



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA E GEOQUÍMICA**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL DA MOBILIDADE DO
DIMETOATO NA ZONA NÃO SATURADA, EM ÁREA DE
AGRICULTURA INTENSIVA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO
IGARAPÉ CUMARU, MUNICÍPIO DE IGARAPÉ-AÇU**

**Dissertação apresentada por:
LIALIANE MAIALIMA**

BELÉM



Universidade Federal do Pará
Centro de Geociências
Curso de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica

**AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL DA MOBILIDADE DO
DIMETOATO NA ZONA NÃO SATURADA, EM ÁREAS DE
AGRICULTURA INTENSIVA NA BACIA HIDROGRÁFICA
DO IGARAPÉ CUMARU, MUNICÍPIO DE IGARAPÉ-AÇU
(PA).**

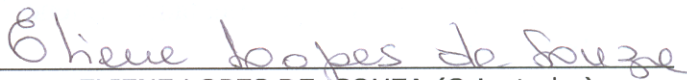
TESE APRESENTADA POR

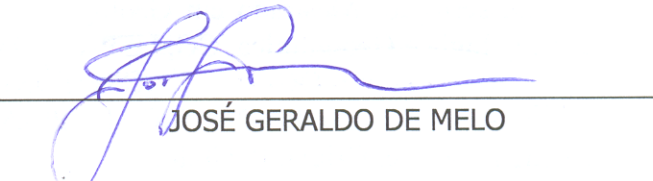
LILIANNE MAIA LIMA

Como requisito parcial à obtenção do Grau de Mestre em
Ciências na Área de GEOLOGIA.

Data de Aprovação: **21 / 10 / 2003**

Comitê de Tese:


ELIENE LOPES DE SOUZA (Orientador)


JOSÉ GERALDO DE MELO


MARCO ANTONIO GOMES

Belém

*À Maria do Socorro Maia, minha querida mãe,
responsável por minha formação
intelectual e moral.*

AGRADECIMENTOS

Ao Curso de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica, pela oportunidade e infra-estrutura cedida.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo.

Ao Fundo Estadual de Ciência e Tecnologia (FUNTEC) pelo financiamento desta pesquisa.

À EMBRAPA Amazônia Oriental, nas pessoas da Dr.^a Tatiana Sá e do Dr. Ricardo Figueiredo pelo apoio e infra-estrutura concedida.

À Prof^a. Dr.^a Eliene Lopes de Souza, pela orientação deste trabalho.

Ao prof. Dr. Geraldo Narcisio, pelo auxílio nas discussões e por conceder o uso do laboratório de Química.

Ao Dr. Tarcício E. Rodrigues pelo auxílio na classificação dos solos da área em estudo.

Ao geólogo Homero Reis, pela colaboração nos trabalhos de campo e pelo fornecimento de alguns dados.

Ao geólogo Álvaro Pacheco, pelo auxílio nos trabalhos laboratoriais.

Ao Engenheiro Agrônomo Emanuel Junior, pelo auxílio na coleta de solos.

À minha família, em especial a minha mãe Socorro Maia, pelo apoio para que mais um passo fosse dado.

Ao Renato Garcia, pelo carinho, amizade e tolerância em todos os momentos.

Aos amigos, Andrey Prestes, Márcio Santos, Fernanda Damasceno, Luciene Leão, pela amizade e companheirismo.

*"O futuro pertence àqueles que acreditam
na beleza dos seus sonhos."*

Eleanor Roosevelt

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	i
AGRADECIMENTOS.....	ii
EPIÍGRAFE.....	iii
LISTA DE ILUSTRAÇÕES.....	vii
RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	2
1- INTRODUÇÃO.....	3
1.1- CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	3
1.2- LOCALIZAÇÃO.....	4
1.3- OBJETIVOS.....	7
1.4- JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA.....	7
2- CARACTERÍSTICAS FISIAGRÁFICAS E SÓCIOECONÔMICAS.....	10
2.1- CLIMA.....	10
2.2- VEGETAÇÃO.....	10
2.3- SOLOS.....	11
2.4- ASPECTOS SÓCIOECONÔMICOS.....	11
3- CONTEXTO GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO.....	13
3.1- GEOLOGIA REGIONAL.....	13
3.1.1- Formação Pirabas.....	13
3.1.2- Grupo Barreiras.....	14
3.1.3- Sedimentos Pós-Barreiras.....	15
3.2- GEOLOGIA LOCAL.....	18
3.3- HIDROGEOLOGIA REGIONAL.....	22
3.3.1- Aquíferos do Quaternário.....	22
3.3.2- Aquíferos do Grupo Barreiras.....	22
3.3.3- Aquíferos da Formação Pirabas.....	23
3.4- HIDROGEOLOGIA LOCAL.....	24

4-	LEVANTAMENTO BIBLIOGRÁFICO.....	26
4.1-	AGROTÓXICOS.....	26
4.1.1-	Considerações gerais.....	26
4.1.2-	Efeitos dos agrotóxicos sobre a saúde humana e o meio ambiente.....	27
4.2-	COMPORTAMENTO DOS CONTAMINANTES EM SUBSUPERFÍCIE.....	31
4.2.1-	Sorção de agrotóxicos.....	32
5-	METODOLOGIA.....	35
5.1-	MAPEAMENTO DAS ÁREAS DE CULTIVO DO MARACUJÁ E LEVANTAMENTO DOS AGROTÓXICOS UTILIZADOS.....	35
5.2-	ANÁLISE DE RISCO DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	35
5.3-	AMOSTRAGEM DOS SEDIMENTOS DA ZONA NÃO SATURADA....	36
5.4-	CARACTERIZAÇÃO DA ZONA NÃO SATURADA.....	36
5.4.1-	Determinação da condutividade hidráulica.....	36
5.4.1.1-	Determinação da condutividade hidráulica através do teste de infiltração.....	36
5.4.1.2-	Determinação da condutividade hidráulica através da análise granulométrica.....	37
5.4.2-	Análise granulométrica.....	38
5.4.3-	Determinação mineralógica.....	39
5.4.4-	Determinação do pH natural do solo em H₂O.....	39
5.4.5-	Determinação do teor de matéria orgânica.....	39
5.5-	EXPERIMENTO DE SORÇÃO.....	40
5.5.1-	Preparo das amostras de sedimento.....	40
5.5.2-	Solos.....	41
5.5.3-	Agrotóxico.....	41
5.5.4-	Estudo da sorção.....	42
5.6-	DETERMINAÇÃO DO PESTICIDA.....	43
5.6.1-	Bases e princípios da cromatografia.....	43
5.6.2-	Cromatografia em fase gasosa.....	44
5.6.3-	Condições cromatográficas.....	46
5.7-	CONFEÇÃO DO MAPA POTENCIOMÉTRICO E DETERMINAÇÃO DO FLUXO SUBTERRÂNEO.....	46

6-	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
6.1-	MAPEAMENTO DOS LOCAIS COM USO INTENSIVO DE AGROTÓXICOS.....	48
6.2-	RISCO DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	50
6.3	CARACTERÍSTICAS DA ZONA NÃO SATURADA.....	51
6.3.1-	Características granulométricas.....	51
6.3.2-	Composição mineralógica.....	52
6.3.3-	pH natural do solo.....	53
6.3.4-	Teor de matéria orgânica.....	54
6.3.5-	Condutividade hidráulica.....	55
6.3.5.1-	Condutividade hidráulica obtida através do teste de infiltração.....	55
6.3.5.2-	Condutividade hidráulica obtida através do método de Hazen.....	55
6.4-	QUANTIFICAÇÃO DO AGROTÓXICO SORVIDO.....	58
6.4.1-	Efeito das variações operacionais.....	58
6.4.1.1-	Efeito do pH.....	58
6.4.1.2-	Efeito da concentração inicial.....	60
6.5-	RELAÇÃO ENTRE A SORÇÃO E AS CARACTERÍSTICAS DA ZONA NÃO SATURADA.....	62
6.5.1-	Teor de argila.....	62
6.5.2-	Teor de matéria orgânica.....	64
6.6-	MAPA POTENCIOMÉTRICO E FLUXO SUBTERRÂNEO.....	67
7-	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	71
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	73

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURAS

Figura 1-	Localização da bacia hidrográfica do Igarapé Cumaru	5
Figura 2-	Localização do município de Igarapé-Açu	6
Figura 3-	Mapa geológico da região nordeste do estado do Pará	17
Figura 4-	Perfis litológicos da área em estudo	19
Figura 5-	Seção esquemática (A-B) da área em estudo	20
Figura 6-	Seção esquemática (A-C) da área em estudo	21
Figura 7-	Esquema indicando os componentes de um cromatógrafo a gás	45
Figura 8-	Mapa das áreas de cultivo de maracujá na bacia hidrográfica do Cumaru	49
Figura 9-	Relação entre o teor de argila e a profundidade das amostras analisadas no perfil-A	52
Figura 10-	Relação entre o pH e a profundidade das amostras analisadas do perfil-A	54
Figura 11-	Relação entre a matéria orgânica e a profundidade das amostras analisadas no perfil-A	55
Figura 12-	Curva das análises granulométricas dos sedimentos das amostras das diversas profundidades	57
Figura 13-	Relação entre a quantidade sorvida do dimetoato e o pH, para concentração inicial de 10 mg/L	59
Figura 14-	Relação entre a quantidade sorvida do dimetoato e o pH, para concentração inicial de 20 mg/L	59
Figura 15-	Relação entre a quantidade sorvida do dimetoato e as diferentes concentrações iniciais (pH 5) em todos os horizontes da zona não saturada	61
Figura 16-	Relação entre a quantidade sorvida do dimetoato e as diferentes concentrações iniciais (pH 8) em todos os horizontes da zona não saturada	61

Figura 17-	Relação entre a quantidade sorvida do dimetoato e o teor de argila para concentração inicial de 10mg/L	63
Figura 18-	Relação entre a quantidade sorvida e o teor de argila para concentração inicial de 20 mg/L	64
Figura 19-	Relação entre o teor de matéria orgânica e a quantidade sorvida pelos sedimentos para concentração inicial de 10 mg/L	66
Figura 20-	Relação entre o teor de matéria orgânica e a quantidade sorvida pelos sedimentos para concentração inicial de 20 mg/L	66
Figura 21-	Mapa de fluxo subterrâneo durante o período chuvoso	69
Figura 22-	Mapa de fluxo subterrâneo durante o período seco	70

TABELAS E QUADROS

Quadro 1-	Coluna Estratigráfica da Região de Igarapé-Açu	16
Tabela 1-	Capacidade específica dos poços instalados em aquíferos do Grupo Barreiras, na região de Belém	23
Tabela 2-	Características hidrodinâmicas dos sistemas aquíferos do Formação Pirabas, na região de Belém.	24
Tabela 3-	Classificação dos agrotóxicos quanto à sua ação e ao grupo químico	27
Tabela 4-	Valores do coeficiente C .	38
Tabela 5-	Profundidades das amostras do perfil-A	41
Tabela 6-	Dados utilizados para o cálculo do índice GUS e o valor do índice	50
Tabela 7-	Resultados das análises granulométricas das amostras do perfil-A	51
Tabela 8-	Capacidade de troca de cátions e superfície específica das argilas	52
Tabela 9-	Valores de pH das amostras do perfil-A	53
Tabela 10-	Valores de matéria orgânica das amostras do perfil-A	54

Tabela 11-	Parâmetros utilizados para determinação da condutividade hidráulica através do teste de infiltração	55
Tabela 12-	Condutividade hidráulica e diâmetro efetivo dos grãos, associadas às profundidades das amostras	56
Tabela 13-	Valores de sorção nos diferentes valores de pH e concentrações iniciais	58
Tabela 14-	Teor de argila e quantidade sorvida pelos sedimentos da zona não saturada	63
Tabela 15-	Teor de matéria orgânica e quantidade sorvida de dimetoato pelos sedimentos da zona não saturada.	65
Tabela 16-	Dados utilizados para confecção do mapa potenciométrico	68

RESUMO

A agricultura familiar na Amazônia oriental, e em particular do nordeste do Pará, caracteriza-se pela implantação de cultivos semi-perenes industriais com pesada aplicação de agrotóxicos. Este estudo foi conduzido com o objetivo principal de avaliar a mobilidade dos agrotóxicos, em particular o dimetoato, na zona não saturada na bacia hidrográfica do igarapé Cumaru, município de Igarapé-Açu (PA). Na área, o aquífero é constituído por sedimentos inconsolidados areno-argilosos e areno-siltosos pertencentes ao Pós-Barreiras. Especificamente, objetivou-se analisar o potencial de contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos. Objetivou-se também, quantificar o processo geoquímico de sorção, relacionando-o com as características físicas e químicas da zona não saturada. Foi realizado o mapeamento das áreas onde é cultivado o maracujá, uma vez que nessa cultura é utilizado um elevado volume de agrotóxicos, juntamente com o levantamento dos defensivos agrícolas utilizados na área. Posteriormente avaliou-se o risco de contaminação das águas subterrâneas através do índice GUS (*Groundwater Ubiquity Score*). Este índice tem como parâmetros os valores de meia vida do composto no solo (DT_{50}) e o coeficiente de adsorção à matéria orgânica (K_{oc}). Além disso, foram realizadas perfurações a trado manual a fim de coletar amostras de sedimentos da zona não saturada destinadas a análises laboratoriais. Na etapa laboratorial, foram determinados a granulometria, a mineralogia, o pH natural e o teor de matéria orgânica dos diferentes níveis da zona não saturada visando a sua caracterização. Essa etapa também compreendeu o experimento de sorção e a determinação do dimetoato. A partir da análise de risco verificou-se que o dimetoato apresenta maior potencial para contaminar as águas subterrâneas, com índice GUS variando de 2,36 a 3,36. O experimento de sorção mostrou que, em termos percentuais a sorção do dimetoato pelos sedimentos da zona não saturada variou de 2.5% a 36.2%. Esses dados comprovam o elevado potencial de contaminação da água subterrânea por essa substância, que deve-se principalmente, à sua mobilidade e baixa retenção. Verificou-se também que a quantidade de matéria orgânica e o pH exercem uma maior influência na sorção do dimetoato.

ABSTRACT

Smallholder's farm in the eastern Amazonia, in particular in northeast of Pará, is characterized by industrial half-perennial crops, with heavy pesticides applications. The main objective of this study was to evaluate the pesticides mobility. In particular the dimethoate, in the unsaturated zone in the Cumaru watershed, a small catchment in the Igarapé-Açu county (Pa). The aquifer in the area is constituted by unconsolidated sandy-clay and sandy-silt sediments of the *Pós-Barreiras* geological formation. Specifically, it was objective to analyze the potential of contamination of groundwater for pesticides. It was also objective to quantify the process of sorption, relating it with the physical and chemical characteristics of the unsaturated zone. The mapping of the areas was carried through where passion fruit is cultivated, a crop where a large amount of pesticides are applied, together with the survey of the agricultural defensives used in in this watershed. Later the risk of contamination of groundwater through index GUS was evaluated (Groundwater Ubiquity Score). This index has as parameters the values of half life of the composition in the soil (DT50) and the coefficient of adsorption to the organic matter (K_{oc}). Moreover, perforations were done in order to collect samples of the unsaturated zone to be analyzed at the laboratory. At the subsequent laboratorial stage it was determined the granulometry, mineralogy, pH and the organic matter content for the different levels of the unsaturated zone in order to make its characterization. At this stage it was also conduct the sorption assay and the determination of the dimethoate concentration. From the risk analysis one verified that the dimethoate presents potential greater to contaminate groundwater, with index GUS varying of 2,36 the 3,36. The results of the sorption experiment showed that the dimethoate presents low sorption potential, varying from 2.5% to 36.2%. These data prove the high potential of contamination of the groundwater for this substance, that must mainly, to its mobility and low retention. It was also verified that the amount of organic matter and pH exerted the largest influence on the dimethoate sorption on the sediments.

1-INTRODUÇÃO

1.1-CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O cenário da agricultura familiar na Amazônia Oriental, e em particular do nordeste do Pará, caracteriza-se pela implantação de cultivos semi-perenes industriais, notadamente maracujá e pimenta-do-reino, com pesada aplicação de agrotóxicos (Kanashiro & Denich, 1998, Silva *et al.* 1999, Denich *et al.* 2001, Vielhauer *et al.* 2001).

Os agrotóxicos são produtos químicos biocidas, ou seja, são produtos utilizados no combate às pragas e doenças das plantas. Podem contaminar o solo, o ar, as águas superficiais e subterrâneas e causam problemas à saúde do homem, seja através da exposição direta (manuseio dos produtos) ou exposição indireta (resíduos em alimentos e água) (Nemeth-Konda *et al.*, 2002). A natureza orgânica das moléculas dos agrotóxicos permite sua degradação, fazendo-se necessário estudar os destinos destas moléculas e de seus resíduos (Mattos & Silva, 1999).

Em geral, na bacia do igarapé Cumaru, localizada no município de Igarapé-Açu (PA), os agrotóxicos são utilizados com bastante frequência, principalmente no cultivo do maracujá. Cerca de 46% dos produtores efetuam 4 aplicações no mês, 29% efetuam 8 aplicações no mês, 11% duas aplicações no mês, 11% uma vez ao ano e 3% duas vezes ao ano (Amaral, 2001). Estes números, segundo o Ministério da agricultura¹ *apud* Amaral (2001), estão acima dos permitidos por lei, que recomenda que as aplicações sejam espaçadas no mínimo por 15 dias, independentemente da incidência das pragas e do tipo de produto.

¹ MINISTÉRIO DA AGRICULTURA. 1998. Microsoft, Us. Windows 95 (Programa Agrofit).

Em vista da grande utilização de agrotóxicos aliada à falta de conhecimento sobre seu comportamento nos sedimentos da zona não saturada, foi desenvolvida uma análise de risco de contaminação das águas subterrâneas, utilizando o índice GUS (*Groundwater Ubiquity Score*) (Gustafson² *apud* Gomes *et al.*, 2001). Este índice permite conhecer o potencial de lixiviação dos agrotóxicos e pode ser utilizado como ferramenta auxiliar para identificação de agrotóxicos a serem priorizados em atividades de monitoramento ambiental *in loco*. Foram desenvolvidos também experimentos em laboratório para se investigar o processo de sorção. A sorção é a transferência do soluto da fase líquida para a superfície das partículas da fase sólida do solo. É um processo relacionado diretamente com a retenção e a mobilidade das substâncias nos sedimentos da zona não saturada. A sorção é governada pelas propriedades físicas e químicas dessa zona, além das propriedades das substâncias (Spark & Swift, 2002; Vieira, *et al.* 1999). O experimento de sorção foi realizado com o agrotóxico que apresentou maior potencial de lixiviação segundo o índice GUS.

A zona não saturada proporciona a proteção bio-físico-química das águas acumuladas na zona saturada (Rebouças *et al.* 1994), daí a importância de estudá-la. Dependendo das características físicas, biológicas e químicas dos materiais que constituem a zona não saturada, maior ou menor será o risco de contaminação das águas dos aquíferos livres.

1.2-LOCALIZAÇÃO

A área em estudo situa-se na bacia hidrográfica do Igarapé Cumaru a 12Km da sede do município de Igarapé-Açu (Figura 1), localizado na região nordeste do estado do Pará, distante 110 Km da capital do estado. Está limitado ao leste pelo município de Nova Timboteua, ao sul pelo município de Santa Maria do Pará e a oeste pelo município de São Francisco do Pará (Figura 2).

² GUSTAFSON, D. I. 1989. Groundwater Ubiquity Score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v.8, p. 339-357.

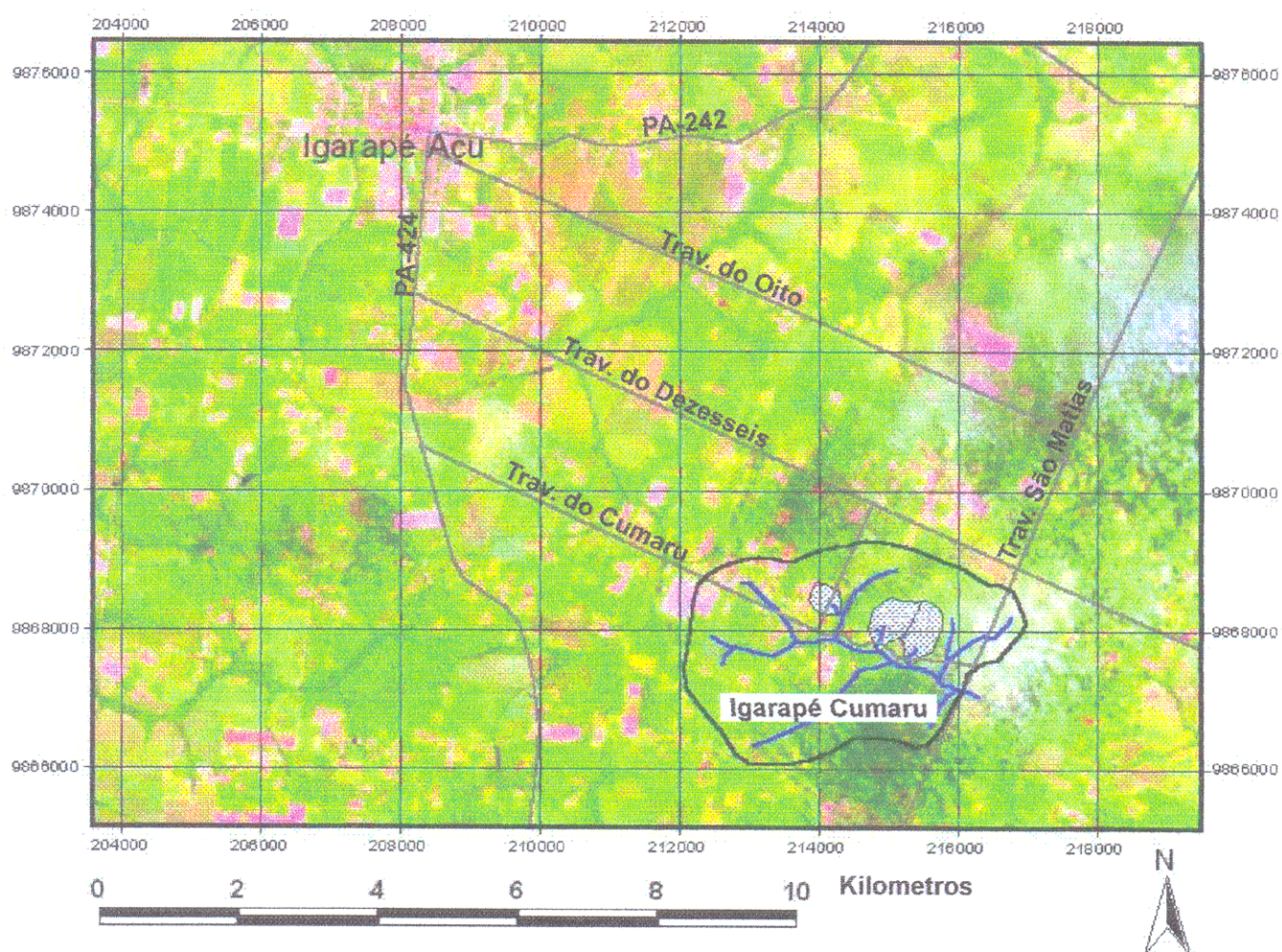


Figura 1- Localização da bacia hidrográfica do Igarapé Cumaru (modificado de Wickel *et al.*, 2002).

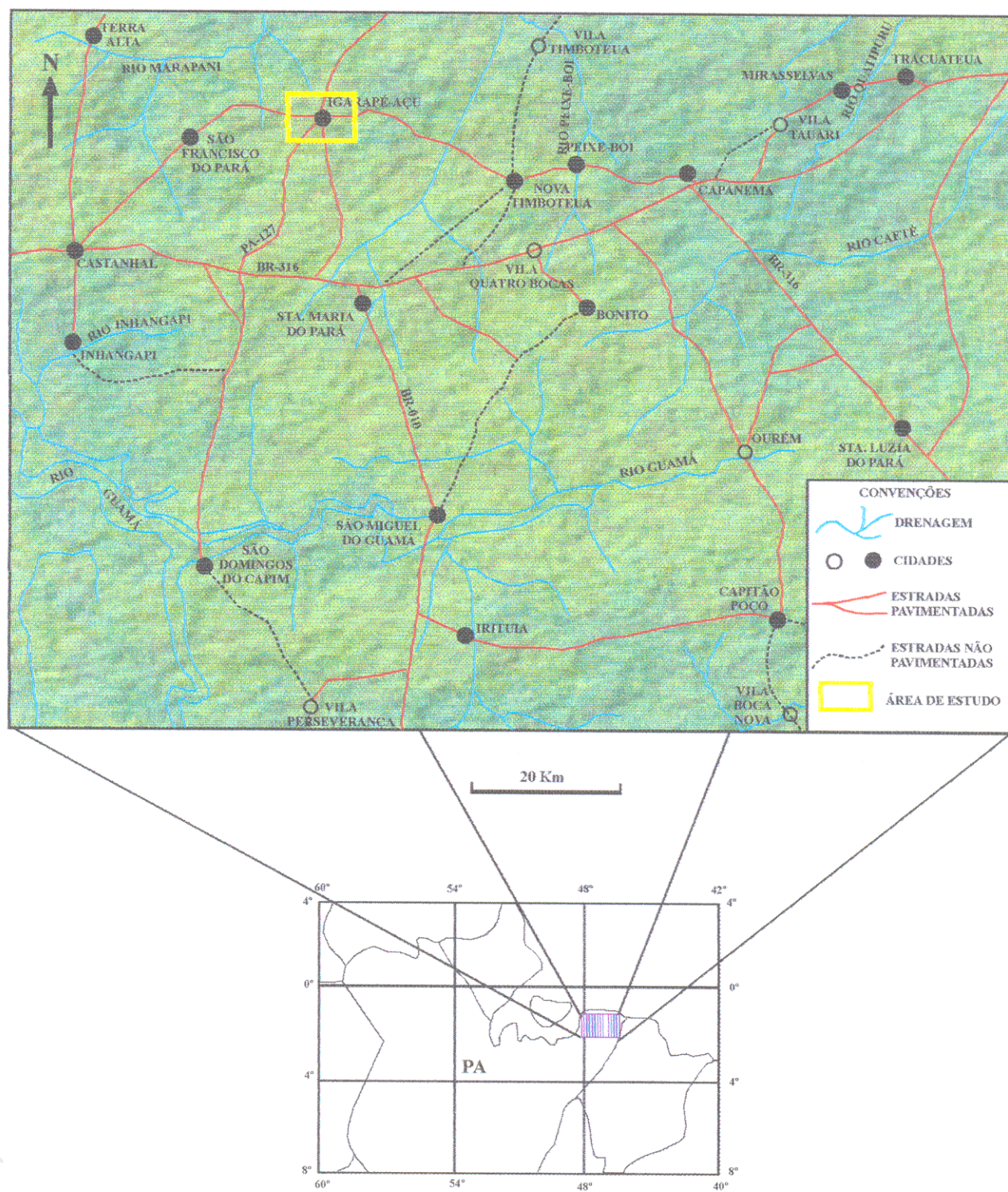


Figura 2- Localização do município de Igarapé-Açu (Leão, *no prelo*).

1.3-OBJETIVOS

Em virtude da ampla utilização de agrotóxicos na bacia hidrográfica do Igarapé Cumaru, o presente estudo foi conduzido com o objetivo principal de avaliar a mobilidade do dimetoato na zona não saturada, bem como os fatores que a influenciam.

Especificamente, objetiva-se analisar o potencial de contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos utilizados no cultivo de maracujá. Objetiva-se também, quantificar o processo geoquímico de sorção, que juntamente com outros processos controlam a mobilidade do dimetoato na zona não saturada. Procura-se ainda relacionar o processo de sorção com as características físicas e químicas da zona não saturada.

1.4-JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA

As interações dos aquíferos livres com os corpos de água superficial (rios, lagos e represas) e com as formas de uso e ocupação do meio físico, são reguladas pela zona não saturada, a qual representa a primeira e mais importante defesa natural das águas subterrâneas (Rebouças *et al.* 1994). A zona não saturada pode atenuar ou retardar o movimento dos contaminantes através de processos físicos, químicos, biogeoquímicos e geoquímicos (Mestrinho, 2000).

O comportamento dos contaminantes na zona não saturada depende principalmente da mobilidade e da degradação das substâncias que, por sua vez, dependem das suas propriedades, das propriedades do solo e do clima. Na avaliação da mobilidade, retenção, persistência e degradação de um composto nesse meio, a sorção é um dos processos mais importante a ser considerado (Kolpin *et al.*, 1998; Spark & Swift, 2002; Carvalho *et al.*, 2002).

Ferracini *et al.* (2001) analisaram o potencial de contaminação das águas subterrâneas e superficiais do Submédio Rio São Francisco por pesticidas. Entre os pesticidas estudados estão o dimetoato, o deltrametrina, o difenoconazole e o mancozeb, quatro dos mais utilizados na microbacia Hidrográfica do Igarapé Cumaru. Os resultados obtidos reforçaram a importância de disponibilizar informações sobre as

propriedades físico-químicas dos pesticidas, principalmente o coeficiente de sorção, cujo valor permite a previsão da mobilidade do composto no solo.

Além de contaminar o solo, o ar, as águas superficiais e subterrâneas, os agrotóxicos causam graves danos à saúde, tanto dos trabalhadores rurais que manipulam os produtos químicos como dos consumidores de alimentos contaminados com resíduos de substâncias tóxicas (Poltroniéri, 1997).

A maior parte dos princípios ativos utilizados nas várias formulações dos agrotóxicos possui propriedades genotóxicas, isto é, atacam direta ou indiretamente o patrimônio genético dos seres vivos, animais, plantas e outros, causando alterações permanentes nas unidades que controlam a hereditariedade entre as gerações - os genes - assim como o metabolismo (Lewgoy³ *apud* Ferrari, 1986).

Os efeitos cancerígenos de alguns agrotóxicos já estão plenamente comprovados e não se restringem à população diretamente atingida, afetando também as gerações futuras nas quais irão acumular-se as mutações recessivas, que se manifestarão sob a forma de doenças genéticas, como surdez, hemofilia, distrofia muscular (Lewgoy³ *apud* Ferrari, 1986).

Além dos fatores mencionados deve-se considerar também a importância e o uso das águas subterrâneas. De maneira geral, a exploração das águas subterrâneas apresenta uma série de vantagens em relação às águas superficiais, pois na maioria das vezes dispensam tratamento químico, a área de captação e proteção é extremamente pequena, a rede de adução até o reservatório ou caixa d'água é, em geral, de pequena extensão, as obras de captação são menos onerosas e não estão sujeitas ao intenso processo de evaporação (Feitosa & Manoel Filho, 1997). Embora as águas subterrâneas ocorram em situações de relativa proteção, quando comparadas com as superficiais, exigem um adequado uso e ocupação do meio físico, assim como técnicas de captação adequadas.

O uso dos recursos hídricos subterrâneos tem se intensificado com o desenvolvimento econômico, tanto no que se refere ao aumento da demanda para

³ LEWGOY, F. 1983. Agrotóxicos, genética e reprodução humana. Revista do Serviço Público, Brasília, ano 40, v.1, n.4, p. 187-191, out./dez.

determinada utilização, quanto no que se refere à variedade dessas utilizações. Na bacia hidrográfica do Igarapé Cumaru a população local abastece-se através de poços rasos e também das águas superficiais. Desse modo, faz-se necessário que haja planejamento e gestão integrada dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos no âmbito dessa bacia hidrográfica, proporcionando assim, a utilização das águas de forma mais racional e econômica, com a preservação da sua qualidade.

Com base no exposto, fica evidente a importância de estudos visando determinar o risco de contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos. Os mesmos são usados na região nordeste do estado do Pará sem qualquer fiscalização por parte dos órgãos ambientais. Nesse contexto, o presente trabalho constitui um primeiro passo na busca de dados que possam contribuir para minimizar os riscos de contaminação das águas subterrâneas em áreas com uso intensivo de agrotóxicos e com características geofisiográficas similares às da área enfocada.

2-CARACTERÍSTICAS FISIAGRÁFICAS E SOCIOECONÔMICAS

2.1-CLIMA

Em Igarapé-Açu, como acontece na Amazônia, a variação climática está associada com a distribuição das chuvas. Entre os anos de 1994 a 1998, o total de chuvas anual variou entre 2.300 mm e 2.800 mm (Bastos e Pacheco, 1999). No entanto, as chuvas não se distribuem homogeneamente durante o ano, ocorrendo com maior frequência entre março e abril e menor entre setembro e outubro.

Segundo Bastos e Pacheco (1999), a distribuição das chuvas definiu a ocorrência de quatro diferentes períodos: chuvoso, de estiagem, seco e de transição.

O período chuvoso inicia geralmente em dezembro, com duração bastante variável, atingindo em média sete meses. O período de estiagem tem duração média de um mês, ocorrendo com maior frequência em agosto. A duração do período seco é de dois meses, ocorrendo entre setembro e outubro. O período de transição ocorre após o período seco, quando as chuvas começam a aumentar, ocorrendo com maior frequência em novembro.

De acordo com Kanashiro e Denich (1998), a temperatura média anual de Igarapé-Açu é de 26.6°C, variando entre 25.6°C (março) e 27.5°C (novembro). A temperatura máxima flutua entre 30°C (abril) e 33.5°C (novembro), enquanto que a mínima varia entre 20.2°C (março) e 21.9°C (dezembro).

2.2-VEGETAÇÃO

No município de Igarapé-Açu a paisagem natural encontra-se bastante modificada pela intensa atividade antrópica. A cobertura vegetal é dividida em quatro classes: Floresta Ombrófila Densa (matas de igapó e várzea), e os estágios Avançado, Intermediário e Inicial da Sucessão Secundária. A sucessão secundária é a mudança na composição florística da vegetação que se desenvolve em áreas que sofreram distúrbios (Kanashiro e Denich, 1998).

Quando se consideram as áreas de vegetação secundária, independente do estágio de sucessão em que se encontram, verifica-se que, juntas, elas podem chegar até a ultrapassar 73% da superfície do município (Kanashiro e Denich, 1998).

2.3-SOLOS

No nordeste do estado do Pará são identificados 7 tipos de solos: Latossolo Amarelo, Latossolo Vermelho-Amarelo, Argissolo Amarelo, Argissolo Vermelho-Amarelo, Neossolos Fluvicos, Neossolos Quartzarênicos e Gleissolos (Vieira & Santos, 1987; Embrapa, 1999)

Na região do Cumaru, onde o presente estudo foi desenvolvido, Kato *et al.* (2002) identificaram o tipo de solo Argissolo Amarelo distrófico, com textura arenosa/média. Os Argissolos Amarelo são solos profundos, bem a excessivamente drenados. Apresentam, normalmente minerais de argila de atividade baixa e são solos extremamente ácidos. Esses tipos de solos são encontrados geralmente em áreas com relevo plano a suavemente ondulado, sob vegetação de floresta equatorial subperenifólia e de capoeira (Embrapa, 1991).

2.4-ASPECTOS SÓCIOECONÔMICOS

O município de Igarapé-Açu compreende uma área de 769,75 Km². Segundo IBGE (2002), no ano de 2000 o município apresentava densidade demográfica de 40,6 Hab/Km². Dos 32.361 habitantes do município, 60% residem na área urbana (19.443) e 40% (12.918) na área rural, sem saneamento básico e energia elétrica.

A exploração agrícola é a principal atividade econômica do município, sendo constituída predominantemente por pequenas áreas cultivadas pelo método de corte e queima, com mão-de-obra familiar. Trata-se principalmente de culturas de ciclo curto como, feijão, milho, arroz, mandioca, melancia e maracujá. No município, encontram-se também outros agrossistemas incluindo dendê, pimenta-do-reino, pastagem e sistemas agroflorestais (Bastos & Pacheco, 2000).

Na bacia do Igarapé Cumaru existem classes distintas de produtores rurais. Nas unidades de produção com mais de 25 ha, os sistemas de produção são agrupados em

atividades agrícolas e extrativistas. Estas atividades são desenvolvidas com uso de mão-de-obra familiar, sendo a produção destinada ao consumo familiar e o excedente comercializado (Souza Filho *et al.*, 1998).

Nas unidades de produção com área entre 25 e 100 ha, os sistemas de produção abrangem as atividades agrícolas, agropecuária e pecuária. Nestas unidades de produção se praticam sistemas de cultura diversificados utilizando-se basicamente mão-de-obra familiar e, eventualmente mão-de-obra, contratada. É deste tipo de produção que se verifica maior parte dos cultivos comercializados no município de Igarapé-Açu (Souza Filho *et al.*, 1998).

Segundo Amaral (2001), a atividade agrícola contribui com cerca de 72% à renda bruta dos produtores. Desse total, 49% provém da cultura do maracujá, 19% dos cultivos temporais (milho, feijão), 15% dos cultivos perenes (pimenta-do-reino), 10% de renda adicional, 4% do extrativismo e 3% da produção animal.

O cultivo do maracujá é a atividade mais rentável para os agricultores, sendo também responsável pela maior intensidade de uso de agrotóxicos.

3-CONTEXTO GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO

3.1-GEOLOGIA REGIONAL

O Município de Igarapé-Açu tem sua geologia representada por unidades cenozóicas. Estratigraficamente, a região é composta por sedimentos terciários do Oligo-Mioceno (Formação Pirabas), e Mio-Plioceno (Grupo Barreiras), e por sedimentos quaternários do Pleistoceno (Formação Pós-Barreiras) (Quadro1) (Figura 3).

3.1.1-Formação Pirabas

A Formação Pirabas tem ocorrência registrada na Plataforma Continental Norte-Brasileira, nas regiões litorâneas dos estados do Pará, Maranhão e Piauí (Fernandes, 1984). Em território paraense, apresenta grande extensão em subsuperfície, porém, a melhor exposição em superfície é encontrada na zona do salgado, principalmente na ilha de Fortaleza, localizada no município de São João de Pirabas.

A Formação Pirabas é constituída por margas e calcários ricamente fossilíferos, de composição variada, intercalados com arenitos calcíferos, argilas negras e folhelhos rítmicos cinza esverdeados e negros (Ferreira, 1982; Fernandes, 1984). O ambiente deposicional foi definido como sendo de águas marinhas, rasas, límpidas, quentes e pouco agitadas, contendo porções de mar aberto, lagunares, estuarinas e mangues em suas adjacências (Truckenbrodt, 1981; Fernandes, 1984 e Góes *et al.*, 1990).

Baseado em foraminíferos, Fernandes (1984) definiu a Formação Pirabas como pertencente ao período Oligoceno superior - Mioceno inferior. Ocorre geralmente em camadas horizontais, com espessura bastante variável, sem perturbações tectônicas, e subordinada às depressões das rochas subjacentes.

O contato superior com o Grupo Barreiras foi observado em sondagem e varia de concordante a discordante e interdigitado (Góes, 1981).

Devido às variações litológicas, mudanças na composição química e oscilações da fauna, tanto vertical como horizontal, diversos autores propuseram subdivisões

faciológicas para a Formação Pirabas. Segundo Ferreira (1982) esta formação é dividida em três fácies: Castelo, Capanema e Baunilha Grande.

O fácies Castelo caracteriza-se litologicamente por calcários de composição variada representados por micritos, biohermitos e dolmicritos, que afloram no litoral dos Estados do Pará e Maranhão. A unidade foi depositada em mar aberto de águas agitadas e quentes, com salinidade normal.

O fácies Capanema constitui-se por calcários argilosos (margas), micritos, bioclastos, folhelhos rítmicos e arenitos calcíferos. Tais litotipos são indicativos de ambiente lagunar e estuarino, com águas calmas.

O fácies Baunilha Grande compreende litotipos representados por argilas negras com vegetais piritizados e nódulos de calcários escuros, contendo fragmentos de crustáceos, caracterizando um ambiente redutor típico de mangue.

3.1.2-Grupo Barreiras

Essa unidade foi denominada de Grupo Barreiras por Bigarella & Andrade (1964) e ocorre ao longo da costa brasileira, desde o Rio de Janeiro até o Pará, sob a forma de falésias ou terraços nas margens dos rios.

O Grupo Barreiras é constituído por uma sequência sedimentar siliciclástica, variando desde argilas multicoloridas a sedimentos inconsolidados argilo-arenosos e areno-argilosos, geralmente nas cores amareladas, alaranjadas e avermelhadas, às vezes com leitos de material grosso a conglomerático. Ocorrem também níveis descontínuos de um arenito ferruginoso (Gres do Pará) em blocos soltos, irregulares e de tamanhos variados (Mabessone, 1987).

O ambiente de deposição segue o esquema de leques aluviais, planícies de areia e planícies de lama, tendo provável influência das marés (Rossetti *et al.*, 1989).

Estudos paleontológicos baseados em palinomorfos relacionaram a idade do Grupo Barreiras ao Mioceno-Plioceno (Arai *et al.*, 1988).

Góes e Truckenbrodt (1980) dividiram o Grupo Barreiras em três litofácies: Fácies argilo-arenosa, arenosa e conglomerática.

O fácies argilo-arenoso aflora em meio aos sedimentos quaternários, possuindo melhor expressão entre os municípios de Santa Maria do Pará e Capanema.

Caracteriza-se por apresentar interdigitação entre camadas argilosas, argilo-arenosas, areno-argilosas e arenosas estratificadas, com granulação variando de fina a média.

O fácies arenoso é o de maior representatividade areal, constituído por arenitos amarelados de granulação média, com lentes de microconglomerados moderadamente selecionados nas porções basais e medianas.

O fácies conglomerático foi observado na área de Ourém e Capitão Poço, em contato discordante com os xistos da Formação Santa Luzia. É constituído por conglomerado polimítico com abundante matriz de areia grossa.

3.1.3-Sedimentos Pós – Barreiras

Os depósitos quaternários do Pará foram designados como Sedimentos Pós-Barreiras. O contato com o Grupo Barreiras é reconhecido por um nível de paleopavimento composto por fragmentos lateríticos discóides (Sá, 1969).

Essa unidade é representada por sedimentos areno-argilosos, de coloração avermelhada e amarelada, inconsolidados, compostos predominantemente por quartzo e uma fração silte/argila inferior a 25%, além de seixos e blocos rolados ou pouco movimentados de arenito ferruginoso (Rossetti *et al.*, 1990).

A idade desses sedimentos foi determinada por Simões⁴ *apud* Rossetti *et al.*, (1990), através da identificação e interpretação de fragmentos de conchas fossilizadas, caracterizados por apresentar aspecto maciço, que sugere a ação de processos gravitacionais e também a dissipação de dunas eólicas.

⁴ SIMÕES, M. F. 1981. Coletores - Pescadores ceramistas do litoral do salgado (Pará). Mus. Para. Emílio Goeldi. Nova Série. Antropol., Belém, (78):1-33.

ERA	PERÍODO	ÉPOCA	UNIDADE	DESCRIÇÃO
C E N O Z Ó I C O	Q U A T R N Á R I O	P L E I S T O C E N O	UNIDADE PÓS- BARREIRAS	Sedimentos areno-argilosos inconsolidados de coloração amarelada, granulação variando de fina a média, sem a evidência de estrutura sedimentar.
	T E R C I Á R I O	M I O - P L I O C E N O	GRUPO BARREIRAS	Argilas, siltes, areias finas, leitos argilosos e leitos conglomeráticos, apresentando baixo grau de compactação e coloração variegada. Podem apresentar nódulos e concreções ferruginosas.
		O L I G O - M I O C E N O	FORMAÇÃO PIRABAS	Fácies Capanema: Calcário, argila e areia em leitos alternados e apresentando cores variadas, sendo às vezes muito fossilífero. Fácies Baunilha Grande: Argilas negras apresentando vegetais piritizados e carcinólitos. Fácies Castelo: Calcários puros e compactos com teores elevados de SiO ₂ e MgO.

Quadro 1-Coluna Estratigráfica da Região de Igarapé-Açu (baseada em dados obtidos de Sauma Filho, 1996; Picanço, 1999)

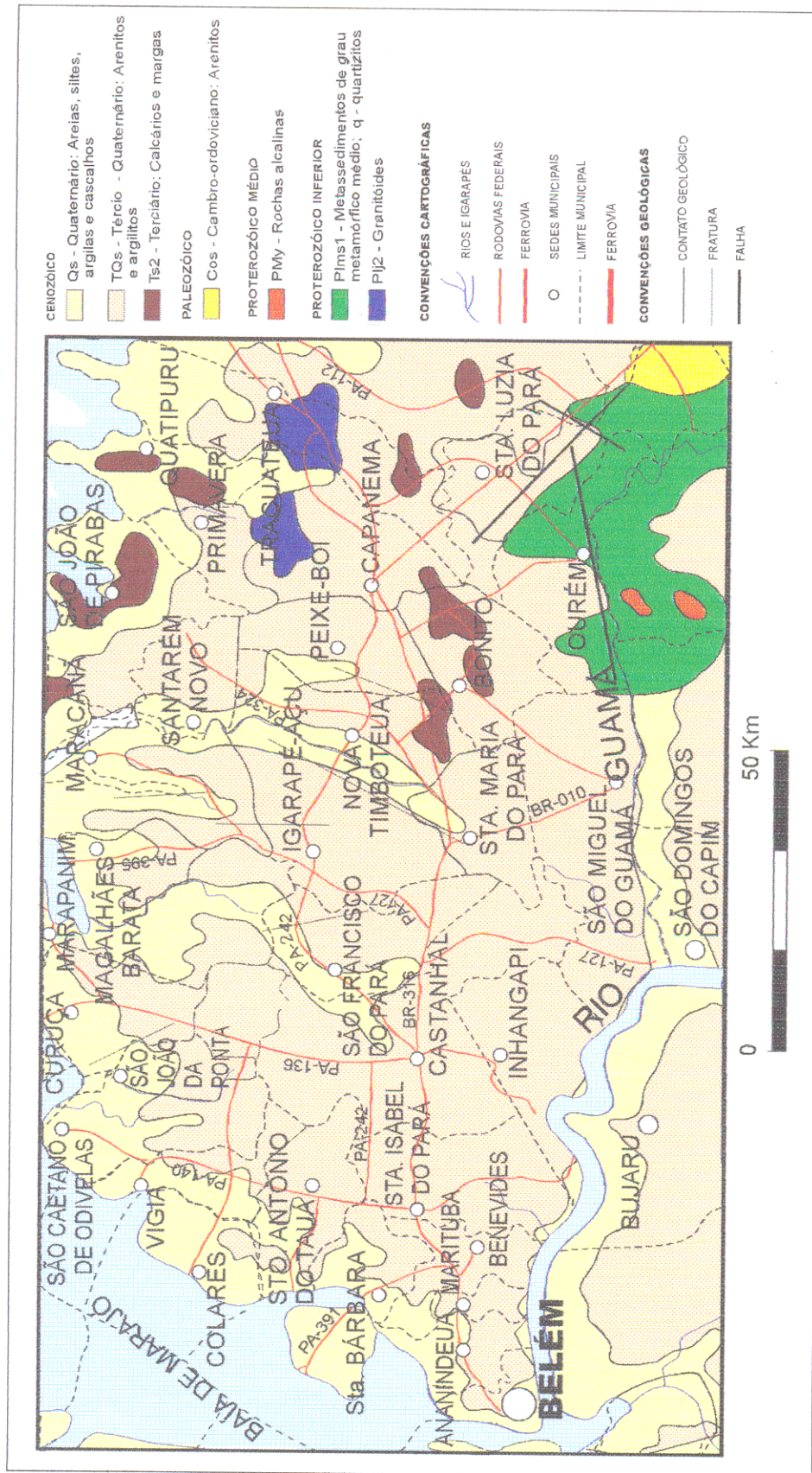


Figura 3- Mapa geológico do nordeste do Pará (Leão, no preto).

3.2-GEOLOGIA LOCAL

De acordo com os perfis litológicos (Figura 4) obtidos através das perfurações a trado manual, verificou-se que na área da bacia hidrográfica do Igarapé Cumaru, tanto em superfície como em subsuperfície, ocorrem sedimentos inconsolidados, areno-siltosos e areno-argilosos. Esses sedimentos apresentam coloração creme, amarela e amarelo alaranjada, são pobremente selecionados, e contêm algumas vezes grãos esparsos de quartzo. As características litológicas desses sedimentos aliadas à análise da descrição da geologia regional permitem que sejam associados aos Sedimentos Pós-Barreiras. Na área, a espessura desses sedimentos é de aproximadamente 12 metros (Leão, *no prelo*).

Com o objetivo de conhecer melhor a geologia da área foram realizadas seções litoestratigráficas (Figuras 5 e 6), onde foi possível identificar quatro camadas distintas.

A primeira camada é areno-siltosa, rica em matéria orgânica e apresenta em toda a área espessura de aproximadamente 0,30m. A camada subjacente é constituída por sedimentos areno-siltosos, apresentando maior espessura na porção sul (1,7 m), diminuindo em direção à porção noroeste da área (1,2 m), chegando a 0,7 m na porção noroeste. A terceira camada é igualmente areno-siltosa com grãos de quartzo disseminados. Na área, essa camada ocorre em profundidades que variam de 1,0 (porção noroeste) a 2,0 m (porção sul). Essa terceira camada também apresenta variações de espessura alcançando um máximo de 2,0 m, a noroeste, e mínimo de 0,5 m, no setor sul da área. Na base do perfil tem-se uma camada areno-argilosa, observada a partir dos 3m de profundidade, nas porções noroeste e nordeste da área, e a 2,5 m, a sul.

Com base nas seções A-B e A-C constata-se que a geologia da área é bastante homogênea, havendo apenas variação na espessura e na profundidade das camadas.

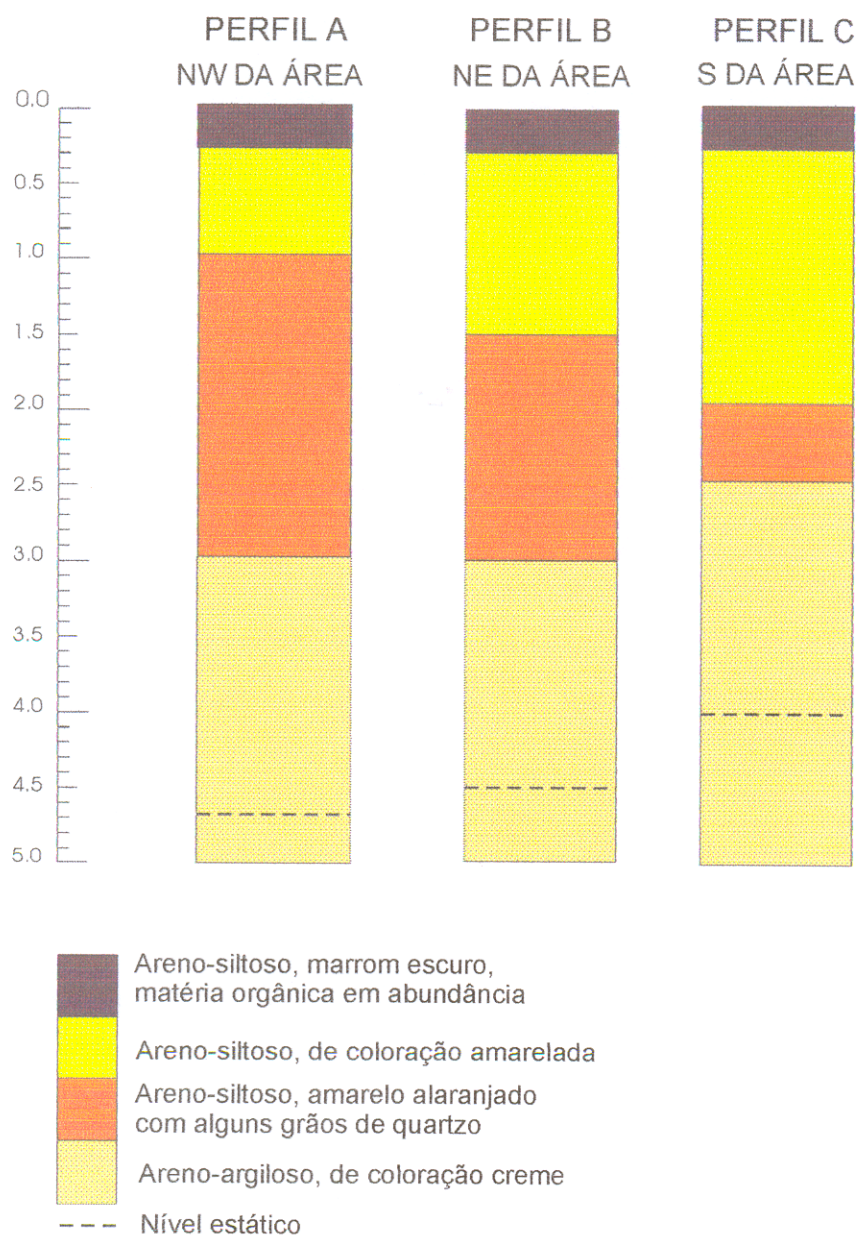


Figura 4- Perfis litológicos da área em estudo.

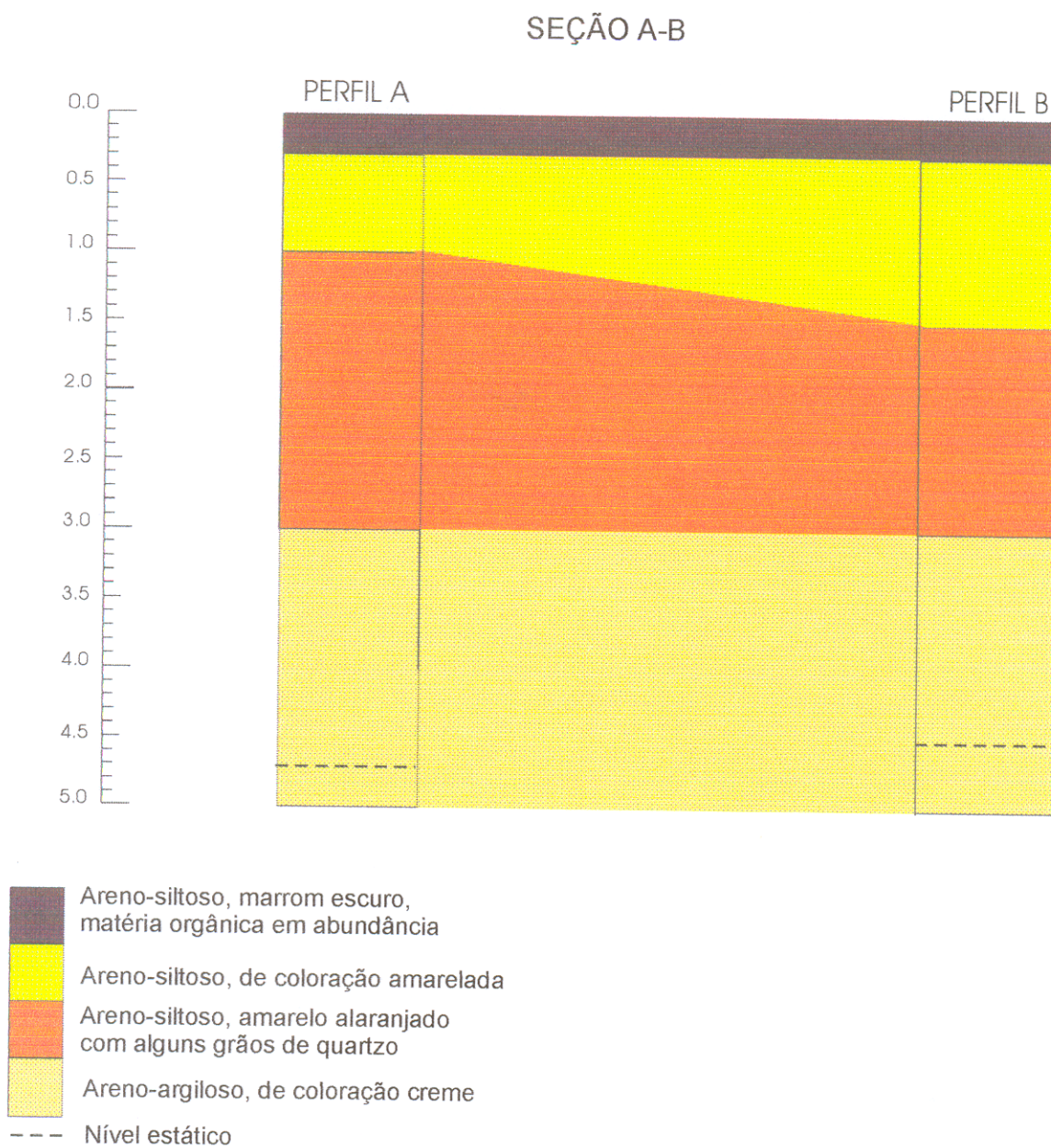


Figura 5-Seção esquemática (A-B) da área em estudo.

SEÇÃO A-C

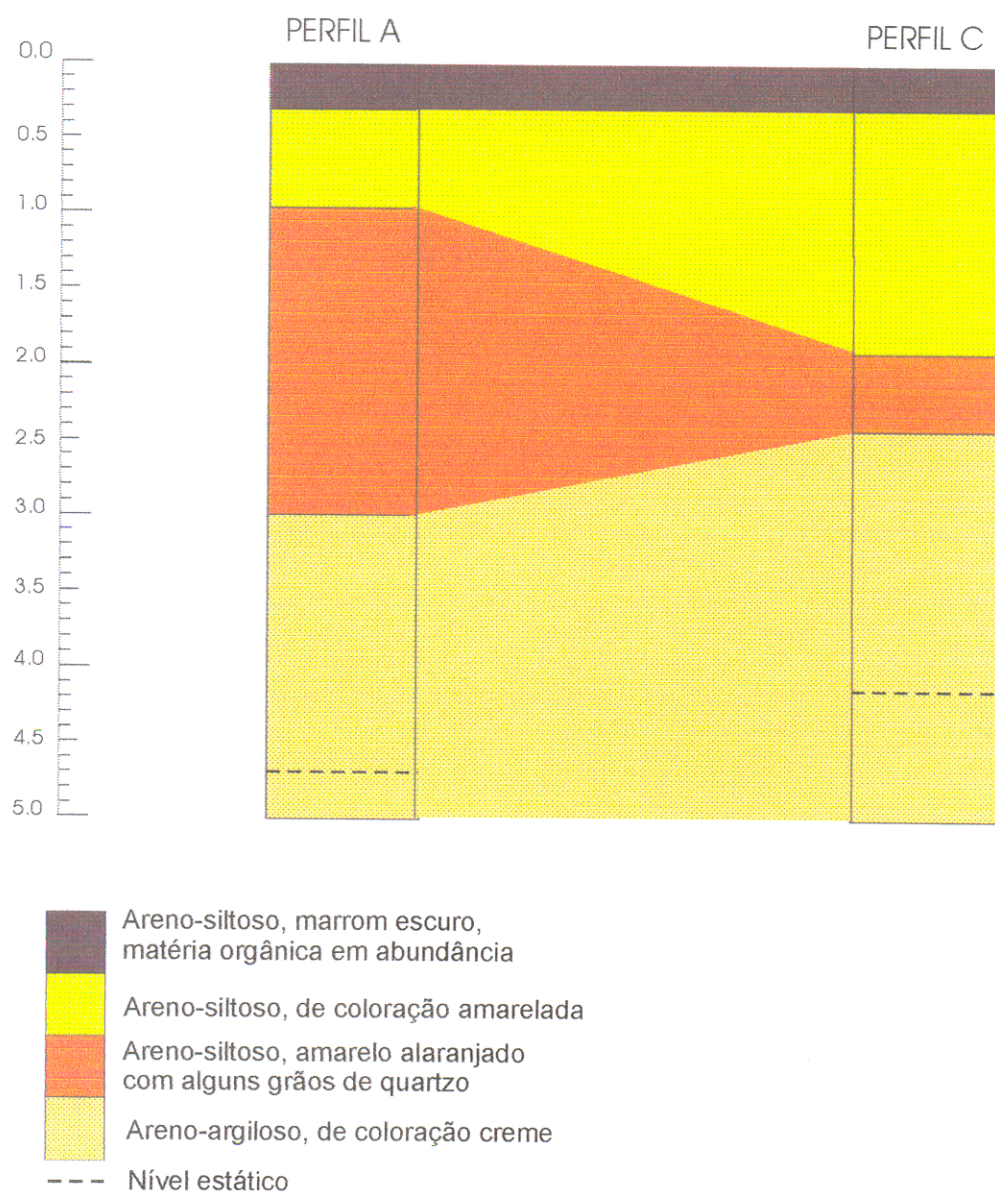


Figura 6-Seção esquemática (A-C) da área em estudo.

3.3-HIDROGEOLOGIA REGIONAL

Não se tem conhecimento de estudos hidrogeológicos desenvolvidos anteriormente em Igarapé-Açu. Assim sendo, a hidrogeologia da área foi definida tendo-se como base os dados disponíveis para Belém e localidades vizinhas, cuja geologia é relativamente similar.

3.3.1-Aquíferos do Quaternário

Os aquíferos quaternários são representados por areias de granulometria fina a média, quartzosas, de origem continental, formados quase na totalidade por material desagregado do Grupo Barreiras (Picanço, 1999). Sua espessura atinge pouco mais de 10m e em alguns locais a profundidade alcança pouco mais de 20m. A capacidade específica dos poços que captam esse aquífero é de $2,4 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}$ com 8 horas de bombeamento contínuo (SEICOM, 1995).

Devido à sua constituição litológica, que propicia a infiltração, e à pequena profundidade do nível estático, comumente inferior a 5 metros, esses aquíferos apresentam elevada vulnerabilidade à contaminação (SEICOM, 1995).

3.3.2-Aquíferos do Grupo Barreiras

No Grupo Barreiras os níveis arenosos, armazenadores de água, acham-se intercalados de maneira irregular com horizontes argilosos. Intercalados às areias e argilas encontram-se níveis lateríticos os quais podem apresentar, em alguns locais, cavidades intercomunicantes (Góes, 1981).

Os aquíferos do Grupo Barreiras são semi-livres a confinados, têm distribuição espacial irregular, sendo muito variáveis em espessura, profundidade, continuidade lateral e características hidrodinâmicas. As camadas aquíferas apresentam espessuras reduzidas não permitindo grandes vazões, atingindo a profundidade máxima em torno de 100m (SEICOM 1995; Oliveira, 1998).

O nível estático varia de 0.80 até 24 metros, os poços apresentam capacidade específica variando de cerca $1,4 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}$ a $17 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}$ (Tabela 1) (SEICOM, 1995).

Tabela 1-Capacidade específica de poços instalados em aquíferos do Grupo Barreiras, na região de Belém.

NÍVEL ESTÁTICO (m)	PROFUNDIDADE CAPTADA (m)	CAPACIDADE ESPECÍFICA (m³/h/m)	TEMPO DE BOMBEAMENTO (h)
0,80	7-12	2,3	8
0,80	1-16	2,4	8
4,50	12-32	2,8	4
3,70	16-28	1,4	24
24,00	41-58	17,5	24
6,80	70-78	5,0	26
7,57	76-84	4,7	4

Fonte: Pará-SEICOM, 1995.

3.3.3-Aquíferos da Formação Pirabas

Esta unidade é formada por dois sistemas aquíferos, do tipo multicamadas, denominados de Pirabas e Pré-Pirabas.

O sistema aquífero Pirabas é composto por sedimentos marinhos, fossilíferos, compostos por argilas calcíferas de cor cinza-esverdeada e por leitos de calcário duro, de coloração cinza esbranquiçada, que se alternam sucessivamente com camadas de arenito calcífero, calcário e folhelho. A produtividade desse aquífero é moderada (Oliveira, 1998).

O sistema aquífero Pré-Pirabas é caracterizado por apresentar predominantemente, camadas repetitivas de arenitos de cor cinza esbranquiçada, granulação fina a conglomerática, com intercalações mais espessas de argilas e siltitos avermelhados. Esse sistema ocorre abaixo de 180m e tem se mostrado como excelentes aquíferos, com vazões de até 600m³/h e de boa potabilidade, na maioria das vezes com teores de ferro baixíssimos ou até mesmo com ausência desse elemento (Oliveira, 1998).

O nível estático situa-se em profundidade variando entre 1,89 a 21,0 metros e o coeficiente de transmissividade varia de 1,6 a 4,8 m²/dia. Por sua vez, a capacidade específica dos poços varia de 11,48 a 32 m³/h/m calculada para 24 horas de bombeamento contínuo. (Tabela 2) (SEICOM, 1995)

Tabela 2- Características hidrodinâmicas dos sistemas aquíferos do Formação Pirabas, na região de Belém.

NÍVEL ESTÁTICO (m)	PROFUNDIDADE CAPTADA (m)	COEF. TRANSMISSIVI- DADE (m ² /dia)	CAPACIDADE ESPECÍFICA (m ³ /h/m)
11,94	164-234	2.090	12,57
11,13	176-198	2.275	30,25
5,85	184-230	2.470	11,48
12,35	186-234	1.630	19,04
6,47	190-266	1.760	12,63
9,98	196-262	1.650	11,60
1,89	202-260	4.830	32,34
21,00	220-263	2.220	12,47

Fonte: Pará-SEICOM, 1995.

3.4-HIDROGEOLOGIA LOCAL

O aquífero quaternário é constituído por areias de granulometria fina a média, moderadamente selecionadas. Segundo Leão (*no prelo*) o aquífero apresenta cerca 12 m de espessura. Subjacente a ele ocorre o aquífero Barreiras, porém não se detêm informações deste, pois o estudo se limitou ao aquífero mais superior e mais vulnerável à contaminação.

Segundo Melo Jr. *et al.*, (2002) o índice de vulnerabilidade do aquífero livre varia entre baixo a alto na área da bacia hidrográfica, havendo predominância de áreas com índice de vulnerabilidade variando de moderado a alto.

A profundidade do nível estático acompanha a topografia do terreno. Nas áreas com cotas topográficas mais elevadas, o nível estático encontra-se a cerca de 13,5

metros de profundidade, enquanto que nas regiões mais baixas o nível estático não ultrapassa 3 metros de profundidade. A transmissividade do aquífero é de $347 \text{ m}^2/\text{dia}$ e a porosidade efetiva de 0,25 (Leão, *no prelo*).

4-LEVANTAMENTO BIBLIOGRÁFICO

4.1- AGROTÓXICOS

4.1.1- Considerações gerais

Os agrotóxicos foram desenvolvidos na Primeira Guerra Mundial e utilizados mais amplamente na Segunda, como arma química. Com o fim da guerra, o produto desenvolvido passou a ser utilizado como defensivo agrícola. Os vencedores da guerra articularam a expansão dos seus negócios a partir das indústrias que haviam se desenvolvido durante o conflito, entre elas a indústria química. Assim surgiu a “revolução verde”, que visou promover a agricultura (Jornal Gazeta do Povo, 1999).

A “revolução verde” chegou ao Brasil em meados da década de 60, através da imposição das indústrias de agrotóxicos e do governo brasileiro, pois o financiamento bancário para a compra de sementes só era liberado caso o agricultor comprasse também o adubo e o agrotóxico (Jornal Gazeta do Povo, 1999).

Segundo a Lei Federal nº 7.802/89 o termo agrotóxico é definido como: “os produtos e os componentes de processos físicos, químicos ou biológicos destinados ao uso nos setores de produção, armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas nativas ou implantadas e de outros ecossistemas e também em ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora e da fauna, a fim de preservá-la da ação danosa de seres vivos considerados nocivos, bem como substâncias e produtos empregados como desfolhantes, dessecantes, estimuladores e inibidores do crescimento.”

Quanto à origem, os agrotóxicos podem ser orgânicos e inorgânicos. Os inorgânicos foram muito utilizados no passado, porém, atualmente não representam mais do que 10% do total dos agrotóxicos em uso. São produtos à base de arsênio, de flúor e compostos minerais que agem por contato matando a praga por asfixia. Os pesticidas orgânicos compreendem os de origem vegetal e os organo-sintéticos. Os primeiros, são de baixa toxicidade e de curta permanência no ambiente. Já os organo-sintéticos, além de persistirem muitos anos nos ecossistemas, contaminando-os,

também trazem uma série de problemas de saúde para os seres humanos (Planeta Orgânico, 2002).

Os organo-sintéticos são classificados quanto à sua ação e ao grupo químico a que pertencem (Tabela 3) (Secretaria de Estado da Saúde do Paraná, 2002).

Tabela 3-Classificação dos agrotóxicos quanto à sua ação e ao grupo químico.

AÇÃO	GRUPO QUÍMICO
INSETICIDAS	Organofosforados, Carbamatos, Organoclorados e Piretróides.
FUNGICIDAS	Etileno-bis-ditiocarbamatos, Trifenil estânico, Captan Hexaclorobenzeno.
HERBICIDAS	Paraquat, Glifosato, Pentaclorofenol.

4.1.2- Efeitos dos agrotóxicos sobre a saúde humana e o meio ambiente

A utilização de agrotóxicos representa um risco ambiental de grande magnitude e com elevados custos econômicos. Além de contaminar o ar, o solo, as águas superficiais e subterrâneas, causam graves danos à saúde, tanto dos trabalhadores que manipulam os produtos químicos como dos consumidores de alimentos contaminados com resíduos de substâncias tóxicas (Poltroniéri, 1997).

Os organoclorados são compostos por um hidrocarboneto clorado que tem um ou mais anéis aromáticos. Embora sejam menos tóxicos (em termos de toxicidade aguda, que provoca morte imediata) que outros organo-sintéticos, são também mais persistentes no corpo e no ambiente, causando efeitos patológicos a longo prazo. O agrotóxico organoclorado atua no sistema nervoso, interferindo nas transmissões dos impulsos nervosos (Planeta Orgânico, 2002).

Os organofosforados são formados apenas por ésteres de ácido fosfórico e outros ácidos à base de fósforo. Em relação aos agrotóxicos clorados e carbamatos, os organofosforados são mais tóxicos (em termos de toxicidade aguda), mas se degradam rapidamente e não se acumulam nos tecidos gordurosos. Atua inibindo a ação da enzima colinesterase na transmissão dos impulsos nervosos (Batista⁵ *apud* Tiboni, 1991).

Os carbamatos são compostos por ésteres de ácido metilcarbônico ou dimetilcarbônico. Em relação aos pesticidas organoclorados e organofosforados, os carbamatos são considerados de toxicidade aguda média, sendo degradados rapidamente e não se acumulando nos tecidos gordurosos. Os carbamatos também atuam inibindo a ação da colinesterase na transmissão dos impulsos nervosos cerebrais. Muitos desses produtos foram proibidos em diversos países também em virtude de seu efeito altamente cancerígeno (Planeta Orgânico, 2002).

Os piretróides são compostos sintéticos que apresentam estruturas semelhantes à piretrina. A alta atividade inseticida dos piretróides possibilita seu emprego em pequenas dosagens, que associada à sua seletividade, tem permitido o aparecimento de novos produtos de origem sintética, inclusive mais estáveis à luz e menos voláteis que os de origem natural, propiciando sua grande difusão como domissanitários ou para uso na agropecuária. São facilmente absorvidas pelo trato digestivo e pelas vias respiratória e cutânea. Sendo pouco tóxicos do ponto de vista agudo, são, porém, irritantes para os olhos e mucosas e, principalmente, hipersensibilizantes, causando tanto alergias de pele como asma brônquica. Seu uso abusivo nos ambientes domésticos vem causando incremento dos casos de alergia, tanto em crianças como em adultos. Em doses muito altas podem determinar neuropatias, por agir na bainha de mielina, desorganizando-a, além de promover ruptura de axônios (FUNASA, 2002).

Os Etileno-bi-ditiocarbamatos apresentam manganês na sua composição, podendo determinar parkinsonismo pela ação do manganês no sistema nervoso central. Outro aspecto importante refere-se à presença de etileno-etiluréia (ETU) como

⁵ BATISTA, G. C. 1989. Química dos Pesticidas. I Seminário de Resíduos de Pesticidas. Campinas, SP.

impureza de fabricação na formulação desses produtos, já se tendo observado efeitos carcinogênico (adenocarcinoma de tireóide), teratogênico e mutagênico em animais de laboratório. As intoxicações por esses compostos freqüentemente ocorrem através das vias oral e respiratória, podendo também ser absorvidos por via cutânea. Nos casos de exposição intensa provocam dermatite, faringite, bronquite e conjuntivite (FUNASA, 2002).

O Paraquat é bem absorvido através da ingestão e da pele irritada ou lesionada, sendo a via respiratória a de menor absorção. Provoca lesões hepáticas, renais e fibrose pulmonar irreversível. Em casos graves, a fibrose pulmonar pode levar à morte por insuficiência respiratória em até duas semanas (FUNASA, 2002).

O Pentaclorofenol há alguns anos não vem sendo utilizado como herbicida, tendo, entretanto, amplo uso como conservante de madeiras e cupinicida. É bem absorvido pelas vias cutânea, digestiva e respiratória. Esse composto possui na sua formulação impurezas chamadas dioxinas, principalmente a hexaclorodibenzodioxina (HCDD), que é uma substância extremamente tóxica, cancerígena e fetotóxica. Pode ainda levar ao aparecimento de cloroacne (FUNASA, 2002).

Os agrotóxicos depositam-se principalmente na zona superficial do solo, onde localiza-se a zona de aeração e vivem as comunidades de fungos, bactérias, protozoários e metazoários. Assim, os agrotóxicos desequilibram a ecologia do solo, eliminando os organismos vivos e com isto alterando o ciclo biogeoquímico da matéria orgânica e de outros nutrientes, além de contaminar os alimentos. Os resíduos químicos presentes no solo deslocam-se horizontal ou verticalmente contaminando lençóis freáticos, lagos, rios e oceanos. Os agrotóxicos presentes nos cursos d'água causam danos à fauna e à flora e são transferidos e acumulados para as cadeias alimentares (Ribeiro, 2000).

Filizola *et al.*, (2002) determinaram os níveis de ocorrência de agrotóxicos em água na região de Guaíra-SP. Os resultados indicaram que não houve contaminação da água subterrânea, mas ocasionalmente houve contaminação das águas superficiais.

Vieira & Galdino (2003) constataram a presença de resíduos agrotóxicos em componentes bióticos e abióticos evidenciando claramente a contaminação da Bacia

do Alto Paraguai. Os autores verificaram também a presença de níveis elevados de agrotóxicos nos sedimentos dos rios, indicando que as substâncias usadas na agropecuária estão atingindo os ecossistemas do Pantanal.

Um dos casos mais conhecidos de contaminação é o do lago Clear, nos Estados Unidos, onde em 1949, 1954 e 1957, foi utilizado TDE (semelhante ao DDT), a fim de eliminar uma espécie de mosca. A dosagem inicial do produto foi de 0.014 ppm, chegando a 5 ppm no plâncton. Peixes que se alimentavam de peixes menores continham de 40 a 2.400 ppm na gordura. Na extremidade da cadeia alimentar, os mergulhões, que se alimentavam unicamente de peixes, foram dizimados, apresentando de 1.500 a 2.500 ppm de TDE na gordura, representando um processo de concentração do pesticida superior a 100.000 vezes (Batalha, 1977)

Ao pesquisar 22 frutas comercializadas na Companhia de Entrepósitos e Armazéns Gerais do Estado de São Paulo – CEAGESP, o Instituto Biológico de São Paulo concluiu que o morango é uma das frutas que mais apresentam resíduos desses produtos. No período 1990-1995, 5,3% das amostras analisadas continham resíduos de praguicidas acima dos níveis permitidos; e 22,4% das amostras, resíduos de produtos cuja comercialização e uso agrícola já foram proibidos em função de sua toxicidade (Ministério do Meio Ambiente, 2000).

Algumas medidas devem ser tomadas para minimizar os efeitos dos agrotóxicos no meio ambiente (De Sá⁶ *apud* Brondi, 2000):

- a) aplicação de agrotóxicos orientada por profissionais da área;
- b) cuidados nos processos de limpeza dos utensílios usados na aplicação de agrotóxicos e na eliminação das sobras;
- c) Aplicação de quantidades menores e com menor frequência;
- d) Medidas de controle e fiscalização para evitar uso e armazenamento inadequados
- e) Adequação da quantidade de agrotóxicos ao tipo de solo e à época de chuvas.

⁶ DE SÁ, O. R. 1993. O peixe como bio-indicador da contaminação ambiental: avaliação da toxicidade de agrotóxicos. São Carlos, Universidade de São Paulo. EESC. (Dissertação de mestrado)

4.2- COMPORTAMENTO DOS CONTAMINANTES EM SUBSUPERFÍCIE

Ao percolar através do solo, os contaminantes podem sofrer atenuação por meio de vários processos que ocorrem em subsuperfície. A atuação e a intensidade dos processos variam nas diferentes zonas subsuperficiais, em função de suas características (Mestrinho, 2000).

De acordo com Foster *et al.* (1993), na zona do solo a atenuação e eliminação ocorrem como resultado do seu conteúdo de argila, matéria orgânica e população bacteriana. As características desta zona influenciam na lixiviação de nutrientes e pesticidas.

A tendência dos pesticidas à lixiviação está intimamente relacionada com seu potencial de sorção. Molécula fortemente sorvida não se movimenta no sentido descendente do perfil. Assim, condições que favorecem a sorção desfavorecem a lixiviação. Além desses processos, na zona do solo ocorre efetivamente também volatilização e degradação bioquímica (Brady, 1983).

A volatilização pode ocorrer de sólido para líquido, líquido para gás e de sólido para gás. A volatilidade depende da temperatura e da composição química do composto, cada composto possui uma temperatura e uma pressão de vapor particular, que determina a facilidade de evaporação do mesmo (Testa⁷ *apud* Piratoba Morales, 2002).

A degradação bioquímica é muito efetiva na remoção dos agrotóxicos do solo. A presença de certos grupos polarizados (-OH, -COO⁻, -NH₂, -NO₂) nas moléculas proporcionam, aparentemente, pontos de ataque aos organismos (Brady, 1983).

A zona não saturada, localizada entre a superfície e o nível freático, possui ambiente em termos físicos, químicos e biológicos mais efetivos na atenuação e eliminação dos contaminantes. Muitas vezes, no caso de contaminantes persistentes e móveis, a zona não saturada apenas induz a um maior atraso na chegada à zona saturada, sem causar nenhuma atenuação composicional (Foster *et al.*, 1993).

⁷ TESTA, S. 1994. Geological Aspects of Hazardous Waste Management. Lewis Publishers. U.S.A. 537 p.

Ainda segundo Foster *et al.* (1993), o fluxo na zona não saturada é geralmente lento, restringindo-se aos poros menores com grande superfície específica. O ambiente físico-químico é aeróbico e alcalino, fazendo com que seja esperado um maior potencial para:

- a) Intercepção, sorção e eliminação de bactérias e vírus;
- b) Atenuação de cargas contendo metais pesados e outros químicos inorgânicos através da precipitação, sorção ou intercâmbio de cátions;
- c) Sorção e biodegradação de hidrocarbonetos e compostos orgânicos sintéticos.

Na zona saturada esses processos continuam atuando, porém em taxas menores. Nessa zona, a atenuação dos contaminantes dependerá principalmente da diluição, resultante da dispersão hidrodinâmica, a qual não é eficiente para poluentes altamente tóxicos (Foster *et al.*, 1993).

Segundo Fetter (1992) o processo de sorção inclui a adsorção, quimiosorção, absorção e troca iônica. A adsorção se baseia na fixação do soluto (átomos, moléculas, ou íons na superfície de um sólido). A quimiosorção ocorre quando o soluto é incorporado em sedimentos, solo ou superfícies rochosas por reações químicas. A absorção ocorre quando o solo apresenta relativa porosidade, a ponto do soluto se difundir nesse meio restando-se no interior da superfície. A troca iônica consiste na atração de cátions nas regiões próximas às superfícies de minerais de argila carregadas negativamente e que contêm forças eletrostáticas.

4.2.1- Sorção de agrotóxicos

A contaminação das águas superficiais e subterrâneas em áreas com aplicação de agrotóxicos ocorre principalmente através dos processos de escoamento e lixiviação, respectivamente. Ambos os processos são afetados pela interação entre o agrotóxico e os componentes do solo, descrita como sorção (Singh, 2002).

O fenômeno da sorção ocorre na superfície dos sólidos, através de forças físicas ou químicas (Silva, 1994). A sorção é a interação do soluto (agrotóxico) da fase líquida com a superfície das partículas da fase sólida do solo/sedimento da zona não saturada. A intensidade deste fenômeno depende das propriedades do agrotóxico e das

condições ambientais como a temperatura, o pH e as propriedades do solo/sedimento da zona não saturada, entre as quais destacam-se a mineralogia, a granulometria, o teor de argila e o teor de matéria orgânica (Vieira *et al.*, 1999; Lopes *et al.*, 2002; Spark & Swift, 2002). A intensidade da sorção depende também das propriedades hidráulicas do solo (Goss⁸ *apud* Filizola *et al.*, 2002).

Para se entender o comportamento dos agrotóxicos é necessário conhecer o processo de sorção, pois o mesmo influencia diretamente na magnitude do efeito de outros processos como mobilidade, transporte, biodegradação e bioatividade (Vieira *et al.*, 1999). Devido a esse fato, a sorção dos agrotóxicos pelos componentes do solo vem recebendo muita atenção nas últimas décadas.

Vieira *et al.* (1999), estudaram a adsorção/dessorção do ácido 2,4 diclorofenoxiacético (2,4 D) em solo na ausência e na presença de matéria orgânica, verificando que os valores do coeficiente de adsorção no solo livre de matéria orgânica foram relativamente baixos quando comparados com os do solo contendo matéria orgânica. Neste mesmo estudo foi verificado que o agrotóxico 2,4 D não adsorve muito nas argilas. Isto foi atribuído ao fato de que as cargas negativas dos colóides do solo repelem o agrotóxico.

Thompson *et al.* (1984) estudando também o 2,4 D, verificaram que a lixiviação deste é menor em solos com elevado teor de matéria orgânica e baixo valor de pH.

Lopes *et al.* (2002) também estudaram o efeito da matéria orgânica do solo na adsorção de agrotóxicos, neste caso o triadimenol. Os autores concluíram que o fenômeno da adsorção do triadimenol é dependente do teor de matéria orgânica. A afinidade do triadimenol pela matriz do solo aumenta com o teor de matéria orgânica, ou seja, quanto maior o teor de matéria orgânica maior é a adsorção.

Ao estudar a sorção do herbicida imazaquim em solos com balanço de carga positiva, Rocha *et al.* (2002) verificaram que a sorção é influenciada principalmente pelo pH e pela carga elétrica líquida do solo. O herbicida apresenta baixa sorção ao

⁸ GOSS, D. W. 1992. Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. *Weed Technology*, v. 6, n.3, p. 701-708.

solo e, tanto em superfície quanto em profundidade, a sorção diminui com a elevação do pH.

Gao *et al.* (1998) estudaram a sorção de pesticidas nos sedimentos do sul da Alemanha. Os autores notaram que a capacidade de sorção dos sedimentos é diretamente relacionada com o conteúdo de matéria orgânica e o pH. Ao remover a matéria orgânica dos sedimentos, os autores observaram que a capacidade de sorção é reduzida. Além disso, verificaram também que o aumento do pH causa decréscimo na sorção dos pesticidas.

As propriedades das substâncias também influenciam na sorção. Este fato foi verificado por Nemeth-Konda *et al.* (2002) ao investigarem a sorção de seis substâncias diferentes. Observaram que a sorção do carbendazin e diazinon é maior que a do imidacloprid, isoproturon e triazina. Os autores sugeriram que nos solos estudados a migração para a água subterrânea dos agrotóxicos carbendazin e diazinon seria menor que a dos outros examinados.

5-METODOLOGIA

5.1- MAPEAMENTO DAS ÁREAS DE CULTIVO DO MARACUJÁ E LEVANTAMENTO DOS AGROTÓXICOS UTILIZADOS

Inicialmente foi realizado o mapeamento das áreas onde é cultivado o maracujá, uma vez que nessa cultura é utilizado um elevado volume de agrotóxicos. Juntamente com o mapeamento foi realizado o levantamento dos defensivos agrícolas utilizados na área. Este foi realizado através de entrevistas com agricultores locais. As perguntas aplicadas foram baseadas no trabalho realizado anteriormente nas bacias do Cumaru e Caripi por Amaral (2001).

5.2- ANÁLISE DE RISCO DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

A avaliação do risco de contaminação das águas subterrâneas foi realizada através do índice *Groundwater Ubiquity Score* (GUS). Esse índice é calculado mediante fórmula matemática, tendo como parâmetros os valores de meia vida do composto no solo (DT_{50}) e o coeficiente de adsorção à matéria orgânica (K_{oc}).

O índice GUS é determinado através da seguinte equação:

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

Uma vez determinado o índice GUS para cada agrotóxico, os mesmos são classificados em três categorias distintas:

$GUS = 1,8$	Não sofre lixiviação
$1,8 < GUS < 2,8$	Faixa de transição
$GUS \geq 2,8$	Provável lixiviação

Além de ser útil como ferramenta auxiliar para identificação dos agrotóxicos a serem priorizados em estudos mais demorados e dispendiosos, o índice GUS permite também a identificação do compartimento em que a substância deve ser monitorada, ou seja, no sedimento ou na água.

A partir dos resultados do cálculo do índice GUS foi selecionado o agrotóxico com maior potencial de lixiviação para ser utilizado no experimento de sorção.

5.3- AMOSTRAGEM DOS SEDIMENTOS DA ZONA NÃO SATURADA

Foram realizadas três perfurações a trado manual a fim de conhecer melhor a geologia da área e coletar amostras da zona não saturada destinada a análises laboratoriais posteriores. Essas análises tiveram por objetivo determinar características da zona não saturada que podem influenciar no processo da sorção (teor de argila e matéria orgânica, pH e composição mineralógica). As amostras foram coletadas a cada metro perfurado ou quando identificou-se mudança na litologia. Posteriormente foram homogeneizadas, quarteadas e acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados.

5.4- CARACTERIZAÇÃO DA ZONA NÃO SATURADA

5.4.1-Determinação da condutividade hidráulica

5.4.1.1-Determinação da condutividade hidráulica através do teste de infiltração

Para determinar a condutividade hidráulica foi realizado um teste de infiltração na zona não saturada, próximo ao poço A (item 6.1; Figura 8). Esse teste seguiu a metodologia proposta pela ABGE (1996) com algumas modificações.

Para a execução do teste perfurou-se o solo com trado manual até a profundidade de 2 metros. Em seguida revestiu-se o furo com um tubo de 0,5 m de comprimento e 14,5 cm de diâmetro. O nível da água foi mantido na boca do tubo por cerca de 10 minutos, até a saturação. Posteriormente, interrompeu-se o fornecimento de água, tomando-se este tempo como t_0 . Em seguida iniciou-se a leitura das medidas

de variação do nível d' água até sua estabilização. O método recomenda que o teste seja concluído quando o rebaixamento atingir 20% da carga inicial aplicada, ou quando o ensaio alcançar 30 minutos de duração. O teste foi dado como concluído quando completou-se 40 minutos de observação.

A condutividade hidráulica foi calculada através da equação:

$$K = (\Delta h / \Delta t) \times d_1^2 / 8 \times h_0 \sqrt{d_0 \times L}$$

Onde:

K= condutividade hidráulica

Δh = variação do nível d' água

Δt = variação do tempo a partir do tempo t_0

h_0 = distância do início do ensaio até a metade de L

L= distância entra a base do tubo e o fundo do furo

d_1 = diâmetro do tubo

d_0 = diâmetro do furo

5.4.1.2-Determinação da condutividade hidráulica através da análise granulométrica

A condutividade hidráulica depende do tamanho e ordenamento dos grãos nas amostras de sedimentos. A condutividade hidráulica pode ser estimada mediante o método de Hazen, utilizando a curva de distribuição granulométrica (Hazen, 1911). O método é aplicado quando o tamanho efetivo estiver dentro do intervalo compreendido entre 0,1 e 3,0 mm. O tamanho efetivo representa o tamanho dos grãos em que 10% da percentagem acumulada da areia é mais fina e 90% mais grossa (d_{90}) (Masch & Denny ⁹apud Fetter, 1994).

⁹ MASCH, F. E.; DENNY, K. J. 1966. Grain-size distribution and its effects on the permeability of unconsolidated sands. Water Resources Reseach. 2:665-677.

A relação de Hazen é expressa através da seguinte fórmula:

$$K = C (d_{90})^2$$

Onde:

K= condutividade hidráulica

d_{90} = tamanho efetivo do grão (mm)

C= coeficiente baseado nas características dos sedimentos (Tabela 4)

Tabela 4- Valores do coeficiente C.

Valor de C	Tipo de areia
40-80	Areia muito fina, mal selecionada
40-80	Areia fina e muito fina
80-120	Areia grossa, bem selecionada
80-120	Areia grosseira, mal selecionada
120-150	Areia grosseira, bem selecionada

Fonte: Fetter, 1994

5.4.2-Análise granulométrica

A determinação das frações areia, silte e argila foi realizada através da combinação dos métodos peneiramento e decantação, seguindo a metodologia do laboratório de sedimentologia da UFPA.

As amostras dos sedimentos foram inicialmente secas em estufa a uma temperatura de 50°C durante 24h. Em seguida pesou-se uma alíquota entre 200 e 250g. Essa quantidade foi lavada e passada em uma peneira de 0,062 mm várias vezes até que a água ficasse limpa. O material retido (areia) foi seco novamente e pesado para peneiramento. O material que passou silte/argila foi colocado em um cilindro para decantação e a ele foi adicionado uma colher de pirofosfato de sódio para não flocular. Depois de 6 h e 45 min recuperou-se apenas o silte, que foi seco e pesado.

O material seco e pesado para peneiramento foi colocado em um conjunto constituído por 11 peneiras, possuindo telas com malhas padronizadas entre as frações >2.0 mm a <0.062 mm. O material que ficou retido em cada uma das peneiras foi pesado.

5.4.3-Determinação mineralógica

A análise mineralógica foi realizada no laboratório de Difração de raio-X do Centro de Geociências-UFPA, através do método de difração de raio X. O método consiste em prensar em uma lâmina específica 0,5g de amostra seca a 50°C, homogeneizada e triturada. Para a determinação da composição mineralógica utilizou-se um difratograma PHILPS, modelo PW3710 com monocromador de grafite e tubo de ânodo de cobre.

5.4.4-Determinação do pH natural do solo em H₂O

O procedimento para determinação do pH do solo em água seguiu a metodologia proposta por Guimarães *et al.* (1970). Para essa análise foram misturados 100g de amostra de sedimento com 100ml de água. A mistura foi agitada e deixada em repouso por uma hora. Após esse tempo, agitou-se a mistura novamente e determinou-se imediatamente o pH da suspensão de solo por meio de um pHmetro modelo HI 9321 no Laboratório de Química da UFPA.

5.4.5-Determinação do teor de matéria orgânica

A determinação do teor de matéria orgânica seguiu a metodologia de análise dicromatométrica para determinação indireta de matéria orgânica em solos (Guimarães *et al.*, 1970). O método está baseado na ação oxidante do dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) em meio ácido, sobre a fração do solo denominada carbono orgânico (Corg). Esta reação é realizada a quente e na presença de um catalisador positivo (Ag_2SO_4). O sulfato de prata (Ag_2SO_4) tem dupla ação, a de catalisador positivo e a de prevenir a interferência dos cloretos (Cl^-) porventura existentes na amostra.

O procedimento analítico consiste em pesar 0,500g da amostra do solo, transferir para um erlenmeyer de 250-500 mL, acrescentar 10,0 mL de solução de

$K_2Cr_2O_7$ 0,4N, mais 5mL de H_2SO_4 . Posteriormente, adapta-se um tubo de ensaio cheio de água (funcionando como um condensador) em cada um dos erlenmeyers e coloca-se em chapa elétrica. Adiciona-se 50 mL de água destilada e mais 2-5 mL de H_3PO_4 agitando-se. Finalmente, adiciona-se 3-5 gotas de indicador (difenilamina a 1%) e titula-se com a solução de sulfato ferroso amoniacal (SFA). Quando ocorre a mudança da coloração de azul para verde, anota-se o volume gasto de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação.

Os teores de matéria orgânica são obtidos através das equações:

$$meqC = meq K_2Cr_2O_7 \text{ ADIC.} - meq SFA_{\text{GASTO NA TITULAÇÃO}}$$

$$meqC = \frac{mg K_2Cr_2O_7 - N. V. (SFA)}{294/6}$$

$$mC = meqC. EgC$$

$$mC = meqC. 12$$

$$mC = 3 (meqC) \text{ mg} = 3 \cdot 10^{-3} (meqC)g$$

$$0,50g \text{ solo} \text{ -----} 3 \cdot 10^{-3} (meqC)g$$

$$100g \text{ solo} \text{ -----} \% \text{ Corg}$$

$$\% \text{Corg} = 0,6 (meqC)$$

$$\% \text{ Matéria Orgânica (MO)} = \% \text{ Carbono Orgânico (Corg)} \times 1,724$$

5.5-EXPERIMENTO DE SORÇÃO

A metodologia empregada na realização do experimento baseou-se em estudos realizados por Gao *et al.*(1998) e Nemeth-Konda *et al.*(2002), sendo modificadas algumas etapas.

5.5.1-Preparo das amostras de sedimento

Para realização do experimento de sorção utilizou-se apenas as amostras coletadas no perfil-A (Figuras 4 e 5) (Tabela 5), pois estas apresentam características granulométricas, valores de pH, teor de matéria orgânica e teor de argila, semelhantes as das amostras dos perfis B e C (Figuras 4 e 5) (item 6.2). As amostras foram secas ao ar e passadas em peneira de 2,0 mm de malha.

Tabela 5-Profundidades das amostras do perfil-A.

AMOSTRAS	PROFUNDIDADE (m)
A-1	0.0-0.30
A-2	0.30-1.00
A-3	1.00-3.00
A-4	3.00-5.00

5.5.2- Solos

Os solos utilizados no experimento são do tipo Argissolo Amarelo Distrófico, de textura arenosa/média, ácidos, profundos e bem drenados. A baixa fertilidade natural é caracterizada pelo baixo conteúdo dos seguintes nutrientes: P (1 a 3 mg/dm³), K (0,010 a 0,033 cmolc/dm³), Ca⁺⁺(0,40 a 1,00 cmolc/dm³), Mg⁺⁺(0,40 cmolc/dm³) e Na⁺⁺(0,009 a 0,017 cmolc/dm³). Apresentam baixos valores de soma de bases trocáveis e capacidade de troca de cátions, os quais variam de 0,82 a 1,45 cmolc/dm³ e de 3,13 a 6,73 cmolc/dm³, respectivamente.

5.5.3- Agrotóxico

O agrotóxico selecionado a partir do índice GUS foi o dimetoato [0,0-dimetil-S-metilcarbamoilmetil fosforoditioato]. Esta substância é muito perigosa ao meio ambiente, altamente móvel, apresentando alto potencial de deslocamento no solo, podendo atingir principalmente as águas subterrâneas (The Pesticide Manual, 2001). Trata-se de um inseticida, acaricida do grupo dos organofosforados, apresentando as seguintes características (The pesticide manual, 2001; Ferracini *et al.*, 2001):

Fórmula estrutural:



Fórmula molecular: $\text{C}_5\text{H}_{12}\text{NO}_3\text{PS}_2$

Peso molecular: 229.3

Pressão de vapor: 0.25 mPa (25°C)

Solubilidade em água: 23.3 (pH5); 23.8 (pH7); 25.0 (pH9)

Coeficiente de adsorção (K_{oc}): 20 mL/g

Constante de Henry (K_H): $0,10 \cdot 10^{-3} \text{ Pa m}^3/\text{mol}$

5.5.4-Estudo da sorção

As amostras dos sedimentos previamente preparadas foram colocadas em contato com soluções de diferentes concentrações de dimetoato e diferentes pH, durante 24 horas. As concentrações de dimetoato utilizadas no experimento foram de 10 mg/L e 20 mg/L, enquanto que os valores de pH foram 5 e 8.

Esses valores de concentração são maiores que os utilizados nos trabalhos de Gao *et al.* (1998) e Nemeth-Konda *et al.* (2002), nos quais foi utilizado concentração máxima de 5 mg/L. Entretanto, inicialmente desconhecia-se o comportamento do dimetoato, sabendo apenas que esta substância apresenta meia vida menor do que as utilizadas pelos autores citados acima. Assim, por medida de segurança, optou-se em utilizar concentrações mais elevadas.

Os valores de pH foram selecionados de acordo com alguns critérios específicos. O primeiro deles é o fato do dimetoato ter uma solubilidade conhecida em pH ácido (5) e básico (8). Como segundo critério procurou-se levar em consideração o pH natural das águas da região, buscando uma aproximação com situações reais.

As concentrações de dimetoato utilizadas no experimento foram obtidas a partir da diluição da solução estoque de 400mg/L. O pH foi ajustado utilizando-se soluções de HCl e NaOH.

Em frascos de vidro escuro, para evitar a fotoxidação, foram colocados 100g de amostra do sedimento, 1 litro da solução do dimetoato e 0.01 g de cloreto de cálcio a

fim de manter a força iônica. Após, misturou-se e ajustou-se o pH. Cada amostra de sedimento foi misturada com soluções de duas diferentes concentrações e submetidas a duas condições distintas de pH, obtendo-se 16 amostras de resíduo, sendo realizadas duplicatas das mesmas. Ao evitar a fotoxidação admite-se que qualquer diminuição no teor do dimetoato em solução será resultante de sua sorção na fase sólida, desprezando-se qualquer transformação do dimetoato em outras substâncias.

A mistura foi agitada durante 24 horas em agitador magnético à temperatura ambiente. Ao final, as amostras foram centrifugadas por 20 minutos a 3000 rpm. O sobrenadante foi recolhido e conservado a 4°C para posterior determinação do agrotóxico através de análises cromatográficas.

5.6- DETERMINAÇÃO DO PESTICIDA

5.6.1- Bases e princípios da cromatografia

A cromatografia é um termo genérico, aplicado a um processo de separação físico-químico baseado nos fenômenos de adsorção e partição. Este termo foi escolhido porque as primeiras separações foram realizadas com substâncias coloridas. Porém, o processo cromatográfico não é restrito a essa classe de substâncias, constituindo-se na atualidade no método mais eficiente de separação, com aplicações na química qualitativa e quantitativa, para compostos orgânicos e inorgânicos, independente de seu estado físico (Shuler, 1999). A cromatografia baseia-se na distribuição da amostra entre duas fases, uma estacionária e a outra móvel (Lanças, 1993). A fase móvel transporta a amostra através da fase estacionária, com a velocidade média das partículas das amostras dependendo da sua natureza. Desse modo, cada componente atingirá o final da coluna em um instante diferente (Shuler, 1999).

De acordo com Ohlweiler (1976), a fase móvel pode ser um líquido ou um gás e a fase estacionária um sólido ou um líquido. Resultando assim, quatro categorias de análise cromatográfica: líquido-sólido, gás-sólido, líquido-líquido e gás-líquido, ou apenas cromatografia gasosa, quando a fase móvel é um gás, ou cromatografia líquida, quando a fase móvel é um líquido (Shuler, 1999). O método utilizado para determinação do dimetoato foi a cromatografia gasosa.

Em qualquer uma das categorias, a separação dos componentes resulta da migração diferencial dos mesmos através da fase estacionária sob influência da fase móvel. O mecanismo envolvido na distribuição dos componentes entre as duas fases é variável. Na cromatografia líquido-sólido, pode ocorrer adsorção na superfície do sólido, reação química reversível de troca iônica ou formação de complexos. Na cromatografia gás-sólido, ocorre adsorção, podendo ocorrer também aprisionamento dentro da estrutura microscópica do sólido ou uma reação química reversível com o sólido. Na cromatografia líquido-líquido, há partição do soluto definida pelas solubilidades relativas do soluto nos dois líquidos. Na cromatografia gás-líquido, a partição é definida pela pressão de vapor do soluto na solução (Ohlweiler, 1976)

5.6.2–Cromatografia em fase gasosa

Na cromatografia em fase gasosa os componentes gasosos ou devidamente vaporizados se distribuem entre uma fase estacionária, sólida ou líquida, e uma fase móvel, gasosa. A cromatografia gás-líquido tem como fase estacionária um líquido em forma de uma fina camada sobre um suporte sólido, ao passo que a cromatografia gás-sólido emprega como fase estacionária um sólido adsorvente (Ohlweiler, 1976).

A figura 7 apresenta um sistema cromatográfico composto pelas seguintes unidades: A) Reservatório de Gás e Controles de Vazão / Pressão, B) Injetor (Vaporizador) de Amostra, C) Coluna Cromatográfica e Forno da Coluna, D) Detector, E) Eletrônica de Tratamento (Amplificação) de Sinal, F) Registro de Sinal (Registrador ou Computador).

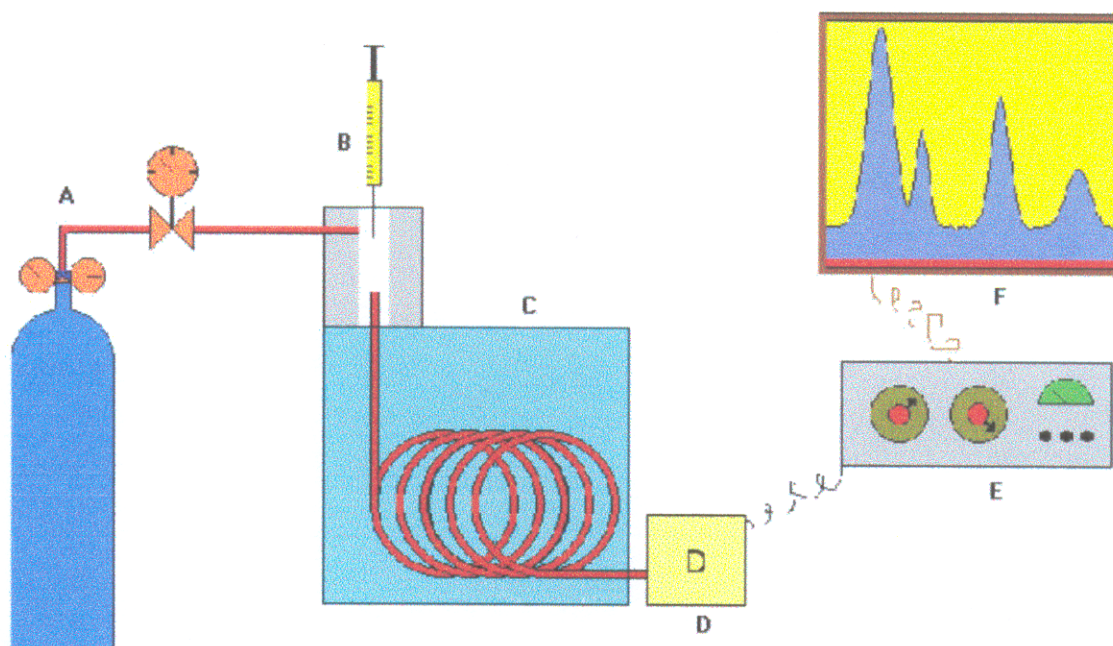


Figura 7- Esquema indicando os componentes de um cromatógrafo a gás (modificado de www.relaq.mx)

A amostra (gás, sólido ou líquido em solução) é introduzida, utilizando-se uma microseringa ou válvula apropriada, no injetor. O injetor deve estar aquecido a uma temperatura acima do ponto de ebulição dos componentes da amostra, para que esta se volatilize completa e instantaneamente e seja carregada para a coluna, onde é efetuada a separação. A temperatura da coluna deve ser ajustada para se obter uma determinada separação. Além disso, a temperatura empregada deve ser compatível com a fase estacionária. A temperatura da coluna deve ser rigorosamente controlada, para assegurar a reprodutibilidade das análises.

Na saída da coluna, a amostra passa pelo detector, que indica e quantifica os componentes separados pela coluna, enviando um sinal para o registrador. Este sinal é proporcional à quantidade de cada componente, permitindo uma análise quantitativa (Schuler, 1999).

5.6.3-Condições cromatográficas

A quantificação do dimetoato foi realizada no laboratório BIOAGRI-SP. A quantificação foi feita em um cromatógrafo a gás HP6890 acoplado a espectrômetro de massas HP5973 e workstation para integração. Empregou-se uma coluna HP5MS (30m x 0,25mm x 0,25µm). A temperatura da coluna foi programada para iniciar em 60°C com rampa de aquecimento de 20°C por minuto até 300°C. A temperatura do injetor foi de 250°C e volume da injeção de 1µL, com o fluxo do gás hélio na vazão de 1mL/min. Todas as injeções foram efetuadas no modo *splitless*.

A quantificação do dimetoato sorvido nos sedimentos foi determinada utilizando a seguinte equação (Lopes *et al.*, 2002):

$$x/m = v/m (C_p - C_e)$$

Onde:

x/m = quantidade do dimetoato sorvido por grama do solo (mg/g)

v = volume da solução de dimetoato adicionada (L)

m = massa do sedimento (g)

C_p = concentração do dimetoato na solução padrão adicionada (mg/L)

C_e = concentração do dimetoato na solução em equilíbrio com o solo (mg/L)

5.7-CONFECÇÃO DO MAPA POTENCIOMÉTRICO E DETERMINAÇÃO DO FLUXO SUBTERRÂNEO

Os dados utilizados para confecção do mapa potenciométrico foram cedidos pela Embrapa Amazônia Oriental, incluindo cadastro de 15 poços (Figura 8), com localização e medidas do nível estático para os períodos de 2000 e 2001, além de informações topográficas.

Para cada poço cadastrado, diminuiu-se do valor da cota topográfica a profundidade do nível estático nos períodos período seco (setembro e outubro) e chuvoso (março e abril). Assim, obteve-se os valores dos potenciais hidráulicos para cada ponto, nos dois períodos, sendo o mapa foi obtido através do *software* Surfer 7.0.

De posse do mapa potenciométrico foi inferido manualmente o sentido do fluxo subterrâneo, através de setas perpendiculares às equipotenciais, indo do maior valor de potencial hidráulico para o menor.

O mapa de fluxo subterrâneo indica o sentido preferencial do fluxo subterrâneo e as áreas de recarga e descarga do aquífero livre. O padrão de fluxo subterrâneo é uma informação de suma importância na avaliação da contaminação das águas subterrâneas, pois, somado a outros dados hidrogeológicos, constitui a base dos estudos de evolução de plumas de contaminação.

6-RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1- MAPEAMENTO DOS LOCAIS COM USO INTENSIVO DE AGROTÓXICOS

A agricultura familiar é muito expressiva na área em estudo, envolvendo o uso de elevadas quantidades de agrotóxicos, aplicados sem a devida assistência técnica, notadamente na cultura do maracujá. Na bacia em estudo, o maracujá é cultivado em oito sub-áreas (Figura 8), nas quais os agrotóxicos utilizados com mais frequência são o dimetoato, o difenoconazole, o deltametrina e o mancozeb.

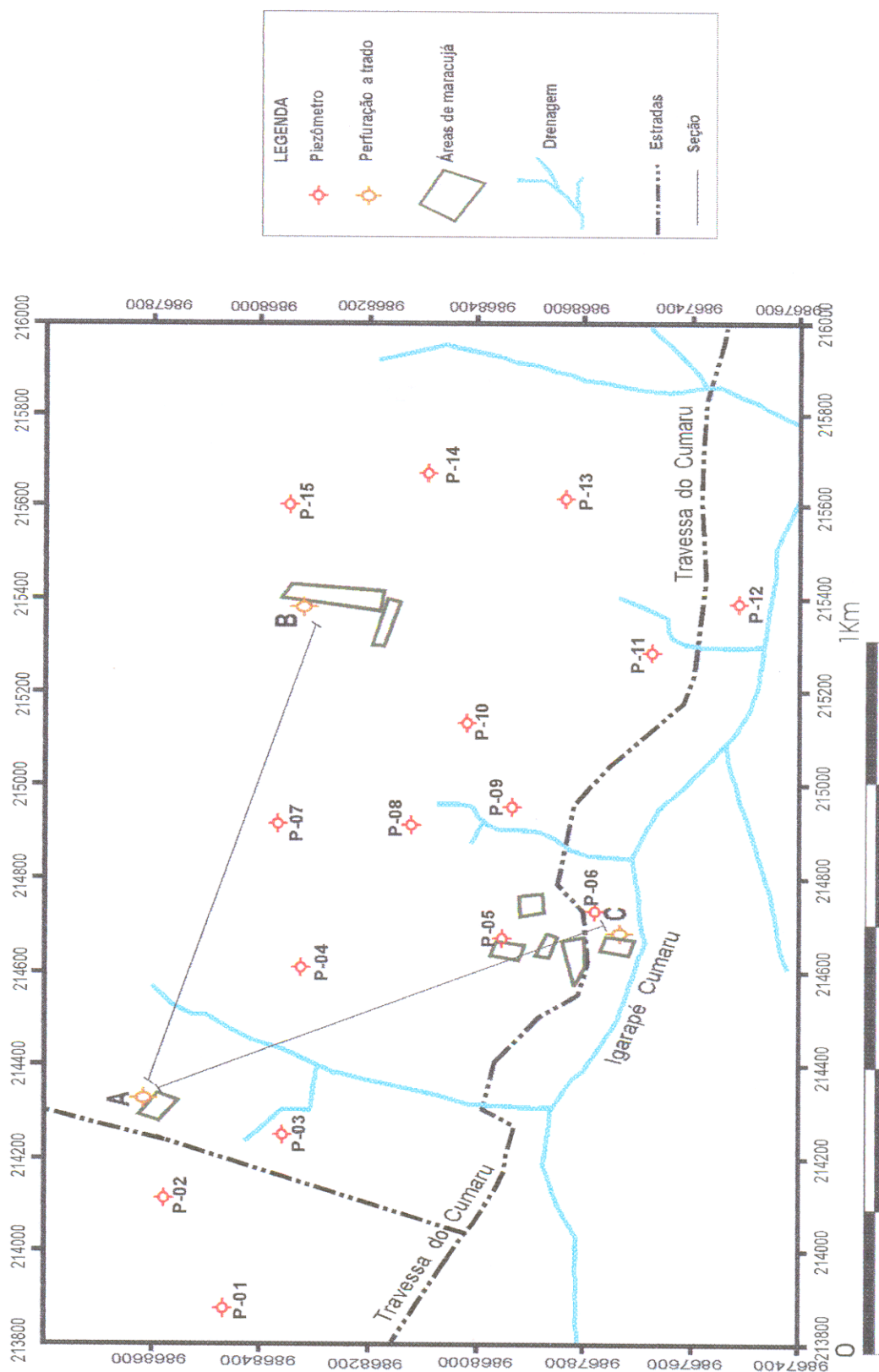


Figura 8- Mapa das áreas de cultivo de maracujá na bacia hidrográfica Cumaru.

6.2- RISCO DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

O risco de contaminação das águas subterrâneas foi determinado seguindo o índice GUS (item 5.2).

Os parâmetros utilizados para o cálculo do referido índice (meia vida do composto no solo e coeficiente de adsorção à matéria orgânica) foram retirados da literatura (The pesticide manual, 2001). É necessário salientar que esses valores foram determinados para clima temperado.

A tabela abaixo (Tabela 6) apresenta os dados citados anteriormente, bem como, o índice GUS calculado para cada um dos agrotóxicos utilizados na bacia hidrográfica do Igarapé Cumaru.

Tabela 6- Dados utilizados para o cálculo do índice GUS e o valor do índice

AGROTÓXICOS	KOC (mL/g)	DT ₅₀ solo (dias)	GUS
DIMETOATO	16.25	7-16	2,36-3,36
DIFENOCONAZOLE	-	145	-
DELTAMETRINA	460.000	23	2,26
MANCOZEB	2.000	6-15	0,54-0,82

- valor não encontrado na literatura

Dentre os agrotóxicos mais utilizados na bacia, o dimetoato apresenta maior potencial de lixiviação, sendo classificado entre as faixas de transição e provável lixiviação (item 5.2). Assim, com base no índice GUS, o dimetoato apresenta-se como um provável contaminante das águas subterrâneas. Porém, esta contaminação poderá não ocorrer quando as condições do solo favorecerem a sorção e a degradação da substância. Tendo em vista esse fato, o dimetoato foi o agrotóxico selecionado para a execução do experimento de sorção.

6.3-CARACTERÍSTICAS DA ZONA NÃO SATURADA

6.3.1-Características granulométricas

Na tabela 7 são apresentados os dados das análises granulométricas das amostras do perfil A (Figura 4). A fração areia é predominante em todo o perfil principalmente nos horizontes superiores e nas proximidades do lençol freático. A fração areia foi classificada através do *software* ANASED 5.0 como areia média, moderadamente selecionada.

Tabela 7-Resultados das análises granulométricas das amostras do perfil-A.

AMOSTRAS	PROFUNDIDADE (m)	AREIA (%PESO)	SILTE (%PESO)	ARGILA (%PESO)
A-01	0.0-0.30	85.33	9.83	4.84
A-02	0.30-1.00	84.78	9.96	5.25
A-03	1.00-3.00	81.84	11.63	6.52
A-04	3.00-5.00	82.20	5.86	11.9

Em relação à fração argila verifica-se um aumento do teor desta com a profundidade (Figura 9). Em estudo na Região Bragantina, Goulart (1982) verificou comportamento similar e atribuiu esse comportamento à intensa lixiviação à qual os solos das regiões de clima tropical úmido, com altos índices de precipitação, estão submetidos. Essa intensa lixiviação faz com que haja perda de argila nos horizontes superficiais através do transporte em suspensão pelas águas que percolam o solo e/ou por transporte dos íons resultantes da alteração de minerais.

Os argilominerais são formados por combinações de octaedros de Al-OH (gibbsita) e tetraedros de Si-O (sílica). De acordo com a organização de suas folhas, as argilas terão maior ou menor capacidade de troca iônica, sendo que esta depende também da área superficial da partícula (Tabela 8). Assim, a estrutura desses minerais pode apresentar maior ou menor capacidade de sorção de pesticidas (Alexandre, 1995).

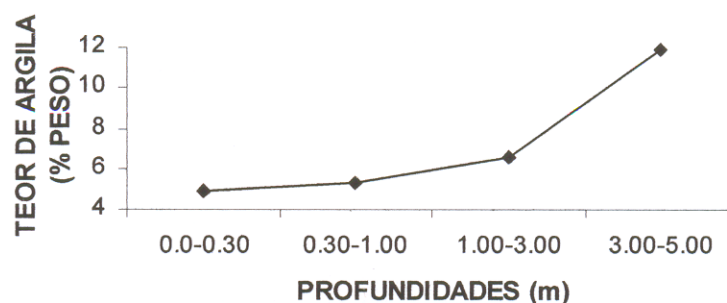


Figura 9-Relação entre o teor de argila e a profundidade das amostras analisadas do perfil-A.

Tabela 8- capacidade de troca de cátions e superfície específica das argilas

MINERAL	CAPACIDADE DE TROCA DE CÁTIONS (meq/100g)	SUPERFÍCIE ESPECÍFICA (m ² /g)
Vermiculita	100-150	600-800
Montmorilonita	80-150	600-800
Ilita	10-15	65-100
Caulinita	3-15	7-30

modificado de Guenzi *et al.*, 1981

6.3.2-Composição mineralógica

Verifica-se em todo o perfil que as amostras são constituídas por quartzo e caulinita. Os elevados teores de quartzo estão relacionados com sua elevada estabilidade frente aos processos intempéricos. Esse mineral se comporta inerte quimicamente nas faixas de pH e temperatura da região. A dominância da caulinita é condizente com o clima tropical úmido da região amazônica (Garrels & Mackenzie¹⁰ *apud* Goulart 1982). A caulinita é formada pelo empilhamento regular de camadas 1:1, em que cada camada consiste de uma folha de tetraedros de SiO₄ e octaedros de

¹⁰ GARRELS, R. M. & MACKENZIE, F. T. 1971. Evolution of sedimentary rocks. New York, Norton. 397 p.

$\text{Al}_2(\text{OH})_4$, também chamada de folha de gibbsita, ligadas entre si, formando uma única camada através de um oxigênio comum (Santos, 1975).

Torrents & Jayasundera (1997) estudaram a sorção dos agrotóxicos alaclor, metolaclor e linuron em caulinita e montmorilonita. Os autores verificaram que a sorção pela caulinita foi muito menor que pela montmorilonita para os três agrotóxicos estudados.

6.3.3-pH natural do solo

Os solos da área em estudo apresentam caráter ácido, com valores de pH variando de 4.28 a 5.20 (Tabela 9). No geral, ocorre um ligeiro aumento dos valores de pH em direção à superfície (Figura 10), devido ao fluxo de água meteórica que lava os horizontes superficiais, removendo os ácidos orgânicos (Goulart, 1982). Valor semelhante foi encontrado por Kato *et al.* (2002) ao estudarem os solos da área do Cumaru, município de Igarapé-Açu. Nesse estudo, os autores verificaram que os valor de pH está em torno de 5,2.

Tabela 9- Valores de pH das amostras do perfil A

AMOSTRAS	PROFUNDIDADE (m)	pH DO SOLO
A-01	0.0-0.30	5.00
A-02	0.30-1.00	5.14
A-03	1.00-3.00	4.56
A-04	3.00-5.00	4.28

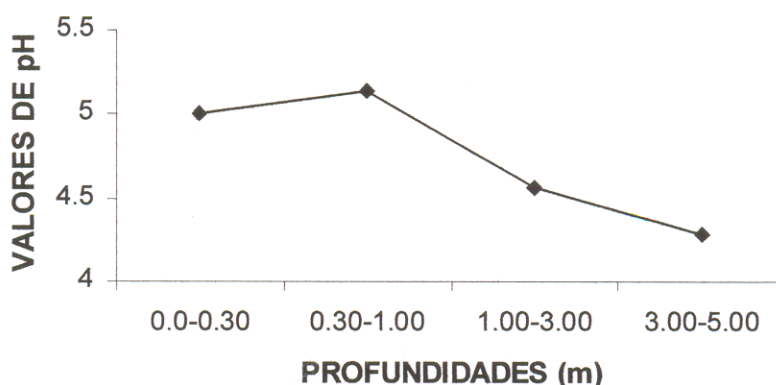


Figura 10-Relação entre o pH e a profundidade das amostras analisadas do perfil-A.

6.3.4- Teor de matéria orgânica

A matéria orgânica é de fundamental importância para o transporte e degradação de pesticidas na zona não saturada (Houzim *et al.*, 1986). A retenção de pesticidas é fortemente influenciada pela presença da matéria orgânica no meio em que são introduzidos (Alexandre, 1995).

Os teores de matéria orgânica presentes nos horizontes investigados são muito baixos, não ultrapassando 3.3% (Tabela 10). De modo geral, verifica-se um empobrecimento dos teores de matéria orgânica com a profundidade (Figura 11). Teores similares foram encontrados por Alfaia (1998) em perfis de solos podzólicos da região Amazônica. Nesses solos o teor de matéria orgânica variou de 0,1 a 2,3 %.

Tabela 10- Valores de matéria orgânica das amostras do perfil-A.

AMOSTRAS	PROFUNDIDADE (m)	MATÉRIA ORGÂNICA(%)
A-01	0.0-0.30	3.00
A-02	0.30-1.00	1.52
A-03	1.00-3.00	0.37
A-04	3.00-5.00	0.32

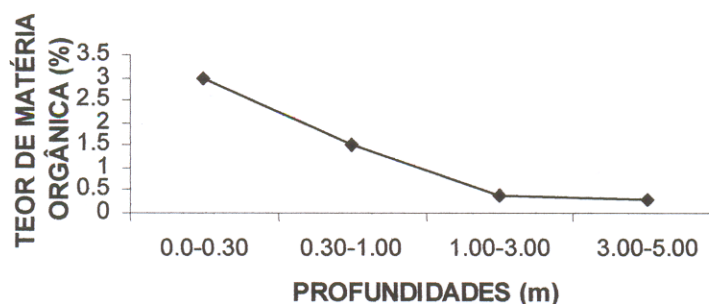


Figura 11-Relação entre a matéria orgânica e a profundidade das amostras analisadas do perfil-A.

6.3.5- Condutividade hidráulica

6.3.5.1-Condutividade hidráulica obtida através do teste de infiltração

De acordo com a metodologia descrita no item 5.4.1.1, obteve-se uma condutividade hidráulica de $2,6 \cdot 10^{-4}$ cm/s (0.224 m/dia).

A tabela 11 apresenta os parâmetros utilizados para determinação desse parâmetro.

Tabela 11- parâmetros utilizados para determinação da condutividade hidráulica através do teste de infiltração.

d_0 (cm)	d_1 (cm)	L (cm)	Δh (cm)	h_0 (cm)	K (cm/s)	K (m/dia)
15	14.5	150	142	2400	0.00026	0.2246

6.3.5.2-Condutividade hidráulica obtida através do método de Hazen

A condutividade hidráulica foi determinada para as profundidades de 0.0-0.3; 0.3-1.0; 1.0-2.0; 2.0-3.0; 3.0-4.0; 4.0-5.0 conforme o item 5.4.1.2.

A figura 12 apresenta as curvas granulométricas características dos sedimentos que constituem o aquífero Quaternário para as profundidades das amostras analisadas.

A tabela 12 apresenta os valores obtidos para o tamanho efetivo dos grãos e para condutividade hidráulica associados às profundidades das amostras.

Os valores obtidos indicam condutividades hidráulicas compreendidas entre 0.17 m/dia e 0.22 m/dia. Esse resultado indica que os valores obtidos pelos dois métodos foram bastante próximos.

Tabela 12- Condutividade hidráulica e diâmetro efetivo dos grãos, associadas às profundidades das amostras.

PROF. DA AMOSTRA (m)	d₉₀ (mm)	K (m/dia)
0.0-0.3	0.017	0.22
0.30-1.0	0.015	0.17
1.0-2.0	0.016	0.20
2.0-3.0	0.016	0.20
3.0-4.0	0.017	0.22
4.0-5.0	0.017	0.22
MÉDIA		0.20

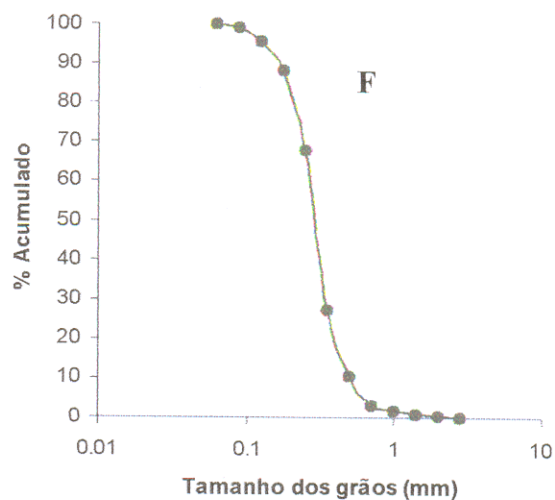
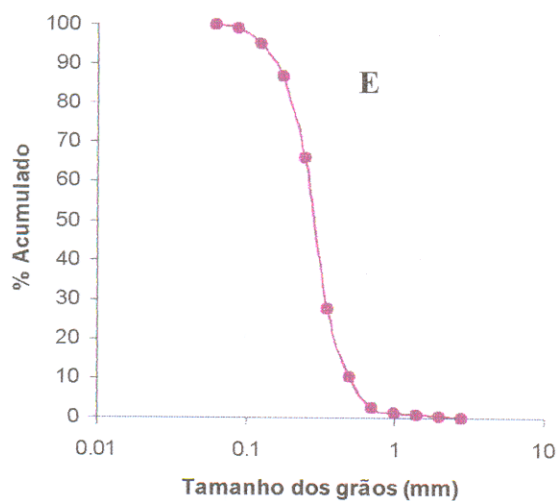
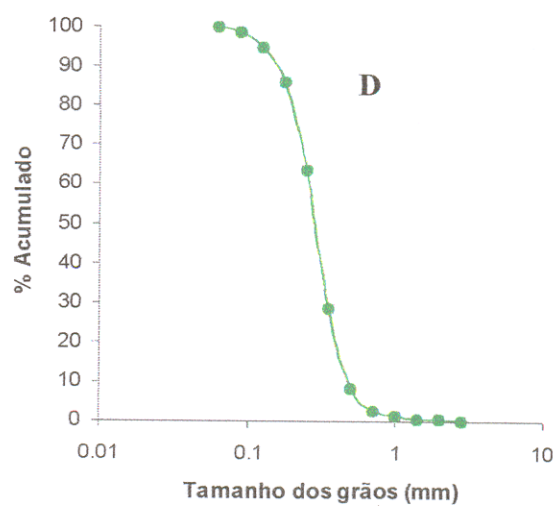
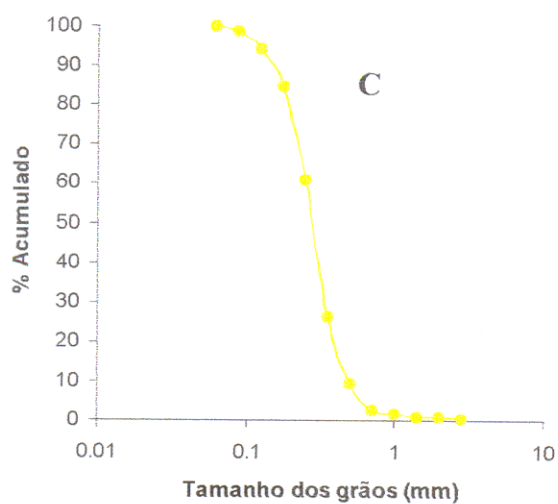
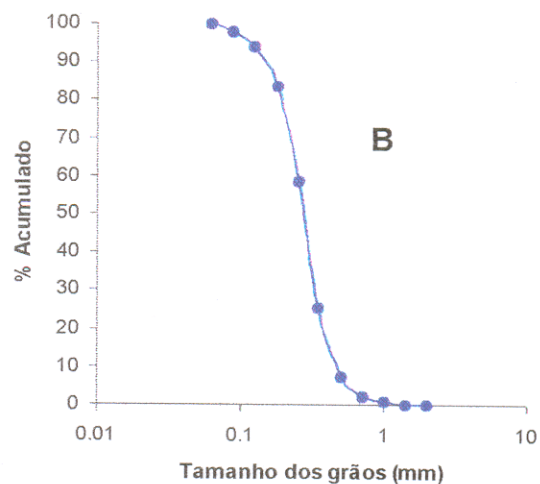
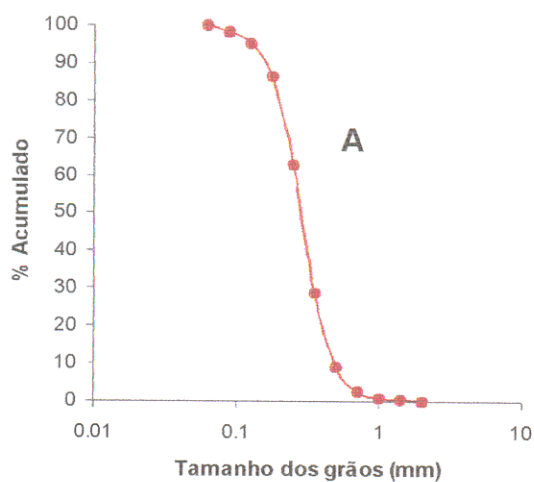


Figura 12-Curva das análises granulométricas dos sedimentos das amostras das diversas profundidades. A-0.00/0.30m; B-0.30/1.0m; C-1.0/2.0m; D-2.0/3.0m; E-3.0/4.0m; F-4.0/5.0m.

6.4- QUANTIFICAÇÃO DO AGROTÓXICO SORVIDO

6.4.1- Efeito das variações operacionais

6.4.1.1- Efeito do pH

A sorção do dimetoato foi estudada para os valores de pH 5 e 8. Os resultados do experimento são mostrados na tabela 13. Como as análises foram realizadas em duplicatas, esses resultados representam a média das duas determinações. Com base nos dados da tabela e da visualização destes dados nas figuras 13 e 14 é possível verificar que na maioria das amostras a quantidade sorvida do dimetoato diminui com o aumento do pH. Comportamento contrário foi encontrado para as amostras coletada nas profundidades de 0-0.30 m e 0.30-1.0 m que foram submetidas a uma concentração inicial de 20mg/L, nas quais a sorção decresce com a diminuição do pH.

Tabela 13- Valores de sorção nos diferentes valores de pH e concentrações iniciais.

PROF. (m)	SORÇÃO (mg/g)				SORÇÃO (%)			
	10 mg/L		20 mg/L		10 mg/L		20 mg/L	
	pH 5	pH 8	pH 5	pH 8	pH 5	pH 8	pH 5	pH 8
0-0.3	0.024	0.017	0.012	0.024	24.1	16.6	5.95	12.0
0.3-1.0	0.019	0.008	0.008	0.015	19.0	6.20	4.10	7.55
1.0-3.0	0.031	0.018	0.072	0.007	31.0	18.3	36.2	3.80
3.0-5.0	0.017	0.014	0.017	0.005	17.0	13.9	6.95	2.50

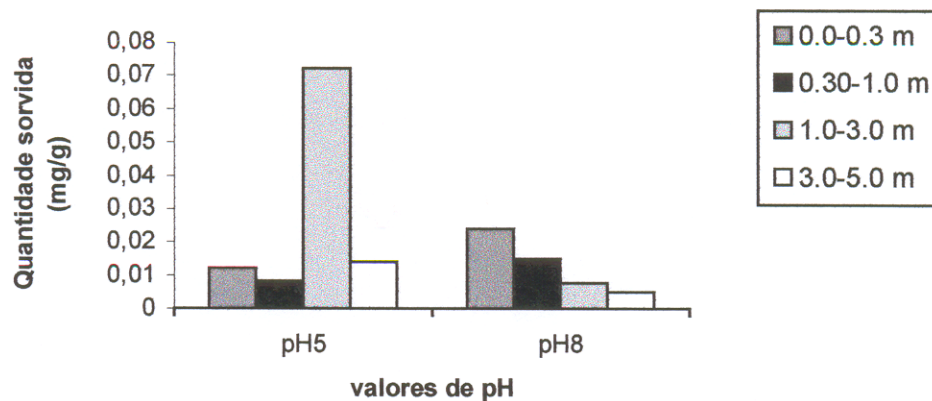


Figura 13-Relação entre a quantidade sorvida do dimetoato e o pH, para concentração inicial de 10 mg/L.

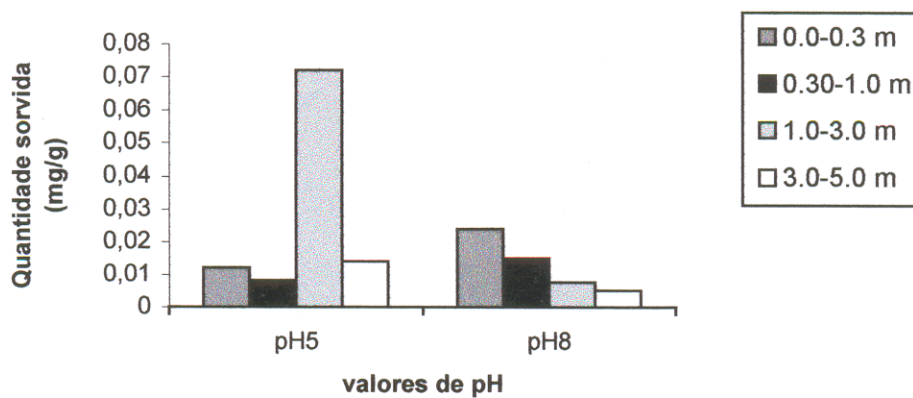


Figura 14- Relação entre a quantidade sorvida do dimetoato o pH, para concentração inicial de 20mg/L.

Como exemplo do comportamento predominante tem-se as amostras do horizonte de 0-0.30 m (concentração inicial 10 mg/L). Para estas notou-se que em pH 5 a quantidade sorvida foi de 0.024 mg/g, enquanto que a pH 8, a quantidade foi 0.017 mg/g. Em percentagem estes valores representam 24.1% e 16.6 %, respectivamente.

Tal comportamento pode ser atribuído à variação dos valores de solubilidade do dimetoato com o pH, a qual varia de 23.3 g/L em pH 5 a 25.0 g/L em pH 9.

Geralmente, o aumento da solubilidade da molécula traduz a diminuição do seu carácter hidrofóbico, que contribui para a diminuição de sua sorção aos sedimentos (Rocha *et al.*, 2002). Comportamento semelhante foi verificado por Rocha *et al.* (2002) ao estudar a retenção do herbicida Imazaquin em solo tropical altamente intemperizado.

6.4.1.2- Efeito da concentração inicial

Para se conhecer o efeito da concentração inicial na sorção do dimetoato foram utilizadas as concentrações de 10 mg/L e 20 mg/L. Verificando a tabela 13, nota-se que, de maneira geral, em concentração maior a sorção tende a ser menor, independente do valor do pH do ensaio. As exceções são verificadas para as amostras dos horizontes 1.0-3.0 m, nas condições de pH 5, e para as amostras dos horizontes 0.30-1.0 m, nas condições de pH 8 (Figuras 15 e 16).

Ao estudar os efeitos dos componentes mineralógicos e orgânicos de alguns latossolos na adsorção do herbicida Fluometuron, Benevenuto (1983), verificou que ao aumentar a concentração inicial da solução, aumentava também a quantidade sorvida pelos componentes do solo. Resultado semelhante era esperado para o presente estudo, já que o aumento da concentração inicial aumentaria a concentração de massa do soluto disponível para ser transferido da solução para a superfície dos sedimentos. No entanto, a situação contrária prevaleceu em 75% das amostras analisadas. Uma explicação possível para esse comportamento seria o fato das concentrações iniciais utilizadas no experimento terem sido superiores à capacidade de sorção dos sedimentos. Também será discutido posteriormente as possíveis influência de fatores como os teores de argila e de matéria orgânica .

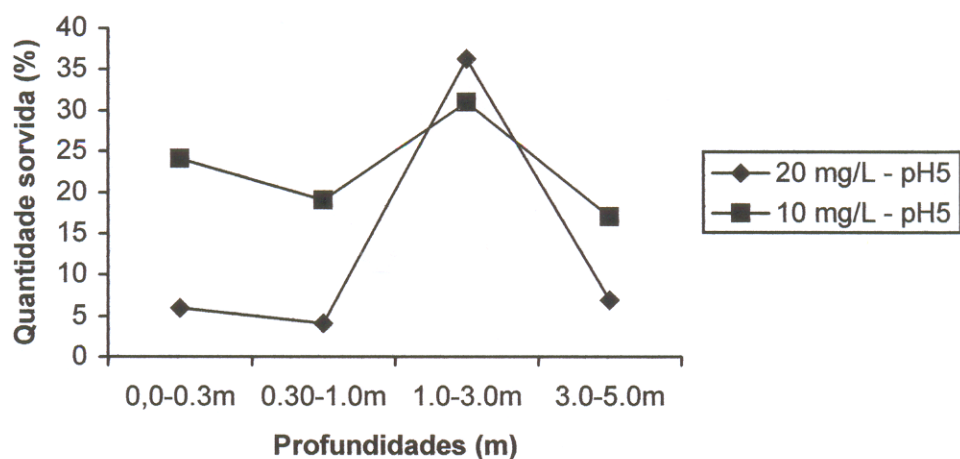


Figura 15-Relação entre a quantidade sorvida do dimetoato e as diferentes concentrações iniciais (pH 5) em todos os horizontes da zona não saturada

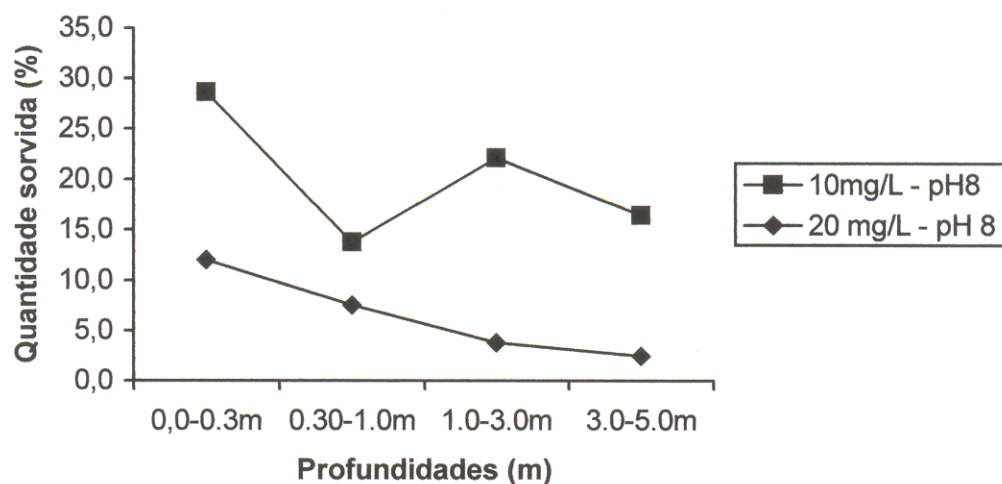


Figura 16-Relação entre a quantidade sorvida do dimetoato e as diferentes concentrações iniciais (pH 8) em todos os horizontes da zona não saturada

6.5- RELAÇÃO ENTRE A SORÇÃO E AS CARACTERÍSTICAS DA ZONA NÃO SATURADA.

6.5.1-Teor de argila

A tabela 14 apresenta o teor de argila e a quantidade sorvida pelos sedimentos das diversas profundidades. De acordo com essa tabela é possível verificar que a quantidade sorvida pelas amostras nas diferentes condições de pH e concentração inicial não apresenta comportamento similar em relação ao teor de argila.

As amostras submetidas à concentração inicial de 10 mg/L e pH5 apresentam aumento na quantidade sorvida quando aumenta o teor de argila. Nota-se que para as amostras das profundidades de 0.0-3.0 m a quantidade sorvida aumentou de 0.024 mg/g a 0.031 mg/g, enquanto o teor de argila aumentou de 4.84% a 6.25% (Figura 17).

Comportamento contrário é verificado para as amostras submetidas às condições de concentração inicial de 20 mg/L e pH 8. Nas amostras das profundidades de 0.0-5.0 m a quantidade sorvida diminui de 0.024 mg/g a 0.005 mg/g quando o teor de argila aumenta de 4.84% a 11.9% (Figura 18). Comportamento similar é observado também para as amostras dos horizontes mais superficiais, de 0.0 a 1.0 m, nas diferentes condições de pH e concentração inicial.

O dimetoato é relativamente estável em água quando o pH está na faixa entre 2-7. No entanto, em pH alcalino, o composto pode ser hidrolizado (The E-Pesticide Manual, 2001). Assim, o dimetoato pode ser considerado como não iônico para as condições de pH utilizadas no experimento de sorção.

Segundo Benevenuto (1983), para os compostos não iônicos as cargas das argilas e sua superfície específica tornam-se sem muita importância para a sorção. Portanto, a variação da quantidade de dimetoato sorvida observada no presente estudo provavelmente não pode ser atribuída à variação do teor de argila e sim ao teor de matéria orgânica (item 6.4.2).

Tabela 14- Teor de argila e quantidade sorvida pelos sedimentos da zona não saturada

PROF. (m)	TEOR DE ARGILA (% PESO)	SORÇÃO			
		10 mg/L		20 mg/L	
		pH 5	pH 8	pH 5	pH 8
0-0.3	4.84	0.024 mg/g 2.41 mg/L	0.017 mg/g 1.66 mg/L	0.012 mg/g 1.10 mg/L	0.024 mg/g 2.4 mg/L
0.3-1.0	5.25	0.019 mg/g 1.90 mg/L	0.008 mg/g 0.62 mg/L	0.008 mg/g 0.82 mg/L	0.015 mg/g 1.51 mg/L
1.0-3.0	6.52	0.031 mg/g 3.09 mg/L	0.018 mg/g 1.83 mg/L	0.072 mg/ 7.25 mg/L	0.007 mg/g 0.76 mg/L
3.0-5.0	11.9	0.017 mg/g 1.73 mg/L	0.014 mg/g 1.39 mg/L	0.017 mg/g 1.39 mg/L	0.005 mg/g 0.50 mg/L

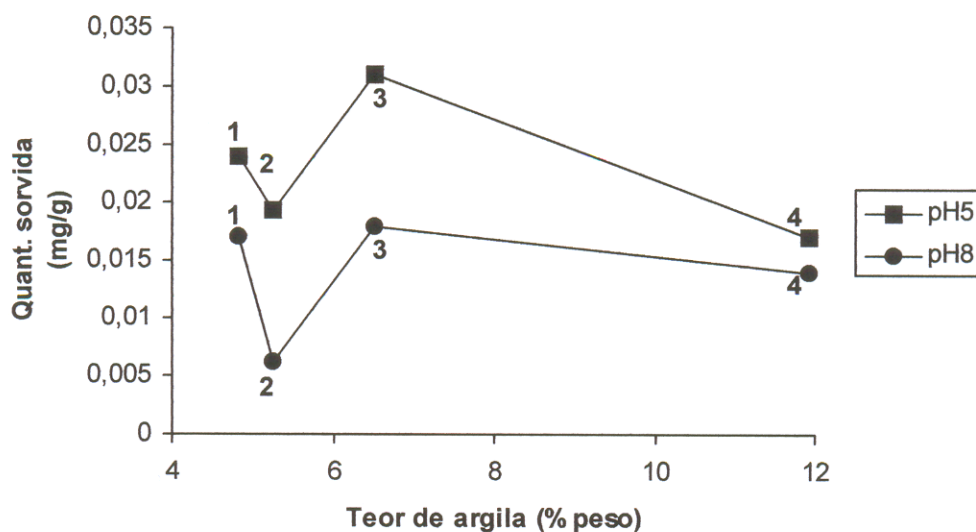


Figura 17-Relação entre a quantidade sorvida do dimetoato e o teor de argila para concentração inicial de 10mg/L (1) 0.0-0.3m (2) 0.3-1.0m (3) 1.0-3.0m (4) 3.0-5.0m

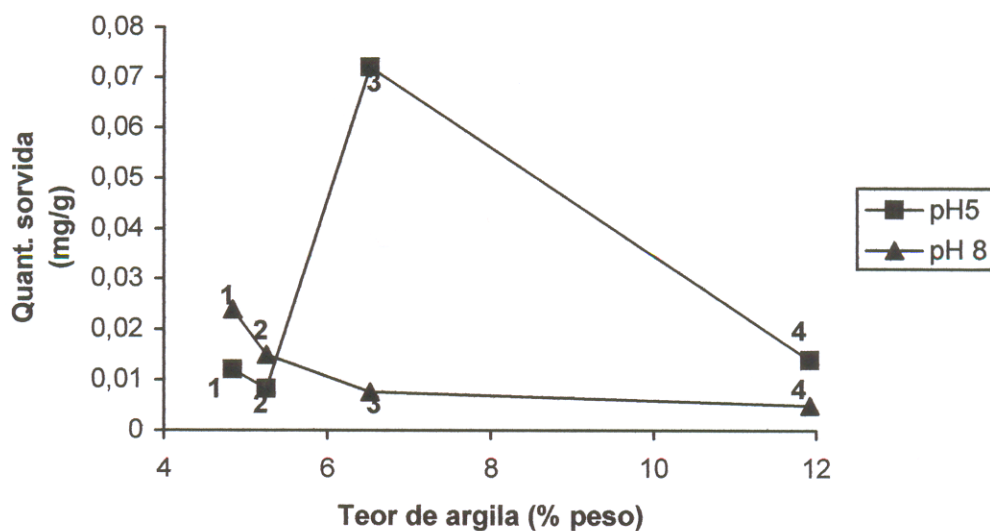


Figura 18-Relação entre a quantidade sorvida e o teor de argila para concentração inicial de 20mg/L (1) 0.0-0.3m (2) 0.3-1.0m (3) 1.0-3.0m (4) 3.0-5.0m

6.5.2-Teor de matéria orgânica

Os teores de matéria orgânica das amostras estudadas e a quantidade sorvida de dimetoato por cada uma delas são mostrados na tabela 15.

De acordo com os dados obtidos, verifica-se que para as amostras submetidas às condições de pH5 e concentração inicial de 10 mg/L, o teor de matéria orgânica influencia negativamente na quantidade sorvida, ou seja, quanto maior o teor de matéria orgânica menor é a quantidade sorvida. Para as amostras do horizonte de 0.0-0.30m, com 3% de matéria orgânica, a quantidade sorvida foi de 0.024 mg/g, enquanto que para o horizonte de 0.30-1.0 m, que contém 0.37% de matéria orgânica, a sorção foi de 0.031 mg/g (Figura 19).

Tabela 15- Teor de matéria orgânica e quantidade sorvida de dimetoato pelos sedimentos da zona não saturada.

PROF. (m)	TEOR DE M. ORG. (%)	SORÇÃO			
		10 mg/L		20 mg/L	
		pH 5	pH 8	pH 5	PH 8
0-0.3	3.00	0.024 mg/g	0.017 mg/g	0.012 mg/g	0.024 mg/g
		2.41 mg/L	1.66 mg/L	1.10 mg/L	2.4 mg/L
0.3-1.0	1.52	0.019 mg/g	0.008 mg/g	0.008 mg/g	0.015 mg/g
		1.90 mg/L	0.62 mg/L	0.82 mg/L	1.51 mg/L
1.0-3.0	0.37	0.031 mg/g	0.018 mg/g	0.072 mg/	0.007 mg/g
		3.09 mg/L	1.83 mg/L	7.25 mg/L	0.76 mg/L
3.0-5.0	0.32	0.017 mg/g	0.014 mg/g	0.017 mg/g	0.005 mg/g
		1.73 mg/L	1.39 mg/L	1.39 mg/L	0.50 mg/L

No entanto, para as outras condições e principalmente para as amostras dos horizontes mais superficiais (0-1.0 m), verificou-se uma correlação positiva entre o teor de matéria orgânica e a quantidade sorvida (Figura 20). Este fato é bem representado pelas amostras dos horizontes de 0.0 a 1.0 m. Para a profundidade 0.0-0.30m, com 3% de matéria orgânica, a quantidade sorvida foi de 0.017 mg/g; quando o teor de matéria orgânica passou para 1.5%, no horizonte inferior (0.30-1.0m), a quantidade sorvida diminuiu para 0.008 mg/g.

Os resultados acima são semelhantes aos encontrados por Lopes *et al.* (2002) ao estudar a influência da matéria orgânica na adsorção do fungicida triadimenol pelo solo. No referido estudo, os autores verificaram que a afinidade do triadimenol pela matriz aumenta com o teor de matéria orgânica.

Constata-se, portanto, que o teor de matéria orgânica nos sedimentos é a propriedade mais importante na sorção do dimetoato. Seu comportamento não iônico

torna sem importância a variação do teor de argila e o tipo da argila. Por outro lado, o caráter hidrofóbico do dimetoato aumenta a sua afinidade com a matéria orgânica.

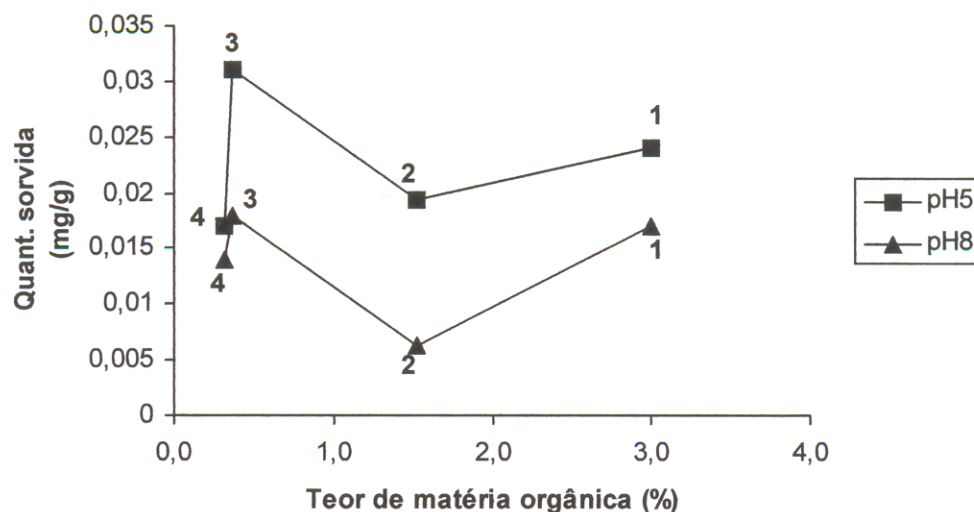


Figura 19-Relação entre o teor de matéria orgânica e a quantidade sorvida pelos sedimentos para concentração inicial de 10mg/L (1) 0.0-0.3m (2) 0.3-1.0m (3) 1.0-3.0m (4) 3.0-5.0m

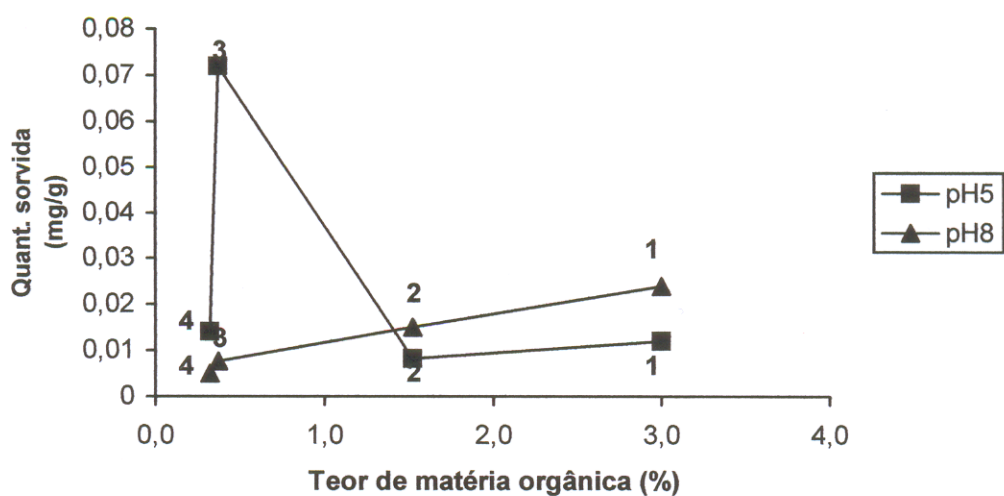


Figura 20-Relação entre o teor de matéria orgânica e a quantidade sorvida pelos sedimentos para concentração inicial de 20mg/L (1) 0.0-0.3m (2) 0.3-1.0m (3) 1.0-3.0m (4) 3.0-5.0m

6.6-MAPA POTENCIOMÉTRICO E FLUXO SUBTERRÂNEO

O fluxo subterrâneo foi determinado através dos mapas de potencial hidráulico obtidos conforme descrito no item 5.5. Na tabela 16 são apresentados os dados utilizados para a confecção desses mapas.

Nas figuras 21 e 22 estão representados os mapas potenciométricos do aquífero livre para os períodos chuvoso e seco, respectivamente. Nesses mapas também está representado o fluxo subterrâneo.

O fluxo subterrâneo ocorre principalmente de noroeste para nordeste e sudeste, havendo também fluxo de norte para sul, no sentido do igarapé Cumaru, que constitui a drenagem principal da área.

A zona de descarga principal do aquífero é representada pelo igarapé Cumaru, embora os igarapés 1 e 2, também constituam áreas de descarga das águas freáticas. Tratando-se de um aquífero livre a recarga deste ocorre em sua área de afloramento, com exceção das áreas topograficamente mais baixas, que constituem as zonas de descarga.

Nota-se que algumas das áreas de cultivo do maracujá, responsável pelo uso de maior aporte de agrotóxico na área, estão localizadas nas áreas de recarga do aquífero livre. Constituindo uma ameaça à qualidade das águas subterrâneas. Além disso, há uma maior concentração de plantações de maracujá próximo à drenagem principal da bacia, podendo vir a contaminar também as águas superficiais. É importante ressaltar que a maior concentração populacional ocorre justamente nas áreas próximo às áreas de cultivo, o que expõem essas pessoas a grande risco de contaminação, uma vez que estas se abastecem com água dos igarapés e através de captações rasas.

Tabela 16-Dados utilizados para confecção do mapa potenciométrico

POÇOS	COORDENADAS		COTA (m)	NÍVEL ESTÁTICO (m)		POTENCIAL HIDRÁULICO (m)	
	NORTE	LESTE		CHUVOSO	SECO	CHUVOSO	SECO
P-01	9868455	213884	65,37	11,9	13,44	53,47	51,90
P-02	9868549	214270	56,27	4,37	7,12	51,90	49,15
P-03	9868352	214249	50,59	2,49	2,89	48,10	47,70
P-04	9868312	214616	54,42	5,55	8,02	48,87	46,40
P-05	9867955	214652	41,02	3,17	7,22	37,85	33,80
P-06	9867794	214723	42,18	5,18	8,48	37,00	33,70
P-07	9868383	214909	62,82	11,61	12,9	51,20	49,96
P-08	9868126	214911	44,50	4,57	6,57	39,93	37,93
P-09	9867949	214953	36,69	1,69	2,91	35,00	33,78
P-10	9868022	215157	56,98	6,90	8,00	50,00	49,10
P-11	9867657	215280	43,18	5,23	5,82	37,95	37,36
P-12	9867506	215398	37,34	1,24	1,60	36,10	35,70
P-13	9867833	215601	53,29	9,20	11,0	44,09	42,29
P-14	9868092	215670	36,37	7,22	8,39	29,15	27,98
P-15	9868335	215614	55,97	11,28	12,5	44,70	43,50

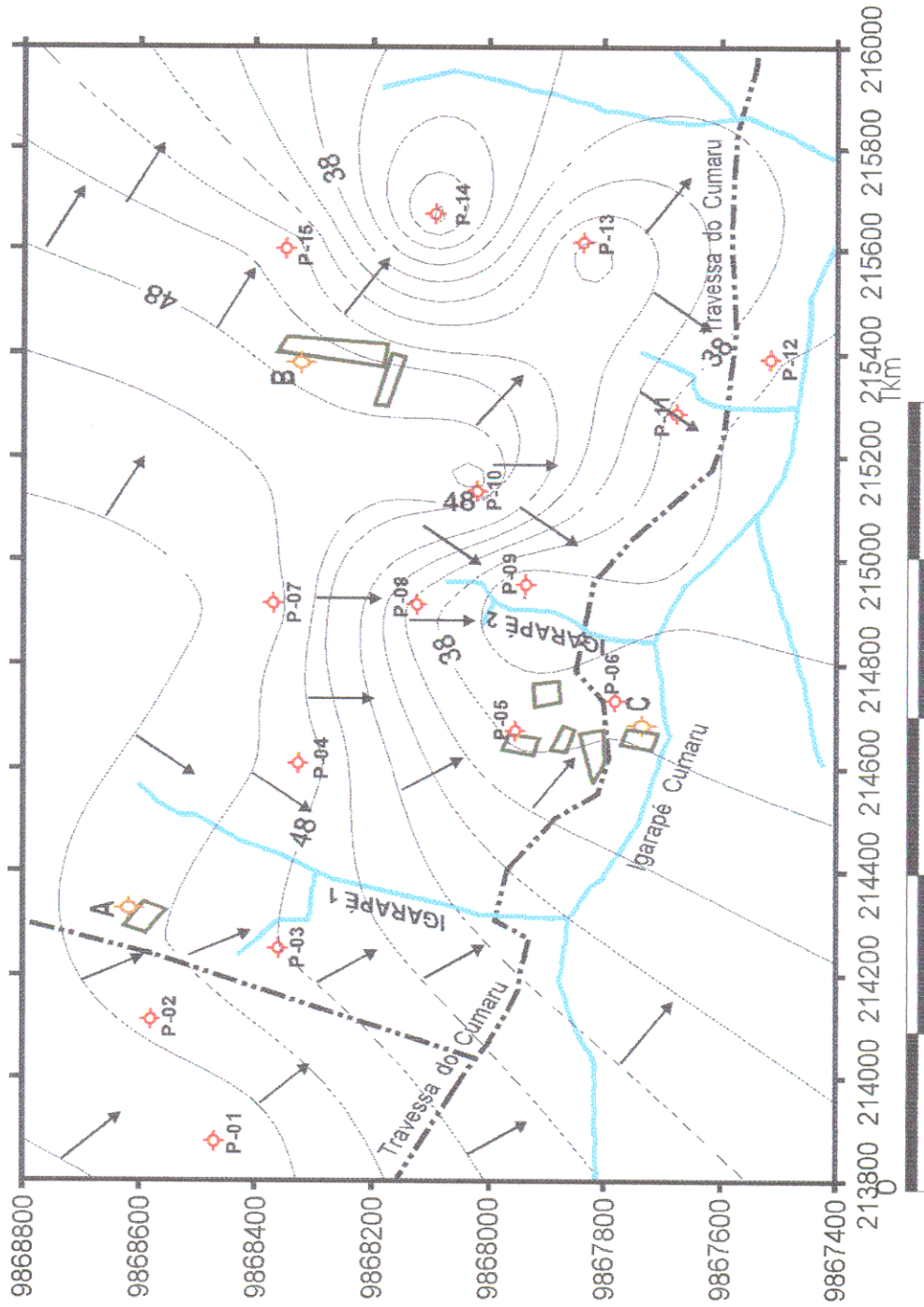


Figura 21- Mapa do fluxo subterrâneo durante o período chuvoso.

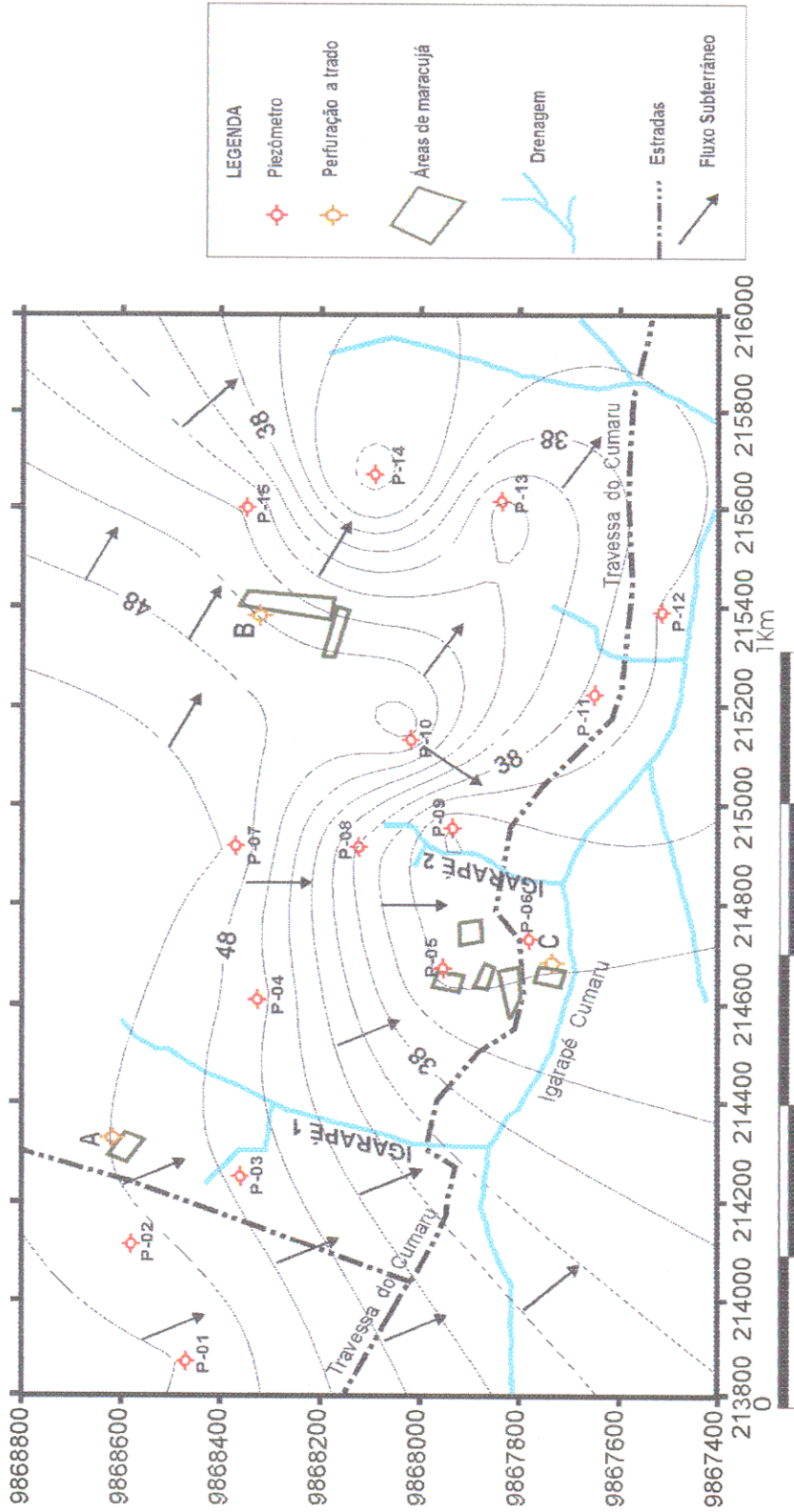


Figura 22- Mapa do fluxo subterrâneo durante o período seco.

7-CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Na bacia hidrográfica do igarapé Cumaru os agrotóxicos, entre eles o dimetoato, deltametrina, difenoconazole e mancozebsão são utilizados com elevada frequência, sem preocupação com a integridade dos recursos hídricos.

A partir da análise de risco verificou-se que o dimetoato apresenta maior potencial para contaminar as águas subterrâneas, com índice GUS variando de 2,36 a 3,36. Mesmo o agrotóxico apresentando potencial de contaminação, esta pode não ocorrer desde que as condições locais permitam a sorção e degradação da substância. Daí a importância da realização dos experimentos de sorção.

O experimento mostrou que, em termos percentuais, a sorção do dimetoato pelos sedimentos da zona não saturada variou de 2.5% a 36.2% (concentração inicial 20mg/L) e de 6.20% a 31.0 (concentração inicial 10 mg/L). Esses dados comprovam o elevado potencial de contaminação da água subterrânea por essa substância, que deve-se, principalmente, à sua mobilidade e baixa retenção.

A quantidade sorvida do agrotóxico avaliado se mostrou diretamente proporcional à quantidade de matéria orgânica presente nos sedimentos, sendo esse comportamento atribuído ao caráter hidrofóbico, tanto da matéria orgânica como do dimetoato.

Em relação ao teor de argila, notou-se que esse componente não influencia na sorção do dimetoato, devido, principalmente, ao caráter não iônico dessa substância. Tal característica faz com que a matéria orgânica seja o componente do solo mais importante na sorção do dimetoato.

O pH, por sua vez, exerce efeito contrário ao da matéria orgânica, ou seja, quanto mais elevado seu valor, menor é a quantidade de dimetoato sorvida. Atribui-se esse efeito, principalmente à diferença na solubilidade do dimetoato com a variação do pH.

Quanto ao efeito da concentração inicial, constatou-se que a quantidade de dimetoato sorvida diminuiu quando a concentração inicial foi elevada de 10 mg/L para 20 mg/L. Esse resultado deveu-se provavelmente ao fato das concentrações iniciais

utilizadas no experimento terem sido superiores à capacidade de sorção dos sedimentos.

Com base no presente estudo recomenda-se que seja efetuado o monitoramento das águas superficiais e subterrâneas da bacia hidrográfica do igarapé Cumaru, a fim de verificar os níveis de ocorrência do dimetoato nessas águas, já que o contaminante mostrou sofrer pouca atenuação. Recomenda-se também estudos mais detalhados, a fim de conhecer o comportamento do dimetoato e de outros compostos que apresentem alto potencial de lixiviação. Assim como, o uso de *software* que simulem o movimento dos compostos químicos na zona não saturada.

Embora o dimetoato tenha mostrado baixa retenção é necessário considerar que a alta evaporação da região e as temperaturas médias registradas poderão favorecer os processos de volatilização das moléculas. Além disso, deve-se considerar a influência da radiação solar da região que favorece a degradação dos agrotóxicos por fotólise.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEXANDRE, G. A. L. 1995. **Contribuição ao estudo do comportamento geoquímico do As, Cu, Pb e Zn, originários de pesticidas agrícolas, nas zonas não saturada e saturada em área urbana e agrícola do município de Louveira (SP)**. São Paulo, Universidade de São Paulo. Instituto de Geociências. (Tese de Doutorado).
- ALFAIA, S. S. 1998. Correlação entre a capacidade de troca de cátions e outras propriedades de três solos da Amazônia Central. **Acta Amazônica**, **18** : 3-4 ou 3-11.
- AMARAL, C.M.L. 2001. **Agricultura y Riesgo Ambiental en las Microcuencas del Cumaru y Caripi en la Amazonia Brasileña**: efectos del uso de los agroquímicos. Turrialba, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. 92 p. (Dissertação de Mestrado em Educação para o Desenvolvimento e Conservação).
- ANDRADES, S.M.; SÁNCHEZ-MARTÍN, M.J.; SÁNCHEZ-CAMAZANO M. 2001. Significance of soil properties in the adsorption and mobility of the fungicide metalaxyl in Vineyard soils. **J. Agric. Food Chem.**, **49** : 2363-2369.
- ARAI, M.; UESUGUI, N.; ROSSETI, D.F.; GÓES, A.M. 1988. Considerações sobre a idade do Grupo Barreira no nordeste do Estado do Pará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 35., Belém. **Anais...** Belém: SBG. v.2, p.738-752.
- ARAÚJO, P.P. 2001. **Variações sazonais dos componentes nitrogenados em aquífero livre na zona urbana de Santa Izabel do Pará**. Belém: Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências, 113 p. (Dissertação de Mestrado).
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA (ABGE). 1996. **Ensaio de permeabilidade em solos**. (Boletim, 04).
- BANAT, F.A.; AL-BASHIR, B.; AL-ASHEH, S.; HAYAJNEH, O. 2000. Adsorption of phenol by bentonite. **Environmental Pollution**, **107**: 391-398.
- BASTOS, T.X & PACHECO, N.A. 1999. Características agrometeorológicas do município de Igarapé-Açu. In: SEMINÁRIO SOBRE MANEJO DA VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA PARA A SUSTENTABILIDADE DA AGRICULTURA FAMILIAR NA AMAZÔNIA DA ORIENTAL, Belém. **Anais...** Belém: EMPBRAPA/CNPq, p.51-58.

- BATALHA, B.H.L. 1977. **Controle da qualidade da água para consumo humano**. São Paulo : CETESB.
- BECK, J.A. & JONES, C.K. 1996. The effects of particle size, organic matter content, crop residues and dissolved organic matter on the kinetics of atrazine and isoproturon by clay soil. **Chemosphere**, **32**: 2345-2358.
- BENEVENUTO, J. G. F. 1983. **Efeitos de componentes mineralógicos e orgânicos de alguns latossolos na Adsorção de Herbicida Fluometuron**. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa. 94 p.(Dissertação de Mestrado).
- BIGARELLA, J.J. & ANDRADE, G. 1964. Considerações sobre a estratigrafia dos sedimentos cenozóicos em Pernambuco (Grupo Barreiras). **Arq. Inst. Ciência da Terra**, **2** : 2-14.
- BRADY, N.C. 1983. **Natureza e propriedade dos solos**. 6.ed. Rio de Janeiro, Freitas Bastos, 647p.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. 2000. **Projeto 1BRA/94/016: estratégias de elaboração e implementação da agenda 21 Brasileira**.
- BRONDI, S.H.G. 2000. **Determinação de multiresíduos de agrotóxicos em águas de abastecimento do município de Araraquara**: Ribeirão das Cruzes, Ribeirão das Anhumas e Córrego do Páiol. São Paulo, Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos. 133p. (Tese de Doutorado).
- CARVALHO, R.F.; RIGITANO, R.L.O.; LIMA,J.M. 2002. Sorção e degradação do fungicida triadimenol em solos representativos do município de Lavras-MG. **Ciênc. Agrotec.**, **26** : 332-341.
- DENICH, M.; VIELHAUER, K.; SÁ, T. D. DE A .; LÜCKE, W.; VLEK, P. L. G. 2001 Alternatives to slash-and-burn agriculture: a research approach for the development of a chop-and-mulch system. In: TEUTSCHER TROPENTAG, Bonn, **Proceedings...**, CD-ROM.
- EMBRAPA. 1991. **Caracterização físico-hídrica dos principais solos da Amazônia Legal: estado do Pará**. 600p. (Relatório Técnico).
- EMBRAPA. 1999. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS. 412p.

- THE E-PESTICIDE MANUAL. 2001. 12 ed., version 2.1. The British Crop Protection Council.
- FEITOSA, F.A.C. & MANOEL FILHO, J.P. 1997. **Hidrogeologia**: conceitos e aplicações. Fortaleza: CPRM, LABHID-UFPE. 389 P.
- FERNANDES, J.M.G. 1984. Paleoecologia da Formação Pirabas estado do Pará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 33., Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: SBG, v 1, p 330-340.
- FERRACINI, V.L.; PESSOA, M.C.Y.P.; SILVA, A.S.; SPADOTTO, C.A. 2001. Análise de risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais da região de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA). Pesticidas. **Rev. Ecotoxicol. e Meio Ambiente**, 11 : 1-16..
- FERRARI, A. 1986. **Agrotóxicos** - a praga da dominação. 2. ed. Porto Alegre: Mercado Aberto. 88p.
- FERREIRA, C.S. 1982. Notas estratigráficas sobre o cenozóico marinho do estado do Pará. In: SIMPOSIO DE GEOLOGIA DA AMAZÔNIA, 1., Belém. **Anais...** Belém: SBG, v 1, p. 84-88.
- FETTER, C.W. 1992. **Contaminant hidrogeology**. New York, USA, Pretice Hall. 458p.
- FETTER, C. W. 1994. **Aplied Hidrology**. 3.ed. OshKosh, University of Wisconsin. 691 p.
- FILIZOLA, F. H.; FERRACINI, V. L.; SANS, L. M. A.; GOMES, M. A. F. C.; FERREIRA, C. J. A. 2002. Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guaíra. **Pesq. Agrop. Bras.**, 37 : 659-667.
- FOSTER, S. & HIRATA, R.1993. **Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas**: um modelo baseado em dados existentes. São Paulo: Instituto Geológico. (Boletim, 10).
- FOSTER, S.; VENTURA, M.; HIRATA, R. 1993. **Poluição das águas subterrâneas**: um documento executivo da situação da América Latina e Caribe com relação ao abastecimento de água potável. São Paulo: Instituto Geológico. 55p.
- FREEZE, R. A. & CHERRY, J. A. 1979. **Groundwater**. Nova Jersey, EUA, Prentice-Hall, 604p.

- FUNASA. 2002. **Intoxicações por agrotóxicos**. Disponível em : <http://www.funasa.gov.br>. Acesso em : 11/09/02
- GAO, J. P.; MAGUHN, J.; SPITZAUER, P.; KETTRUP, A. 1998. Sorption of pesticides in the sediment of the teufelsweiher pond (Southern Germany). I: Equilibrium Assessments, effect of organic carbon content and pH. **Water Res.**, **32** : 1662-1667.
- GOÉS, A M. 1981. **Estudo sedimentológico dos sedimentos Barreiras, Ipixuna e Itapecuru, no nordeste do Pará e noroeste do maranhão**. Belém: Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 55p. (Disseratação de Mestrado).
- GOÉS, A M. & TRUCKENBRODT, W. Caracterização faciológica e interpretação ambiental dos sedimentos Barreiras na região Bragantina, nordeste do Pará. 1980. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 31., Camboriu. **Anais....** Camboriu: SBG, v 2, p. 766-771.
- GÓES, A. M.; ROSSETI, D. de F.; NOGUEIRA, A. C. R.; TOLEDO, P. M. de. 1990. Modelo deposicional preliminar para Formação Pirabas - nordeste do Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. Belém, **2**: 3-15.
- GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; LANCHOTE, V. L. 2001. Ocorrência do herbicida Tebuthiuron na água subterrânea da microbacia do córrego Espriado, Ribeirão Preto-SP. **Pesticidas : Rev. Ecotoxicol. e Meio Ambiente**, **11** : 65-76.
- GOULART, A. T. 1982. **Intemperismo químico de rochas graníticas na zona bragantina, nordeste do Pará**. Belém, Universidade Federal do Pará. 47p. (Dissertação de Mestrado).
- GUENZI, W. D.; BLOODWORTH, M.E.; AHLRICHS, J. L.; CHEETERS, G.; NASH, R. G. 1981. **Pesticides in soil and water**. Madison, Madison Society of America. 50p.
- GUIMARÃES, G. de A.; BASTOS, J.B.; LOPES, E. de C.1970. **Métodos de análise física, química e instrumental de solos**. Belém, Instituto de Pesquisas e Experimentação Agropecuária do Norte. 112p. (Série: Química de solos)
- HAZEN, A. 1911. **Discussion:** Dans on sand foundations. Transactions. American Society of Civil Engineers.

- HEATH, R. C. 1983. **Hidrologia da água subterrânea básica**. North Carolina. Geological Survey Water- Supply Paper, 84p.
- HOUZIM, V.; VÁVRA, J.; PEKNÝ, V.; VRBA, J.; STIBRAL, J. 1986. **Impact of agricultural activities on ground water**. Heise, Assoc. of hidrogeologists, Hanover, v. 5, 332 p.
- IBGE. Censo Agropecuário 2002. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em : 10/09/02
- JORNAL GAZETA DO POVO (PR). Edição de 06/07/1999
- KANASHIRO, M. & DENICH, M. 1998. **Possibilidades de utilização e manejo adequado de áreas alteradas e abandonadas na Amazônia Brasileira**: estudos dos impactos Ambientais nas florestas e áreas abandonadas nos trópicos- SHIFT. Brasília: MCT/CNPq.
- KATO, O.R.; KATO, M.S.A.; JESUS, C.C.; RENDEIRO, A.C. 2002. Época de preparo de área e plantio de milho no sistema de corte e trituração no município de Igarapé-Açu, Pará. **Comunicado Técnico**, Belém, (64).
- KOLPIN, D.W.; BARBASH, J.E.; GILLIOM, R.J. 1998. Occurrence of pesticides in shallow groundwater of the United States: Initial results from the National Water-Quaity Assessment Program. **Environ. Sci. Technol.**, 32(5):558-566.
- LANÇAS, F. M. 1993. Cromatografia em fase gasosa. **Acta**, 240p.
- LEÃO, L. M. 2003. **Caracterização hidrogeológica em área de agricultura intensiva na microbacia do Igarapé Cumaru, nordeste do Pará**. Belém: Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 102p (Dissertação de mestrado).
- LOPES, N.P.; QUEIROZ, M.E.L.; NEVES, A.A. 2002. Influência da matéria orgânica na adsorção do fungicida triadimenol pelo solo. **Química Nova**, 25 (4) : 544-547,
- MABESSONE, J.M. 1987. **Revisão geológica da faixa sedimentar costeira de Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte e do seu embasamento**. FINEP/PADCT. 60p. (Relatório interno)
- MATTOS, L.M & SILVA, E.F., 1999. Influência das propriedades de solos e de pesticidas no potencial de contaminação de solos e águas subterrâneas. **Pesticidas: revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, 9 :103-124.

- MELO JÚNIOR, H. R.; WICKEL, A. J.; SÁ, T. D. de A. 2002. Mapeamento da vulnerabilidade do aquífero livre na bacia hidrográfica do Igarapé Cumaru, Pa. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12, Florianópolis. **Anais....** Florianópolis.
- MESTRINHO, S.S.P. 2000. **Geoquímica e contaminação de águas subterrâneas**. Salvador, Bahia. Notas de aula.
- MULLISON, R.W. Effects of herbicides on water and its inhabitants. **Weed Sci.**, 18(6).
- NEMETH-KONDA, L.; FÜLEKY, GY.; MOROVJAN, GY.; CSOKAN, P. 2002. Sorption behaviour of acetochlor, atrazie, carbendazim, diazinon, imidacloprid and isoproturon on Hungarian Agricultural soil. **Chemosphere**. **48** : 545-552.
- OHLWEILER, O.A. 1976. **Química analítica quantitativa**. 2 ed. Rio de Janeiro, Livros Técnicos e Científicos, v.3
- OLIVEIRA, J. R. de. 1998. **Caracterização preliminar das potencialidades aquíferas do município de Ananindeua com proposta técnica para perfuração de poços tubulares profundos para captação de água subterrânea**. Belém, CPRM/PEHRMB.
- PARÁ (Estado) Secretaria de Estado de Indústria, Comércio e Mineração. 1995 **Plano diretor de mineração em áreas urbanas da Região Metropolitana de Belém e Adjacências**: projeto de estudo do meio ambiente em sítios de extração de materiais de construção da região de Belém-Benevides, Estado do Pará. Belém , 157p. 2v. (Relatório Final).
- PARANÁ.(Estado).Secretaria de Estado da Saúde. 2002. Disponível em : <http://WWW.SAUDE.PR.GOV.BR/SAUDE_AMBIENTAL/AGROTOXICOS/DEFINICA_ARQUIVOS>. Acesso em 10/06/02.
- PICANCO, F.E.L. 1999. **Fatores responsáveis pelos elevados teores de ferro em águas subterrâneas na região metropolitana de Belém**. Belém, Universidade Federal do Pará, Centro de Geociências. 61p. (Trabalho de Conclusão de Curso).

- PIRATOBA MORALES, G. 2002. **Avaliação ambiental dos recursos hídricos, solos e sedimentos na área de abrangência do depósito de resíduo do Aurá, Belém-Pa.** Belém, Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 240p. (Tese de Doutorado)
- PLANETA orgânico. 2002. Disponível em : <<http://www.planetaorganico.org.br>>. Acesso em : 12/09/02
- POLTRONIÉRI, L.C. 1997. Agricultura, meio ambiente e saúde pública: A questão dos praguicidas no Brasil. **Sociedade & Natureza**, 9 (17): 131-144.
- REBOUÇAS, A.C.; RICCOMINI, C.; ELLERT, N.; DUARTE, U.; MELLITO, K.M.; SENF, L.A. 1994. Diagnóstico hidrogeológico da R.M.S.P : uso e proteção. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 8., Recife. **Anais...** Recife: ABAS.
- RIBEIRO, A. 2000. **Os resíduos químicos presentes no solo deslocam-se horizontal ou verticalmente contaminando lençóis freáticos e oceanos.** Disponível em : <<http://www.an.com.br>>. Acesso em : 15/08/03
- ROCHA, W. S. D.; ALLEONI, L. R. F.; REGITANO, J. B.; TORNISIELLO, V. L. 2002. Sorption of Imazaquin in soils with positive balance of charges. **Chemosphere**, 49 : 263-270.
- ROSSETI, D.F.; GOÉS, A. M.; TRUCKENBRODT, W. 1990. A influência marinha nos sedimentos barreiras. **Boletim do Museu Emilio Goeldi. Serie Ciências da Terra**, 1(2) :17-29.
- ROSSETI, D.F.; TRUCKENBRODT, W.; GOÉS, A. M. 1989. Estudo paleambiental e estrutural dos sedimentos Barreiras e Pós-Barreira, nordeste do Pará. **Boletim do Museu Emilio Goeldi. Serie Ciências da Terra**, 1 (1):25-74.
- SÁ, J.H.S. Contribuição aos sedimentos terciários e quaternários da Região Bragantina. 1969. **Boletim do Instituto Geológico**, 3: 21-36.
- SÁNCHEZ-CAMAZANO M.; SÁNCHEZ-MARTÍN, M.J.; DELGADO-PASCUAL, R. 2000. Adsorption and mobility of linuron in soils as influenced by soil properties, organic amendments, and surfactants. **J. Agric. Food Chem.**, 48 : 3018-3026.

- SANTOS, P. S. 1975. **Tecnologia de argilas aplicada às argilas brasileiras – fundamentos**. São Paulo, Edgard Blücher. v.1. 340p.
- SAUMA FILHO, M. 1996. **As águas subterrâneas de Belém e adjacências: influência da Formação Pirabas e parâmetros físico-químico para medidas de qualidade**. Belém: Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 128p (Dissertação de Mestrado).
- SHULER, A. 1999. **Cromatografia**.
- SILVA, A. A. DA; SOUSA FILHO, F. R. DE; CORTELETTI, J.; PINTO, W. DAS; SILVEIRA, J. L. DA; SILVA, S. R. M. DA; KASPER, A.; MARQUES, M. U. F. AND CAHETE, F. L. S. 1999. A historical dynamics of reproduction of agriculture in Igarapé-Açu (Northeast of the State of Pará): a study focusing on agrarian systems. In: 3., SHIFT-WORKSHOP, Manaus, **Proceedings...** p. 67-82.
- SILVA, A.B. 1994. Evolução química das águas subterrâneas. **Águas subterrâneas**, 7 .
- SINGH, N. 2002. Sorption behaviour of triazole fungicides in indian soils and its correlation with soil properties. **J. Agric. Food. Chem.**, **50** : 6434-6439.
- SOUZA FILHO, F. R.; SILVA, A. S.; MARQUES, U. M. F.; PINTO, W. S.; SANTOS, S. R. M.; SILVEIRA, J. L.; CAHETE, F.L. S.; CORTELETTI, J. 1998. **Dinâmica histórica da reprodução da agricultura em Igarapé-Açu (Região Bragantina de Estado do Pará)**: um estudo de diagnóstico a partir do enfoque de sistemas agrários. Belém, . SHIFT / EMBRAPA/NAEA/UFPa/FCAP. 108 p.
- SPARK, K. M. & SWIFT, R.S. 2002. Effect of soil composition and dissolved organic matter on pesticide sorption. **The Science of the Total Environment**.
- TAM, K.H. 1982. **Principles of soil chemistry**. NewYork. Marcel Deckker, 253p. (Books in soil and the environment).
- THOMPSON, D. G.; STEPHERSON, G.R.; SOLOMON, K. R.; SKEPASTS, A. V. 1984. Adsorption of herbicide 2,4-D in soil. **J. of Agric. And Food Chem.**, **32**:578-585.
- TIBONI, E. B. 1991. **Generalidades sobre inseticidas**. Instituto Tecnologia do Paraná. (Boletim Técnico, n.2).

- TORRENTS, A. & JAYASUNDERA, S. 1997. The sorption of nonionic pesticides onto clays and the influence of natural organic carbon. **Chemosphere**, **35** (7) :1549-1565.
- TRUCKENBRODT, W. 1981. Contribuição a mineralogia e a geoquímica da Formação Pirabas (Mioceno inferior), Estado do Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Belém**, **25**: 1-26.
- VIEIRA, E.M.; PRADO, A.G.S.; LANDGRAF, M.D.; REZENDE, M.O.O. 1999. Estudo da adsorção/desorção do ácido 2,4 diclorofenoxiacético (2,4D) em solo na ausência e presença de matéria orgânica. **Química Nova**, **22** (3).
- VIEIRA, L. S. & SANTOS, P. T. C. dos. 1987. **Amazônia: seus solos e outros recursos naturais**. São Paulo: Agronômica Ceres, 416p.
- VIEIRA, M.L. & GALDINO, S. 2003. **Emprego do pesticida na agropecuária da Bacia do Alto Paraguai e potencial de contaminação do Pantanal**.
- VIELHAUER, K.; DENICH, M.; SÁ, T. D. D. A .; KATO, O. R.; KATO, M. DO S. A.; BRIENZA JUNIOR, S.; VLEK, P. L. G. 2001 Land-use in a mulch-based farming system of small holders in the Eastern Amazon: In: TEUTSCHER TROPENTAG, Bonn, **Proccedings...**, CD-ROM.
- WICKEL, A.J.; VAN DEGIESEN, N.C; SÁ, T.; MELO JR. H.R.; VLEK, P.L.G.; VIELHAUER,K.; DENICH, M. 2002. **Water and nutrient dynamics at various spatial scales of the Cumaru Watersheld, Eastern Amazon region, Brazil**: first results. Washington D. C., USA: Sprig Meeting American Geophysical Union (AGU).May.