


**AVALIAÇÃO ESPACIAL DA CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR AGROTÓXICOS NO  
MUNICÍPIO DE PETROLINA-PE<sup>1</sup>**

**SPATIAL ASSESSMENT OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION BY PESTICIDES IN  
THE MUNICIPALITY OF PETROLINA-PE**

**EVALUACIÓN ESPACIAL DE LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL POR PLAGUICIDAS  
EN EL MUNICIPIO DE PETROLINA-PE**

 <https://doi.org/10.56238/arev7n7-176>

**Data de submissão:** 14/06/2025

**Data de publicação:** 14/07/2025

**Marcos Antonio Sousa Barros**

Mestre em Tecnologia Ambiental pelo Instituto Tecnológico de Pernambuco (ITEP)

E-mail: marcosantonio@ipojuca.ifpe.edu.br

**Eden Cavalcante de Albuquerque Junior**

Orientador

Prof. Dr. – Doutor em Ciência (D.Sc.)

E-mail: eden@itep.br

---

**RESUMO**

Uma forma de se avaliar o risco de contaminação ambiental por um agrotóxico é considerar suas propriedades físicas e químicas em termos de capacidade de se associar ao solo, volatilidade, lixiviabilidade, solubilidade, etc. Os métodos de GOSS e GUS combinam essas informações permitindo criar um perfil do contaminante, servindo como subsídio para avaliar a potencialidade de contaminação dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos por um determinado agrotóxico. Nesse aspecto, várias ferramentas podem ser utilizadas como as que consideram a combinação desses e de outros modelos associados a Sistemas de Informações Geográficas para mapeamento de regiões, em que as características do solo e recursos hídricos disponíveis permitem fornecer um perfil de vulnerabilidade no qual se encontra as diversas localidades, em particular as produtoras agrícolas. A região do sub-médio São Francisco é um dos principais polos produtores e exportadores de frutas do Brasil, sendo especializada na produção de uva e manga. O sistema agrícola implantado nessa região demanda uma avaliação de seus impactos no meio ambiente, notadamente no solo, na água e na atmosfera, através das características físicas, químicas e biológicas dos recursos naturais locais. Controlar o uso de agrotóxicos nessa região é um desafio para os órgãos de fiscalização ambiental. Este trabalho propõe-se a avaliar o risco de contaminação ambiental das regiões agrícolas de Petrolina-PE, baseado em informações construídas a partir de um Sistema de Informações Geográficas, considerando aspectos físicos dos compartimentos solo e água, destacando-se tipos de solo, potencial de condutividade hidráulica e declividade, associados com as propriedades físico-químicas dos agrotóxicos, recorrentes em amostras de diversas culturas coletadas em Petrolina, durante os anos de 2009, 2010 e 2011. Baseado nos métodos propostos (GUS e GOSS), o estudo revelou alto potencial de contaminação para aqueles agrotóxicos que sofrem lixiviação, com destaque para Azoxistrobina, Boscalide, Carbendazim, Dimetomorfe, Fenarimol, Metomil, Miclobutanile Thiamethoxam. Por outro lado, compostos como

---

<sup>1</sup> Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Mestrado Profissional, da Associação Instituto de Tecnologia de Pernambuco, ITEP/OS, como pré-requisito para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental na área de concentração de contaminação ambiental.

Cyproconazol, Difenoconazol (1,2), Propargito e Tebuconazol apresentaram alto potencial de contaminação de águas superficiais. Assim sendo os agrotóxicos lixiviáveis devem ser evitados em solos de alta drenagem hidráulica, bem como em solos de relativa declividade. A combinação dos dados de vulnerabilidade das terras com propriedades dos agrotóxicos evidenciou que é possível apontar, de forma preliminar, regiões de contaminação para diferentes agrotóxicos no município de Petrolina. A combinação de dados espaciais com o conhecimento químico pode apontar para práticas mais racionais onde cultura/ambiente/agrotóxico devem ser pensados como um conjunto que estabelece inter-relações.

**Palavras-chave:** Contaminação Ambiental. Sistema de Informação Geográfica. Recursos Hídricos. Agrotóxicos.

### ABSTRACT

A way to evaluate the risk of environmental contamination by an agrochemical is to consider its physical and chemical properties in terms of their capacity to associate themselves to the soil, volatilize, lixivate, solubilize, etc. The GOSS and GUS methods combine such information, allowing us to create a profile of the contaminant, which serves as a basis for assessing the potentiality for contamination of hydric resources on the surface and underground by certain agrochemicals. In this aspect, several tools can be used, for instance those which consider the combination of these and other models associated with the Geographic Information System for mapping regions, in which the characteristics of the soil and hydric resources available allow us to obtain a vulnerability profile in which the different locations are found, particularly the agriculturally productive. The sub-medium region of the Vale do São Francisco is one of Brazil's main centers for producing and exporting fruits, being specialized in the production of grapes and mangoes. The agricultural system implanted in this region requires an evaluation of its impacts on the environment, notably on soil, water and atmosphere, considering the physical, chemical and biological characteristics of local natural resources. Consequently, monitoring and controlling the usage of agrochemicals in this region is still a challenge for environmental inspection departments. This paper sought to evaluate the risk of environmental contamination in the agricultural regions of Petrolina-PE, based on information built from a Geographic Information System, considering physical aspects of the soil and water compartments, highlighting types of soil, potential for hydraulic conductivity and declivity, associated with the physical-chemical properties of the recurrent agrochemicals in 2011. Based on the proposed models (GUS and GOSS), the study revealed a high lixiviation potential for the agrochemicals that undergo lixiviation and, therefore, have high potential of contaminating underground water resources, particularly in the case of Azoxistrobin, Boscalid, Carbendazim, Dimetomorph, Fenarimol, Methomyl, Myclobutanil and Thiamethoxam. On the other hand, composites such as Cyproconazole, Difenoconazole (1,2), Propargite and Tebuconazole displayed high potential for contaminating surface waters. Therefore, the agrochemicals that can be lixiviated must be avoided in soils of high hydraulic drainage, as well as in soils of relative declivity which will transport them to surface hydric resources. The combination of data about the vulnerability of soils with properties of the agrochemicals has highlighted that it is possible to point out, preliminarily, contamination regions for different agrochemicals in the municipality of Petrolina. The combination of spatial data with chemical knowledge can point towards more rational practices in which culture/environment/agrochemicals must be considered as a set that establishes interrelations.

**Keywords:** Environmental Contamination. Geographic Information System. Hydric Resources. Agrochemicals.

## RESUMEN

Una forma de evaluar el riesgo de contaminación ambiental por un plaguicida es considerar sus propiedades físicas y químicas en términos de capacidad de fijación al suelo, volatilidad, lixiviabilidad, solubilidad, etc. Los métodos GOSS y GUS combinan esta información para crear un perfil de contaminantes, que sirve como base para evaluar el potencial de contaminación de aguas superficiales y subterráneas por un plaguicida determinado. En este sentido, se pueden utilizar diversas herramientas, como las que consideran la combinación de estos y otros modelos asociados con los Sistemas de Información Geográfica para el mapeo de regiones, donde las características del suelo y los recursos hídricos disponibles proporcionan un perfil de vulnerabilidad para diversas localidades, en particular para los productores agrícolas. La región subcentral de São Francisco es uno de los principales centros frutícolas de Brasil, especializado en la producción de uva y mango. El sistema agrícola implementado en esta región requiere una evaluación de sus impactos sobre el medio ambiente, en particular sobre el suelo, el agua y la atmósfera, a través de las características físicas, químicas y biológicas de los recursos naturales locales. Controlar el uso de plaguicidas en esta región representa un desafío para los organismos de supervisión ambiental. Este estudio tiene como objetivo evaluar el riesgo de contaminación ambiental en las regiones agrícolas de Petrolina, Pernambuco, con base en información generada por un Sistema de Información Geográfica (SIG). Considera aspectos físicos de los compartimentos suelo y agua, destacando tipos de suelo, potencial de conductividad hidráulica y pendiente, asociados con las propiedades fisicoquímicas de los plaguicidas. Estas características se encontraron en muestras de varios cultivos colectadas en Petrolina durante 2009, 2010 y 2011. Con base en los métodos propuestos (GUS y GOSS), el estudio reveló un alto potencial de contaminación para aquellos plaguicidas que sufren lixiviación, particularmente para azoxistrobina, boscalida, carbendazim, dimetomorf, fenarimol, metomilo y miclobutanil tiametoxam. Por otro lado, compuestos como ciproconazol, difenoconazol (1,2), propargita y tebuconazol mostraron un alto potencial de contaminación de aguas superficiales. Por lo tanto, se debe evitar el uso de plaguicidas lixiviables en suelos con alto drenaje hidráulico, así como en suelos con pendientes relativamente pronunciadas. La combinación de datos de vulnerabilidad del suelo con las propiedades de los plaguicidas mostró que es posible identificar, de manera preliminar, áreas de contaminación por diferentes plaguicidas en el municipio de Petrolina. La combinación de datos espaciales con el conocimiento químico puede indicar prácticas más racionales donde el cultivo, el medio ambiente y los plaguicidas deben considerarse como un conjunto de entidades interrelacionadas.

**Palabras clave:** Contaminación Ambiental. Sistema de Información Geográfica. Recursos Hídricos. Plaguicidas.

Existem momentos na vida da gente, em que as palavras perdem o sentido ou parecem inúteis, e, por mais que a gente pense numa forma de empregá-las elas parecem não servir. Então a gente não diz, apenas sente (SIGMUND FREUD, 1856-1939).

## 1 INTRODUÇÃO

O consumo de milhares de toneladas de alimentos a cada ano é resultado de práticas agrícolas que se consolidaram ao longo da história da humanidade garantindo safras cada vez maiores.

O Homem aprendeu a explorar ou mesmo desenvolver substâncias naturais ou sintéticas que podem de alguma maneira, combater e/ou controlar a disseminação de pragas ocasionadas por insetos, bactérias, fungos ou ainda plantas daninhas, agentes causadores de grandes impedimentos ao desenvolvimento agrícola, e consequentemente comprometedor do processo produtivo agrícola.

Neste contexto surgiram os agrotóxicos, que, de um modo geral são substâncias sintéticas ou naturais que possibilitaram ao homem um triunfo, no que tange o controle de pragas. Ao longo da história, esses compostos possibilitaram realizar o sonho da humanidade de recordes de colheita através do controle de pragas, no entanto, ficou evidenciado que a toxicidade desses compostos e por consequência seu potencial de contaminação do meio ambiente são problemas a serem resolvidos (BAIRD, 2011).

Estudos têm permitido correlacionar vários efeitos adversos causados pelos agrotóxicos como mortes e anomalias genéticas em animais, doenças em humanos como câncer, anomalias neurológicas, etc. (WHO, 1990; EPA, 1985; BAIRD, 2011).

Entender como os agrotóxicos se difundem no meio-ambiente permite avaliar o nível de contaminação, destes compostos, ao longo da biota. Entendendo esse problema, faz-se necessário o uso de práticas conscientes para que a utilização desses compostos não seja feito de forma irresponsável e aleatório, uma vez que a difusão dessas substâncias no meio ambiente pode ocasionar diversos problemas relacionados com a saúde.

O monitoramento ambiental é um poderoso conjunto de práticas que permite avaliar o nível de contaminação ambiental oriunda de ações antrópicas e sua relação com o equilíbrio dos ecossistemas. Através dessa informação é possível mensurar quais diretrizes são necessárias para manter o ambiente mais saudável possível. Entre os parâmetros de monitoramento podem-se citar os processos de diagnósticos os quais permitem prever diversas variáveis que influenciam o potencial de contaminação de uma determinada substância no meio ambiente (ANDRADE, 2011).

O uso de um determinado produto não pode levar em consideração apenas sua eficácia como praguicida, mas deve ser avaliado como um todo, tendo em vista seu potencial de difusão e contaminação do ambiente. Uma forma de se avaliar o risco de contaminação ambiental por um

agrotóxico é considerar suas propriedades físicas e químicas em termos de capacidade de se associar ao solo, volatilidade, lixividade, solubilidade, etc. (GOMES, 1996).

Alguns métodos teóricos permitem estabelecer a relação entre essas propriedades e a mobilidade do agrotóxico no meio ambiente. Um exemplo prático disso é adotado pelos Estados Unidos da América através do critério de avaliação de potencial poluentes, método de GUS, que considera a capacidade de lixiviação do agrotóxico. Neste caso, é considerada a relação entre o tempo de vida do agrotóxico no solo e sua capacidade de ser adsorvido pela matéria orgânica presente no mesmo.

Sistemas de Informações Geográficas podem ser entendidos como um conjunto de ferramentas computacionais formado por equipamentos e programas que, por meio de técnicas, integra dados, pessoas e instituições. Esta ferramenta possibilita a coleta, armazenamento, processamento, análise e oferta de informação georeferenciada produzida por meio de aplicações disponíveis, que visam maior facilidade, segurança e agilidade nas atividades humanas referentes ao monitoramento, planejamento e tomadas de decisão relativas ao espaço geográfico (ROSA, 2005).

A combinação dessas informações permite criar um perfil do contaminante, e serve como ponto de partida para avaliar a probabilidade de contaminação dos recursos hídricos por um determinado agrotóxicos. Nesse aspecto, várias ferramentas podem ser utilizadas com esse modelo e com modelos associados a Sistemas de Informações Geográficas para mapeamento de regiões. (HAAN et al., 1993; TIM; JOLLY, 1994; JANKOWSKI; HADDOK, 1996; MAIDMENT; DJOKIC, 2000; MONTAMOROS, 2005; LEE, 2008; EKLO, 2009).

No caso da região do submédio São Francisco é especializada na produção de uva e manga. O sistema de produção integrada implantado privilegia o uso correto e seguro de agrotóxicos, o que mesmo assim demanda uma avaliação de seus impactos no meio ambiente, notadamente no solo, na água e na atmosfera.

Este trabalho avalia o risco de contaminação ambiental a que se encontram regiões agrícolas de Petrolina-PE, baseado em informações construídas a partir de um Sistema de Informações Geográficas, considerando aspectos físicos dos compartimentos solo e água, destacando-se tipos de solo, potencial de condutividade hidráulica e declividade, associados com as propriedades físico-químicas dos agrotóxicos, recorrentes em amostras de diversas culturas coletadas em Petrolina, durante os anos de 2009, 2010 e 2011.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Avaliar de forma preliminar a vulnerabilidade espaço-temporal da contaminação de recursos hídricos (superficiais e subterrâneos) e de solos, do município de Petrolina-PE.

#### **2.1.1 Objetivos específicos**

- Levantamento de indicadores dos solos através de potencial hidráulico e declividade para construção de um perfil de vulnerabilidade de contaminação dos meios solos e águas subterrâneas e superficiais;
- Levantar as propriedades físico-químicas dos agrotóxicos recorrentes nas culturas do município de Petrolina, que resultará na descrição do comportamento potencial contaminante em relação aos meios solo/água;
- Construção de mapas temáticos referentes aos tipos de solo, declividade, potencial de drenagem e hidrografia no município de Petrolina, em termos de potencial de vulnerabilidade e contaminação por agrotóxicos;
- Construção de mapas temáticos resultantes das informações de 1) e 3) e estabelecer regiões vulneráveis em relação à contaminação por agrotóxicos;
- Criação de um banco de dados através de um Sistema de Informações Geográficas para contribuir com novas ações de prevenção à contaminação ambiental pelo uso de agrotóxicos.

## **3 REFERENCIAL TEÓRICO**

### **3.1 AGROTÓXICOS**

O grande desenvolvimento da agricultura nos dois últimos séculos está associado, dentre outros, a uma demanda cada vez maior de alimentos, tendo em vista, a explosão demográfica ocorrida no planeta. A associação de tecnologia com técnicas padronizadas de produção agrícola possibilitou a produção de milhões de toneladas por ano.

A introdução da monocultura fez com que o homem desenvolvesse técnicas para livrar-se de parasitas (insetos, bactérias, plantas, etc.) indesejáveis, que poderiam colocar em risco o processo produtivo. Nesse contexto surgiram os agrotóxicos, idealizados como substâncias que combateriam as pragas parasitas.

A produção maciça de organosintéticos, principalmente após a segunda guerra mundial impulsionou desenvolvimento do combate a pragas, sendo festejados como “fim de todos os males”, pois além do controle de pragas seriam praticamente indestrutíveis no ambiente. Nos anos da década

de 1960 houve um início de tomada de consciência através do alerta de Rachel Carlson em seu célebre livro “Primavera Silenciosa” o qual denunciava o uso indiscriminado de agrotóxicos como o Dicloro-Difenil-Tricloroetano(DDT) (CARLSON, 1962).

A definição atual de agrotóxicos é bem estabelecida e de muitas interpretações. Uma delas está baseada na Lei nº 7.802 de 11.07.89, que diz:

Agrotóxicos são os produtos e os agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou implantadas, e de outros ecossistemas e também de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora e da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos, bem como as substâncias e produtos empregados como desfolhantes, dessecantes estimuladores e inibidores do crescimento (BRASIL, 1989).

Outra definição recorrente é dada pela Food and Agriculture Organization (FAO) entidade que faz parte estrutura da Organização das Nações Unidas (ONU):

Qualquer substância ou mistura de substâncias destinadas a prevenir, destruir ou controlar pragas, incluindo vetores de enfermidades de animais e seres humanos que prejudiquem ou interfiram na produção, processamento, estocagem, transporte ou comercialização de alimentos, produtos agrícolas, madeira e produtos da madeira, ou rações para animais, ou aqueles que podem ser administrados em animais para controle de insetos, aracnídeos, ou outras pragas internas ou externas a seus corpos. O termo inclui substâncias destinadas ao uso como reguladores de crescimento de plantas, desfolhantes, dessecantes, agentes inibidores, ou agentes destinados a prevenir a queda prematura de frutas, e substâncias aplicadas a culturas tanto antes como depois da colheita para prevenir a deterioração durante a estocagem ou transporte (FAO, 2007).

De uma maneira geral, para ambas as definições há um consenso de que os agrotóxicos são substâncias utilizadas na conservação de vegetais quanto a sua proteção em relação aos ataques de seres vivos que causam algum dano a sua sobrevivência ou conservação.

### 3.1.1 Classificação

Os agrotóxicos podem ser classificados de acordo com vários critérios os quais podem estar relacionados ao tipo de ação (Quadro 1), estrutura, composição química, propriedades físicas, etc.

Quadro 1 - Classificação de agrotóxicos quanto à ação

<b>Tipo</b>	<b>Uso/combate</b>
Inseticidas ou praguicidas	Insetos de modo generalizado
Fungicida	Diferentes tipos de fungo
Herbicida	Diferentes plantas invasoras, daninhas etc

Fonte: Lê Pauder (1994) e Luchini (1995).

Ressalte-se que existem classificações mais específicas de acordo com o organismo alvo, deste modo, um larvicida é aplicado no controle de larvas, um moluscicida em caracóis ou lesmas, nematicidas em nematoides, etc. Opta-se em uma discussão mais geral sobre essa divisão (BAIRD, 2011).

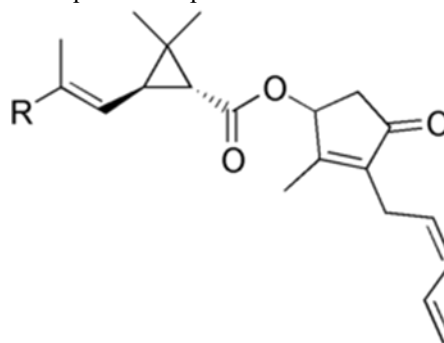
Do ponto de vista químico os agrotóxicos podem ser classificados como inorgânicos e orgânicos (naturais e sintéticos) (BAIRD, 2011). O grupo dos inorgânicos tem destaque aqueles à base de Arsênio e Cobre, como por exemplo, o verde paris, um sal muito utilizado como inseticida nos EUA por volta de 1827. A ação proposta desses compostos é que atuem quando em contato com os insetos, matando-os por asfixia. O grande problema desses compostos é a sua toxicidade aos humanos, além de serem extremamente persistentes, perdurando no meio ambiente por vários anos, contaminando recursos hídricos, solo e seres vivos (BRAIBANTE; ZAPPE, 2012).

O grupo dos orgânicos, de origem natural (animal ou vegetal), apresenta como característica fundamental a sua baixa persistência e rápida degradabilidade no meio ambiente. Dois exemplos típicos desse grupo são: os piretróides como a piretrina, que é extraída da piretrum, uma flor parecida com a margarida, usada como inseticida, e a bactéria do solo *Bacillus thuringiensis* (abrev.Bt) produtora de toxinas proteicas que são letais a uma vasta gama de insetos (BRAIBANTE; ZAPPE, 2012).

Figura 1 - (a) Foto do piretrum e (b) estrutura química da piretrina



(a)



(b)

Fonte: Alemming (2012).

Ainda sobre o grupo dos agrotóxicos orgânicos, destacam-se aqueles de origem sintética, que ao contrário dos naturais apresentam como principal característica alta persistência no meio ambiente, além de estarem associados a uma série de problemas referente à saúde dos seres humanos (ANDREA, 2000). Esses produtos penetram nos organismos vetores por via digestiva e/ou por contato direto no tegumento da praga.

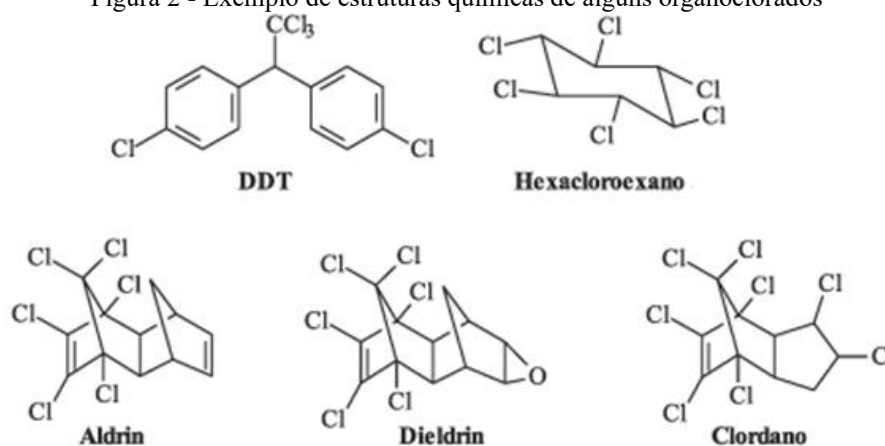
Segundo Almeida (2002), em termos de estrutura química (grupos funcionais característicos), os agrotóxicos ainda podem ser classificados em quatro grandes grupos: organofosforados, organoclorados, carbamatos e piretróides.

### 3.1.1.1 Organoclorados

Caracterizam-se pela presença do elemento cloro ligado a uma molécula orgânica. De pouca volatibilidade (baixa pressão de vapor), são compostos bastante lipossolúveis (sendo hidrofóbicos), o que caracteriza a tendência de bio acumulação animal em gordura, e assim na cadeia alimentar, ou em solos com grande presença de matéria orgânica (como por exemplo os solos argilosos). São estáveis à ação da luz, calor, ar e de ácidos fortes. São capazes de permanecerem no solo, sem se decomporem totalmente, por até cinco anos. Alguns exemplos de organoclorados são o Aldrin, Clordano, Mirex, Dieldrin, DDT, Endrin, Heptacloro, BHC e Toxafeno (FLORES, 2004).

São compostos que apresentam toxicidade de classificação aguda. Atuam ao nível de colinesterase (enzima que atua na transmissão de impulsos no sistema nervoso) provocando morte imediata (SANTOS, 2009).

Figura 2 - Exemplo de estruturas químicas de alguns organoclorados

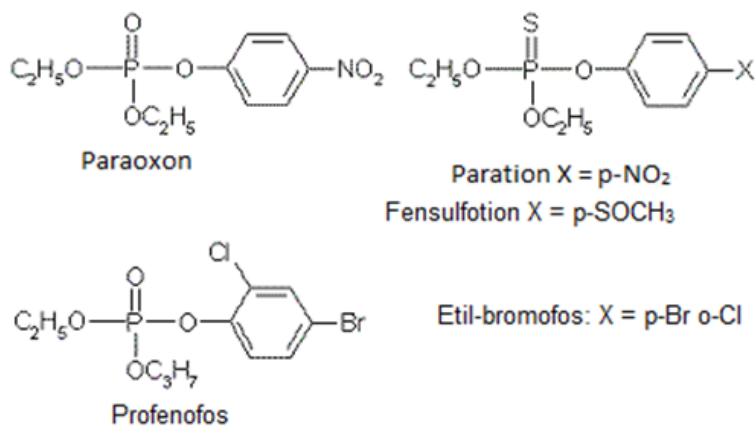


Fonte: Santos et al. (2007).

### 3.1.1.2 Organofosforados

Também considerados lipossolúveis, os agrotóxicos da classe dos organofosforados são compostos extremamente instáveis em meio alcalino e alguns até em meio ácido. Por serem menos estáveis que os organoclorados, sofrem decomposição em questão de dias, sendo dificilmente encontrados na cadeia trófica. Sua toxicidade é atingida via contato direto por inalação, ingestão ou absorção direta. São exemplos de organofosforados: Forato, Paration Metil, Ditalinfós, Diazinon, Fenitrothion, Mevinfós, Triazofós e Monocrotofó (SANTOS, 2009; WHO, 1986).

Figura 3 - Exemplo de estruturas químicas de alguns organofosforado

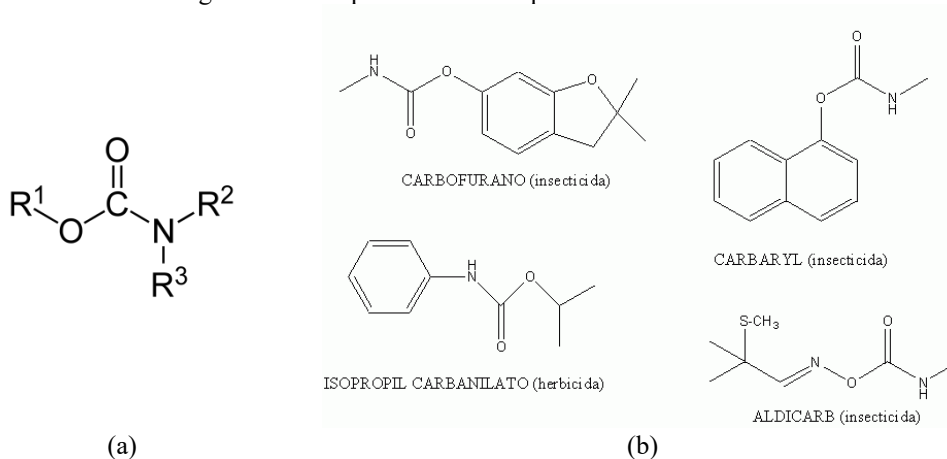


Fonte: Universidade Federal de Santa Catarina (2012).

### 3.1.1.3 Carbamatos

São ésteres derivados do ácido carbâmico. São obtidos pela substituição do hidrogênio da hidroxila (-OH) por um radical alquila ou arila. Em sua molécula, os hidrogênios ligados ao nitrogênio também podem ser substituídos por radicais orgânicos (R2 e R3) (figura 4). São considerados de toxicidade média, uma vez que são instáveis frente à luz e podem ser rapidamente decompostos, e, portanto não aparecem na cadeia trófica (SANTOS, 2009).

Figura 4 - Exemplo de estrutura química dos carbamatos

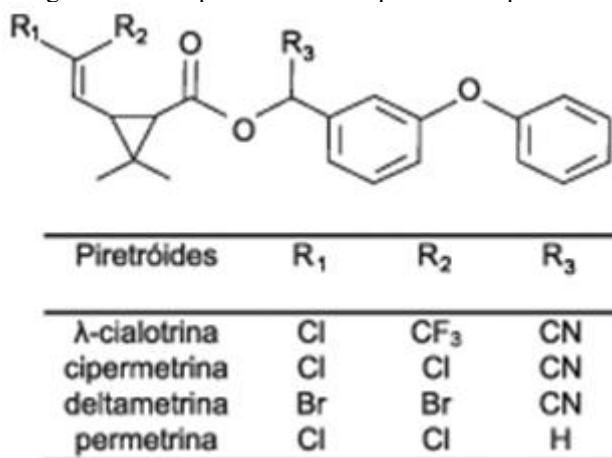


Fonte: Universidad de Granada (2012).

### 3.1.1.4 Piretróides

São compostos sintéticos, biodegradáveis, que apresentam estruturas semelhantes à piretrina, substância existente nas flores do *Chrysanthemum* (pyrethrum) cinerariacodifolium. O modo de ação desses compostos é semelhante ao dos organoclorados, pois atuam sobre a membrana dos neurônios, alterando-a (SANTOS, 2009).

Figura 5 - Exemplo de estrutura química dos piretróides



Fonte: Vieira et al. (2007).

### 3.2 VIAS DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR AGROTÓXICOS

Estudos sobre a difusão dos agrotóxicos no meio ambiente revelam uma relação entre algumas enfermidades e a exposição a esses compostos (MAPA, 2009). O contato com agrotóxicos pode se dar através do ar (volatilidade), ingestão de água (solubilidade) ou ainda pelo consumo de alimentos contaminados de origem vegetal ou animal (bioacumulação) (MARICONE, 1985).

#### 3.2.1 Contaminação atmosférica

A contaminação atmosférica por agrotóxicos pode estar associada a dois aspectos importantes:

- 1) a sua pulverização ao ar livre, no qual moléculas de agrotóxicos se difundiriam por ação dos ventos;
- 2) pela própria natureza do agrotóxico, ou seja, sua maior ou menor pressão de vapor estaria associada a uma maior ou menor volatilização.

Batista (1988) sugere que a difusão dos agrotóxicos na atmosférica também seja um fator importante para a contaminação ambiental, uma vez que as chuvas podem arrastá-los da atmosfera para o solo e os recursos hídricos superficiais.

#### 3.2.2 Contaminação das águas

Uma vez aplicados, os agrotóxicos, dependendo de suas propriedades físicas (solubilidade, volatilidade, mobilidade, etc), podem ser arrastados para os corpos de água, tal como sugerido por Lara (1972), quando afirmou que a chuva é o principal veículo de transporte de contaminantes dispersos na atmosfera, levando à contaminação de córregos, rios e até mares. Outro mecanismo interessante é o

processo de desgaste no solo (lixiviação), o qual está associado ao processo de contaminação de lençóis freáticos (EDWARDS, 1973).

Uma vez que a água esteja contaminada com agrotóxicos, Machado Neto (1991) considera que todos os elementos presentes no ecossistema (bióticos e abióticos) também estarão. A partir dessa relação, Luna (2004) correlacionou a contaminação de agrotóxicos em corpos de água com os seus efeitos nas populações presentes, em termos de critérios mensuráveis, a partir do número de organismos mortos, porcentagem de ovos chocados, alterações no tamanho e peso, porcentagem de inibição de enzima, incidência de tumor, dentre outros.

Um exemplo disso foi apresentado por Elfvendahl (apud CARVALHO, 2011), que estudando a água e o sedimento do Parque Turístico do Alto Ribeira (PETAR), localizado no Vale do Ribeira em São Paulo, detectou a presença de 20 diferentes de agrotóxicos, sendo 7 extremamente tóxicos para peixes e espécies em ambientes marinhos.

Canuto et al. (2011), em trabalho recente, investigaram a contaminação de águas superficiais e subterrâneas por resíduos de atrazina, ciromazina e paration metílico, aplicados em culturas de vegetais desenvolvidas na Serra da Ibiapaba, município de Tianguá – Ceará (CE). Por comparação entre modelos, a atrazina e a ciromazina apresentaram alto potencial para contaminação de água superficial e alto potencial lixiviador para água subterrânea. Já o paration metil mostrou um potencial médio para contaminação de água superficial e não lixiviável para água subterrânea. Os resultados mostraram a necessidade de um monitoramento constante dos níveis desses resíduos de agrotóxicos.

Andrade et al. (2011) avaliaram os níveis de agrotóxicos utilizados na região do Programa de Assentamento Dirigido do Alto Paranaíba (PADAP), numa área de 60.000 ha de sistema intensivo de cultivo no cerrado mineiro. Os autores consideraram a relação entre a classificação ambiental e o risco de contaminação de águas subterrâneas em função de ingredientes ativos encontrados. Foi observado que cerca de 70% dos agrotóxicos utilizados nessa região encontravam-se entre as classes de produtos altamente perigosos e muito perigosos ao meio ambiente. Dos 45 ingredientes ativos avaliados, aproximadamente 38 % apresentaram potencial de contaminação para águas subterrâneas.

Lima et al. (2011) conduziram um estudo na bacia hidrográfica do igarapé Cumaru, município de Igarapé-Açu (PA) com o propósito de avaliar o potencial de contaminação de águas subterrâneas por agrotóxicos. Os experimentos de sorção realizados pelos autores mostraram a baixa sorção do agrotóxico dimetoato no sedimento da zona não saturada, devido principalmente à sua mobilidade e baixa retenção, indicando o elevado potencial de contaminação de águas subterrâneas por esse composto.

Silva et al. (2011), por sua vez, investigaram a presença de agrotóxicos em áreas de cultivo de arroz no Rio Grande do Sul (RS) e em Santa Catarina (SC). O sistema atual de produção de arroz irrigado nessas regiões demanda uma ampla utilização de agrotóxicos. Os autores mostraram que na maioria das amostras, o Fipronil esteve presente seguido de imazetapir, clomazone, imazapic e quinclorac. 27% das amostras de águas subterrâneas analisadas pelos autores apresentaram níveis de Fipronil acima do limite de potabilidade proposto pela Comunidade Europeia.

A contaminação por agrotóxicos também pode interferir no sistema de abastecimento de água. Nesse sentido, Brito et al. (2011) prospectaram sobre o referido assunto na bacia hidrográfica do Rio Sergipe. 30% do abastecimento de água da cidade de Aracaju- Sergipe (SE) é proveniente do Rio Poxim, cujas áreas de recarga, antes ocupadas por vegetação nativa, apresentam intensa atividade agropecuária, principalmente pelo cultivo de cana-de-açúcar. Nesse estudo foi observada a presença de Diurom no rio Poxim-Mirim (parte alta da sub-bacia, onde ocorrem as atividades agropecuárias) e no Rio Poxim (na parte baixa da sub-bacia, onde ocorre a captação de água para abastecimento público), em níveis que podem comprometer a qualidade da água, principalmente no período chuvoso, provocado possivelmente pelo escoamento superficial do solo contaminado.

### **3.2.3 Contaminação dos solos**

O solo constitui o primeiro destino dos agrotóxicos no meio ambiente. A capacidade desse compartimento em reter esses compostos permite inferir sobre a tendência do agrotóxico em contaminar os corpos hídricos superficiais ou subterrâneos. Essa capacidade de retenção do agrotóxico no solo depende de algumas características do próprio solo combinado com as propriedades físicas e químicas do agrotóxico.

Em termos do solo, a primeira característica refere-se à condutividade hidráulica, que pode de forma simples ser entendida como a capacidade do solo drenar eventuais águas superficiais em direção às águas subterrâneas. Tal característica define o tempo de permanência do agrotóxico no solo, uma vez, que resulta na maior ou menor velocidade de escoamento da água no solo, que por sua vez conduz os agrotóxicos nela eventualmente dissolvidos.

De acordo com Barbalho (2010) um aspecto considerado na avaliação do potencial de contaminação de aquíferos subterrâneos por agrotóxicos, é o percentual de declividade do solo. Tal informação, associada ao potencial de condutividade hidráulica, permite estimar a tendência do agrotóxico, dissolvido em água, ser transportado ao longo solo, e por consequência de se difundir nos corpos hídricos subterrâneos.

### 3.2.3.1 O solo e suas características

O solo constitui um dos principais recursos naturais de fundamental importância ao desenvolvimento e difusão da maioria dos vegetais. De composição variada e dependente do tipo de solo, do ponto de vista físico-químico apresenta composição mineral e orgânica além de água e ar (BRADY, 1989; KOUSTAS; FISHER, 1998; LUCHINI, 1995).

A matéria orgânica, denominada de húmus, é originada de restos de animais e vegetais em decomposição, a qual está associada a organismos vivos tais como: bactérias, insetos, fungos, raízes das plantas entre outros. O Húmus apresenta maior presença na superfície do solo, constituindo um sistema coloidal (ANDREA, 2000).

No que tange a matéria mineral pode-se inferir que o solo é constituído, mesmo que de forma variável, por fragmentos de rochas e minerais primários oriundos da rocha mãe e de minerais secundários, que são derivados da modificação dos primários sendo principalmente constituídos por argila, óxidos e hidróxidos de ferro e de alumínio e em alguns casos, carbonatos de cálcio e magnésio, além de outras variedades (KOUSTAS; FISCHER, 1998).

A maior variedade das condições as quais o solo está sujeito, como condições climáticas, declividade do terreno, organismos no solo e o tipo de rocha mãe, resultarão nos diferentes tipos de solo conhecidos (Quadro 2) (BRADY, 1989; ARMAS, 2005; ANDREA, 2000).

Quadro 2 - Tipos de solo e suas características

TIPOS DE SOLO	CARACTERÍSTICAS
<b>Solo de textura arenosa</b>	Possui um teor de areia > 70%. Tem boa aeração e pouca umidade (não retém água), levando plantas e microorganismos a viverem com mais dificuldade nesse tipo de solo. Também possui argila e outros compostos em menor quantidade. Sua permeabilidade deve-se aos grãos de areia de maior tamanho, que por terem mais espaço entre si, facilitam a passagem da água, dificultando na sua retenção.
<b>Solo de textura argilosa</b>	Não é tão areado. É menos permeável o que proporciona a passagem mais lenta e facilidade de armazenamento de mais água que o solo arenoso. Alguns solos brasileiros, mesmo tendo muita argila, apresentam grande permeabilidade devido à elevada quantidade de óxidos de alumínio (gibbsita) e de ferro (goethita e hematita), que formam pequenos grãos, conferindo-lhes um caráter similar ao arenoso.
<b>Solos de textura médio</b>	De textura média, apresentam certo equilíbrio entre os teores de areia, silte e argila. Normalmente apresentam boa drenagem, boa capacidade de retenção de água e índice médio de erodibilidade. Portanto, não necessitam de cuidados especiais, adequando-se a todos os métodos de irrigação.
<b>Solos de textura siltosa</b>	Possuem grande quantidade de silte, e geralmente são muito erodíveis. O silte não se agrega como a argila e ao mesmo tempo suas partículas são muito pequenas e leves;
<b>Solos húmíferos</b>	Apresentam uma quantidade maior de húmus em relação aos outros tipos de solos. É um solo geralmente fértil. Possuem cerca de 10% de húmus em relação ao total de partículas sólidas. A presença de húmus contribui para sua capacidade de reter água e sais minerais, aumentando a sua porosidade e aeração. Os grãos são de tamanhos variados e diversificados e a passagem da água ocorre de acordo com o tipo de grão.
<b>Solo calcário</b>	A quantidade de calcário nesse tipo de solo é maior que nos outros. Desse tipo de solo é retirado um pó branco ou amarelado, que pode ser utilizado na fertilização dos solos destinados à agricultura e à pecuária. Esse solo também fornece a matéria-prima para a fabricação de cal e do cimento

Fonte: Musumeci (1992); Camargo et al. (1986).

### 3.2.4 Propriedades dos agrotóxicos

A contaminação do solo por agrotóxicos está condicionada as propriedades físicas e químicas desses compostos, que podem ser medidas em termos de volatilidade, adsorção, lixiviação, metabolismo microbiano e de sua persistência no solo, do potencial de drenagem do solo, além de suas propriedades físico-químicas.

A tendência dos agrotóxicos de se fixarem no solo pode fornecer informações sobre o potencial de lixiviação desses compostos, isto é, a maior tendência de serem transportados para outros ambientes.

Uma forma de quantificar a tendência do agrotóxico de se associar ao sedimento ou solo é dada pelo Coeficiente de Partição de Carbono Orgânico (Koc), também conhecido como coeficiente de partição solo/água ou coeficiente de adsorção. O valor de Koc indica o potencial de mobilidade do agrotóxico no solo (EMBRAPA, 2006). Agrotóxicos com  $Koc < 50 \text{ mL/g}$  são considerados de alta mobilidade, ao passo que valores entre  $150\text{-}500 \text{ mL/g}$  são moderadamente móveis e, acima de  $2.000 \text{ mL/g}$ , possuem baixa mobilidade no solo (MILHOME, 2009).

Outro fator que é influenciado pelas características do solo é a degradação do ingrediente ativo e a extensão da biodegradação, uma vez que esta última só ocorre se o mesmo estiver biodisponível. Assim, a meia vida no solo (DT50) é uma grandeza que pode variar de acordo com os parâmetros ambientais (GOSS, 1992). A meia-vida (DT50) do agrotóxico no solo é muito importante na avaliação do potencial de contaminação uma vez que um alto valor desse parâmetro acarretará num elevado período de sua permanência no solo e um baixo permitirá prever uma dissipação mais rápida (MILHOME, 2009).

A solubilidade do agrotóxico em água é outro parâmetro considerado em estudos de avaliação do potencial da contaminação de solos por esses compostos. Pode ser entendida como a medida de quão prontamente uma substância se dissolverá em água, e é expressa em mg/L. Quanto mais solúvel em água maior a capacidade de os agrotóxicos se difundirem nos corpos hídricos. Esse aspecto associado a solos com alta drenagem constituem um perigo a ser considerado em termos de contaminação.

Domingues (2010) utilizou o parâmetro de solubilidade de agrotóxicos para previsão de contaminação. Para o autor uma solubilidade  $> 3 \text{ mg/L}$  indica a possibilidade de o agrotóxico contaminar o lençol freático.

#### 3.2.4.1 Avaliação do Risco de Contaminação de Águas Superficiais e Subterrâneas por Agrotóxicos

Várias são as formas para analisar a tendência de contaminação ambiental por agrotóxicos. Muitas demandam informações detalhadas, como aquelas obtidas por simulações da dinâmica de

agrotóxicos no perfil vertical dos solos. Outro modo de se analisar tendências de contaminações é por meio de algumas características desses compostos. Incluem-se aí as análises de tendências de contaminações de águas subterrâneas, obtidas pelos critérios de screening da Environmental Protection Agency (EPA) (COHEN et al., 1995 apud MILHONE, 2009) e pelo índice de GUS Groundwater Ubiquity Score (GUSTAFSON, 1989 apud EMBRAPA, 2006).

O método proposto por Gustafson (1989) para estimar o grau de lixiviação de um agrotóxico no solo combina parâmetros como tempo de meia vida e o coeficiente de partição dos agrotóxicos no solo. O resultado é expresso através de uma relação matemática, (Eq. 1), chamada de modelo ou índice de Groudwater Ubiquity Score (GUS), na qual aponta para o tempo/velocidade com que a substância chega às águas subterrâneas (Quadro 3).

Quadro 3 - Critérios de avaliação de GUS

<b>Critério</b>	<b>GUS</b>
Não sofre lixiviação	< 1,8
Faixa de transição	1,8 < GUS < 2,8
Provável lixiviação	> 2,8

Fonte: Gustafson (1989).

O índice de GUS pode ser obtido a partir da equação 1.

$$GUS = \log(DT_{50\text{solo}}) \times (4 - \log K_{oc}) \quad (1)$$

Para concluir deve-se entender que existem diversas categorias de poluentes ou contaminantes, que quando associadas às características dos solos, podem ou não ser transportadas. Não se fixando no solo podem se propagar em diversas direções, atingindo o lençol freático e a cadeia alimentar. Permanecendo no solo vão fazer parte da cadeia alimentar via absorção pelos cultivos. As informações sobre as propriedades dos agrotóxicos, como a adsorção, meia-vida no solo e na água; e a solubilidade em água são necessárias para a referida análise.

As análises de tendências de contaminações das águas superficiais também podem ser previstas pelas características dos princípios ativos, utilizando os critérios propostos por GOSS (1992). O método combina os parâmetros solubilidade em água (S), coeficiente de partição (Koc) e meia-vida no solo (DT50) (quadro 4).

Quadro 4 - Critérios e parâmetros de base do método GOSS para águas superficiais

Potencial de transporte associado ao sedimento			
	DT50 <sub>solo</sub> (d)	K <sub>oc</sub> (mL.g <sup>-1</sup> )	S(mg.L <sup>-1</sup> )
Alto potencial	≥ 40	≥ 1000	-
	≥ 40	≥ 500	≤ 0,5
Baixo potencial	< 1	-	-
	≤ 2	≤ 500	-
	≤ 4	≤ 900	≥ 0,5
	≤ 40	≤ 500	≥ 0,5
	≤ 40	≤ 900	≥ 2
Potencial de transporte dissolvido em água			
	DT50 <sub>solo</sub> (d)	K <sub>oc</sub> (mL.g <sup>-1</sup> )	S(mg.L <sup>-1</sup> )
Alto potencial	> 35	< 100.000	≥ 1
	< 35	≤ 700	≥ 10 e ≤ 100
Baixo potencial	-	≥ 100.000	-
	≤ 1	≥ 1000	-
	< 35	-	< 0,5

Fonte: Milhome et al. (2009)

Ressalta-se que a avaliação do transporte de contaminantes pelo critério de GOSS pressupõe dois mecanismos de difusão: 1) via sedimento, ou seja, a movimentação dos contaminantes no solo está associada à quantidade de grãos de solo que foram lixiviados por enxurrada de água; 2) solubilizados em água, ou seja, compostos que apresentam altos valores de solubilidade em água.

O quadro 5 relaciona os fatores que interferem na contaminação dos solos por agrotóxicos.

Quadro 5 - Propriedades dos agrotóxicos no solo e constantes físicas que as quantificam

PROPRIEDADES	CARACTERÍSTICAS	CONSTANTE QUE QUANTIFICA A PROPRIEDADE
<b>Volatilidade</b>	A volatilidade dos agrotóxicos no solo é muito variável, assim como sua tendência à perda para a atmosfera. Em alguns casos o agrotóxico é selecionado por sua pressão de vapor muito elevada que permite sua penetração nos poros do solo, para atingir os organismos.	A constante da lei de Henry (KH) e a pressão de vapor (PV) são parâmetros relacionados à volatilidade do composto. A primeira indica a distribuição da espécie entre a fase líquida e a fase gasosa, dependendo da temperatura. A segunda define a taxa de concentração de equilíbrio entre a água e o ar.
<b>Adsorção</b>	A tendência a serem adsorvidos pelos solos é, em grande parte, determinada pelas características do próprio agrotóxico assim como a do solo que são adicionados. A presença de certos grupos funcionais com -OH, -NHR, -CONH <sub>2</sub> , -COOR e -NR, na estrutura molecular dos produtos químicos, estimula a adsorção.	Parâmetros como coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo (K <sub>oc</sub> ) e meia-vida (DT50) são pouco citados na literatura por serem dependentes de fatores ambientais, tais como tipo de solo, clima entre outros. O valor de K <sub>oc</sub> indica o potencial de mobilidade do agrotóxico no solo. K <sub>oc</sub> < 50 (agrotóxicos de alta mobilidade); 150 < K <sub>oc</sub> < 500 (moderadamente móveis) e acima de 2.000 (baixa mobilidade no solo) (BARCELÓ; HENNION, 1997).
<b>Lixiviação</b>	A tendência dos agrotóxicos à lixiviação no solo é diretamente relacionada com seu potencial de adsorção. A movimentação da água poderá favorecer a lixiviação, que se realiza com maior rapidez em solo arenoso com quantidade reduzida de argila e matéria orgânica;	O resultado expresso através de uma relação matemática chamada modelo de GUS (Groundwater Ubiquity Score) na qual aponta para o tempo/velocidade com que a substância chega às águas subterrâneas: GUS < 1,8 (Não sofre lixiviação); 1,8 < GUS < 2,8 (Faixa de Transição); GUS > 2,8 (Provável Lixiviação).
<b>Metabolismo microbiano</b>	A degradação bioquímica exercida pelos organismos é talvez o método singular mais importante de remoção dos agrotóxicos do solo, pois a presença de certos grupos polarizados nas moléculas dos agrotóxicos proporciona pontos de ataque ao organismo, tais como -OH, -NHR, -CONH <sub>2</sub> , -COOR e -NR;	—
<b>Persistência nos solos</b>	A persistência dos agrotóxicos nos solos é o somatório de todas as reações, movimentos e degradações que exercem influência sobre os mesmos, em geral os organoclorados são os que apresentam maior tempo de persistência em comparação aos outros agrotóxicos organo-sintéticos.	Meia-vida no solo (DT50) revela a estabilidade do composto sob determinadas condições.
<b>Solubilidade em água</b>	Alta solubilidade em água indica tendência do composto a ser removido do solo. Portanto, compostos que possuam altos valores de solubilidade possuem maior probabilidade de serem carregados pela chuva ou água de irrigação e atingirem os corpos d'água.	É entendida como a medida de quão prontamente a substância se dissolverá em água e é expressa (mg/L). É a máxima quantidade de agrotóxico que será dissolvida em 1L de água. Domingues (2010) utilizou como parâmetro avaliativo para previsão de contaminação o seguinte padrão: quando >3mg.L <sup>-1</sup> existe possibilidade de contaminar o lençol freático.

Fonte: Andréa (2000); Bollag (1990), Musumeci (1992) e Roberts (1998).

Milhome et al. (2009) avaliou índices de GUS, para alguns pesticidas na região do Baixo Jaguaribe, sendo considerados de alto potencial de contaminação para águas subterrâneas, atrazina, imidacloprido, metolacloror, nicosulfuram, tiametoxan, azoxistrobina, 2,4 D, metamidofós, propiconazole e triazofós. No mesmo trabalho avaliou o risco de contaminação de águas superficiais através do método de GOSS, sendo os compostos clorpirifós, difenoconazol, paraquat e propiconazole, considerados com alto potencial contaminante, podendo ser transportados dissolvidos em água ou associados ao sedimento. Cipermetrina, endossulfan e esfenvarelato também apresentaram alto risco de contaminação de águas superficiais pelo transporte associado ao sedimento e os pesticidas atrazina, azoxistrobina, fenitrothion, imidacloprido, lambda-cialotrina, metolacolor, paration metil, tiametoxan e triazofós, por transporte dissolvido em água. O trabalho demonstrou que a identificação do potencial contaminante dos pesticidas aplicados na região do Baixo Jaguaribe através da utilização dos modelos, serviu de subsídio aos órgãos ambientais durante a execução de programas de monitoramento dos recursos hídricos podendo ser posteriormente, associados aos dados sobre qualidade de água da região.

Outro trabalho conduzido por Ferracini et al. (2001), analisou-se o potencial de contaminação das águas subterrâneas e superficiais do Submédio do Rio São Francisco por pesticidas aplicados nas culturas de manga e uva, mediante critérios da Environmental Protection Agency, do índice de GUS e critérios propostos por GOSS. Todos os critérios utilizados levaram em consideração as propriedades dos produtos aplicados, não demandando custos elevados nem muito tempo para o levantamento das informações e para a avaliação do potencial de contaminação. Os resultados obtidos reforçam a importância de disponibilizar informações sobre as propriedades físico-químicas dos pesticidas, principalmente o coeficiente de adsorção, cujo valor permite a previsão da mobilidade do composto no solo. Este fator, integrado ao conhecimento do tempo de degradação do produto até a metade de sua concentração inicial (meia-vida) no solo, fornece informações sobre a sua influência no potencial de contaminação das águas. Os resultados deste trabalho propiciam o conhecimento dos pesticidas com maior potencial de contaminação dos recursos hídricos, os quais devem ser priorizados no monitoramento ambiental “in loco”.

Rosa et al. (2006) avaliou os potenciais de lixiviação de alguns agroquímicos em direção as águas subterrâneas na região do Alto Vale do Itajaí e concluiu que:

- na região do Alto Vale do Itajaí são utilizadas cerca de 39 ingredientes ativos de herbicidas, 33 de inseticidas e 32 de fungicidas, nos cultivos de milho, cebola, fumo, arroz, feijão e pastagem. Na cultura de cebola são utilizados cerca de 50 ingredientes ativos de agroquímicos;

- o índice GUS apresentou resultados na classificação do potencial de lixiviação em direção às águas subterrâneas dos ingredientes ativos;
- cerca de 43% dos herbicidas são classificados com possuindo potencial para serem lixiviados ( $GUS \geq 2,8$ ) e cerca de 37% apresentam potencial nulo ( $GUS \leq 1,8$ ). Um percentual menor de ingredientes ativos de inseticidas e de fungicidas é classificado como tendo potencial de lixiviação pelo índice GUS. Tem-se 14,29% de inseticidas e 11,43% de fungicidas com potencial de lixiviação.

### 3.2.5 A Difusão dos Agrotóxicos

De forma direta, os agrotóxicos se propagam no ambiente através dos diversos processos de mobilidade de suas moléculas no meio ambiente, bem como os diversos processos que colaboram para a sua degradação no meio ambiente (Quadro 6).

Quadro 6 - Dinâmica/destino de agrotóxicos no ambiente

Processo	Consequência	Fatores
<b>Transferência (processo que realoca a molécula sem alterar sua estrutura)</b>		
Deriva física	Movimento pela ação do vento	Velocidade do vento, tamanho das gotas
Volatilização	Perda por evaporação do solo, da planta ou do ecossistema aquático	Pressão de vapor, velocidade do vento, temperatura
Adsorção	Remoção pela interação com plantas, solo e sedimento	Conteúdo mineral e matéria orgânica, tipo de mineral, umidade
Absorção	Absorção pelas raízes ou ingestão animal	Transporte pela membrana celular, tempo de contato, suscetibilidade
Lixiviação	Translocação lateral e vertical através do solo	Conteúdo de água, macroporos, textura do solo, quantidade do mineral e conteúdo de matéria orgânica
Erosão	Movimento pela ação da água ou do vento	Chuva, velocidade do vento, tamanho das partículas do mineral e da matéria orgânica com moléculas adsorvidas
<b>Degradação (processo que altera a estrutura química)</b>		
Fotoquímica	Quebra da molécula devido à absorção de luz solar	Estrutura química, intensidade e duração da luz solar, exposição
Microbiana	Degradação microbiana	Fatores ambientais (pH, umidade, temperatura), condições de nutriente, conteúdo de matéria orgânica
Química	Alteração por processos químicos como hidrólise e reações de oxidação-redução	Alto ou baixo pH e fatores ambientais
Metabolismo	Transformação química após absorção pelas plantas e animais	Capacidade de ser absorvido, ser metabolizado e interagir com organismos

Fonte: Pierzynski; Sims; Vance (1994 apud RIBAS,2009).

Sobre o potencial de lixiviação dos agrotóxicos, Andrade et al. (2011) estimaram valores para herbicidas, utilizados em áreas de agricultura intensiva da região do Alto Paranaíba (MG). Foram tomados por base os ingredientes ativos com maior potencial de lixiviação e que devem ser considerados em etapas posteriores de avaliação de riscos ambientais devido, sobretudo, à mobilidade, na seguinte ordem: imazetapir > fomesafem > metribuzim > nicossulfurom > atrazina > ametrina > clorimurom-etílico > bentazona, com estimativas de perdas por lixiviação nos primeiros 80 cm de solo de 38,7%; 26,5%; 1,86%; 1,02%; 0,797%; 0,535%; 0,056% e 0,035%, respectivamente.

Nesse trabalho foi dada atenção especial aos herbicidas imazetapir e fomesafem, pois suas características físico-químicas são altamente favoráveis à lixiviação nas condições estudadas pelos autores. Os herbicidas diurom, linurom, alacloro, trifluralina, fluazifope-p-butilico, paraquate, glifosato, lactofem e oxifluorfem apresentaram mobilidade muito baixa, não evidenciando risco de contaminação para as águas subterrâneas da região estudada.

Já Scorza Júnior et al. (2012) determinaram a sorção e a degradação do inseticida tiametoxam em dois solos agrícolas do Mato Grosso do Sul (Latosolo Vermelho Distroférico típico de textura muito argilosa e um Latossolo Vermelho Distrófico típico de textura média em Mato Grosso do Sul), em duas profundidades (0-30 e 50-70 cm), avaliando sua lixiviação e dissipação no campo. Os resultados obtidos mostraram, em ambos os solos e profundidades, a baixa afinidade do Tiametoxam pela fase sólida dos solos. A degradação deste inseticida também revelou ser bastante lenta, nos dois solos e profundidades, com valores de meia-vida entre 96 e 618 dias. Já no campo foi observada uma rápida dissipação do tiametoxam, logo após a aplicação. A lixiviação do tiametoxam restringiu-se a 50 cm de profundidade para ambos os solos, indicando baixo potencial de contaminação para água subterrânea.

Outra forma de avaliar a toxicidade dos agrotóxicos em solos foi conduzida por Botelho e colaboradores (2011). Nesse trabalho, foi investigado se o tipo de solo influenciava na toxicidade dos inseticidas aldicarbe e fipronil, dos herbicidas diuron e clomazone+ametrina e dos maturadores etil-trinexapac e sulfometurom-metílico, usados no cultivo da cana-de-açúcar, nos fungos *Metarhiziumanisopliae* e *Beauveria bassiana*. Esses foram inoculados em solo argiloso e arenoso, antes e após a adição dos produtos. O Aldicarbe reduziu a população desses fungos nos dois tipos de solo, com menor efeito tóxico no solo argiloso, enquanto fipronil pouco afetou a sobrevivência de *B. bassiana* em ambos os tipos de solo. O Diuron mostrou menor efeito tóxico para *B. bassiana*, e, inversamente, maior efeito tóxico para *M. anisopliae* no solo arenoso. Clomazone+ametrina, etil-trinexapac e sulfometurom-metílico reduziram a sobrevivência dos fungos nos dois tipos de solo, com menor efeito tóxico no solo argiloso. Os autores concluíram que os agrotóxicos estudados e utilizados

no cultivo da cana-de-açúcar foram tóxicos para *M. anisopliae* e *B. bassiana*, tanto em solo argiloso como arenoso. O efeito foi menor no solo argiloso e maior quando a adição dos agrotóxicos no solo ocorreu logo antes ou após a inoculação dos fungos.

Marion et al. (2012) avaliaram a condição de toxicidade do solo em diferentes culturas olerícolas no Município de Santa Cruz do Sul, comparando o sistema convencional com o sistema de bases ecológicas, através de testes ecotoxicológicos utilizando *Eisenia fetida* (Annelideo) como organismo-teste. Foram amostrados solos de propriedades convencionais e ecológicas, em áreas suspeitas de contaminação, a uma profundidade de 0 a 10 cm. O organismo foi exposto às amostras para determinar a sua mortalidade após 7 e 14 dias. Amostras coletadas nas propriedades ecológicas não apresentaram toxicidade. No entanto, das amostras coletadas de fazendas convencionais, duas mostraram toxicidade, ocorrendo 100% e 20% de mortalidade, respectivamente. Na primeira coleta, a mortalidade foi provavelmente causada pela sinergia dos pesticidas utilizados na cultura da alface, destacando o Mancozeb, metalaxil-M, Iprodiona e deltametrina. Já na segunda coleta ocorreu mortalidade, a qual foi atribuída ao uso de Abamectina, enfatizando que, assim como a mortalidade de organismos, os indivíduos sobreviventes tinham baixa mobilidade e alterações morfológicas. Os resultados mostraram que o uso de agrotóxico em quantidades convencionais causa a contaminação do solo diminuindo a sua qualidade ambiental. A ausência de mortalidade de organismos em amostras das propriedades ecológicas revelou que esse sistema não causa toxicidade para os organismos-teste, sendo recomendado como ambientalmente correta para essa atividade agrícola

#### 3.2.5.1 A difusão nos humanos e a toxidade dos agrotóxicos

Nas palavras de Carvalho e Pivoto (2011), a contaminação dos agrotóxicos em humanos é resultado da difusão dessas substâncias em três frentes: a ambiental, ocupacional e alimentar.

De acordo com Ribas (2009) os efeitos sobre a saúde podem ser de dois tipos: 1) Agudos, ou aqueles que resultam da exposição a concentrações de um ou mais agentes tóxicos. São capazes de causar dano efetivo aparente em um período de 24 horas; 2) Crônicos, ou aqueles que resultam de uma exposição continuada a doses relativamente baixas de um ou mais produtos.

No quadro 7 apresenta-se um sumário dos principais efeitos agudos e crônicos causados pela exposição aos principais agrotóxicos disponíveis de acordo com a praga que controlam e ao grupo químico a que pertencem.

Quadro 7 - Efeitos da exposição aos agrotóxicos

Classificação	Grupo químico	Intoxicação aguda	Intoxicação crônica
INSETICIDAS	Organofosforados e carbamatos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Fraqueza</li> <li>- Cólicas abdominais</li> <li>- Vômitos</li> <li>- Espasmos musculares</li> <li>- Convulsões</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Efeitos neurotóxicos retardados</li> <li>- Alterações cromossomiais</li> <li>- Dermatites de contato</li> </ul>
	Organoclorados	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Náuseas</li> <li>- Vômitos</li> <li>- Contrações musculares involuntárias</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Lesões hepáticas</li> <li>- Arritmias cardíacas</li> <li>- Lesões renais</li> <li>- Neuropatias periféricas</li> </ul>
	Piretóides sintéticos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Irritações das conjuntivas</li> <li>- Espirros</li> <li>- Excitação</li> <li>- Convulsões</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Alergias</li> <li>- Asma brônquica</li> <li>- Irritações nas mucosas</li> <li>- Hipersensibilidade</li> </ul>
FUNGICIDAS	Ditiocarbamatos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Tonteira</li> <li>- Vômitos</li> <li>- Tremores musculares</li> <li>- Dor de cabeça</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Alergias respiratórias</li> <li>- Dermatites</li> <li>- Doença de Parkinson</li> <li>- Cânceres</li> </ul>
	Fentalamidas		- Teratogêneses
	Dinitrofenóis e pentaclorofenol	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Dificuldade respiratória</li> <li>- Hipertermia</li> <li>- Convulsões</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Cânceres (PCP formação de dioxinas)</li> <li>- Cloroacnes</li> </ul>
HERBICIDAS	Fenoxiacéticos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Perda do apetite</li> <li>- Enjôo</li> <li>- Vômitos</li> <li>- Fasciculação muscular</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Indução de produção de enzimas hepáticas</li> <li>- Cânceres</li> <li>- Teratogênese</li> </ul>
	Dipiridilos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sangramento nasal</li> <li>- Fraqueza</li> <li>- Desmaios</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Lesões hepáticas</li> <li>- Dermatites de contato</li> <li>- Fibrose pulmonar</li> </ul>

Fonte: WHO (1990); OPS/WHO, (1996).

A toxicidade dos agrotóxicos pode ser medida por meio de estudos físico-químicos, toxicológicos e ecotoxicológicos. Baseado nesses parâmetros pode-se categorizar os agrotóxicos em termos de periculosidade ambiental em quatro categorias, a saber: produtos altamente perigosos ao meio ambiente (Classe I), produtos muito perigosos ao meio ambiente (Classe II), produtos perigosos ao meio ambiente (Classe III) e produtos pouco perigosos ao meio ambiente (Classe IV). Tal classificação consiste em ensaios “in vitro” em laboratório no qual há exposição de uma população de animais, em que se tenta estabelecer uma dosagem letal (DL) do agrotóxico em 50% dos animais estudados (WHO,1990; OPS, 1997) (Quadro 8).

Quadro 8 - Classificação dos agrotóxicos de acordo com os efeitos à saúde humana

Classe Toxicológica	Toxicidade	DL50	Faixa Colorida
I	Extremamente tóxico	$\leq 5$ mg/kg	Vermelha
II	Altamente tóxico	entre 5 e 50 mg/kg	Amarela
III	Medianamente tóxico	entre 50 e 500 mg/kg	Azul
IV	Pouco tóxico	entre 500 e 5000 mg/kg	Verde
-	Muito pouco tóxico	Acima de 5000 mg/kg	-

Fonte: WHO (1990); OPS/WHO (1996).

Alguns exemplos de toxicidade de agrotóxicos, em termos das classes toxicológicas, podem ser mostrados no quadro 9.

Quadro 9 - Exemplos de agrotóxicos categorizados na escala de toxicidade

Nome Comercial	Grupo Químico	Classe Toxicológica	Cor da faixa	Finalidade
AFALON®	Uréia	III- Média	AZUL	Herbicida
CABRIO TOP®	Estrobilurinas	III- Média	AZUL	Fungicida
DITHANE®	Alquelenobis	III- Média	AZUL	Fungicida/Acaricida
PIRATE®	Pirazol	III- Média	AZUL	Acaricida
THIOBEL®	Bis(tiocarbamato)	III- Média	AZUL	Fungicida/Inseticida
VERTIMEC	Avermectinas	III- Média	AZUL	Acaricida/Inseticida
CIPERTRIN®	Piretroide	II- Alta	AMARELO	Inseticida
FOLIDOL®	Organofosforado	II- Alta	AMARELO	Inseticida
FOLISUPER®	Organofosforado	II- Alta	AMARELO	Inseticida/Acaricida
KARATÉ®	Piretroide	II- Alta	AMARELO	Inseticida
MATA-MATO®	Glifosato	II- Alta	AMARELO	Herbicida
POLYTRIN®	Organofosforado	II- Alta	AMARELO	Inseticida
SUMIDAN®	Piretróide	II- Alta	AMARELO	Inseticida
TAMARON®	Organofosforado	II- Alta	AMARELO	Inseticida
THIODAN®	Clorociclodieno	II- Alta	AMARELO	Acaricida/Inseticida
TARGO®	Ácido Ariloxifeno-xipropiônico	I-Extrema	VERMELHO	Herbicida
TORDON®	Ácido ariloxialcanóico + ácido iridinocarboxílico	I-Extrema	VERMELHO	Herbicida

Fonte: Gonçalves (2008).

No Brasil, entre 2001 e 2007, registrou-se 19.794 casos de intoxicação aguda por agrotóxicos distribuídos nas regiões brasileiras da seguinte forma: Sudeste (9.699 casos), Sul (3.559), Nordeste (2.981), Centro Oeste (2.439) e Norte, com 1.116 casos (GONÇALVES, 2008).

### 3.3 SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICAS (SIG/GIS)

O geoprocessamento e as geotecnologias podem ser entendidos como um grupo de tecnologias para coleta, processamento, análise e disponibilização de informações com referência geográfica. De um modo geral constituem-se de hardware, software e peopleware que juntos constituem poderosas

ferramentas para tomada de decisões. Dentre as geotecnologias pode-se destacar: Sistemas de Informação Geográfica, cartografia digital, sensoriamento remoto, sistema de posicionamento global e a topografia (ROSA, 2005).

O nome Sistemas de Informação Geográfica -SIG (ou GeographicInformation System - GIS) é muito utilizado e em muitos casos é confundido com geoprocessamento. O geoprocessamento é o conceito mais abrangente e representa qualquer tipo de processamento de dados georeferenciados, enquanto um SIG/GIS processa dados gráficos e não gráficos (alfanuméricos) com ênfase em análises espaciais e modelagens de superfícies (BURROUGH, 1987).

Rosa e Brito (1996) sugerem uma forma de divisão nas categorias de técnicas de geoprocessamento em termos de interpretações sobre informações espaciais:

- Técnicas para coleta de informação espacial (cartografia, sensoriamento remoto, GPS, topografia, levantamento de dados alfanuméricos);
- Técnicas de armazenamento de informação espacial (bancos de dados – orientado a objetos, relacional, hierárquico, etc.);
- Técnicas para tratamento e análise de informação espacial (modelagem de dados, geoestatística, aritmética lógica, funções topológicas, redes, etc.);
- Técnicas para o uso integrado de informação espacial, como os sistemas GIS – Geographic Information Systems, LIS – Land Information Systems, AM/FM – Automated Mapping/Facilities Management, CADD – Computer - Aided Draftingand Design.

GIS/SIG pode ser entendido como um conjunto de ferramentas computacionais composto de equipamentos e programas que, por meio de técnicas, integram dados, pessoas e instituições, de forma a tornar possível a coleta, o armazenamento, o processamento, a análise e a oferta de informação georeferenciada produzida por meio de aplicações disponíveis, que visam maior facilidade, segurança e agilidade nas atividades humanas referentes ao monitoramento, planejamento e tomadas de decisões relativas ao espaço geográfico (ROSA, 2005).

Rosa (2005) chama a atenção para a confusão quando se refere a GIS/SIG, especificamente, ao software e não à tecnologia. Percebe-se a dificuldade de comunicação entre os profissionais que se utilizam da mesma nomenclatura para se referir a conceitos diferentes. Assim, para um entendimento mais completo, é necessário explicar os principais componentes de um GIS, Os outros elementos a serem definidos são: hardware, dados, usuários e metodologias de análise (Quadro 10).

Quadro 10 - Componentes do GIS/SIG

COMPONENTE	CARACTERÍSTICA
Software	Formado por um conjunto de programas (geridos por um determinado sistema operacional), cuja finalidade básica é coletar, armazenar, processar e analisar dados geográficos, tirando partido do aumento da velocidade, facilidade de uso e segurança no manuseio destas informações, apontando para uma perspectiva multi, intra e interdisciplinar de sua utilização.
Hardware	Conjunto de equipamentos necessários para que o <i>software</i> possa desempenhar as funções descritas. Trata-se do componente físico do sistema envolvendo o computador e seus periféricos, ou equipamentos auxiliares. De forma sucinta, inclui o computador e periféricos, como impressora, <i>plotter</i> , scanner, mesa digitalizadora, unidades de armazenamento (unidades de disco flexível, disco rígido, CD-Rom, DVD, fitas magnéticas e ZIP Drivers). A comunicação entre computadores também pode ser citada, sendo realizada por meio de um ambiente de rede.
Dados	Material bruto que alimenta o sistema, permitindo gerar informação, que nada mais é do que o significado atribuído aos dados por um determinado usuário. O poder da informação é, sem dúvida, indiscutível. Porém, o que tem revolucionado os processos tradicionais de utilização da informação é a maneira como ela pode ser rapidamente processada e utilizada para diferentes objetivos pelo modo de sua apresentação, ou seja, georreferenciada ou mapeada. Os dados utilizados em um SIG podem ser originários de diversas fontes, classificadas genericamente em primárias (levantamento direto no campo ou produtos obtidos por sensores remotos) e secundárias (mapas e estatísticas), que são derivadas das fontes primárias.
Usuários	Pessoas que com objetivos comuns formam uma organização ou grupo de trabalho. O GIS por si só não garante a eficiência nem a eficácia de sua aplicação. Como em qualquer organização, ferramentas novas só se tornam eficientes quando se consegue integrá-las adequadamente a todo o processo de trabalho. Para isto não basta apenas investimento, mas o treinamento de pessoal, usuários e dirigentes para maximizar o potencial de uso de uma nova tecnologia.
Metodologias ou Técnicas de Análise	Estão diretamente ligadas ao conhecimento e à experiência do profissional que, a partir de um objetivo definido submete seus dados a um tratamento específico, a fim de obter os resultados desejados. Este aspecto mostra que a qualidade dos resultados de um GIS não está ligada somente à sua sofisticação e capacidade de processamento. Muito mais que isso, é proporcional à experiência do usuário.

Fonte: Rosa (2005).

Esses componentes se relacionam hierarquicamente em níveis, sendo o nível mais próximo do usuário, a interface homem-máquina é quem determina como o sistema é operado e controlado. No intermediário há mecanismos de processamento de dados espaciais (entrada, edição, análise, visualização e saída); e no nível mais interno há um sistema de gerência de banco de dados geográficos que controla o armazenamento e a recuperação de dados espaciais (MORELLI, 2004).

Os SIG podem ser aplicados em diversas áreas como: planejamento regional e urbano, análises espaciais, biologia, planejamento de obras (edificações), proteção do meio ambiente e da natureza, administração de endereços, estatística, uso do solo, hidrologia, climatologia, meteorologia, transporte, irrigação, mineração, geologia, medicina, manejo florestal e de recursos naturais, entre outros (MACHADO, 2002; IAP, 1994).

Montamoros (2005) demonstrou que a construção de um SIG/GIS auxiliou o trabalho dos agricultores do Equador na produção de bananas. Após o entendimento sobre a declividade do solo, capacidade de absorção de certos tipos de agrotóxicos e seu potencial risco de lixiviação foi possível relacionar aos parâmetros de áreas contaminadas em regiões próximas a rios.

Outro exemplo foi demonstrado por Eklo (2009), em que mapeou fazendas produtoras de batata, na Noruega, e através da análise espacial do solo combinando topografia do relevo, tipo de solo e presença de frestas na superfície construiu um sistema SIG/GIS, o qual revelou o potencial risco de lixiviação e de escoamento superficial dos agrotóxicos utilizados na região. O estudo colaborou na mudança de prática agrícolas.

Lee e colab. (2008), em trabalho realizado em fazendas agrícolas no sul do Texas/EUA após a construção de um SIG/GIS foi possível demonstrar que o uso intenso de alguns tipos de agrotóxicos,

em regiões irrigadas, acarretaria em alto potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas, alertando também o perigo que a população local estava sujeita, uma vez que essas águas faziam parte do sistema de abastecimento das cidades para consumo humano.

Kamińska (2004), em artigo de revisão corrobora as vantagens do uso de SIG/GIS como ferramenta importante para o monitoramento ambiental sugerindo que as suas principais vantagens na pesquisa de pesticidas poderiam ser resumidos a:

- Ajudar a criar dados necessários sobre o ambiente, a cobertura vegetal, as formas de entrada de pesticidas na biota (ou seja, profundidade de aquíferos, textura e tipo do solo, etc);
- Permitir mudanças de gravação em tempo no que diz respeito à extensão espacial;
- Permitir calcular zonas de amortecimento e execução de análise espacial, a fim de definir os níveis de exposição em pontos desejados, linhas, polígonos (por exemplo, unidade de residência, água, riacho, campo vegetal);
- Facilitar a maneira de adicionar novas informações aos bancos de dados (i.e. informações de sensoriamento remoto a partir de fontes diferentes, transmitidas por satélites e plataformas de bordo), e atualização de dados atuais.

## **4 MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO**

O Município de Petrolina, 09°23'35''S e 40°30'27''W, situa-se no Sertão do São Francisco, Estado de Pernambuco, limitando-se ao norte com o município de Dormentes-PE, ao sul com Estado da Bahia, a leste com o município de Lagoa Grande-PE, e a oeste com Estado da Bahia e o município de Afrânio-PE (Figura 6). Distanto 722 km da capital, Petrolina possui uma área de 4.756,8 km<sup>2</sup>, sendo sua principal atividade econômica a agricultura, favorecida pelos projetos irrigados presentes na região, com cultivo de fruteiras para exportação, hortaliças, milho e feijão (SILVA, 2009).

Figura 6 - Localização do município de Petrolina no Estado de Pernambuco



Fonte: Autor (2012).

Segundo a classificação de Köppen, o clima de Petrolina é do tipo BSw<sup>h</sup>, o que corresponde a uma região Tropical Semi-Árido, com chuvas de verão, de janeiro a abril. A precipitação média anual é de 431,8 mm (CPRM, 2005).

O Município de Petrolina situa-se no Sertão do São Francisco, Estado de Pernambuco, com uma área de 4.756,8 Km<sup>2</sup>, sendo sua principal atividade econômica a agricultura, favorecida pelos projetos irrigados presentes na região, com cultivo de fruteiras para exportação, hortaliças, milho e feijão (SILVA, 2009).

A maior área irrigada no Nordeste localiza-se na bacia do rio São Francisco, pois é a que possui a maior disponibilidade hídrica da Região. Apesar do pequeno percentual de área irrigável do Nordeste, a irrigação se reveste de grande importância, pois as bacias hidrográficas do semiárido apresentam déficit hídrico durante quase todo o ano. Por outro lado, o semiárido possui condições ambientais que representam vantagens comparativas para a agricultura irrigada, que se bem exploradas podem se transformar em vantagens competitivas (EVANGELISTA, 1999).

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2012), através de dados publicados da produção agrícola municipal (PAM), em 2010 o município de Petrolina registrou grande diversidade e quantidade de produção agrícola. Destaca-se que no referido ano foram produzidos: 1440 toneladas de tomate, 240 toneladas de milho, 480 toneladas de melão, 600 toneladas de melancia, 5000 toneladas de mandioca, 120 toneladas de mamona, 270 toneladas de feijão, 4000 toneladas de cebola, 3600 toneladas de cana-de-açúcar, 1120 toneladas de batata-doce, 49 toneladas de arroz, 141480 toneladas de uva, 2380 toneladas de maracujá, 160000 toneladas de manga, 2645 toneladas de mamão,

1190 toneladas limão, 71400 toneladas de goiaba, 13200 toneladas de coco-da-baia e 49500 toneladas de banana. Tal diversidade sugere um uso intenso de agrotóxicos o que permite inferir na necessidade de um monitoramento ambiental eficaz associado práticas agrícolas planejadas e racionais.

A bacia hidrográfica, que possui a maior área irrigável do Nordeste é a do São Francisco, a qual encontra-se sob a administração da Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco (CODEVASF), com um potencial de área irrigável nos perímetros públicos de 150,2 mil ha. Destaca-se, nessa bacia, a região do Médio São Francisco, com área irrigável de 84,8 mil ha (onde se encontra o Projeto de irrigação Jaíba) e a região do submédio São Francisco, com uma área irrigável de 53,7 mil ha, na qual se encontra o pólo de irrigação Petrolina/Juazeiro (BANCO DO NORDESTE, 2012).

Ainda de acordo com os dados do Serviço Geológico Brasileiro (CPRM) (2005), o município de Petrolina encontra-se inserido nos domínios da Macro Bacia do Rio São Francisco, da Bacia Hidrográfica do Rio do Pontal e do Grupo de Bacias de Pequenos Rios Interiores. Seus principais tributários são: o Rio Jardim e os riachos: Baixa Salina, da Pedra Preta, Baixa do Procópio, Bom Jesus, Terra Nova, da Grotá Grande, do Maçarico, Baixa do Coveiro, Baixa do Boi, Goela do Mocó, do Estandarte, da Porca, Baixa do Malaquias, Barreiro, Baixa do Morro Branco, Baixa das Panelinhas, Satisfeito, do Caboclo, Barra da Cabeceira, do Dormente, São Bento, do Encantado, da Caieira, do Pontal, do Tanque Novo, do Tigre, Salina, Santa Fé, Sítio Novo, Baixa do Moronjongo, Baixa do Eugênio, Baixa do Gergelim, Baixa do Quarenta e Nove, do Barreiro, Baixa dos Velhos, Baixa da Vassoura, Baixa do Caldeirão, Baixa da Imburana Grande, do Corredor, Varginha, dos Cachorros, do Simão, Imburana, do Cavalo Morto, Baraúna, Baixa do Santinho, da Cruz, Baixa do Juá, da Salina, Baixa do Serafim, Baixa do Socorro, Baixa do Mulungu, da Formosa, da Areia, da Viração, do Espanto, do Simão, Baixa da Marreca e da Lagoa de Pedra.

Os principais corpos captadores, presentes no município de Petrolina e, portanto, de acumulação são: os açudes Baixa do Icó (1.300.000m<sup>3</sup>), Cacimba Velha (1.300.000m<sup>3</sup>), Cruz de Salina (4.021.375m<sup>3</sup>), Morros (1.860.000m<sup>3</sup>), Pau Ferro (2.068.937m<sup>3</sup>), Poço da Onça (1.200.000m<sup>3</sup>), Terra Nova (1.220.625m<sup>3</sup>), Vira Beiju (11.800.000m<sup>3</sup>), Barreira Alegria (2.880.000m<sup>3</sup>), Roça (741.700m<sup>3</sup>), da Consolação, da Comprida e Rajada (CPRM, 2005).

As lagoas presentes em Petrolina são: da Marreca, Nova, da Craíba, do Junco, da Areia, do Pajeú, do Capim, da Tapera, das Cabaças, do Caldeirão, do Espinho, Tabuleiro, do Saco, do Peixe, dos Cavalos, do Veado, do Boi, do Curral Velho, do Pau-Ferro, do Muquém, da Boa Vista, do André, do Arroz, do Sovaco, Alagadiço, Redonda, da Formosa, do Barro e do Simão (CPRM, 2005).

Todos os cursos d'água, à exceção do Rio São Francisco, o têm regime de escoamento intermitente e o padrão de drenagem é o dendrítico (CPRM, 2005).

O município de Petrolina, está inserido na unidade geoambiental da depressão sertaneja, que representa a paisagem típica do semiárido nordestino, caracterizada por uma superfície de planação bastante monótona, relevo predominantemente suave-ondulado, cortada por vales estreitos, com vertentes dissecadas. Elevações residuais, cristas e/ou outeiros pontuam a linha do horizonte. Esses relevos isolados testemunham os ciclos intensos de erosão que atingiram grande parte do sertão nordestino (CPRM, 2005).

Com respeito aos solos da região, nos Patamares Compridos e Baixas Vertentes do relevo suave ondulado ocorrem os Planossolos, mal drenados, fertilidade natural média e problemas de sais; Topos e Altas Vertentes, os solos Brunos não Cálcicos, rasos e fertilidade natural alta; Topos e Altas Vertentes do relevo ondulado ocorrem os Podzólicos, drenados e fertilidade natural média e as Elevações Residuais com os solos Litólicos, rasos, pedregosos e fertilidade natural média (CPRM, 2005).

As principais classes pedológicas da área são Latossolos, Solos Podzólicos (Argissolos, Alissolos, Luvisolos e Plintossolos), Vertissolos, Cambissolos, Neossolos Quartzarênticos (Areias Quartzosas). Dentre os quais, os solos Vertissolos, Cambissolos-Vérticos, Podzólicos rasos e pouco profundos e Planossolos destacam-se pelas suas drenabilidades pobres (CPRM, 2005).

#### **4.1.1 Material de estudo**

Para este trabalho foram coletados dados de análise de resíduos de agrotóxico das principais matrizes de frutas produzidas em Petrolina entre os anos de 2009, 2010 e 2011, num total de 107 amostras, tais como acerola, goiaba, manga, mamão e uva, analisadas pela Unidade de Agrotóxicos e Contaminantes em Alimentos e Produtos Alcoólicos – LABTOX, localizada em Recife-PE, no Instituto de Tecnologia de Pernambuco. O Labtox recebe diariamente as mais diversas matrizes de frutas produzidas pelo Pólo de fruticultura irrigada do Vale do São Francisco para análise de cerca de 400 compostos (agrotóxicos).

## **4.2 CONSTRUÇÃO DOS INDICADORES PARA ANÁLISE DOS POTENCIAIS DE VULNERABILIDADE AMBIENTAL**

### **4.2.1 Perfis de condutividade hidráulica dos solos de Petrolina**

Os perfis de condutividade Hidráulica dos solos da região de Petrolina foi estimado a partir da combinação de algumas informações sobre as diferentes classes de solos e sua relação tipo de solo/capacidade de infiltração, baseadas nas informações Gomes (1996a, b) e Barbalho (2010) (Quadros 11, 12). Tal comportamento traduzirá a maior ou menor tendência de contaminação do lençol freático.

Quadro 11 - Condutividade hidráulica estimada dos principais solos agrícolas brasileiros, considerando as classes de 1º, 2º e 3º níveis categóricos, em função da textura, estrutura, estabilidade de agregados e profundidade do solo

Classe de Solo	Textura Dominante	Estrutura Dominante	Estabilidade de Agregados	Profundidade	Condutividade Hidráulica
Latosolos Vermelhos, Eutroférricos, Distroférricos, Aluminoférricos, Eutróficos e Distróficos	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Profundo	Alta
	Argilo-Arenosa	Granular	Pouco Estável	Profundo	Média
	Arenosa	Granular	Pouco Estável	Profundo	Média
Latosolos Vermelho-Amarelos, Acriférricos, 'cricos. Distroférricos, Distróficos e Eutróficos	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Profundo	Alta
	Argilo-Arenosa	Granular	Pouco Estável	Profundo	Média/Alta
	Arenosa	Granular	Instável	Profundo	Alta
Latosolos Amarelos Acriférricos, 'cricos, Distroférricos, Distróficos e Eutróficos	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Profundo	Média
	Argilo-Arenosa	Blocos sub-angulares	Estável	Profundo	Média
	Arenosa	Blocos sub-angulares	Estável	Profundo	Média
Nitossolos Vermelhos Distroférricos e Eutroférricos	Argilosa	Blocos angulares	Estável	Relativamente Pouco Profundo	Alta
Argissolos Vermelhos Eutroférricos, Distróficos e Eutróficos	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco Profundo	Média
	Argilo-Arenosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco Profundo	Média
Argissolos Vermelho-Amarelos Eutróficos, Distróficos, Aluminícos	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco Profundo	Média
	Areno-argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco Profundo	Média/Baixa
Argissolos Amarelos Distróficos e Eutróficos	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco Profundo	Média/Baixa
	Areno-argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco Profundo	Média

Fonte: Gomes et al. (1996a, b).

Quadro 12 - Perfis de condutividade hidráulica dos solos

Perfis de Condutividade Hidráulica (Ordem de Grandeza em m/s)	Classes ou Associações de Solo
Muito Alta - $> 10^{-3}$	Neossolos Quartzarênicos
Alta - $10^{-3}$ a $10^{-5}$	Latosolos
Média - $10^{-6}$	Argissolos, Nitossolos
Baixa - $10^{-7}$ a $10^{-8}$	Cambissolos, Plintossolos, Neossolos Litólicos, e Gleissolos.

Fonte: Barbalho (2010).

#### 4.2.2 Perfis de infiltração e escoamento superficial de solos

Baseado em Gomes (1996) e Barbalho (2010), informações relativas à condutividade hidráulica e percentual de declividade do solo foram combinadas para estimar os perfis de infiltração (Quadro 13) e de escoamento superficial (Quadro 14) dos diferentes tipos de solo.

Quadro 13 - Perfil de infiltração em função da declividade e condutividade hidráulica do solo

Condutividade	Perfil de infiltração do solo			
	Declividade Baixa (0-6%)	Declividade Suave (6-12%)	Declividade Moderada (12-18%)	Declividade Alta (18-45%)
Baixa	Médio	Baixo	Baixo	Baixo
Média	Alto	Médio	Baixo	Baixo
Alta	Alto	Alto	Médio	Baixo
Muito Alta	Alto	Alto	Alto	Médio

Fonte: Barbalho (2010).

Quadro 14 - Perfil de escoamento superficial em função da declividade e condutividade hidráulica do solo

Condutividade	Perfil de escoamento superficial do solo			
	Declividade Baixa (0-6%)	Suave (6-12%)	Moderada (12-18%)	Alta (18-45%)
Baixa	Médio	Alto	Alto	Alto
Média	Baixo	Médio	Alto	Alto
Alta	Baixo	Baixo	Médio	Alto
Muito Alta	Baixo	Baixo	Baixa	Médio

Fonte: Barbalho (2010).

#### 4.2.3 Perfis de vulnerabilidade quanto a classificação dos solos

Os perfis de vulnerabilidade quanto a classificação dos solos de Petrolina à contaminação por agrotóxicos foram construídos a partir da combinação dos perfis de declividade do Terreno, condutividade hidráulica, potencial de Infiltração e escoamento superficial da água. De acordo com Gomes, Spadotto e Pessoa (2002), os perfis de vulnerabilidade foram classificados como Muito Alto, Alto, Moderado e Baixo (Quadro 15 e 16).

Quadro 15 - Classificação dos perfis de vulnerabilidade dos solos à contaminação

Declividade do Terreno	Condutividade	Perfil de Infiltração da Água	Perfil de Escoamento da Água	Vulnerabilidade
Baixa	Muito Alta	Alto	Baixo	Muito Alto
Baixa	Alta	Alto	Baixo	Alto
Baixa	Média	Alto	Médio	Moderada
Baixa	Baixa	Médio	Baixo	Baixa
Suave	Muito Alta	Alto	Baixo	Muito Alto
Suave	Alta	Alto	Baixo	Alto
Suave	Média	Médio	Médio	Moderada
Suave	Baixa	Baixo	Baixo	Baixa
Moderada	Muito Alta	Alto	Baixo	Muito Alto
Moderada	Alta	Médio	Médio	Alto
Moderada	Moderada	Baixo	Médio	Moderada
Moderada	Baixa	Baixo	Baixo	Baixa
Alta	Muito Alta	Médio	Médio	Moderada
Alta	Alta	Baixo	Médio	Moderada
Alta	Moderada	Baixo	Alto	Baixa
Alta	Baixa	Baixo	Alto	Baixa

Fonte: Gomes; Spadotto; Pessoa (2002).

Quadro 16 - Classificação da vulnerabilidade dos solos em função da integração de informações de condutividade hidráulica, declividade do terreno, potenciais de infiltração, escoamento superficial da água e profundidade do lençol freático

Classe de Solo	Condutividade Hidráulica	Declividade do Terreno	Potencial de Infiltração de Água	Potencial de Escoamento de Água	Profundidade Lençol Freático*	Vulnerabilidade
Latossolos Vermelhos Eutroféricos e Distroféricos argissólicos	Média	Suave	Médio	Médio	Profundo a muito profundo	Média
Nitossolos Vermelhos Eutroféricos latossólicos	Média	Acentuada	Médio	Médio	Profundo	Média
Latossolos Vermelhos Distróficos psamíticos	Alta	Suave	Médio/Alto	Médio/Baixo	Profundo	Média/Alta
Latossolos Vermelho-Amarelo Distróficosplanticos	Média	Suave	Médio	Médio	Profundo	Média
Neossolo Quartzarico	Alta	Suave	Alto	Baixo	Profundo a muito profundo	Alta

Fonte: Gomes; Spadotto; Pessoa (2002).

#### 4.3 CONSTRUÇÃO DO SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS (SIG)

A construção do Sistema de Informações Geográficas (SIG) vai apontar regiões vulneráveis à contaminação pelos agrotóxicos encontrados nas matrizes de frutas. A seguir são descritas as etapas referentes à construção de informações que alimentaram o sistema de Informações geográficas:

- Etapa 1: Geração de Mapa dos tipos de solos;
- Etapa 2: Geração de Mapa dos recursos hídricos;
- Etapa 3: Geração de Mapa da Condutividade hidráulica;
- Etapa 4: Geração de Mapa do percentual de declividade dos solos;
- Etapa 5: Geração de Mapa do potencial de contaminação por infiltração e escoamento superficial baseado na categorização proposta por Gomes, Spadotto e Barbalho (2002).

Todos mapas temáticos foram gerados numa escala 1:500.000 a partir do programa ArcMap (ArcGIS®). O sistema cartográfico definido foi o sistema de Projeção Universal Transversa de Mercator – UTM, Datum SIRGAS 2000 – Fuso 24S. Os arquivos foram gerados no formato shapefile e armazenados no banco de dados do projeto. Os mapas temáticos foram gerados utilizando as bases compiladas da EMBRAPA, SRHE e IBGE, adquiridas pelo ITEP, e convertidas para a projeção e Datum adotado. Baseado no modelo digital do terreno obtido do SRTM (Missão Topográfica Radar SHUTTLE), disponibilizado pela Unidade de geo informação do ITEP, e utilizando a ferramenta slope que constitui o Spatial Analyst Tools, do Arc Map, foram gerados os mapas de declividade e condutividade hidráulica.

#### 4.4 AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL: CONTAMINAÇÃO DE AGUAS SUBTERRANEAS E SUPERFICIAIS POR AGROTOXICOS

Para avaliar o potencial de contaminação de águas subterrâneas e superficiais por agrotóxicos foram utilizados respectivamente os índices GUS (Groundwater Ubiquity Score) e GOSS. Esses métodos baseiam-se em propriedades físico-químicas dos agrotóxicos, como solubilidade em água (S), coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo (Koc), além da meia-vida do composto no solo (DT50solo) e na água (DT50 agua).

### 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

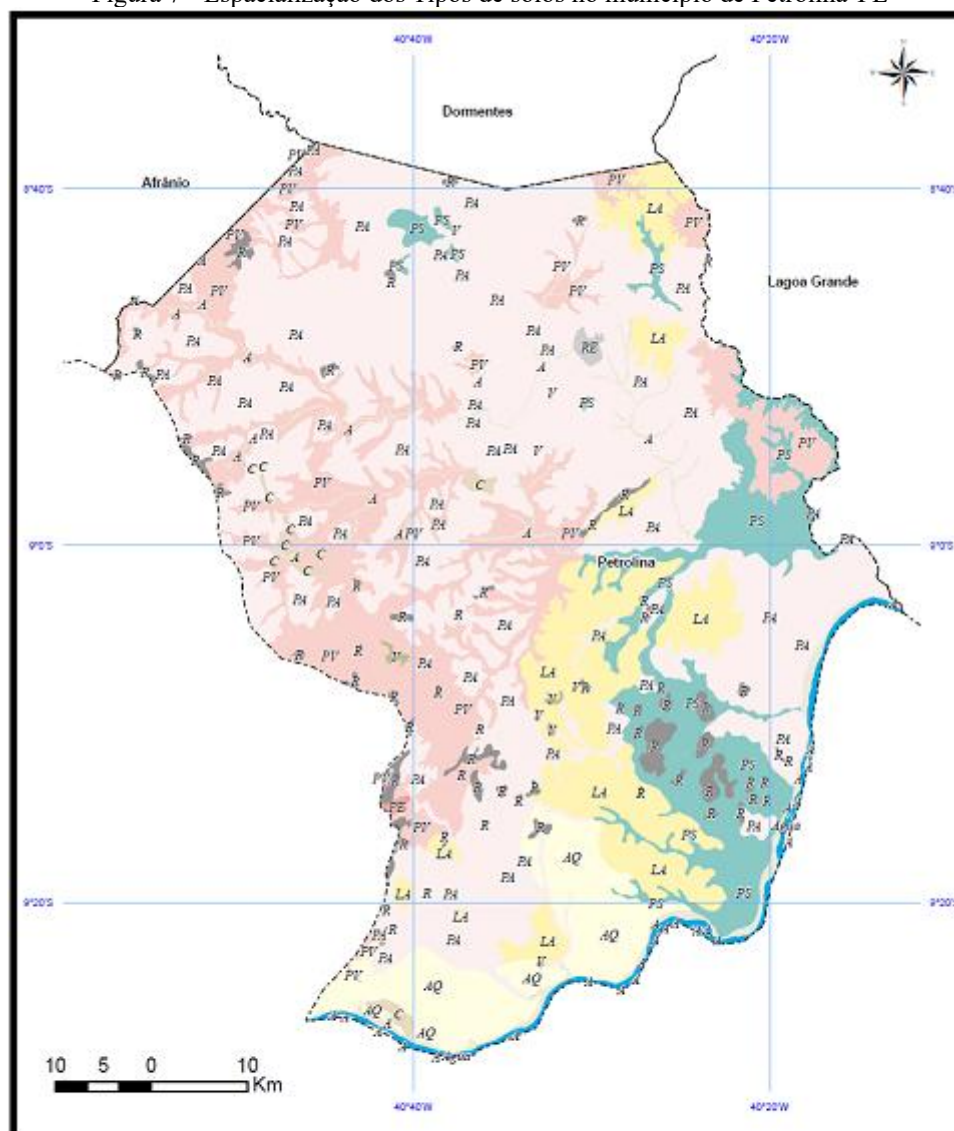
Na apresentação dos resultados optou-se pela descrição dos dados necessários a construção do Sistema de Informações Geográficas (SIG). Os dados foram divididos nas seguintes etapas:

- ETAPA 1 – Distribuição da estrutura e tipos de solo, declividade do terreno e recursos hídricos no município de Petrolina. A associação desses dados com as propriedades físicas e químicas dos agrotóxicos resultaram na proposição de um índice de vulnerabilidade ambiental à contaminação dos recursos naturais por esses compostos;
- ETAPA 2 – Caracterização dos tipos de solo quanto ao seu potencial de escoamento e drenagem;
- ETAPA 3 – Construção dos mapas temáticos para potencial de contaminação evidenciar as regiões críticas de contaminação
- ETAPA 4 – Predição da contaminação de águas subterrâneas e superficiais por agrotóxicos;

#### 5.1 ETAPA 1 – DISTRIBUIÇÃO DA ESTRUTURA E TIPOS DE SOLO, DECLIVIDADE DO TERRENO E RECURSOS HÍDRICOS NO MUNICÍPIO DE PETROLINA

A espacialização dos tipos de solo (Argissolo Amarelo, Argissolo Vermelho, Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo, Latossolo Amarelo, Luvisolo, Neossolo Flúvico, Neossolo Litólico, Neossolo Regolítico, Neossolos Quartzarêncios, Planossolo Háplico, Planossolo Háplico e Planossolo Nátrico e Vertissolo) e recursos hídricos encontrados no município de Petrolina subsidiaram importantes informações a cerca dos diferentes potenciais de escoamento e drenagem do terreno (Figura 7 e Figura 8).

Figura 7 - Espacialização dos Tipos de solos no município de Petrolina-PE



**Legenda**

<b>Solos</b>	Cambissolo	Neossolo Regolítico
Água	Latossolo Amarelo	Neossolos Quartzarêncios
Argissolo Amarelo	Luvissolo	Planossolo Háptico
Argissolo Vermelho	Neossolo Flúvico	Planossolo Háptico e Planossolo Nátrico
Argissolo Vermelho Amarelo	Neossolo Litólico	Vertissolo

Fonte: Os mapas temáticos foram gerados utilizando as bases compiladas da EMBRAPA, SRHE e IBGE, adquiridas pelo ITEP, e convertidas para a projeção e Datum adotado. Baseado no modelo digital do terreno obtido do SRTM (Missão Topográfica Radar SHUTTLE), disponibilizado pela Unidade de geoinformação do ITEP.

[illegible]

— Hidrografia  
 ☒ Limite Municipal



Assim de acordo com o mapa podemos destacar as principais classes de solo encontrados categorizando cada tipo em particular e categoriza-los de acordo com suas propriedades (EMBRAPA, 2002).

REVISTA ARACÊ, São José dos Pinhais, v.7, n.7, p. 38165-38226, 2025

estádios de intemperismo (caulinitas e óxidos de ferro e alumínio), sendo a fração areia dominada por minerais altamente resistentes ao intemperismo. São de textura variável, de média a muito argilosa, geralmente muito profundos, porosos, macios e permeáveis, apresentando pequena diferença no teor de argila em profundidade e, comumente, são de baixa fertilidade natural. Em geral, a sua macroestrutura é fraca ou moderada, no entanto, o típico horizonte latossólico apresenta forte microestruturação (pseudoareia), característica comum nos Latossolos Vermelhos Férricos, solos de elevado teor de óxidos de ferro. São típicos das regiões equatoriais e tropicais, distribuídos, sobretudo, em amplas e antigas superfícies de erosão, pedimentos e terraços fluviais antigos, normalmente em relevo suavemente ondulado e plano. Os Latossolos são os solos mais representativos do Brasil, ocupando 38,7% da área total do país e distribuem-se em praticamente todo território nacional. Existem variados tipos de Latossolos, que se diferenciam, dentre vários outros atributos, pela sua cor, fertilidade natural, teor de óxidos de ferro e textura (EMBRAPA, 2002).

Os Argissolos formam uma classe bastante heterogênea que, em geral, tem em comum um aumento substancial no teor de argila em profundidade. São bem estruturados, apresentam profundidade variável e cores predominantemente avermelhadas ou amareladas, textura variando de arenosa a argilosa nos horizontes superficiais e de média a muito argilosa nos subsuperficiais; sua fertilidade é variada e a mineralogia, predominantemente caulínica. Os argissolos ocupam aproximadamente 20,0% da superfície do país; em termos de extensão geográfica só perdem para os Latossolos e, semelhante a estes, distribuem-se em praticamente todas as regiões brasileiras. Habitualmente, ocupam terrenos de relevos mais dissecados quando comparados aos latossolos (EMBRAPA, 2002).

Os Luvisolos São solos com elevada fertilidade natural, dotados de argilas com alta capacidade de retenção de íons trocáveis (argila de atividade alta) e saturação por bases também alta (elevada capacidade de retenção de nutrientes) nos horizontes subsuperficiais, imediatamente abaixo de horizontes do tipo A fraco ou moderado (baixos teores de matéria orgânica, pouco espessos e baixa a média capacidade de retenção de nutrientes). Áreas expressivas são encontradas no nordeste brasileiro, onde se distribuem principalmente na zona semi-árida (EMBRAPA, 2002).

Os Neossolos são Pouco evoluídos, apresentam pequena expressão dos processos responsáveis pela sua formação, que não conduziram, portanto, a modificações expressivas do material originário. Diferenciam-se em grande parte pelo seu material de origem e paisagem, como depósitos sedimentares (planícies fluviais, sedimentos arenosos marinhos ou não) e regiões de relevo acidentado. Existem quatro grandes tipos de Neossolos, que apresentam, genericamente, as seguintes características: Neossolos Litólicos – solos rasos, com espessura inferior a 50 cm, possuindo, em geral, uma estreita

camada de material terroso sobre a rocha; Neossolos Regolíticos – solos mais profundos com espessura superior a 50 cm e presença de minerais alteráveis ou fragmentos de rocha; Neossolos Quartzarênicos – solos mais profundos, com espessura superior a 50 cm, de textura essencialmente arenosa por todo o solo e, praticamente, ausência de minerais primários alteráveis (sem reserva de nutrientes); Neossolos Flúvicos – solos provenientes de sedimentos aluviais. Normalmente, possuem um horizonte escurecido à superfície sobre camadas estratificadas. Os Neossolos Litólicos, em geral, estão associados a muitos afloramentos de rocha. No mapa de solos estão apresentados como forma alongada, refletindo as cristas e partes mais instáveis da paisagem. Não há distribuição regionalizada, ocorrendo por todo o território brasileiro. Os Neossolos Regolíticos também são comuns no Brasil como um todo. No entanto, extensas áreas ocorrem na região semi-árida nordestina. As maiores ocorrências de Neossolos Quartzarênicos estão nos Estados de São Paulo, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, oeste e norte da Bahia, sul do Pará, sul e norte do Maranhão, no Piauí e Pernambuco, em relevo predominantemente plano. Os Neossolos Flúvicos raramente ocupam apreciáveis áreas contínuas, pois são restritos às margens dos cursos d'água, lagoas e planícies costeiras onde, geralmente, ocupam as pequenas porções das várzeas (EMBRAPA, 2002).

Os planos solos São mal drenados, com horizonte superficial de textura mais leve, em geral arenosa, que contrasta abruptamente com o horizonte subsuperficial imediatamente subjacente, adensado e extremamente endurecido quando seco, geralmente de acentuada concentração de argila, bem estruturado e de permeabilidade muito lenta, apresentando visíveis sinais de hidromorfismo. Esses solos ocorrem predominantemente em áreas de relevo plano ou suave ondulado, muito utilizados com arroz irrigado (EMBRAPA, 2002).

Os Vertossolos São solos de coloração acinzentada ou preta, sem diferença significativa no teor de argila entre a parte superficial e a subsuperficial do solo. No entanto, a característica mais importante é a pronunciada mudança de volume com a variação do teor de umidade devido ao elevado teor de argilas expansivas (argila de atividade alta), tendo como feição morfológica característica e facilmente identificável, a presença de fendas de retração largas e profundas que se abrem desde a superfície do solo nos períodos secos. São de elevada fertilidade química, mas apresentam problemas de natureza física (EMBRAPA, 2002).

Os Plintossolos Apresentam uma diversificação morfológica e analítica muito grande, no entanto, a característica mais importante desses solos é a presença de manchas ou mosqueados avermelhados (plintita), geralmente compondo um emaranhado de cores bem contrastante com a matriz do solo, podendo ou não conter nódulos ou concreções (petroplintita), os quais são constituídos por uma mistura de argila, pobre em carbono orgânico e rica em ferro, ou ferro e alumínio, com quartzo

e outros materiais. Frequentemente são ácidos e com baixa reserva de nutrientes. Encontram-se em relevo plano e suave ondulado, em áreas deprimidas, planícies aluvionais e terços inferiores de encosta, situações que impliquem no escoamento lento da água do solo. Plintossolos com predominância de nódulos ou concreções (Plintossolos Pétricos) (EMBRAPA, 2002).

## 5.2 ETAPA 2 - CARACTERIZAÇÃO DOS TIPOS DE SOLO QUANTO AO SEU POTENCIAL DE ESCOAMENTO E DRENAGEM

A primeira propriedade do solo considerada para a construção dos perfis de vulnerabilidade foi a condutividade hidráulica, que pode de forma simples, ser entendida como a capacidade do solo drenar eventuais águas superficiais. Essa propriedade define o tempo de permanência dos agrotóxicos no solo. A maior ou menor velocidade de escoamento da água conduz os agrotóxicos nela eventualmente dissolvidos.

A partir da relação encontrada por Gomes (1996), Pessoa (2006) e Barbalho (2010) entre os tipos de solo e o seu potencial de condutividade hidráulica foi possível categorizar o potencial de condutividade hidráulica baseado no tipo de solo existente em Petrolina (Quadro 17).

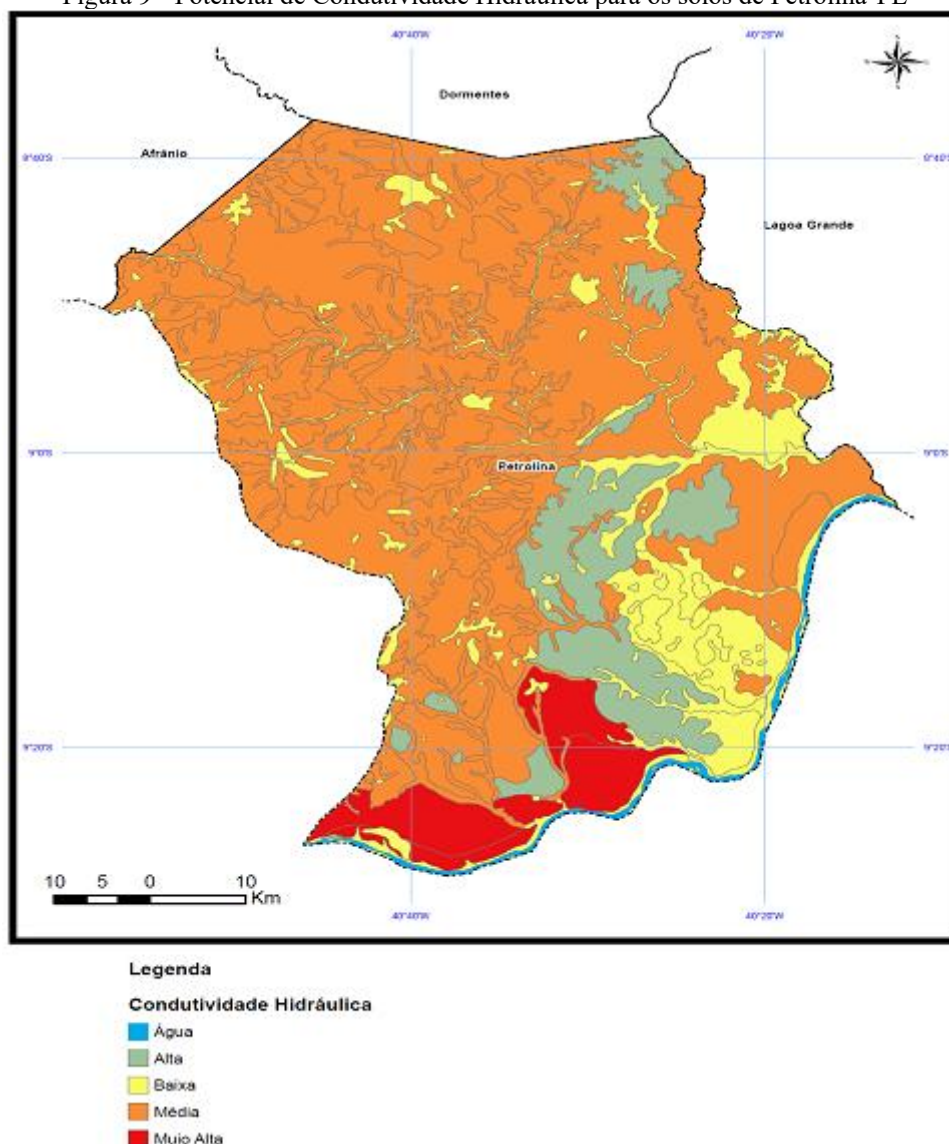
Quadro 17 - Tipos de solos encontrados em Petrolina-PE e seu potencial de condutividade Hidráulica

<b>Solo em Petrolina</b>	<b>Condutividade Hidráulica</b>
Argissolo Amarelo	Média
Argissolo Vermelho	Média
Argissolo Vermelho Amarelo	Média
Cambissolo	baixa
Latossolo Amarelo	alta
Luvissolo	baixa
Neossolo Flúvico	baixa
Neossolo Litólico	baixa
Neossolo Regolítico	baixa
Neossolos Quartzarêncios	Muito alta
Planossolo Háplico	baixa
Planossolo Háplico e Planossolo Nátrico	baixa
Vertissolo	baixa

Fonte: Gomes (2006); Pessoa (2006); Barbalho (2010).

A distribuição tipificada do solo na região de Petrolina e seu potencial de drenagem hidráulica é mostrada na Figura 9. Foi possível observar regiões com predisposições baixa, média a muito alta à transferência de água em direção ao aquífero local subterrâneo.

Figura 9 - Potencial de Condutividade Hidráulica para os solos de Petrolina-PE



Fonte: Os mapas temáticos foram gerados utilizando as bases compiladas da EMBRAPA, SRHE e IBGE, adquiridas pelo ITEP, e convertidas para a projeção e Datum adotado. Baseado no modelo digital do terreno obtido do SRTM (Missão Topográfica Radar SHUTTLE), disponibilizado pela Unidade de geoinformação do ITEP.

A maioria dos solos de Petrolina, representados em laranja, apresentou um potencial de condutividade hidráulica (infiltração) médio o que levou a categorizar a região com uma média vulnerabilidade para contaminação de os recursos hídricos subterrâneos.

As regiões representadas em amarelo apresentaram os menores potenciais de infiltração e, portanto, seriam solos mais protegidos, isto é, que não oferecem grande perigo à contaminação dos recursos hídricos subterrâneos.

No caso dos solos das regiões mais ao sul do município de Petrolina, representados em vermelho, esses se mostraram mais vulneráveis à contaminação dos recursos hídricos subterrâneos, devido as suas altas capacidades de drenagem.

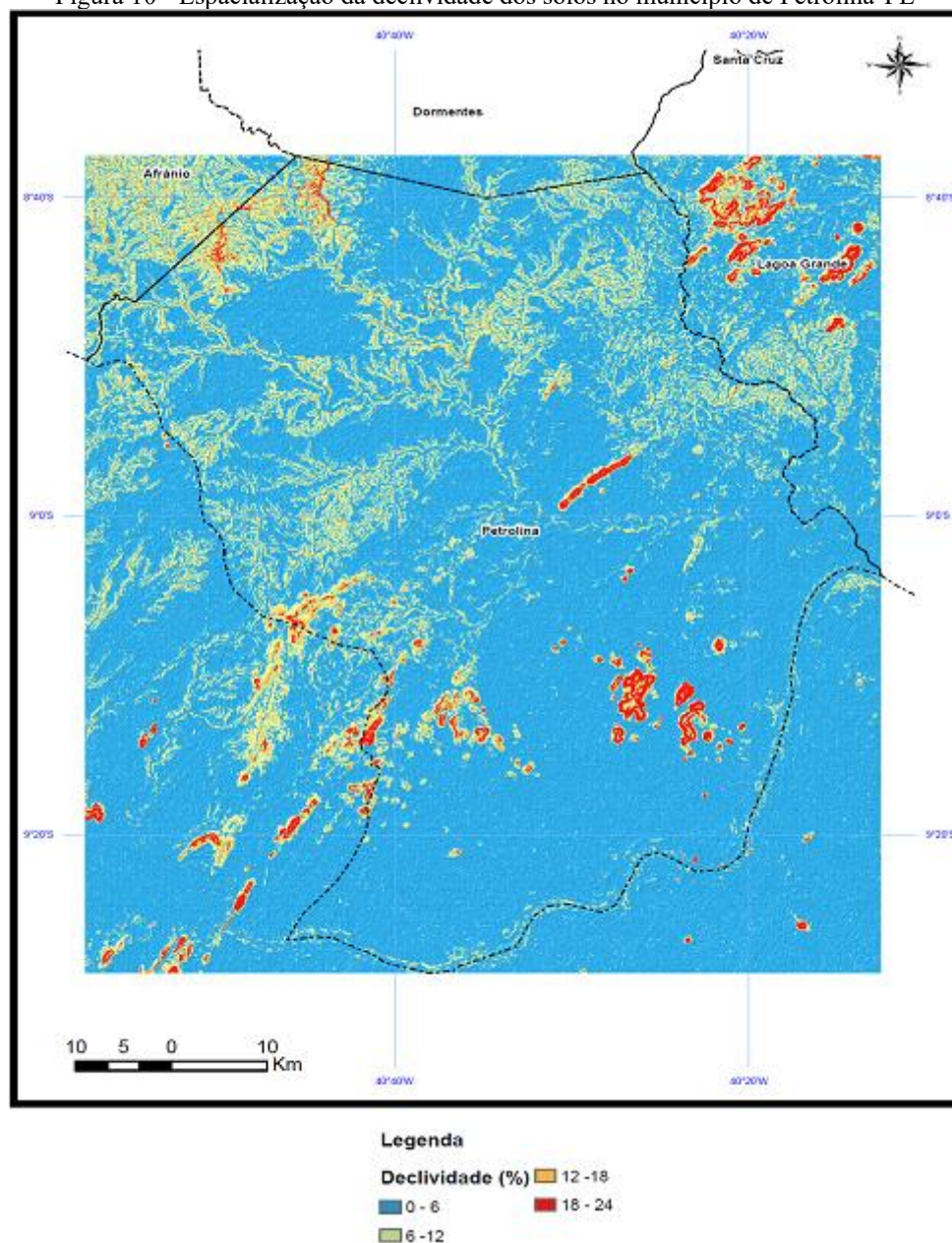
Outro aspecto importante a ser considerado para prever o potencial de contaminação de aquíferos subterrâneos por agrotóxicos, é o percentual de declividade do solo. Esse percentual pode estimar a tendência de transporte dos agrotóxicos da água ao longo do solo, e por consequência sua difusão nos corpos hídricos.

Para a região de Petrolina, foi possível apontar quatro categorias de declividades de solo: a) Solos de declividade baixa (0 a 6%); b) solos de declividade suave (6 a 12%); c) solos de declividade moderada (12 a 18%); e d) solos de declividade alta (18 a 45%). Essa última categoria é tomada sem interesse, pois embora tenham um alto potencial para contaminação, neste estudo não fariam diferença já que os mesmos dificilmente seriam destinados a práticas agrícolas (Figura 10).

Os parâmetros utilizados para a criação de critérios de avaliação da vulnerabilidade de solos à contaminação por agrotóxicos mostrou a existência de solos mais vulneráveis à contaminação por infiltração e/ou por escoamento superficial.

O potencial de infiltração classificado como “alto” e “muito alto” (em decorrência da condutividade hidráulica e da baixa declividade) indica alta vulnerabilidade das terras à contaminação das águas subterrâneas, com possibilidade de chegada do produto contaminante até os corpos d’água mais profundos. Já o potencial de escoamento classificado como “muito alto” e “alto” indica que as terras são mais vulneráveis à erosão e à contaminação dos corpos d’água superficiais. Posteriormente, foi realizada a classificação da vulnerabilidade das terras à contaminação por agrotóxicos em razão da integração das informações de condutividade hidráulica dos solos, declividade do terreno, potenciais de infiltração e de escoamento superficial da água. As classes de vulnerabilidade das terras estabelecidas foram as seguintes: “muito alta”, “alta”, “moderada”, “baixa”.

Figura 10 - Espacialização da declividade dos solos no município de Petrolina-PE



Fonte: Os mapas temáticos foram gerados utilizando as bases compiladas da EMBRAPA, SRHE e IBGE, adquiridas pelo ITEP, e convertidas para a projeção e Datum adotado. Baseado no modelo digital do terreno obtido do SRTM (Missão Topográfica Radar SHUTTLE), disponibilizado pela Unidade de geoinformação do ITEP.

Dois exemplos bem extremos podem ser utilizados para exemplificar tal tipificação:

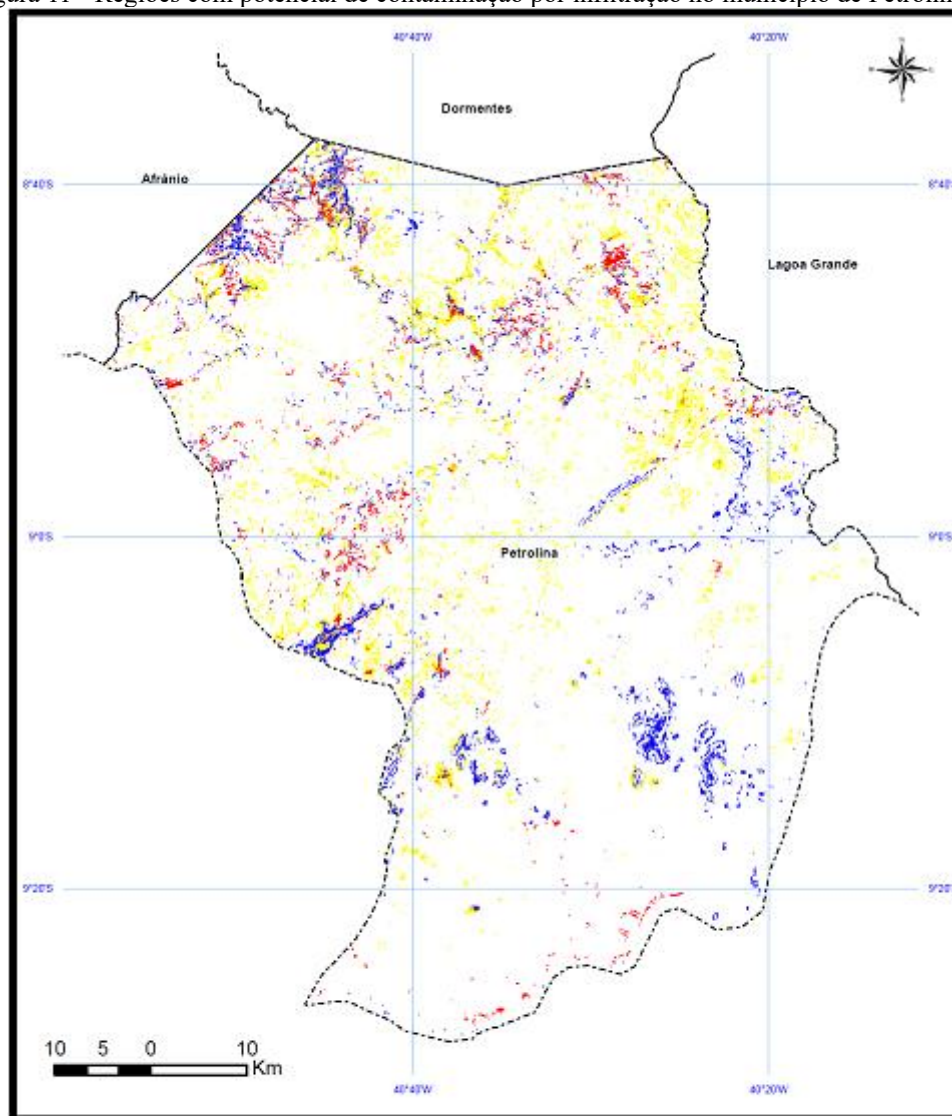
- 1) Solos que apresentem alta drenagem e baixa declividade: Nesse caso as águas não sofrem escoamento devido a baixa declividade do solo, tendendo a acumular-se em sua superfície, logo, devido a elevada condutividade hidráulica, a tendência é difundir-se nos lençóis freáticos levando consigo eventuais resíduos de agrotóxicos dissolvidos. A conclusão seria um terreno de alta vulnerabilidade à contaminação por infiltração;

- 2) Solos que apresentem baixa drenagem e alta declividade: Nesse perfil de solo as águas não se infiltram no solo devido a baixa capacidade hidráulica, tendendo a sofrer escoamento devido a sua alta declividade, chegando aos recursos hídricos adjacentes como rios, córregos, açudes, etc. Apresentam alta vulnerabilidade à contaminação por escoamento superficial.

#### 5.4 ETAPA 3 - CONSTRUÇÃO DOS MAPAS TEMÁTICOS PARA POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO EVIDENCIAR AS REGIÕES CRÍTICAS DE CONTAMINAÇÃO

Uma vez estabelecidos os indicadores de contaminação do solo/água foi possível apontar regiões com potencial de contaminação ambiental. Os perfis criados combinando informações sobre declividade e tipo do solo, e condutividade hidráulica permitiram categorizar regiões com alto, baixo e médio potencial de contaminação de recursos hídricos por infiltração (águas subterrâneas) e por escoamento superficial (águas superficiais) (Figura 11 e Figura 12).

Figura 11 - Regiões com potencial de contaminação por infiltração no município de Petrolina-PE



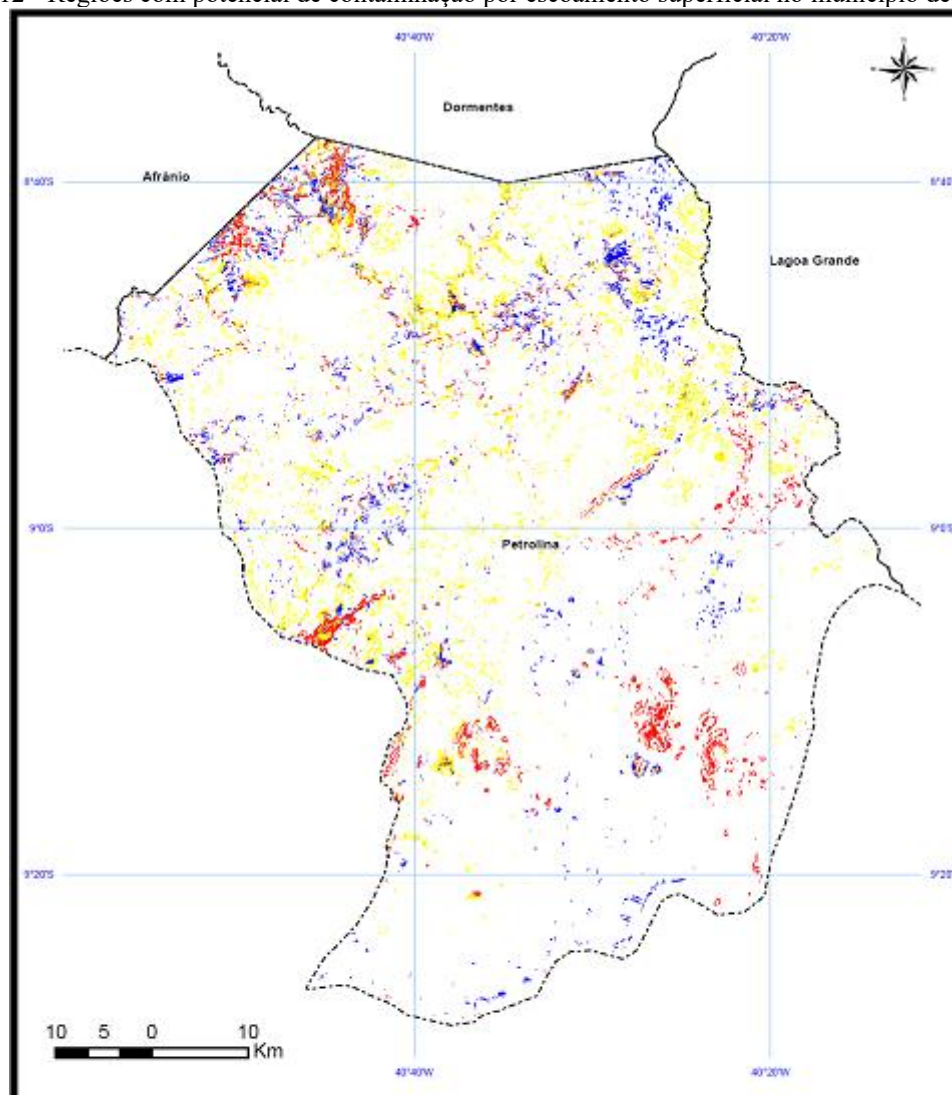
**Legenda**

**Potencial de Infiltração**

- Baixo
- Médio
- Alto

Fonte: Os mapas temáticos foram gerados utilizando as bases compiladas da EMBRAPA, SRHE e IBGE, adquiridas pelo ITEP, e convertidas para a projeção e Datum adotado. Baseado no modelo digital do terreno obtido do SRTM (Missão Topográfica Radar SHUTTLE), disponibilizado pela Unidade de geoinformação do ITEP.

Figura 12 - Regiões com potencial de contaminação por escoamento superficial no município de Petrolina



**Legenda**

**Potencial de Escoamento Superficial**

- Baixo
- Médio
- Alto

Fonte: Os mapas temáticos foram gerados utilizando as bases compiladas da EMBRAPA, SRHE e IBGE, adquiridas pelo ITEP, e convertidas para a projeção e Datum adotado. Baseado no modelo digital do terreno obtido do SRTM (Missão Topográfica Radar SHUTTLE), disponibilizado pela Unidade de geoinformação do ITEP.

De acordo com Gomes et al. (2002) O Potencial de infiltração classificado como alto (em decorrência de alta condutividade hidráulica e da baixa declividade da área) indica alta vulnerabilidade à contaminação do compartimento água do lençol freático, com possibilidade de chegada do produto contaminante até os corpos d'água mais profundos ou à zona saturada do aquífero em discussão.

Como o lençol freático nessa avaliação foi substituído pela zona saturada do Aquífero, esse parâmetro passou a ser neutro e a ênfase transferida para a condutividade hidráulica do solo e a

declividade do terreno. Potencial de escoamento superficial classificado como alto, por sua vez, indica que a área é mais vulnerável à erosão e à contaminação dos corpos d'água superficiais. Haverá perda de fertilidade e remoção de pesticidas do compartimento solo, via transporte pluvial, até os cursos d'água.

Os mapas X e Y mostram que esses solos exibem valores mais elevados de vulnerabilidade natural em relação aos demais. Isto significa que quando expostos a determinada carga potencialmente contaminante como agrotóxicos, por exemplo, podem oferecer algum risco de contaminação para o aquífero ou para o lençol freático.

Ainda de acordo com Gomes et al. (2002), o potencial de infiltração de água no solo classificado como alto indica condição ambiental de vulnerabilidade alta do solo frente a carga contaminante, o que pode ser compreendido como condição favorável, a priori, à contaminação do lençol freático. Para potencial de escoamento alto (vulnerabilidade baixa) o contaminante tende a se escoar superficialmente, seja em suspensão ou adsorvido a pequenos agregados ou torrões, tornando o solo menos exposto à condição de contaminação. Nesse caso, os cursos d'água tendem a ser comprometidos. Os resultados apresentados permitem, ainda, orientar o gerenciamento rural no sentido de adoção de procedimentos que evitem riscos de contaminação do lençol freático.

Entre esses procedimentos estão a seleção e aplicação de agrotóxicos que, preferencialmente, fiquem retidos no solo e que apresentem degradação rápida. Além dos agrotóxicos, os adubos nitrogenados devem ser selecionados, principalmente visando maior eficiência da planta na absorção de nitrogênio, uma vez que esse elemento nas suas diversas transformações no solo pode gerar compostos nocivos ao meio ambiente (GOMES et al., 2002).

#### 5.5 ETAPA 4 – PREDIÇÃO DA CONTAMINAÇÃO DOS SOLOS POR AGROTÓXICOS

A partir da avaliação dos resultados de resíduos de agrotóxicos em diversas culturas de frutas, produzidas em Petrolina, analisadas entre 2009 e 2011, foram selecionados os agrotóxicos Acefato, Azoxistrobina, Boscalida, Carbendazin, Carbofurano, Carbosulfano, Cipermetrina, Ciproconazol, Cresoxim-metílico, Ciproconazol, Deltametrina, Difenconazol (1,2), Dimetoato, Dimetomorfe, Famoxadona, Fenamidona, Fenarimol, Fenpiroximato, Hexitiazoxe, Imidacloprido, Iprodiona, Lambda-cialotrina, Miclobutanil, Piraclostrobina, Propagito, Tebuconazol, Tetraconazol, Tiametoxam, Tiofanato metílico e Zoxamida (Quadro 17).

O levantamento encontrou uma grande diversidade de agrotóxicos com destaque para o Tebuconazol que apresentou um total de 11 ocorrências, seguido de carbedazim com 8, lambda-cialotrina e Zoxamida com 7. Os demais agrotóxicos recorrentes tiveram menos incidência que estes.

O conhecimento dos agrotóxicos mais incidentes na região possibilitaram saber que elementos eram utilizados nas diversas culturas analisadas. A partir destas informações, o levantamento de suas propriedades físico-químicas permitiram apontar quais os agrotóxicos apresentavam maior potencial contaminantes para diferentes tipos de solo no município estudado.

Vários Trabalhos disponíveis na literatura permitem propor estudos para avaliar como agrotóxicos, em função de propriedades físico-químicas, podem a través de áreas vulneráveis do solo contaminar recursos Hídricos subterrâneos e superficiais. Os referidos trabalhos levaram em consideração os métodos de GUS e GOSS para avaliar o potencial de contaminação de águas subterrâneas e superficiais, respectivamente, o que justifica a adoção destes dois parâmetros na construção dos perfis de contaminação dos solos/água (FILIZOLA et al., 2005; DOMINGUES, 2010; ANDRADE et al., 2011).

Para traçar o perfil contaminante dos agrotóxicos recorrentes nas matrizes analisadas, foi realizado um levantamento das propriedades físico-químicas destas substâncias em termos de: Solubilidade em água, Coeficiente de partição no solo, tempo de meia-vida no solo (Quadro 18).

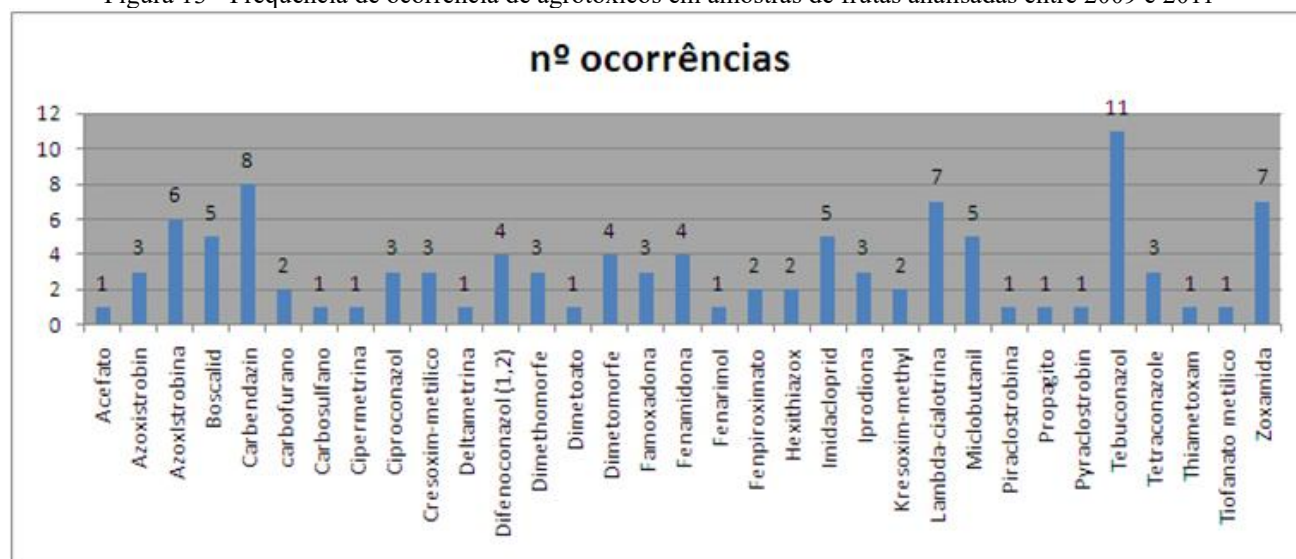
O Uso destas propriedades utilizados na elaboração dos perfis de GUS e GOSS foram discutidos no referencial teórico.

Quadro 18 - Ocorrência e concentrações de agrotóxicos recorrentes em amostras de frutas analisadas em 2009, 2010 e 2011

Matriz	Composto	Concentração mg.kg <sup>-1</sup>	Matriz	Composto	Concentração mg.kg <sup>-1</sup>	Matriz	Composto	Concentração mg.kg <sup>-1</sup>
Acerola	carbofurano	0,02	Uva	Thiametoxam	0,01	Uva	Zoxamida	0,3
Goiaba	Tebuconazol	0,04	Uva	Zoxamide	0,02	Uva	Boscalida	0,01
Goiaba	Cipermetrina	0,1	Uva	Dimethomorph	0,1	Uva	Hexithiazox	0,01
Goiaba	Dimetoato	0,1	Uva	Famoxadone	0,04	Uva	Iprodione	0,7
Graviola	Carbendazin	0,2	Uva	Piraclostrobina	0,04	Uva	cresoxim-metilico	0,08
Mamão	Carbofurano	0,02	Uva	Tebuconazole	0,02	Uva	Lambda-cialotrina	0,01
Mamão	Carbosulfano	0,01	Uva	Zoxamide	0,02	Uva	Tebuconazol	0,02
Mamão	Imidacloprido	0,02	Uva	Fenamidone	0,02	Uva	Azoxistrobina	0,1
Mamão	Tiofanato metilico	0,01	Uva	Tebuconazole	0,09	Uva	Carbendazin	0,01
Manga	Acefato	0,01	Uva	Azoxistrobina	0,06	Uva	Ciproconazol	0,02
Manga	Carbendazin	0,6	Uva	Dimethomorfe	0,04	Uva	Difenoconazole (1,2)	0,02
Manga	Carbendazin	0,3	Uva	Lambda-cihalotrina	0,03	Uva	Boscalid	0,08
Manga	Carbendazin	0,02	Uva	Zoxamida	0,1	Uva	Fenamidona	0,8
Manga	Azoxystrobin	0,06	Uva	Boscalida	0,02	Uva	Fenarimol	0,01
Manga	Carbendazin	0,04	Uva	Tebuconazol	0,01	Uva	Fenpyroximate	0,01
Manga	Carbendazin	0,07	Uva	Imidacloprido	0,01	Uva	Hexythiazox	0,05
Uva	Famoxadone	0,08	Uva	Azoxistrobina	0,1	Uva	Kresoxim-methyl	0,02
Uva	Difenoconazol (1,2)	0,07	Uva	Boscalida	0,02	Uva	Lambda-cialotrina	0,02
Uva	Dimetomorfe	0,01	Uva	Deltametrina	0,02	Uva	Tebuconazole	0,4
Uva	Iprodione	0,4	Uva	Dimethomorfe	0,01	Uva	Tetraconazole	0,1
Uva	Cresoxim-metilico	0,05	Uva	Famoxadone	0,3	Uva	Azoxistrobina	0,02
Uva	Lambda-cialotrina	0,01	Uva	Fenamidona	0,02	Uva	Boscalid	0,3
Uva	Miclobutanil	0,3	Uva	Imidacloprido	0,01	Uva	Kresoxim-methyl	0,01
Uva	Zoxamida	1,4	Uva	Lambda-cihalotrina	0,04	Uva	Myclobutanil	0,2
Uva	Ciproconazol	0,09	Uva	Miclobutanil	0,05	Uva	Pyraclostrobin	0,02
Uva	Dimetomorfe	0,3	Uva	Zoxamida	0,3	Uva	Tebuconazole	0,07
Uva	Tetraconazole	0,01	Uva	Azoxistrobina	0,1	Uva	Imidacloprid	0,06
Uva	Carbendazin	0,5	Uva	Ciproconazol	0,06	Uva	Myclobutanil	0,04
Uva	Tetraconazole	0,01	Uva	Difenoconazol (1,2)	0,01	Uva	Azoxistrobina	0,01
Uva	Difenoconazole (1,2)	0,02	Uva	Dimetomorfe	0,2	Uva	Tebuconazol	0,01
Uva	Dimetomorfe	0,3	Uva	Fenamidona	0,1	Uva	Zoxamida	0,03
Uva	Lambda-cihalotrina	0,02	Uva	Fenpiroximate	0,01	Uva	Azoxistrobina	0,04
Uva	Miclobutanil	0,02	Uva	Imidacloprido	0,07	Uva	Tebuconazol	0,07
Uva	Tebuconazol	0,1	Uva	Iprodione	0,2	Uva	Cresoxim-metilico	0,01
Uva	Azoxistrobina	0,06	Uva	Lambda-cihalotrina	0,02	Uva	Tebuconazol	0,02
Uva	Propagito	0,04						

Fonte: Para este trabalho foram coletados dados de análise de resíduos de agrotóxico das principais matrizes de frutas produzidas em Petrolina entre os anos de 2009, 2010 e 2011, num total de 107 amostras, tais como acerola, goiaba, manga, mamão e uva, analisadas pela Unidade de Agrotóxicos e Contaminantes em Alimentos e Produtos Alcoólicos – LABTOX, localizada em Recife-PE, no Instituto de Tecnologia de Pernambuco. O Labtox recebe diariamente as mais diversas matrizes de frutas produzidas pelo Pólo de fruticultura irrigada do Vale do São Francisco para análise de cerca de 400 compostos (agrotóxicos).

Figura 13 - Frequência de ocorrência de agrotóxicos em amostras de frutas analisadas entre 2009 e 2011



Fonte: Baseado e construído nos dados constantes no quadro 18.

Quadro 19 - Propriedades físico-químicas dos agrotóxicos

Princípio Ativo	Solubilidade em água à 25 °C (mg.L <sup>-1</sup> )	K <sub>oc</sub> (cm <sup>3</sup> .g <sup>-1</sup> )	DT <sub>50</sub> no solo (dias)	GUS	Potencial de contaminação de águas subterrâneas	GOSS Potencial de contaminação de águas superficiais (Transporte pelo sedimento)	GOSS Potencial de contaminação de águas superficiais (Transporte pela água)
Acefato	818.000	2	3	1,76485721	Não sofre lixiviação	Baixo Potencial	Alto Potencial
Azoxistrobina	6	581	56	2,160452489	Faixa de transição	Médio Potencial	Alto Potencial
Boscalida	6	772	372	2,859427495	Provável lixiviação	Médio Potencial	Alto Potencial
Captana	5,1	200	2,5	0,676088138	Não sofre lixiviação	Baixo Potencial	Alto Potencial
Carbaril	120	300	10	1,522878745	Não sofre lixiviação	Baixo Potencial	Alto Potencial
Carbendazin	8	400	120	2,906570649	Provável lixiviação	Médio Potencial	Alto Potencial
Carbosulfano	0,3	4,41	5	2,345436774	Faixa de transição	Médio Potencial	Alto Potencial
Cipermetrina	0,004	100.000	30	-1,477121255	Não sofre lixiviação	Médio Potencial	Baixo Potencial
Ciproconazole	140	900	129	2,207164999	Faixa de transição	Médio Potencial	Alto Potencial
Ciromazina	136.000	200	150	3,697113776	Provável lixiviação	Médio Potencial	Alto Potencial
Deltametrina	0,2	10.240.000	25	-4,208218747	Não sofre lixiviação	Médio Potencial	Baixo Potencial
Difenoconazol (1, 2)	15	3495	145	0,986778656	Não sofre lixiviação	Alto Potencial	Alto Potencial
Dimetoato	39.800	20	7	2,280894261	Faixa de transição	Baixo Potencial	Alto Potencial
Dimetomorf	19	402	117	2,886719943	Provável lixiviação	Médio Potencial	Alto Potencial
Fenamidona	7,8	388	8,5	1,311566502	Não sofre lixiviação	Baixo Potencial	Alto Potencial
Fenarimol	14	600	360	3,123415014	Provável lixiviação	Médio Potencial	Alto Potencial
Fenpropatrina	0,33	5000	5	0,210410937	Não sofre lixiviação	Médio Potencial	Baixo Potencial
Fenpiroximato	1,46.10 <sup>-3</sup>	9.995	50	0,000369019	Não sofre lixiviação	Alto Potencial	Alto Potencial
Hexitiazoxe	0,5	6200	30	0,306662648	Não sofre lixiviação	Médio Potencial	Médio Potencial
Imidacloprido	0,61	310	1	0	Não sofre lixiviação	Baixo Potencial	Alto Potencial
Iprodione	13,9	700	14	1,323665515	Não sofre lixiviação	Baixo Potencial	Alto Potencial
Cresoxim-metilico	2	372	1	0	Não sofre lixiviação	Baixo Potencial	Alto Potencial
Lambda-cialotrina	0,005	180.000	30	-1,854189698	Não sofre lixiviação	Médio Potencial	Baixo Potencial
Miclobutanil	142	500	66	2,367281239	Faixa de transição	Médio Potencial	Alto Potencial
Propargito	0,5	4000	56	0,695673959	Não sofre lixiviação	Alto Potencial	Médio Potencial
Piraclostrobina	1,9	11.000	32	-0,062302199	Não sofre lixiviação	Médio Potencial	Médio Potencial
Tebuconazol	36	1000	7	0,84509804	Não sofre lixiviação	Médio Potencial	Alto Potencial
Tiabendazol	50	2500	403	1,568549933	Não sofre lixiviação	Alto Potencial	Alto Potencial
Tiametoxan	4100	64	51	3,746101648	Provável lixiviação	Médio Potencial	Alto Potencial
Tiofanato metilico	3,5	1830	10	0,73754891	Não sofre lixiviação	Médio Potencial	Médio Potencial
Zoxamida	0,681	1224	2	0,274605156	Não sofre lixiviação	Médio Potencial	Médio Potencial

DT<sub>50</sub>: meia-vida; K<sub>oc</sub>: coeficiente de adsorção à matéria orgânica; S: solubilidade em água

Fonte: PAN, 2014; EXTOTOXNET, 2014; NPIC, 2014; EMBRAPA, 2006.

### 5.5.1 Potencial de contaminação de águas subterrâneas – Método de GUS

O parâmetro utilizado leva em consideração dois parâmetros: O tempo de meia-vida do agrotóxico no solo (DT<sub>50</sub> solo) e o Coeficiente de sorção no solo K<sub>oc</sub>, assim sendo, assim, de acordo com o parâmetro de GUS, os agrotóxicos encontrados nas culturas analisadas foram categorizados em termos de alto, baixo e médio potencial de lixiviação e contaminação de águas subterrâneas, foram eles:

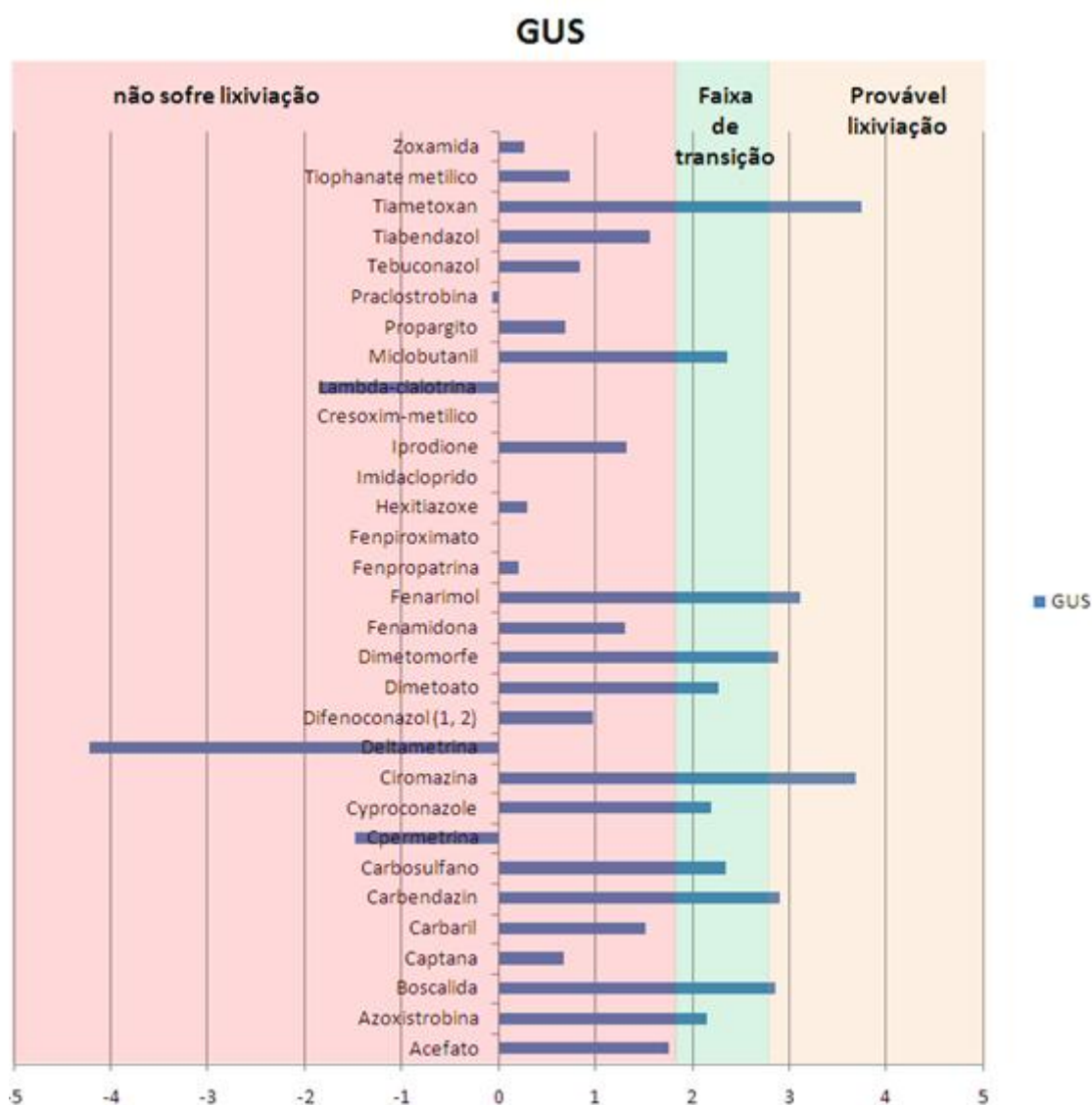
- Alto potencial de lixiviação: Boscalida, Carbendazin, Dimetomorf, Fenarimol e Tiametoxam.
- Médio potencial de lixiviação: Azoxistrobina, Dimetoato, carbosulfano, Ciproconazole, Dimetoato, miclobutanil e Propargito.
- Baixo potencial de lixiviação: Acefato, captana, carbaril, Cipermetrina, Deltametrina, Difenoconazol (1,2), Fenamidona, Fenarimol, Fenpropatrina, Fenpiroximato, Hexitiazoxe, Imidacloprido, Iprodione, Cresoxim-metilico, Lambda-cialotrina, Piraclostrobina, propargito, Tebuconazol, Tiabendazol, Tiofanato metilico e Zoxamida.

Chama a atenção, o fato de que embora o Tebuconazol seja o agrotóxico de maior incidência, ele apresenta um pequeno potencial de contaminação de águas subterrâneas, muito embora o Carbendazin, o segundo, apresente um alto potencial à contaminação. Os demais agrotóxicos que

apresentaram alto potencial contaminante Boscalida, Dimetomorfe, Fenarimol e Tiametoxam tiveram poucas incidências e portanto reflete a uma provável baixa contaminação mesmo nenhuma por estes compostos. Cabe ressaltar que o uso indiscriminado destes compostos, segundo o método de GUS, resultará em alta possibilidade de contaminação de aquíferos subterrâneos.

Os de médio potencial de contaminação, apenas o miclobutanil apresentou maior incidência (5) os demais apresentaram pouca incidência com 1 a 3 amostras apenas. A seguir o gráfico de distribuição de faixas contaminantes segundo o método de GUS (Figura 14)

Figura 14 - Gráfico com Índice de GUS para agrotóxicos recorrentes no município de Petrolina - PE



Dados constantes no quadro 19

Fonte: PAN (2014); EXTOTOXNET (2014); NPIC (2014); EMBRAPA (2006).

### 5.5.2 Potencial de contaminação de águas superficiais – Método de GOSS

Os dados do Quadro 19 também foram utilizados para estimar o potencial dos agrotóxicos contaminarem as águas superficiais, quer seja dissolvido ou associado ao sedimento pelo método de GOSS. Neste método leva-se em consideração além das propriedades utilizadas no método de GUS, a solubilidade do agrotóxico em águas. Deste modo a classificação pelo método de GOSS segue faixas nas propriedades dos compostos (Quadro 20). Ainda de acordo com o método, convém ressaltar que caso o composto fique de fora destes critérios serão considerados de médio potencial.

Quadro 20 - Agrotóxicos e potencial de transporte associado ao sedimento e transporte dissolvido em água

Potencial de transporte associado ao sedimento				
	DT50 <sub>solo</sub> (d)	K <sub>OC</sub> (mL.g <sup>-1</sup> )	S(mg.L <sup>-1</sup> )	Agrotóxicos
Alto potencial	≥ 40 ≥ 40	≥ 1000 ≥ 500	- ≤ 0,5	Difenoconazol (1,2), Fenopíroximato, Propargito e Tebuconazol
Médio potencial	Não se enquadram em nenhuma das faixas			Azoxistrobina, Boscalida, Carbendazin, carbosulfano, Cipermetrina, Ciproconazole, Deltametrina, dimetomorfe, Fenarimol, Imidacloprido, Hexitiazona, Lambda-cialotrina, Miclobutanil, Piraclostrobina, Tebuconazole, Tiametoxan, Tiofanato metílico e Zoxamida.
Baixo potencial	< 1 ≤2 ≤4 ≤ 40 ≤ 40	- ≤ 500 ≤ 900 ≤ 500 ≤ 900	- - ≥ 0,5 ≥ 0,5 ≥2	Acefato, captana, Carbaril, Cresoxim-metílico, Fenamidona, Dimetoato Imidacloprido e Iprodione.
Potencial de transporte dissolvido em água				
	DT50 <sub>solo</sub> (d)	K <sub>OC</sub> (mL.g <sup>-1</sup> )	S(mg.L <sup>-1</sup> )	Agrotóxicos
Alto potencial	> 35 < 35	< 100.000 ≤ 700	≥1 ≥ 10 e ≤ 100	Acefato, Azoxistrobina, Boscalida, Carbendazin, captana, Carbaril, Carbendazin, carbosulfano, Ciproconazole, Difenoconazol(1,2), Dimetoato, Dimetomorfe, Fempiroximato, Fenamidona, Fenarimol, Imidacloprido, Iprodione, Cresoxim-metílico, Miclobutanil, Tebuconazol, Tiabendazol e Tiametoxam.
Médio potencial	Não se enquadram em nenhuma das faixas			Hexatiazox, Propagito, Piraclostrobina, Tiofanato metílico e Zoxamida.
Baixo potencial	- ≤1 < 35	≥ 100.000 ≥ 1000 -	- - < 0,5	Carbosulfano, Cipermetrina, Deltametrina, Lambda-cialotrina e Fenpropratrina

Fonte: PAN (2014); EXTTOXNET (2014); NPIC, (2014); EMBRAPA, (2006).

Dos Resultados expostos pode-se observar que o Tebuconazol, apresentou um alto potencial à contaminação de águas superficiais tanto no transporte associado ao sedimento como em água, o que sugere contaminação de aquíferos expostos como rios, açudes, córregos etc. Tal resultado contraria seu baixo potencial de contaminação de aquíferos subterrâneos apontado pelo método de GUS.

O Segundo composto em ocorrências foi o carbedazim que ficou com um médio potencial de transporte associado ao sedimento, mas alto transportado em água.

Os agrotóxicos de maior potencial de contaminação por transporte associado ao sedimento foram: Difenoconazol (1,2), Fenopíroximato, Propargito, todos com baixo número de ocorrência além do Tebuconazol. Tais compostos devem ser evitados a todo custo em regiões vulneráveis a contaminação por escoamento superficial.

Houve, segundo os resultados uma grande variabilidade de composto com alto potencial de contaminação por transporte associado a água que foram: Acefato, Azoxistrobina, Boscalida, Carbendazin, captana, Carbaril, Carbendazin, carbosulfano, Ciproconazole, Difenconazol (1,2), Dimetoato, Dimetomorfe, Fempiroximato, Fenamidona Fenarimol, Imidacloprido, Iprodione, Cresoxim-metilico, Miclobutanil, Tebuconazol, Tiabendazol e Tiametoxam. Tais agrotóxicos podem facilmente ser arrastados por exurradas de águas contaminando rios, lagos etc.

A espacialização do potencial de contaminação ambiental dos solos da região de Petrolina por infiltração (Figura 13), permitiu inferir que as regiões com alto potencial de infiltração apresentaram consequentemente, alta vulnerabilidade aos compostos Boscalida, Carbendazin, Dimetomorfe, Fenarimol e Tiametoxam, todos com índice de GUS em faixa lixiviável. Esses compostos apresentaram uma solubilidade em água entre 6 e 19 mg.L-1 e Koc entre 400 e 800 cm<sup>3</sup>/g, exceto para o composto Tiametoxam que apresentou solubilidade (4100 mg.L-1), acima da faixa encontrada, e Koc de 64 cm<sup>3</sup>.g-1, abaixo da faixa para esse grupo de agrotóxicos. Em virtude da combinação de uma alta solubilidade em água e baixa retenção no solo isso sugere uma elevada mobilidade desse composto no solo e na água.

Já os compostos Acefato, captana, carbaril, Cipermetrina, Deltametrina, Difenconazol (1,2), Fenamidona, Fenarimol, Fenpropatrina, Fenpiroximato, Hexiatiazoxe, Imidacloprido, Iprodione, Cresoxim-metilico, Lambda-cialotrina, Piraclostrobina, propagito, Tebuconazol, Tiabendazol, Tiofanato metilico e Zoxamide, todos com parâmetros GUS em faixa não-lixiviável, não conferem potencial de contaminação às regiões de alto potencial de infiltração. Esses compostos apresentaram uma ampla faixa de valores de solubilidade e koc, de 0,004 e 15 mg.L-1 e de 1.200 e 180.000 cm<sup>3</sup>.g-1, respectivamente. As regiões cujos solos apresentaram baixa condutividade hidráulica e baixa declividade, embora não sejam vulneráveis a contaminação por infiltração, podem ter o solo contaminado, na medida em que, uma vez expostos a agrotóxicos cujos perfis associem baixa solubilidade em água além de alto valor de Koc, o que lhes confere alta capacidade de sorção ao solo não sendo lixiviáveis.

O composto Tebuconazol apresentou solubilidades de 36 mg.L-1, acima da faixa encontrada no grupo de compostos não lixiviáveis. O Tebuconazol apresentou DT50 no solo de 7 dias sugerindo em rápida degradação.

No caso do Acefato, embora apresente uma solubilidade muito elevada ( $S = 818.000 \text{ mg.L-1}$ ), baixo potencial de sorção no solo ( $Koc = 2 \text{ cm}^3.\text{g-1}$ ) o que sugere alta mobilidade em água, seu tempo de meia vida no solo da ordem de 3 dias, sugerindo que o mesmo tenha uma degradação rápida, não apresentando risco de contaminação para o lençol freático da região.

Considera-se, ainda, que os compostos Azoxistrobina, Dimetoato, carbosulfano, Ciproconazole, Dimetoato, miclobutanil e Propargito possuem um potencial médio de contaminação das águas subterrâneas.

A Figura 14 mostra regiões que podem apresentar altos potenciais de escoamento superficial. Nos solos dessas regiões a vulnerabilidade ao contaminante aponta para os agrotóxicos: Difenconazol (1,2), Fenpiroximato, Propargito e Tebuconazol sugerindo a fácil difusão desses compostos nos corpos hídricos, pois possuem alto potencial de contaminação cujo transporte está associado ao sedimento. Tal comportamento pode ser evidenciado por elevados valores de Koc de 3495, 9995, 4000 e 14000 cm<sup>3</sup>. g<sup>-1</sup>, que pode ser traduzido como uma maior tendência de fixar-se a sedimentos. Deste modo solos muito lixiviáveis com alta concentração de matéria orgânica combinados a estes compostos traduzem alto potencial a rios, córregos, açudes etc.

Os compostos Acefato, Azoxistrobina, Boscalida, Carbendazin, captana, Carbaril, Carbendazin, carbosulfano, Ciproconazole, Difenconazol (1,2), Dimetoato, Dimetomorfe, Fenpiroximato, Fenamidona Fenarimol, Imidacloprido, Iprodione, Cresoxim-metílico, Miclobutanil, Tebuconazol, Tiabendazol e Tiametoxam foram categorizados a partir do método de GOSS como sendo de alto potencial de contaminação ambiental às águas superficiais sendo o transporte associado à água.

O Difenconazol (1,2), Fenpiroximato e Tiabendazol apresentaram um alto potencial de contaminação associado ao transporte em sedimento ou na água. Esses agrotóxicos apresentam Solubilidade de 15, 0,0142 e 50 mg.L<sup>-1</sup>, que está associado ao transporte em água, e Koc de 3495, 9995 e 2500 cm<sup>3</sup>/g, associados ao transporte por sedimento. O que definirá o mecanismo de transporte do agrotóxico no meio ambiente, nesse caso será o próprio solo, ou seja, solos lixiviáveis com alta concentração de matéria orgânica tenderão a transportar agrotóxicos via sedimento e solos pouco lixiviáveis com baixa concentração de matéria orgânica deverão transportar esses compostos solubilizados em água. O composto Fenpiroximato apresentou uma baixa solubilidade em água sugerindo uma maior tendência de transporte associado ao sedimento.

Apresentaram um perfil médio de contaminação os compostos: Azoxistrobina, Boscalida, Carbendazin, carbosulfano, Cipermetrina, Ciproconazole, Deltametrina, dimetomorfe, Fenarimol, Imidacloprido, Hexitiazox, Lambda-cialotrina, Miclobutanil, Piraclostrobina, Tebuconazole, Tiametoxan, Tiofanato metílico e Zoxamida. todos com transporte associado ao sedimento e Hexitiazox, Propargito, Piraclostrobina, Tiofanato metílico e Zoxamida associados ao transporte solubilizados na própria água.

A apresentação dos perfis de contaminação pelo método de GOSS podem ser interpretados como um retrato das propriedades físico-químicas dos agrotóxicos, assim sendo, compostos podem apresentar perfis diferentes de transporte do poluente associado, quer seja no sedimento, quer solubilizado na água. Um exemplo deste perfil é o composto Acefato que apresentou baixo potencial de contaminação cujo transporte está associado ao sedimento e alto potencial de contaminação cujo transporte é solubilizado em água. Uma análise das propriedades do composto revela um baixo valor de Kocsolo ( $2\text{cm}^3.\text{g}^{-1}$ ), que pode ser traduzido como baixa capacidade de associação ao solo e portanto ao sedimento, bem como um alto valor de solubilidade ( $818000\text{g.L}^{-1}$ ) sugerindo uma alta solubilidade em água.

Enxurradas de água em solos mal drenados próximos a aquíferos superficiais combinados a agrotóxicos que atendem ao critério de GOSS resultam em condições contaminantes de Rios, córregos, riachos, açudes, etc.

O planejamento do uso de agrotóxicos deve levar em consideração o próprio composto e o local de uso pois a associação inadequada destes atores pode resultar em ilhas de contaminação acarretando consequência desastrosas ao ambiente.

## 6 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

- 1) As análises apresentadas detectaram vários tipos de agrotóxicos em diferentes culturas, tal informação demonstra uma prática agrícola com uso intenso e diversificado desses compostos no município de Petrolina;
- 2) A simples presença dos agrotóxicos nas culturas não significa que haja contaminação local em termos dos recursos naturais, mas pode ser tomada como parâmetro indicativo;
- 3) Uma vez estabelecidos evidências do uso dos agrotóxicos na agricultura, pôde-se diagnosticar a difusão desses compostos no meio ambiente. As informações sobre tipos de solo, declividade e condutividade hidráulica serviram para esboçar um perfil das regiões potencialmente vulneráveis à contaminação por agrotóxicos no município de Petrolina;
- 4) O levantamento de propriedades físico-químicas dos agrotóxicos foram fundamentais para estabelecer o comportamento de mobilidade dos produtos nos recursos naturais (água e solo) e combinados resultaram em dois parâmetros teóricos: GUS e GOSS que estimam o potencial de contaminação de águas subterrâneas e superficiais respectivamente;
- 5) Os compostos Boscalida, Carbendazin, Dimetomorfe, Fenarimol e Tiametoxam apresentam alto perfil de contaminação de lençóis freáticos, devendo ser evitados sobretudo em solos lixiviáveis com alta capacidade de drenagem;

- 6) Os compostos apresentam alto potencial de contaminação as águas superficiais: Difenconazol (1,2), Fenopíroximato, Propargito e Tebuconazol transportados associados ao sedimento e Acefato, Azoxistrobina, Boscalida, Carbendazin; captana, Carbaril, Carbendazin, carbosulfano, Ciproconazole, Difenconazol(1,2), Dime-toato, Dimetomorfe, Fempiroximato, Fenamidona, Fenarimol, Imidacloprido, Iprodione, Cresoxim-metílico, Miclobutanil, Tebuconazol, Tiabendazol e Tiametoxam cujo transporte está associado à água. Tais compostos devem ser evitados sobretudo em solos pouco drenados com declividade de média a alta cujas regiões estejam próximos a recursos hídricos como açudes, lagos, rios etc;
- 7) A combinação dos dados de vulnerabilidade dos solos com as propriedades dos agrotóxicos evidenciou que é possível apontar, de forma preliminar, regiões de contaminação para diferentes agrotóxicos;
- 8) A combinação de dados espaciais com propriedades químicas pode apontar para práticas mais racionais onde cultura/ambiente/agrotóxico devem ser pensados com um conjunto;
- 9) O trabalho embora tenha sido uma avaliação preliminar não levando em consideração aspectos mais específicos dos solos tais como matéria orgânica, pH, troca iônica etc, permitiu a criação de um banco de dados em que se permitiu cruzamento de informações espaciais com parâmetros físico-químicos dos agrotóxicos. O resultando foi um mapeamento de regiões vulneráveis a certo tipo de composto, e a forma de como se dará a contaminação (infiltração, escoamento superficial ou retenção no solo).

Tais aspectos incorporados as práticas agrícolas podem gerar atividades mais racionais em que determinados tipos de agrotóxicos, potencialmente contaminantes poderiam ser substituídos de acordo com a geografia da região.

O levantamento realizado serviu como base para identificar os agrotóxicos mais recorrentes em diversas culturas do município de Petrolina. Não se levou em consideração o tipo de cultura, época de plantio, chuvas etc. Tais dados podem ser utilizados em novos trabalhos fazendo com que este ganhe mais informações enriquecendo o Sistema de Informações Geográficas.

Por fim deve-se ressaltar que as amostras evidenciaram uma prática bastante preocupante, já que o município de Petrolina é uma referência em produção de Frutas: A de que há um intenso uso e grande variabilidade de agrotóxicos e que diversos recursos hídricos/solos podem estar contaminados o que requer um intenso estudo no sentido de monitorar os recursos.

Todos os trabalhos no sentido de orientar práticas planejadas são oportunos e devem ser incentivados.

## 7 SUGESTOES DE TRABALHOS FUTUROS

- 1) Com os mapas gerados estudar a presença dos agrotóxicos mencionados nos recursos hídricos superficiais e subterrâneos e no solo;
- 2) Estudar os diferentes tipos de solo e sua composição orgânica confrontando com dados de potencial de GUS/GOSS para fixação no solo;
- 3) Estudos de cada tipo de solo, aprofundando aspectos de especiação dos agrotóxicos (forma iônica e pH) o que trará mais informações ao SIG;
- 4) Monitoramento das águas presentes no município em termos de contaminação por agrotóxicos.

## AGRADECIMENTOS

A Deus por tudo que existe, inclusive este pequeno pedaço de produção coletiva de conhecimento.

À minha Mãe Marli e minha irmã Maristela que juntas seguraram a peteca sozinhas em virtude das minhas ausências.

Aos meus alunos que ao longo destes quase vinte anos de magistério me ensinaram o quanto aprendo a cada aula que ministro. Aos Alunos de 2012 que me apoiaram em todas as dificuldades deste ano.

À minha força de trabalho que gerou os recursos financeiros necessários para financiar os gastos com o curso, sendo o meu “CNPQ”.

Ao Dr. Eden pela orientação e paciência aceitando o desafio de orientar um “estranho”.

Ao Ivan Dornelas, Msc. por ter aberto as portas do setor de Geoprocessamento do ITEP para o desenvolvimento do trabalho, bem como pelas valorosas sugestões e orientações na fase inicial do trabalho.

Ao Flávio Porfírio, Msc. funcionário do ITEP que, devido a sua participação direta e competência, os mapas temáticos foram confeccionados, sendo possível concluir o trabalho.

Aos Funcionários Cris e Marcos do mestrado pelo dia-a-dia.

A todos os professores do curso pelas disciplinas oferecidas e que enriqueceram minha cultura e formação.

Um agradecimento particular aos professores Sônia (Apoio e amizade), Danuza (pelos conhecimentos sobre os agrotóxicos), Portugal (pela introdução sobre técnicas de geoprocessamento) e Gilson (Pelo show de conhecimento sobre a legislação ambiental).

Aos Colegas de turma pelas valorosas (e às vezes acaloradas) discursões, bem como pelo companheirismo das disciplinas.

A todos que de alguma forma colaboraram a conclusão deste trabalho coletivo.

## REFERÊNCIAS

- ALEMMING. Kirgizia. Disponível em: <http://alemning.narod.ru/kirgizia/kirgizia.html&usg>. Acesso em: 7 abr. 2012.
- ALMEIDA, P. J. Intoxicação por agrotóxicos: informações selecionadas para abordagem clínica e tratamento. São Paulo: Andrei, 2002.
- ANDRADE, André Santana et al. Análise de risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas em municípios do Alto Paranaíba – MG. *Química Nova*, São Paulo, v. 34, n. 7, p. 1129-1135, 2011.
- ANDRADE, André Santana et al. Potencial de lixiviação de herbicidas em solos agrícolas na região do Alto Paranaíba (MG). *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 21, p. 95-102, 2011.
- ANDRÉA, M. M. Contaminação do solo por pesticidas. *O Biológico*, São Paulo, v. 60, n. 2, p. 63-65, 1998.
- ARMAS, E. D. et al. Uso de agrotóxicos em cana-de-açúcar na Bacia do Rio Corumbataí: o risco da poluição hídrica. *Química Nova*, São Paulo, v. 28, n. 6, p. 975-982, 2005.
- BAIRD, Colin; CANN, Michael. *Química ambiental*. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.
- BANCO DO NORDESTE DO BRASIL. Irrigação na área de atuação do Banco do Nordeste do Brasil. Fortaleza: BNB, 2012.
- BARBALHO, Maria Gonçalves da Silva; CAMPOS, Alfredo Borges de. Vulnerabilidade natural dos solos e águas do estado de Goiás. *Boletim Goiano de Geografia*, Goiânia, v. 30, n. 1, p. 155-170, 2010.
- BATISTA, G. C. Introdução e ocorrência de defensivos agrícolas no meio ambiente. Curso de defensivos agrícolas, inseticidas e acaricidas — módulo 4. Brasília: MEC/ABEAS, 1988.
- BOLLAG, J. M.; LIU, S. Y. Pesticides in the soil environment: process, impacts and modeling. In: CHENG, H. H. (ed.). *Soil Science Society of America*. Madison: SSSA, 1990.
- BOTELHO, Aline Aparecida Alves; MONTEIRO, Antonio Carlos. Toxicidade de agrotóxicos usados no cultivo da cana-de-açúcar para fungos entomopatogênicos no solo. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 21, p. 73-84, 2011.
- BRADY, N. C. *The nature and properties of soils*. Tradução de Antonio B. Figueiredo. 7. ed. Rio de Janeiro: Freitas Barros, 1989.
- BRAIBANTE, Mara Elisa Fortes; ZAPPE, Janessa Aline. A química dos agrotóxicos. *Química Nova na Escola*, São Paulo, v. 34, n. 1, p. 10-15, 2012.

BRITO, N. M. et al. Risco de contaminação de águas por pesticidas aplicados em plantações de eucaliptos e coqueiros: análise preliminar. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 11, p. 93-104, 2001.

BRITTO, Fábio Brandão et al. Avaliação da contaminação por pesticida da água do Rio Poxim usada para abastecimento público de Aracaju, Sergipe. In: *ENCONTRO DE RECURSOS HÍDRICOS EM SERGIPE*, 4., 2011, Aracaju. Anais... Aracaju: [s.n.], 2011.

BURROUGH, P. A. *Principles of geographical information systems for land resources assessment*. Oxford: Clarendon Press, 1987.

CAMARGO, O. A. et al. *Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do IAC*. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1986. (IAC Publicação 106).

CANUTO, Thiciana Guedes et al. Estimativa do risco potencial de contaminação por pesticidas de águas superficiais e subterrâneas do município de Tianguá-CE, com aplicação do método de GOSS e índice de GUS. In: *CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS*, 16., 2010, Tianguá. Anais... Tianguá: [s.n.], 2010.

CARSON, Rachel. *Primavera silenciosa*. Tradução de Claudia Sant'Anna Martins. São Paulo: Gaia, 2005.

CARVALHO, Nathália Leal; PIVOTO, Thiago Salbego. Ecotoxicologia: conceitos, abrangência e importância agrônômica. *Revista Multiciência Online e Ambiente*, Cascavel, v. 2, n. 2, p. 176-192, 2011. Disponível em: <http://cascavel.ufsm.br/revistas/ojs-2.2.2/index.php/remoa/article/view/2315/1598>. Acesso em: 20 nov. 2012.

DOMINGUES, Eloisa. *Sistema de informação geográfica e a contaminação de agrotóxicos no meio ambiente da cana-de-açúcar na Bacia Hidrográfica do Rio Pardo – SP/MG*. 2010. 148 p. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2010.

DORES, E. F. G. C.; FREIRE, E. M. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas: estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso, análise preliminar. *Química Nova*, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 27-36, 2001.

EDWARDS, C. A. *Persistent pesticides in the environment*. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 1973.

FAEP. *A água e a agricultura*. Disponível em: [http://www.faepr.com.br/riolimpo/escolas/livro\\_pdf/03\\_A%20agua%20e%20a%20agricultura.pdf](http://www.faepr.com.br/riolimpo/escolas/livro_pdf/03_A%20agua%20e%20a%20agricultura.pdf). Acesso em: 20 ago. 2012.

EKLO, O. M. et al. Tools for environmental planning to reduce risks of leaching and runoff of pesticides to groundwater. In: *WORLD IMACS / MODSIM CONGRESS*, 18., 2009, Cairns. Anais... Cairns: [s.n.], 2009. Disponível em: <http://mssanz.org.au/modsim09>. Acesso em: 23 set. 2011.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Circular técnica 12. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SNLCS, 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Embrapa Solos: o recurso natural solo. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2002.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Circular técnica 12. Dourados: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2006.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Pesticide safety for farmworkers. Washington, DC: United States Environmental Agency, Office of Pesticide Programs, 1985.

EVANGELISTA, F. R. La irrigación en el Nordeste Brasileño: hacia donde correrán las aguas? Ateliers de Caravelle, Paris, v. 15, p. 81-94, 1999.

EXTOXNET. Disponível em: <http://extoxnet.orst.edu/pips/ghindex.html>. Acesso em: 10 jan. 2014.

FAO. International Conference on Organic Agriculture and Food Security. Rome, 3-6 May 2007. Report. Disponível em: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/meeting/012/j9918E.pdf>. Acesso em: 1 fev. 2012.

FERRACINI, V. L. et al. Análise de risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais da região de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA). Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente, Curitiba, v. 11, p. 1-16, 2001.

FLORES, Araceli Verônica et al. Organoclorados: um problema de saúde pública. Ambiente & Sociedade, São Paulo, v. 7, n. 2, p. 111-124, 2004.

FREUD, Sigmund. Frase de Sigmund Freud. Disponível em: <http://kdfrases.com/frase/135002>. Acesso em: 10 out. 2012.

GOMES, M. A. F. et al. Método de classificação preliminar dos potenciais de infiltração e de escoamento superficial da água no solo: subsídio à avaliação do risco de contaminação por agroquímicos. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., 1996, Águas de Lindóia. Anais... Águas de Lindóia: ESALQ/SBCS, 1996a.

GOMES, M. A. F. et al. Mapeamento expedito dos potenciais de infiltração e de escoamento superficial da água para os solos da microbacia do Córrego Espreado em Ribeirão Preto-SP. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., 1996, Águas de Lindóia. Anais... Águas de Lindóia: ESALQ/SBCS, 1996b.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, Cláudio A.; PESSOA, Maria Conceição P. Y. Avaliação da vulnerabilidade natural do solo em áreas agrícolas: subsídio à avaliação do risco de contaminação do lençol freático por agroquímicos. Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente, Curitiba, v. 12, p. 169-179, 2002.

GONÇALVES, Glaciene Mary da Silva. Agrotóxicos, saúde e ambiente na etnia Xukuru do Ororubá – Pernambuco. 2008. 130 p. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Centro de Pesquisas Aggeu Magalhães, Fundação Oswaldo Cruz, Recife, 2008.

GRAMATICA, P.; GUARDO, A. D. Screening of pesticides for environmental partitioning tendency. Chemosphere, Oxford, v. 47, n. 9, p. 947-956, 2002.

HAAN, C. T.; NOFZIGER, D. L.; GREGORY, M. An agricultural chemical evaluation and management system. *Journal of Agricultural Engineering Research*, [S.l.], v. 56, p. 301-312, 1993.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. Sistemas de informações geográficas e ambientais: 1. Projeto para instalação de sistemas geográficos de informações – 2. Sistemas de informações ambientais. Curitiba: IAP-GTZ, 1994.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Cadastro nacional de empresas: 2011. Brasília: IBGE, 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Produção agrícola municipal, 2010. Brasília: IBGE, 2012.

JANKOWSKI, P.; HADDOCK, G. Integrated nonpoint source pollution modeling system. In: GOODCHILD, M. F.; STEYAERT, L. T. (eds.). *GIS and environmental modeling: progress and research issues*. Fort Collins: GIS World Books, 1996. p. 209-211.

KAMINSKA, Iwona A.; OLDAK, Anna; TURSKI, Waldemar A. Geographical information system (GIS) as a tool for monitoring and analysing pesticide pollution and its impact on public health. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, Lublin, v. 11, p. 181-184, 2004.

KOUSTAS, R. N.; FISCHER, D. Review of separation technologies for treating pesticide-contaminated soil. *Journal of Air & Waste Management Association*, Philadelphia, v. 48, p. 434-440, 1998.

LARA, W. H.; BARRETO, H. H. C. Resíduos de pesticidas clorados em águas. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*, São Paulo, v. 32, p. 69-74, 1972.

LÊ PAUDER, D. Agroquímica: adubos e produtos sanitários. *Contato*, [S.l.], v. 28, n. 6, p. 16-20, 1994.

LEE, Ju Young et al. A pesticide residue risk assessment from agricultural land using GIS. *Environmental Engineering Research*, [S.l.], v. 13, n. 3, p. 107-111, 2008.

LIMA, Lilianne Maia; SOUZA, Eliene Lopes de; FIGUEIREDO, Ricardo de Oliveira. Análise do risco de contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos na microbacia hidrográfica do Igarapé Cumaru - Município de Igarapé-Açu (PA). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., 2004, São Paulo. *Anais...* São Paulo: [s.n.], 2004.

LUCHINI, L. C. Degradação do inseticida paration em diversas matrizes ambientais por meio da radiação ionizante gama do cobalto-60. 1995. 124 p. Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Química de São Carlos, São Carlos, 1995.

LUNA, A. J.; SALES, L. T.; SILVA, R. F. Agrotóxicos: responsabilidade de todos (uma abordagem da questão dentro do paradigma do desenvolvimento sustentável). Disponível em: [http://www.prt6.gov.br/forum/downloads/Artigo1\\_Adeilson.doc](http://www.prt6.gov.br/forum/downloads/Artigo1_Adeilson.doc). Acesso em: 20 fev. 2012.

MACHADO NETO, J. G. Ecotoxicologia de agrotóxicos. Jaboticabal: FCAV/FUNEP, 1991.

MACHADO, Paulo Affonso Leme. Direito ambiental brasileiro. 18. ed. São Paulo: Malheiros Editores, 2010.

MACHADO, R. E. Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. 2002. 154 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

MAIDMENT, D. R.; DJOKIC, D. Hydrologic and hydraulic modeling support with GIS. Redlands: ESRI Press, 2000.

MARICONI, F. A. M. Inseticidas e seu emprego no combate às pragas. 7. ed. São Paulo: Distribuidora, 1985.

MARION, Luis Fernando et al. Avaliação da toxicidade do solo em culturas olerícolas de bases ecológicas e convencionais, município de Santa Cruz do Sul, RS, Brasil, através de ensaios ecotoxicológicos. Caderno de Pesquisa Série Biologia, Santa Cruz do Sul, v. 24, n. 1, p. 14-34, 2012.

MARQUES, Maria Nogueira et al. Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental, pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape, São Paulo. Química Nova, São Paulo, v. 30, p. 1171-1178, 2007.

MATAMOROS, D. E. et al. Development of a geographical information system for pesticide assessment on an Ecuadorian watershed. Water Science & Technology, London, v. 52, n. 12, p. 259-265, 2005.

MILHOME, Maria Aparecida Liberato et al. Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do Baixo Jaguaribe, CE. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 14, n. 3, p. 363-372, 2009.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. [Agricultura]. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br>. Acesso em: 12 nov. 2011.

MORELLI, A. O. S.; FERNANDES, A. M. R. Sistema de informação e sua utilização em prol da preservação do meio ambiente - conceitos e tendências. In: CONGRESSO REGIONAL DE INFORMÁTICA E TELECOMUNICAÇÕES, 9., 2004, Cuiabá. Anais... Cuiabá: [s.n.], 2004.

MUSUMECI, M. R. Microbiologia do solo. In: TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. (eds.). Sociedade Brasileira do Solo. Campinas: [s.n.], 1992.

NPIC. Disponível em: <http://npic.orst.edu/npicfact.htm>. Acesso em: 12 fev. 2014.

ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DA SAÚDE. Manual de vigilância da saúde de populações expostas a agrotóxicos. Brasília: Ministério da Saúde, Organização Pan-Americana da Saúde/OMS, 1997. Disponível em: <http://www.opas.org.br/sistema/arquivos/livro2.pdf>. Acesso em: 13 mar. 2012.

PAN PESTICIDAS DE BANCO DE DADOS. Produtos químicos. Disponível em: [http://www.pesticideinfo.org/Detail\\_Chemical.jsp](http://www.pesticideinfo.org/Detail_Chemical.jsp). Acesso em: 5 jun. 2014.

PAPA, E. et al. Screening the leaching tendency of pesticides applied in the Amu Darya Basin (Uzbekistan). *Water Research*, Oxford, v. 38, n. 16, p. 3485-3494, 2004.

PESSOA, Maria Conceição Peres Young et al. Identificação de áreas de exposição ao risco de contaminação de águas subterrâneas pelos herbicidas atrazina, diuron e tebutiuron. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 13, p. 111-122, 2003.

PESSOA, Maria Conceição Peres Young et al. Vulnerabilidade natural das grandes bacias hidrográficas brasileiras à tendência de contaminação de águas por agrotóxicos em função dos tipos de solos predominantes. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 16, p. 77-88, 2006.

PIMENTEL, D.; ACQUAY, H.; BILTONEN, M.; RICE, P.; SILVA, M.; NELSON, J. et al. Environmental and economic costs of pesticide use. *Bioscience*, [S.l.], v. 42, p. 750-760, 1992.

RIBAS, Priscila Pauly; MATSUMURA, Aida Terezinha Santos. A química dos agrotóxicos: impacto sobre a saúde e ensino. *Revista Liberato*, Novo Hamburgo, v. 10, n. 14, p. 149-158, 2009.

ROBERTS, T. R. et al. Metabolic pathways of agrochemicals. Part 1: Herbicides and plant growth regulators. London: The Royal Society of Chemistry, 1998.

RODRIGUES, Beatriz Kawamura. Avaliação dos impactos de agrotóxicos na região do Alto Mogi-Guaçu (MG) por meio de ensaios laboratoriais com *Danio rerio* (Cypriniformes, Cyprinidae). 2007. 138 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2007.

ROSA, Fabiana de Carvalho; PINHEIRO, Adilson; SILVA, Marcos Rivailda. Avaliação do potencial de lixiviação de agroquímicos na bacia do Itajaí. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17., 2006, São Paulo. Anais... São Paulo: [s.n.], 2006.

ROSA, R.; BRITO, J. L. S. Introdução ao geoprocessamento: sistema de informações geográficas. Uberlândia: EDUFU, 1996.

ROSA, Roberto. Geotecnologias na geografia aplicada. *Revista do Departamento de Geografia*, Uberlândia, v. 16, n. 81, p. 81-90, 2005.

SANTOS, Janilson Silva. Remediação de solos contaminados com agrotóxicos pelo tratamento com radiação gama. 2009. 57 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

SANTOS, Viviane Martins Rebello dos et al. Compostos organofosforados pentavalentes: histórico, métodos sintéticos de preparação e aplicações como inseticidas e agentes antitumorais. *Química Nova*, São Paulo, v. 30, n. 1, p. 128-134, 2007.

SCORZA JÚNIOR, Rômulo P.; RIGITANO, Renê L. O. Sorção, degradação e lixiviação do inseticida tiametoxam em dois solos de Mato Grosso do Sul. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 16, n. 5, p. 564-572, 2012.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea: diagnóstico do município de Petrolina, estado de Pernambuco. Recife: CPRM/PRODEEM, 2005.

SILVA, Diecson Ruy Orsolin da et al. Ocorrência de agrotóxicos em águas subterrâneas de áreas adjacentes a lavouras de arroz irrigado. *Química Nova*, São Paulo, v. 34, n. 5, p. 748-752, 2011.

TIM, U. S.; JOLLY, R. Evaluating agricultural nonpoint-source pollution using integrated geographic information systems and hydrologic/water quality model. *Journal of Environmental Quality*, [S.l.], v. 23, n. 1, p. 25-35, 1994.

UNIVERSIDAD DE GRANADA. Carbamatos. Disponível em: <http://www.ugr.es/~quiorred/qoamb/Carbamatos.gif>. Acesso em: 10 out. 2012.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA. Armas químicas. Disponível em: [http://www.qmc.ufsc.br/qmcweb/artigos/colaboracoes/armas\\_quimicas.html](http://www.qmc.ufsc.br/qmcweb/artigos/colaboracoes/armas_quimicas.html). Acesso em: 10 out. 2012.

VIEIRA, Heulla Pereira; NEVES, Antônio Augusto; QUEIROZ, Maria Eliana Lopes Ribeiro de. Otimização e validação da técnica de extração líquido-líquido com partição em baixa temperatura (ELL-PBT) para piretróides em água e análise por CG. *Química Nova*, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 655-659, 2007.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Organophosphorus insecticides: a general introduction. Geneva: WHO, 1986. (EHC 63).

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Public health impact of pesticides used in agriculture. Geneva: WHO, 1990.