

APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE GUS NA AVALIAÇÃO PRELIMINAR DO RISCO POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS PELA LIXIVIAÇÃO DE ATRAZINA, SIMAZINA E METIL PARATION EM SOLO DO TIPO LATOSSOLO

Allyne Ferreira GAMA (1); Thician Guedes CANUTO (2); Francisco Maurício de Sá BARRETO (3)
(1) Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Av. Treze de Maio, nº 2081, Benfica, Fortaleza, Ceará CEP: 600 60 – 120, telefone: (85) 8775 9006; e-mail: allyne@gmail.com (2) Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, e-mail: thicianacanuto@gmail.com (3) Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, e-mail: barreto@ifce.edu.com.br

RESUMO

A utilização de agrotóxicos em campos agricultáveis surgiu com o objetivo de aumentar a produção agrícola, através do fortalecimento das culturas e da minimização de perdas decorrentes de pragas. No entanto, tais insumos quando utilizados em horizonte temporal podem trazer prejuízos imensuráveis ao meio ambiente. O presente trabalho investigou a contaminação em águas subterrâneas, pelo uso dos pesticidas atrazina, simazina e metil paration utilizados no município de Tianguá – considerado como um dos maiores consumidores de agrotóxicos do Estado do Ceará, Barreto (2006). O Índice de Vulnerabilidade de Águas Subterrâneas (GUS) avalia o risco potencial de contaminação por agrotóxico, priorizando o monitoramento “in loco”. Foram realizados ensaios com amostras do solo tipo latossolo, considerado de potencial bom para o uso agrícola. Através dos ensaios de solo foi possível classificá-lo como: arenoso, com graduação uniforme, não plástico e médio índice de vazios e porosidade. Solos com estas características podem contribuir para aumentar o risco de contaminação das águas subterrâneas, uma vez que os processos de adsorção dos contaminantes na matriz do solo ocorrem com menor intensidade. Além deste aspecto este solo, quanto aos índices físicos, apresentou características favoráveis à contaminação dos aquíferos. O embasamento teórico realizado através das propriedades físicas e químicas dos princípios ativos dessas substâncias mostrou que os herbicidas atrazina e simazina apresentaram-se como potenciais lixiviadores de águas subterrâneas, uma vez que seus valores foram maiores do que 2,4 e o inseticida metil paration foi considerado como não sofre lixiviação, pois apresentou valor do índice de GUS menor que 1,8. O índice de GUS confirma os resultados encontrados por Barreto (2006), tendo em vista que esse autor encontrou valores acima do limite do que se determina a legislação, Resolução nº 357/2005 do CONAMA, com amostras de águas superficiais e subterrâneas da área de estudo.

Palavras - chave: água subterrânea, Tianguá, latossolo, GUS

1. INTRODUÇÃO

Os recursos subterrâneos são considerados fontes importantes de provisão de água devido à sua baixa suscetibilidade à poluição, quando comparados com os recursos superficiais. Entretanto, há fontes difusas de poluição das águas subterrâneas relativas às atividades de uso do solo, em particular aquelas decorrentes de práticas agrícolas (BARRETO, 2006).

A agricultura irrigada ocorre em todo o Estado de Ceará, especialmente na região norte, onde está inserida a Serra da Ibiapaba, zona de produção hortifrutigranjeira bastante significativa do estado. O município de Tianguá está localizado na região central da Serra da Ibiapaba, exercendo função de centro de comércio e serviços sobre as demais cidades da chapada (INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIAS DO CEARÁ - IPECE, 2009).

O uso de pesticidas no município de Tianguá é considerado como um dos maiores do Estado e tem sido alvo de preocupação (NOROESTE, 2002). Pesquisa realizada por Barreto (2006) neste município detectou, na maioria das amostras de água subterrânea coletadas em poços tubulares, concentrações dos pesticidas atrazina, simazina e metil paration em desacordo com a legislação brasileira.

O Latossolo caracteriza-se por possuir textura argilosa ou média. São predominantemente profundos a muito profundos, muito porosos e muito friáveis, quando úmidos e bem a fortemente drenados. Apresentam bom potencial para o uso agrícola, sendo bastante utilizado para plantio de culturas de subsistência (mandioca, milho, feijão), café e fruticultura (SUDENE, 1973).

Segundo Cabrera; Costa; Primel (2008) a ocorrência de determinados pesticidas em águas subterrâneas dependem além do seu potencial de lixiviação, da vulnerabilidade natural do aquífero e da quantidade do pesticida aplicado.

Esta pesquisa se justifica pela carência de dados científicos do risco de contaminação dos recursos hídricos subterrâneos do Estado do Ceará, em relação às fontes de contaminação provenientes das atividades agrícolas. Além do que, os modelos de “screening” para águas subterrâneas permitem uma avaliação preliminar do risco potencial de contaminação destes mananciais por agrotóxicos - o que é muito vantajoso -, uma vez que a quantificação destes compostos na água envolve métodos analíticos complexos e caros sendo, portanto, necessária à identificação inicial dos mesmos para que sejam priorizados no monitoramento “in loco”.

1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A necessidade de aumentar a produção agrícola no planeta para suprir a crescente demanda da população, resultou em mudanças nas técnicas de plantio associadas à larga e diversificada utilização de fertilizantes e pesticidas, com a finalidade, entre outros, de minimizar as perdas na produção agrícola. Porém, quando esses insumos são utilizados em horizonte temporal podem trazer danos imensuráveis ao meio ambiente (CANUTO; GAMA; BARRETO, 2009).

Segundo Neto & Sarcinelli (2009) uma vez detectada a presença de agrotóxicos nos mananciais pode ocorrer dificuldades para o tratamento da água em virtude da eventual necessidade de tecnologias mais complexas do que aquelas normalmente usadas para potabilidade.

O estudo da aplicação de modelos de “screening” para avaliar preliminarmente o risco de contaminação de águas subterrâneas tem sido bastante difundido em várias partes do mundo, uma vez que esses modelos servem como ferramentas para auxiliar a priorização dos agrotóxicos a serem monitorados na área de estudo. Isto é vantajoso, principalmente para as regiões em que os recursos financeiros são escassos para as determinações analíticas de contaminação dos mananciais. Outro fator importante está associado à grande variedade de agrotóxicos em uso, dificultando bastante a avaliação quantitativa (PRIMEL et al., 2005).

O destino dos agrotóxicos no ambiente é governado por processos de retenção (sorção, absorção e dessorção), de transformação (degradação química e biológica) e de transporte (deriva, volatilização, lixiviação e carreamento superficial), e por interações entre esses processos (SPADOTTO, 2006). Alguns tipos de agrotóxicos, ao permanecerem no ambiente ou atingirem o meio aquático, oferecem riscos para espécies animais por sua toxicidade e possibilita a bioacumulação ao longo da cadeia alimentar (MILHOME et al., 2009).

A Resolução CONAMA Nº 396 de 2008 dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências, estabelece o Valor Máximo Permitido (VMP) de 2µg/L para os herbicidas atrazina e simazina e a Resolução CONAMA Nº 357 de 2005 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências para o inseticida metil paration VMP de 0,04 µg/L.

A atrazina e a simazina, pertencem à classe das triazinas, com toxicidade Classe III (medianamente tóxico), sendo utilizadas em aplicações de pré e pós-emergência nas culturas. No meio ambiente, são consideradas de persistência elevadas, com meia-vida no solo de 75 e 59 dias, respectivamente. Sendo utilizados, principalmente, em culturas de milho, cana-de-açúcar e sorgo (ANVISA, 2008).

O metil paration pertence à classe dos organofosforados (princípio ativo parationa metílica), com toxicidade Classe I (extremamente tóxico), sendo efetuados a aplicação foliar desse insumo nas culturas de algodão, alho, feijão, milho, soja e trigo. É utilizado mundialmente na agricultura devido à sua alta atividade contra uma grande variedade de insetos, porém, caso não seja manipulado corretamente pode causar sérios problemas ambientais e a saúde humana (ANVISA, 2008).

Milhome *et al.*, (2009), avaliaram o risco de contaminação por pesticidas aplicados na agricultura irrigada do Baixo Jaguaribe-CE, quanto à contaminação de águas superficiais e subterrâneas. Foram utilizados os critérios sugeridos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USA), o índice “Groundwater Ubiquity Score” (GUS) e o método de Goss. Do total de pesticidas investigados atrazina, imidacloprido, metamidofós, propiconazole e triazófos apresentaram potencial de contaminação das águas subterrâneas. Em relação ao risco de contaminação de águas superficiais, foram considerados como alto potencial de contaminação 16 compostos, entre os quais se destacaram: atrazina e metil paration.

Cabrera; Costa; Primel (2008) estimaram o risco de contaminação das águas superficiais e subterrâneas por pesticidas na região sul do estado do Rio Grande do Sul. Foram aplicados os critérios sugeridos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USA), o índice “Groundwater Ubiquity Score” (GUS) e o método de Goss para 27 pesticidas utilizados na região. A análise dos resultados indicou que pelo menos 19 pesticidas apresentam risco de contaminação para águas subterrâneas e/ou superficiais. Com destaques para a atrazina, que segundo os critérios da EPA e o índice GUS apresenta risco de contaminação de águas subterrâneas, para o metil paration que segundo o critério de Goss, apresenta potencial médio de contaminação da água superficial.

Barreto (2006) realizou pesquisa no município de Tianguá-CE quanto à contaminação da água subterrânea por pesticidas a partir do monitoramento de uma bateria de poços. Os pesticidas analisados foram: atrazina, simazina e metil paration. As determinações destes pesticidas indicaram que do total de 153 amostras analisadas foi constatada a presença desses compostos em 126 amostras (82%), durante a etapa investigatória. Em uma segunda etapa do trabalho, do total de 36 amostras analisadas para cada composto, verificou-se que atrazina, simazina e metil paration foram detectados em, respectivamente, 17 amostras (47%), 21 amostras (55%) e 14 amostras (39%) em desacordo com o VMP definido na legislação, ou seja: 2,0 µg/L para atrazina e simazina e 0,04 µg/L para metil paration.

Lourencetti et al., (2005) avaliaram o potencial de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas, comparando os métodos de previsão de lixiviação. A análise dos resultados com base nos critérios sugeridos pela EPA, pelo índice GUS e LIX (Leaching Index) e os modelos RF (Retardation Factor), AF (Attenuation Factor) e TLPI (Temperature Leaching). Foram avaliados nove herbicidas e os resultados mostraram que, os métodos que avaliam o potencial de lixiviação de pesticidas para a água subterrânea podem ser utilizados para priorizar quais compostos se deve aplicar estudos mais complexos, como os de monitoramento ambiental. Os resultados de potencial de lixiviação foram concordantes, exceto para alguns herbicidas empregados no cultivo da cana-de-açúcar, devido às singularidades e limitações inerentes a concepção de cada método.

2 DESCRIÇÃO DA PROPOSTA

Esta pesquisa busca avaliar o risco de contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos no município de Tianguá utilizando índice de GUS para os pesticidas atrazina, simazina e metil paration, além de determinar as propriedades físicas do solo do município de Tianguá-Ce, ou seja: textura, plasticidade, densidade e permeabilidade.

3 METODOLOGIA

3.1 Levantamento e escolha dos pesticidas

A escolha dos pesticidas baseou-se no banco de dados gerado por Barreto (2006), a partir de informações dos tipos e características dos agrotóxicos utilizados na região da Serra da Ibiapaba. O pesquisador obteve informações dos agrotóxicos através da Secretaria de Saúde do município de Tianguá, referente ao ano de 2004, das cooperativas agrícolas da região e da Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Ceará – EMATERCE. Baseou-se ainda, na quantidade comercializada, técnicas laboratoriais disponíveis, relevância na literatura, e propriedades físicas e químicas dos referidos compostos.

3.2 Preparação das amostras e ensaios de caracterização dos índices físicos do solo e de parâmetros geotécnicos

3.2.1 Preparação das Amostras em Laboratório

A amostra de solo foi acondicionada e encaminhada ao Laboratório de Mecânica dos Solos do Departamento da Construção Civil do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia – IFCE, iniciando-se o processo de preparação para realização dos ensaios.

As amostras consistem na disposição do material em bandejas, posterior secagem ao ar livre e posteriormente ao destorroamento do material. O destorroamento é realizado com o uso do almofariz e a mão de gral. A preparação das amostras de solo seguiu norma específica do Departamento Nacional de Estradas de Rodagem - DNER-ME 041/94. Após preparação das amostras, iniciaram-se os ensaios de caracterização física.

Para a caracterização física do solo, foram realizados os seguintes índices e parâmetros geotécnicos: Granulométrica, permeabilidade, massa específica aparente seca, densidade real, índice de vazios e porosidade.

Os parâmetros geotécnicos (índice de plasticidade, índice de vazios e porosidade) são obtidos a partir da correlação de outros ensaios (limite de liquidez, limite de plasticidade e densidade real).

Os ensaios foram realizados no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE, no Laboratório de Mecânica dos solos, do Departamento de Construção Civil. A seguir, serão descritas as metodologias utilizadas para a realização dos referidos ensaios.

5.1.1. Análise Granulométrica

O ensaio de peneiramento inicia-se com o quarteamento das amostras de solo, a fim de obter uma amostra bem representativa.

Em seguida foram separados 2000 g de solo conforme descrito na norma de análise granulométrica por peneiramento (DNER-ME 080/94). O ensaio de peneiramento utiliza o material passante na peneira de nº 10 de malha 2,00 mm e na peneira nº 200 de malha 0,075mm. Após o peneiramento, foram retiradas 50 g do solo passantes na peneira nº 10 e levada à estufa para determinação da umidade.

O material que ficou retido nas malhas de 2,00 mm e 0,0075 mm foi lavado com um jato constante de água, de forma a eliminar partículas menores. Após a lavagem, o material foi levado à estufa para a secagem e após seco deu-se o início ao peneiramento. O peneiramento do material retido na peneira de malha 2,00 é passado pela seguinte seqüência de peneiras: 19; 12,7; 9,5; 4,8 e 2,00 mm. O peso do material retido em cada peneira foi anotado na ficha da análise para se proceder aos demais cálculos.

O segundo peneiramento ocorre com o material retido na peneira de malha 0,075 mm. Esse material é passado pela seguinte seqüência de peneiras: 0,42, 0,18 e 0,075 mm. O peso do material retido em cada peneira é registrado em ficha da análise para posterior cálculo dos percentuais das frações constituintes do solo.

5.1.2. Permeabilidade

A permeabilidade é a propriedade que o solo apresenta de permitir o escoamento de água através dele (CAPUTO, 2003). Quanto menor o tamanho dos grãos do solo, menor a permeabilidade de água encontrada por ele.

O ensaio de permeabilidade seguiu as recomendações previstas na Associação Brasileira de Normas Técnicas NBR 14545/00, que descreve a determinação do coeficiente de permeabilidade de solos a carga variável.

Para realização do ensaio foi utilizado o permeâmetro de carga variável e bureta. A base do permeâmetro foi preparada colocando na tampa inferior uma tela de arame com malha de abertura de 2 mm.

As amostras indeformadas foram acopladas no centro do permeâmetro, sendo em seguida envolvida com argila do tipo betonita. Essa argila foi inserida até o nível superior da amostra. O objetivo de se colocar a argila no entorno da amostra é para evitar que a água forme caminhos e venha a interferir na medição.

Em seguida, a tampa superior foi lacrada para o início da fase de saturação do material. Para saturação do corpo-de-prova, o mesmo foi colocado imerso em recipiente com água. As amostras passaram aproximadamente 48 horas saturando.

Com a fase de saturação concluída, foi conectada no orifício superior da tampa do cilindro uma mangueira cuja outra extremidade foi conectada em uma bureta graduada; na parte inferior também foi adicionada uma mangueira.

Após adicionar água na bureta foram iniciadas as medições, no tempo de 60 seg. O ensaio prosseguiu até a obtenção de três determinações do coeficiente de permeabilidade. Os coeficientes de permeabilidade (k) são calculados de acordo com a seguinte expressão:

$$k = 2.3 \frac{aI}{At} \cdot \log \frac{h_o}{h_f} \quad [\text{Eq. 1}]$$

Onde: a = área interna da bureta de vidro, (cm²); A = área inicial do corpo-de-prova, (cm²); t = diferença entre os instantes t2 e t1, (s); h_o = carga hidráulica no instante t1, (cm); h_f = carga hidráulica no instante t2, (cm); K = coeficiente de permeabilidade, (cm/s). Após o cálculo, o resultado obtido classificou o solo segundo Caputo, 2003.

5.1.3. Massa específica aparente seca

A massa específica é a relação entre a massa do solo no estado natural e o volume do cilindro onde foi extraída a amostra.

Para o ensaio foram pesados a amostra indeformada com o cilindro biselado, obtendo-se o peso 1, em seguida a amostra foi retirada do cilindro e o cilindro foi pesado separadamente, obtendo-se o peso 2 e então foi realizado a diferença entre o peso 1 e o peso 2, para a obtenção da massa da amostra (m) em g. Em seguida foi determinada a massa específica aparente úmida (γ_h) em g/cm³, pela Equação 2.

$$\gamma_h = \frac{m}{V} \quad [\text{Eq. 2}]$$

Onde as variáveis da equação anterior representam: γ_h = massa específica aparente úmida, m = massa da amostra e V = volume interno do cilindro. Para determinação da massa específica aparente seca, utilizou-se a Equação 3:

$$\gamma_s = \frac{\gamma_h \times 100}{100 + h} \quad [\text{Eq. 3}]$$

Onde as variáveis da equação anterior representam: γ_s = massa específica aparente seca, γ_h = massa específica aparente úmida e h = umidade.

5.1.4. Densidade Real

O ensaio de densidade real seguiu a norma DNER-ME 084/95. Primeiramente as amostras de solo foram passadas na peneira de 2 mm de diâmetro e levadas para estufa a 105 °C por 24 horas, após as 24 horas, foram pesados 10 g de cada amostra.

O picnômetro vazio foi pesado para obtenção do valor de a, com ajuda de um funil introduziu-se 10 g da amostra no picnômetro, obtendo-se o valor de b, em seguida, a amostra contida no picnômetro foi saturada com água destilada, de modo que essa água preenchesse mais da metade do picnômetro. O picnômetro foi colocado em banho-maria por 15 minutos, após esse tempo o picnômetro foi retirado do banho-maria e aguardou-se que ele atingisse a temperatura ambiente.

Após atingir a temperatura ambiente, adicionou-se água destilada no picnômetro de forma a deixá-lo completamente cheio. Este procedimento permitiu encontrar o valor de c, esvaziou-se o picnômetro e o completou com água destilada para obtenção do valor de d. Os valores de densidade real foram calculados de acordo com a Equação 4:

$$D_{25} = \frac{b - a}{(d - a) - (c - b)} \quad [\text{Eq. 4}]$$

Em que: D₂₅ = densidade real, a = peso do picnômetro vazio, b = peso do picnômetro com solo, c = peso do picnômetro com solo e água destilada, d = peso do picnômetro com água destilada.

5.1.5. Índice de vazios

O índice de vazios foi obtido a partir da correlação entre a massa específica aparente e a densidade real. O cálculo deste é calculado por meio da Equação 5:

$$e = \frac{\gamma_g}{\gamma_s} - 1 \quad [\text{Eq. 5}]$$

Em que: e = índice de vazios, γ_g = massa específica aparente e γ_s = densidade real.

5.1.6. Porosidade

A porosidade foi calculada a partir do índice de vazios (e), com a aplicação da Equação 6:

$$n = \frac{e}{(e + 1)} \quad [\text{Eq. 6}]$$

Em que: n = porosidade e e = índice de vazios.

5.1.7. Índice de avaliação preliminar de contaminação das águas subterrâneas - GUS

Para a avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas por agrotóxicos, foi utilizado o índice de GUS (Índice de Vulnerabilidade de Águas Subterrâneas), que indica o potencial de lixiviação, a partir de dados físicos e químicos, tais como: coeficiente de adsorção à matéria orgânica no solo (K_{oc}) e meia-vida ($t_{1/2}$) do produto no solo. O cálculo do índice de GUS, sugerido por Gustafson (1989), é realizado através da aplicação da Equação 7:

$$GUS = \log \left(t \frac{1}{2} \text{ solo} \right) \times (4 - \log (k_{oc})) \quad [\text{Eq. 7}]$$

De acordo com Primel et al. (2005), uma vez identificado esse índice, os agrotóxicos são classificados de acordo com sua tendência a lixiviação ao domínio subterrâneo, de acordo com os seguintes intervalos:

- GUS < 1,8: não sofre lixiviação (NL);
- 1,8 < GUS < 2,8: faixa de transição;
- GUS > 2,8: provável lixiviação (PL).

4 ANÁLISE E INTERPRETAÇÃO DOS DADOS

4.1 Resultados do solo

Os resultados do solo da área de estudo estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Classificação geral dos solos da área de estudo

Ensaio/Parâmetros geotécnicos	Norma	Caracterização do solo
Granulometria	DNER-ME** 080/94	Solo Arenoso
Curva Granulométrica	DNER-ME** 080/94	Uniforme
Classificação quanto à plasticidade	-	NP
Permeabilidade	NBR 14545/00*	Areia
Índice de Vazios	Densidade Real - DNER-ME** 084/95	Médio
Porosidade		

*Associação Brasileira de Normas Técnicas NBR;

**Departamento Nacional de Estradas de Rodagem - DNER-ME

NP: não plástico; - não recebeu classificação.

O solo em estudo apresenta características que o classifica como: solo arenoso, com graduação uniforme, não plástico e médio índice de vazios e porosidade (Tabela 1). Solos com estas características podem contribuir para aumentar o risco de contaminação das águas subterrâneas, uma vez que os processos de adsorção dos contaminantes na matriz do solo ocorrem com menor intensidade. Além deste aspecto este solo, quanto aos índices físicos, apresentou características favoráveis à contaminação dos aquíferos.

4.2 Resultados do índice de GUS

Os resultados do índice de GUS estão apresentados na tabela 2.

Tabela 9 – Avaliação do Índice de GUS

Princípio Ativo	Koc (cm ³ /g)	T 1/2no solo (dias)	GUS	Resultado do Índice GUS
Atrazina	100	75	3,75	PL
Simazina	240	59	3,43	PL
Metil paration	115	12	1,75	NL

PL: potencial de lixiviação; NL: não sofre lixiviação

Fonte: modificado de Milhorne et al., 2009; Dores et al., 2001.

Com base nos resultados apresentado pelo cálculo do índice de GUS (tabela anterior), os herbicidas atrazina e simazina apresentaram-se como potenciais lixivadores de águas subterrâneas, uma vez que seus valores foram maiores do que 2,4; conforme resultado obtido através da Equação 7. O inseticida metil paration foi caracterizado como não sofre lixiviação para as águas subterrâneas, pois apresentou valor do índice de GUS menor que 1,8.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados da pesquisa permitiram concluir que:

- Os ensaios dos índices físicos da amostra de solo classificaram o solo da área da pesquisa como arenosos, granulometria uniforme, não plásticos, permeabilidade relativamente elevada e índice de vazios e porosidade médios.
- Com relação ao índice de GUS classificou a atrazina e a simazina como potencial contaminante e o metil paration como não sofre lixiviação.
- Os modelos de “screening” constituem ferramenta importante que pode auxiliar na identificação de agrotóxicos a serem priorizados nas atividades de monitoramento ambiental in loco. Sobre tudo quando se

considera que as técnicas analíticas de detecção e quantificação de agrotóxicos em água são dispendiosas, demandam tempo e para um número significativo de agrotóxicos as metodologias em laboratório ou não estão bem definidas, ou não estão certificadas.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT): NBR 14545 – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável. Rio de Janeiro, 1984.

ANVISA - AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA DO MINISTÉRIO DA SAÚDE. Agrotóxicos e Toxologia. Monografias. 2008. Disponível em: <<http://www.anvisa.gov.br/toxologia/residuos/index.htm>>. Acesso em 09 de julho 2009.

BARRETO, F. M. S. Contaminação da água subterrânea por pesticidas e nitrato no município de Tianguá, Ceará, 2006. 166 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil/Saneamento Ambiental) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará. - UFC, Fortaleza, 2006.

BRASIL. Resolução nº. 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente de, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

BRASIL. Resolução nº. 396 do Conselho Nacional do Meio Ambiente de 07 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Brasília. Publicação DOU: 03/04/2008.

Departamento Nacional de Estradas e Rodagem (DNER): DNER – ME 041/94 – Preparação de amostras para ensaios de caracterização.

____. DNER – ME 080/94: Análise granulométrica por peneiramento.

____. DNER – ME 122/94: Determinação do limite de liquidez.

____. DNER – ME 082/94: Determinação do limite de plasticidade.

____. DNER – ME 084/95: Densidade real.

DORES, E. F. G. C.; DE-LAMONICA-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. Revista Química Nova, Vol. 24, No. 1, 27-36, 2001.

CAPUTO, Homero Pinto. Mecânica dos Solos e Suas Aplicações. Rio de Janeiro: LTC, 6ª edição, 2003.

CANUTO, T. G.; GAMA, A. F.; BARRETO, F. M. S. Estimativa do potencial de contaminação do metil-paration – modelos de “screening”- em águas superficiais e subterrâneas, no município de Tianguá, Ceará. IV Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte e Nordeste de Educação Tecnológica. Belém – Pará, 2009.

GUSTAFSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. Environmental Toxicology and Chemistry, v.8, n. 4, p. 339-357, 1989.

IPECE. Instituto de Pesquisa e Estratégias do Ceará. Perfil Básico Municipal – Tianguá. Fortaleza, 2009.