

$Z(x_i)$  e  $Z(x_i + h)$  - são valores da  $i$ -ésima observação da variável regionalizada  $Z$ , coletados nos pontos  $x_i$  e  $x_i + h$  ( $i = 1, \dots, n$ ), separados pelo vetor de distância  $h$ .

Para a aplicação da geoestatística, segundo Bolfe; Gomes (2005), primeiramente deve-se detalhar a área onde será implantado o estudo. Assim, grande número de dados devem ser conhecidos e georreferenciados por meio de um processo de amostragem dentro de uma região geográfica definida. Esse processo é viabilizado pela implantação de um sistema de coordenadas locais ou geográficas, onde cada atributo ou característica do solo terá suas informações quantitativas e/ou qualitativas, tais como relevo, granulometria, textura, teor de argila, acidez, entre outros, que estarão associados a um ponto no espaço. Para referenciar essas informações utiliza-se o GPS, ou, de forma mais simplificada, por meio da topografia convencional, obtendo coordenadas locais.

A construção dos mapas temáticos requer a interpolação dos valores para aqueles locais onde o atributo não foi amostrado. Diferentes métodos de interpolação estão disponíveis para estimar as variáveis nos locais não-amostrados, entre eles o inverso do quadrado da distância (VILELA; CATANEO, 2009). Na interpolação baseada no inverso do quadrado das distâncias, os pesos são definidos como o inverso do quadrado da distância que separa o valor interpolado dos valores observados (CAMARGO, 1997). Este interpolador dá maior importância a valores mais próximos dos pontos a serem estimados (MENEGATTI; MOLIN, 2004).

Conforme Miranda (2005), a interpolação espacial converte dados de observações pontuais em campos contínuos, produzindo padrões espaciais que podem ser comparados com outras entidades espaciais contínuas. O raciocínio que está na base da interpolação é o de que, em média, valores do atributo tendem a ser mais semelhantes em locais mais próximos do que em locais mais afastados.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Descrição da área experimental

O experimento foi desenvolvido em uma propriedade agrícola localizada no município de Nova Santa Rosa, oeste do Estado do Paraná, com coordenadas geográficas central aproximada de 24°22'53.60"S e 53°56'13.87"O (*datum* WGS-84), com altitude média de 363 m. O mapa altimétrico da área experimental pode ser verificado na Figura 3.

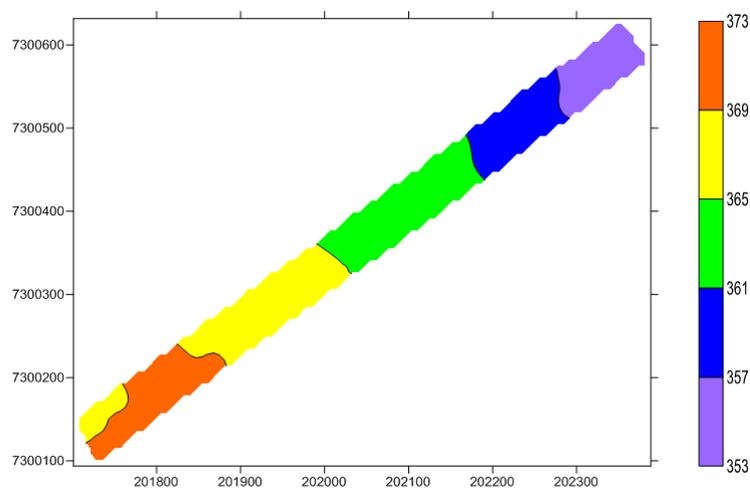


Figura 03 Mapa altimétrico da área experimental (m).

A pesquisa foi desenvolvida em lavoura comercial, tendo como principais culturas milho e soja em sistema de rotação, com sistema de plantio direto consolidado por mais de 15 anos. A área utilizada para a pesquisa foi de 5,04 ha (800 x 63 m) (Figura 4), a qual permaneceu em pousio por 45 dias após a colheita do milho para dar início à semeadura da soja.

O solo predominante do município é o LATOSSOLO VERMELHO Eutrófico típico (EMBRAPA, 2006). O clima do município, conforme classificação de Köppen, é do tipo Cfa, clima temperado úmido com verões quentes e geadas pouco frequentes, com tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, sem estação seca definida. A média das temperaturas dos meses mais quentes é superior a 22 °C e a dos meses frios é inferior a 18 °C.

Os dados meteorológicos de precipitação (mm), umidade relativa do ar (UR%), temperatura máxima (°C) e temperatura mínima (°C) mensais dos períodos de janeiro de

2011 a fevereiro de 2013 encontram-se na Tabela 1 e na Figura 5. Os dados foram fornecidos pelo Instituto Tecnológico SIMEPAR, sendo que a estação mais próxima da área em estudo se localiza no município de Palotina/PR.

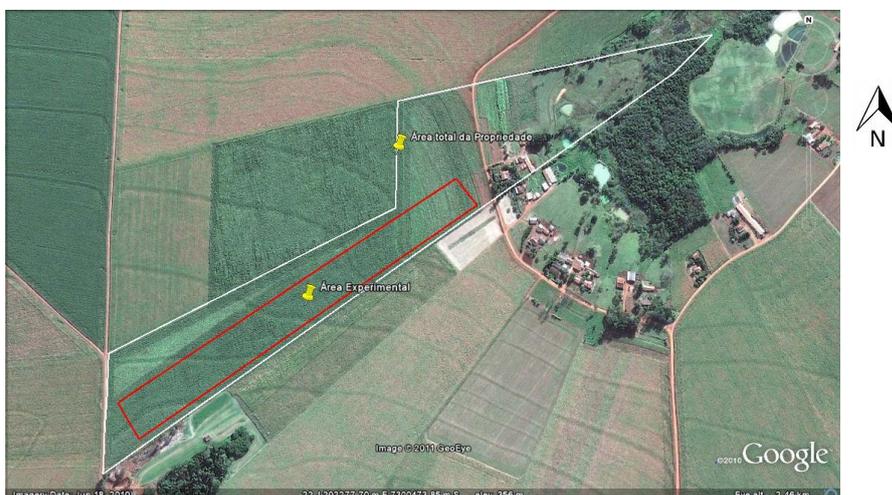


Figura 04 Imagem da localização da propriedade e da área experimental.  
Fonte: Google Earth (2013).

Tabela 01 Valores de precipitação pluvial, umidade relativa, temperatura mínima e máxima, referentes à região de Nova Santa Rosa/PR

Mês	Precipitação (mm)			Umidade Relativa (%)			Temperatura Max (°C)			Temperatura Min (°C)		
	2011	2012	2013	2011	2012	2013	2011	2012	2013	2011	2012	2013
Jan	194,2	116,8	197,4	83,9	72,1	74,4	35,0	37,9	36,9	15,9	12,3	12,6
Fev	284,4	82,2	316,0	86,0	69,2	80,1	35,7	39,2	40,4	19,0	13,0	15,7
Mar	264,8	53,6	-	76,2	72,9	-	35,2	36,9	-	17,8	4,1	-
Abr	87,0	243,4	-	84,9	83,3	-	34,7	33,9	-	13,5	5,6	-
Mai	4,8	165,8	-	82,1	83,3	-	30,7	30,3	-	2,9	0,0	-
Jun	70,6	207,2	-	80,3	87,0	-	31,1	30,0	-	-3,0	0,4	-
Jul	172,2	35,8	-	77,2	80,3	-	31,8	32,2	-	-1,5	0,7	-
Ago	188,8	2,2	-	71,7	63,1	-	36,0	32,3	-	-1,1	7,0	-
Set	39,8	51,6	-	67,3	59,3	-	37,2	38,8	-	4,5	3,3	-
Out	174,0	149,0	-	73,5	71,8	-	35,2	38,8	-	11,3	12,1	-
Nov	130,4	153,4	-	75,3	75,2	-	34,9	37,4	-	11,8	16,9	-
Dez	22,8	124,8	-	71,4	81,5	-	38,4	36,7	-	10,4	18,1	-

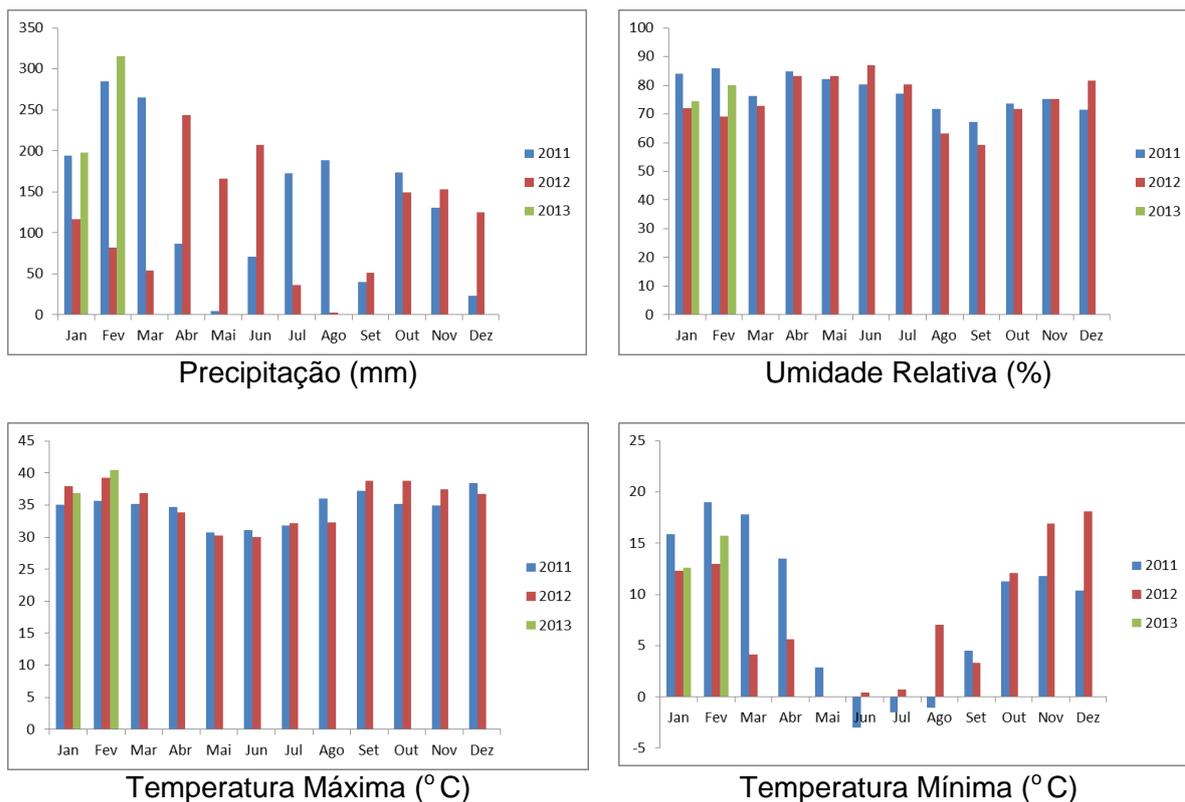


Figura 05 Gráfico da variação mensal da precipitação, umidade relativa, temperatura máxima e temperatura mínima dos anos de 2011, 2012 e de janeiro a fevereiro de 2013, para a região de Nova Santa Rosa/PR.

## 4.2 Implantação e condução do experimento

Os limites da área experimental foram percorridos com um GPS Topográfico Trimble Geo Explorer XT 2005, utilizando-se *datum* WGS-84 com pós-processamento, tendo 1 a 5 m de precisão após a correção diferencial.

Após a geração do mapa de contorno, a avaliação foi realizada em 40 pontos pré-determinados (Figura 6), no ano agrícola 2011/2012 e 2012/2013 (Figura 7). A distância entre cada ponto foi de aproximadamente 40 m em linha e de 33 m entre linha. O experimento foi desenvolvido com bordadura mínima de 15 metros.

Em cada ponto foram realizadas as seguintes determinações:

- Atributos químicos: pH em  $\text{CaCl}_2$  (acidez ativa), H+Al (acidez potencial), matéria orgânica (MO),  $\text{Al}^{3+}$  (acidez trocável), macronutrientes (P disponível, K, Ca, Mg) e micronutrientes (Zn, Cu, Fe, Mn). Com base nos resultados das análises químicas, calcularam-se a soma de bases (SB),  $\text{CTC}_{\text{pH}7,0}$  e a saturação por bases (V%);

- Atributos físicos: proporção granulométrica (argila, silte e areia), porosidade total (PT), macroporosidade (MA), microporosidade (MI), densidade do solo (DS), teor de água no solo (US) e resistência do solo a penetração nas camadas 0-10 cm (RSP1) e 10-20 cm (RSP2);
- Residual de 2,4-D no solo;
- Número de plantas espontâneas (diferenciando entre buva, folha larga e folha estreita);
- Produtividade da soja.

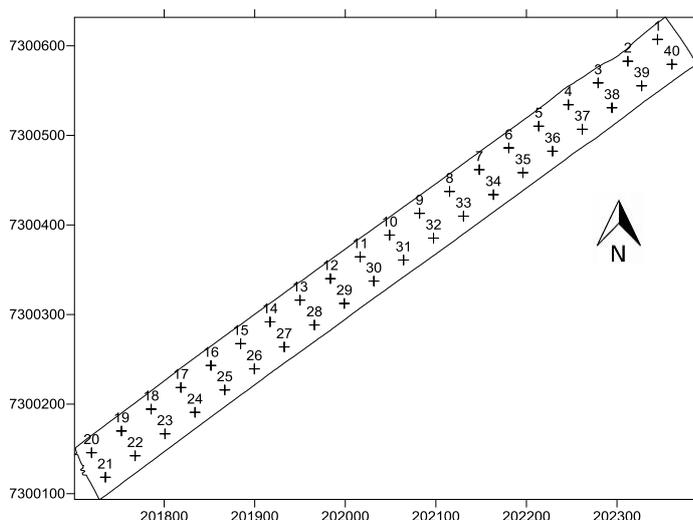


Figura 06 Delimitação da área experimental e distribuição espacial dos pontos de amostragem.

O controle das plantas espontâneas foi realizado após a amostragem de solo para análise do residual de 2,4-D e com no mínimo 7 dias de intervalo de segurança para o plantio da soja, conforme orientação do fabricante do herbicida.

A soja, cultivar CD 215, produzida pela Cooperativa Central de Pesquisa Agrícola (COODETEC), com ciclo precoce de 115 dias no Paraná foi semeada em sistema plantio direto com densidade de 12-14 sementes por metro linear e espaçamento entre linhas de 45 cm, nos dias 05/10/2011 e 01/10/2012. A adubação foi realizada durante a semeadura, utilizando-se 346 kg ha<sup>-1</sup> de adubo na fórmula 2-20-18 (N-P-K).

Os níveis de interpretação dos atributos químicos do solo seguem os padrões de referência de Costa; Oliveira (2001), conforme Tabela 2.

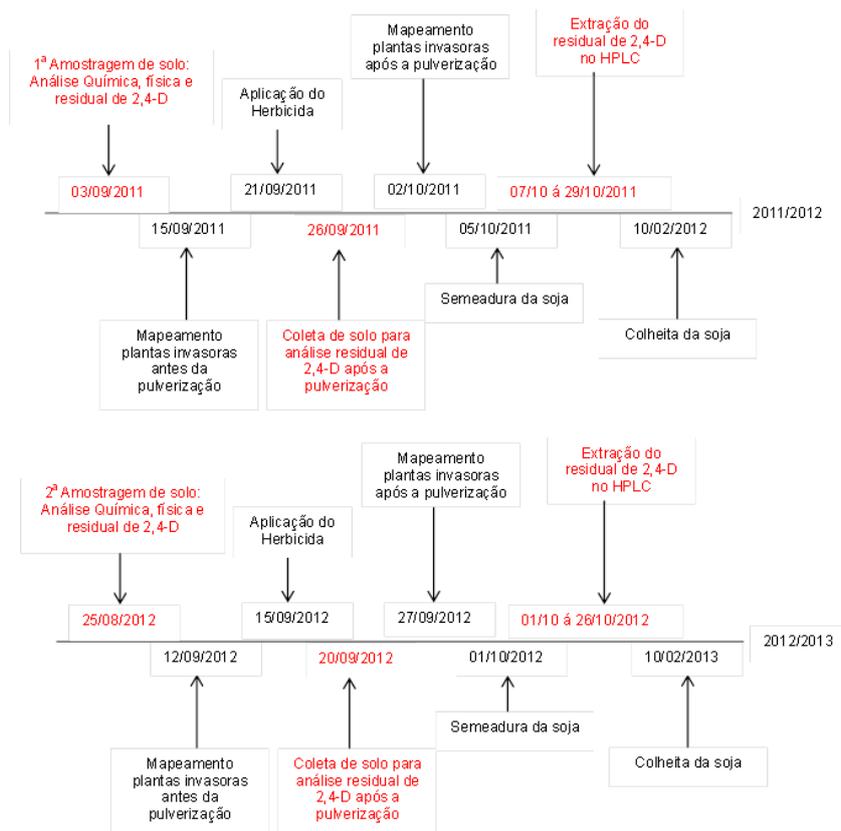


Figura 07 Cronograma do experimento. Com destaque em vermelho para as operações envolvendo 2,4-D.

Tabela 02 Níveis de interpretação dos atributos químicos do solo

Atributos	Classificação – Níveis				
	Muito baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito alto
P (mg dm <sup>-3</sup> )		≤ 3,0	3,1 - 6,0	6,1 - 9,0	>9,1
K (cmolc dm <sup>-3</sup> )		≤ 0,10	0,11 - 0,20	0,21 - 0,30	≥0,31
Ca (cmolc dm <sup>-3</sup> )		≤ 2,0	2,0 - 4,0	≥4,0	
Mg (cmolc dm <sup>-3</sup> )	≤0,40	0,40 - 0,60	0,61 - 0,80	≥0,80	
MO (g dm <sup>-3</sup> )	≤14,0	15,0 - 25,0	26,0 - 35,0	36,0-60,0	≥61,0
Cu (mg dm <sup>-3</sup> )		< 0,8	0,8 - 1,7	> 1,7	
Zn (mg dm <sup>-3</sup> )		< 3,0	3,0 - 7,0	>7,0	
Fe (mg dm <sup>-3</sup> )		< 15,0	15,0 - 40,0	> 40	
Mn (mg dm <sup>-3</sup> )		< 15,0	15,0 - 30,0	>30,0	
CTC (cmolc dm <sup>-3</sup> )	≤5,0	5,0 – 8,0	8,1 - 15,0	15,1 – 20,0	≥20,0
Al <sup>3+</sup> (mg dm <sup>-3</sup> )	≤0,10	0,11 - 0,50	0,51 – 1,0	1,1 – 2,0	≥2,1
V%		< 51,0	51,0 – 70,0	> 70,0	

Fonte: Costa; Oliveira (2001).

#### 4.2.1 Amostragem de solo e mapeamento

A amostragem de solo para análise química, granulométrica e do residual de 2,4-D foi realizada com um trado holandês na profundidade de 0 a 20 cm, com 8 subamostras (WOLLENHAUPT et al., 1994) por ponto (2 pontos por quadrante, em um raio de 3 metros, de forma aleatória) (Figura 8), formando uma amostra composta para cada um dos 40 pontos. As análises químicas e granulométricas foram realizadas pela COODETEC (Cascavel, PR).

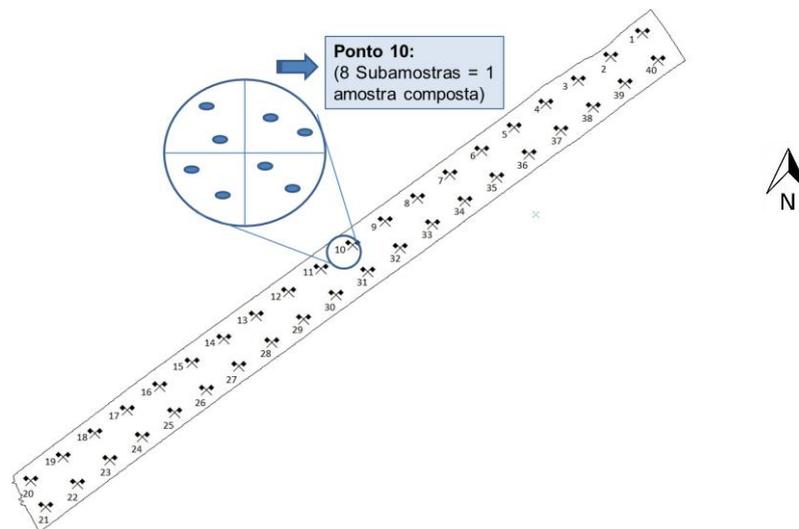


Figura 08 Amostragem de solo para análise química, granulométrica e do residual de 2,4-D.

Cinco dias após a pulverização da área experimental foi efetuada uma nova coleta de solo para realizar análise do residual do herbicida 2,4-D na área experimental. Para isso, foram utilizadas as etapas descritas anteriormente na Figura 8. Este tempo entre coleta e extração do 2,4-D está dentro do intervalo de meia vida citado por Silva *et al.* (2009) e McCall *et al.* (1981).

A avaliação da resistência à penetração e a coleta de amostras indeformadas de solo foram realizadas nos mesmos dias da coleta de solo para análise química, granulométrica e de residual de 2,4-D no solo. A resistência à penetração foi realizada com a utilização de um Penetrografo da Falker (Solo Track), analisando-se 4 subamostras em cada ponto georreferenciado, com uma penetração por quadrante (Figura 9).

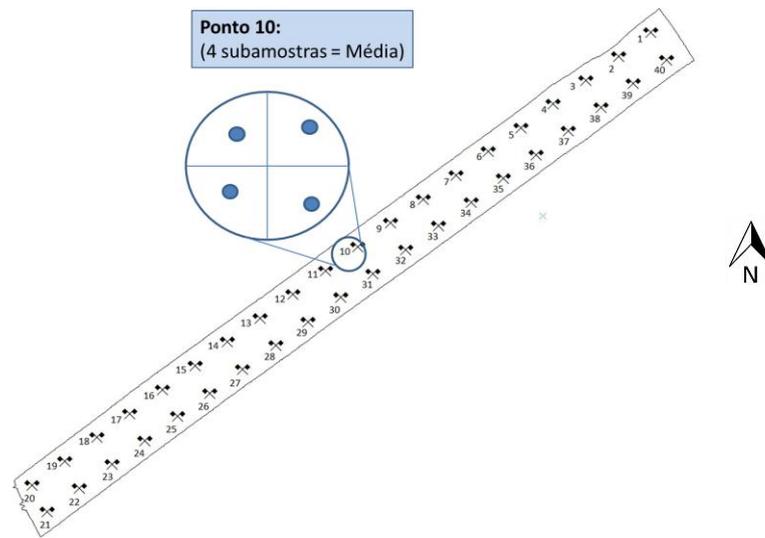


Figura 09 Análise da resistência à penetração.

As amostras não-deformadas do solo foram obtidas com um anel volumétrico de aproximadamente 5,0 cm de diâmetro e com 5,0 cm de altura. Foi coletada uma amostra por ponto, e a partir de cada amostra foi determinada a densidade e a porosidade do solo com auxílio da mesa de tensão, seguindo o método descrito por Kiehl (1979) e Embrapa (1997).

Após a coleta das amostras não-deformadas, cada uma foi pesada para obtenção da massa úmida, em seguida levadas para a estufa a 105 °C, por 24 horas, para obtenção da massa seca. Após esta etapa, cada amostra de solo foi saturada por 24 horas em bandeja com água até dois terços da altura do anel. Posteriormente, as amostras foram drenadas na mesa de tensão no potencial equivalente a 0,006 Mpa, por 24 horas, sendo novamente pesadas. Depois destas etapas, as amostras foram conduzidas para a estufa por 24 horas e, em seguida, por diferença de pesagem determinou-se a porosidade do solo.

A densidade do solo ( $\text{mg m}^{-3}$ ) pode ser definida como a relação existente entre a massa de uma amostra de solo seco em estufa, a 105 °C por 24 horas, e a soma dos volumes ocupados pelas partículas e pelos poros dessa amostra, obtida pela Equação 3.

$$D_s = \frac{m_s}{V_T} \quad \text{Eq. (03)}$$

Onde:  $D_s$  é a densidade do solo ( $\text{mg m}^{-3}$ );  $m_s$  é a massa do solo seco (mg) e  $V_T$  é o volume total ( $\text{m}^3$ ).

O mapeamento de disponibilidade de nutrientes, da produtividade e do residual de 2,4-D foi realizado com o Software Surfer 10.

#### 4.2.2 Mapeamento de plantas espontâneas

O mapeamento da infestação de plantas espontâneas foi realizado antes da aplicação dos herbicidas 2,4-D e glifosato e novamente 12 dias após a pulverização, com o objetivo de verificar o controle.

O método utilizado para o mapeamento das plantas espontâneas foi o da amostragem sistemática, que consistiu em coletar informações sobre as espécies presentes numa área amostral georreferenciada, localizando os pontos previamente definidos por uma grade e posteriormente obter o mapa de infestação por interpolação (BAIO, 2001).

Na quantificação das plantas espontâneas foi utilizado um quadro de madeira de 0,5 x 0,5 m (0,25 m<sup>2</sup>). Em função do elevado dinamismo das plantas espontâneas e da necessidade de um mapeamento rápido, foi realizada a contagem e a diferenciação entre plantas do tipo folha larga e folha estreita, além de contar e classificar separadamente a infestação por buva, visto que é a espécie com maior resistência ao herbicida glifosato.

A amostragem das plantas espontâneas foi feita nos 40 pontos georreferenciados. Para cada ponto foram esticadas duas cordas de 3 m formando um círculo com diâmetro de 3 m. Dos 4 quadrantes formados, foram amostrados 2 quadrantes, sendo uma amostra por quadrante, formando duas subamostras. A escolha do quadrante foi feita de forma aleatória. A amostra do quadrante sorteado foi feita traçando-se o raio de 1,5 m com um ângulo aproximado de 45°, sendo este o ponto a ser colocado o quadro de amostragem (Figura 10).

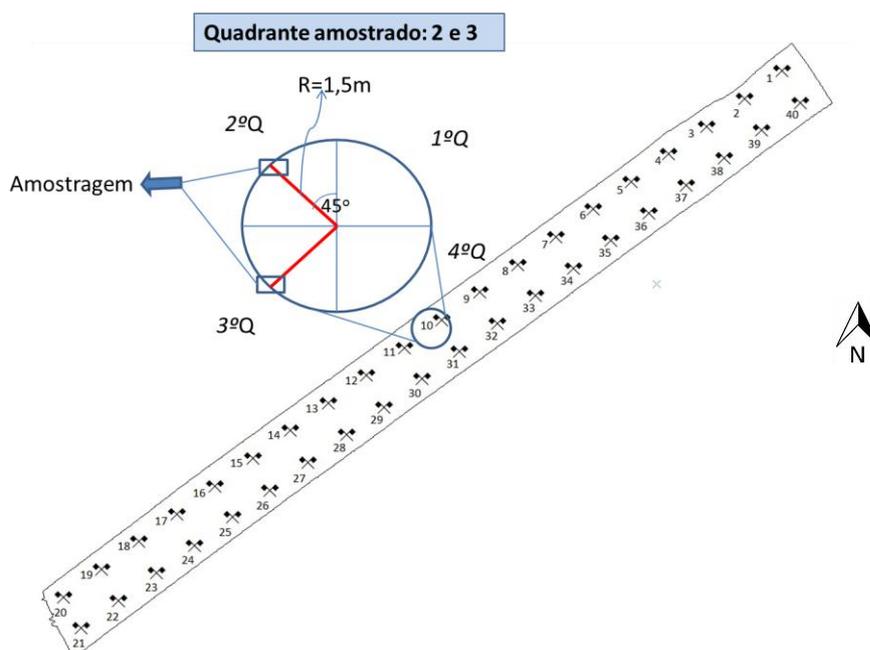


Figura 10 Amostragem da incidência de plantas espontâneas.

Para o mapeamento da infestação de plantas espontâneas foi utilizado o Software Surfer 10.

### 4.3 Aplicação do herbicida

A pulverização da área foi realizada no final do mês de setembro de 2011 e 2012. Para a aplicação do herbicida foi utilizado um pulverizador de arrasto, da marca Jacto, modelo Advance 2000 AM18, com o comprimento de barras ajustado para 21 m.

O bico pulverizador utilizado foi o Teejet 110015 de jato plano duplo (azul), com consumo de calda regulado para  $165 \text{ L ha}^{-1}$ . A velocidade máxima de trabalho foi de  $10 \text{ km h}^{-1}$ , a pressão de trabalho foi de 379 kPa, a altura da barra foi ajustada para 1,0 m e o espaçamento entre os bicos foi de 0,5 m. Estas condições foram estabelecidas para elevar a autonomia do equipamento e reduzir a deriva na pulverização.

As condições de clima (temperatura, umidade relativa e velocidade do vento) foram monitoradas com 2 equipamentos portáteis, e realizadas 3 medidas, uma no início da pulverização, uma na metade e uma ao término da pulverização. Para medir a temperatura e a umidade foi utilizado um aparelho ICEL Manaus HT-208 e a velocidade do vento foi

monitorada com um aparelho da marca Turnigy. Na Tabela 3 verifica-se as condições ambientais antes da aplicação dos herbicidas no mês de setembro de 2011 e de 2012.

Tabela 03 Monitoramento das condições ambientais antes da aplicação dos herbicidas

Ano	Horário (hs)	Temperatura (°C)	Umidade Relativa (%)	Velocidade do Vento (km h <sup>-1</sup> )
2011	17:00	26.0	40.0	10.8
2012	6:30	18.8	77.6	5.8

Para o controle das plantas espontâneas no pré-plantio da soja foram aplicados os herbicidas glifosato e 2,4-D. Primeiramente foi aplicado o glifosato (Roundap Transorb<sup>®</sup>) em dosagem única de 2,5 L ha<sup>-1</sup> (1200 g e.a. ha<sup>-1</sup>) e, em seguida, o herbicida 2,4-D amina (DMA\*806 BR, com concentração de 670 g L<sup>-1</sup> de equivalente ácido do 2,4-D) herbicida seletivo aplicado em 2 dosagens, ou seja, a menor e a maior dose indicada pelo fabricante, 1,0 L ha<sup>-1</sup> (670 g e.a. ha<sup>-1</sup>) e 1,5 L ha<sup>-1</sup> (1.005 g e.a. ha<sup>-1</sup>), respectivamente, tendo como referencial a instalação futura da cultura da soja. Para cada um dos herbicidas foi adicionado um redutor de pH da marca Fulltec. Este produto dispensa o uso de adjuvantes e favorece aplicações de alta performance, porque contém elementos que reduzem as perdas por evaporação e deriva, adéqua o pH da calda e evita a inativação dos agrotóxicos.

A aplicação do herbicida teve início com a dosagem menos concentrada para a mais concentrada do 2,4-D, sendo aplicado em duas faixas, ou seja, uma faixa recebeu dosagem de 1,0 L ha<sup>-1</sup> e a outra 1,5 L ha<sup>-1</sup> do 2,4-D (Figura 11). A dosagem que cada faixa recebeu foi determinada de modo aleatório, independente da incidência de plantas espontâneas. No entanto, manteve-se a mesma dosagem de um ano para o outro em cada faixa de aplicação.

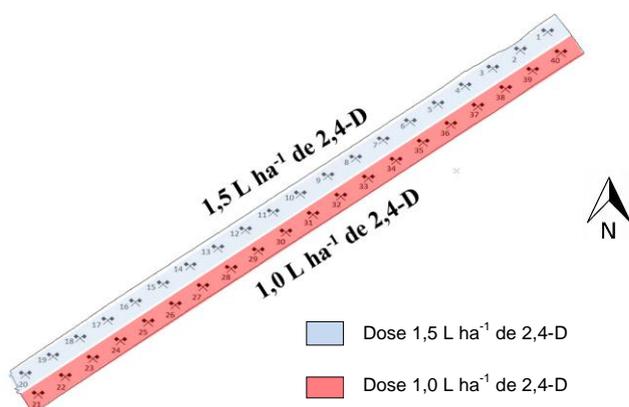


Figura 11 Faixas de aplicação dos herbicidas 2,4-D e glifosato.

#### **4.4 Extração e análise cromatográfica do herbicida 2,4-D**

As etapas de preparação da solução padrão e da extração do 2,4-D do solo foram realizados no Laboratório de Controle de Qualidade de Produtos Agrícolas (LACOMPA) e Laboratório de Análises Agro-Ambientais (LAAA), ambos da UNIOESTE.

##### **4.4.1 Amostras de solo**

Em cada experimento, as 40 amostras de solo coletadas antes da pulverização e as 40 amostras coletadas após a pulverização foram destorroadas e secas ao ar e em ambiente escuro por um período de 5 a 7 dias, ou seja, até a completa secagem do solo para o peneiramento em peneira com malha de 1,2 mm. Posteriormente, as amostras foram congeladas até extração do 2,4-D.

##### **4.4.2 Etapas de extração do 2,4-D e curva de calibração**

Para a determinação do 2,4-D por cromatografia é requerida a prévia extração do herbicida por solvente orgânico, seguindo a metodologia proposta por Kashyap *et al.* (2005) e Amarante Jr. *et al.* (2003b,c) (Figura 12).

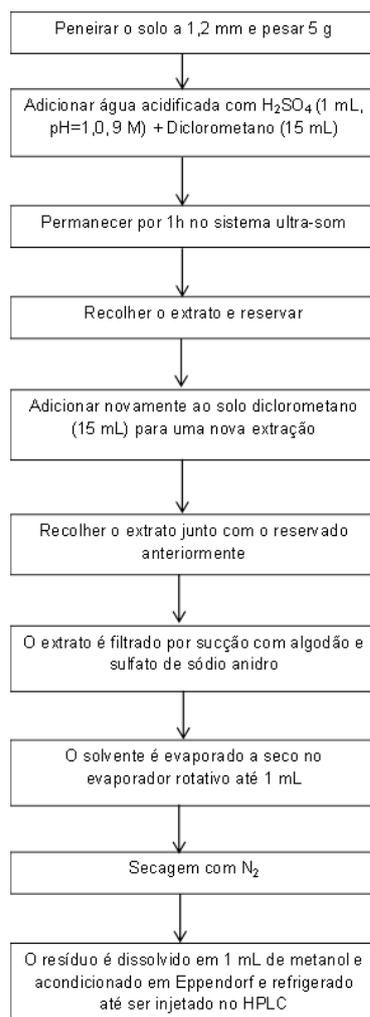


Figura 12 Fluxograma da extração prévia de 2,4-D por solvente orgânico.

A solução padrão foi preparada a partir de  $100 \mu\text{g mL}^{-1}$  do padrão de 2,4-D. O produto foi dissolvido em metanol e a solução foi refrigerada.

A curva de calibração foi preparada com 6 concentrações conhecidas: 0,5; 1; 2; 3; 5 e  $10 \mu\text{g kg}^{-1}$ . O coeficiente de correlação ( $R^2$ ) da curva foi de 0,998.

#### 4.4.3 Equipamentos e condições cromatográficas

As amostras de solo foram analisadas em cromatógrafo líquido marca Shimadzu® equipado com um detector UV, bomba para HPLC, LC-20AT, forno para coluna cromatográfica CTO-20A, detector de UV/VIS SPD-20A, comunicador CBM e a coluna utilizada na análise foi a C18 (15 x 2,5) com  $0,25 \mu\text{m}$  de espessura de filme.

As condições cromatográficas foram adaptadas de Kashyap *et al.* (2005) e Amarante Jr. *et al.* (2003b,c). Assim, o equipamento foi ajustado para atender as seguintes condições:

- Temperatura do forno: 40 °C;
- Fluxo da fase móvel: 1,0 mL min<sup>-1</sup>;
- Tempo de corrida: 23,01 min;
- Comprimento de onda utilizado: 225 nm;
- Fase móvel: 60% H<sub>2</sub>O MiliQ e 40% acetonitrila TFA e;
- Volume de injeção da amostra: 20 µL. A injeção foi manual no ano de 2011 e automática no ano de 2012.

#### 4.5 Produtividade da soja

A colheita da soja foi manual nos 40 pontos georreferenciados, nos anos agrícolas 2011/2012 e 2012/2013. Em cada ponto amostral, colheram-se as plantas de soja contidas em 1 m de comprimento em duas linhas adjacentes da semeadura. As sementes foram embaladas em sacos de papel, identificadas e pesadas, para a determinação da produtividade, com teor de água corrigido para 13%.

Para corrigir o teor de umidade para 13%, foram pesadas 2 amostras de aproximadamente 5 g de cada um dos 40 pontos amostrados.

#### 4.6 Análise dos dados

Foram realizadas análises exploratórias dos dados para verificar a disposição dos mesmos, ou seja, determinaram-se as medidas de posição (média e mediana), medidas de dispersão dos dados amostrais (desvio padrão e coeficiente de variação) e medidas da forma da distribuição (coeficiente de assimetria e coeficiente de curtose) e, desta forma, foi determinado e verificado se os dados possuíam normalidade e homogeneidade.

O coeficiente de variação (CV) foi considerado baixo quando  $CV \leq$  que 10% (homogeneidade); médio quando CV de 10 a 20%; alto quando CV de 20 a 30%; muito alto, quando  $CV > 30\%$  (heterocedasticidade) (PIMENTEL-GOMES, 2009).

Os coeficientes de assimetria e curtose foram comparados com o intervalo de confiança fornecido por Jones (1969) ao nível de 5% de probabilidade. A distribuição normal da probabilidade dos dados foi verificada utilizando-se os testes de Kolmogorov-Smirnov e

Anderson-Darling ao nível de 5% de significância. Os dados que apresentaram normalidade em pelo menos um dos testes foram considerados normais.

Para determinar se os dados obtidos nas análises químicas e físicas do solo, do residual de 2,4-D no solo antes da pulverização, da produtividade e da incidência de plantas espontâneas possuíam dependência espacial, foram realizadas análises de correlação cruzada com o uso do Software Sdum (BAZZI, 2011). Para comparação dos dados espaciais foram gerados mapas temáticos utilizando o interpolador inverso da distância ao quadrado (IQD).

A correlação espacial foi calculada utilizando-se a correlação cruzada entre variáveis Y e Z (BONHAM et al., 1995), (Equação 4).

$$I_{YZ} = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} * Y_i * Z_j}{W \sqrt{m_Y^2 * m_Z^2}} \quad \text{Eq. (04)}$$

em que,  $I_{YZ}$  - nível de associação entre a variável Y e Z, variando de -1 a 1, sendo: correlação positiva  $I_{YZ} > 0$  e correlação negativa  $I_{YZ} < 0$ ;  $W_{ij}$  - elemento  $ij$  matriz de associação espacial, sendo calculado por  $W_{ij} = (1/(1 + D_{ij}))$ , sendo  $D_{ij}$  a distância entre os pontos  $i$  e  $j$ ;  $Y_i$  - valor da variável Y transformada no ponto  $i$ . A transformação se dá para se ter uma média zero, pela fórmula:  $Y_i = (Y_i - \bar{Y})$ , em que  $\bar{Y}$  é a média amostral da variável Y;  $Z_j$  - valor da variável Z transformada no ponto  $j$ . A transformação ocorre para se ter uma média zero, pela equação:  $Z_j = (Z_j - \bar{Z})$ , em que  $\bar{Z}$  é a média amostral da variável Z. W - soma dos graus de associação espacial, obtidos por meio da Matriz  $W_{ij}$ , para  $i \neq j$ .  $m_Y^2$  - variância amostral da variável Y.  $m_Z^2$  - variância amostral da variável Z. Após o cálculo de  $I_{YZ}$ , foi gerada a matriz de correlação espacial, a qual apresenta, além do índice calculado  $I_{YZ}$ , a significância do teste (BAZZI, 2011).

Os softwares utilizados foram o Minitab versão 16, o Surfer 10 e o Sdum.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Residual de 2,4-D no solo

O residual inicial de 2,4-D no solo (RI), o residual final de 2,4-D no solo (RF) e a porcentagem de detecção do ingrediente ativo no solo encontram-se na Tabela 4. Em água, os limites aceitáveis do residual final de 2,4-D para o consumo humano são de  $30 \mu\text{g L}^{-1}$  (BRASIL, 2011; BRASIL, 2005).

Verificou-se que os valores do RI de 2,4-D nos 40 pontos analisados em 2011 variaram de 0 (nd) a  $609 \mu\text{g kg}^{-1}$ , enquanto que o RF variou de 0 (nd) a  $417 \mu\text{g kg}^{-1}$ . Em 2012 os valores do RI variaram de 0 (nd) a  $652 \mu\text{g kg}^{-1}$ , sendo superior ao RF, que variou de 0 (nd) a  $27 \mu\text{g kg}^{-1}$ . Este baixo residual após a aplicação no ano de 2012 pode ter sido causado pela falta de chuvas no período (Tabela 1 e Figura 5) e devido ao solo muito seco; desta forma, o produto pode ter volatilizado. Spadotto; Gomes (2013) afirmam que volatilização pode ocorrer durante e após a aplicação, a partir da superfície das plantas, na superfície e na matriz do solo, assim como na superfície e na coluna d'água. O comportamento dos agrotóxicos no ambiente pode ser influenciado por diversos processos que ocorrem naturalmente e, assim, não podem ser controlados.

A frequência de detecção do RI de 2,4-D no solo para o ano de 2011 foi de 40% para os pontos 21 ao 40 e de 65% para os pontos 1 ao 20. Para o RF, a detecção do herbicida foi de 50% para os pontos 21 ao 40 e de 55% para os pontos 1 ao 20. Desta forma, houve um aumento na frequência de detecção do RF do 2,4-D nos pontos 21 ao 40 para o ano 2011. Pinheiro *et al.* (2011) também encontraram valores de concentração variáveis na mesma profundidade (0 a 20 cm), com frequência de detecção do ingrediente ativo de 33,3%.

Em 2012, a frequência de detecção antes da aplicação do herbicida foi de 40% para os pontos 21 ao 40 e de 10% para os pontos 1 ao 20. Após a aplicação do herbicida não foi detectado residual nos pontos 1 ao 20, e para os pontos 21 ao 40 houve uma frequência de detecção de 5%. Apesar da detecção do 2,4-D no solo após a aplicação do herbicida no ano de 2012 ter sido muito baixa, o ingrediente ativo pode ter se perdido para o ambiente por deriva.

Os resultados de detecção de 2,4-D no solo na profundidade analisada mostram que o herbicida pode ser detectado em determinados pontos e, em outros, não; essa

detecção pode estar relacionada a fatores químicos e físicos do solo, a fatores de manejo deste solo e a condições climáticas, concordando com Pinheiro *et al.* (2011).

Tabela 03 Residual inicial (RI) e residual final (RF) de 2,4-D no solo com sua frequência de detecção

Ano - 2011							
RI				RF			
Ponto	Residual	Ponto	Residual	Dose de 1,5 L ha <sup>-1</sup>		Dose de 1,0 L ha <sup>-1</sup>	
				Ponto	Residual	Ponto	Residual
1	86	21	nd	1	nd	21	nd
2	243	22	78	2	94	22	58
3	609	23	nd	3	160	23	nd
4	nd	24	116	4	80	24	nd
5	75	25	112	5	nd	25	66
6	104	26	97	6	87	26	69
7	404	27	79	7	98	27	59
8	377	28	nd	8	56	28	nd
9	128	29	nd	9	290	29	nd
10	92	30	nd	10	110	30	nd
11	103	31	nd	11	241	31	nd
12	nd	32	135	12	nd	32	nd
13	94	33	84	13	nd	33	nd
14	60	34	nd	14	178	34	115
15	nd	35	58	15	nd	35	nd
16	nd	36	nd	16	nd	36	56
17	nd	37	nd	17	nd	37	140
18	nd	38	nd	18	nd	38	231
19	175	39	nd	19	175	39	193
20	nd	40	nd	20	nd	40	417
<b>% detecção</b>	65	-	40	-	55	-	50

Ano - 2012							
RI				RF			
Ponto	Residual	Ponto	Residual	Dose de 1,5 L ha <sup>-1</sup>		Dose de 1,0 L ha <sup>-1</sup>	
				Ponto	Residual	Ponto	Residual
1	447	21	630	1	nd	21	nd
2	nd	22	652	2	nd	22	nd
3	430	23	170	3	nd	23	nd
4	nd	24	303	4	nd	24	nd
5	nd	25	175	5	nd	25	nd
6	nd	26	38	6	nd	26	nd
7	nd	27	nd	7	nd	27	nd
8	nd	28	nd	8	nd	28	nd
9	nd	29	nd	9	nd	29	nd
10	nd	30	nd	10	nd	30	nd
11	nd	31	271	11	nd	31	27
12	nd	32	580	12	nd	32	nd
13	nd	33	nd	13	nd	33	nd
14	nd	34	nd	14	nd	34	nd
15	nd	35	nd	15	nd	35	nd
16	nd	36	nd	16	nd	36	nd
17	nd	37	nd	17	nd	37	nd
18	nd	38	nd	18	nd	38	nd
19	nd	39	nd	19	nd	39	nd
20	nd	40	nd	20	nd	40	nd
<b>% detecção</b>	10	-	40	-	0	-	5

nd: não detectado

### 5.1.1 Estatística descritiva

A estatística descritiva do RI de 2,4-D no solo para os 40 pontos analisados em 2011 (RI-1) e 2012 (RI-2) encontra-se descrita na Tabela 5.

Tabela 04 Estatística descritiva do residual inicial (RI) de 2,4-D ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) para os 40 pontos

	Min	Média	Mediana	Max	DP	CV(%)	Cur	Ass	Normal
Ano de 2011									
RI-1	0	83	59	609	128	155	7(C)	2(b)	Não
Ano de 2012									
RI-2	0	92	0	652	191	207	3(C)	2(b)	Não

Min: mínimo; Max: máximo; DP – Desvio Padrão; CV – Coeficiente de Variação; ASS - Simetria: Simétrica (a); Assimétrica positiva (b); Assimétrica negativa (c); CUR - Curtose: Mesocurtica (A); Platicurtica (B); Leptocurtica (C). Normal: Normalidade.

Os valores verificados na estatística descritiva do residual de 2,4-D no solo antes da aplicação do herbicida nos anos de 2011 e 2012 demonstram que este é um herbicida que pode permanecer retido no solo com o passar dos anos. Dependendo das características de cada solo este tempo será maior ou menor.

No ano de 2011, a média observada foi de  $83 \mu\text{g kg}^{-1}$ ; no entanto, apresentou valor mínimo de zero (nd) e valor máximo de  $609 \mu\text{g kg}^{-1}$ , fato que contribui para ter-se um CV muito elevado (155%). Valores semelhantes foram encontrados por Pinheiro *et al.* (2011), os quais variaram de nd a  $847,5 \mu\text{g kg}^{-1}$  na profundidade de 0 a 20 cm. Em 2012, a média foi de  $92 \mu\text{g kg}^{-1}$ , apresentando valor mínimo de zero (nd) e valor máximo de  $652 \mu\text{g kg}^{-1}$ , fato que contribui para ter um CV muito elevado (207%).

Na Figura 13 verifica-se o mapeamento do residual do herbicida 2,4-D antes da pulverização nos anos de 2011 (Figura 13a) e 2012 (Figura 13b). Conforme pode ser observado para o ano de 2011, grande parte da área experimental possui valores de residual de 2,4-D variando de 0 (nd) a  $122 \mu\text{g kg}^{-1}$ . No entanto, há uma concentração de residual de 2,4-D na parte nordeste da área experimental, com intervalos variando de 244 a  $609 \mu\text{g kg}^{-1}$ , parte baixa da propriedade. Conforme Spadotto; Gomes (2013), após a aplicação de um agrotóxico, o seu comportamento no ambiente pode ser influenciado por diversos processos, entre eles o de transporte (deriva, volatilização, lixiviação e carreamento superficial), ou seja, o 2,4-D aplicado na parte alta da propriedade pode ter se deslocado para a parte mais baixa por escoamento superficial.

Em 2012 (Figura 13b) houve uma concentração do RI nos extremos e na parte central da área experimental. Os valores máximos variaram de 391 a  $652 \mu\text{g kg}^{-1}$  e os

valores mínimos estavam entre 0 (nd) e  $261 \mu\text{g kg}^{-1}$ . Com o mapa da diferença do residual de 2,4-D (Figura 13c) é possível verificar que houve um aumento do residual nos extremos e no centro da área experimental antes da aplicação do herbicida no ano de 2012.

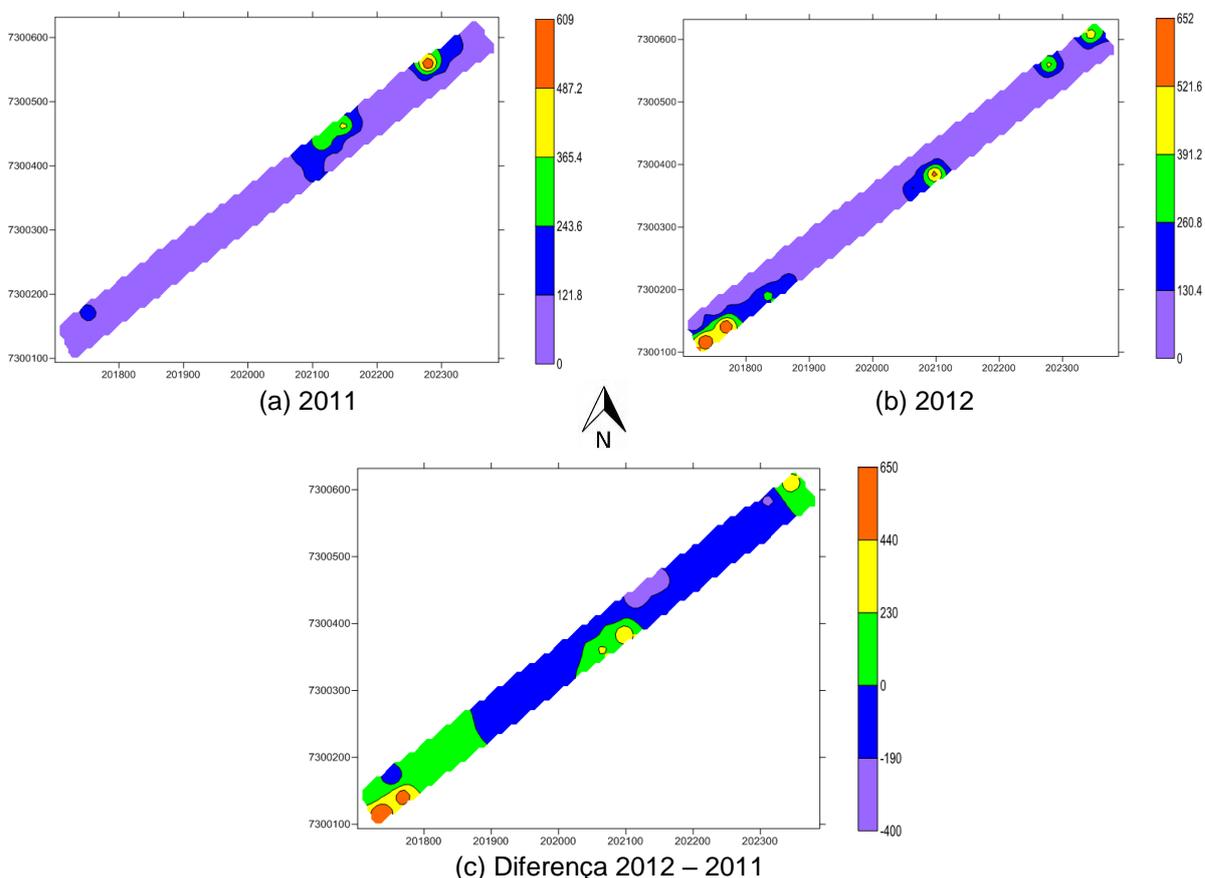


Figura 13 Distribuição espacial do residual inicial (RI) de 2,4-D antes da pulverização em  $\mu\text{g kg}^{-1}$  no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença do RI entre os anos de 2012-2011 (c).

### 5.1.2 Estatística descritiva por dose de aplicação

A estatística descritiva do residual de 2,4-D no solo conforme cada faixa de aplicação (pontos 1 ao 20 e pontos 21 ao 40) encontra-se na Tabela 6. O residual foi denominado da seguinte maneira: no ano de 2011, RI-A1 (antes da aplicação da dose de  $1,5 \text{ L ha}^{-1}$ ) e RF-A1 (após a aplicação da dose de  $1,5 \text{ L ha}^{-1}$ ), para os pontos 1 ao 20; RI-A2 (antes da aplicação da dose de  $1,0 \text{ L ha}^{-1}$ ) e RF-A2 (após a aplicação da dose de  $1,0 \text{ L ha}^{-1}$ ) para os pontos 21 ao 40. Em 2012 denominou-se de: RI-B1 (pontos 1 ao 20) e RI-B2 (pontos 21 ao 40), pois não foi realizada estatística descritiva para o RF no ano de 2012,

sendo que apresentou somente um ponto com detecção de 2,4-D no solo, possivelmente devido a fatores climáticos durante a aplicação do herbicida.

No ano de 2011, a média observada foi de 127  $\mu\text{g kg}^{-1}$  para o RI-A1 e de 38  $\mu\text{g kg}^{-1}$  para os RI-A2, apresentando valor mínimo de zero (nd) para as duas faixas de aplicação e valor máximo de 609  $\mu\text{g kg}^{-1}$  para a faixa dos pontos 1 ao 20 (RI-A1) e de 135  $\mu\text{g kg}^{-1}$  para os pontos 21 ao 40 (RI-A2), fato que contribui para ter-se um CV muito elevado: 129% (RI-A1) e 132% (RI-A2). Valores semelhantes foram encontrados por Pinheiro *et al.* (2011), os quais variaram de nd a 847,5  $\mu\text{g kg}^{-1}$  na profundidade de 0 a 20 cm.

Tabela 05 Estatística descritiva do residual inicial (RI) (2011 e 2012) e do residual final (RF) (2011) do 2,4-D no solo

	Min	Média	Mediana	Max	DP	CV(%)	Cur	Ass	Normal
2011 – Pontos 1 ao 20 (Dose de 1,5 L ha <sup>-1</sup> )									
RI-A1	0	127	89	609	164	129	3(C)	1,8(b)	Não
RF-A1	0	78	68	290	90	115	0,04(A)	1(b)	Sim
2011 – Pontos 21 ao 40 (Dose de 1,0 L ha <sup>-1</sup> )									
RI-A2	0	38	0	135	50	132	-1,2(B)	0,7(a)	Sim
RF-A2	0	70	28	417	107	152	5(C)	2,1(b)	Não
2012 – Pontos 1 ao 20 e 21 ao 40									
RI-B1	0	44	0	447	135	308	7(C)	2,9(b)	Não
RI-B2	0	141	0	652	228	162	1(A)	1,5(b)	Não

Min: mínimo; Max: máximo; DP – Desvio Padrão; CV – Coeficiente de Variação; ASS - Simetria: Simétrica (a); Assimétrica positiva (b); Assimétrica negativa (c); CUR - Curtose: Mesocurtica (A); Platicurtica (B); Leptocurtica (C). Normal: Normalidade; A1: dose de 1,5 L ha<sup>-1</sup>; A2: dose de 1,0 L ha<sup>-1</sup>.

Em 2012, a média foi de 44  $\mu\text{g kg}^{-1}$  para a faixa dos pontos 1 ao 20 (RI-B1) e de 141  $\mu\text{g kg}^{-1}$  para a faixa dos pontos 21 ao 40 (RI-B2), apresentando valor mínimo de zero (nd) para as duas faixas avaliadas e valor máximo de 652  $\mu\text{g kg}^{-1}$  para os pontos 21 ao 40 (RI-B2) e 447  $\mu\text{g kg}^{-1}$  para os pontos 1 ao 20 (RI-B1), fato que contribui para ter um CV muito elevado: 308% (RI-B1) e 162% (RI-B2).

Verificando-se as médias das duas doses de 2,4-D aplicadas no controle das plantas espontâneas no ano de 2011, verifica-se que a área dos pontos 1 ao 20 que recebeu a dose de 1,5 L ha<sup>-1</sup> do herbicida 2,4-D apresentou maior residual (78  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) em relação à área dos pontos 21 ao 40 (70  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ). No entanto, mesmo antes da área receber a aplicação da dose de 1,5 L ha<sup>-1</sup>, a média dos pontos 1 ao 20 (127  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) também foi maior que a média dos pontos 21 ao 40 (38  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ).

Os valores mínimo e máximo do residual final de 2,4-D no solo variaram de 0 (nd) a 417  $\mu\text{g kg}^{-1}$  (Dose de 1,0 L ha<sup>-1</sup>) e de 0 (nd) a 290  $\mu\text{g kg}^{-1}$  (Dose de 1,5 L ha<sup>-1</sup>), valores que colaboraram para o elevado CV verificado nos tratamentos. Todos os valores de residual de 2,4-D no solo apresentaram assimetria positiva, com exceção do RI-A2, que foi considerado

simétrico. Este elevado CV pode estar associado a condições de variabilidade do solo, ou seja, os solos são heterogêneos envolvendo diferentes escalas espaciais que geram variabilidade nas propriedades físicas (SCHAFFRATH et al., 2008). Desta forma, podem apresentar variabilidade na detecção do ingrediente ativo do 2,4-D no solo.

## 5.2 Análise química do solo

A estatística descritiva da granulometria e dos atributos químicos do solo pode ser verificada na Tabela 7. A análise química foi realizada nos anos de 2011 e 2012 e a granulométrica apenas no ano de 2011, pois é um atributo que pouco varia de um ano para o outro. Os níveis de interpretação dos atributos seguem os padrões de referência de Costa; Oliveira (2001).

O solo da área experimental é classificado como muito argiloso (acima de 60% de argila) (SANTOS et al., 2005), com média de 68,7% de argila. Verificou-se, ainda, baixa variabilidade nos teores de argila, CV de 6,9%.

Para o ano de 2011, os atributos Zn, P, Al<sup>3+</sup> e m% não apresentaram normalidade dos dados. No ano de 2012, além dos atributos citados no ano 2011, o Ca também não teve distribuição normal de probabilidade. Na análise de simetria no ano de 2011 os atributos Zn, P, Ca, K, Al<sup>3+</sup> e m% apresentaram assimetria positiva. Para o ano de 2012, além dos atributos com assimetria positiva em 2011, o atributo CTC também apresentou assimetria positiva. O distanciamento entre a média e a mediana pode ser um indicativo de assimetria, sendo mais acentuado para valores que apresentaram grandes diferenças para os valores máximo e mínimo das variáveis, corroborando com os resultados obtidos por Mello *et al.* (2006).

O pH apresentou CV de 4,8 e 4,4% para os anos de 2011 e 2012, respectivamente, classificado como baixo, demonstrando homogeneidade dos dados, concordando com os valores obtidos por Cavalcante *et al.* (2007). Souza *et al.* (2010) afirmam que o pH do solo normalmente apresenta baixo CV, devido a apresentar escala logarítmica. Desta forma, grandes variações nas concentrações hidrogeniônicas na solução do solo resultam em pequenas variações no valor do pH.

Apesar do baixo CV, o pH do solo apresenta-se ligeiramente ácido, apresentando média de 4,8 e 4,6 para os anos de 2011 e 2012, respectivamente. Resultados semelhantes foram encontrados por Motomiya *et al.* (2011); Cavalcante *et al.* (2007) e Rachid Jr. *et al.* (2006). Verifica-se uma redução do pH no ano de 2012 em relação ao ano de 2011. Desta

forma, quanto mais ácido for o solo, maior o teor de alumínio trocável, maior a percentagem de saturação por  $Al^{3+}$  e, conseqüentemente, menores os teores de Ca, Mg e K. No entanto, dos componentes que entram na soma de bases trocáveis (Ca, k e Mg), apenas o Ca apresentou valor médio menor no ano de 2012 ( $4,9 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ) quando comparado ao ano de 2011 ( $6,1 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ), além de apresentar valor mínimo ( $3,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ) menor que o ideal, conforme classificação de Costa; Oliveira (2001).

Tabela 06 Estatística descritiva da granulometria e dos atributos químicos do solo

Atributos	Min	Média	Mediana	Max	DP	CV(%)	Cur	Ass	Normal
<b>Química do solo - Ano de 2011</b>									
% Argila	59,0	68,7	68,5	78,0	4,7	6,9	-0,4(A)	-0,01(a)	Sim
% Silte	14,0	21,0	21,0	29,0	3,6	17,3	-0,2(A)	-0,02(a)	Sim
% Areia	7,0	10,3	10,0	15,0	1,8	17,9	0,1(A)	0,2(a)	Sim
pH em $CaCl_2$	4,4	4,8	4,8	5,3	0,2	4,8	-0,6(A)	0,1(a)	Sim
Cu ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	6,4	12,4	11,7	20,2	3,6	28,7	-0,6(A)	0,4(a)	Sim
Zn ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	1,0	4,3	3,5	12,9	3,0	69,6	0,5(A)	1,0(b)	Não
Fe ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	14,0	22,1	21,0	33,0	4,6	20,7	-0,3(A)	0,2(a)	Sim
Mn ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	142,0	259,6	261,5	361,0	42,8	16,5	1,3(A)	-0,4(a)	Sim
P ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	4,0	15,4	13,1	60,0	10,0	65	9,3(C)	2,6(b)	Não
H+Al ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ )	4,6	6,2	6,2	7,8	0,8	12,6	-0,6(A)	0,2(a)	Sim
Ca ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ )	4,4	6,1	5,9	8,5	1,0	15,8	0,8(A)	0,8(b)	Sim
Mg ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ )	0,8	1,2	1,2	1,8	0,2	17,6	0,5(A)	0,7(a)	Sim
$Al^{3+}$ ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ )	0	0,1	0,1	0,4	0,1	118,9	0,6(A)	1,1(b)	Não
K ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ )	0,2	0,5	0,4	1,1	0,2	45,8	0,2(A)	0,9(b)	Sim
T(CTC) ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ )	11,7	14,0	13,8	17,2	1,1	7,7	1,2(A)	0,5(a)	Sim
V%	43,5	55,6	55,4	67,7	6,0	10,8	-0,8(A)	-0,04(a)	Sim
m%	0	1,4	1,1	6,9	1,8	126,5	1,9(C)	1,5(b)	Não
MO ( $\text{g dm}^{-3}$ )	20,8	34,5	34,9	53,1	5,6	16,1	2,4(C)	0,5(a)	Sim
<b>Química do solo - Ano de 2012</b>									
pH em $CaCl_2$	4,2	4,6	4,6	5,0	0,2	4,4	-0,7(A)	0,2(a)	Sim
Cu ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	7,4	16,6	16,7	26,7	5,1	30,6	-0,9(A)	0,1(a)	Sim
Zn ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	2,2	7,6	6,0	31,5	5,7	74,7	8,7(C)	2,7(b)	Não
Fe ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	22,0	33,7	33,0	51,0	6,3	18,7	0,3(A)	0,4(a)	Sim
Mn ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	186,0	297,8	301,0	394,0	44,4	14,9	0,1(A)	-0,3(a)	Sim
P ( $\text{mg dm}^{-3}$ )	9,4	21,9	20,0	51,2	10,5	48,0	0,6(A)	1,1(b)	Não
H+Al ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ )	5,8	7,2	7,2	9,0	0,8	10,9	-0,7(A)	0,3(a)	Sim
Ca ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ )	3,5	4,9	4,6	8,5	1,2	24,1	2,2(C)	1,5(b)	Não
Mg ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ )	0,8	1,2	1,2	1,6	0,2	14,3	-0,2(A)	0,4(a)	Sim
$Al^{3+}$ ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ )	0,0	0,1	0,1	0,5	0,1	81,8	0,1(A)	0,9(b)	Não
K ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ )	0,3	0,5	0,5	1,0	0,2	35,1	-0,1(A)	0,8(b)	Sim
T(CTC) ( $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ )	11,8	13,8	13,5	17,1	1,2	8,5	1,3(A)	1,2(b)	Sim
V%	35,9	47,7	47,7	63,1	6,5	13,7	-0,2(A)	0,50(a)	Sim
m%	0,0	2,4	1,6	8,3	2,1	88,8	0,4(A)	1,0(b)	Não
MO ( $\text{g dm}^{-3}$ )	22,8	31,7	30,9	39,7	3,9	12,3	0,01(A)	0,2(a)	Sim

Min: mínimo; Max: máximo; DP – Desvio Padrão; CV – Coeficiente de Variação; ASS - Simetria: Simétrica (a); Assimétrica positiva (b); Assimétrica negativa (c); CUR - Curtose: Mesocurtica (A); Platicurtica (B); Leptocurtica (C). Normal: Normalidade.

A saturação por alumínio (m%) apresentou uma elevação do valor médio do ano de 2011 para o ano de 2012, 1,4 e 2,4%, respectivamente. No entanto, estes valores estão

abaixo do limite que provocaria dano as culturas. Em solos muito ácidos pode ocorrer a solubilização do alumínio, que é componente da acidez potencial. Para Raij (1991), o alumínio é uma das causas da acidez excessiva de solos, além de ser um elemento fitotóxico.

O P apresentou teor médio de  $15,4 \text{ mg dm}^{-3}$  em 2011 e de  $21,9 \text{ mg dm}^{-3}$  em 2012, correspondendo ao aumento de 42% na sua disponibilidade no solo. O CV encontrado para os macronutrientes primários P e K nos anos de 2011 e 2012 apresentaram valores considerados muito altos, concordando com Silva *et al.* (2003), Mello *et al.* (2006), Machado *et al.* (2007) e Montanari *et al.* (2008). Valores de CV elevados para algumas variáveis de fertilidade do solo, possivelmente ocorreram devido a efeitos residuais de fertilizantes aplicados anteriormente, conforme Cavalcante *et al.* (2007).

Os valores máximo, mínimo e médios, do Ca e Mg, estão acima do valor considerado ideal para o ano de 2011, sendo  $>4,0 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  e  $>0,8 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , respectivamente. Apenas o valor mínimo para o Ca (3,5) no ano de 2012 ficou abaixo do considerado ideal. A relação média de Ca/Mg é de 5,08 e 4,08, para os anos de 2011 e 2012, respectivamente. Vitti; Trevisan (2000) recomendam manter no solo uma relação K:Mg:Ca de 1:3:9 a 1:5:25.

Outra forma de verificar se as quantidades dos nutrientes Ca, Mg e K estão adequadas é por meio da relação  $(\text{Ca} + \text{Mg})/\text{K}$ . Nos anos de 2011 e 2012 essa relação média foi de 14,6 e 12,2, respectivamente, ou seja, os valores encontram-se abaixo do indicado por Mascarenhas *et al.* (1987), que afirmam que a alta produtividade de grãos é obtida quando o índice de  $(\text{Ca} + \text{Mg})/\text{K}$  no solo está entre 23 e 31.

De acordo com os valores médios obtidos para os macronutrientes, pode-se considerar que a área experimental possui uma boa fertilidade do solo; porém, este parâmetro isolado pode não significar a realidade da área, sendo necessário avaliar a CTC e a V%. Verificando estes parâmetros, é possível observar que para o ano de 2011 e 2012 a CTC e a V% apresentaram uma grande amplitude.

Os valores de CTC variaram de  $11,73$  a  $17,20 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  no ano de 2011 e de  $11,8$  a  $17,10 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  no ano de 2012, conforme classificação de Costa; Oliveira (2001), os valores estavam classificados de médio a alto, com predominância no nível médio, sugerindo um tratamento deste área para elevação do seu nível no solo.

Para a V%, os valores variaram de 43,5 a 67,7% no ano de 2011 e de 35,9 a 63,1% no ano de 2012. Porém, para os estados do Paraná e de São Paulo, as recomendações da quantidade de calcário, em função da saturação por base, devem ser quantificadas para

atingir 70% de V% (EMBRAPA, 1995), ou seja, os valores estão abaixo do ideal para se atingir altas produtividades de soja.

Segundo Raij (1991), a  $CTC_{pH7}$  tem valores relativamente constantes para cada solo, o que se pode alterar é a proporção relativa dos cátions que ocupam a CTC. Desta forma, o valor de CTC e V% pode ter reduzido devido à diminuição do valor de Ca no ano de 2012, sendo que o K e o Mg apresentaram valores iguais de um ano para o outro na estatística descritiva (Tabela 7).

Os micronutrientes Cu e Mn do solo apresentaram valores médios de 12,40 e 259,60  $mg\ dm^{-3}$  para o ano de 2011 e 16,60 e 297,80  $mg\ dm^{-3}$  para o ano de 2012, respectivamente, sendo possível verificar que os valores médios encontrados são elevados. O Zn apresentou teor médio de 4,30 e 7,60  $mg\ dm^{-3}$ , nos anos de 2011 e 2012, respectivamente, sendo considerado um teor médio para o ano de 2011 e alto para o ano de 2012. Para o atributo Fe os valores médios encontrados para os anos de 2011 e 2012

foram de 22,10 e 33,70  $mg\ dm^{-3}$ , respectivamente, apresentando nível médio de disponibilidade.

Os nutrientes Cu e Zn apresentaram valores de alto e muito alto para o CV no ano de 2011 (28,7 e 69,6%) e muito alto para o ano de 2012 (30,6 e 74,7%), respectivamente. O micronutriente Fe apresentou CV de 20,70 e 18,70% para os anos de 2011 e 2012, respectivamente, sendo considerado alto para o ano de 2011 e médio para o ano de 2012. O Mn apresentou CV de 16,50 e 14,90% para os anos de 2011 e 2012, respectivamente, considerado médio para ambos os anos, conforme classificação de Pimentel-Gomes (2009).

Na Tabela 8 pode-se verificar os níveis de interpretação (muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto) dos atributos químicos do solo indicados por Costa; Oliveira (2001), sendo calculada a porcentagem de cada atributo encontrado na análise química do solo e verificada a porcentagem encontrada em cada nível de interpretação.

Os níveis de macronutrientes primários P e K estão com seus teores no solo classificados de médio a muito alto com predominância no nível muito alto. Os teores de P disponíveis no solo classificados como alto variaram de 77,5 a 100% para os anos de 2011 e 2012, respectivamente. E os teores de K classificados como muito alto variaram de 77,5 a 92,5% para os anos de 2011 e 2012, respectivamente. Estes valores são elevados possivelmente devido a efeitos residuais de fertilizantes aplicados anteriormente, concordando com Cavalcante *et al.* (2007).

Os teores dos macronutrientes secundários Ca e Mg no solo foram classificados como altos em 100% dos pontos amostrados no ano de 2011. No ano de 2012 o teor de Ca apresentou redução da disponibilidade no solo, sendo classificado como alto em 82,5% da

área e em 17,5% como teores médios. Estudando a produtividade da soja com os atributos do solo, Rachid Jr. *et al.* (2006) também encontram em 100% da área valores elevados para  $Mg^{2+}$ .

Tabela 07 Níveis de interpretação dos atributos químicos do solo com a porcentagem encontrada dos pontos amostrais, na área experimental

Atributos	Ano	Classificação - Níveis				
		Muito baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito alto
P ( $mg\ dm^{-3}$ )	2011		$\leq 3,0$	3,1 - 6,0	6,1 - 9,0	$>9,1$
	2012			5%	17,5%	77,5%
K ( $cmolc\ dm^{-3}$ )	2011		$\leq 0,10$	0,11 - 0,20	0,21 - 0,30	$\geq 0,31$
	2012			2,5%	20,0%	77,5%
Ca ( $cmolc\ dm^{-3}$ )	2011		$\leq 2,0$	2,0 - 4,0	$\geq 4,0$	
	2012			17,5%	82,5%	
Mg ( $cmolc\ dm^{-3}$ )	2011	$\leq 0,40$	0,40 - 0,60	0,61 - 0,80	$\geq 0,80$	
	2012				100%	100%
MO ( $g\ dm^{-3}$ )	2011	$\leq 14,0$	15,0 - 25,0	26,0 - 35,0	36,0-60,0	$\geq 61,0$
	2012		2,5%	50,0%	47,5%	
Cu ( $mg\ dm^{-3}$ )	2011		$< 0,8$	0,8 - 1,7	$> 1,7$	
	2012				100%	100%
Zn ( $mg\ dm^{-3}$ )	2011		$< 3,0$	3,0 - 7,0	$>7,0$	
	2012		47,5%	32,5%	20,0%	
Fe ( $mg\ dm^{-3}$ )	2011		$< 15,0$	15,0 - 40,0	$> 40$	
	2012			10,0%	90,0%	
Mn ( $mg\ dm^{-3}$ )	2011		$< 15,0$	15,0 - 30,0	$>30,0$	
	2012				100%	100%
CTC ( $cmolc\ dm^{-3}$ )	2011	$\leq 5,0$	5,0 - 8,0	8,1 - 15,0	15,1 - 20,0	$\geq 20,0$
	2012			85,0%	15,0%	
Al <sup>3+</sup> ( $mg\ dm^{-3}$ )	2011	$\leq 0,10$	0,11 - 0,50	0,51 - 1,0	1,1 - 2,0	$\geq 2,1$
	2012	60,0%	40,0%			
V%	2011		$< 51,0$	51,0 - 70,0	$> 70,0$	
	2012		25%	75%		
			72,5%	27,5%		

Padrões de referência de Costa; Oliveira (2001).

A MO no solo encontra-se classificada predominantemente com os níveis de médio a alto, sendo que maiores teores de MO no solo reduzem a acidez potencial do solo e colaboram no aumento da CTC. Outros fatores, tais como Ca, Mg, K e MO, colaboram para a CTC do solo, tendo sido classificada com seus níveis de médio a alto, mantendo-se praticamente constante de um ano para o outro.

Com exceção do teor de Zn, os teores do Cu, Fe e Mn estão com seus níveis no solo classificados com predominância em alto no ano de 2011. No ano de 2012, o Fe teve uma redução na sua disponibilidade, sendo classificado com predominância no nível médio. O teor de Zn encontrava-se em 47,5% da área com seus teores classificados como baixos para o ano de 2011; no entanto, ocorreu um aumento na sua disponibilidade no ano de 2012.

O teor  $Al^{3+}$  no solo encontra-se com seus níveis classificados de muito baixo (60%) a baixo (40%) no ano de 2011. Para o ano de 2012 os teores de  $Al^{3+}$  encontrados no solo foram de 50%, para os níveis muito baixo e baixo. Desta forma, não é um fator preocupante, visto que é tóxico para as plantas e um elemento trocável no solo, ou seja, o ideal é que os teores de alumínio sejam os menores possíveis.

A saturação de bases (V%) tem sido usada como um indicativo da fertilidade química do solo; no entanto, seu uso isolado não é o suficiente para essa pressuposição. Nos níveis de classificação propostos por Costa; Oliveira (2001) pode-se verificar uma redução do V% no ano de 2012 em comparação ao ano de 2011; desta forma, deve-se verificar qual é o atributo responsável por essa redução, ou seja, o Ca, Mg e K ou mais de um.

### **5.3 Análise das propriedades físicas do solo**

Na Tabela 09 pode-se observar a estatística descritiva dos parâmetros físicos do solo: porosidade total (PT), macroporosidade (MA), microporosidade (MI), densidade do solo (DS), teor de água no solo (US) e resistência do solo à penetração nas camadas 0-10 cm (RSP1) e 10-20 cm (RSP2). A resistência do solo a penetração foi avaliada somente no ano de 2012 devido a problemas no equipamento no ano de 2011.

As propriedades físicas do solo são interdependentes e a ocorrência de modificações em uma delas, normalmente, provoca mudança em todas as outras. Assim, mudanças na estrutura do solo pelo preparo acarretam mudanças também na porosidade,

tamanho de poros, retenção e armazenamento de água, entre outras (ZANETTE et al., 2007).

Ao nível de 5% de significância, todos os atributos, com exceção da MA no ano de 2011 e da RSP2 no ano de 2012, apresentaram normalidade. Na análise de simetria dos dados, foi possível analisar que a MA no ano de 2011 apresentou assimetria positiva, os demais atributos foram considerados simétricos.

Tabela 08 Estatística descritiva dos atributos físicos do solo

	Min	Média	Mediana	Max	DP	CV(%)	Cur	Ass	Normal
<b>2011</b>									
PT (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,49	0,52	0,52	0,56	0,002	2,98	0,13(A)	0,35(a)	Sim
MA (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,07	0,10	0,09	0,17	0,003	22,32	2,00(B)	1,44(b)	Não
MI (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,39	0,42	0,42	0,46	0,002	4,37	-0,76(A)	-0,18(a)	Sim
DS (kg dm <sup>-3</sup> )	1,35	1,52	1,52	1,70	0,013	5,34	-0,49(A)	-0,18(a)	Sim
US (%)	22,98	27,35	27,26	32,62	0,38	8,71	-0,59(A)	0,05(a)	Sim
<b>2012</b>									
PT (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,51	0,56	0,56	0,61	0,003	3,79	0,48(A)	0,23(a)	Sim
MA (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,06	0,12	0,12	0,22	0,005	28,46	0,75(A)	0,28(a)	Sim
MI (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,39	0,44	0,44	0,49	0,003	5,01	-0,38(A)	-0,01(a)	Sim
DS (kg dm <sup>-3</sup> )	1,25	1,41	1,41	1,57	0,012	5,46	-0,59(A)	-0,06(a)	Sim
US (%)	19,44	21,57	21,47	24,10	0,17	5,04	-0,28(A)	0,22(a)	Sim
RSP1 (MPa)	1,504	2,520	2,571	3,536	0,082	20,49	-0,56(A)	-0,27(a)	Sim
RSP2 (MPa)	2,538	3,411	3,431	4,408	0,058	10,83	1,11(A)	-0,27(a)	Não

Min: mínimo; Max: máximo; DP – Desvio Padrão; CV – Coeficiente de Variação; ASS - Simetria: Simétrica (a); Assimétrica positiva (b); Assimétrica negativa (c); CUR - Curtose: Mesocurtica (A); Platicurtica (B); Leptocurtica (C). Normal: Normalidade.

Por meio dos valores mínimos e máximos da PT entre os anos de 2011 e 2012, foi possível verificar que houve um aumento da PT no ano de 2012 em comparação a 2011. Em 2011, os valores variavam de 0,49 a 0,56 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>, e em 2012 os valores encontravam-se entre 0,51 e 0,61 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>. A média do parâmetro físico foi de 0,52 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> (52%) em 2011 e 0,56 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> (56%) em 2012, mostrando este aumento. Lanzasova *et al.* (2007) encontraram valores médios semelhantes, sendo de 56% na avaliação após a colheita da soja e de 55% após a colheita do milho. Santos (2010) também obteve resultados semelhantes a este trabalho.

A MI média para os anos de 2011 e 2012 foi muito semelhante, demonstrando que este parâmetro não variou muito entre os anos. Quando avaliaram a influência de diferentes sistemas de preparo do solo nas propriedades físicas de um LATOSSOLO VERMELHO Distrófico, Tormena *et al.* (2004) encontraram que a microporosidade não diferiu entre os tratamentos, semelhante ao encontrado neste trabalho.

O atributo físico MA variou de 0,07 a 0,17 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> (7 a 17%) em 2011 e de 0,06 a 0,22 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> (6 a 20%). Conforme Kiehl (1979), os valores ótimos de macroporosidade variam de 20 a 30%. Valores superiores são prejudiciais, pois restringem a capacidade de retenção de água do solo, e valores menores que 10% prejudicam o desenvolvimento das raízes, a infiltração de água e a aeração do solo. Desta forma, quando avaliado os valores máximos de MA da área, verifica-se que estes encontram-se no limite do considerado ideal. Porém, quando analisadas as médias dos valores dos anos de 2011 e 2012, foi possível verificar que os valores estão em 0,10 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> (10%) em 2011 e em 0,12 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> (12%) em 2012, podendo afetar o desenvolvimento das plantas. Para Megda *et al.* (2008), quando os valores ficam abaixo de 0,15 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>, o crescimento das raízes pode ser prejudicado. No entanto, Secco *et al.* (2004) verificaram que quando o volume de macroporos foi superior a 0,10 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>, em condições de lavoura, não houve comprometimento do rendimento de grãos de soja.

O elevado número de microporos em relação ao número de macroporos pode estar relacionado ao manejo do solo, tráfego de máquinas e de implementos agrícola. Resultados semelhantes foram obtidos por Santos (2010). Além disso, a área possui como prática o plantio direto, em que não ocorre o revolvimento do solo. Conforme Tormena *et al.* (2004), a adoção de sistemas de preparo do solo com menor revolvimento resulta em uma maior compactação das áreas superficiais. Segundo os mesmos autores, a prática do plantio direto provoca um aumento da DS e da diminuição da MA do solo.

Conforme classificação de Pimentel-Gomes (2009), os atributos físicos PT, MI, DS e US apresentaram baixo CV, caracterizando homogeneidade dos dados. Porém, o atributo físico MA apresentou alto CV, comprovado por meio da elevada amplitude dos dados. Os dados concordam com um estudo realizado por Santos *et al.* (2012) sobre a variabilidade espacial de atributos físicos, em que também obtiveram baixo CV para os atributos PT, MI, DS e US e alto CV para a MA. Santos (2010) obteve resultados semelhantes.

A densidade média do solo encontrada para os anos de 2011 e 2012 foi de 1,52 e 1,41 kg dm<sup>-3</sup>, respectivamente. Cichota *et al.* (2003), avaliando a densidade em solo classificado como Argissolo Vermelho textura média, encontraram valores de 1,514 e 1,584 kg m<sup>-3</sup> nas profundidades de 0-7 cm e 7-15 cm, respectivamente, sendo os valores semelhantes ao encontrado neste trabalho. A amplitude média de variação da densidade para solos argilosos, conforme Kiehl (1979), é de 1,00 a 1,25 kg dm<sup>-3</sup>, sendo 1,60 kg dm<sup>-3</sup> o valor limite, acima do qual as raízes não podem penetrar nos solos argilosos.

Com o aumento da densidade, ocorre a diminuição da porosidade total, da macroporosidade, da condutividade hidráulica, da absorção iônica e, conseqüentemente, aumenta a microporosidade e a resistência a penetração (ROSA FILHO et al., 2009).

Conforme Reinert *et al.* (2008), o crescimento normal de plantas de cobertura ocorreu até o limite de  $1,75 \text{ kg m}^{-3}$ . Para os autores, a densidade está relacionada com a classe textural de cada solo. Secco *et al.* (2004) verificaram que quando os valores da densidade do solo foram de até  $1,51 \text{ kg dm}^{-3}$  não houve comprometimento no rendimento dos grãos de soja. Desta forma, os dados de DS encontrados neste trabalho estão próximos ou no intervalo do considerado ideal.

Por meio dos valores médios da umidade do solo nos anos de 2011 e 2012 foi possível verificar redução no teor de água no solo no ano de 2012 quando comparado a 2011, devido à redução nos volumes de chuva no período de coleta do solo no período de agosto de 2012 (Tabela 1 e Figura 5), ou seja, no mês e agosto de 2012 a precipitação foi de 2,2 mm.

A resistência do solo à penetração no ano de 2012 apresentou CV alto (20,49%) na profundidade de 0-10 cm e CV médio (10,83%) na profundidade de 10-20 cm. Foi possível verificar ao longo do perfil do solo nas camadas de 0-10 cm (2,520 MPa) e 10-20 cm (3,411 MPa) um acréscimo dos valores de resistência do solo a penetração em função do aumento da profundidade analisada, concordando com Campos *et al.* (2012).

Essa elevação da compactação na camada de 10-20cm em relação a de 0-10cm pode estar relacionada ao plantio direto, em que há tráfego de maquinários compactando o solo, pois na camada superficial de 0-10 cm ocorre o revolvimento superficial do solo durante o plantio com os discos de corte da semeadora. Conforme Beutler; Centurion (2003), valores críticos de resistência à penetração podem variar de 1,5 a 4,0 MPa. Desta forma, verifica-se que os valores de RSP obtidos neste trabalho estão com seus valores dentro da faixa crítica para o desenvolvimento das plantas nas profundidades analisadas.

#### **5.4 Análise da produtividade da soja**

Na Tabela 10 encontra-se a estatística descritiva da produtividade da soja variedade CD 215, avaliada nos anos 2011/2012 e 2012/2013. A produtividade da soja no ano de 2011/2012 provavelmente foi prejudicada pela estiagem no período de dezembro/2011 e janeiro/2012, conforme pode ser verificado na Tabela 1 e na Figura 5.

Tabela 9 Estatística descritiva da produtividade da soja nos anos de 2011 e 2012

	Min	Média	Mediana	Max	DP	CV(%)	Cur	Ass	Normal
<b>2011/2012</b>									
PS (t ha <sup>-1</sup> )	0,21	0,53	0,51	1,00	0,03	31,03	0,91(A)	0,52(a)	Sim
<b>2012/2013</b>									
PS (t ha <sup>-1</sup> )	1,41	2,03	2,07	2,63	0,04	13,38	-0,10(A)	-0,20(a)	Sim

Min: mínimo; Max: máximo; DP – Desvio Padrão; CV – Coeficiente de Variação; ASS - Simetria: Simétrica (a); Assimétrica positiva (b); Assimétrica negativa (c); CUR - Curtose: Mesocurtica (A); Platicurtica (B); Leptocurtica (C). Normal: Normalidade.

Embora a produtividade da soja no ano agrícola 2011/2012 tenha sido prejudicada devido às condições climáticas não favoráveis no período entre 15 de novembro de 2011 e 15 de janeiro de 2012 (CONAB, 2012), os dados de produtividade apresentaram normalidade, assim como para o ano agrícola 2012/2013. Em ambos os anos os dados foram considerados simétricos e mesocúrticos. No ano agrícola 2011/2012, a média da produtividade da cultura de soja foi de 0,53 t ha<sup>-1</sup>, inferior à média nacional (2,62 t ha<sup>-1</sup>) e estadual (2,23 t ha<sup>-1</sup>) (CONAB, 2012). Da mesma forma, no período de 2012/2013 a média da produtividade foi de 2,03 t ha<sup>-1</sup>, enquanto a média nacional foi de 3,02 t ha<sup>-1</sup> e a estadual de 3,2 t ha<sup>-1</sup> (CONAB, 2013).

A produtividade da soja no ano agrícola 2012/2013 apresentou CV médio (13,38%) quando comparada com a produtividade do ano de 2011/2012, que apresentou CV muito alto (31,03%), possivelmente devido às condições climáticas não favoráveis no período.

## 5.5 Mapas temáticos

### 5.5.1 Mapas temáticos dos atributos químicos e granulométricos do solo

Por meio da distribuição espacial da granulometria do solo, verifica-se que os maiores teores de argila (Figura 14a) encontram-se na região nordeste, sudoeste e central da área experimental, variando de 59 a 78% em toda a área e conseqüente nestas mesmas regiões encontram-se os menores teores de silte (Figura 14c), que variaram de 14 a 29%. Por sua vez, os teores de areia no solo (Figura 14b) foram maiores onde os teores de argila e de silte eram menores, variando de 7 a 15% em toda a área.

Na distribuição espacial do Cu (Figura 15) verifica-se a tendência dos maiores teores estarem ao nordeste da área experimental (região mais baixa), com valores entre 14,7 e 20,2 mg dm<sup>-3</sup> no ano de 2011 e de 19 a 26,7 mg dm<sup>-3</sup> no ano de 2012 e os menores

teores encontravam-se ao sudoeste (área mais alta), fato oposto ao encontrado por Mello *et al.* (2006), que encontraram os valores mais elevados na parte alta da área estudada. No mapa da diferença entre os anos (Figura 15c), observa-se que os teores de cobre aumentaram quase que em sua totalidade no ano de 2012 quando comparado ao ano de 2011.

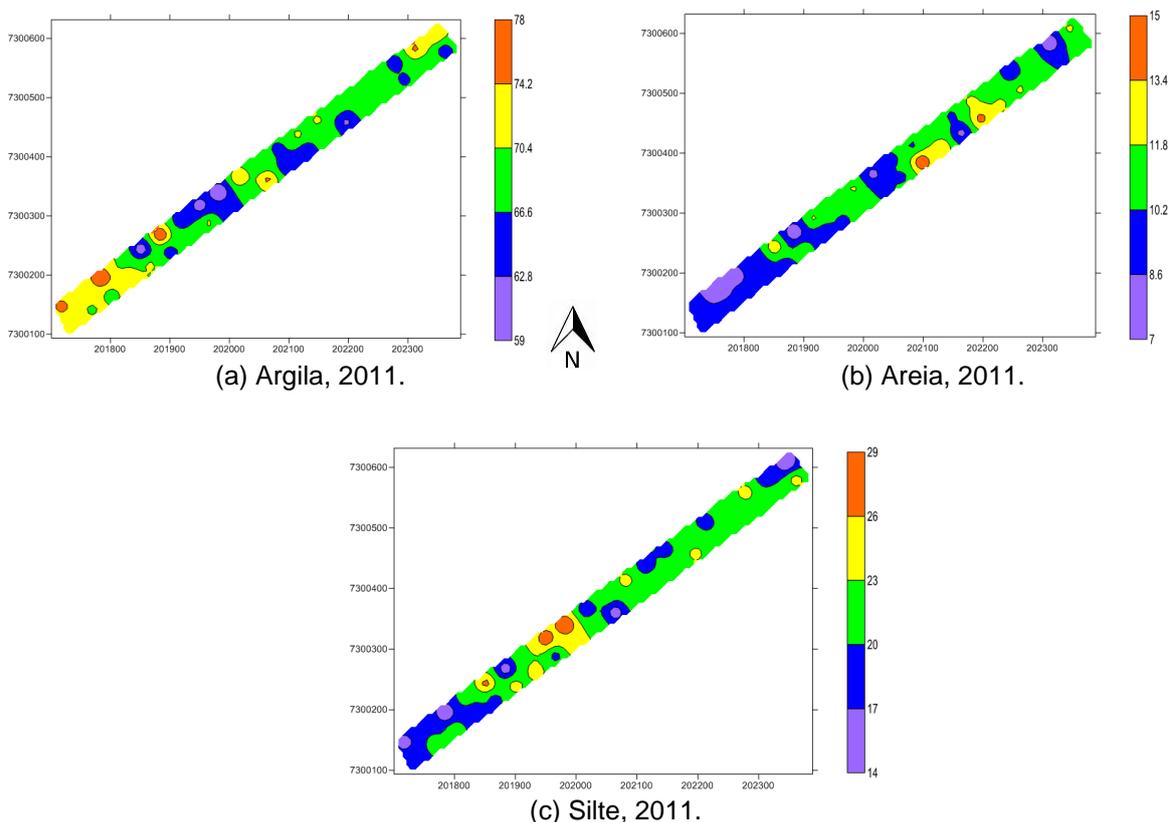


Figura 14 Distribuição espacial da granulometria do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011, argila (a), areia (b) e silte (c).

Para o atributo Zn, no ano de 2011 (Figura 16a) os maiores valores estavam localizados ao nordeste da área (parte baixa), variando de 5,76 a 12,9 mg dm<sup>-3</sup>. Mello *et al.* (2006) encontraram os valores mais elevados na parte alta da área estudada. Fato oposto ao encontrado neste trabalho, em que os menores valores se localizavam ao sudeste (parte alta), compreendidos entre 1 e 3,4 mg dm<sup>-3</sup>, estando a maior parte da área experimental localizada neste intervalo.

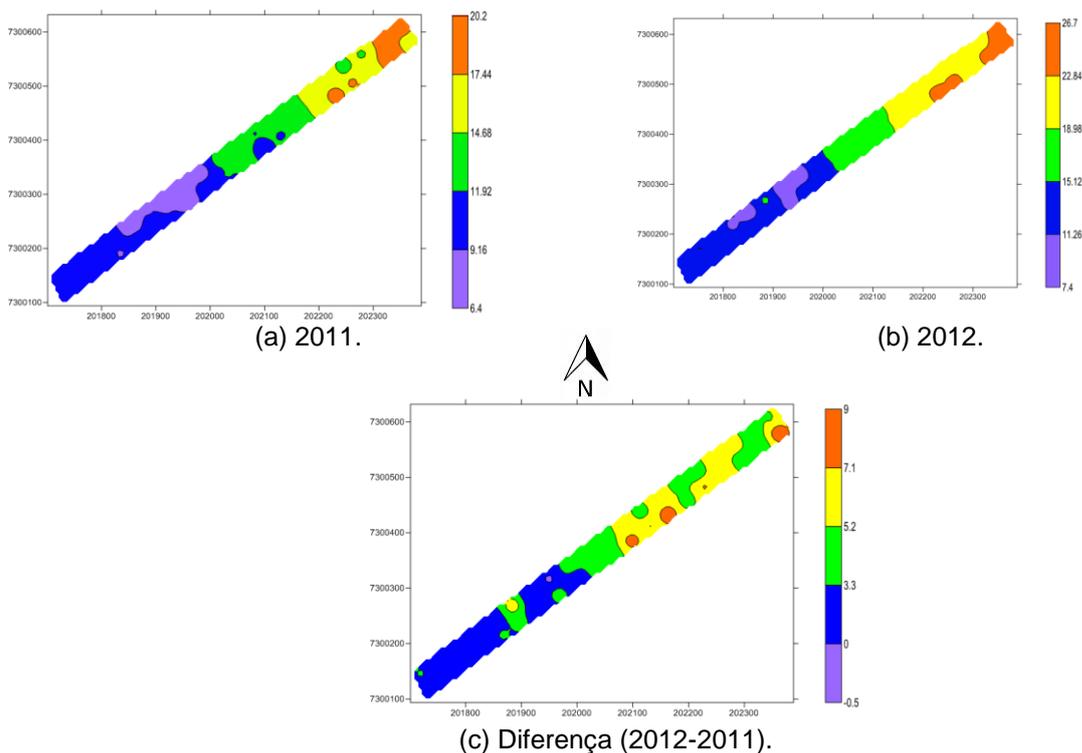


Figura 15 Distribuição espacial do Cu ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e diferença do Cu (2012-2011) (c).

No ano de 2012 (Figura 16b), ocorreram duas regiões com maiores teores do atributo Zn, sendo uma ao nordeste (parte baixa) e a outra ao centro sudoeste, os maiores valores de disponibilidade variaram de 13,9 a 31,5  $\text{mg dm}^{-3}$ . Os menores valores de disponibilidade estavam distribuídos em toda área, variando de 2,2 a 8  $\text{mg dm}^{-3}$ . A diferença da disponibilidade de Zn (Figura 16c) entre os anos mostra que este atributo aumentou quase que em sua totalidade no ano de 2012 em relação ao ano de 2011.

O atributo do solo Fe não teve comportamento semelhante no ano de 2011 (Figura 17a) quando comparado ao ano de 2012 (Figura 17b), pois encontrava-se distribuído em toda a área experimental de forma heterogênea. Para o ano de 2011, os maiores valores de disponibilidade estavam compreendidos entre 25,4 e 33  $\text{mg dm}^{-3}$  e os menores valores localizavam-se entre 14 e 21,6  $\text{mg dm}^{-3}$ . No ano de 2012, os maiores valores estavam entre 39,4 e 51  $\text{mg dm}^{-3}$  e os menores valores estavam entre 22 e 33,6  $\text{mg dm}^{-3}$ . Com o mapa temático da diferença entre a disponibilidade de Fe no solo (Figura 17c), verificou-se que os valores de disponibilidade no ano 2012 foram todos maiores que no ano de 2011.

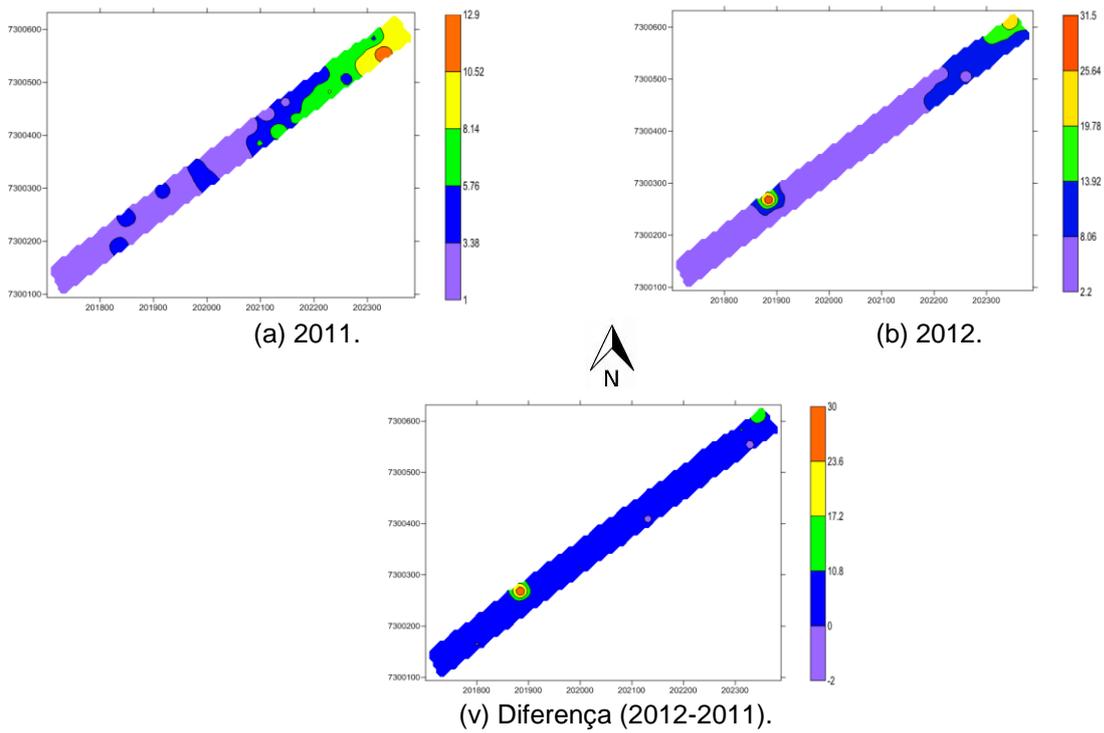


Figura 16 Distribuição espacial do Zn ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e diferença do Zn (2012-2011) (c).

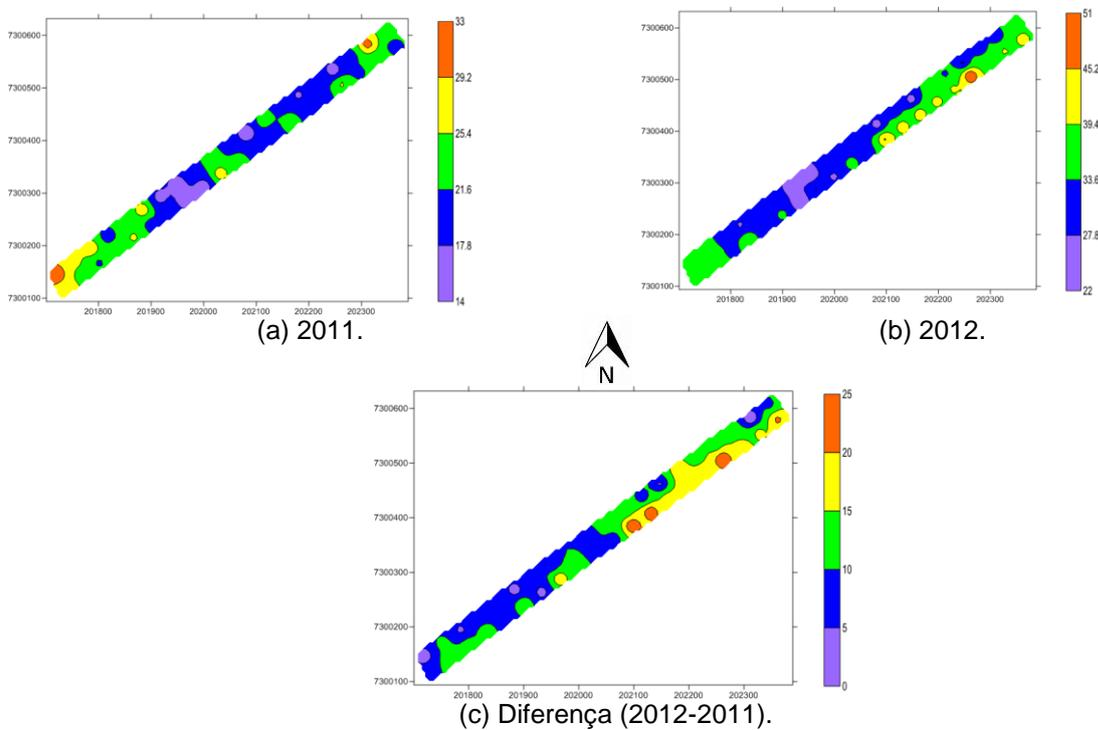


Figura 17 Distribuição espacial do Fe ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e diferença do Fe (2012-2011) (c).

Os mapas temáticos da disponibilidade de Mn no solo (Figura 18) para os anos de 2011 e 2012 mostram que os maiores valores estavam localizados na região central e nordeste da área experimental. No ano de 2011, os maiores valores estavam entre 273,4 e 361,0  $\text{mg dm}^{-3}$  e os menores valores encontravam-se entre 142,0 e 229,6  $\text{mg dm}^{-3}$ . Em 2012, os maiores valores estavam compreendidos entre 310,8 e 394,0  $\text{mg dm}^{-3}$  e os menores valores entre 186,0 e 269,2  $\text{mg dm}^{-3}$ .

Quando verificado a diferença entre a disponibilidade de Mn (Figura 18c) no ano de 2011 e 2012, pode-se verificar que apenas uma pequena região ao centro da área experimental deve menor disponibilidade no ano de 2012.

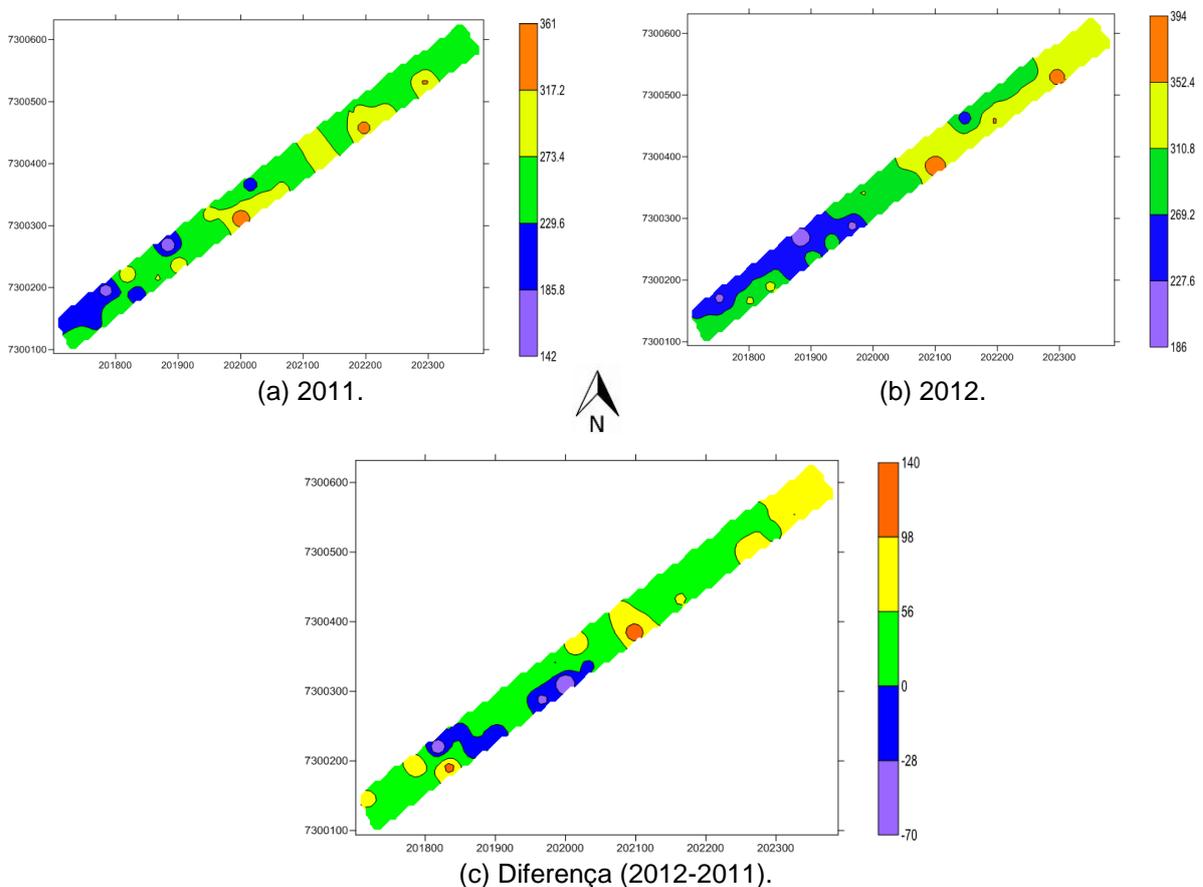


Figura 18 Distribuição espacial do Mn ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e diferença do Mn (2012-2011) (c).

Quando comparados os mapas temáticos do atributo do solo P (Figura 19), verifica-se que em 2011 os maiores valores (26,4 a 60,0  $\text{mg dm}^{-3}$ ) estavam localizados na região nordeste da área experimental e 2012 os maiores valores (26,1 a 51,2  $\text{mg dm}^{-3}$ ) estavam localizados ao nordeste e ao sudoeste da área experimental. Apesar dos valores máximos do P disponíveis no solo em ano de 2012 serem menores que em 2011, a sua

disponibilidade em área total aumentou (Figura 19c), apenas uma pequena região apresentou menor disponibilidade, porém o valor mínimo de P disponível em 2012 encontra-se acima do ideal para a cultura da soja em 100% da área.

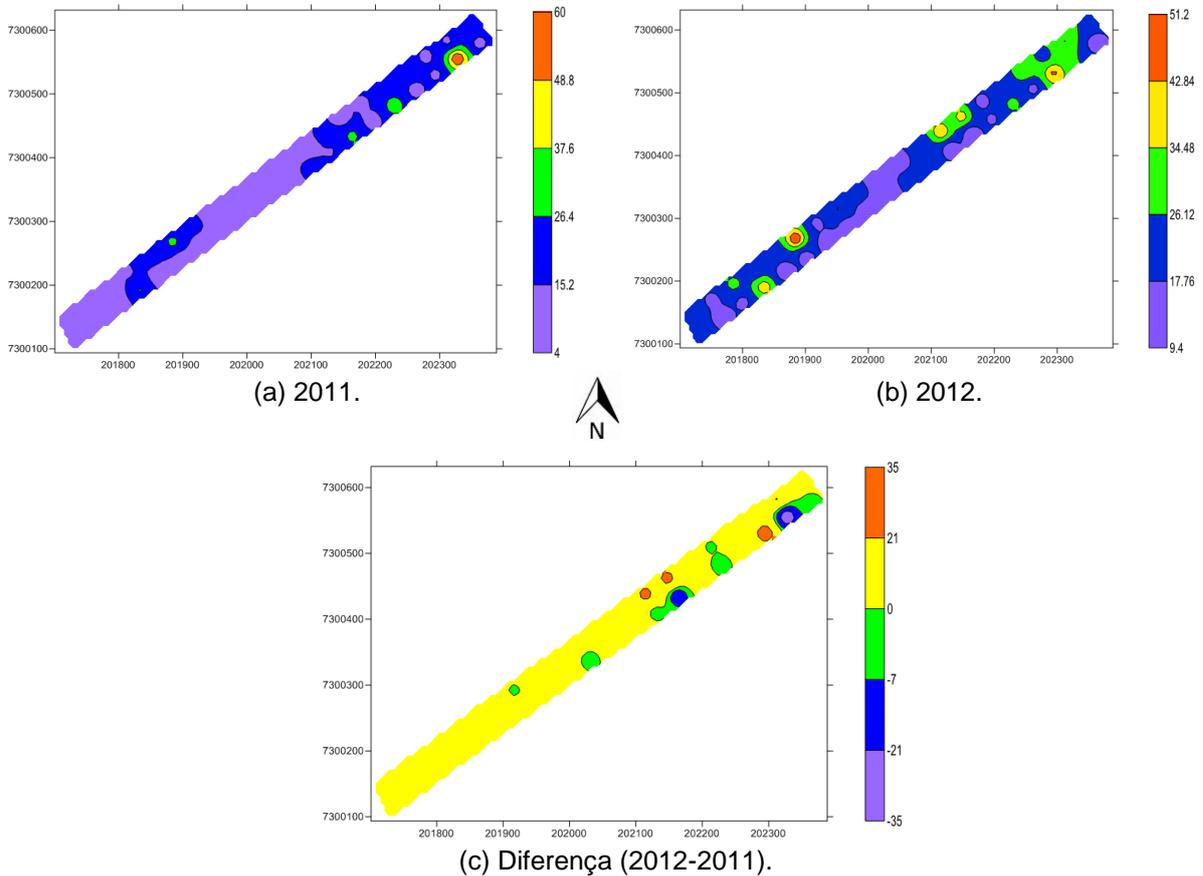


Figura 19 Distribuição espacial do P ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e diferença do P (2012-2011) (c).

O mapa temático do atributo MO (Figura 20) mostra que em 2011 os maiores teores de MO encontravam-se ao sudoeste da área experimental (parte alta da propriedade), variando de 33,72 a 53,10  $\text{g dm}^{-3}$ , enquanto que os menores valores estavam entre 20,80 e 27,26  $\text{g dm}^{-3}$ . No ano de 2012, a distribuição espacial dos maiores teores de MO estavam distribuídos de forma heterogênea em toda a área, com seus valores variando de 29,56 a 39,70  $\text{g dm}^{-3}$  e os menores valores localizavam-se entre 22,80 e 26,18  $\text{g dm}^{-3}$ .

Comparando os mapas da disponibilidade de MO (Figura 20c) no solo entre os anos, verifica-se que em grande parte da área a quantidade de MO no solo diminuiu em 2012, tendo aumentado apenas em uma região nordeste (parte baixa) e central da área em estudo.

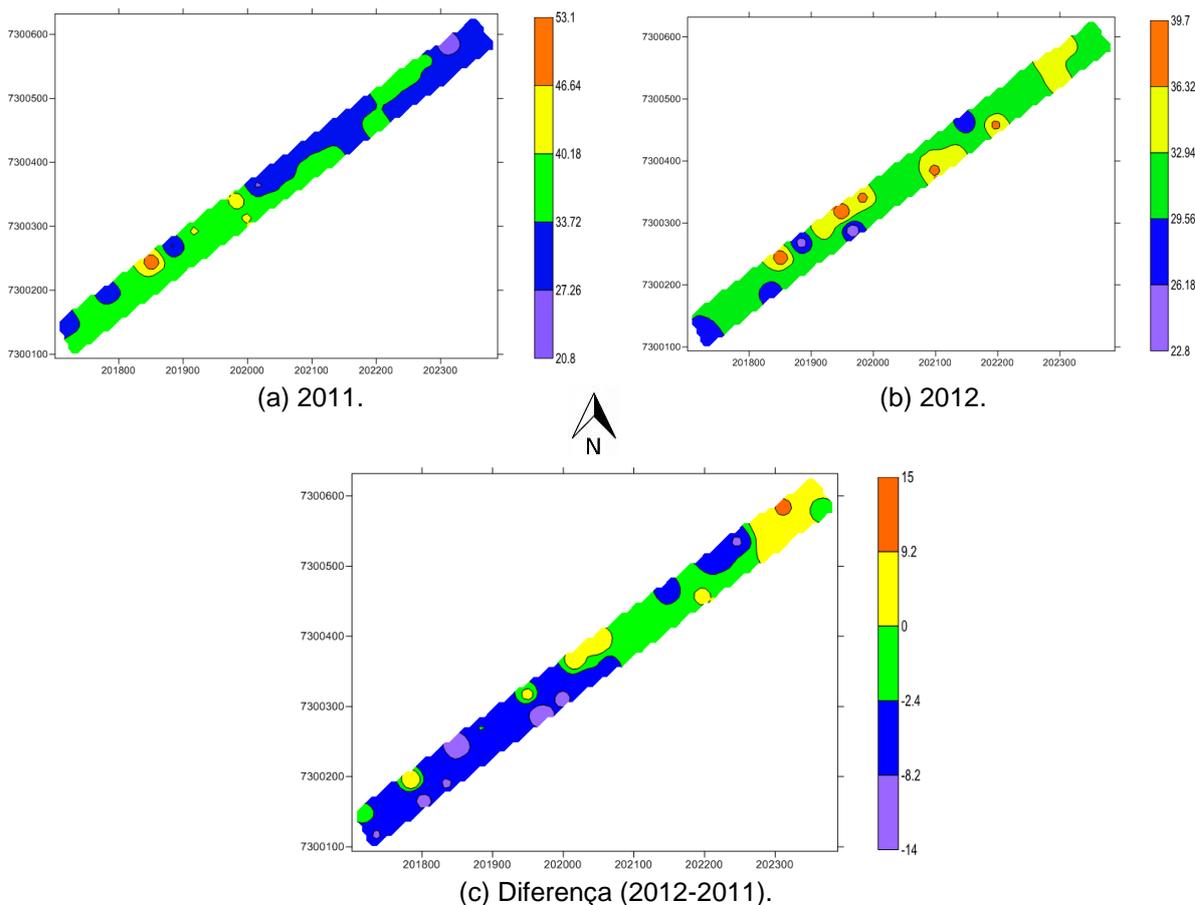


Figura 20 Distribuição espacial da MO ( $\text{g dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e diferença da MO (2012-2011) (c).

Os mapas temáticos da distribuição espacial do pH do solo (Figura 21) mostraram que o comportamento do pH no solo de um ano para o outro apresentou semelhança na sua localização, apesar de 2012 ter apresentado uma pequena redução do pH na maior parte da área (Figura 21c), com apenas uma pequena parte a nordeste apresentando uma elevação do pH.

Em 2011 o pH variou de 4,4 a 5,3 e em 2012 sua variação foi de 4,2 a 5,0. Essa redução do pH está relacionada à redução de bases trocáveis, tendo sido verificado que o atributo que apresentou redução de um ano para o outro foi o Ca. Os maiores valores de pH para ambos os anos estavam localizados no centro da área experimental.

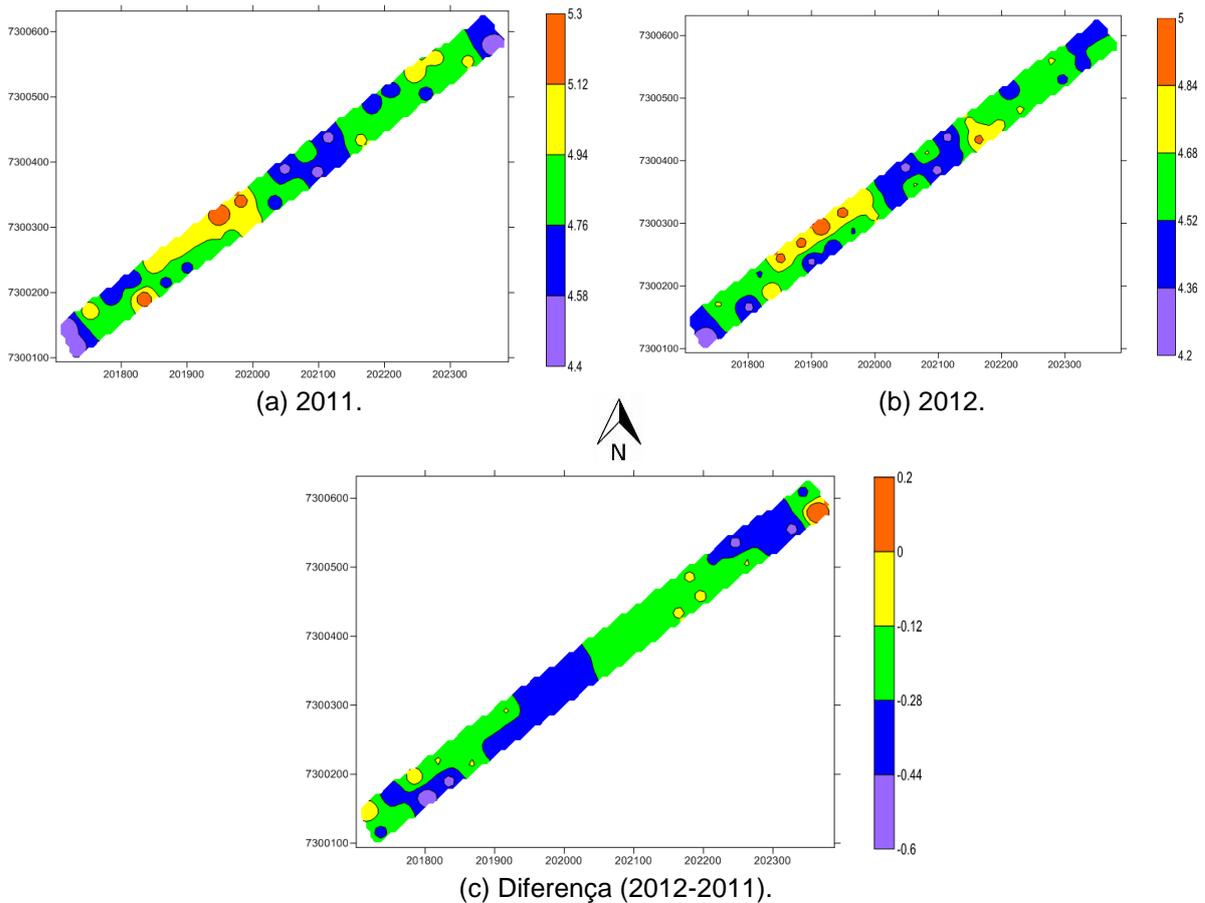


Figura 21 Distribuição espacial do pH em  $\text{CaCl}_2$  do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e diferença da MO (2012-2011) (c).

Quando analisados os mapas temáticos do atributo H+Al no solo nos anos de 2011 (Figura 22a) e 2012 (Figura 22b), verifica-se a semelhança entre os mapas na localização espacial dos maiores e menores valores. No ano de 2011, os maiores valores estavam compreendidos entre 6,52 e 7,80 e os menores valores encontravam-se entre 4,60 e 5,88. Em 2012, os maiores valores estavam localizados entre 7,72 e 9,00 e os menores valores estavam entre 5,80 e 7,08.

Quando verificada a diferença do atributo H+Al (Figura 22c) entre os anos de 2012 e 2011, verifica-se que em 2012 o atributo aumentou em quase toda a área, apenas uma pequena parte localizada ao nordeste da área apresentou valor menor.

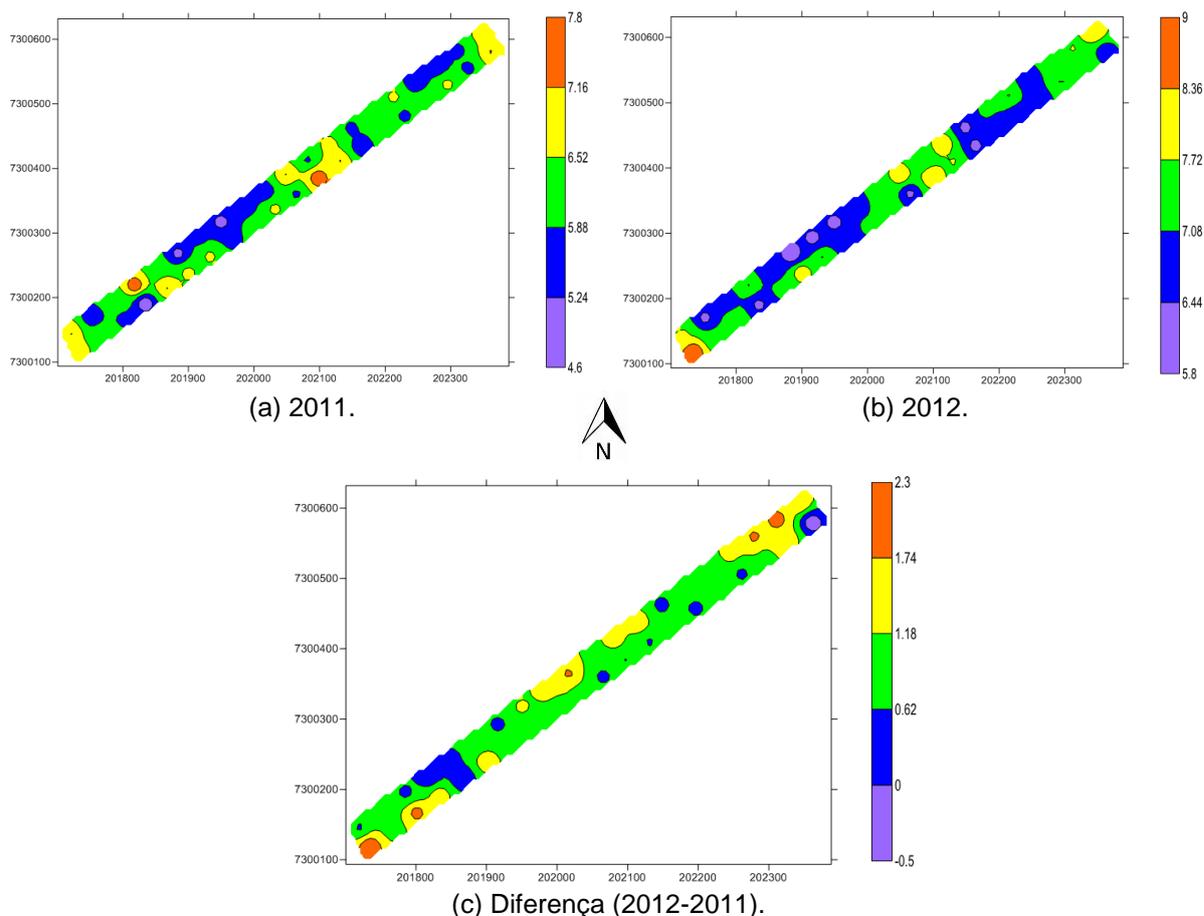


Figura 22 Distribuição espacial da H+Al (cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença da H+Al (2012-2011) (c).

Verificando a disponibilidade de Ca no solo nos anos de 2011 (Figura 23a) e 2012 (Figura 23b), observa-se a tendência dos maiores valores do atributo estarem localizados próximo da região central do mapa. A distribuição espacial se mostrou semelhante entre os dois anos. No ano de 2011, os maiores valores estavam compreendidos entre 6,86 e 8,50 cmolc dm<sup>-3</sup> e os menores valores de disponibilidade estavam entre 4,40 e 6,04 cmolc dm<sup>-3</sup>, valores classificados como altos ( $\geq 4,0$  cmolc dm<sup>-3</sup>). Em 2012, os maiores valores estavam compreendidos entre 6,5 e 8,5 cmolc dm<sup>-3</sup> e os menores valores estavam entre 3,5 e 5,5 cmolc dm<sup>-3</sup>.

Com o mapa da diferença (Figura 23c) entre os anos de 2012 e 2011, verifica-se que a disponibilidade de Ca reduziu na maior parte da área. Apenas uma região localizada ao nordeste e ao sudoeste teve um aumento na disponibilidade de Ca.

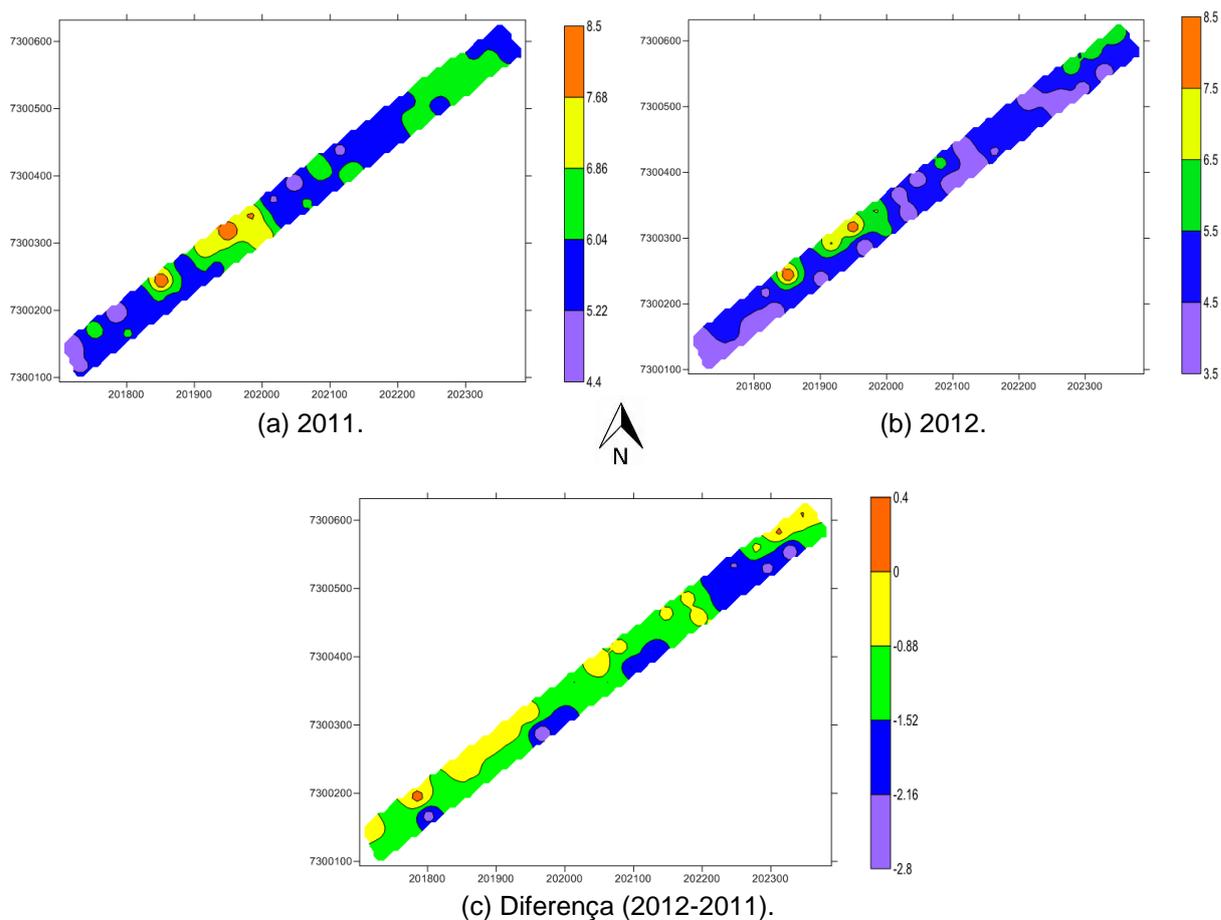


Figura 23 Distribuição espacial do Ca ( $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença do Ca (2012-2011) (c).

Na avaliação dos mapas temáticos da disponibilidade de Mg no solo (Figura 24), verifica-se que no ano de 2011 os maiores valores (de 1,4 a 1,8  $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) estavam localizados na região nordeste da área experimental. No ano de 2012 os maiores valores (de 1,28 a 1,60  $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) estavam localizados em 3 regiões: ao nordeste, ao sudoeste e na parte central da área. De 2011 para 2012 (Figura 24c), verificou-se um aumento predominante na área ao sudoeste (parte alta) e uma diminuição predominante na região nordeste (parte baixa). Entretanto, este aumento/diminuição do atributo estava distribuída de forma heterogênea em toda a área.

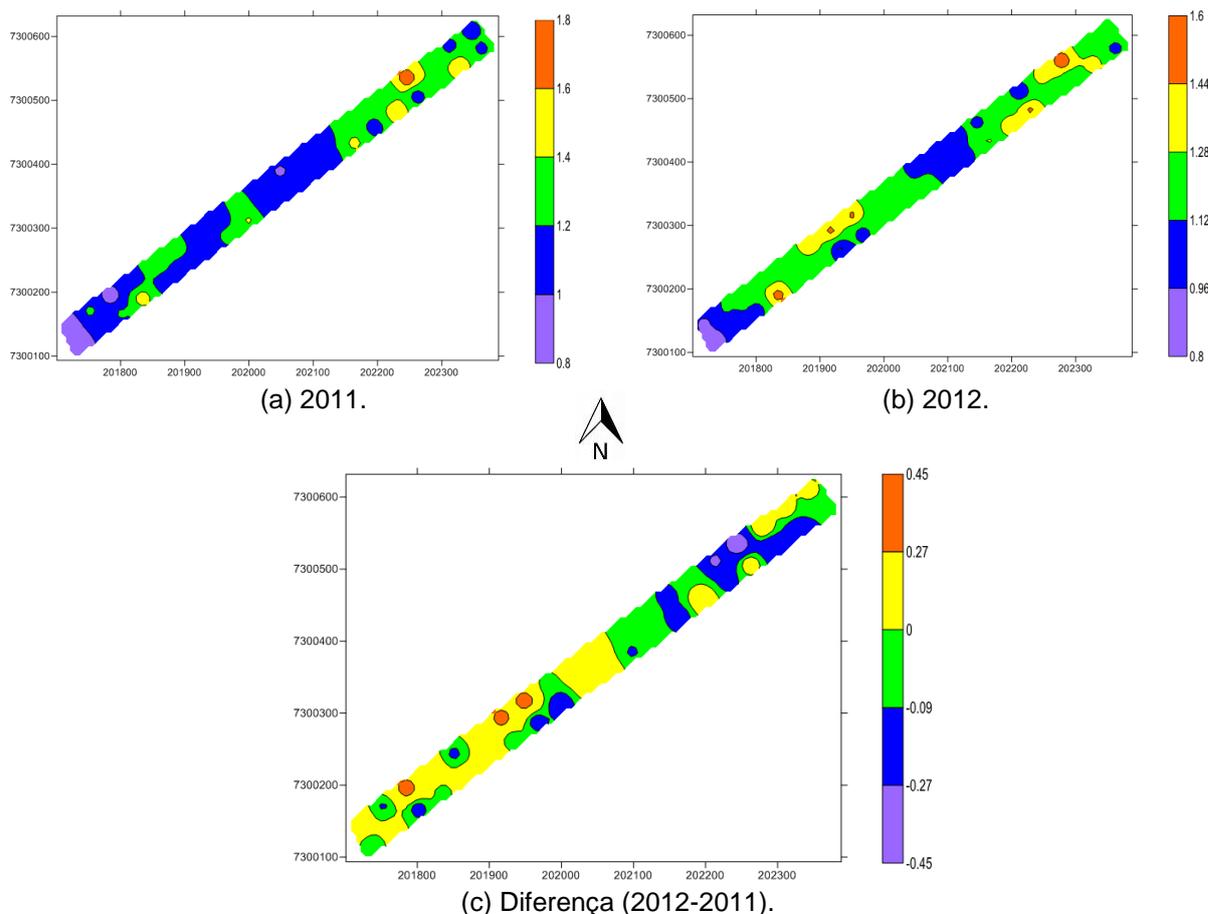


Figura 24 Distribuição espacial do Mg ( $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença do Mg 2012-2011 (c).

Os mapas temáticos da distribuição espacial do atributo do solo K nos anos de 2011 (Figura 25a) e 2012 (Figura 25b) apresentaram semelhança na distribuição do atributo no solo. No ano de 2011, o K apresentou os maiores valores entre 0,74 e 1,10  $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$  e os menores valores entre 0,20 e 0,56  $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ . Em 2012 os maiores valores estavam compreendidos entre 0,72 e 1,00  $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$  e os menores valores estavam entre 0,30 e 0,58  $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ .

Com diferença de disponibilidade do atributo no solo (Figura 25c), verificou-se que houve, em 2012, um aumento em grande parte da área; embora esta elevação tenha sido heterogênea, a sua disponibilidade no solo estava em 92,5% dos pontos analisados no nível muito alto.

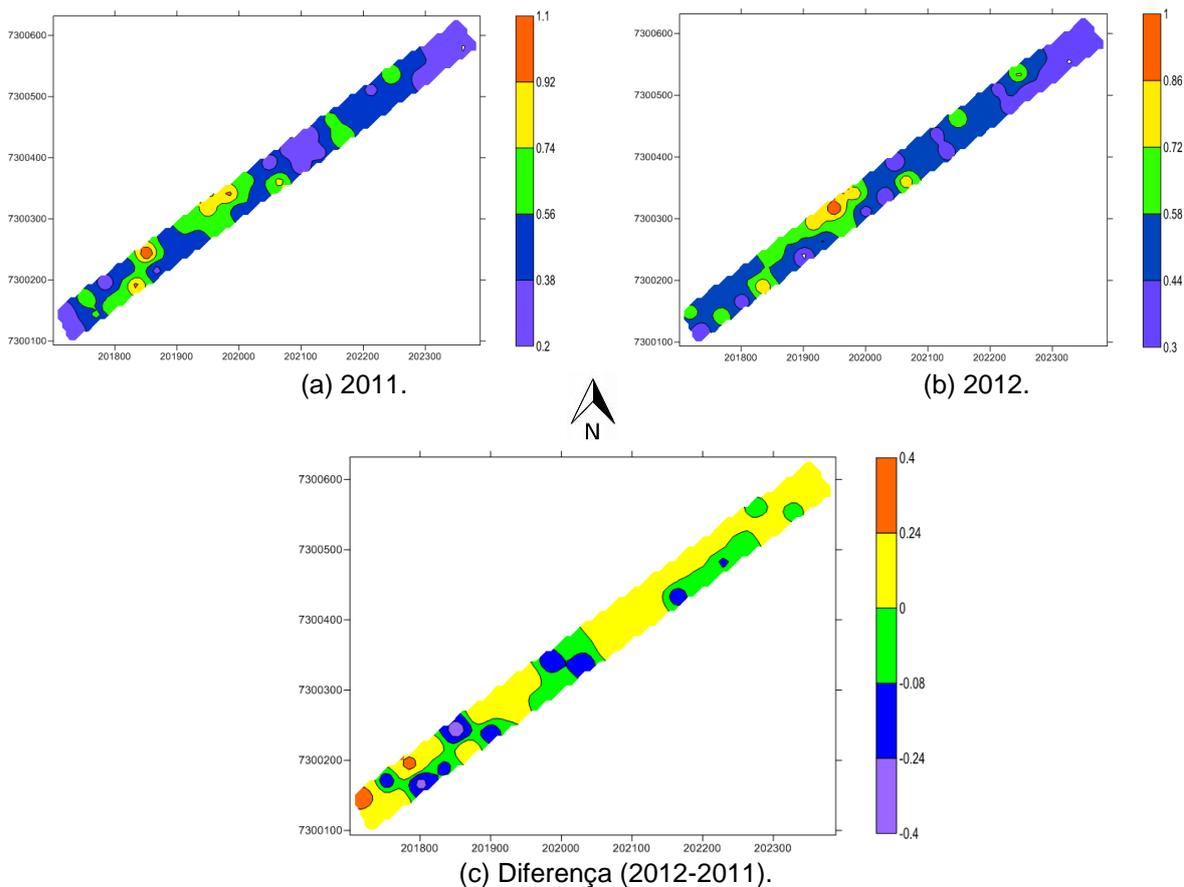


Figura 25 Distribuição espacial do K ( $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença do K (2012-2011) (c).

A distribuição espacial da CTC no solo (Figura 26) em 2011 teve os maiores valores, variando de 15,0 a 17,2  $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ , estando localizados ao sudoeste da área (região alta). No ano de 2012, os maiores valores estavam compreendidos entre 15,0 e 17,1  $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ , ocorrendo duas regiões onde os valores foram maiores, uma ao nordeste e a outra ao sudoeste. Com o mapa temático da diferença da CTC do solo nos anos de 2012 e 2011 (Figura 26c) foi possível verificar a redução do atributo em grande parte da área em 2012.

Com o mapa da distribuição espacial da saturação do  $\text{Al}^{3+}$  (m%) no solo nos anos de 2011 (Figura 27a) e 2012 (Figura 27b), verificou-se que no centro do mapa a presença do elemento foi semelhante entre os anos analisados. Na parte ao sudoeste do mapa, a maior concentração no ano de 2011 foi oposta ao ano de 2012. Em 2011, os valores do m% encontrados no solo variaram de 1,38 a 6,90%, e em 2012 o m% encontrado no solo estava entre 1,66 e 8,30%.

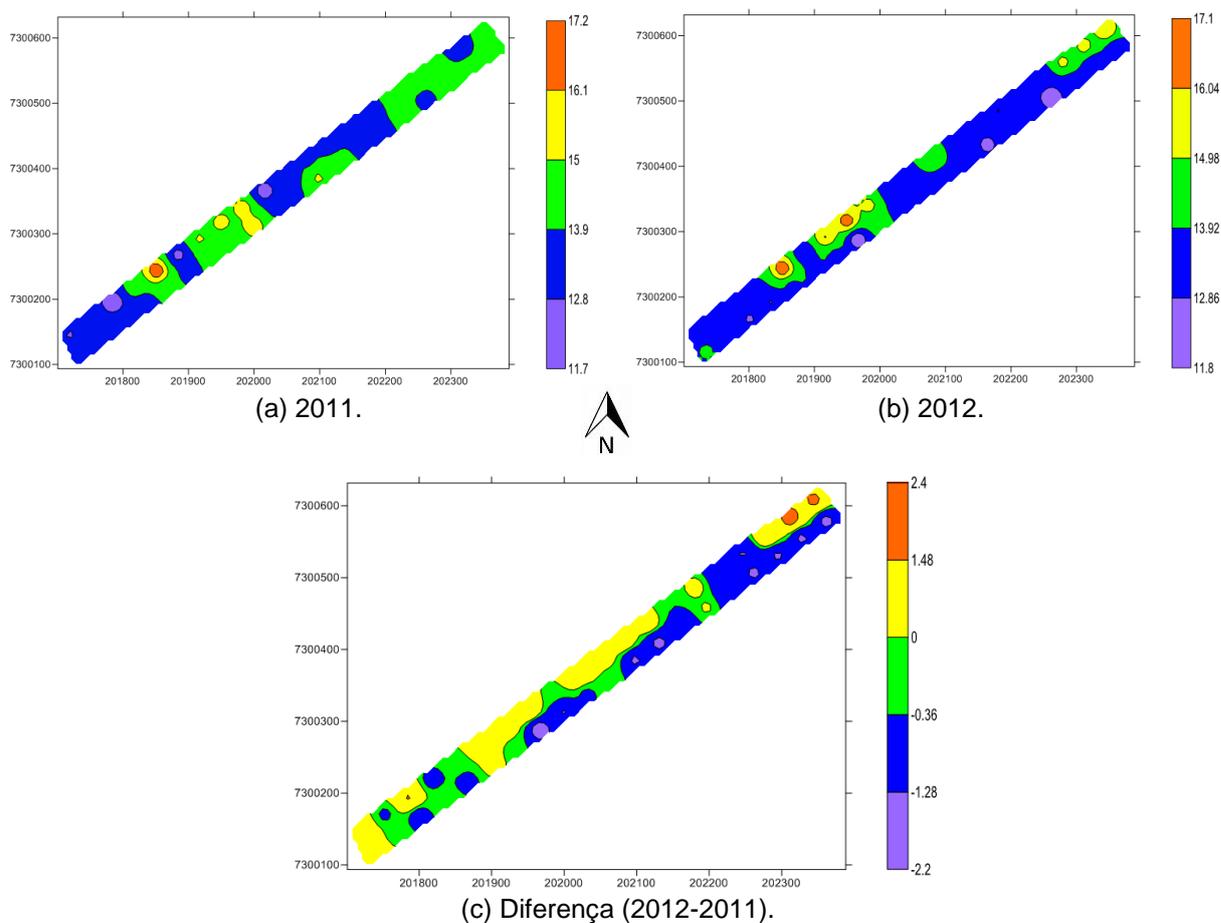


Figura 26 Distribuição espacial da CTC ( $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença da CTC (2012-2011) (c).

A diferença do m% no solo entre os anos de 2012 e 2011 (Figura 27c) mostra que em praticamente toda a área a presença do  $\text{Al}^{3+}$ , elemento considerado tóxico para as plantas aumentou. No entanto, este valor tende a não causar danos às culturas, pois o m% entre 5 e 10% é baixo e, conseqüentemente, pouco prejudicial para as plantas (OSAKI, 1991). Machado *et al.* (2007) também não encontraram teores significativos de  $\text{Al}^{3+}$  no solo. Acrescente-se que este aumento está relacionado à diminuição do pH, ao aumento da H+Al e conseqüentemente à redução da disponibilidade de Ca no ano de 2012.

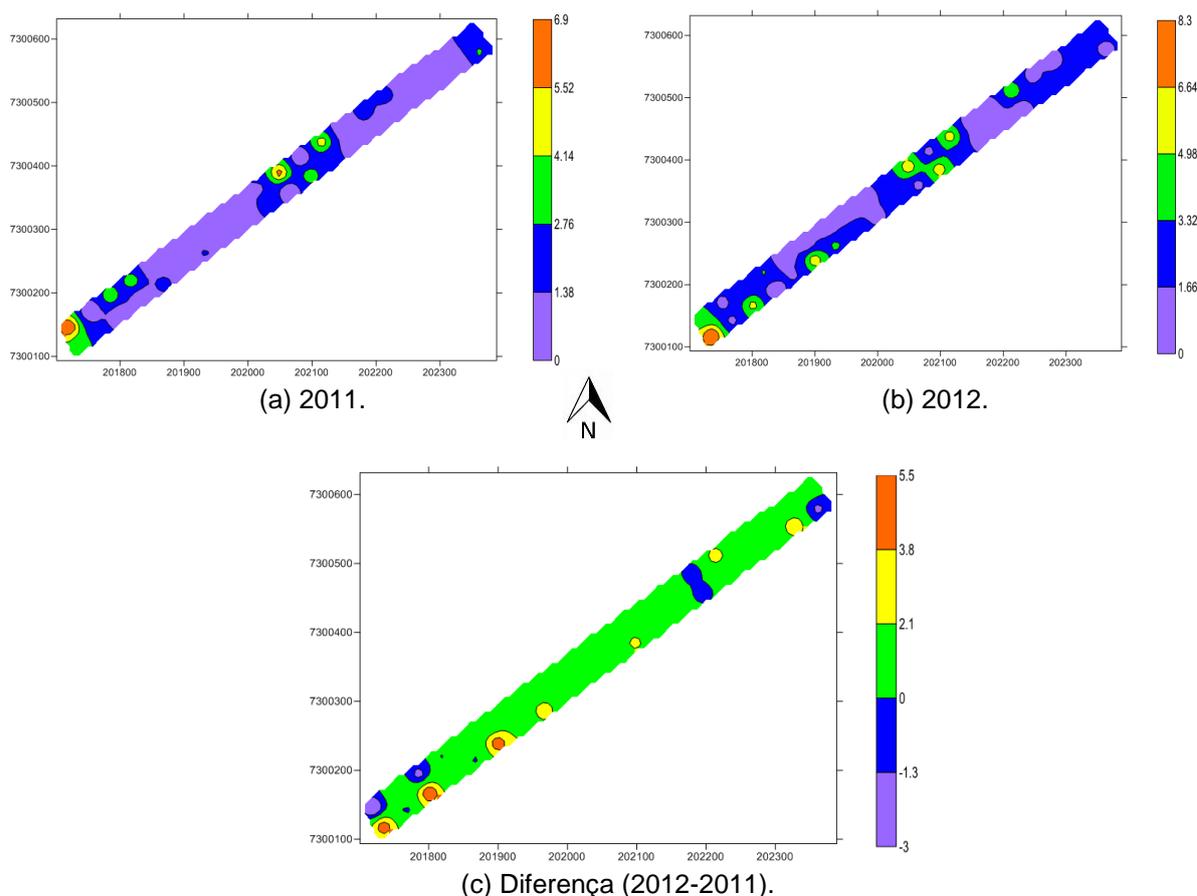


Figura 27 Distribuição espacial da Saturação de  $Al^{3+}$  (m%) do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença da Saturação de Al (m%) (2012-2011) (c).

A distribuição espacial do atributo V% em 2011 (Figura 28a) e 2012 (Figura 28b) está relacionada com os atributos Ca, Mg, K, H+Al e m%, entre outros. Desta forma, nos pontos onde ocorreu aumento do Ca, Mg e K, apresentou-se tendência de aumentar o V%. Por outro lado, nos pontos onde ocorreu aumento da H+Al e da toxidez por  $Al^{3+}$  (m%) houve diminuição do V%. No ano de 2011, os maiores valores de V% estavam entre 58,02 e 67,70% e os menores valores encontravam-se entre 43,50 e 53,18%. Em 2012, os maiores valores de disponibilidade de V% estavam entre 52,22 e 63,10% e os menores valores variavam de 35,90 a 46,78%.

O mapa da diferença de disponibilidade de V% (Figura 28c) no solo entre 2012 e 2011 mostra que este atributo diminuiu na maior parte da área, com tendência de aumento nos pontos onde houve um aumento de disponibilidade do atributo Ca.

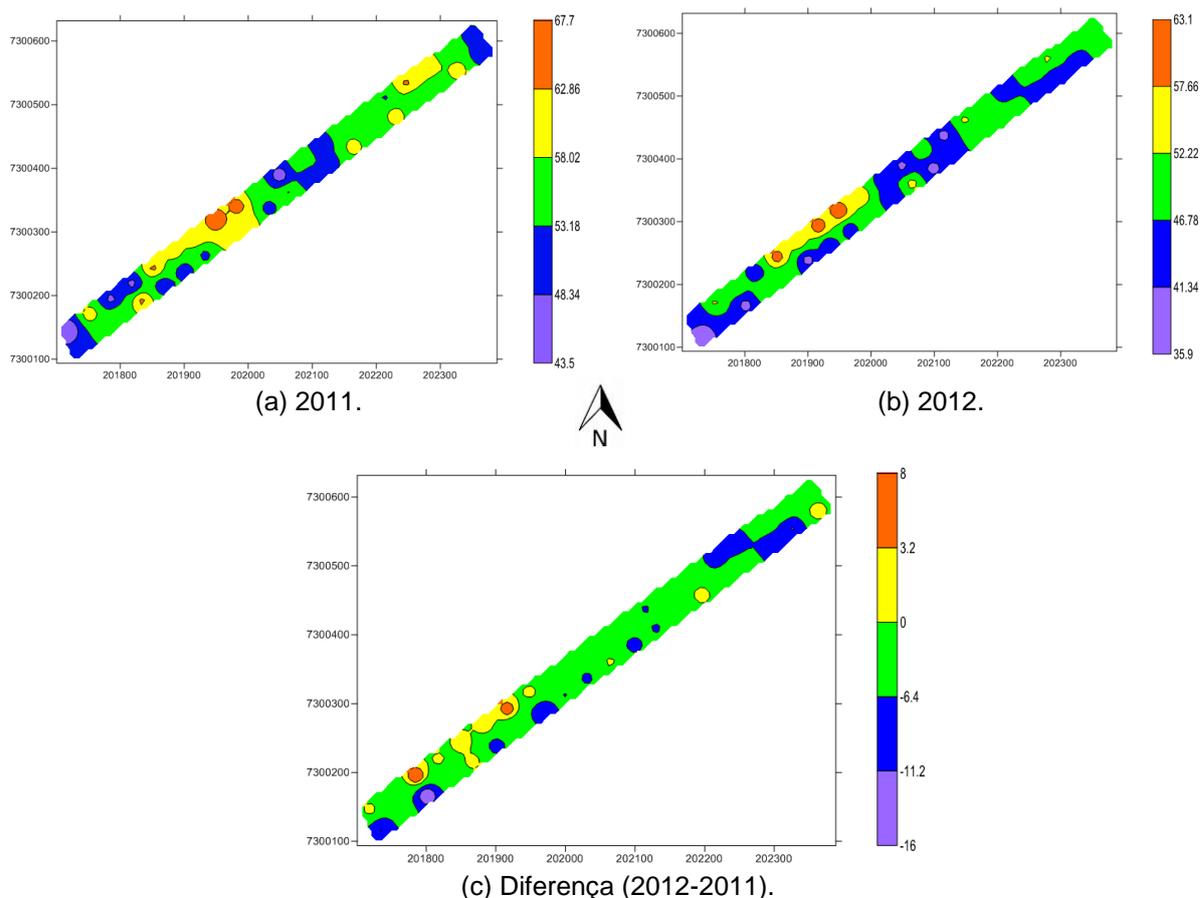


Figura 28 Distribuição espacial do V% do solo na profundidade de 0-20 cm no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença do V% (2012-2011) (c).

### 5.5.2 Mapeamento dos atributos físicos do solo

Nas Figuras de 29 a 33 é possível verificar a distribuição espacial dos atributos físicos do solo porosidade total, macroporosidade, microporosidade, densidade do solo e teor de água do solo nos anos de 2011 e 2012.

Na distribuição espacial da porosidade total do solo nos anos de 2011 (Figura 29a) e 2012 (Figura 29b) foi possível verificar a tendência dos maiores valores estarem localizadas nas mesmas regiões de um ano para o outro. No ano de 2011, os maiores valores variaram de 0,532 a 0,560  $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$  e estavam localizadas no centro nordeste e centro sudoeste da área. Os menores valores variaram de 0,490 a 0,518  $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$  e estavam distribuídos em toda a área. Em 2012, os maiores valores variaram de 0,570 a 0,610  $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$  e os menores valores estavam entre 0,510 e 0,550  $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ .

Com o mapa da diferença do atributo entre os anos de 2012 e 2011 (Figura 29c) foi possível verificar um aumento na porosidade total do solo no ano de 2012 em quase toda a área. Apenas uma área no centro nordeste apresentou valor menor no ano de 2012.

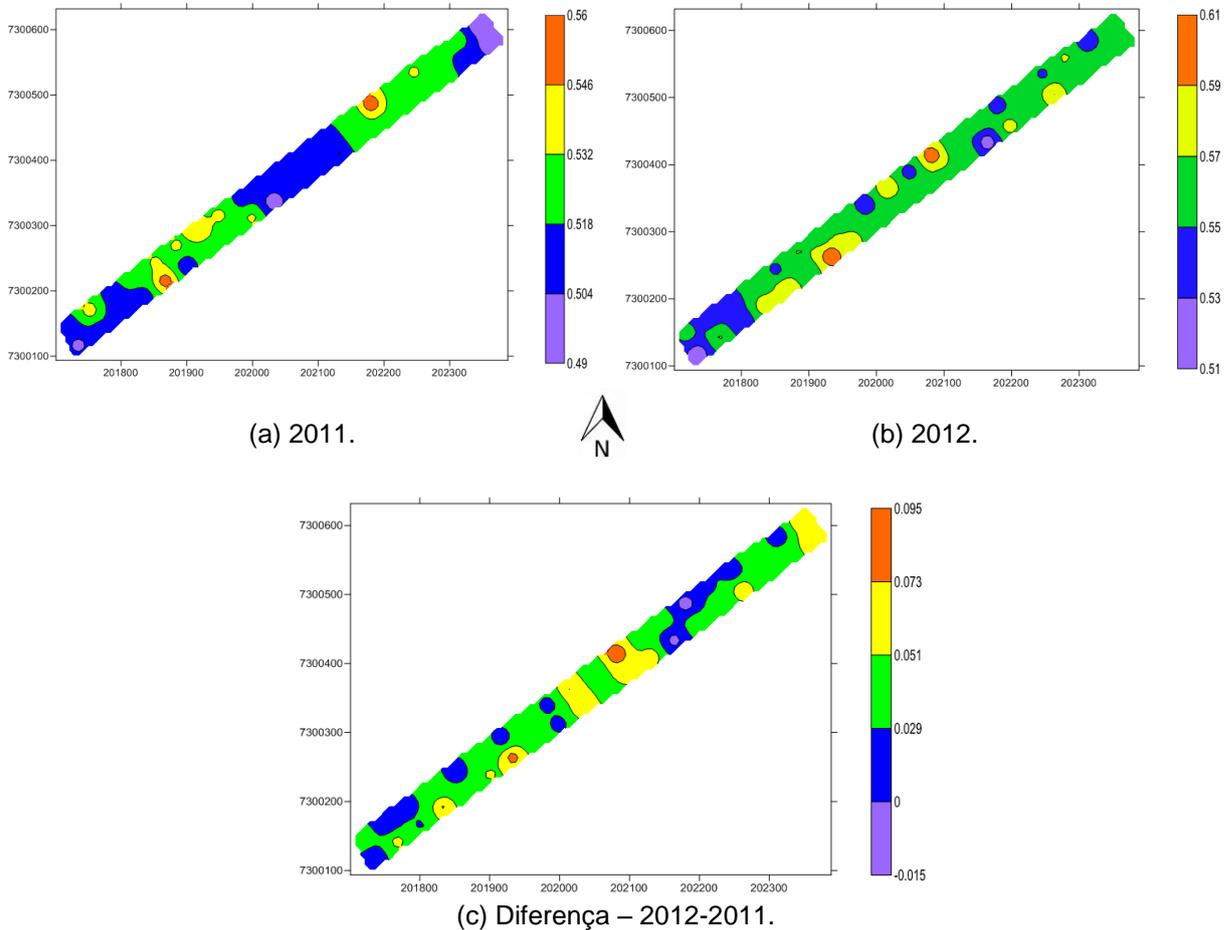


Figura 29 Distribuição espacial do atributo porosidade total ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) do solo em 2011 (a), 2012 (b) e diferença entre os anos 2012-2011 (c).

Os maiores valores de macroporosidade estavam localizados próximos do centro no mapa para ambos os anos. Em 2011 (Figura 30a), os maiores valores de MA estavam entre  $0,130$  e  $0,170 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$  e os menores valores variaram de  $0,070$  a  $0,110 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$ . No ano de 2012 (Figura 30b), os maiores valores de MA variaram de  $0,156$  a  $0,220 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$  e os menores valores estavam entre  $0,060$  e  $0,124 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$ . O mapa da diferença (Figura 30c) da MA entre os anos de 2012 e 2011 mostra que na maior parte da área houve aumento da MA no ano de 2012 em relação a 2011.

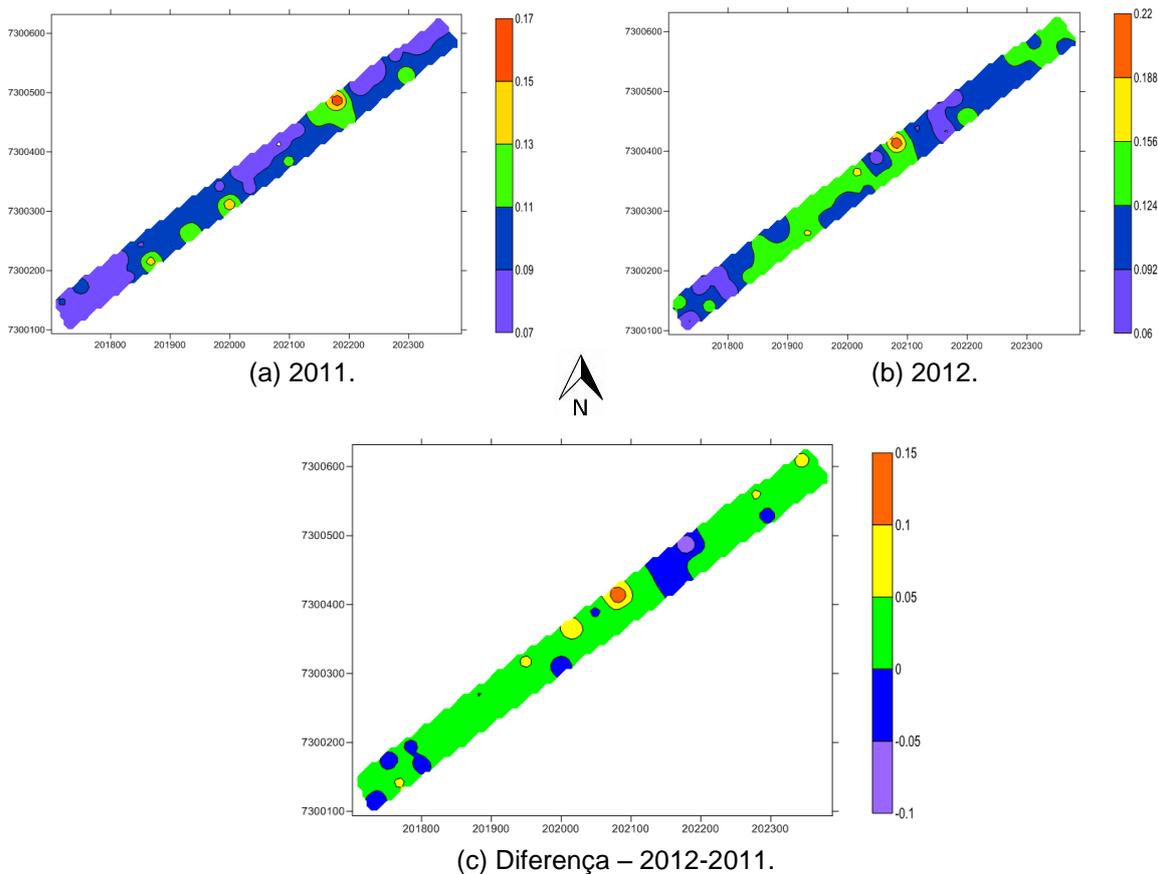


Figura 30 Distribuição espacial do atributo macroporosidade ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) do solo em 2011 (a), 2012 (b) e diferença entre 2012-2011 (c).

A distribuição espacial do atributo físico microporosidade nos anos de 2011 (Figura 31a) e 2012 (Figura 31b) mostra que os maiores valores variaram de 0,432 a 0,460  $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$  no ano de 2011 e de 0,450 a 0,490  $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$  no ano de 2012. A diferença da MI entre os anos de 2012 e 2011 (Figura 31c) mostra que houve um aumento do atributo em quase toda a área no ano de 2012 em relação a 2011.

A distribuição espacial do atributo físico densidade do solo (Figura 32) mostra que em 2011 os maiores valores variaram de 1,56 a 1,70  $\text{kg m}^{-3}$  e os menores valores variaram de 1,35 a 1,49  $\text{kg m}^{-3}$ . No ano de 2012, os maiores valores variaram de 1,44 a 1,57  $\text{kg m}^{-3}$  e os menores valores estavam entre 1,25 e 1,37  $\text{kg m}^{-3}$ . Para ambos os anos os maiores valores estavam localizados na região central, sudoeste e nordeste da área analisada.

O mapa temático da diferença entre os anos de 2012 e 2011 (Figura 32c) mostra que a densidade do solo diminuiu em quase toda a área no ano de 2012, tendo ocorrido um aumento apenas na região central da área.

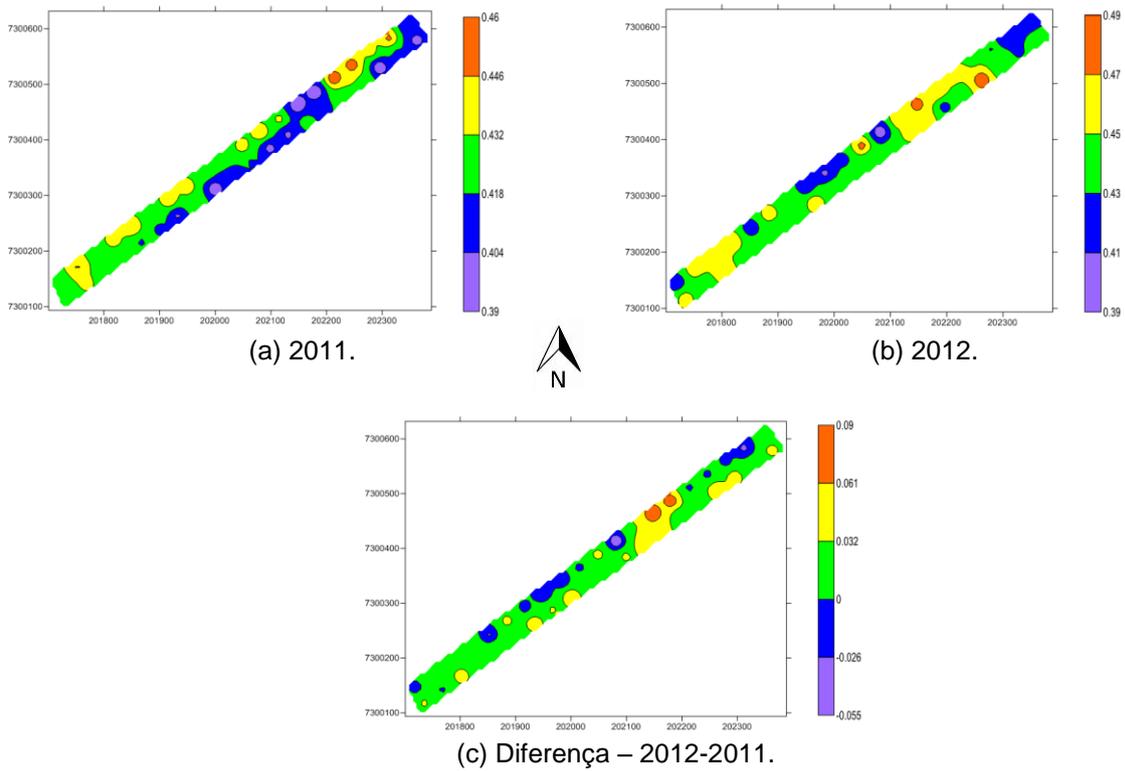


Figura 31 Distribuição espacial do atributo microporosidade ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) do solo em 2011 (a), 2012 (b) e diferença entre 2012-2011 (c).

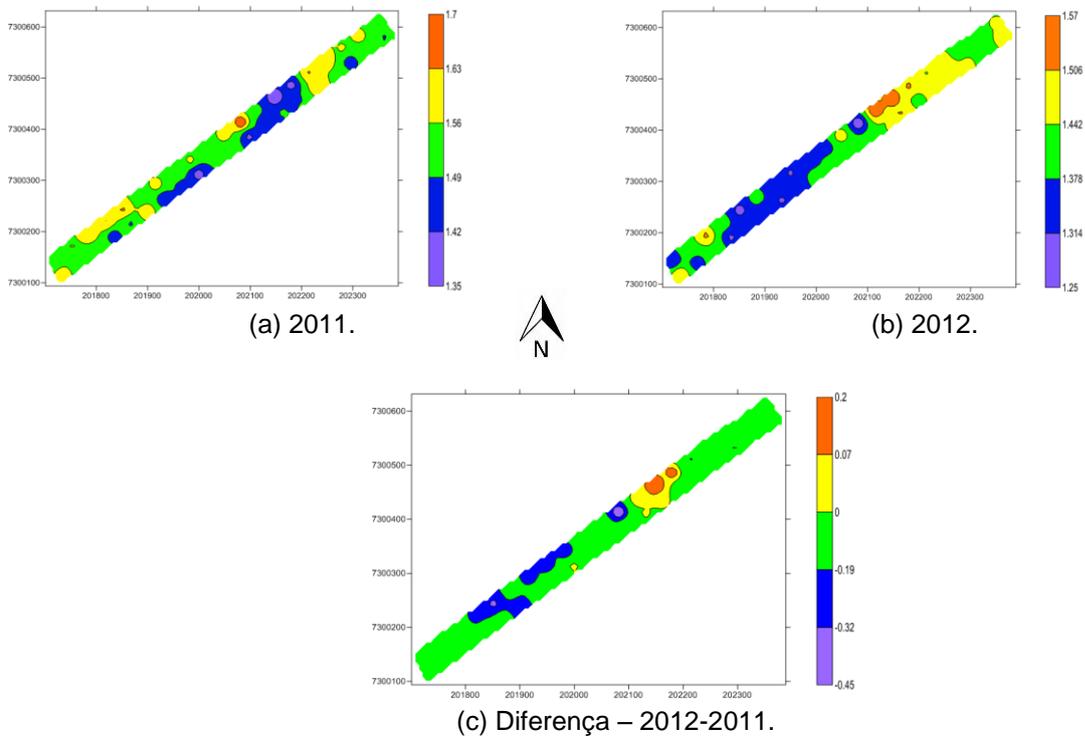


Figura 32 Distribuição espacial do atributo densidade ( $\text{kg m}^{-3}$ ) do solo em 2011 (a), 2012 (b) e diferença entre 2012-2011 (c).

A distribuição espacial do teor de água no solo (Figura 33) no ano de 2011 apresentou os maiores valores na região central e sudoeste da área analisada, com os valores mais elevados do atributo variando de 28,8 a 32,6%. Em 2012, os valores mais elevados do teor de água no solo variaram de 22,2 a 24,1%, estando distribuídos de forma heterogênea em vários pontos da área em estudo.

Com o mapa temático da diferença de disponibilidade de água no solo na amostragem de 2012 e 2011 (Figura 33c), verifica-se que o teor de água no solo em 2012 foi menor em toda a área estudada. O motivo provavelmente foi de que o período de coleta das amostras no mês de agosto de 2012 passou por um período de estiagem, o qual se estendeu até fim de setembro de 2012.

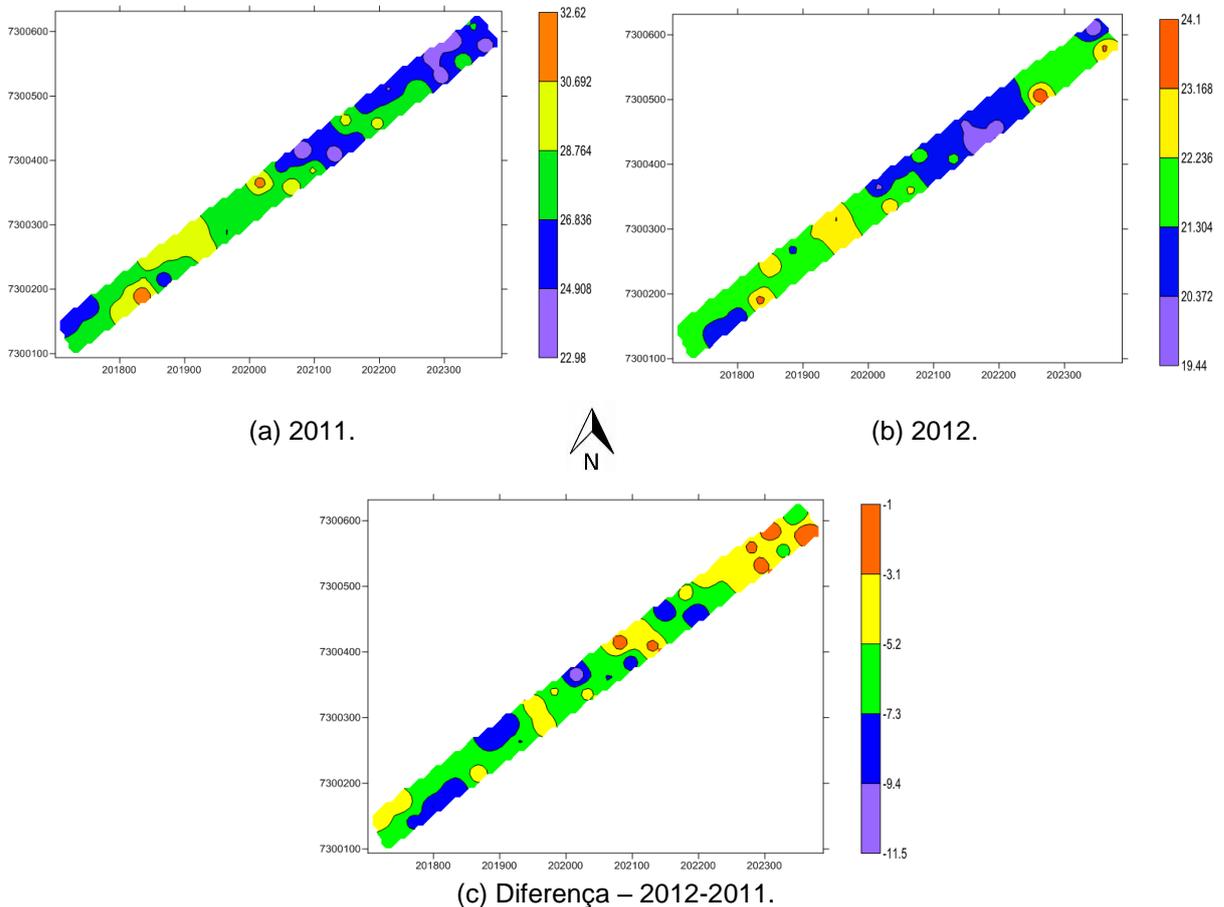


Figura 33 Distribuição espacial do atributo teor de água (%) no solo em 2011 (a), 2012 (b) e diferença entre 2012-2011 (c).

Na Figura 34 verifica-se a distribuição espacial da resistência do solo a penetração nas camadas de 0-10 cm e 10-20 cm no ano de 2012. A distribuição espacial da RSP no ano de 2012 na profundidade de 0-10 cm (Figura 34a) apresentou compactação variando de

1,50 a 3,54 MPa. Em relação à profundidade de 10-20 cm (Figura 34b) os valores de compactação variaram de 2,538 a 4,41 MPa, com os maiores valores localizados na região nordeste da área.

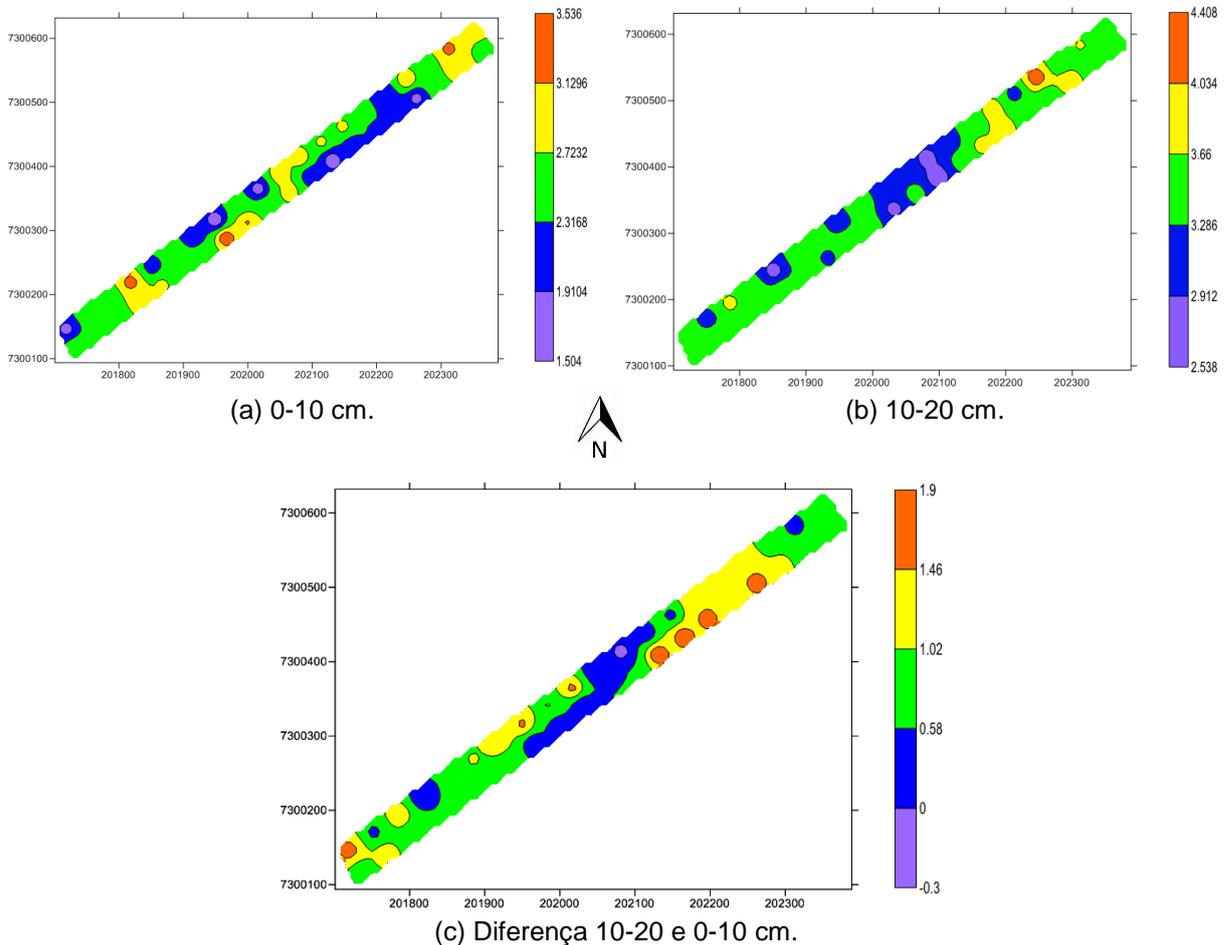


Figura 34 Distribuição espacial da resistência do solo a penetração (MPa) de 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e diferença entre 10-20 e 0-10 cm (c) para o ano de 2012.

Em relação ao mapa da diferença entre as profundidades 10-20 e 0-10 cm (Figura 34c), verificou-se que a compactação de 10-20 cm foi maior que a de 0-10 cm em quase toda a área, possivelmente devido a ser utilizada a prática de plantio direto na área há vários anos e, desta forma a camada superficial recebe um corte e revolvimento do solo com o disco da semeadora no plantio.

### 5.5.3 Mapeamento da produtividade da soja

Na distribuição espacial da produtividade da soja (Figura 35) no período 2011/2012, verificou-se que os maiores valores variaram de 0,684 a 1,000 t ha<sup>-1</sup>, estando localizados na região central e nordeste da área experimental. No período agrícola 2012/2013 os maiores valores de produtividade estavam localizados na região ao sudoeste da área, variando de 2,154 a 2,650 t ha<sup>-1</sup>. Essa região foi a que apresentou a menor compactação na profundidade de 10-20 cm e apresentou os maiores teores de Ca e K e, conseqüentemente, os maiores valores de V% e CTC.

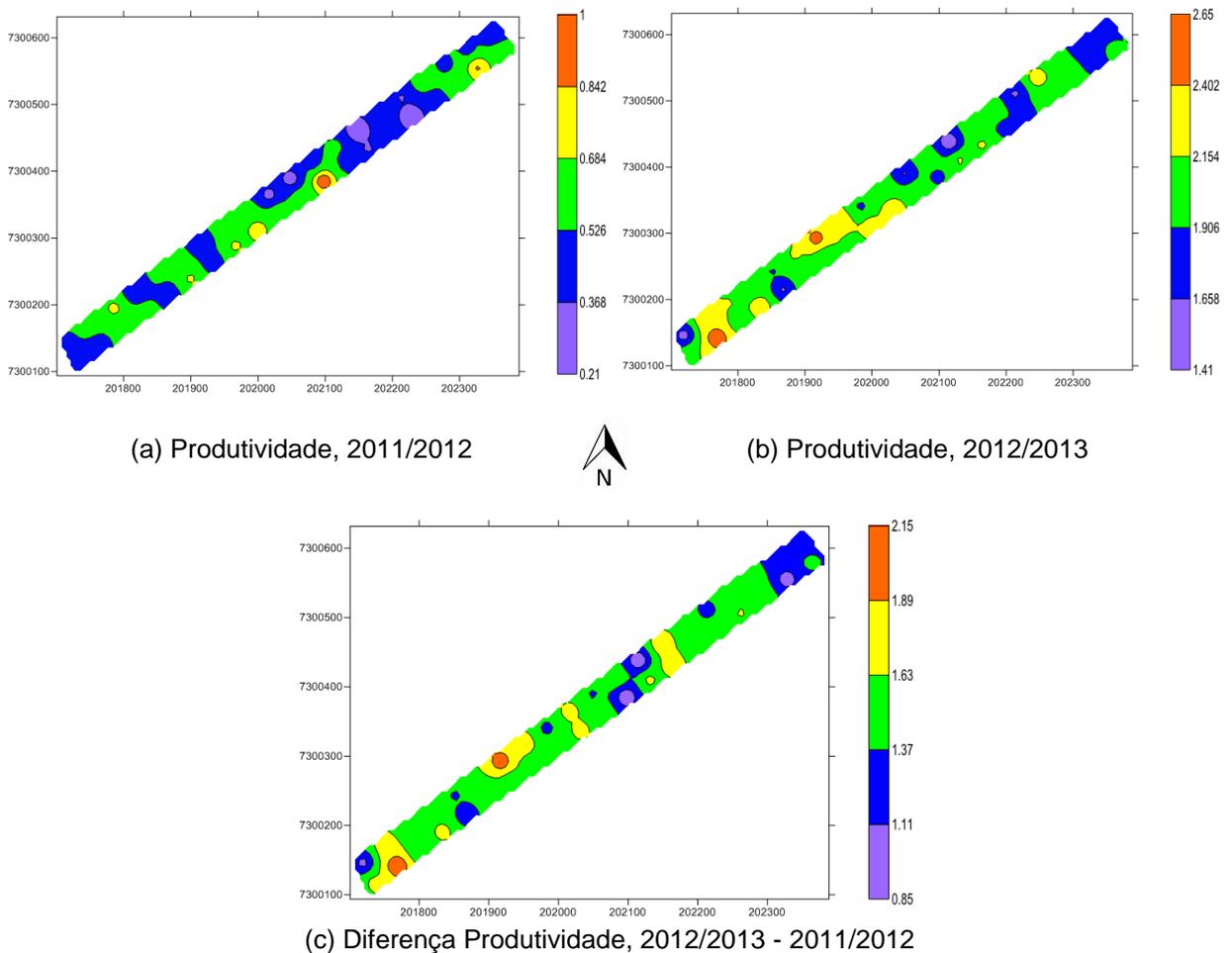


Figura 35 Distribuição espacial da produtividade da soja no ano 2011/2012 (t/ha) (a), produtividade 2012/2013 (t/ha) (b) e diferença entre produtividade 2012/2013 e 2011/2012 (t/ha) (c).

Com o mapa temático da diferença de produtividade entre os anos agrícola de 2012/2013 e 2011/2012 (Figura 35c), verifica-se que a produtividade da soja aumentou em toda a área no período 2012/2013, pois as condições climáticas foram mais favoráveis para o desenvolvimento da planta.

## 5.6 Plantas espontâneas

Na Tabela 11 pode-se observar a incidência de plantas espontâneas expressas em  $m^2$ , antes da aplicação dos herbicidas e 12 dias após a aplicação dos herbicidas 2,4-D e glifosato no ano de 2011, sendo diferenciadas em Folha Estreita (FE), Folha Larga (FL) e buva (*Conyza bonariensis*). No ano de 2012 não foi possível analisar a eficiência do controle das plantas espontâneas devido a uma chuva de granizo no mês de setembro de 2012 ter destruído as plantas. Desta forma, apenas foi feito o mapeamento e contagem inicial das plantas (antes da pulverização).

O maior índice de incidência de plantas espontâneas mapeadas na área experimental foi do tipo FL com média de 48,6 plantas  $m^{-2}$  nos pontos 1 ao 20 e média de 43,2 plantas  $m^{-2}$ , antes da aplicação do herbicida. A buva foi mapeada separadamente devido a apresentar os maiores problemas de resistência no seu controle com a utilização de herbicidas, principalmente do glifosato. A média de incidência antes da pulverização foi de 9,4 plantas  $m^{-2}$  (pontos 1 ao 20) e de 7 plantas  $m^{-2}$  (pontos 21 ao 40). As plantas do tipo FE apresentaram médias de incidência de 9,4 plantas  $m^{-2}$  (pontos 1 ao 20) e de 7,4 plantas  $m^{-2}$  (pontos 21 ao 40).

A porcentagem de controle das plantas espontâneas dos pontos 21 ao 40 (dose de 1,0 L  $ha^{-1}$  de 2,4-D) foi de 100% de controle para as plantas FL. Para a buva, a porcentagem de controle nos pontos 21 ao 40 variou de 0 a 100%, tendo sido em média 62,9% de controle. Em 4 pontos mapeados o herbicida 2,4-D não exerceu nenhum efeito no controle da buva, ou seja, o número de plantas inicial foi igual ao número de plantas final.

Quando a dose de 2,4-D aplicada foi de 1,5 L  $ha^{-1}$ , dos 20 pontos (1 ao 20) que receberam aplicação, apenas um apresentou porcentagem de controle menor que 100% para FL. Em relação à buva, o seu controle variou de 0 a 100%, tendo sido em média de 60,4%. A eficácia no controle das plantas espontâneas foi considerada satisfatória, pois a população de plantas espontâneas foi reduzida, concordando com Shiratsuchi; Christoffoleti (2002).

Os resultados obtidos neste trabalho para o controle da buva (*Conyza bonariensis*) concordam com os obtidos por Oliveira Neto *et al.* (2013), ou seja, o controle da buva nas avaliações iniciais se deu de forma lenta e nenhum tratamento proporcionou controle satisfatório no início das avaliações.

Tabela 10 Controle da infestação de plantas espontâneas, no ano de 2011

Ponto	Antes da aplicação			Após a aplicação (Dose 1,5 L ha <sup>-1</sup> )			% de Controle		
	FE	FL	Buva	FE	FL	Buva	FE	FL	Buva
1	0	52	4	0	4	0	100	92,3	100
2	48	76	4	0	0	0	100	100	100
3	8	68	8	0	0	8	100	100	0
4	12	32	4	4	0	0	66,7	100	100
5	24	52	16	4	0	4	83,3	100	75
6	4	36	16	0	0	4	100	100	75
7	16	44	8	0	0	4	100	100	50
8	12	60	20	0	0	12	100	100	40
9	0	72	8	0	0	4	100	100	50
10	8	36	4	0	0	0	100	100	100
11	0	48	4	0	0	4	100	100	0
12	12	40	0	0	0	0	100	100	100
13	0	48	4	0	0	4	100	100	0
14	12	32	0	0	0	0	100	100	100
15	4	44	32	0	0	4	100	100	87,5
16	8	48	8	0	0	8	100	100	0
17	0	68	8	0	0	4	100	100	50
18	8	20	20	0	0	4	100	100	80
19	12	68	16	0	0	0	100	100	100
20	0	28	4	0	0	4	100	100	0
Média	9,4	48,6	9,4	0,4	0,2	3,4	97,5	99,6	60,4
Ponto	Antes da aplicação			Após a aplicação (Dose 1,0 L ha <sup>-1</sup> )			% de Controle		
	FE	FL	Buva	FE	FL	Buva	FE	FL	Buva
21	4	28	0	0	0	0	100	100	100
22	8	48	8	0	0	4	100	100	50
23	4	56	4	0	0	0	100	100	100
24	0	36	4	0	0	4	100	100	0
25	8	36	8	0	0	0	100	100	100
26	8	44	0	0	0	0	100	100	100
27	24	36	4	0	0	0	100	100	100
28	8	40	4	0	0	0	100	100	100
29	12	52	12	0	0	4	100	100	66,7
30	24	28	8	4	0	4	83,3	100	50
31	8	40	4	0	0	0	100	100	100
32	4	48	8	0	0	4	100	100	50
33	0	32	16	0	0	12	100	100	25
34	4	52	16	0	0	8	100	100	50
35	0	36	4	0	0	4	100	100	0
36	8	28	4	4	0	0	50	100	100
37	0	48	4	0	0	4	100	100	0
38	8	52	24	0	0	8	100	100	66,7
39	8	68	4	4	0	0	50	100	100
40	8	56	4	0	0	4	100	100	0
Média	7,4	43,2	7	0,6	0	3	94,2	100	62,9

O 2,4-D é bastante utilizado em plantio direto na dessecação de plantas espontâneas, principalmente em mistura com outros herbicidas como o glifosato (SILVA et al., 2011). Desta forma, o controle das plantas espontâneas tipo folha estreita também foi considerado satisfatório, devido ao uso do glifosato no manejo destas.

A estatística descritiva da incidência de plantas espontâneas antes e após a aplicação dos herbicidas 2,4-D e glifosato, nos anos de 2011 e 2012, pode ser observada na Tabela 12.

Tabela 11 Estatística descritiva da infestação de plantas espontâneas

	Plantas	Min	Média	Mediana	Max	DP	CV	Cur	Ass	Normal
<b>2011</b>										
<b>Antes da Aplicação</b>	<b>FE</b>	0	8,4	8	48	9	109	8(C)	2(b)	Não
	<b>FL</b>	20	46	46	76	14	30	-0,46(A)	0,4(a)	Sim
	<b>Buva</b>	0	8	4	32	7	87	2(A)	1(b)	Não
<b>Após a Aplicação</b>	<b>FE</b>	0	0,5	0	4	1	298	4(A)	2(b)	Sim
	<b>FL</b>	0	0,1	0	4	1	632	40(C)	6(b)	Sim
	<b>Buva</b>	0	3,2	4	12	3	103	1(A)	1(b)	Sim
<b>2012</b>										
<b>Antes da Aplicação</b>	<b>FE</b>	0	4,5	4	12	0,5	70,3	0,03(A)	0,4(a)	Sim
	<b>FL</b>	12	42,2	40	72	2	29,4	0,7(A)	0,2(a)	Sim
	<b>Buva</b>	0	2,9	4	12	0,5	116,8	0,8(A)	1,1(b)	Sim

Min: mínimo; Max: máximo; DP – Desvio Padrão; CV – Coeficiente de Variação; ASS - Simetria: Simétrica (a); Assimétrica positiva (b); Assimétrica negativa (c); CUR - Curtose: Mesocurtica (A); Platicurtica (B); Leptocurtica (C). Normal: Normalidade.

No ano de 2011 a incidência de plantas espontâneas do tipo FL antes da pulverização apresentou normalidade. No mesmo período, a incidência por FE e buva não teve normalidade. Após a aplicação do herbicida, os dados de plantas espontâneas foram considerados normais para o ano de 2011. Em 2012, a incidência de plantas espontâneas pôde ser mapeada somente antes da pulverização devido a fatores climáticos e neste mapeamento a incidência das plantas FE, FL e buva foi considerada normal.

Quando analisada a assimetria da incidência de plantas espontâneas, foi possível verificar que no ano de 2011 todos os dados apresentaram assimetria positiva, com exceção da incidência de FL antes da pulverização que foi simétrica. No ano de 2012, a incidência por buva apresentou assimetria positiva, enquanto que a incidência por FE e FL foi considerada simétrica.

Como verificado na Tabela 12, os valores médios de incidência de plantas espontâneas antes da pulverização no ano de 2011 foram todos maiores que no ano de

2012. Um fator que pode ter ocasionado esta diminuição em 2012 foi um período de estresse hídrico, que resultou em um menor desenvolvimento das plantas.

A incidência de plantas espontâneas do tipo FE e buva antes da aplicação do herbicida para os anos de 2011 e 2012 apresentou CV considerado muito alto, enquanto que as plantas espontâneas do tipo FL nos anos de 2011 e 2012 apresentaram o CV alto. Após a pulverização no ano de 2011 todos os dados apresentaram CV muito alto. Esse fator deve-se ao manejo das plantas espontâneas, resultando em pontos com plantas espontâneas (controle insatisfatório) e pontos em que o controle foi 100%.

Nas Figuras 36 a 38 pode-se observar a distribuição espacial da incidência de plantas espontâneas antes da pulverização com os herbicidas glifosato e 2,4-D nos anos de 2011 e 2012.

A distribuição espacial da incidência por buva (Figura 36) no ano 2011 teve os maiores valores de incidência, variando de 19,2 a 32,0 plantas  $m^{-2}$ , e os menores valores de 0 a 12,8 plantas  $m^{-2}$ . Para este ano, os maiores valores estavam localizados principalmente na região sudoeste. No ano de 2012, os maiores valores de incidência estavam entre 7,2 a 12,0 plantas  $m^{-2}$  e os menores valores variaram de 0 a 4,8 plantas  $m^{-2}$ . As maiores incidências de plantas para este período estavam localizadas na região sudoeste e central da área experimental.

Com a diferença entre o mapeamento do ano de 2012 e 2011 (Figura 36c), foi possível verificar que a incidência de buva em 2012 foi menor em quase toda a área analisada, apenas a parte sudoeste apresentou níveis de incidência maiores que o ano de 2011.

A distribuição espacial da incidência por plantas espontâneas do tipo FE (Figura 37) mostra que em 2011 os maiores valores de incidência estavam entre 28,8 a 48,0 plantas  $m^{-2}$  e os menores valores variaram de 0 a 19,2 plantas  $m^{-2}$ . Para este ano, os maiores valores estavam localizados na região nordeste da área. No ano de 2012, os maiores valores de incidência variaram de 7,2 a 12,0 plantas  $m^{-2}$ , e os menores valores variaram de 0 a 4,8 plantas  $m^{-2}$ . Os maiores índices de incidência para este período estavam distribuídos de forma heterogênea em toda a área experimental.

Após a diferença entre o mapeamento do ano de 2012 e 2011 (Figura 37c), foi possível verificar que a incidência de FE em 2012 foi menor em quase toda a área analisada. No entanto, houve pontos distribuídos de forma heterogênea em toda a área onde esta incidência foi maior no ano de 2012.

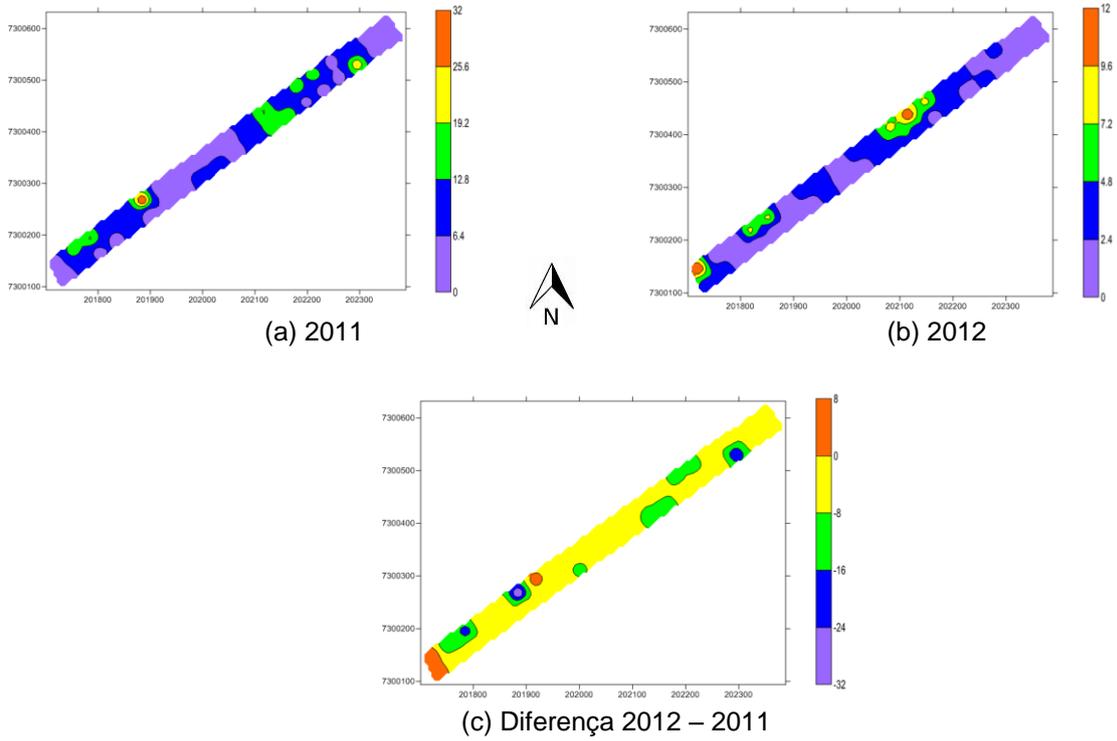


Figura 36 Infestação por buva antes da pulverização no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença entre a infestação no ano de 2012 – 2011 (c).

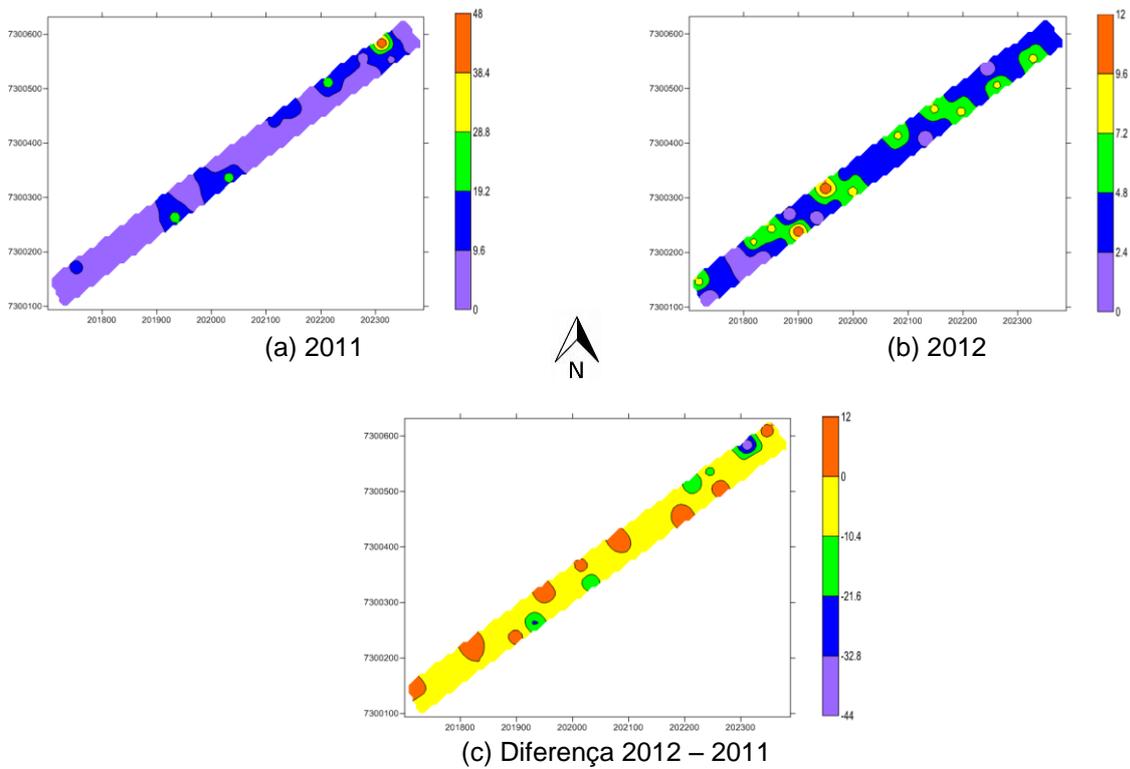


Figura 37 Infestação por folha estreita antes da pulverização no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença entre a infestação no ano de 2012 – 2011 (c).

Com a distribuição espacial da incidência de plantas espontâneas do tipo FL (Figura 38), verifica-se que em 2011 os maiores valores de incidência das plantas estavam entre 53,6 a 76,0 plantas  $m^{-2}$  e os menores valores variaram de 20,0 a 42,4 plantas  $m^{-2}$ . Para este período, os maiores valores estavam localizados na região nordeste e sudoeste da área experimental e os menores valores estavam localizados ao sudoeste da área. No ano de 2012, os maiores valores de incidência variaram de 48 a 72 plantas  $m^{-2}$  e os menores valores variaram de 12 a 36 plantas  $m^{-2}$ . Os maiores índices de incidência para este período estavam distribuídos em toda a área experimental de forma heterogênea.

Com a diferença entre o mapeamento do ano de 2012 e 2011 (Figura 38c), foi possível verificar que a incidência de FL em 2012 apresentou valores maiores que em 2011; no entanto, a distribuição espacial em 2011 foi maior em grande parte da área.

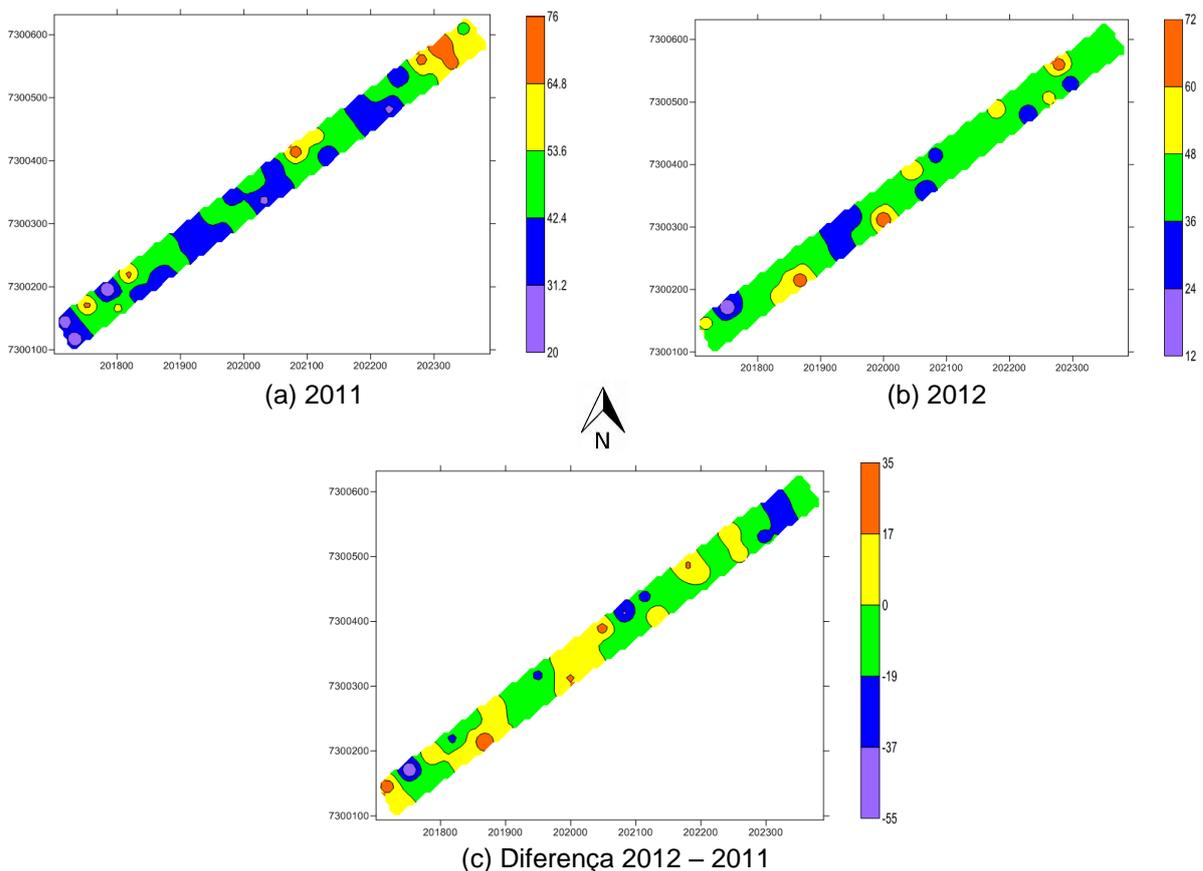


Figura 38 Infestação por folha larga antes da pulverização no ano de 2011 (a), 2012 (b) e a diferença entre a infestação no ano de 2012 – 2011 (c).

## 5.7 Correlação espacial

A correlação espacial dos parâmetros avaliados ao nível de 5% de significância nos anos de 2011 e 2012 encontra-se nas Tabelas 13 e 14, respectivamente, podendo apresentar correlação positiva, negativa ou não apresentar correlação significativa ao nível avaliado.

No ano de 2011 a produtividade da soja apresentou correlação espacial negativa com o teor de areia e com os atributos químicos Cu, Mg, P e Zn e apresentou correlação positiva com os atributos físicos DS, MA, MI, PT e US, ou seja, possivelmente estes interferiram na produção da soja neste ano. Para o ano de 2012, a correlação espacial da produtividade foi negativa com os teores de Cu, Fe, Mn e Zn, com a densidade do solo e com a classe textural areia, não apresentando correlação espacial positiva com os parâmetros avaliados. Como verificado em 2012, grande parte dos teores dos micronutrientes (Cu, Fe, Mn e Zn) estão com seus teores classificados de médio a alto, com o Mn estando muito acima do teor máximo necessário. Com isso, desordens nutricionais podem ser induzidas por manejo da fertilização inadequada e excessiva, dentre elas toxidez e deficiência induzida de um nutriente por outro (DEON, 2007).

O  $Al^{3+}$  apresentou correlação espacial positiva com o teor de argila nos anos 2011 e 2012, com o atributo Fe no ano de 2011 e com o atributo químico K no ano de 2012. Em 2011, apresentou correlação espacial negativa com a CTC, com a infestação de plantas espontâneas do tipo folha estreita (Esp\_FE) e com o teor de silte, e em 2012 a correlação espacial foi negativa com os teores granulométricos areia e silte, com a H+Al e com a microporosidade do solo (MI).

Avaliando os teores dos micronutrientes Cu, Fe, Mn e Zn no ano de 2011, verificou-se que, com exceção do Fe, todos os demais apresentaram correlação espacial negativa com os atributos físicos DS, MA, MI, PT e US, ou seja, se algum destes atributos físicos aumenta, diminui a disponibilidade dos referidos atributos químicos.

Em 2011, o teor de Cu apresentou correlação negativa com K e MO. Por outro lado, apresentou correlação positiva com o Mg, Mn, P, Esp\_FE, Esp\_FL, Zn, RI de 2,4-D e com a areia. O Fe apresentou correlação espacial negativa com os atributos químicos Mn e Ca, com o teor de areia e com a infestação de plantas espontâneas (Esp\_FE), ou seja, a presença destes possivelmente reduzem a disponibilidade do Fe no solo. No ano de 2012, o teor de cobre no solo apresentou correlação espacial negativa com o teor de K e com a US, porém apresentou correlação espacial positiva com a DS, com os teores de Fe, de P, Mn, Zn e com a RSP-10\_20cm, com a areia. O teor de ferro no ano de 2012 apresentou

correlação espacial positiva com a DS, RSP-10\_20 cm, com o P, Mn Zn, porém apresentou correlação espacial negativa com a Prod\_2012, com o K, silte e coma US.

Para o teor de Mn no solo no ano de 2011, a distribuição espacial foi negativa para a presença de MO, pois a disponibilidade de MO reduz a disponibilidade do Mn, e vice versa, porém o Mn é um elemento que encontra-se acima do limite necessário no solo para o desenvolvimento das plantas. Os atributos V%, Zn e areia apresentaram correlação positiva com o Mn. Em 2012, o teor de Mn no solo apresentou correlação espacial negativa com o teor de K, com a produtividade da soja e com a US, e positiva com os atributos químicos Zn, Cu, e P, com a DS e com o teor granulométrico areia.

Quando avaliados os teores dos macronutrientes P, Ca, K e Mg no ano de 2011, todos, com exceção do K, apresentaram correlação espacial negativa com os atributos físicos MI, PT e US, além do P e Mg apresentar correlação espacial negativa com a DS e com a MA. O Ca apresentou correlação positiva com as plantas espontâneas do tipo folha estreita. O K apresentou correlação espacial negativa com os atributos químicos Mg, P e Zn e com as plantas espontâneas folha larga; no entanto, obteve correlação espacial positiva com a MO do solo.

Para o ano de 2012, o teor de Ca no solo apresentou correlação espacial negativa com a DS e positiva com a PT e US. O atributo K apresentou correlação espacial negativa com a RSP-10\_20cm, com o Zn, Cu, Fe, P, Mg e Mn, porém apresentou correlação espacial positiva com o silte, com o  $Al^{3+}$ , m% e MI.

O teor de Mg no solo no ano de 2011 apresentou correlação espacial positiva para os teores micronutrientes Mn e Zn e para as plantas espontâneas do tipo folha larga e folha estreita, porém apresentou correlação espacial negativa com a MO. Em 2012, o teor de Mg apresentou correlação espacial negativa com a incidência de buva e com o teor de K, apresentando correlação positiva com a RSP-10\_20cm, com o silte e com Zn.

As plantas espontâneas do tipo buva (*Conyza bonariensis*) não apresentaram correlação espacial positiva ou negativa com nenhum dos parâmetros avaliados no ano de 2011, resultado semelhante ao encontrado por Baio *et al.* (2002). Para o ano de 2012, as plantas espontâneas do tipo buva apresentaram correlação espacial negativa com o Ca, com a CTC, com Esp\_FE, com MA, Mg, US e Zn e apresentou correlação positiva com os MI do solo.

Em 2011 as plantas espontâneas do tipo folha estreita apresentaram correlação espacial negativa com o  $Al^{3+}$ , Fe e com os parâmetros físicos avaliados neste período, porém apresentaram correlação espacial positiva para a areia, Ca, Cu, Mg, P, V% e Zn. Para o ano de 2012, a correlação espacial foi negativa com a incidência de buva e positiva

com o teor de Zn. Quando avaliaram a incidência de plantas espontâneas do tipo capim marmelada (*Brachiaria plantaginea*), trapoeraba (*Commelina benghalensis*) e tiririca (*Cyperus rotundus*), Shiratsuchi *et al.* (2005) também encontram correlação significativa a 1% entre os atributos Mg, Ca, P, K, pH e V% e a incidência de plantas espontâneas do tipo folha estreita.

Quando foram avaliadas as plantas espontâneas do tipo folha larga (Esp\_FL) no ano de 2011, verificou-se que as mesmas apresentaram correlação espacial positiva com o Cu, Mg, P e Zn e negativa para a distribuição espacial dos atributos químicos K, MO e pH, além dos físicos (DS, MA, MI, PT e US). Em 2012, as plantas espontâneas do tipo folha larga (Esp\_FL) apresentaram correlação espacial positiva com os teores de P disponíveis no solo, não apresentando correlação espacial negativa. Shiratsuchi *et al.* (2005) também encontram correlação significativa a 1% entre os atributos Mg, P, K e pH e a incidência de plantas espontâneas do tipo capim marmelada (*Brachiaria plantaginea*), trapoeraba (*Commelina benghalensis*) e tiririca (*Cyperus rotundus*).

No ano de 2011 o RI de 2,4-D no solo apresentou correlação espacial negativa para os atributos químicos K, MO e pH e para os atributos físicos (DS, MA, MI, PT e US), concordando com Johnson *et al.* (1995) para o pH, ou seja, a adsorção do 2,4-D diminui com o pH. Porém, os resultados encontrados foram opostos para a MO, visto que os autores encontraram que a adsorção do 2,4-D aumenta com a MO, e os resultados do trabalho diminuíram. No ano de 2011, o pH apresentou dependência espacial com o 2,4-D (agrotóxico ácido), concordando com Spadotto *et al.* (2003). No entanto, o RI apresentou correlação espacial positiva com a areia e com os atributos químicos Cu, Mg, Mn, P e Zn. Em 2012, o RI de 2,4-D no solo apresentou correlação espacial negativa com as classes texturais areia e silte, com o Mg e com a PT e apresentou correlação espacial positiva com a argila, onde com o aumento da argila pode ocorrer um aumento no RI de 2,4-D no solo, ou seja, a sorção de 2,4-D as partículas da argila é maior. Segundo Silva *et al.* (2009), normalmente os solos argilosos possuem um maior potencial de sorção das moléculas dos herbicidas.

O comportamento dos herbicidas ao entrarem em contato com o solo precisa ser melhor entendido, pois pode se correlacionar com diversos atributos deste solo. Para Mancuso *et al.* (2011), ao entrarem em contato com o solo, os herbicidas estão sujeitos a processos físico-químicos que regulam seu destino no ambiente.

Tabela 12 Matriz de correlação espacial para o ano de 2011

	Prod_2011	Al <sup>3+</sup>	Areia	Arg	Ca	CTC	Cu	Fe	H+Al	K	Mg	Mn	MO	P	pH	BUVA	Esp_FE	Esp_FL	RI - 2,4-D	Sil	V%	Zn	DS	MA	MI	PT	US
Prod_2011	-0,009																										
Al <sup>3+</sup>	-0,004	-0,015																									
Areia	-0,062*	-0,043	0,046																								
Arg	0,023	0,050*	-0,032	0,010																							
Ca	0,013	-0,018	0,012	-0,022	0,018																						
CTC	-0,001	-0,036*	0,001	0,001	0,010	-0,015																					
Cu	-0,070*	-0,021	0,142*	-0,049	0,020	0,032	0,463*																				
Fe	0,019	0,043*	-0,080*	0,065*	-0,045*	-0,030	-0,030	0,074*																			
H+Al	-0,007	-0,028	-0,027	0,040	-0,008	-0,037	0,005	0,027	-0,054*																		
K	0,012	0,021	-0,036	0,002	-0,018	-0,009	-0,160*	-0,020	0,024	0,025																	
Mg	-0,054*	-0,019	0,087*	-0,047	0,016	0,026	0,213*	-0,035	0,020	-0,082*	0,075*																
Mn	-0,033	-0,044	0,065*	-0,033	0,028	0,004	0,104*	-0,065*	-0,051*	0,001	0,083*	0,016															
MO	0,009	0,003	-0,095*	0,058*	-0,032	-0,053*	-0,204*	0,029	-0,026	0,061*	-0,090*	-0,080*	0,046														
P	-0,053*	-0,006	0,056	-0,028	0,004	0,018	0,179*	-0,020	0,031	-0,087*	0,050	0,064	-0,085*	0,005													
pH	0,021	0,008	0,001	-0,030	0,013	0,026	-0,075	-0,030	0,029	0,006	-0,037	0,021	0,041	-0,049	0,000												
BUVA	-0,033	-0,006	0,046	-0,031	-0,007	0,006	0,029	-0,020	0,009	0,016	0,013	0,026	0,020	0,011	-0,011	-0,041*											
Esp_FE	0,011	-0,043*	0,051*	-0,032	0,044*	0,030	0,097*	-0,042*	-0,024	-0,020	0,061*	0,026	-0,033	0,067*	0,020	-0,022	-0,043*										
Esp_FL	0,023	0,021	0,036	0,013	-0,010	0,004	0,155*	0,026	0,026	-0,085*	0,059*	0,003	-0,090*	0,075*	-0,045*	-0,004	0,034	0,026									
RI - 2,4-D	-0,005	0,004	0,051*	-0,022	-0,002	0,017	0,138*	-0,026	0,026	-0,060*	0,065*	0,050*	-0,065*	0,074*	-0,037*	0,038	0,006	0,034	-0,009*								
Sil	0,001	-0,043*	0,018	0,005	0,024	0,000	-0,010	-0,043	-0,041*	0,019	0,020	0,008	-0,026	0,010	0,043*	0,019	0,019	-0,031	0,005	-0,016							
V%	0,004	0,007	0,032	-0,040	0,013	0,027	0,020	-0,043	0,030*	-0,031	-0,001	0,047*	-0,009	-0,013	-0,014	-0,004	0,042*	-0,014	-0,011	0,035	-0,014						
Zn	-0,057*	-0,029	0,087*	-0,019	0,017	0,018	0,403*	-0,023	0,001	-0,155*	0,174*	0,081*	-0,201*	0,149*	-0,058	0,016	0,119*	0,174*	0,124*	-0,020	0,019	0,345*					
DS	0,073*	0,057	-0,202*	0,112*	-0,065	-0,073*	-0,496*	0,121*	0,001	0,156*	-0,245*	-0,177*	0,218*	-0,203*	0,050	-0,022	-0,121*	-0,173*	-0,150*	-0,042	-0,055	-0,444*	0,599*				
MA	0,072*	0,057	-0,202*	0,112*	-0,065	-0,073*	-0,496*	0,121*	0,001	0,156*	-0,245*	-0,178*	0,218*	-0,203*	0,050	-0,022	-0,121*	-0,173*	-0,149*	-0,043	-0,055	-0,444*	0,599*	0,599*			
MI	0,073*	0,057	-0,202*	0,112*	-0,065*	-0,073*	-0,496*	0,121*	0,001	0,156*	-0,245*	-0,177*	0,218*	-0,203*	0,049	-0,022	-0,121*	-0,173*	-0,150*	-0,042	-0,055	-0,444*	0,599*	0,599*	0,599*		
PT	0,072*	0,057	-0,202*	0,112*	-0,065*	-0,073*	-0,496*	0,121*	0,001	0,156*	-0,245*	-0,178*	0,218*	-0,203*	0,050	-0,022	-0,121*	-0,173*	-0,149*	-0,043	-0,055	-0,444*	0,599*	0,599*	0,599*	0,599*	
US	0,072*	0,057	-0,202*	0,112*	-0,065*	-0,073*	-0,496*	0,121*	0,001	0,156*	-0,245*	-0,178*	0,218*	-0,203*	0,050	-0,022	-0,121*	-0,173*	-0,149*	-0,043	-0,055	-0,444*	0,599*	0,599*	0,599*	0,599*	0,599*

\*Significativo ao nível de 5% de confiança, utilizando-se 999 interações.

No ano de 2011, a argila não apresentou correlação espacial negativa com os parâmetros avaliados e apresentou correlação espacial positiva com os atributos químicos Fe, MO e  $Al^{3+}$  (não desejável), além dos parâmetros físicos avaliados no período. Em 2012, os teores granulométricos de argila apresentaram correlação espacial negativa com os teores físicos do solo MA e PT e correlação espacial positiva com o m% e com o RI e  $Al^{3+}$ .

Em 2011, a areia apresentou correlação espacial negativa com o Fe, MO e com os parâmetros físicos analisados no período, porém apresentou correlação positiva com o Cu, Mg, Mn, Esp\_FE, RI e Zn. No ano de 2012, a areia apresentou correlação espacial positiva com os teores de micronutrientes Cu, Mn e Zn e com a densidade do solo, porém teve correlação negativa com o  $Al^{3+}$ , RI e com a US.

A correlação espacial do silte no ano de 2011 foi negativa com o Al e com a H+Al, sendo positiva para o pH do solo. No período de 2012, o silte apresentou correlação espacial negativa com o Fe, Al, H+Al, m% e RI e positiva com MA, Mg, pH, PT e K.

Para o ano de 2012, a RSP-0-10 cm apresentou correlação espacial negativa com os MI e positiva com MA, com a MO e US. Em relação a RSP-10\_20 cm, a correlação foi negativa para o K e positiva para o Cu, DS, FE, Mg e Zn.

Em ambos os anos, o 2,4-D apresentou correlação espacial (positiva ou negativa) com pelo menos um parâmetro granulométrico sendo, desta forma, a textura do solo, em conjunto com a matéria orgânica, um dos principais parâmetros a serem considerados na escolha dos herbicidas e doses recomendadas, concordando com Silva *et al.* (2011), que avaliaram a atividade residual de 2,4-D sobre a emergência de soja em solos de diferentes texturas e verificaram que houve variação da atividade residual em função da dosagem e do período de tempo entre a aplicação e a semeadura da soja, tendo apresentando um efeito mais pronunciado nas plantas cultivadas em solo de textura média (20% de argila, 4% de silte e 76% de areia).

O conhecimento da textura do solo antes da aplicação de agrotóxicos é importante. Segundo Silva *et al.* (2009), normalmente os solos argilosos possuem um maior potencial de sorção das moléculas dos herbicidas, devendo-se avaliar o tipo de argila, pois estas apresentam variações e a formação de compostos argilominerais representam diferentes possibilidades de sorção a essas partículas.

Tabela 13 Matriz de correlação espacial para o ano de 2012

	Prod_2012	Al <sup>3+</sup>	Areia	Arg	Buva	Ca	Cu	CTC	DS	Fe	Esp_FE	Esp_FL	P	H+Al	m%	MA	Mg	Mn	Ml	MO	pH	PT	K	RI - 2,4-D	RSP-0_10	RSP-10_20	Silte	US	Zn	V%				
Prod_2012	0,006																																	
Al <sup>3+</sup>	0,038	-0,037																																
Areia	-0,074*	-0,055*	0,050																															
Arg	0,036	0,052*	-0,032	0,004																														
Buva	0,023	0,034	0,011	0,002	0,024																													
Ca	0,001	0,019	-0,012	-0,009	-0,060*	-0,035																												
Cu	-0,175*	-0,030	0,176*	-0,066	-0,032	-0,040	0,505*																											
CTC	0,005	-0,001	-0,031	0,010	-0,055*	-0,035	-0,032	-0,052*																										
DS	-0,076*	-0,034	0,074*	-0,013	0,041	-0,053*	0,256*	-0,057*	0,119*																									
Fe	-0,079*	0,004	0,002	0,042	0,033	-0,019	0,189*	-0,004	0,135*	0,039																								
Esp_FE	-0,006	-0,023	0,012	-0,009	-0,068*	0,002	0,033	-0,005	0,016	-0,014	-0,088*																							
Esp_FL	0,005	-0,032	-0,006	-0,005	-0,034	0,029	-0,001	0,015	-0,003	-0,006	0,002	-0,059*																						
P	-0,034	0,008	0,038	-0,036	-0,023	-0,022	0,106*	-0,012	0,033	0,078*	0,022	0,042*	-0,038																					
H+Al	0,004	-0,039*	-0,029	0,045	0,020	0,006	0,055	-0,021	0,009	0,039	-0,013	-0,030	0,032	-0,046*																				
m%	0,042	-0,038	-0,053	0,052*	0,044	0,023	-0,042	0,004	-0,039	-0,008	-0,020	-0,030	0,007	-0,041*	-0,039																			
MA	-0,007	0,029	0,024	-0,044*	-0,056*	0,030	-0,016	0,041*	-0,007	-0,042	0,000	0,003	-0,005	0,020	0,030	-0,015																		
Mg	-0,041	-0,010	0,029	-0,046	-0,070*	-0,007	0,066	-0,008	0,008	-0,005	0,017	0,032	0,012	0,010	-0,011	0,008	0,013																	
Mn	-0,129*	-0,018	0,09*	-0,014	0,016	-0,037	0,334*	-0,035	0,175*	0,081*	0,014	0,002	0,068*	0,024	-0,035	-0,001	0,027	0,192*																
Ml	0,017	-0,046*	0,012	-0,007	0,051*	0,011	-0,005	0,001	-0,008	0,007	0,006	-0,021	0,010	-0,033	-0,044*	0,012	0,022	0,007	-0,027															
MO	-0,022	-0,005	-0,003	0,020	-0,024	-0,040	0,071	-0,052*	0,028	0,001	-0,019	0,020	0,032	-0,013	-0,006	0,009	0,010	0,017	0,034	-0,061*														
pH	-0,017	0,033	0,023	-0,036	-0,024	-0,019	-0,049	-0,004	-0,018	-0,038	0,013	0,029	-0,019	0,028	0,037	-0,011	-0,010	-0,040	0,042*	-0,008	-0,027													
PT	0,007	-0,002	0,049	-0,077*	-0,035	0,058*	-0,030	0,067*	-0,019	-0,059	0,006	-0,017	0,002	-0,003	0,001	-0,011	0,040	-0,001	-0,006	0,05*	0,029	-0,023												
K	0,051	0,050*	-0,026	-0,029	0,013	-0,018	-0,188*	-0,012	-0,067	-0,070*	0,006	0,017	-0,088*	0,019	0,062*	-0,025	-0,062*	-0,113*	0,061*	-0,028	-0,016	0,024	0,015											
RI - 2,4-D	-0,005	0,029	-0,102*	0,080*	0,042	-0,027	-0,043	-0,033	-0,006	0,015	-0,007	-0,038	0,002	0,011	0,029	-0,032	-0,075*	-0,054	0,000	-0,028	-0,032	-0,05*	-0,019	-0,022										
RSP-0_10	-0,004	-0,012	0,004	-0,004	-0,022	0,037	-0,001	0,041	-0,053	0,029	0,022	0,020	-0,010	-0,003	-0,016	0,047*	0,034	0,044	-0,061*	0,055*	0,011	0,010	0,003	0,018	-0,05*									
RSP-10_20	-0,038	-0,023	0,023	-0,006	-0,040	0,008	0,132*	0,000	0,084*	0,083*	0,028	0,002	0,040	-0,005	-0,026	-0,042	0,053*	0,053	0,026	0,012	0,006	-0,038	-0,081*	-0,002	-0,024	0,062*								
Silte	-0,009	-0,04*	0,016	0,013	-0,011	0,019	-0,009	0,004	-0,022	-0,057*	0,003	0,008	0,030	-0,046*	-0,042*	0,044*	0,048*	-0,032	0,005	-0,023	0,037*	0,074*	0,052*	-0,050*	0,007	-0,003	-0,025							
US	0,03	0,023	-0,069*	0,020	-0,055*	0,053*	-0,152*	0,078*	-0,124*	-0,108*	-0,003	0,018	0,003	0,020	0,020	0,054*	0,026	-0,106*	-0,056*	0,005	-0,002	0,026	0,044	0,042	0,046*	-0,006	0,010	0,038						
Zn	-0,084*	-0,012	0,072*	-0,058*	-0,076*	0,007	0,217*	0,014	0,055*	0,074*	0,064*	0,019	0,016	0,028	-0,022	0,039	0,054*	0,136*	-0,045*	0,042*	-0,020	0,014	-0,124*	-0,039	0,037	0,083*	0,039	0,020	0,107*					
V%	-0,005	0,036	0,011	-0,034	-0,047	-0,029	-0,053	-0,017	-0,036	-0,027	0,011	0,035	-0,037	0,029	0,040	0,002	-0,017	-0,037	0,032	-0,020	-0,030	0,036	-0,028	-0,024	0,025	0,004	0,039	0,020	-0,018	-0,040				

\*Significativo ao nível de 5% de confiança, utilizando-se 999 interações.

## 6 CONCLUSÃO

- As doses de 2,4-D aplicadas ( $1,0 \text{ L ha}^{-1}$  e  $1,5 \text{ L ha}^{-1}$ ) não apresentaram grandes diferenças na sua concentração no solo para ambos os anos.
- No ano de 2011 foi possível verificar que ambas as doses de 2,4-D controlaram bem a incidência de plantas espontâneas e, assim, o ideal é fazer uso da menor dose do herbicida.
- A detecção do 2,4-D no solo variou muito de um ponto para o outro, tendo apresentado pontos sem detecção do ingrediente ativo.
- A correlação espacial dos atributos físicos e químicos do solo, da incidência de plantas espontâneas, da produtividade e do residual de 2,4-D no solo mostrou-se ser uma importante ferramenta para verificar a interferência de um parâmetro sobre o outro. Para isso, deve-se realizar uma verificação contínua das propriedades químicas e físicas do solo, além de monitorar a atividade residual de agrotóxicos, pois estes podem ser tóxicos para as plantas.

## 7 REFERÊNCIAS

AgEstado. **Insumos**: decisão sobre glifosato agrada indústria nacional. 2009. Disponível em: <[http://www.agrural.com.br/index.php?option=com\\_content&task=view&id=2\\_9531&Itemid=233](http://www.agrural.com.br/index.php?option=com_content&task=view&id=2_9531&Itemid=233)>. Acesso em: 06 jul. 2012.

AGRITOX. **Base de données sur les substances actives phytopharmaceutiques**. Disponível em: <<http://www.dive.afssa.fr/agritox/guides/guide-agritox.html>>. Acesso em: 19 jun. 2012.

AMARANTE JUNIOR, O. P.; NUNES; G. S. Breve revisão de métodos de determinação de resíduos do herbicida ácido 2,4 diclorofenoxiacético (2,4-D). **Química Nova**, São Paulo, v. 26, n. 2, p. 223-229, 2003 (a).

AMARANTE JUNIOR, O. P.; RIBEIRO, M. L. Estudo da mobilidade de 2,4-D em solos usando técnica cromatográfica. **Cadernos de pesquisa - Universidade Federal do Maranhão**, São Luís, v. 14, n. 1, p. 35-45, 2003 (b).

AMARANTE JUNIOR, O. P.; BRITO, N. M.; SANTOS; T. C. R.; NUNES; G. S.; RIBEIRO, M. L. Determination of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid and its major transformation product in soil samples by liquid chromatographic analysis. **Talanta**, New York, v. 60, p. 115-121, 2003 (c).

AMARANTE JÚNIOR, 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 de Pesquisa - Universidade Federal do Maranhão**, v. 13, n. 1, p. 60-70, 2002.

ARAÚJO, A. S. F. de. **Biodegradação, extração e análise de glyphosate em dois tipos de solos**. 2001. 72p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiros", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

BAIO, F. H. R.; BALASTREIRE, L. A. **Avaliação de um sistema para aplicação localizada de defensivos baseado na variabilidade espacial das plantas Daninhas**. 2º Simpósio Internacional de Agricultura de Precisão, Viçosa - MG, 2002.

BAIO, F. H. R.; BALASTREIRE, L. A.; ANTUNIASSI, U. R. **Análise da correlação da variabilidade espacial entre seis espécies de plantas daninhas e atributos da fertilidade do solo**. 2º Simpósio Internacional de Agricultura de Precisão, Viçosa - MG, 2002.

BAIO, F. H. R. **Aplicação localizada de defensivos baseada na variabilidade espacial das plantas daninhas**. 2001. 113p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiros", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

BAIO, F.H.R.; BALASTREIRE, L.A. **Aplicação localizada de defensivos, um importante conceito da agricultura de precisão**. Piracicaba: ESALQ/USP, 1999. 76p. Relatório Técnico do Estágio Profissionalizante em Engenharia Agrônoma.

BALASTREIRE, L. A; BAIO, F. H. R. Avaliação de uma metodologia prática para o mapeamento de plantas daninhas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 2, p. 349-352, 2001.

BAZZI, C. L. **Software para definição e avaliação de unidades de manejo em agricultura de precisão**. 2011. 123p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2011.

BAYER, C.; MIELNICZUCK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, 21, p. 105-112, 1997.

BEUTLER, A. N.; CENTURION, J. F. Efeito do conteúdo de água e da compactação do solo na produção de soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 7, p. 849-856, 2003.

BOHM, G. M. B.; GENOVESE, M. I.; PIGOSSO, G.; TRICHEZ, D.; ROMBALDI, C. V. Resíduos de glyphosate e ácido aminometilfosfônico e teores de isoflavonas em soja BRS 244 RR e BRS 154. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v. 28, p. 192-197, 2008.

BOIVIN, A.; AMELLAL, S.; SCHIAVON, M.; GENUCHTEN, M. van. 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) sorption and degradation dynamics in three agricultural soils. **Environmental Pollution**, USA, n. 138, p. 92-99, 2005.

BOLFE, É. L.; GOMES, J. B. V. **Geoestatística como subsídio à implantação de agricultura de precisão**. 2005. Disponível em: <<http://www.agronline.com.br/artigos/artigo.php?id=210>>. Acesso em: 18 jun. 2011.

BONHAM C. D; REICH R. M; LEADER K. K. Spatial cross-correlation of *Bouteloua gracilis* with site factors. **Grassland Science**, v. 41, n. 1, p. 196-201, 1995.

BRASIL. Portaria 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 14 dez. 2011. Disponível em: <<http://portal.in.gov.br/>>. Acesso em: 26 jul. 2013.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/>>. Acesso em: 26 jul. 2013.

CAMARGO, E. C. G. **Desenvolvimento, implementação e teste de procedimentos geoestatísticos (krigagem) no sistema de processamento de informações georeferenciadas (SPRING)**. 1997. 115 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – INPE, São José dos Campos, 1997.

CAMPOS, C. F.; RODRIGUES-COSTA, A. C. P.; CARDOSO, L. A.; PEREIRA, M. R. R.; SOUZA, G. S. F.; MARTINS, D. Eficácia do glyphosate e 2,4-D no controle de *Commelina villosa*. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 80, n. 1, p. 83-89, 2013.

CAMPOS, M. C. C; OLIVEIRA, I. A; SANTOS, L. A; AQUINO, R. E. Variabilidade espacial da resistência do solo à penetração e umidade em áreas cultivadas com mandioca na região de Humaitá, AM. **Revista Agro Ambiente**, Boa Vista/RR, v. 6, n. 1, p. 09-16, 2012.

CARDINA, J.; JOHNSON, G. A.; SPARROW, D. H. The nature and consequence of weed spatial distribution. **Weed Science**, Champaign, v. 45, n. 3, p. 364-373, 1997.

CARVALHO, S. J. P.; DIAS, A. C. R.; MINAMIGUCHI, M. H.; NICOLAI, M.; CHRISTOFFOLETI, P. J. Atividade residual de seis herbicidas aplicados ao solo em época seca. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 59, n. 2, p. 278-285, 2012.

CAVALCANTE, E. G. S.; ALVES, M. C.; SOUZA, Z. M.; PEREIRA, G. T. Variabilidade espacial de atributos químicos do solo sob diferentes usos e manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n. 31, p. 1329-1339, 2007.

CERDEIRA, A. L.; PESSOA, M. C. P. Y.; BONATO, P. S.; QUEIROZ, R. H. C.; LANCHOTE, V. L. Metodologia analítica de resíduo do herbicida 2,4-D (ácido 2,4-diclorofenoxiacético) em amostras de água em área de cultivo de cana-de-açúcar. **Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 12, p. 99-110, 2002.

CHAVES, J. C. D. **Manejo do Solo**: adubação e calagem, antes e após a implantação da lavoura cafeeira. Londrina: IAPAR, 2002. 36p. (Circular, 120).

CHIBA, M. K.; GUEDES FILHO, O.; VIEIRA, S. R. Variabilidade espacial e temporal de plantas daninhas em Latossolo Vermelho argiloso sob semeadura direta. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 32, n. 4, p. 735-742, 2010.

CHRISTOFFOLETI, P. J.; OVEJERO, R. F. L.; NICOLAI, M.; VARGAS, L.; CARVALHO, S. J. P. DE; CATANE, A. C.; CARVALHO, J. C.; MOREIRA, M. S. **Aspectos de resistência de plantas daninhas a herbicidas**. Piracicaba: Associação Brasileira de Ação à Resistência de Plantas aos Herbicidas (HRAC-BR). 3ed., 2008, 120p.

COAMO. **Manejo da buva**: atenção dobrada no controle da buva. Edição 392, Campo Mourão - Pr, 2010. Disponível em: <[http://www.coamo.com.br/jornalcoamo/mar10/digital/manejo\\_buva.html](http://www.coamo.com.br/jornalcoamo/mar10/digital/manejo_buva.html)>. Acesso em: 06 jul. 2012.

COELHO, E. C.; SOUZA, E. G. de; URIBE-OPAZO, M. A.; PINHEIRO NETO, R. Influência da densidade amostral e do tipo de interpolador na elaboração de mapas temáticos. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 31, n. 1, p. 165-174, 2009.

COELHO, A. M. **Agricultura de precisão**: manejo da variabilidade espacial e temporal dos solos e culturas. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2005. 60 p.

CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento de safra brasileira**: grãos, quinto levantamento, fevereiro 2013. Brasília: Conab, 2013.

CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento de safra brasileira**: grãos, sétimo levantamento, abril 2012. Brasília: Conab, 2012.

COODETEC. **Soja CD 215**. Disponível em: <[http://www.coodetec.com.br/php/detalhes\\_cultivar.php?id=29](http://www.coodetec.com.br/php/detalhes_cultivar.php?id=29)> Acesso em: 20 out. 2011.

COSTA, J. M.; OLIVEIRA, E. F. de. **Fertilidade do solo e nutrição de plantas**: culturas: soja-milho-trigo-algodão-feijão. 2 ed. Campo Mourão: COAMO, Cascavel: COODETEC, 2001. 93 p.

CRESSIE, N.A.; HAWKINS, D.M. Robust estimation of the variogram. **Mathematical Geology**, New York, v. 12, n. 2, p. 115-125, 1980.

CRUCIANI, D.E.; BAPTISTA, G.C.; CHRISTOFFOLETI, P.J.; MINAMI, K. Comportamento de herbicida em solo de várzea com drenagem subterrânea. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 53, n. 2-3, p. 316-323, 1996.

CUNHA, J. P. A. R.; TEIXEIRA, M. M.; COURY, J. R.; FERREIRA, L. R. Avaliação de estratégias para redução de deriva de agrotóxicos em pulverização hidráulica. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 21, n. 2, p. 325-332, 2003.

CYCOŃ, M.; ŻMIJOWSKA, A.; PIOTROWSKA-SEGET, Z. Biodegradation kinetics of 2,4-D by bacterial strains isolated from soil. **Central European Journal of Biology**, v. 6, n. 2, p. 188-198, 2011.

DAL MAGRO, T.; SCHAEGLER, C. E.; FONTANA, L. C.; AGOSTINETTO, D.; VARGAS, L. Habilidade competitiva entre biótipos de *Cyperus difformis* L. resistente ou suscetível a herbicidas inibidores de ALS e destes com arroz irrigado. **Bragantia**, Campinas, v. 70, n. 2, p. 294-301, 2011.

D'ANTONINO, L.; SILVA, A.A.; FERREIRA, L.R.; CECON, P.R.; QUIRINO, A.L.S.; FREITAS, L.H.L. Efeitos de culturas na persistência de herbicidas auxínicos no solo. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 371-378, 2009.

DEUTSCH, C. V.; JOURNEL, A. G. GSLIB. **Geostatistical software library and user's guide**. Oxford, University Press, New York, 1998, 369p.

DODERMANN, A.; PING, J.L. Geostatistical integration of yield monitor data and remote sensing improves yield maps. **Agronomy Journal**, Madison, v. 96, n. 1, p. 285-297, 2004.

DORNELLES, M. E.; SCHLOSSER, J. F.; CASALI, A. L.; BRONDANI, L. B. Inspeção técnica de pulverizadores agrícolas: histórico e importância. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 5, p. 1600-1605, 2009.

EMBRAPA - Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 2006.

EMBRAPA – Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solo**. Centro Nacional de Pesquisa de Solo. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPACNP, 1997. 212p.

EGUCHI, E. S.; SILVA, E. L.; OLIVEIRA, M. S. Variabilidade espacial da textura e da densidade de partículas em um solo aluvial no Município de Lavras-Mg. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 6, p. 242-246, 2002.

FARACO, M. A.; URIBE-OPAZO, M. A.; SILVA, E. A. A.; JOHANN, J. A.; BORSSOI, J. A. Seleção de modelos de variabilidade espacial para elaboração de mapas temáticos de atributos físicos do solo e produtividade da soja. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 463-476, 2008.

FERREIRA, F. A.; SILVA, A. A.; FERREIRA, L. R. **Mecanismos de ação de herbicidas**. V Congresso Brasileiro de Algodão, Salvador – Ba, 2005. Disponível em: <[http://www.cnpa.embrapa.br/produtos/algodao/publicacoes/trabalhos\\_cba5/336.pdf](http://www.cnpa.embrapa.br/produtos/algodao/publicacoes/trabalhos_cba5/336.pdf)>. Acesso em: 01 jun. 2012.

FONTES, J. R. A.; SHIRATSUCHI, L. S.; NEVES, J. L.; JÚLIO, L.; SODRÉ FILHO, J. **Manejo integrado de plantas daninhas**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2003. 18p.

GAZZIERO, L. P.; ADEGAS, F. S.; FRETE, C. E. C.; GUIMARÃES, M. F. **Plantas daninhas e a semeadura direta**. Embrapa Soja, Londrina/Pr, 2001, 59p. (Circular Técnica, 33).

GOEL, P. K.; PRASHER, S. O.; LANDRY, J. A.; PATEL, R. M.; BONNELL, R. B.; VIAU, A. A.; MILLER, J. R. Potential of airborne hyper spectral remote sensing to detect nitrogen deficiency and weed infestation in corn. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 38, n. 2, p. 99-124, 2003.

GONÇALVES JR., A. C.; TRAUTMANN, R. R.; MARENGONI, N. G.; RIBEIRO, O. L.; SANTOS, A. L. Produtividade do milho em resposta a adubação com NPK e Zn em Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Latossolo Vermelho Eutroférico. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 4, p. 1231-1236, 2007.

GUEDES, L. P. C.; URIBE-OPAZO, M. A.; JOHANN, J. A.; SOUZA, E. G. de. Anisotropia no estudo da variabilidade espacial de algumas variáveis químicas do solo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 2217-2226, 2008.

GUSTAFSON, D. I. Groundwater Ubiquity Score - a Simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 8, p. 339-357, 1989.

HÄUSLER, A.; NORDMEYER, H. Impact of soil on weed distribution. In: Seminar on site specific farming, 1995, Denmark. Resumos... Denmark: **Institute for Weed Research**, 1995. p. 186-189.

HEAP, I. **The International Survey of Herbicide Resistant Weeds**. Disponível em: <[www.weedscience.com](http://www.weedscience.com)>. Acesso em: 30 maio 2012.

HEISEL, T.; ANDREASEN, C.; ERSBOLL, A. K. Annual weed distribution can be mapped with kriging. **Weed Research**, Oxford, v. 36, n. 3, p. 325-337, 1996.

Industry Task Force II on 2,4-D Research Data. Disponível em: <<http://www.24d.org/>>, Acesso em: 10 dez. 2011.

HINZ, C. Description of sorption data with isotherm equations. **Geoderma**, v. 99, p. 225-243, 2001.

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**, Viçosa, v. 21, n. 2, p. 313-323, 2003.

JAREMTCHUK, C.C.; CONSTANTIN, J.; OLIVEIRA JÚNIOR, R. S.; ALONSO, D. G.; ARANTES, J. G. Z.; BIFFE, D. F.; ROSO, A. C.; CAVALIERI, S. D. Efeito residual de flumioxazin sobre a emergência de plantas daninhas em solos de texturas distintas. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 27, n. 1, p. 191-196, 2009.

JOHNSON, W. G.; LAVY, T. L.; GBUR, E. E. Sorption, mobility, and degradation of triclopyr and 2,4-D and four soils. **Weed Science**, Champaign, v. 43, p. 678-684, 1995a.

JOHNSON, W. G.; LAVY, T. L.; GBUR, E. E. Persistence of triclopyr and 2,4-D in flooded and nonflooded soils. **Journal Environmental Quality**, v.24, p. 493-497, 1995b.

JONES, T. A. Skewness and kurtosis as criteria of normality in observed frequency distributions. **Journal Sedimentary Petrology**, Northeast Georgia, v. 39, p. 1622-1627, December, 1969.

KASHYAP, S. M.; PANDYA, G. H.; KONDAWAR, V. K.; GABHANE, S. S. Rapid Analysis of 2,4-D in soil sample by modified Soxhlet apparatus using HPLC with UV detection. **Journal of Chromatographic Science**, Oxford, v. 43, p. 81-86, 2005.

KIEHL, E.J. **Manual de edafologia**: Relações solo-planta. São Paulo: Ceres, 1979. 262p.

KRANZ, W.M; FONSECA JR., N. S.; PASSINI, T; MARTINS, N.M.B. **Ocorrência e distribuição de plantas daninhas no Paraná**. Londrina: IAPAR, 2009. 283p.

LAMB, D. W.; BROWN, R. B.. Remote-sensing and mapping of weeds in crops. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 78, n. 2, p. 117-25, 2001.

LAMEGO, F. P.; KASPARY, T.E.; RUCHEL, Q.; GALLON, M.; BASSO, C.J.; SANTI, A.L. Manejo de *Conyza bonariensis* resistente ao glyphosate: coberturas de inverno e herbicidas em pré-semeadura da soja. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 433-442, 2013.

LANZANOVA, M. E; NICOLOSO, R. S; LOVATO, T; ELTZ, F. L. F; AMADO, T. J. C; REINERTZ, D. J. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 1131-1140, 2007.

LEMAINSKI, C. L. **Agricultura de precisão em áreas irrigadas com pivô central no Rio Grande do Sul**. 2007. 117p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo). Universidade Federal de Santa Mario, Rio Grande do Sul, 2007.

LONDRES, F. **Agrotóxicos no Brasil**: um guia para ação em defesa da vida. Rio de Janeiro: AS-PTA – Assessoria e Serviços a Projetos em Agricultura Alternativa, 2011. 190p.

LOUX, M.M.; LIEBL, R.A.; SLIFE, F.W. Availability and persistence of imazaquin, imazethapyr, and clomazone in soil. **Weed Science**, Champaign, v. 37, n. 1, p. 259-267, 1989.

MACIEL, C. D. G. **Estratégias para o controle do mato na cultura da melancia**. FUNGE/ESAPP, Paraguaçu Paulista, 2007. Disponível em: <[http://www.funge.com.br/upload\\_trabalhos/9\\_artigojornal\\_dani\\_manjeo\\_de\\_plantas\\_daninhas\\_na\\_cultura\\_da\\_melancia.pdf](http://www.funge.com.br/upload_trabalhos/9_artigojornal_dani_manjeo_de_plantas_daninhas_na_cultura_da_melancia.pdf)>. Acesso em: 05 jul. 2012.

MALLAWATANTRI, A.P.; MULLA, D.J. Herbicide adsorption and organic carbon contents on adjacent low-input versus conventional farms. **Journal Environmental Quality**, v. 21, n. 4, p. 546-551, 1992.

MARGONATO, F. B.; BATISTA, M. R.; SILVA, E. R. S.; BARONI, E. A. Efeito do herbicida 2,4-D (ácido 2,4-diclorofenoxiacético) na morfologia e função renal de ratos wistar. **Arquivos de Ciências da Saúde da Unipar**, Umuarama/Pr, v. 7, n. 2, 2003.

MASCARENHAS, H. A. A.; MIRANDA, M. A. C.; LELIS, L. G. L.; BULISANI, E. A.; BRAGA, N. R.; PEREIRA, J. C. V. N. A. **Haste verde e retenção foliar em soja causada por deficiência de potássio**. Campinas: IAC, 1987. 15p. (Boletim Técnico, 119).

MATHERON, G. Principles of geoestatics: **Economic Geology Journal**, Littleton, 1963. p. 1246-1266.

MCCALL, P. J.; VRONA, S. A.; KELLEY, S. S. Fate of uniformly carbon-14 ring labeled 2,4,5-Trichlorophenoxyacetic acid and 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid. **Journal of Agricultural Food Chemistry**, v. 29, p. 100-107, 1981.

MEGDA, M. M.; CARVALHO, M. P.; VIEIRA, M. X.; ANDREOTTI, M.; PEREIRA, E. C. Correlação linear e espacial entre a produtividade de feijão e a porosidade de um Latossolo Vermelho de Selvíria (MS). **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 781-788, 2008.

MELLO, G.; BUENO, C. R. P.; PEREIRA, G. T. Variabilidade espacial das propriedades físicas e químicas do solo em áreas intensamente cultivadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 2, p. 294-305, 2006.

MELLO, J. M.; BATISTA, J. L. F.; RIBEIRO JÚNIOR, P. J.; OLIVEIRA, M. S. Ajuste e seleção de modelos espaciais de semivariograma visando à estimativa volumétrica de *Eucalyptus grandis*, **Scientia Forestalis**, v. 69, p. 25-37, 2005.

MELLO, F. A. F.; BRASIL SOBRINHO, M. O. C.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I. NETTO, A. C.; KIEHL, J. C. **Fertilidade do solo**. Piracicaba: Nobel, São Paulo, 1983. 400p.

MOLIN, J. P. **Agricultura de precisão: o gerenciamento da variabilidade**. Piracicaba: Tipografia Piracicabana Ltda, 2008. 83p.

MONTANARI, R.; PEREIRA, G. T.; MARQUES JÚNIOR, J.; SOUZA, Z. M.; PAZETO, R. J.; CAMARGO, L. A. Variabilidade espacial de atributos químicos em Latossolo e Argissolos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 5, p. 1266-1272, 2008.

MORAES, P. V. D. de; AGOSTINETTO, D.; GALON, L.; PIESANTI, R.. Agricultura de precisão no controle de plantas daninhas. **Revista da FZVA**, Uruguaiana, v. 15, n. 1, p. 01-14, 2008.

MOREIRA, M.S.; NICOLAI, M., CARVALHO, S.J.P.; CHRISTOFFOLETI, P.J. Resistência de *Conyza canadensis* e *Conyza bonariensis* ao herbicida glifosato. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 25, n. 1, p. 157-164, 2007.

MOTOMIYA, A. V. A.; MOTOMIYA, W. R.; MOLIN, J. P.; LIRA, A.; DI OLIVEIRA, J. R. G.; BISCARO, G. A. Variabilidade espacial de atributos químicos do solo e produtividade do algodoeiro. **Revista Agrarian**, Dourados (MS), v. 4, n. 11, p. 01-09, 2011.

MUCELIN, C. A. **Estatística elementar e experimental aplicada às tecnologias**. Medianeira, PR, 2003.

NASCIMENTO, E.R.; YAMASHITA, O.M. Desenvolvimento inicial de olerícolas cultivadas em solos contaminados com resíduos de 2,4-D + picloram. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina. v. 30, n. 1, p. 47 - 54, 2009.

NORDMEYER, H.; HÄUSLER, A.; NIEMANN, P. Patchy weed control as an approach in precision farming. In: Precision agriculture, 2, 1997, Warwick. **Resumos...** Warwick: SCI, 1997. v. 1, p. 307-314.

OLIVEIRA NETO, A. M.; CONSTANTIN, J.; OLIVEIRA JÚNIOR, R. S.; GUERRA, N.; DAN, H. A.; VILELA, L. M. S.; BOTELHO, L. V. P.; ÁVILA, L. A. Sistemas de dessecação de manejo com atividade residual no solo para áreas de pousio de inverno infestadas com buva. **Comunicata Scientiae**, Píauí, v. 4, n. 2, p. 120-128, 2013.

OLIVEIRA NETO, A.M., CONSTANTIN, J., OLIVEIRA JÚNIOR, R.S., GUERRA, N., DAN, H.A., ALONSO, D.G., BLAINSKI, E., SANTOS, G. Estratégias de manejo de inverno e verão visando ao controle de *Conyza bonariensis* e *Bidens pilosa*. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 28, p. 1106-1117, 2010.

OSAKI, F. **Calagem e adubação**. Campinas: Instituto Brasileiro de Ensino Agrícola, 1991. 503p.

PAULA, J.M.; VARGAS, L.; AGOSTINETTO, D.; NOHATTO, M.A. Manejo de *Conyza bonariensis* resistente ao herbicida glyphosate. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 29, n. 1, p. 217-227, 2011.

PIMENTEL-GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. Piracicaba: FEALQ, 15ed., 2009. 451p.

PINHEIRO, A.; MORAES, J. C. S.; SILVA, M. R. Pesticidas no perfil de solos em áreas de plantação de cebolas em Ituporanga, SC. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 5, p. 533-538, 2011.

PIRES, J. L. F.; CUNHA, G. R.; PASINATO, A.; FRANÇA, S.; RAMBO, L. **Discutindo agricultura de precisão: aspectos gerais**. Passo fundo: Embrapa Trigo, 2004. 18p.

PROCÓPIO, S. O; PIRES, F.R.; MENEZES, C.C.E.; BARROSO, A.L.L.; CARGNELUTTI FILHO, A.; PACHECO, L. P.; VIEIRA, A. B.; ZANATTA, J. F. Utilização do herbicida 2,4-D na dessecação de manejo em lavoura de soja no sistema de plantio direto. **Magistra**, Cruz das Almas, BA, v. 21, n. 3, p. 187-193, 2009.

PROCÓPIO, S. O; PIRES, F.R.; MENEZES, C.C.E.; BARROSO, A.L.L.; MORAES, R.V., SILVA, M.V.V.; QUEIROZ, R.G.; CARMO, M.L. Efeitos de dessecantes no controle de plantas daninhas na cultura da soja. **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v. 24, n. 1, p. 193-197, 2006.

RACHID JUNIOR, A.; URIBE-OPAZO, M. A.; SOUZA, E. G.; JOHANN, J. A. Variabilidade espacial e temporal de atributos químicos do solo e da produtividade da soja num sistema de agricultura de precisão. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 14, n. 3, 156-169, 2006.

RAMIREZ-LOPEZ, L.; REINA-SANCHEZ, A.; CAMACHO-TAMAYO, J. H. Variabilidad espacial de atributos físicos de um Typic Haplustox de los Llanos Orientales de Colômbia. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, n. 1, p. 55-63, 2008.

REIS, T. C.; SANTOS, T. S.; ANDRADE, A. P.; NEVES, A. F. Efeitos de fitotoxicidade do herbicida 2,4-D no milho em aplicações pré e pós-emergência. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Campina Grande (Pb), v. 10, n. 1, p. 25-33, 2010.

RIBEIRO, A. C. A.; DORES, E. F. G. C.; AMORIM, R. S. S.; LOURENCETTI, C. Resíduos de pesticidas em águas superficiais de área de nascente do Rio São Lourenço-Mt: validação de método por extração em fase sólida e cromatografia líquida. **Química Nova**, São Paulo, v. 36, n. 2, p. 284-290, 2013.

ROMAN, E. S.; BECKIE, H.; VARGAS, L.; HALL, L.; RIZZARDI, M. A.; WOLF, T. M. **Como funcionam os herbicidas: da biologia à aplicação**. Passo Fundo: Gráfica Editora Berthier, 2007, 160p.

ROSA FILHO, G.; CARVALHO, M. P.; ANDREOTTI, M.; MONTANARI, R.; BINOTTI, F. F. S.; GIOIA, M. T. Variabilidade da produtividade da soja em função de atributos físicos de um latossolo vermelho distroférico sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 2, p. 283-293, 2009.

ROZÁRIO, A. do. **Avaliação da remoção do ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D) em águas através do uso de carvão granular (CAG) em pequenas colunas (escala experimental)**. 2012. 208f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2012.

SANTOS, K. S.; MONTENEGRO, A. A. A.; ALMEIDA, B. G.; MONTENEGRO, S. M, G. L.; ANDRADE, T. S. Variabilidade espacial de atributos físicos em solos de vale aluvial no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 8, p. 828–835, 2012.

SANTOS, D. **Atributos Físicos do solo e produtividade da soja sob plantas de cobertura**. 2010, 78f. Dissertação (Mestrado – Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2010.

SANTOS, R. D.; LEMOS, R. C.; SANTOS, H. G.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência de Solo, 5ed., 2005, 100p.

SANTOS, I. C.; FERREIRA, F.A.; SILVA, A.A.; MIRANDA, G.V.; SANTOS, L.D.T. Eficiência do 2,4-D aplicado isoladamente e em mistura com glyphosate no controle da trapoeiraba. **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v. 20, n. 2, p. 299-309, 2002.

SALVADOR, A.; ANTUNIASSI, U. R. **Métodos de mapeamento da distribuição espacial da infestação de plantas daninhas em sistemas de agricultura de precisão**. 2º Simpósio Internacional de Agricultura de Precisão, Viçosa - MG, 2002.

SANCHEZ, M. G. B. **Relação solo-relevo em áreas sob cultivo de café no sudoeste de Minas Gerais**. 2009, 90p. Dissertação (Mestrado - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, SP, 2009.

SÁNCHEZ-BRUNETE, C.; GARCÍA-VALCÁRCEL, A.I.; TADEO, J.L. Determination of residues of phenoxy acid herbicides in soil and cereals by gas chromatography-ion trap detection. **Journal of chromatography**. v. 675, p. 213-218, 1994.

SARTORI, L. R.; GALO, M. de L. B. T.; IMAI, N. N. Mapeamento de plantas daninhas em cultura de café a partir de imagens multiespectrais de escalas grandes usando redes neurais artificiais. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, v. 61, n. 2, 2009.

SCHAFFRATH, V.R.; TORMENA, C.A.; FIDALSKI, J.; GONÇALVES, A.C.A. Variabilidade e correlação espacial de propriedades físicas de solo sob plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n. 32, p. 1369–1377, 2008.

SCHAFFRATH, V. R.; TORMENA, C. A.; GONÇALVES, A. C. A.; OLIVEIRA JUNIOR, R. S. de. Variabilidade espacial de plantas daninhas em dois sistemas de manejo de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 1, p. 53–60, 2007.

SECCO, D.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; ROS, C. O. Produtividade de soja e propriedades físicas de um Latossolo submetido a sistemas de manejo e compactação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 5, p. 797-804, 2004.

SHIRATSUCHI, L. S.; MARCHÃO, R. L.; JERKE, C.; RESENDE, Á. V.; FONTES, J. R. A.; OLIVEIRA, C. M. DE; VILELA, M. DE F.; SÁ, M. A. C. DE; SANTOS JUNIOR, J. DE D. G. DOS; HURTADO, S. M. C. **Geração de Mapas Multitemáticos em Agricultura de Precisão**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2007. 22p.

SHIRATSUCHI, L.S.; FONTES, J.R.A.; RESENDE, A.V. Correlação da distribuição espacial do banco de sementes de plantas daninhas com fertilidade dos solos. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 23, n. 3, p. 429- 436, 2005.

SHIRATSUCHI, L. S.; CHRISTOFFOLETI, P. J.; FONTES, J. R. A.. **Aplicação localizada de herbicida**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2003. 18p.

SHIRATSUCHI, L. S.; CHRISTOFFOLETI, P. J. Aplicação localizada de herbicida em pós-emergência na cultura de soja. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 20, n. 1, p. 71-76, 2002.

SHIRATSUCHI, L. S.; FONTES, J. R. A. **Tecnologia de aplicação de herbicidas**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. 29p.

SHIRATSUCHI, L. S. **Mapeamento da variabilidade espacial das plantas daninhas com a utilização de ferramentas da agricultura de precisão**. 2001. 96p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiros", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

SILVA, F. M. L.; CAVALIERI, S. D.; SÃO JOSÉ, A. R.; ULLOA, S. M.; VELINI, E. D. Atividade residual de 2,4-D sobre a emergência de soja em solos com texturas distintas. **Revista Brasileira de Herbicidas**, Maringá, v. 10, n. 1, p. 29-36, 2011.

SILVA, F. C. da. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2ed., 2009. 627p.

SILVA, A. A.; VIVIAN, R.; D'ANTONINO, L. **Dinâmica de herbicidas no solo**. 2009. Disponível em: <[http://www.sbcpd.org/portal/images/stories/downloads/2simposio/dinamica\\_herbicidas\\_solo.pdf](http://www.sbcpd.org/portal/images/stories/downloads/2simposio/dinamica_herbicidas_solo.pdf)>. Acesso em: 31 maio 2012.

SILVA, R. M. da. **Introdução ao Geoprocessamento**: conceitos, técnicas e aplicações. Novo Hamburgo: Feevale. Rio Grande do Sul, 2007. 176p.

SILVA, V. R.; REICHERT, J. M.; STORCK, L.; FEIJO, S.. Variabilidade espacial das características químicas do solo e produtividade de milho em um Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico arênico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 6, p. 1013-1020, 2003.

SINGH, K.; AGRAWAL, K.N.; BORA, G. C. Advanced techniques for Weed and crop identification for site specific Weed management. **Biosystems Engineering**, v. 109, p. 52-64, 2011.

SOUZA, L. A.; CUNHA, J. P. A. R.; PAVANIN, L. A. Deposição do herbicida 2,4-D Amina com diferentes volumes e pontas de pulverização em plantas infestantes. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza (CE), v. 43, n. 1, p. 78-85, 2012.

SOUZA, G. S. de; LIMA, J. S. de S; XAVIER, A. C; ROCHA, W. S. D. da. Krigagem ordinária e inverso do quadrado da distância aplicados na espacialização de atributos químicos de um argissolo. **Scientia Agrária**, Curitiba, v. 11, n. 1, p. 073-081, 2010.

SOUZA, C. K.; MARQUES JUNIOR, J.; MARTINS FILHO, M. V.; PEREIRA, G. T. Influência do relevo e erosão na variabilidade espacial de um LATOSSOLO em Jaboticabal (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 1067-1074, 2003.

SOUZA, L. S.; COGO, N. P.; VIEIRA, S. R. Variabilidade de propriedades físicas e químicas do solo em um pomar cítrico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n. 3, p. 367-372, 1997.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F. **Perdas de agrotóxicos**. Disponível em: <[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/agricultura\\_e\\_meio\\_ambiente/arvore/CONTAG01\\_39\\_210200792814.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/agricultura_e_meio_ambiente/arvore/CONTAG01_39_210200792814.html)>. Acesso em: 27 jul. 2013.

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

STÄHELIN, D.; VERISSIMO, M. A. A.; MORAIS, P. P. P.; COAN, M. M. D.; COIMBRA, J. L. M.; GUIDOLIN, A. F. Distribuição espacial do banco de sementes de plantas daninhas em área de monocultura de feijão. **Biotemas**, Florianópolis, v. 22, n. 4, p. 15-24, 2009.

SULEIMAN, K. **Pós-emergência da soja**: hora de controlar plantas daninhas. 2010. Disponível em: <[http://www.infobibos.com/Artigos/2010\\_4/PlantasDaninhas/index.htm](http://www.infobibos.com/Artigos/2010_4/PlantasDaninhas/index.htm)>. Acesso em: 27 maio 2012.

TELLAECHE, A.; BURGOS-ARTIZZU, X. P.; PAJARES, G; RIBEIRO, A. A vision-based method for weeds identification through the Bayesian decision theory. **Pattern Recognition**, v. 41, p. 521-530, 2008.

TIMOSSI, P.C.; DURIGAN, J.C. Doses reduzidas de fluazifop-p-butil + fomesafen no controle de plantas daninhas na cultura de soja. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 20, n. 3, p. 439-447, 2002.

TSCHIEDEL, M.; FERREIRA, M. F. Introdução à agricultura de precisão: conceitos e vantagens. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 32, n. 1, p. 159-163, 2002.

USEPA (US Environmental Protection Agency). Registration Eligibility Decision for 2,4-D. 2005. Disponível em: <[http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/24d\\_red.pdf](http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/24d_red.pdf)>. Acesso em: 06 jul. 2012.

VARGAS, L.; GAZZIERO, D. L. P.; KARAM, D. Manejo e controle da buva resistente ao glifosato. Embrapa, 2011. Disponível em: <[http://www.cnpt.embrapa.br/pesquisa/plantas\\_daninhas/folders/buva.pdf](http://www.cnpt.embrapa.br/pesquisa/plantas_daninhas/folders/buva.pdf)>. Acesso em: 06 jul. 2012.

VARGAS, L.; GAZZIERO, D. L. P. **Manejo de Buva Resistente ao Glifosato**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2009. 16 p. (Embrapa Trigo. Documentos, 91).

VARGAS, L.; BIANCHI, M.A.; RIZZARDI, M.A.; AGOSTINETTO, D.; DAL MAGRO, T. Buva (*conyza bonariensis*) resistente ao glyphosate na região sul do Brasil. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 25, n. 3, p. 573-578, 2007.

VARGAS, L.; MORAES, R.M.A.; BERTO, C.M. Herança da resistência de azevém (*Lolium multiflorum*) ao glyphosate. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 25, n. 3, p. 567-571, 2007.

VARGAS, L.; ROMAN, E. S. **Identificação e manejo de plantas daninhas resistentes a herbicidas**. Embrapa Trigo, 2006, p. 21 (Circular 60).

VENDRUSCULO, L. G.; MAGALHAES, P. S. G; VIEIRA, S. R; CARVALHO, J. R. P. Computational system for geostatistical analysis. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 61, n. 1, p. 100-107, 2004.

VIEIRA, E. M.; PRADO, A. G. S. do; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. de O. Estudo da adsorção/dessorção do ácido 2,4 diclorofenoxiacético (2,4d) em solo na ausência e presença de matéria orgânica. **Química Nova**, São Paulo, v. 22, n. 3, 1999, p. 305-308.

VILELA, L. C.; CATANEO, A. Análise do método de interpolação krigagem ordinária aplicado à pesquisa agrônômica. **Revista Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 24, n. 1, p. 85-104, 2009.

VITTI, G. C.; TREVISAN, W. **Manejo de macro e micronutrientes para alta produtividade da soja**. POTAFOS: Encarte Técnico, n. 90, 2000.

VIVIAN, R.; GUIMARÃES, A.A.; QUEIROZ, M.E.L.R.; SILVA, A.A.; REIS, M.R.; SANTOS, J.B. Adsorção e dessorção de trifloxysulfuron-sodium e ametryn em solos brasileiros. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 25, n. 1, p. 97-109, 2007.

VOLL, E; GAZZIERO, D. L. P.; BRIGHENTI, A. M.; ADEGAS, F. S.; GAUDÊNCIO, C. de A.; VOLL, C. E. **A dinâmica de plantas daninhas e práticas de manejo**. Londrina: Embrapa Soja, 2005. 88p.

ZANETTE, S. V.; SAMPAIO, S. C.; SILVESTRE, M. G.; BOAS, M. A. V.; URIBE-OPAZO, M. A.; QUEIROZ, M. M. F. Análise espacial da umidade do solo cultivado com soja sob dois sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 3, p. 239–247, 2007.

WALTER, A. M.; CHRISTENSEN, S.; SIMMELSGAARD, S. E. Spatial correlation between weed species densities and soil properties. **Weed Research**, Oxford, v. 42, n. 1, p. 26-38, 2002.

WERNER, V. **Utilização de recursos de agricultura de precisão na geração de mapas de atributos, mapas de produtividade e aplicação de insumos a taxas variáveis**. 2004. 126p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Santa Maria, 2004.

WOLLENHAUPT, N. C.; WOLKOWSKI, R. P.; CLAYTON, M. K. Mapping soil test phosphorus and potassium for variable-rate fertilizer application. **Journal Production Agriculture**, v. 7, n. 4, p. 441-448, 1994.