



**Fundação Educacional do Município de Assis  
Instituto Municipal de Ensino Superior de Assis  
Campus "José Santilli Sobrinho"**

**DOUGLAS CARVALHO BUZQUIA**

**UTILIZAÇÃO DE ESTIMATIVAS GOSS, GUS E LIX NA AVALIAÇÃO DA  
CAPACIDADE DE SORÇÃO DE AGROQUÍMICOS EMPREGADOS NO  
CULTIVO AGRÍCOLA DE UM SOLO DA REGIÃO DE PLATINA (SP)**

**Assis/SP  
2017**



**Fundação Educacional do Município de Assis  
Instituto Municipal de Ensino Superior de Assis  
Campus "José Santilli Sobrinho"**

**DOUGLAS CARVALHO BUZQUIA**

**UTILIZAÇÃO DE ESTIMATIVAS GOSS, GUS E LIX NA AVALIAÇÃO DA  
CAPACIDADE DE SORÇÃO DE AGROQUÍMICOS EMPREGADOS NO  
CULTIVO AGRÍCOLA DE UM SOLO DA REGIÃO DE PLATINA (SP)**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Bacharelado em Química Industrial do Instituto Municipal de Ensino Superior de Assis – IMESA e a Fundação Educacional do Município de Assis – FEMA, como requisito parcial à obtenção do Certificado de Conclusão.

**Orientando:** Douglas Carvalho Buziquia  
**Orientadora:** Dra. Patrícia Cavani Martins

**Assis/SP  
2017**

**FICHA CATALOGRÁFICA**

BUZIQUIA, Douglas

UTILIZAÇÃO DE ESTIMATIVAS GOSS, GUS E LIX NA AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE SORÇÃO DE AGROQUÍMICOS EMPREGADOS NO CULTIVO AGRÍCOLA DE UM SOLO DA REGIÃO DE PLATINA (SP) / Douglas C. Buziquira. Fundação Educacional do Município de Assis –FEMA – Assis, 2017. 49p.

1. Solo. 2. Glifosato. 3. Atrazina. 4. Clethodim. 5. 2,4-D. 6. Lixiviação.

CDD: 660  
Biblioteca da FEMA

**UTILIZAÇÃO DE ESTIMATIVAS GOSS, GUS E LIX NA AVALIAÇÃO DA  
CAPACIDADE DE SORÇÃO DE AGROQUÍMICOS EMPREGADOS NO  
CULTIVO AGRÍCOLA DE UM SOLO DA REGIÃO DE PLATINA (SP)**

**Douglas Carvalho Buziquia**

**Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao  
Instituto Municipal de Ensino Superior de Assis,  
como requisito do Curso de Graduação,  
avaliado pela seguinte comissão examinadora.**

**Orientador: Dra. Patrícia Cavani Martins**

**Examinador: Me. Marcelo Silva Ferreira**

**Assis/SP  
2017**

# DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho ao meu futuro, e que coisas boas me aguardem após eu me formar.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a minha digníssima Mãe por pagar minha faculdade e por me lembrar disso em todo o período de ensino que fiquei ou ficarei na FEMA.

Agradeço à minha orientadora Dra. Patrícia Cavani por extrema paciência e pela ajuda na conclusão deste tcc, sem ela seria impossível tal realização.

Agradeço também a todo pessoal dos laboratórios da FEMA por sua paciência e ajuda em minhas análises.

## RESUMO

O aumento da população mundial e a necessidade de elevar a produção de alimentos revolucionaram as técnicas utilizadas na agricultura, desde as práticas agrícolas até os maquinários utilizados. Uma das mudanças mais importantes que ocorreram na forma e nos meios de produção agrícola foi a utilização de defensivos agrícolas, que também são conhecidos por agrotóxicos. O Brasil apresenta uma cultura de utilização de agrotóxicos em suas colheitas a fim de corrigir problemas no processo. Este trabalho tem como objetivo fazer uma análise do solo e relacionar com índices matemáticos GUS, GOSS e LIX para calcular o potencial de lixiviação dos herbicidas glifosato, clethodim, 2,4-D e atrazina. Foram realizadas várias análises físico-químicas do solo a fim de obter seu potencial de lixiviação em relação aos herbicidas citados, o solo apresentou baixo valor de pH, e baixo valor de argila, ocasionando uma maior lixiviação. Foram coletados valores de Koc, tempo de meia-vida, e solubilidades dos herbicidas em literaturas conhecidas e os mesmos analisados nos índices matemáticos. Os herbicidas em geral apresentaram baixo poder lixiviador, em exceção da atrazina que se apresentou forte lixiviador nos modelos. O solo foi coletado em uma propriedade rural no município de platina, coletas a 30 centímetros e a 60 centímetros foram realizadas perto do plantio e as margens do rio. O trabalho apresentou resultados relativamente positivo comparado a outros da mesma literatura.

**Palavras chave:** Solo; Glifosato; Atrazina; Clethodim; 2,4-D; Lixiviação

## ABSTRACT

The increase in world population and the need to increase food production have revolutionized the techniques used in agriculture, from farming practices to the machinery used. One of the most important changes that occurred in the form and in the means of agricultural production was the use of agricultural pesticides, which are also known as agrochemicals. Brazil presents a culture of using pesticides in its crops in order to correct problems in the process. This work aims to make a soil analysis and to relate with GUS, GOSS and LIX mathematical indices to calculate the leaching potential of the herbicides glyphosate, clethodim, 2,4-D and atrazine. Several physical and chemical analyzes of the soil were carried out in order to obtain their leaching potential in relation to the herbicides mentioned, the soil presented low pH value and low clay value, leading to a higher leaching. Koc values, half-life, and solubility of the herbicides in known literatures and the same ones analyzed in the mathematical indexes. Herbicides in general presented low leaching power, except for atrazine that presented strong leachate in the models. The soil was collected in a rural property in the municipality of platina, collections at 30 centimeters and at 60 centimeters were carried out near the planting and the river banks. The work presented relatively positive results compared to others from the same literature.

**Keywords:** Ground; Glyphosate; Atrazine; Clethodim; 2,4-D; Leaching

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 1:</b> Molécula de glifosato.....	19
<b>Figura 2:</b> Molécula de Clethodim + Alquilbenzeno.....	21
<b>Figura 3:</b> Molécula de ácido 2,4-diclorofenoxiacético.....	21
<b>Figura 4:</b> Molécula de Atrazina.....	22
<b>Figura 5:</b> Representação de minerais de carga variável... ..	29
<b>Figura 6:</b> Localização do Sítio Céu Azul e do Ribeirão Pirapitinga.....	32

## LISTA DE TABELA

<b>Tabela 1:</b> Classificação toxicológica dos agrotóxicos... ..	18
<b>Tabela 2:</b> Rotulagem indicativa de classe toxicológica dos agrotóxicos... ..	18
<b>Tabela 3:</b> Classificação do Potencial de Lixiviação dos Pesticidas, pelo índice LIX... ..	26
<b>Tabela 4:</b> Características do solo.....	38
<b>Tabela 5:</b> Granulometria do solo.....	41
<b>Tabela 6:</b> Propriedades físico-químicas dos herbicidas estudados neste trabalho... ..	42
<b>Tabela 7:</b> Resultado índice gus.....	42
<b>Tabela 8:</b> Resultado índice goss.....	43
<b>Tabela 9:</b> Resultado índice lix... ..	44

## Sumário

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>13</b>
<b>2. AGRICULTURA BRASILEIRA .....</b>	<b>15</b>
<b>3. AGROTÓXICOS .....</b>	<b>16</b>
3.1 CLASSIFICAÇÃO DOS AGROTÓXICOS .....	16
3.1.1 Glifosato .....	19
3.1.2 Clethodim + Alquilbenzeno .....	20
3.1.3 Ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-d) .....	21
3.1.4 Atrazina.....	22
<b>4. POTENCIAL DE LIXIVIAÇÃO .....</b>	<b>23</b>
4.1 ÍNDICE DE VULNERABILIDADE DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS (GOUNDWATER UBIQUITY SCORE - GUS).....	24
4.2 GOSS .....	24
4.3 ÍNDICE DE LIXIVIAÇÃO (LIX).....	25
<b>5. COMPORTAMENTO DE HERBICIDAS NO SOLO.....</b>	<b>27</b>
<b>6. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>31</b>
6.1 MATERIAIS .....	31
6.2 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E COLETA DE SOLO .....	31
6.3 MÉTODOS.....	32
<b>6.3.1 Capacidade de troca de cátions (CTC) e bases trocáveis.....</b>	<b>32</b>
6.3.1.1 Método do KCl 1 mol.L <sup>-1</sup> .....	32
6.3.1.2 Método do HCl 0,05 mol.L <sup>-1</sup> .....	33
6.3.1.3 Método do Acetato de Sódio a pH 7,0.....	33
6.3.1.4 Método do Acetato de Amônio a pH 7,0.....	33
6.3.1.5 Determinação de Alumínio Trocável.....	34
6.3.1.6 Determinação de Cálcio e Magnésio Trocáveis.....	34
6.3.1.7 Determinação de Cálcio Trocável.....	34
6.3.1.8 Determinação de Potássio Trocável.....	34
6.3.1.9 Determinação de Sódio Trocável .....	35
<b>6.3.2 pH do Solo.....</b>	<b>35</b>
<b>6.3.3 Umidade .....</b>	<b>35</b>
<b>6.3.4 Determinação do Teor de Material Mineral.....</b>	<b>35</b>
<b>6.3.5 Determinação do Teor de Matéria Orgânica do Solo.....</b>	<b>36</b>
<b>6.3.6 Análise Granulométrica.....</b>	<b>36</b>

6.3.7 Avaliação do potencial de lixiviação dos herbicidas na área de estudo.....	37
<b>7. Resultados e Discussões .....</b>	<b>38</b>
7.1 Características Químicas do Solo .....	38
7.1.1 C.T.C do solo .....	38
7.1.2 Umidade do solo .....	39
7.1.3 pH do solo .....	39
7.1.4 Matéria orgânica do solo (MOS) .....	40
7.2 Granulometria do solo .....	41
7.3 Estimativa da Lixiviação do Herbicida .....	41
7.3.1 Índice GUS .....	42
7.3.2 Índice GOSS .....	43
7.3.3 Índice LIX.....	44
<b>8. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>45</b>
<b>REFERENCIAS .....</b>	<b>46</b>

## 1. INTRODUÇÃO

O aumento da população mundial e a necessidade de elevar a produção de alimentos revolucionaram as técnicas utilizadas na agricultura, desde as práticas agrícolas até os maquinários utilizados. Uma das mudanças mais importantes que ocorreram na forma e nos meios de produção agrícola foi a utilização de defensivos agrícolas, que também são conhecidos por agrotóxicos (STEFFEN et. al., 2011).

Os defensivos agrícolas foram introduzidos na agricultura brasileira como uma tentativa de corrigir as necessidades do solo e prevenir/eliminar as pragas que prejudicariam a produtividade. É um dos recursos mais utilizados pelos agricultores, porém, muitas vezes, é feita de forma inadequada, sem o conhecimento das reais necessidades do solo e das plantas (VEIGA, 2007).

Os agrotóxicos foram desenvolvidos para agirem como biocidas, ou seja, matar, exterminar e combater as pragas agrícolas e por isso possuem em sua composição uma grande variedade de substâncias químicas ou produtos biológicos. Como resultado de sua composição, os mesmos apresentam um risco potencial para todos organismos vivos, pois podem ser absorvidos via dérmica, através de inalação ou pela ingestão de produtos contaminados. E ainda, a utilização em larga escala também pode acarretar uma série de problemas para o meio ambiente, devido a contaminação do solo, água e ar (STEFFEN et. al., 2011).

O maior risco de efeitos indesejados dos agrotóxicos ocorre por meio da contaminação do sistema hidrológico, que mantém a vida aquática e as cadeias alimentares a ele relacionadas, tendo-se em vista que a água é indispensável para praticamente todas as atividades humanas, das quais se destacam o abastecimento doméstico e industrial, a irrigação agrícola, a geração de energia ser considerado um grave elétrica e as atividades de lazer e recreação, além da preservação da flora e fauna (RIBEIRO e VEIRA, 2010).

A região do Médio Vale Paranapanema tem grande representatividade na produção agrícola do Estado e o principal cultivo é o de cana de açúcar. As maiores concentrações urbanas estão nos municípios de Assis, Paraguaçu Paulista e Cândido Mota (ROCHA et al., 2005).

A avaliação da lixiviação de pesticidas no solo pode envolver estimativas diretas ou indiretas. Estimativas diretas incluem a aplicação dos pesticidas no campo ou em colunas de solo e as estimativas indiretas são baseadas na medida de parâmetros que utilizam modelos para avaliação do potencial de contaminação dos pesticidas no solo (OLIVEIRA JR et al., 2001).

Na literatura, alguns modelos são citados para avaliar o risco de contaminação por parte dos agrotóxicos. Os mais citados são: GUS (Groundwater Ubiquity Score) proposto por Gustafson (1989) para água subterrâneas, os critérios da EPA (Guideline on Ecological risk assessment) pela agência ambiental americana e GOSS proposto por Goss (1992) para águas superficiais. Esses índices são reconhecidos e aceitos no Brasil (DIAS et al., 2014).

Neste contexto, este trabalho tem o objetivo de aplicar os métodos de GOSS, GUS e LIX na avaliação da sorção e lixiviação dos agroquímicos 2,4-D, Atrazina, Clethodim + Alquilbenzeno e Glifosato, paralelamente às características químicas e texturais de um solo de cultivo agrícola da região de Platina (SP).

## 2. AGRICULTURA BRASILEIRA

Considera-se o Brasil um país extremamente privilegiado em termos de clima favorável, custos mais baixos de terras e de produção e alta produtividade em suas terras agricultáveis. Porém, apesar de possuir tais recursos valiosos, o mesmo faz grande uso de tecnologias e defensivos agrícolas para o controle de insetos, fungos, ervas daninhas e outras pragas que possam vir prejudicar tal produtividade (STEFFEN et. al., 2011).

Na segunda metade da década de 1960, duas atividades econômicas se destacaram no Brasil, foram as fábricas de insumos agrícolas como tratores, máquinas, fertilizantes e defensivos, e o conjunto de empresa que transformavam e processavam os produtos agrícolas em produtos de consumo industrializados, a chamada agroindústria. A partir daí a agricultura passou a ficar entre esses dois setores (BURKE, 2015).

Recentemente pode-se destacar os cultivos associados aos grandes agronegócios, com destaque para a cana-de-açúcar, laranja e pecuária. A agricultura estreitou suas relações com a indústria de modo que regiões industrializadas apresentam também um setor agrícola dinâmico (BURKE, 2015).

Veiga (2007) cita que o modelo de produção agrícola brasileiro se baseia na utilização de agrotóxicos, também chamados de defensivos agrícolas, para compensar problemas do processo produtivo. Neste contexto, os defensivos foram introduzidos na agricultura brasileira como uma tentativa de corrigir as necessidades do solo e prevenir/eliminar as pragas que prejudicam a produtividade. As culturas que mais utilizam defensivos atualmente no Brasil são: soja, milho, citros, cana de açúcar e algodão.

### 3. AGROTÓXICOS

Miranda (2016) data que a utilização de agrotóxicos no Brasil teve início entre as décadas de 1960 a 1970, com intuito de combater os vetores e para o controle de parasitas. Já na década de 1990, quando no Brasil se deu a modernização da agricultura, o uso de agrotóxico foi largamente estendido até às chamadas agriculturas familiares.

O Brasil se torna então, um dos maiores consumidores de defensivos, devido ao modelo agrícola adotado e a ampla diversidade biológica, predominante na maior parte do seu território, que favorece a incidência de pragas e moléstias (MORAGAS et. al., 2003).

Em Arruda (2008), o controle de substâncias químicas no combate às pragas, doenças, ervas daninhas e outros problemas da atividade agrícola é prática adotada no mundo todo. Essas substâncias têm recebido várias denominações: pesticidas, defensivos agrícolas, biocidas, ou dependendo de sua eficácia direta: inseticidas, fungicidas, herbicidas, carrapaticidas, nematicidas, maturadores. Dessa maneira, pode-se encontrar na literatura variadas denominações para tais compostos que apresentam a mesma finalidade.

No Brasil a Lei Federal de nº 7.802/89, considera agrotóxico como

os produtos e componentes de processos físicos, químicos e biológicos destinados a uso nos setores de produção, armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas nativas ou implantadas e de outros ecossistemas e também em ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora e da fauna a fim de preservá-la da ação danosa de seres considerados nocivos, bem como substâncias e produtos empregados como desfolhantes, desseccantes, estimuladores e inibidores de crescimento.

#### 3.1 CLASSIFICAÇÃO DOS AGROTÓXICOS

De acordo com o Manual de Normas e Procedimentos Técnicos para Vigilância da Saúde do Trabalhador, elaborado por Bahia (2002, p. 190), os agrotóxicos podem ser classificados de diversas maneiras, sendo as seguintes as mais utilizadas:

- a) Quanto ao organismo alvo:
- Inseticidas: combate insetos, larvas e formigas;
  - Acaricidas: combate ácaros diversos;
  - Nematicidas: combate nematóides;
  - Fungicidas: combate fungos;
  - Herbicidas: combate ervas daninhas;
  - Moluscidas: combate moluscos;
  - Rodenticidas: combate roedores;
  - Fumigantes: combate insetos, bactérias e roedores.
- b) Quanto ao grupo químico:
- Organoclorados;
  - Organofosforados;
  - Carbamatos;
  - Piretróides e Piretrinas;
  - Derivados do ácido fenoxiacético;
  - Dinitrofenóis;
  - Dipiridílicos;
  - Ditiocarbamatos;
  - Derivados Cumarínicos;
  - Triazinas.
- c) Quanto à formulação:
- Comprimidos;
  - Concentrado emulsionável;
  - Concentrado solúvel;
  - Emulsão concentrada;
  - Granulado;
  - Grânulos auto dispersíveis;
  - Microgranulado;
  - Óleo emulsionável;
  - Pasta;
  - Pastilha;
  - Pó molhável;

Pó seco;  
 Pó solúvel;  
 Solução aquosa concentrada;  
 Solução não aquosa concentrada;  
 Suspensão concentrada.

Os agrotóxicos são classificados, ainda, segundo seu poder tóxico. Esta classificação é fundamental para o conhecimento da toxicidade de um produto, do ponto de vista de seus efeitos agudos. No Brasil, a classificação toxicológica está a cargo do Ministério da Saúde (BRASÍLIA, 1997). A classificação toxicológica é apresentada na Tabela 1, juntamente com a correlação quantitativa de efeito nos humanos.

Grupo	Dose Letal 50 mg/kg	Dose capaz de matar uma pessoa
Extremamente tóxicos		≤ 5 mg/kg - 1 pitada -algumas gotas
Altamente tóxicos	5 – 50	1 colher de chá – 2 colheres de sopa
Medianamente tóxicos	50 – 500	1 colher de chá – 2 colheres de sopa
Pouco tóxicos	500 – 5000	2 colheres de sopa – 1 copo
Muito pouco tóxicos	5000 ou mais	1 copo - litro

**Tabela 1:** Classificação toxicológica dos agrotóxicos (BRASÍLIA, 1997).

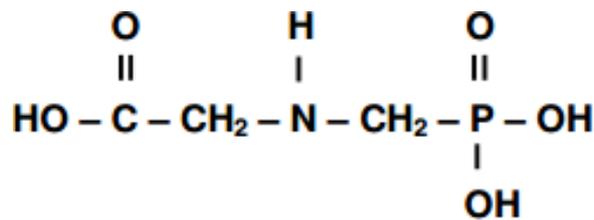
Por determinação legal, todos os produtos devem apresentar nos rótulos uma faixa colorida indicativa de sua classe toxicológica, conforme a tabela 2.

Classe I	Extremamente tóxicos	Faixa vermelha
Classe II	Altamente tóxicos	Faixa amarela
Classe III	Medianamente tóxicos	Faixa azul
Classe IV	Pouco tóxicos	Faixa Verde

**Tabela 2:** Rotulagem indicativa de classe toxicológica dos agrotóxicos (BRASÍLIA, 1997).

### 3.1.1 Glifosato

O glifosato (N-fosfometil glicina), cuja estrutura é mostrada na Figura 1, foi originalmente sintetizado em 1964 como potencial agente quelante industrial e seu uso como herbicida foi descrito em 1971. Devido à limitada solubilidade (1,2% a 25°C) do ácido em água, os sais mais solúveis do ácido são preferidos para as formulações. O termo glifosato é geralmente utilizado para indicar tanto o ácido como seus sais, pois é reconhecido que eles são biologicamente equivalentes (YAMADA e CASTRO, 2007).



**Figura 1:** Molécula de glifosato (In: YAMADA e CASTRO, 2004).

É considerado o herbicida não seletivo mais utilizado atualmente, representando 60% do mercado mundial, apresentando uma enorme eficiência contra as ervas daninhas. Há a comercialização de três tipos de glifosato, sendo eles: glifosato-isopropilamônico, glifosato-sesquisódios e glifosato-trimesium. Os dois primeiros citados são comercializados desde 1971 pela Monsanto Corporation com o nome de Roundup, e o último foi patenteado pela atual Syngenta. De todos os defensivos consumidos no Brasil, o Glifosato representa 30% de todo o volume (AMARANTE Jr. et al., 2002).

De modo geral, ele não é metabolizado pela planta, sendo assim a maior parte da concentração do glifosato chega ao solo em sua forma primária (TONI et al., 2006). Por ele não ser metabolizado nas plantas, sua principal degradação é feita por microrganismos, tendo seu principal metabólito o ácido aminometilfosfônico (AMPA).

Há evidências de o Glifosato ser prejudicial ao ambiente, pela toxicidade ambiental, sua polaridade, alta capacidade de adsorção e a resistência adquirida pelas ervas daninhas após o uso prolongado do mesmo, através da seleção natural (YAMADA e CASTRO, 2007). Segundo estudos, a toxicidade deste herbicida é relativamente baixa, porém,

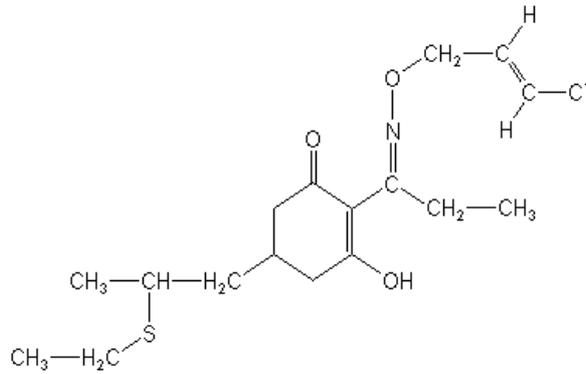
componentes de seus metabólitos apresentam maior toxicidade que seu componente ativo, como por exemplo, as etilaminas, encontradas em glifosato comercializado. Elas causam sérias irritações tóxicas em peixes, e ainda no sistema respiratório e pele. Este herbicida é considerado com baixa toxicidade para várias espécies, porém há um efeito em sua teia alimentar, podendo causar até a extinção de espécies. Há o exemplo de uma espécie de sapo, que está em perigo de extinção, por causa da destruição de seu habitat natural, causada pelo Glifosato (AMARANTE Jr. et al., 2002)

O glifosato tem fórmula molecular  $C_3H_8NO_5P$  (MM. = 169,1 g/ mol) e, em sua forma de sal de isopropilamônio, apresenta-se acrescido do grupo  $(CH_3)_2CHNH_3^+$  (MM = 228,2 g/mol) (AMARANTE, 2002).

Em condições ambientais, o glifosato e seus sais são sólidos cristalinos, muito solúveis em água (12 g/L a 25 °C) e quase insolúveis em solventes orgânicos comuns, tais como acetona e etanol, entre outros. Funde a 200°C, possui densidade de 0,5g/cm<sup>3</sup> e se apresenta bastante estável em presença de luz, inclusive em temperaturas superiores a 60°C. Os valores de  $pK$  encontrados na literatura para o glifosato são:  $pK_1 = 0,8$ ;  $pK_2 = 2,16$ ;  $pK_3 = 5,46$ ;  $pK_4 = 10,14$ . Tais constantes de dissociação indicam o grau de dissociação do herbicida em função do pH (AMARANTE, 2002).

### 3.1.2 Clethodim + Alquilbenzeno

Clethodim + Alquilbenzeno (Figura 2) é um herbicida graminicida, sistêmico, altamente seletivo para as culturas de algodão, alho, batata, café, cebola, cenoura, feijão, fumo, mandioca, melancia, soja e tomate, na pós-emergência destas culturas, e na aplicação em pré-emergência das culturas milho e trigo. Clethodim também é indicado para aplicação em manejo na pré-semeadura da soja, para controle do capim-amargoso (*Digitaria insularis*), resistente ao ingrediente ativo glifosato. Clethodim é efetivo contra uma ampla faixa de gramíneas anuais e perenes, apresentando pouca ou nenhuma atividade sobre as plantas daninhas de folhas largas e ciperáceas (OLIVEIRA, 2008).



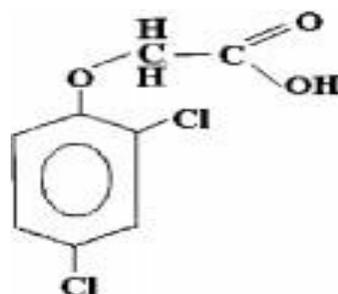
**Figura 2:** Molécula de Clethodim + Alquilbenzeno (In: BIANCHI, 2009).

Pertencem ao grupo químico da oxima ciclohexanodiona, e é classificado como herbicida graminicida pós emergentes, sistêmico, recomendado para o plantio de milho e com efetivo controle de uma ampla faixa de gramíneas anuais e perenes (OLIVEIRA, 2008).

### 3.1.3 Ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-d)

O 2,4-D (Figura 3) e a mistura picloram + 2,4-D, herbicidas registrados para plantações no Brasil, são compostos químicos extremamente ativos em dicotiledôneas, além de serem fracamente adsorvidos no solo. Particularmente, o picloram apresenta longa persistência no ambiente, com meia-vida de 20 a 300 dias (Silva et al., 2007), podendo ser encontrado no solo até três anos após sua aplicação (DEUBERT & CORTE-REAL, 1986).

O 2,4-D mostra-se com persistência curta a média nos solos e, em doses normais, a atividade residual não excede a quatro semanas em solos argilosos e clima quente (SILVA et al., 2007).

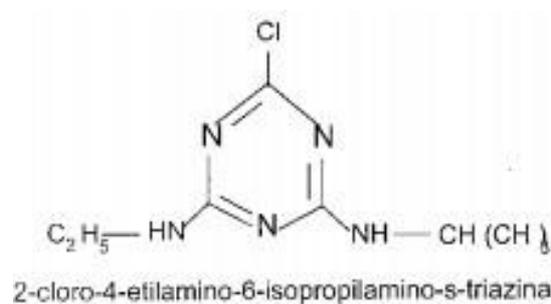


**Figura 3:** Molécula de ácido 2,4-diclorofenoxiacético (In: SILVA, 2007).

É um ácido orgânico, com  $pK_a$  2,6, e possui uma solubilidade de 45 g/L em água. Este herbicida mostra-se cancerígeno e acarreta danos ao fígado e ao coração. Ataca o sistema nervoso central, provocando convulsões. Sua dose letal (DL50) oral é de 370 mg/kg (em coelhos) e por via derme é de 1400 mg/kg (em camundongos) (VIEIRA, 1999).

### 3.1.4 Atrazina

A atrazina (2-cloro-4-etileno-diamino-6-isopropilamino-s-triazina) (Figura 4) é um herbicida seletivo utilizado no controle de ervas daninhas, principalmente em culturas de milho, cana-de-açúcar e soja (RITA DE CÁSSIA, 1999).



**Figura 4:** Molécula de Atrazina (In: RITA, 1999).

Possui um peso molecular igual a 215,69 g/mol, é solúvel em alguns solventes orgânicos como éter, acetona, benzeno, clorofórmio, etanol e acetato de etila.

O potencial herbicida da atrazina deve-se à sua ação na inibição da fotossíntese pela interrupção da reação de Hill. Sua biodisponibilidade em solos é governada essencialmente pelo equilíbrio dinâmico existente entre a solubilidade na fase aquosa e a capacidade adsorviva do composto no sistema coloidal do solo. Vários fatores direcionam a eficácia e reatividade da atrazina, entretanto, muito pouco é conhecido sobre as interações e modificações decorrentes. Acredita-se que estes processos sejam governados pela solvatação, adsorção e degradação do herbicida no solo, agindo sobre a seletividade específica do herbicida (RITA DE CÁSSIA, 1999).

#### 4. POTENCIAL DE LIXIVIAÇÃO

O combate de plantas daninhas por meio de herbicidas é usado em grandes áreas de plantio, por ser um método rápido e eficiente. No entanto, o uso consecutivo desses produtos aumenta as preocupações com a contaminação do solo e da água, bem como com seus efeitos sobre os seres humanos e animais (INOUE et al., 2003). Além disso, os herbicidas são os agrotóxicos detectados com maior frequência fora das áreas de aplicação, aumentando o risco de contaminação ambiental (Oliveira, 2001).

No solo, quando o herbicida é aplicado para combate a pragas que prejudiquem a colheita, estes poderão sofrer processos de sorção, lixiviação e/ou degradação por efeitos físicos, químicos e biológicos, além de ser absorvido pelas plantas daninhas e/ou plantas cultivadas (Velini, 1992).

Tem-se conhecimento que a movimentação de um herbicida no perfil do solo ocorre em todas as direções e é dependente da direção do fluxo de água. O movimento descendente dessas moléculas no perfil do solo é chamado de lixiviação. Este processo é influenciado pelo teor e tipo de matéria orgânica, composição, tamanho e distribuição das partículas do solo, pH e densidade do solo, tamanho e distribuição dos poros, sendo a principal forma de transporte no solo das moléculas não voláteis e solúveis em água (PRATA et al., 2003).

As avaliações da lixiviação de pesticidas no solo envolvem abordagens diretas ou indiretas, estimativas diretas incluem a aplicação dos pesticidas no campo (condições são naturais) ou em colunas de solo, podendo-se controlar as condições ambientais com análises de amostras do solo em diferentes profundidades. Já as estimativas indiretas são baseadas na medida de parâmetros que utilizam modelos para avaliação do potencial de lixiviação dos pesticidas no solo (OLIVEIRA JÚNIOR, KOSHINEN e FERREIRA, 2001). Estes modelos são representações físicas, conceituais ou matemáticas da realidade (COHEN et al., 1995).

Os modelos mais citados são: GUS (Groundwater Ubiquity Score) proposto por Gustafson (1989) para água subterrâneas, os critérios da EPA (Guideline on Ecological risk assessment) pela agência ambiental americana e GOSS proposto por Goss (1992) para

águas superficiais. Esses índices são reconhecidos e aceitos no Brasil (DIAS et al., 2014).

#### 4.1 ÍNDICE DE VULNERABILIDADE DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS (GOUNDWATER UBIQUITY SCORE - GUS)

O índice GUS (índice de vulnerabilidade de águas subterrâneas), proposto por Gustafson (1989) – eq. (1), é calculado a partir dos valores de meia vida do composto no solo e do coeficiente de sorção normalizado para o teor de carbono orgânico, não levando em consideração outras propriedades, como solubilidade em água. Este índice é empírico e classifica os compostos de acordo com sua tendência de lixiviação.

$$GUS = \log t_{1/2} (4 - \log K_{oc}) \quad (1)$$

Em que GUS representa um índice adimensional,  $t_{1/2}$  representa a meia-vida do herbicida no solo (dias) e  $K_{oc}$  representa o coeficiente de sorção normalizado para o teor de carbono orgânico ( $L.kg^{-1}$ ). Herbicidas com  $GUS < 1,8$  são considerados não-lixiviadores, ao passo que índices superiores a 2,8 representam produtos lixiviadores. Aqueles com valores entre 1,8 e 2,8 são considerados intermediários.

#### 4.2 GOSS

O método de Goss surge como alternativas atrativas para a investigação preliminar do potencial de contaminação dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos por agrotóxicos, uma vez que a quantificação destes compostos na água envolve métodos analíticos complexos e caros (LOURENCETTI, 2005).

Os critérios propostos por esse método para a avaliação do potencial de poluição de águas superficiais por pesticidas, são:

- Alto potencial de transporte associado ao sedimento (APTAS): meia-vida no solo  $\geq 40$  dias e  $K_{oc} = 1000$  ou meia-vida no solo  $\geq 40$  dias e  $K_{oc} \geq 500$  e solubilidade em água  $\leq 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ ;
- Baixo potencial de transporte associado ao sedimento (BPTAS): meia-vida no solo  $< 1$  dias ou meia-vida no solo  $\leq 40$  dias,  $K_{oc} \leq 500$  e solubilidade em água  $\geq 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$  ou meia-vida no solo  $\leq 2$  dias e  $K_{oc} \leq 500$  ou meia-vida no solo  $\leq 4$  dias e  $K_{oc} \leq 900$  e solubilidade em água  $\geq 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$  ou meia-vida no solo  $\leq 40$  dias e  $K_{oc} \leq 900$  e solubilidade em água  $\geq 2 \text{ mg.L}^{-1}$ ;
- Alto potencial de transporte dissolvido em água (APTDA): meia-vida no solo  $> 35$  dias,  $K_{oc} < 1.000.000$  e solubilidade em água  $\geq 1 \text{ mg.L}^{-1}$  ou  $K_{oc} \leq 700$  e solubilidade em água entre 10 e 100  $\text{mg.L}^{-1}$ ;
- Baixo potencial de transporte dissolvido em água (BPTDA):  $K_{oc} \geq 1.000.000$  ou meia-vida no solo  $\leq 1$  dia e  $K_{oc} \leq 100$  ou meia-vida no solo  $< 35$  dias e solubilidade em água  $< 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$

As substâncias que não se enquadram em nenhum dos critérios acima são consideradas como tendo potencial médio para poluírem águas superficiais (LOURENCETTI, 2005).

#### 4.3 ÍNDICE DE LIXIVIAÇÃO (LIX)

O índice de lixiviação (LIX) - eq. 2, é útil a fim de determinar quais pesticidas utilizados devem receber uma maior atenção com respeito às águas subterrâneas. Ele oferece valores mais facilmente interpretáveis do que o índice GUS, e resulta em uma escala que delimita o mínimo e o máximo potencial de lixiviação, enquanto GUS resulta em uma gama menos definível, incluindo valores negativos (SPADOTTO, GOMES e HORNSBY, 2002).

$$\text{LIX} = \exp(-K \cdot K_{oc}) \quad (2)$$

Em que:  $K$  = constante de primeira ordem de degradação do pesticida ( $\text{dia}^{-1}$ ), e  $K_{oc}$  = coeficiente dessorção de carbono orgânico do agrotóxico ( $\text{Ml.g}^{-1} \text{C.O.}$ ).

Classificação do Potencial de Lixiviação dos Pesticidas, pelo índice LIX

LIX	Potencial de Lixiviação
0	Nulo
$0 < \text{LIX} < 0,1$	Zona de Transição
$\geq 0,1$	Potencial de Lixiviação

**Tabela 3:** Classificação do Potencial de Lixiviação dos Pesticidas, pelo índice LIX (SPADOTTO, 2002).

## 5. COMPORTAMENTO DE HERBICIDAS NO SOLO

Relativamente à ação dos produtos químicos e mais propriamente dos herbicidas sobre o ambiente, vários fatores são conhecidos por influenciar o comportamento desses produtos sobre o meio que atuam; o destino de um herbicida é decidido através dos efeitos de vários processos físico-químicos e biológicos, que causam a degradação e o movimento do produto.

Dentre esses fatores, muitos dos quais são interdependentes, tem-se: a decomposição, seja ela química, fotoquímica ou biológica, a volatilização, a lixiviação, o arrastamento lateral, a solubilidade, o coeficiente de partição ( $K_{oc}$ ) do produto e os processos de adsorção/dessorção (GUIMARÃES, 1987). Diferenças nas estruturas e propriedades das substâncias químicas, e nas características e condições ambientais, todos podem afetar esses processos. Condições meteorológicas, composição das populações de microrganismos no solo, presença ou ausência de plantas, localização do solo na topografia e práticas de manejo dos solos podem também afetar o destino de herbicidas no ambiente. Além disso, a taxa e a quantidade de água movendo na superfície e através do perfil do solo têm um grande impacto no movimento do herbicida (SPADOTTO, 2002).

A adsorção é considerada como sendo um dos principais processos que afetam a interação entre o pesticida e a fase sólida do solo, influenciando diretamente a magnitude do efeito de outros fatores como biodegradabilidade, lixiviação, entre outros. A adsorção nos colóides do solo, especificamente na fração mineral, para a maioria dos pesticidas, envolve diferentes mecanismos, como: fixação física, forças de van der Waals, ligação de hidrogênio, ligação iônica, complexação através de íons metálicos, ligação hidrofóbica, complexo de transferência de carga (VIEIRA *et al.*, 1999).

Cada solo tem sua própria capacidade de absorver um determinado herbicida. A razão entre a quantidade de herbicida adsorvido e a quantidade na solução do solo é chamada índice de adsorção ( $K_f$ ). Um baixo índice de sorção significa que uma grande quantidade de herbicida aplicado encontra-se na solução do solo e foi pouco adsorvido. Herbicidas com um baixo índice de sorção são mais disponíveis para lixiviação em um dado solo do

que aqueles com um valor maior. O índice de sorção de alguns herbicidas é variável dependendo de fatores do solo como pH e matéria orgânica (RODRIGUES *et al.*, 1995).

Os fatores mais importantes para a adsorção ao solo são os constituintes que representam a fase sólida (argila, minerais, matéria orgânica, óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro, e sílica), o pH e o teor de água do solo (RODRIGUES, 1995). Adsorção e dessorção de moléculas orgânicas no solo são processos controlados pelas suas propriedades químicas e pelas propriedades superficiais de cada solo. Os componentes do solo que possuem cargas superficiais são os minerais silicatos, óxidos e matéria orgânica.

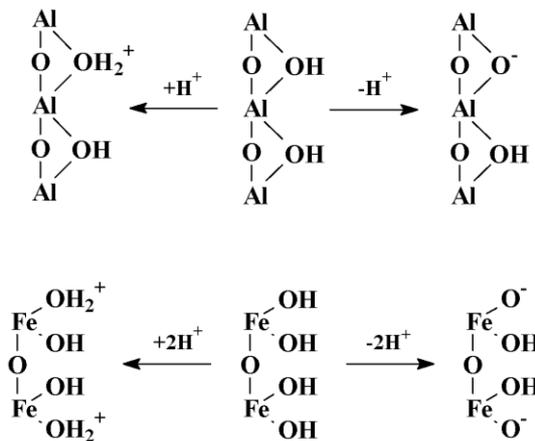
Quanto às propriedades dos compostos orgânicos, são consideradas relevantes: grupos funcionais da molécula; acidez ou alcalinidade dos grupos funcionais; tamanho e formato da molécula; polaridade e carga da molécula; e capacidade de polarização da molécula. Estas propriedades determinam a solubilidade aquosa da molécula e como consequência, a tendência da molécula em ser adsorvida na superfície do solo (NEDER, 1998).

A superfície mineral e orgânica do solo (adsorvente) pode adsorver moléculas orgânicas (adsorvatos) de maneira fraca ou forte, dependendo da força de interação entre adsorvente/adsorvato. As interações fortes são indicativas de uma adsorção química ou quimio-adsorção, na qual é estabelecida uma ligação covalente ou ligação eletrostática de curta distância entre a molécula e a superfície. As interações fracas, por outro lado, são características de adsorção física, na qual as interações de ligação não são muito energéticas (menores do que 10 kcal/mol de adsorvato) (NEDER, 1998).

As partículas dos solos podem apresentar carga negativa constante em qualquer nível de acidez, mas existem também cargas negativas que se manifestam à medida que o pH se eleva. A diferença entre esses dois tipos de cargas negativas está na sua origem. As cargas fixas são provenientes de alterações na composição em minerais de argila do tipo 2:1 (montmorilonita, vermiculita, etc), enquanto as cargas variáveis se originam da dissociação do H<sup>+</sup> em minerais do tipo 1:1 (caulinita), óxidos de Fe e Al e matéria orgânica humificada. A matéria orgânica humificada apresenta uma quantidade de cargas, por grama de material, maior que os minerais 2:1, razão pela qual nas regiões de clima

tropical muitas vezes a matéria orgânica é responsável por até 90 % das cargas existentes nos solos (UEHARA e GILLMAN, 1981).

A carga superficial variável (ou dependente de pH) depende das atividades de íons potencialmente determináveis ( $H^+$  e  $OH^-$ ) e da concentração de eletrólitos (força iônica, I). Dependendo do pH do solo estas superfícies apresentam carga líquida negativa, positiva, ou nenhuma carga (APPEL *et al.*, 2003). Os óxidos (de Fe, Al, Mn) tendem a ganhar ou perder prótons dependendo do pH (Figura 5) e a magnitude e o sinal da carga superficial por sua vez afeta diretamente a reação com outros íons. Baixos valores de pH do solo aumentam a atividade dos íons  $H^+$  na superfície das partículas, a qual pode alterar a intensidade de adsorção do herbicida. Como o pH do solo afeta a carga superficial e a concentração de íons  $H^+$ , este pode ser ajustado para influenciar a mobilidade e transformação dos herbicidas (ATALAY e HWANG, 1999).



**Figura 5:** Representação de minerais de carga variável. (In: MOURIÑO, 2005)

A matéria orgânica do solo apresenta cargas elétricas de superfície e contribui para a CTC (20 a 70 % na maioria dos solos) e a força da acidez depende da natureza do grupo reativo envolvido e da conformação estrutural do grupamento na molécula. A dissociação de prótons dos grupos COOH começa a partir de valores de pH da solução do solo iguais ou superiores a 3,0 (MEURER, 2000). Entre os constituintes da matéria orgânica do solo, as substâncias húmicas são as mais importantes, devido à sua larga distribuição nos ambientes terrestres e aquáticos (PRADO *et al.*, 2001). A humificação da matéria

orgânica do solo tem influência direta nas propriedades físicas, químicas e biológicas dos constituintes orgânicos que podem interagir com os componentes orgânicos exógenos (BENOIT *et al.*, 1999). Na presença de matéria orgânica, compostos orgânicos simples (como exemplo o herbicida 2,4-D), podem promover uma variedade de interações sortivas através do equilíbrio reversível. Esses processos também podem afetar a intensidade da bioatividade e lixiviação por parte destes compostos no ambiente (VIEIRA *et al.*, 1999).

Os grupos funcionais apresentam uma capacidade de perder ou receber íons  $H^+$  (dissociação ou protonação) e são responsáveis pela geração de carga da matéria orgânica do solo. A força da acidez depende da natureza do grupo funcional reativo envolvido e da conformação estrutural do grupamento na molécula. A maior reatividade da matéria orgânica do solo, em comparação com os minerais, também se deve à grande área superficial específica. Ao contrário dos argilominerais, que podem apresentar cargas negativas permanentes ou pH-dependentes, a matéria orgânica do solo apresenta somente cargas pH-dependentes e predominantemente negativa na faixa de pH dos solos (MEURER, 2000).

## 6. MATERIAIS E MÉTODOS

### 6.1 MATERIAIS

- Bastão de vidro;
- pHmetro PROLAB MPA 210;
- Peneira em malha 2mm e 0,053mm;
- Estufa Tecnal, modelo TE 393/2;
- Dessecador Sibata, modelo Sibata;
- Cachimbo de 10 mL para tomada de amostra;
- Mufla EDG, modelo EDG3P-S;
- Balança Analítica BEL ENGINEERING M214Ai;
- Mesa agitadora Orbital TE-145;
- Cloreto de Cálcio - Synth;
- Água destilada e deionizada;
- NaOH - Dinâmica;

### 6.2 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E COLETA DE SOLO

Foi escolhido 5 pontos de coletas as margens do Ribeirão Pirapitinga (Figura 6), rio localizado no município de Platina, interior de São Paulo e 5 pontos de coleta na plantação.

Próximo ao rio que se encontra a propriedade rural Sítio Céu Azul, que conta com 24,25 ha de área total. A principal atividade do sítio é a agricultura com utilização de agrotóxicos

Foram realizadas coletas a 30cm e 60cm de profundidade, homogeneizando-se os 5 pontos em uma só amostra por profundidade.



**Figura 6:** Localização do Sítio Céu Azul e do Ribeirão Pirapitinga.

## 6.3 MÉTODOS

As análises químicas e físicas do solo foram realizadas tendo como referência o Manual de Métodos de Análise de Solo (EMBRAPA, 1997)

### 6.3.1 Capacidade de troca de cátions (CTC) e bases trocáveis

#### 6.3.1.1 Método do KCl 1 mol.L<sup>-1</sup>

Pesou-se 7,5 g de solo, colocou-se em erlenmeyer de 250 mL e adicionou-se 150 mL de solução de KCl 1 mol.L<sup>-1</sup>. Fechou-se com rolha de borracha e agitou-se com movimentos circulares, evitando molhar a rolha; repetiu-se essa operação várias vezes ao dia. Depois da última agitação, desfez-se o montículo que se forma na parte central do fundo do erlenmeyer e deixou-se em repouso durante uma noite. Pipetou-se para erlenmeyer de 200 mL duas alíquotas de 50,00 mL da parte sobrenadante da solução, para determinação do alumínio extraível, cálcio, magnésio e cálcio trocável (EMBRAPA, 1997).

#### 6.3.1.2 Método do HCl 0,05 mol.L<sup>-1</sup>

Pesou-se 10 g de solo, colocou-se em erlenmeyer de 200 mL e adicionou-se 100 mL da solução de ácido clorídrico 0,05 mol.L<sup>-1</sup>. Fechou-se com rolha de borracha e agitou-se com movimentos circulares, evitando molhar a rolha; repetiu-se esta operação várias vezes ao dia. Depois da última agitação, desfez o montículo que se forma na parte central do fundo do erlenmeyer e deixou-se em repouso durante uma noite. Filtrou-se, no filtrado, determinou-se o sódio e o potássio em fotômetro de chama, diretamente ou em alíquotas diluídas conforme os teores de Na<sup>+</sup> e K<sup>+</sup> existentes na amostra (EMBRAPA, 1997).

#### 6.3.1.3 Método do Acetato de Sódio a pH 7,0

Pesou-se 10 g de solo, colocou-se em erlenmeyer de 200 mL e juntou-se 150 mL de solução de acetato de cálcio pH 7,0. Fechou-se com rolha de borracha e agitou-se com movimentos circulares, evitando molhar a rolha; repetiu-se esta operação várias vezes ao dia. Depois da última agitação, desfez o montículo que fica na parte central do fundo do erlenmeyer e deixou-se em repouso durante uma noite. Utilizou-se o sobrenadante da solução para a determinação da acidez extraível (H<sup>+</sup> Al<sup>+++</sup>) (EMBRAPA, 1997).

#### 6.3.1.4 Método do Acetato de Amônio a pH 7,0

Pesou-se 12,5 g de solo, colocou-se em erlenmeyer de 250 mL e adicionou-se 125 mL da solução de acetato de amônio a pH 7,0. Fechou-se com rolha de borracha, agitou-se com movimentos circulares, evitando molhar a rolha e repetiu-se essa operação várias vezes ao dia. Depois da última agitação, desfez o montículo que se forma na parte central do erlenmeyer e deixou-se em repouso durante uma noite. Pipetou-se 100 mL do líquido sobrenadante e passar para depósito de plástico com tampa, de onde são retiradas as alíquotas para determinação dos íons trocáveis (EMBRAPA, 1997).

#### 6.3.1.5 Determinação de Alumínio Trocável

Em uma das duas alíquotas de 50 mL obtidas na extração com KCl 1 mol.L<sup>-1</sup>, adicionou-se 3 gotas do indicador azul de bromotimol e titulou-se com solução de NaOH 0,025 mol.L<sup>-1</sup>, até a coloração verde-azulada persistente. Anotou-se a quantidade de NaOH 0,025 mol.L<sup>-1</sup>, para posterior resolução do cálculo (EMBRAPA, 1997).

#### 6.3.1.6 Determinação de Cálcio e Magnésio Trocáveis

No erlenmeyer, onde foi feita a titulação do Al<sup>+++</sup> trocável, adicionou-se 1 gota de água de bromo para destruir o azul de bromotimol. Adicionou-se 6,5 mL do coquetel tampão e 4 gotas do indicador eriochrome black e titulou-se, imediatamente, com a solução de EDTA 0,0125 mol.L<sup>-1</sup>, até viragem da cor vermelho-arroxeadada para azul puro ou esverdeada (com esta titulação são determinados conjuntamente (Ca<sup>++</sup> e Mg<sup>++</sup>), anotou-se o volume de EDTA gasto (EMBRAPA, 1997).

#### 6.3.1.7 Determinação de Cálcio Trocável

No segundo erlenmeyer, colocou-se 2 mL de trietanolamina a 50%, 2 mL de KOH a 10% e uma pitada de murexida ( $\pm$  50 mg). Titulou-se com solução de EDTA 0,0125 mol.L<sup>-1</sup> até viragem da cor rósea para roxa e anotou-se o volume de EDTA gasto, que corresponde ao cálcio existente (EMBRAPA, 1997).

#### 6.3.1.8 Determinação de Potássio Trocável

Passou-se o extrato de solo obtido com HCl 0,05 mol.L<sup>-1</sup> no fotômetro de chama, utilizou-se o filtro próprio do potássio, fez a leitura (EMBRAPA, 1997).

#### 6.3.1.9 Determinação de Sódio Trocável

Passou-se o extrato de solo obtido com HCl 0,05 mol.L<sup>-1</sup> no fotômetro de chama, utilizando o filtro próprio do Na<sup>+</sup>. Procedeu-se a leitura do aparelho (EMBRAPA, 1997).

**As análises citadas acima foram realizadas no laboratório Agrolab, Assis SP.**

#### 6.3.2 pH do Solo

Com auxílio do cachimbo, pegou-se 10 mL de solo e colou-se em um Becker de 50 mL, adicionou-se 25 mL de CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol.L<sup>-1</sup>, agitou-se a amostra com bastão de vidro individual e deixou-se em repouso por uma hora. Posteriormente realizou-se a leitura do pH em pHmetro calibrado (EMBRAPA, 1997).

#### 6.3.3 Umidade

Colocou-se 10 g da amostra, com ou sem estrutura deformada, em lata de alumínio numerada e de massa conhecida. Pesou-se e transferiu-se para estufa a 105 – 110°C, deixando nesta condição durante 24 horas. Retirou-se da estufa, colocou-se em dessecador, deixou-se esfriar e pesou-se o conjunto cadinho mais amostra (EMBRAPA, 1997).

#### 6.3.4 Determinação do Teor de Material Mineral

Pesou-se 5 g da amostra, com ou sem estrutura deformada, em cadinhos de porcelanas numerados e de massa conhecida. Pesou-se e transferiu-se para mufla 550°C, deixando

nesta condição durante 2 horas. Retirou-se da mufla, colocou-se em dessecador, deixou-se esfriar e pesou-se (EMBRAPA, 1997).

### **6.3.5 Determinação do Teor de Matéria Orgânica do Solo**

A determinação de matéria orgânica do solo foi realizada da maneira indireta, através da subtração do teor de umidade e material mineral, da massa total do solo (EMBRAPA, 1997).

### **6.3.6 Análise Granulométrica**

Colocou-se 20 g de solo em copo plástico de 250 mL. Adicionou-se 100 mL de água e 10 mL de solução normal de hidróxido de sódio. Agitou-se com bastão de vidro e deixou-se em repouso durante uma noite, cobriu-se o copo com vidro de relógio.

Transferiu-se o conteúdo para copo metálico do agitador elétrico “stirrer” com o auxílio de um jato de água, deixou-se o volume em torno de 300 mL. Colocou-se o copo no agitador e procedeu-se à agitação durante 15 minutos.

Passou-se o conteúdo através de peneira de 20 cm de diâmetro e malha de 0,053 mm (nº 270), colocou-se sobre um funil apoiado em um suporte, tendo logo abaixo uma proveta de 1.000 mL. Lavou-se o material retido na peneira com água proveniente de depósito colocado a mais ou menos 3 metros de altura, de modo a se obter uma pressão uniforme na mangueira e uma lavagem eficiente e rápida das areias. Completou-se o volume do cilindro até o aferimento, com o auxílio de uma pisseta.

Agitou-se a suspensão durante 20 segundos com um bastão, tendo este, na sua extremidade inferior, uma tampa de borracha contendo vários furos e de diâmetro um pouco menor do que o do cilindro ou proveta. Marcou-se o tempo após concluir a agitação. Introduziu-se uma pipeta de 50 mL, colocada em pipetador automático de borracha, até a profundidade de 5 cm, e coletou-se a suspensão.

Transferiu-se para cápsula de porcelana, ou bécher numerado e de massa conhecida, juntamente com a porção proveniente da lavagem da pipeta. Colocou-se a cápsula na estufa e deixou-se durante uma noite ou até evaporar completamente a suspensão. Retirou-se, colocou-se em dessecador, deixou-se esfriar e pesou com aproximação de 0,0001 g, concluindo, assim, a determinação da argila.

Completo-se a lavagem da areia retida na peneira de 0,053 mm com jato forte de água de torneira. Transferiu-se a fração areia para lata de alumínio numerada e de massa conhecida, eliminou-se o excesso de água e colocou-se na estufa. Após secagem (3 a 5 horas), deixou esfriar e pesou-se, com aproximação de 0,05 g, obtendo-se assim a massa da areia grossa mais areia fina. Transferiu-se essa fração para peneira de 20 cm de diâmetro e malha 0,2 mm (nº 70), colocou-se sobre recipiente metálico de mesmo diâmetro, e procedeu-se à separação da areia grossa. Transferiu-se a areia fina para a mesma lata que foi usada anteriormente e pesou-se (EMBRAPA, 1997).

### **6.3.7 Avaliação do potencial de lixiviação dos herbicidas na área de estudo**

A avaliação do potencial de lixiviação dos herbicidas utilizados na área de estudo, será feito utilizando-se os modelos de GUS, GOSS e LIX.

Para tanto, será feito um levantamento das substâncias frequentemente empregadas na área de estudo e pesquisados através de revisão bibliográfica, dos parâmetros de tais para emprego nos modelos matemáticos acima citados.

Posteriormente, serão correlacionadas às características do solo da área de estudo com os índices obtidos e feitas comparações com outros trabalhos que utilizaram tal método para avaliação do potencial de lixiviação de herbicidas em outras ao redor do Planeta.

## 7. Resultados e Discussões

### 7.1 Características Químicas do Solo

Os resultados obtidos estão demonstrados na Tabela 4.

	C.T.C mmolc/dm <sup>3</sup>	Umidade (%)	pH	M.O.S g/dm <sup>3</sup>
Terra 30cm	87,6	16,7	4,83	19
Terra 60cm	87,6	17,07	4,69	19
Rio 30cm	87,6	16,45	4,44	19
Rio 60cm	87,6	16,63	4,56	19

**Tabela 4:** Características do solo.

#### 7.1.1 C.T.C do solo

Os cátions e ânions que estão adsorvidos nas superfícies das partículas minerais e orgânicas do solo podem ser trocados por outros íons da solução do solo, podem também passar para a solução do solo para repor os nutrientes absorvidos pelas plantas. Essa troca de cátions que ocorre no solo chamamos de C.T.C (MEURER, 2000).

A capacidade de troca catiônica, é função da mineralogia do solo e dos níveis de MOS presentes, tendo em vista que essas partículas apresentam cargas elétricas superficiais que variam em função do pH, mas de qualquer forma contribuem para a CTC do solo, especialmente de solos tropicais, tipicamente intemperizados (CÓ JÚNIOR, 2011).

É comum em sistemas de plantio direto e convencional apresentarem os maiores valores de CTC quando comparados aos sistemas de cerrado e pastagem, uma vez que os dois primeiros sistemas envolviam o uso de culturas anuais, nas quais foram feitas adubações com fertilizantes minerais que continham esses nutrientes. Cavalcante et al (2007) observaram valores de CTC da ordem de 108 mmolc.dm<sup>3</sup> e 62,6 mmolc.dm<sup>3</sup> em solos de preparo convencional e plantio direto respectivamente. Sendo a área estudada, de plantio de cana de açúcar e soja, as correções do solo com fertilizantes são prática constante, o que justifica o valor observado entre aqueles da referência.

### 7.1.2 Umidade do solo

O teor de umidade obtido nas análises do solo foi de média 16,7%. A umidade do solo influencia diretamente o volume de água nele armazenado, bem como a sua resistência e a compactação, entre outros fatores. O conhecimento da umidade do solo para estudos de movimento da água no solo, bem como a adoção de determinadas práticas de manejo culturais e irrigação, é de grande importância (NUNES et al., 2012). A capacidade de infiltração de água no solo é afetada pelo tempo, umidade inicial, porosidade e textura, condutividade hidráulica, dentre outros.

Em períodos de precipitações, alguns agroquímicos aplicados na agricultura podem ser lixiviados e infiltrados juntamente com a água para o solo, isso ocorre com alguns herbicidas citados, pois segundo Inoue et al. (2003), o valor de  $K_{oc}$  relativamente baixo acarretará em um longo período de persistência no solo e classifica como um herbicida lixiviador, esses parâmetros também servem para outros tipos de agrotóxicos.

### 7.1.3 pH do solo

O resultado obtido com relação ao pH do solo foi de média 4,63, caracterizando-o assim como um solo ácido. Para, sendo este um ph ruim no plantio de soja e milho em que o ph deve-se variar de 5,5 a 7,0.

Tem-se este ph pois o solo apresentou alta concentração de alumínio que ocasiona um ph baixo.

Geralmente a maioria dos solos brasileiros são ácidos, necessitando assim a adição de calcário (calagem) para a correção do mesmo, pois solos muito ácidos apresentam uma concentração de alumínio e manganês que podem ser tóxicos para as plantas, além da deficiência de cálcio, magnésio e fósforo (CAIRES, FONSECA, 2000).

Segundo Meurer (2000) a acidez do solo é proveniente de substâncias ou compostos que liberam íons  $H^+$ , como  $Al^{3+}$  trocável, adsorvido às cargas negativas das argilas e dos grupos funcionais  $COOH^-$  e  $OH^-$  da matéria orgânica. Da mesma forma,  $OH^-$  ligados às

superfícies dos óxi-hidróxidos de ferro e alumínio e os existentes na borda dos argilominerais que também podem se dissociar em íons  $H^+$  para a solução do solo.

Solos ácidos, com alto teor de alumínio, são comuns em várias partes do mundo, de fato, a toxicidade de Al limita a produção muito mais que qualquer outro estresse abiótico, exceto a seca, o valor encontrado de alumínio em % na C.T.C foi de 4,6% um valor elevado. Os solos brasileiros, em sua maioria, são velhos e intemperizados, apresentando acidez e elevados teores de alumínio, o que traz sérios problemas para o desenvolvimento do sistema radicular das plantas, as quais limitam o aproveitamento da água e nutrientes adicionados ao solo por meio dos fertilizantes (DOS SANTOS).

Baixos valores de pH do solo aumentam a atividade dos íons  $H^+$  na superfície das partículas, a qual pode alterar a intensidade de adsorção do herbicida. Como o pH do solo afeta a carga superficial e a concentração de íons  $H^+$ , este pode ser ajustado para influenciar a mobilidade e transformação dos herbicidas, aumentando seu potencial lixiviador (ATALAY e HWANG, 1999).

#### **7.1.4 Matéria orgânica do solo (MOS)**

A matéria orgânica no solo encontrada foi de 19 g/dm<sup>3</sup>, este valor é considerado alto de acordo com Meurer (2000), a vários fatores que influenciam o comportamento do herbicida no solo um deles é a atividade microbiana que está diretamente ligado a matéria orgânica, como o valor encontrado foi alto a outros tipos de solo a maioria dos herbicidas tem-se uma disponibilidade de se degradar muito mais rápido, tornando seu tempo de meia vida menor e diminuindo sua capacidade de lixiviação (VIEIRA).

Quando compostos de matéria orgânico é adicionado a um solo em que foi aplicado um determinado herbicida, este pode influenciar de duas maneiras no comportamento da molécula: aumentando a sorção do herbicida, indisponibilizando-o, ou ativando a microbiota do solo e, assim, promovendo um aumento de sua degradação (PRATA, 2008).

A atividade microbiana é reconhecida como um dos fatores mais importantes na eliminação de produtos químicos no ambiente. A função dos microorganismos na transformação de xenobióticos vem, há tempo, sendo demonstrada em trabalhos em

laboratório, que comparam as proporções de degradação entre amostras de solos ativas e esterilizadas (Lichtenstein & Schultz, 1964).

## 7.2 Granulometria do solo

Os resultados obtidos na análise granulométrica estão demonstrados na Tabela 5.

Areia Fina (%)	Areia Grossa (%)	Silte (%)	Argila (%)	Classificação
39,67	17,01	41,56	1,78	Franco-Arenoso

**Tabela 5:** Granulometria do solo.

Em solos arenosos e franco arenosos ocorre predomínio das propriedades da areia, quando esta compreende pelo menos 70% do material em peso (solos com menos do que 15 % de argila). Características da fração argila predominam em solos argilosos, argilo-arenosos e argilo-siltosos (BRADY).

Neste tipo de solo fica caracterizado por apresentar alto nível de permeabilidade de água, que por sua vez pode carregar herbicidas para solos mais profundos, aumentando seu potencial lixiviador.

## 7.3 Estimativa da Lixiviação do Herbicida

Foi realizado um levantamento das propriedades físico-químicas dos herbicidas analisados, essas propriedades serão usadas para o cálculo dos índices GUS, GOSS e LIX, cálculos que visam analisar se tal herbicida é ou não lixiviador de uma maneira mais global.

Posteriormente será feita uma correlação com as propriedades físico-químicas do solo encontrada nas análises e comparadas com estudos específicos de certo herbicida em dado valor encontrado para se saber se os índices são viáveis a aplicação.

Resultados sobre características físico-químicas do herbicida apresentado na tabela 6.

Propriedades	Glifosato	Clethodim	2,4-D	Atrazina
T1/2 (dias)	15	0,55	4,4	75
Koc	1424	40	39,3	100
Solubilidade em água à 20°C (mg/L)	10500	5450	24300	35
K	0,0462	1,26	0,1575	$9,24 \cdot 10^{-3}$

**Tabela 6:** Propriedades físico-químicas dos herbicidas estudados neste trabalho.

1: Pesticide Properties Database (PPDB); 2: calculado segundo SPADOTTO (2001)

### 7.3.1 Índice GUS

Resultados obtidos na tabela 7.

	Glifosato	Clethodim	2,4-D	Atrazina
GUS	0,99	-0,622	1,54	3,75
Análise	não lixiviador	não lixiviador	não lixiviador	lixiviador

**Tabela 7:** Resultado índice gus.

O índice apresentou que o glifosato, clethodim e o 2,4-D não são lixiviadores, estes herbicidas têm uma meia-vida curta porém uma alta solubilidade em água, que junto com a característica porosa do solo pode acarretar em uma lixiviação mais moderada, contudo herbicidas mais novos podem apresentar moléculas conhecidas como organossintéticas, tais moléculas têm uma alta degradação no solo tornando o herbicida não lixiviador (PRATA, 2008), mostrando que o solo tem um alto nível de matéria orgânica isso poderá ajudar em sua degradação e não lixiviação.

A atrazina se apresentou lixiviador, tal resultado condiz com a análise do solo e a análise do herbicida, o mesmo tem uma meia-vida muito longa no solo e uma baixa solubilidade em água, tais efeitos acarretam em uma baixa degradação, tornando o herbicida lixiviador e poluente ao meio ambiente (RITA DE CÁSSIA, 1999).

### 7.3.2 Índice GOSS

Resultados obtidos na tabela 8.

	Glifosato	Clethodim	2,4-D	Atrazina
GOSS	potencial médio	BPTAS e BPTDA	BPTAS	APTDA

**Tabela 8:** Resultado índice goss.

O índice GOSS analisa a capacidade de certo herbicida de poluir águas superficiais, tal critério é importante pois dependendo a meia-vida do herbicida e seu poder de degradação, poderá atingir águas mais profundas, contaminando a mesma.

O glifosato ficou fora das classificações, o sistema propôs que o mesmo tem médio poder de poluição de águas superficiais, estudos mostram que em um solo com alto teor de matéria orgânica tornaria o glifosato seguro a águas subterrâneas, porém a um agravante, se este solo sofrer precipitação seu poder lixiviador aumenta em até 9 vezes podendo contaminar lençóis freáticos (QUEIROZ, 2011).

O clethodim foi classificado pelo índice como tendo baixo potencial de transporte associativo a sedimentos e baixo transporte dissolvido em água, seu tempo de meia-vida é baixo, correlacionado ao alto teor de matéria orgânica no solo, acarretaria em uma rápida degradação e eliminação.

2,4-D foi classificado como baixo transporte associado ao sedimento, a matéria orgânica do solo é considerada um fator extremamente importante a este herbicida e se degrada rapidamente em solos com altos teores de matéria orgânica, que é o caso do solo analisado, sabendo que seu tempo de meia vida é baixo comparados a outros herbicidas ele apresenta baixo risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas (VIEIRA, 1999).

Atrazina apresentou alto potencial de transporte dissolvido em água, estudos mostram que a atrazina não é encontrada em águas, porém seu alto valor de meia-vida e artigos mostram que a atrazina pode ficar 4 anos em um dado solo com apenas 1 aplicação, utilizando simuladores isso torna a atrazina um alto poluente tanto para águas superficiais quanto para águas subterrâneas, mesmo tal solo tendo valor elevado e matéria orgânica

o herbicida permanece não degradado, correlacionado com o solo poroso com baixo teor de argila isto poderia facilitar em sua lixiviação e contaminação (CERDEIRA, 2005).

### 7.3.3 Índice LIX

Resultado obtidos na tabela 9.

	Glifosato	Clethodim	2,4-D	Atrazina
LIX	$2,68 \times 10^{-29}$	$1,29 \times 10^{-22}$	0,002	0,396
Análise	Zona de Transição	Zona de Transição	Zona de Transição	Potencial de Lixiviação

**Tabela 9:** Resultado índice lix.

O glifosato, clethodim e o 2,4-D foram classificados como zona de transição no índice lix, isso pode ser interpretado como tendo um baixo potencial de lixiviação.

O clethodim e o 2,4-D tem como principal poder degradativo a matéria orgânica no solo, relacionando com o seu baixo tempo de meia-vida tem-se estes herbicidas como fracamente lixivadores, já que o solo analisado tem um alto teor de matéria orgânica.

O glifosato segue o mesmo raciocínio de outros herbicidas, porém seu tempo de meia-vida é maior, tornando o mesmo um pouco mais lixivador, e um agravante análise em estudo é a chuva, aumentando seu poder de lixiviação em até 9 vezes mesmo após alguns dias de sua aplicação, tornando o herbicida perigoso (QUEIROZ, 2011).

A atrazina se apresentou lixivador pelo índice lix, viu-se que o mesmo apresenta alto tempo de meia-vida e uma forte resistência a degradação, mesmo o solo sendo rico em matéria orgânica que auxiliaria seu desaparecimento, um estudo analisado mostra que a atrazina em solos mais porosos com baixo teor de argila torna o mesmo forte lixivador, que é o caso do solo analisado (VERÍSSIMO CORREIA, 2006).

## 8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O solo analisado apresenta resultados que podem ajudar a elevar o poder de lixiviação dos herbicidas citados, mesmo o solo tendo uma alta atividade microbiana que ocasionaria em uma maior degradação do herbicida, reduzindo seu tempo de meia vida e sua propensão a contaminação de águas superficiais.

Uma sugestão para este solo analisado seria a correção do ph, ocasionando uma menor interação com os herbicidas, tendo assim, um potencial lixiviador menor para os herbicidas usados

Os resultados dos índices matemáticos usados apresentam entre si uma interpretação não muito diferentes, em geral o glifosato, clethodim e 2,4-D tem um poder médio para baixo de lixiviação e contaminação de águas superficiais, a atrazina apresenta forte poder lixiviador e de contaminação de águas.

Contudo os dados coletados podem apresentar forte discrepâncias entre as literaturas usadas, pois os herbicidas têm comportamentos diferentes a cada tipo de solo e climas, tornando variável seu tempo de meia-vida e seu koc, ocasionando em erros no uso dos índices matemáticos, com isso eu recomendaria um estudo particular do herbicida no dado solo para se realizar uma projeção mais exata e confiável, estimativas diretas em solos controlados em laboratórios resolveria tal problema.

## REFERENCIAS

BURKE, Victor Pinto. **Produtividade total dos fatores na agricultura: Uma Análise da Região de Registro**. 2015. 19 f. Monografia – Departamento de Economia – Araraquara (Universidade Estadual Paulista Júlio Mesquita), São Paulo, Araraquara, 2015.

RIBEIRO, D.H.B., VIEIRA, D. AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE IMPACTO DOS AGROTÓXICOS NO MEIO AMBIENTE. Comunicado técnico. Instituto Biológico de São Paulo. Número 124. 2010.

ROCHA, M.B., VICENTE, M. C. M., MARTIN, N. B., OLIVEIRA, M. D.M., SILVA, V., OTANI, M. N. PLANO DE DESENVOLVIMENTO REGIONAL SUSTENTÁVEL DO VALE DO MÉDIO PARANAPANEMA: ESTRATÉGIA DE DESENVOLVIMENTO. Agência Paulista de Tecnologia dos agronegócios – Pólo Regional de Assis. 2005.11.

STEFFEN, Gherusa Pauli Kist; STEFFEN, Ricardo Bemfica; ANTONIOLLI, Zaida Inês. Contaminação do solo e da água pelo uso de agrotóxicos. **Tecno-lógica**, v. 15, n. 1, jan/jun, 2011, p. 15-21.

VEIGA, Marcelo Motta. Agrotóxicos: eficiência econômica e injustiça socioambiental. *Ciênc. saúde coletiva*, Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, Mar. 2007. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-81232007000100017&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232007000100017&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 28 jul. 2016.

VEIGA, Marcelo Motta; SILVA, Dalton Marcondes; VEIGA, Lilian Bechara Elabras. **Análise do Risco de Contaminação Ambiental por Agrotóxicos nos Sistemas Hídricos do Município de Paty do Alferes, RJ**. ENEGEP, Porto Alegre, 2005. Disponível em: <[http://www.abepro.org.br/biblioteca/enegep2005\\_enegep0802\\_0834.pdf](http://www.abepro.org.br/biblioteca/enegep2005_enegep0802_0834.pdf)>. Acesso em: 28 jul. 2016.

YAMADA, Tsuioshi; ABDALLA, Sílvia Regina Stipp. **Fósforo na agricultura brasileira**. 3 ed. Piracicaba: Potafos, 2004.

DE AMARANTE JUNIOR, Ozelito Possidônio et al. Glifosato: propriedades, toxicidade, usos e legislação. **Quim. Nova**, v. 25, n. 4, p. 589-593, 2002.

BIANCHI, M.A. Avaliação da eficiência e seletividade de clethodin sobre milho voluntário (*Zea mays* L.) na cultura da soja. In: Resultados de pesquisa: controle de plantas daninhas 1993 a 2008. Cruz Alta: Fundacep Fecotriço, 2009. p.178-180.

OLIVEIRA, Káryta das Graças Braga; COBUCCI, Tarcísio; NASCENTE, Adriano. SELETIVIDADE DO FEIJÃO COMUM AO HERBICIDA TARGA.

SCHNEIDER, Theodoro; BIANCHI, Mario Antonio. CONTROLE DE PLANTAS VOLUNTÁRIAS DE MILHO ROUNDUP READY NA CULTURA DA SOJA ROUNDUP READY. 2011.

SILVA, A. A. et al. Herbicidas: classificação e mecanismo de ação. In: SILVA, A. A.; SILVA, J. F. (Eds.) **Tópicos em manejo de plantas daninhas**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2007. p. 83-148.

DEUBERT, K. H.; CORTE-REAL, I. Soil residues of picloram and triclopyr after selective foliar application on utility rights-of-way. **J. Arboric.**, v. 12, n. 11, p. 269-272, 1986.

RAMOS, HAMILTON H.; DURIGAN, JULIO C. Avaliação da eficiência da mistura pronta de glyphosate+ 2, 4-D no controle da *Commelina virginica* L. em citros. **Planta Daninha**, v. 14, n. 1, p. 33-41, 1996.

VIEIRA, Eny Maria et al. Estudo da adsorção/dessorção do ácido 2, 4 diclorofenoxiacético (2, 4-D) em solo na ausência e presença de matéria orgânica. **Química Nova**, v. 22, n. 3, p. 305-308, 1999.

RITA DE CÁSSIA, A. Javaroni; LANDGRAF, Maria Diva; REZENDE, Maria Olímpia O. Comportamento dos herbicidas atrazina e alaclor aplicados em solo preparado para o cultivo de cana-de-açúcar. **Química Nova**, v. 22, n. 1, p. 59, 1999.

INOUE, M. H. et al. Calagem e o potencial de lixiviação de imazaquin em colunas de solo. **Planta Daninha**, v. 20, n. 1, p. 125-132, 2002.

OLIVEIRA JR., R. S. Comportamento dos herbicidas residuais no solo: relação entre parâmetros físico-químicos e atributos do solo. Maringá: EDUEM, 2007.

VELINI, E. D. Comportamento de herbicidas no solo. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE MANEJO DE PLANTAS DANINHAS EM HORTALIÇAS, 1992, Botucatu. Resumos... Botucatu: 1992. p. 44-64.

PRATA, F. et al. Glyphosate sorption and desorption in soils with different phosphorous levels. *Sci. Agric.*, v. 60, n. 1, p. 175-180, 2003.

RACKE, K. D. Release of pesticides into the environment and initial concentrations in soil, water, and plants. *International Union of Pure and Applied Chemistry*, v. 75, n. 11-12, p. 1905-1916, 2003.

COHEN, S. Z.; WAUCHOPE, R. D.; KLEIN, A. W.; EADSFORTH, C. V.; GRANEY, R. Offsite transport of pesticides in water mathematical models of pesticide leaching and runoff. *International Union of Pure and Applied Chemistry*, v. 67, n. 12, p. 2109-2148, 1995

LOURENCETTI, Carolina et al. Avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: comparação entre métodos de previsão de lixiviação. **Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 15, p. 1-14, 2005.

MONQUERO, P. A. et al. Potencial de lixiviação de herbicidas no solo submetidos a diferentes simulações de precipitação. **Planta Daninha**, v. 26, n. 2, p. 403-409, 2008.

INOUE, M. H. et al. Potencial de lixiviação de imazapic e isoxaflutole em colunas de solo. **Planta Daninha**, v. 25, n. 3, p. 547-555, 2007.

PRIMEL, Ednei Gilberto et al. Poluição das águas por herbicidas utilizados no cultivo do arroz irrigado na região central do estado do Rio Grande do Sul, Brasil: predição teórica e monitoramento. **Química Nova**, v. 28, n. 4, p. 605-609, 2005.

GUIMARÃES, G. L.. Impactos Ecológicos do Uso de Herbicidas ao Meio Ambiente. 1987. Série Técnica IPEF, Piracicaba, v.4, n.12, p.159.

RAE, J.E. , COOPER, C.S., PARKER, A., PETERS A.. Pesticide sorption onto aquifer sediments. 1998. *Journal of Geochemical Exploration*, 64, 263–276.

RODRIGUES, B.N. & ALMEIDA, F.S. Guia de herbicidas, 4ed., Londrina: edição dos autores. 1998, p.229-240.

NEDER, Lúcia Toledo Camara. Tratamento de Resíduos Industriais Perigosos: Tecnologia de Encapsulamento por Complexos Argilominerais – CAMs, 1998. (Doutorado em Saúde Ambiental). Universidade Estadual de São Paulo.

UEHARA, Goro; GILLMAN, Gavin. The Mineralogy, Chemistry and Physics of Tropical Soils with Variable Charge Clays.

ATALAY, A.; HWANG, K. J., Extractability of 2,4-D, Dicamba and MCPP from soil. 1999. *Water, Air and Soil Pollution*. 114, 155-170.

MEURER, EGON J. Introdução à ciência do solo. In: \_\_\_\_\_. Fundamentos de química do solo. 1ª ed. Porto Alegre: Gênese, 2000. p.20 –21.

BENOIT, P.; BARRIUSO, E.; SOULAS, G. Degradation of 2,4-D, 2,4-Diclorophenol, and 4-Chlorophenol in soil after sorption on humified and nonhumified organic matter. 1999. *Journal Environmental Quality*. 28, 1127-1135.

SPADOTTO, C.A. Comportamento e Destino Ambiental de Herbicidas. Comitê de Meio Ambiente, Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas. 2002. [online] Disponível: <http://www.cnpma.embrapa.br/herbicidas/> Acesso em: 02 ago. 2008.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Manual de métodos de análise de solo / Centro Nacional de Pesquisa de Solos. – 2. ed. rev. atual. – Rio de Janeiro, 1997. 212p.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. Arquitetura e propriedades físicas do solo. **BRADY, NC; Weil, RR The Nature and Properties of Soils**, v. 13, p. 2-49.

MEURER, Egon José. Fundamentos de Química do solo, 1ª edição. Porto Alegre, editora: Genesis, 2000.

JUNIOR, Rubens Silvério de Oliveira. Biologia e Manejo de Plantas Daninhas. Editora RS Oliveira, 2011.

NUNES, João Angelo Silva; SILVEIRA, Marcos Henrique Dias; SILVA, Tonny José Araújo da; Nunes, Priscilla Cardoso Martins; CARVALHO, Kassio dos Santos. Velocidade de infiltração pelo método do infiltrômetro de anéis concêntricos em latossolo vermelho de cerrado. Enciclopédia Biosfera, v.8, nº 15, novembro, 2012, p.1685-1692.

PRATA, Fábio; LAVORENTI, Arquimedes. Comportamento de herbicidas no solo: influência da matéria orgânica. Revista Biociências, v.6, nº 2, julho-dezembro, 2000, p. 17-22.

CAIRES, Eduardo Fávero; FONSECA, Adriel Ferreira da. Fertilidade do solo e nutrição das plantas: absorção de nutrientes pela soja cultivada no sistema de plantio direto em função da calagem na superfície. Revista Bragantia, v.59, nº 2, abril, 2000, p.213-200.

DOS SANTOS, Francisca Michele B.; SALES, Maria Leila M.; NUNES, Philippe José Fontenele. Maria Cristina M. Ribeiro de Souza<sup>1</sup>, Raimundo Nonato Farias Monteiro<sup>2</sup>, Francisca Roberta M.

Pesticide Properties Database (PDB). A to Z List of Active Ingredients. Disponível em: <<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/atoz.htm>> Acesso em 23, out., 2017

LICHTENSTEIN, E.P., SCHULTZ, K.R. The effects of moisture and microorganisms on the persistence and metabolism of some organophosphorus insecticides in soils, with special emphases on parathion. Journal of Economic Entomology, v.57, p.618-627, 1964.

QUEIROZ, Gabriela Marina Pompeo et al. Transporte de glifosato pelo escoamento superficial e por lixiviação em um solo agrícola. **Química Nova**, v. 34, n. 2, p. 190-195, 2011.

CERDEIRA, Antonio Luiz et al. Lixiviação de atrazina em solo em área de recarga do aquífero guarani. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 4, n. 2, p. 92-101, 2005

VERÍSSIMO CORREIA, Fábio; LANGENBACH, Tomaz. Dinâmica da distribuição e degradação de atrazina em argissolo vermelho-amarelo sob condições de clima tropical úmido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 1, 2006.