

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

**PERDAS DE SOLO E MERCÚRIO EM DIFERENTES USOS
E MANEJOS DA TERRA NA REGIÃO DO BAIXO TAPAJÓS**

PAULA DURANTE TAGLIARI

ORIENTADOR: HENRIQUE MARINHO LEITE CHAVES

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

BRASÍLIA/DF: AGOSTO – 2009

FICHA CATALOGRÁFICA

TAGLIARI, PAULA DURANTE

Perdas de Solo e Mercúrio em Diferentes Usos e Manejos da Terra na Região do Baixo Tapajós.

xvii, 116p., 210 x 297 mm (EFL/FT/UnB, Mestre, Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Florestal

1. Erosão	2. Concentração de Mercúrio no solo
3. Uso e manejo do solo	4. Rio Tapajós
I. EFL/FT/UnB	II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

TAGLIARI, P. D. (2009). Perdas de Solo e Mercúrio em Diferentes Usos e Manejos da Terra na Região do Baixo Tapajós.

Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais, Publicação PPGEFL.3108-129/09
Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 116p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTORA: Paula Durante Tagliari.

TÍTULO: Perdas de Solo e Mercúrio em Diferentes Usos e Manejos da Terra na Região do Baixo Tapajós.

GRAU: Mestre

ANO: 2009

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Paula Durante Tagliari

QE I4 conjunto E casa 14, Guará I.

71.015-051 Brasília – DF – Brasil.

Dedico esta dissertação às populações das comunidades São Tomé, Agrovila Araipa e Nova Estrela.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao Professor Henrique Marinho Leite Chaves pela orientação e incentivo durante o desenvolvimento deste trabalho;

Aos Professores e Diretores do Projeto PLUPH, Robert Davidson e Marc Luccote pela oportunidade de trabalho e financiamento com bolsa PLUPH, além das boas conversas e viagens pelo Tapajós;

À Professora Frédérique Seyler (Instituto de Geociências – UnB) pela atenção e ensinamentos durante o período do Mestrado;

Aos Professores Jean Remmy (UFRJ), Fernando Barbosa (USP) e Raimundo Cosme (EMBRAPA Oriental) pela ajuda nos trabalhos de campo e pelas trocas de idéias no Barco Dona Zizi;

Ao Professor Francisco Assis de Oliveira (UFRA), pela atenção e disponibilidade do Laboratório de Física do Solo da Universidade Federal Rural da Amazônia;

À querida amiga Helen Gurgel, por toda a atenção, ensinamentos e principalmente pela lealdade criada com a nossa amizade;

Ao meu grande amigo, Fábio Sidônio, presente lindo do projeto PLUPH para a minha vida;

Aos meus queridos amigos do Projeto PLUPH: Fernando Braga, Anderson Martins de Souza Braz, Juliana Valentini, Marion Quartier, Natacha Lecours e Marina Caetano, por todo o companheirismo no barco e nos trabalhos de campo e mais ainda pela amizade e carinho;

Às minhas colegas de Mestrado, Aninha, Patrícia, Raquel e Deise pelo apoio e companheirismo;

Aos demais professores do Departamento de Engenharia Florestal da Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília;

Aos meus amigos do Ministério da Saúde, Marina Freire, Alysson Lemos, Poliana Maia e Priscila Bueno pelo apoio na finalização deste trabalho.

À tripulação do Barco Dona Zizi: Mary, Domingas, Preto, Djalma e capitão Davi, por toda a presteza oferecida durante nossas viagens;

A todas as pessoas das comunidades São Tomé, Nova Estrela e Agrovila Araipa, que nos receberam com absoluta confiança e hospitalidade;

Ao colega Rogério Vereza por todo o auxílio com o manuseio do programa Arcview e pela sua atenção ao meu trabalho;

À minha amiga mais que especial, Cristiane Lopes de Oliveira, por todo o apoio e ajuda com essa dissertação, além do apoio emocional e amizade e tudo desde quando nos conhecemos.

Às minhas outras grandes amigas, Patrícia Santana, Fabiana Gomes, Lorena Travaglia, Juliana Machado e Isabel Lazzarotti por acreditarem no meu potencial dando força e ânimo nos momentos difíceis;

Ao meu querido Diogo Dauster Pontual por sempre acreditar e incentivar a minha caminhada acadêmica, aos seus pais, Luiz Augusto Pontual e Carla Dauster, também por total apoio desde quando entrei na faculdade;

À minha grande família: Angela Durante, Angelo Durante, Jane Nicolodi, Juventina Antunes, Joaquim Vieira, Rodrigo Durante Vieira, Luiza Durante Vieira, Anama Durante Araldi, Marisa Durante, Daniel dos Santos e Elizandro Paim, que sempre estiveram ao meu lado, acreditaram e apostaram em mim!

À Deus e aos meus amigos de luz que me deram forças para buscar sempre o melhor da vida, crescer e evoluir a cada dia!

Agradeço de coração a todos os citados e também a todos aqueles que direta ou indiretamente estiveram ao meu lado durante o período deste trabalho!

RESUMO

PERDAS DE SOLO E MERCÚRIO EM DIFERENTES USOS E MANEJOS DA TERRA NA REGIÃO DO BAIXO TAPAJÓS, AMAZÔNIA BRASILEIRA.

Autora: Paula Durante Tagliari

Orientador: Henrique Marinho Leite Chaves

Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais

Brasília, Agosto de 2009.

Na Amazônia, algumas iniciativas de pesquisa buscam utilizar a abordagem ecossistêmica em saúde humana para esclarecer as relações sinérgicas do desmatamento com a ocorrência da contaminação por mercúrio nos ecossistemas aquáticos.

Análises experimentais apontam para a existência de uma fonte de contaminação mercurial distinta do garimpo do ouro – por muito tempo considerado como a única origem do mercúrio contaminante dos ecossistemas aquáticos. Observou-se a presença natural do metal nos solos. Outros estudos apontam para influência do desmatamento sobre a mobilização do mercúrio, estocado no horizonte orgânico do solo, ao ecossistema aquático, onde sofre bioacumulação ao longo da cadeia trófica, afetando as comunidades que utilizam os recursos pesqueiros para seu consumo alimentar.

Este trabalho supõe que a erosão é o principal meio deste metal chegar aos corpos d'água, tornando-se tóxico ao homem. Pretende-se avaliar a erosão do solo na região do Baixo-Tapajós no estado do Pará, utilizando a Equação Universal de Perdas de Solo, em três comunidades: São Tomé, Agrovila Araipa e Nova Estrela e consequentemente o teor de mercúrio nesses solos.

ABSTRACT

LOSS OF SOIL AND MERCURY ACCORDING TO DIFFERENT LAND USES AND MANAGEMENT IN THE AREA OF THE LOW TAPAJÓS, BRAZILIAN AMAZON.

Author: Paula Durante Tagliari

Supervisor: Henrique Marinho Leite Chaves

Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais

Brasília, August of 2009.

In the Amazon, some research initiatives have been seeking to use the ecosystem approach to human health, in order to clarify the synergistic relationships between deforestation and mercury contamination of the aquatic ecosystems.

Previous studies indicate that the source of contamination originates from the process of using mercury amalgamation for gold extraction - long regarded as the single source of mercury contamination of aquatic ecosystems. However, there is also a natural presence of metals in soils, and other studies point to the influence of deforestation on the mobilization of mercury stored in organic horizon soil. The aquatic ecosystem is prone to bioaccumulation Hg along the food chain, and human communities are exposed through daily consumption of contaminated fish.

This thesis shows that soil erosion is the primary process by which this metal reaches the water, and become toxic to humans. The intent is to assess and evaluate soil erosion in the region of the Low-Tapajos in the state of Pará, by using the equation of Universal Soil Loss in three communities: São Tomé, Agrovila Araipa and Nova Estrela, and consequently the concentration of mercury in these soils.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	01
Objetivos	03
Hipóteses	03
Justificativas	04
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	05
2.1. Região Amazônica	05
2.2. Rio Tapajós	06
2.3. Solo	09
2.3.1. Geologia e Geomorfologia	10
2.3.2. Padrões de Uso e Ocupação do Solo	11
2.3.3. Sistemas de Uso e Ocupação do Solo	13
2.3.3.1. Florestas	14
2.3.3.2. Áreas Antrópicas Agrícolas	18
2.3.3.3. Áreas Antrópicas não Agrícolas	23
2.3.4. Erosão	27
2.3.4.1. Erosão Laminar	28
2.3.4.2. Erosão Linear	28
2.3.4.3. Fatores Condicionantes dos Processos Erosivos	29
2.3.5. Modelos para a Estimativa de perdas de Solo	31
2.4. Mercúrio	32
2.4.1. Ocorrência do Mercúrio Natural no Solo	33
2.4.2. Ciclo do Mercúrio e Ciclo Hidrológico	36
2.4.3. Metilação do Mercúrio, Toxicidade e entrada na cadeia alimentar	38
2.5. Sistemas de Informações Geográficas	40
2.5.1. Geoprocessamento	41
2.5.2. Satélites LANDSAT	42
2.5.3. Satélites SPOT	43

3. MATERIAIS E MÉTODOS	45
3.1.Fatores da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS/USLE) para cálculo da erosão atual no Baixo-Tapajós	45
3.1.1. Erosividade da chuva (R)	46
3.1.2. Erodibilidade do solo (K)	48
3.1.3. Declividade (S) e Comprimento de Rampa (L)	49
3.1.4. Uso e Manejo do Solo (C) e Práticas Conservacionistas (P)	51
3.2.Escolha do Local e Coleta de Solos	52
3.2.1. Análise Física do Solo – Granulometria	54
3.3.Análise de Mercúrio no Solo	58
3.4.Entrada dos dados	58
3.4.1. Base Cartográfica	59
3.4.2. Softwares Utilizados	59
3.5.Imagens da Área de Estudo	60
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	64
4.1.Análise Física e Química das Amostras de Solo	64
4.2.Análise da Perda de Solo	69
4.2.1. Erosividade da chuva (R)	69
4.2.2. Erodibilidade do solo (K)	76
4.2.3. Comprimento de Rampa e Declividade (L e S)	82
4.2.4. Uso e Manejo do Solo e Práticas Conservacionistas (C e P)	88
4.2.5. Estimativa da Erosão Atual (A)	93
4.3.Análise da Perda de Mercúrio no Solo	96
5. CONCLUSÕES	101
6. RECOMENDAÇÕES	102
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	103
APÊNDICES	112

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Diversificados usos e coberturas do solo.	12
Tabela 4.1 Resultados em percentual da análise granulométrica feita segundo BRAZÃO, 2006.	64
Tabela 4.2. Resultados de concentração de mercúrio (ng/g) e % de matéria orgânica realizadas segundo PITCHER et al. (1999) e VERLENGIA & GARGANTINI (1968).	66
Tabela 4.3. Valores mensais e anuais das chuvas para o município de Aveiro – PA.	68
Tabela 4.4. Valores de erodibilidade e dos outros fatores da Equação para os transectos analisados.	78
Tabela 4.5. Comprimento das rampas dos transectos analisados.	83
Tabela 4.6. Valores dos fatores CP para classes de uso de solo. (Modificada de PARANHOS FILHO et al. 2003).	88
Tabela 4.7. Fator C para as classes observadas na área de estudo. (LEPRUN, 1988 e WISCMEIER, 1975).	88
Tabela 4.8. Tipo de uso do solo e os valores respectivos dos fatores CP para cada transecto.	89
Tabela 4.9. Valores dos fatores da Equação Universal de Perda de Solos.	90
Tabela 4.10. Concentração de Mercúrio em solos de capoeira.	93
Tabela 4.11. Concentração de Mercúrio em solos de floresta.	94
Tabela 4.12. Concentração de Mercúrio em solos de pasto.	94

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Bacia hidrográfica do Tapajós (adaptada de TRANCOSO <i>et al.</i> 2005)	06
Figura 2.2. Mapa destacando o Rio Tapajós (amarelo) desaguando no Rio Amazonas (fonte: http://www.transportes.gov.br/bit/hidro/figuras/map-tapajos.gif).	07
Figura 2.3. Vista externa (A) e interna (B) de Floresta Primária.	13
Figura 2.4. Floresta impactada, clareira.	14
Figura 2.5. Savana Amazônica.	15
Figura 2.6. Falsos campos.	16
Figura 2.7. Agricultura: bananal (A) e produção de mandioca (B).	18
Figura 2.8. Agricultura associada com capoeira	19
Figura 2.9. Agricultura associada à pastagem.	20
Figura 2.10. Pastagem onde originalmente havia vegetação florestal.	21
Figura 2.11. Pastagens associadas com a capoeira	22
Figura 2.12. Associação tripla entre pastagem, agricultura e capoeira	22
Figura 2.13. Área urbanizada da comunidade de Nova Estrela	23
Figura 2.14. Extração de calcário na Comunidade de São Tomé	24
Figura 2.15. Capoeira.	25
Figura 2.16. (A e B). Áreas arenosas – Rio Tapajós	25
Figura 2.17. Corpo d'água, no Tapajós.	26
Figura 2.18. Transporte e distribuição do Hg no ambiente. (Fonte: WISCONSIN MERCURY SOURCEBOOK, 1997)	37
Figura 2.19. Imagens de satélite para estudos ambientais. Fonte: Florenzano, 2002.	43
Figura 2.20. Satélite SPOT.	44
Figura 3.1. Localização da área das três comunidades de estudo: São Tomé, agrovila Araipá e Nova Estrela.	52
Figura 3.2. Esquema da forma de coleta composta de solos. Foram feitos 14 transectos como este, contendo cada um, 3 linhas e 9 pontos, em uma área com declividade	53
Figura 3.3. Coleta de solo feita com um trado	54
Figura 3.4. Correlação entre % de areia fina e % de areia total, utilizada para o cálculo da % de areia fina da análise granulométrica do solo	57

Figura 3.5. Ilustração da sequência metodológica de granulometria do solo	58
Figura 3.6. Identificação das classes texturais de amostras de terra pelo triângulo textural. As setas estão indicando a maneira com que é feita a identificação da classe textural. No exemplo, a classe textural francoargilosa (ponto compreendido por um ponto) é identificada quando da convergência das setas representantes dos teores de areia (30%), argila (35%) e silte (35%). Fonte: LEMOS e SANTOS (1996).	59
Figura 3.7. Imagens SPOT 5 que compreendem a área de estudo	62
Figura 3.8. Imagem SRTM 90 metros, onde a variável analisada foi a altitude. Nesta imagem, conforme mais claro mais alto e conforme mais escuro, o relevo é mais baixo.	63
Figura 4.1. Distâncias entre Aveiro e as Comunidades de estudo: São Tomé, Agrovila Araipa e Nova Estrela.	67
Figura 4.2. Variação entre a precipitação média mensal e o desvio padrão mensal em Aveiro, Pará.	69
Figura 4.3. Comparação mensal do fator de erosividade (R) entre dois municípios do estado do Pará: Aveiro e Conceição do Araguaia.	70
Figura 4.4. Valores percentuais do índice de erosividade (R), coeficiente de chuva (Rc) e precipitação (P) para o município de Aveiro no período de 1978-1989, 1992, 1995-2002 e 2005-2006.	71
Figura 4.5. Área de estudo com os pontos de coleta de solos demarcados em amarelo.	73
Figura 4.6. Triângulo textural com os percentuais da análise física do solo coletado nas comunidades de São Tomé, Agrovila Araipa e Nova Estrela (1) e Triângulo textural ilustrativo (2).	74
Figura 4.7. Bacia Hidrográfica de estudo, representando os tipos de solos segundo o banco de dados do ZEE – BR 163 - Embrapa Oriental.	75
Figura 4.8. Gráfico mostrando uma alta correlação de 0,73 entre a concentração de mercúrio no solo e os valores de erodibilidade do solo.	77
Figura 4.9. Representação da relação entre as cotas e as distâncias dos fatores topográficos do Transecto 01 da área de estudo.	79
Figura 4.10. Representação da relação entre as cotas e as distâncias dos fatores topográficos do Transecto 02 da área de estudo.	80
Figura 4.11. Representação da relação entre as cotas e as distâncias dos fatores topográficos do Transecto 03 da área de estudo	80
Figura 4.12. Representação da relação entre as cotas e as distâncias dos fatores topográficos do Transecto 04 da área de estudo.	81
Figura 4.13. Representação da relação entre as cotas e as distâncias dos fatores topográficos do Transecto 09 da área de estudo.	81
Figura 4.14. Representação da relação entre as cotas e as distâncias dos fatores topográficos do Transecto 10 da área de estudo.	82

Figura 4.15. Representação da relação entre as cotas e as distâncias dos fatores topográficos do Transecto 12 da área de estudo.	82
Figura 4.16. Representação da relação entre as cotas e as distâncias dos fatores topográficos do Transecto 13 da área de estudo.	83
Figura 4.17. Modelo numérico do terreno da bacia de estudo	86
Figura 4.18. Imagem SPOT, representando o uso do solo nas três comunidades de estudo	87
Figura 4.19. Fotos de Floresta Primária (1); Floresta pós queimada (2); Plantação de mandioca (3) e Capoeira (4), tiradas na área de estudo das três comunidades	87
Figura 4.20. Perda de solo em t/ha.ano para cada tipo de uso do solo analisado e a linha de tolerância de perda de solo, indicando apenas a floresta como uso sustentável.	91
Figura 4.21. Perda de solo em t/ha.ano para cada tipo de uso e manejo do solo atual e uso utilizando o SAF e linha de tolerância de perda de solo.	92
Figura 4.22. Concentração de mercúrio nos diferentes usos da terra. A maior concentração ocorre na floresta, seguido do pasto e capoeira.	95
Figura 4.23. Perda de mercúrio por Kg/ha.ano e o uso observado do solo na área de estudo.	96
Figura 4.24. Relação entre a perda de mercúrio por kg/ha.ano e a perda de solo por t/há.ano apresentando alta correlação entre elas.	96
Figura 4.25. Comparação entre a Perda de solo (x10 t/ha.ano) e a Perda de mercúrio (kg/ha.ano) para o uso antrópico da terra (agricultura, pasto), floresta e para o uso com Sistemas Agroflorestais (SAF).	97
Figura 4.26. Apresentação às comunidades São Tomé, Agrovila Araipa e Nova Estrela do Projeto Bragantino	99

LISTA DE SIGLAS

BPMs - Boas Práticas de Manejo

cm – Centímetro

CVAFS – Espectrometria de Fluorescência Atômica com Vapor Frio

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

g – Grama

IRD - *Institut de Recherche Pour Le Développement*

Km – Quilômetro

Kg – Quilo grama

m – Metro

mg - Miligrama

ml – Mililitro

ng – Nano grama

PLUPH - Poor Land Use, Poor Health / Uso Inadequado da Terra, Saúde Precária

RPM – Rotações por Minuto

SAF – Sistemas Agroflorestais

TFSA – Terra Fina Seca ao Ar

TFSE – Terra Fina Seca em Estufa

USLE/EUPS – *Universal Soil Loss Equation* / Equação Universal de Perda de Solo

1. INTRODUÇÃO

Com o incremento da atividade humana na região amazônica, a pressão sobre os recursos naturais foi fortemente intensificada. Essa sobrecarga tem gerado um grande desequilíbrio na região, através da introdução de substâncias exóticas para suprir atividades humanas, da movimentação de substâncias que naturalmente ficam depositadas no solo, em função do desmatamento, entre diversos outros processos.

Um dos efeitos deletérios observados é o aumento da concentração de mercúrio nos cursos de água, que tem resultados danosos para toda a cadeia trófica, e conseqüentemente para o homem, situado no topo da cadeia.

Desde o final dos anos 80, a questão do comportamento do mercúrio no ambiente amazônico e de sua toxicidade vem sendo analisada por pesquisadores, na tentativa de determinar o verdadeiro risco que este elemento apresenta para o meio ambiente (WASSEMAN *et al.* 2001). Ocorre que, embora muitos avanços tenham sido obtidos ao longo deste tempo, ainda há carência de programas sistemáticos de mapeamento e monitoramento da contaminação por mercúrio em todo o território amazônico, dificultando, assim, a precisa determinação dos caminhos que este metal percorre antes de constituir perigo ao ser humano.

O mercúrio encontrado no ambiente amazônico provém de diversas fontes, algumas naturais e outras derivadas da atividade humana. O garimpo de ouro, iniciado na região amazônica em 1979 (CLEARY, 1994), promove o lançamento de grandes quantidades do metal no ambiente. Uma parcela do metal se dilui nas águas dos rios e a outra sofre volatilização, atingindo a atmosfera para depois, retornar aos solos e rios na forma de chuvas.

Os solos representam uma outra fonte de mercúrio com permanência mais longa do que em outros depósitos. Um trabalho realizado por ROULET *et al.* (2000) mostra que 90% do conteúdo de mercúrio presente nos solos amazônicos é natural, atingindo os rios provavelmente através de desmatamentos, erosões e lixiviações, encontrando as condições ideais para a metilação e, conseqüentemente, contaminação dos peixes e contaminação do homem, já que o pescado é a fonte de proteína mais importante das populações ribeirinhas da região.

O processo de movimento de mercúrio pelo solo depende do tipo de uso e manejo do solo, sendo que, em condição de mata natural, as perdas de mercúrio são pequenas, sem

impactos ao meio ambiente e à vida humana (ALMEIDA, 2005). Quando o solo é exposto, há evidências que o mercúrio é mobilizado, podendo levar ao seu acúmulo na água, e sua entrada na cadeia trófica (ROULET *et al.* 1999), ou seja, existe uma forte correlação entre o mau manejo do solo e a contaminação por mercúrio das águas, peixes e população locais.

Através de estudos das características climáticas de 30.000 anos atrás, foi possível associar o clima mais seco à maiores emissões de mercúrio (LACERDA *et al.* 1999). A explicação para este fenômeno é que o clima mais seco aumenta a incidência de incêndios florestais, que lançam o mercúrio presente nos solos e na biomassa vegetal à atmosfera, para então retornar ao solo junto com as chuvas. Este ciclo que aumenta a concentração do metal nas regiões mais úmidas (como os igarapés, por exemplo), menos propensas a queimadas e, conseqüentemente, com maior quantidade de mercúrio acumulado (VEIGA *et al.* 1994).

Fica claro, então, que apesar de o mercúrio ocorrer em condições naturais, ele se apresenta em quantidades e distribuições que são inócuas ao meio ambiente. Por outro lado, a intervenção humana, seja através da liberação de mercúrio devido a realização do garimpo de ouro, seja através da retirada da cobertura vegetal ou da realização de queimadas, tem enorme potencial para perturbar esse equilíbrio (SAMPAIO DA SILVA *et al.* 2009).

Uma das formas do mercúrio nocivas aos seres-vivos e observadas na área de estudo, é o metil-mercúrio (MeHg). Ocorre quando o mercúrio sofre a ação de microorganismos que modificam sua forma química, através de reações como a oxidação, a metilação e a demetilação. Ele é formado, principalmente, através da ação de microorganismos, predominantemente as bactérias sulfato-redutoras, e em menor quantidade através de processos químicos, sem a ação de seres-vivos.

O MeHg atinge ao ser humano através da ingestão de alimentos contaminados (principalmente peixes) e produz efeitos tóxicos irreversíveis, tais como: danos ao sistema nervoso central, inibição de sínteses protéicas, alteração de atividades enzimáticas (PASSOS & MERGLER, 2008).

OBJETIVOS

Este trabalho teve como objetivos principais a estimativa da perda de solo e de mercúrio de áreas antropizadas na região do Médio Tapajós e a correlação entre o tipo de uso do solo e a perda de mercúrio. Como fomento a esses objetivos, serão analisados, sempre sob a óptica da erosão, os diferentes hábitos de manejo do solo e produção agrícola das comunidades presentes na região estudada.

E por fim, identificar alternativas de uso e manejo do solo capazes de reduzir a perda de solo e de mercúrio na região.

HIPÓTESES

Este trabalho abordará duas hipóteses, são elas:

As perdas de solo e de mercúrio em sistemas de produção agropecuária tradicionais da região de estudo do Médio Tapajós são significativas quando comparadas com as condições de mata natural e essas perdas podem ser reduzidas com a adoção de boas práticas de manejo (BPMs).

JUSTIFICATIVA

A região amazônica possui as maiores reservas de água doce do mundo e além disso o consumo de pescados é a principal fonte de proteína para as comunidades locais.

É, então, fundamental que se entenda e mitigue todos os processos que têm potencial para danificar os ecossistemas aquáticos daquela região.

Apesar de vários estudos científicos na região do Médio Tapajós terem identificado a ligação entre o mau manejo do solo e a contaminação por mercúrio das águas, peixes e população locais, ainda não foram identificados os mecanismos de transporte de mercúrio do solo até os corpos d'água.

A Floresta Amazônica em sua condição natural, sem distúrbio, apresenta perdas muito baixas de mercúrio, que é mobilizado conforme aumentam os distúrbios na cobertura florestal original.

Por conseguinte, esse trabalho se justifica pela associação de dois fatos incontestáveis:

- A preservação do meio-ambiente na região amazônica é condição *sine qua non* para a conservação do planeta inteiro e, mais imediatamente, para a conservação da saúde de milhões de pessoas.
- O aumento na concentração de MeHg já é notado e já tem causado danos, precisando, portanto, ser interpretado e estancado com a maior brevidade possível.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. REGIÃO AMAZÔNICA

A Amazônia abrange uma grande diversidade de ecossistemas, incluindo, floresta de terra firme, floresta inundada, várzea, igapó e savanas. Sua área abrange o território de oito países, sendo que o Brasil detém 63,88% de sua área total (TRANCOSO *et al.* 2005).

Portanto a diversidade da Amazônia vai desde a floresta densa aos campos naturais, passando por regiões de floresta aberta e de cerrados, além de áreas de agricultura - tanto em larga escala como de forma pequena e itinerante, pecuária e extrativismo. Em seu conjunto, a Amazônia é a maior reserva de biodiversidade do planeta e contém quase 10% da água doce disponível no mundo (REBOUÇAS, 1999 e MMA, 2000), além de ser depositária de valiosa fonte de serviços naturais e de um estoque genético que pode ser a origem de novos medicamentos e alimentos.

Nas últimas décadas a Amazônia, vem sendo amplamente alterada pela crescente presença humana e seus modos de exploração dos recursos naturais, principalmente na sua vertente sul onde se localiza o arco do desmatamento (TRANCOSO *et al.* 2005). Esta forma geográfica de arco é decorrente da expansão da zona de fronteira agrícola nas periferias da Amazônia, tendo a pecuária e posteriormente a soja como formas predominantes de uso da terra, além da exploração de minérios (FEARNSIDE, 1999).

Isto tem motivado diversos estudos relatando possíveis impactos hidrológicos, associados às mudanças no uso e cobertura do solo em diversas partes do mundo, comprometendo a integridade dos ecossistemas e conseqüentemente a disponibilidade de água em quantidade e qualidade adequada para o consumo humano (ANDREASSIAN, 2004; BRUIJNZEEL, 2004).

2.2 RIO TAPAJÓS

A bacia do Rio Tapajós (Figura 2.1) drena os estados do Mato Grosso, Pará e Amazonas e tem suas cabeceiras na região norte do Mato Grosso, que nos últimos anos, são perturbadas pela expansão da fronteira agrícola, motivada principalmente pela cultura da soja e pela ampla presença de cerrado neste setor (BALLESTER *et al.* 2003). A estrada BR-163 que liga Cuiabá a Santarém cruza grande parte de sua área, e é um importante vetor do desflorestamento, com uma área total de mata destruída de 69.785,9 Km², que corresponde a 13,1% da bacia (SOARES FILHO *et al.* 2004).

A bacia do Rio Tapajós possui 14,4% de terras indígenas, que contribuem para desacelerar o desflorestamento, pois a bacia tem apenas 5,5% de seu território coberto por unidades de conservação (TRANCOSO *et al.* 2005).

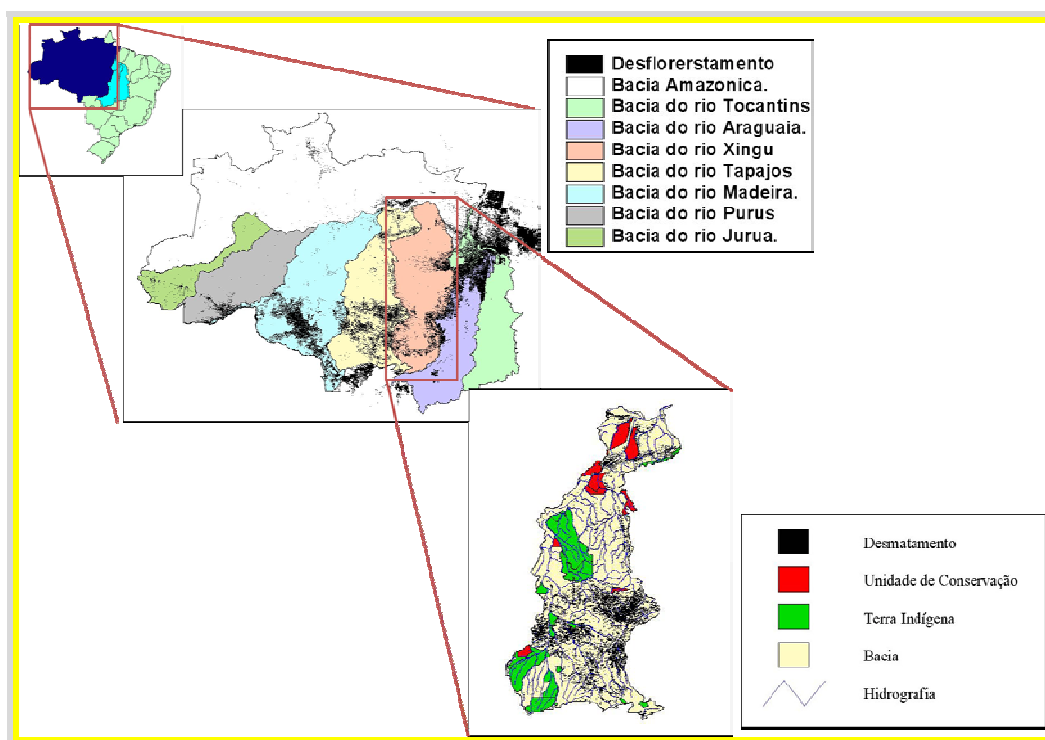


Figura 2.1. Bacia hidrográfica do Tapajós (adaptada de TRANCOSO *et al.* 2005)

Os formadores do Rio Tapajós que mais se destacam são o Rio Arinos, de maior vazão d'água e o Rio Juruena. O Arinos tem suas nascentes no tabuleiro de um contraforte da Serra Azul, em cotas aproximadas de 400 metros. Percorre cerca de 760 km até unir-se com o Juruena. Sua declividade é acentuada nos primeiros 50 km, amenizando-se nos 706 km, até sua barra, para a média de 18 cm/km. O Juruena nasce nas encostas setentrionais da Serra dos Parecis em altitudes próximas a 700m. Recebe grande número de tributários até sua confluência com a Arinos, tendo já percorrido cerca de 850 km. Entretanto, somente 425 km a jusante, onde recebe pela margem direita o afluente Capitão Teles Pires, é que o rio assume a denominação de Tapajós. O Tapajós percorre uma extensão da ordem de 795 km, até desaguar na margem direita do Amazonas (Figura 2.2). Apresenta declividade média inferior às dos seus formadores, um leito acidentado até a Cachoeira de Maranhãozinho e grande número de ilhas deste ponto para jusante (MINISTÉRIO DOS TRANSPORTES, 2000).



Figura 2.2. Mapa destacando o Rio Tapajós (amarelo) desaguando no Rio Amazonas (fonte: <http://www.transportes.gov.br/bit/hidro/figuras/map-tapajos.gif>).

2.3 SOLO

O solo constitui o recurso natural básico de uma nação. É um recurso renovável se conservado e usado devidamente, sendo que seu uso indevido tem na erosão uma das mais nefastas degradações do recurso da terra.

A superfície da terra é o local onde se desenvolve quase a totalidade das atividades humanas e é em geral coberta por solos. O solo é uma camada viva, no sentido do processo permanente da sua formação, a partir da alteração das rochas e de processos pedogenéticos comandados por agentes físicos, químicos e biológicos. Este processo ocorre ao longo de centenas de anos e é contrabalanceado pelo processo de erosão que remove seus constituintes, sobretudo pela ação da água de chuvas. Portanto, na superfície da terra há um quadro extremamente dinâmico no qual, diversos processos atuam de forma contraditória, formando e erodindo os solos.

Neste quadro, a erosão é considerada normal, entretanto, esse “equilíbrio” pode ser rompido com sua intensificação, podendo ser acelerada e sendo mais veloz que os processos de formação dos solos, não permitindo assim, que os solos se regenerem.

Os solos das regiões tropicais apresentam, em geral, baixa fertilidade natural e potencial, exigindo elevados investimentos para a sua melhoria, de forma a torná-los aptos à produção agrícola.

Os solos amazônicos contêm concentrações bastante elevadas de mercúrio. Segundo ROULLET *et al.* 1996, este metal forma algum tipo de complexo com o ferro, cuja a natureza ainda é uma incógnita. Conforme essa afirmação, esta associação entre mercúrio e ferro seria amplamente verificável em toda a Amazônia e assim, o mercúrio teria uma origem natural e não antropogênica, como se imaginava.

2.3.1 Geologia e Geomorfologia

A região do Tapajós compreende unidades com idades que variam desde o Arqueano até o Cenozóico e representa a mais importante província aurífera aluvionar do país (PEDROSO *et al.* 1998). Entretanto, o nível de conhecimento geológico disponível sobre estes depósitos é limitado, provavelmente devido a pouca ênfase dada aos estudos sobre ambientes supergênicos. Problemas típicos de regiões tropicais, tais como: a densa cobertura vegetal, a inexistência de estradas e acessos, a presença de estações climáticas bem definidas com períodos chuvosos severos, o espesso capeamento de solos e o elevado grau de alteração intempérica das rochas dificultam e encarecem a realização de quaisquer atividades de pesquisa na região.

A Província Mineral do Tapajós está inserida no contexto da Plataforma Amazônica (Cráton Amazônico), que atuou como área estável durante o desenvolvimento da orogênese Brasileira, sendo constituída por um embasamento de rochas magmáticas e metamórficas e por uma cobertura sedimentar-magmática. Sobre esse embasamento, passaram a se constituir as coberturas representadas pelas grandes bacias sedimentares paleozóicas. As coberturas jurássicas e mais novas transcendem os limites dessas bacias.

2.3.2 Padrões de Uso e Ocupação do Solo

O modelo de ocupação e a forma de uso da terra têm sido um processo desordenado em todo o país, com a retirada da vegetação para a prática de cultivos, não levando em conta áreas sensíveis à degradação ambiental (PINESE *et al.* 2008).

Ao longo dos últimos 30 anos, a região amazônica vem experimentando um acelerado processo de substituição da sua cobertura vegetal original por uma série de outros tipos de uso da terra oriundos de atividades antrópicas. A abertura de novos eixos de penetração deixou a região vulnerável, não somente ao desenvolvimento de diversos sistemas de produção, mas, sobretudo, a exploração desordenada dos recursos naturais.

Um fator determinante no processo de ocupação se deu a partir da criação do Plano de Integração Nacional (PIN), na década de 70. Neste período, a Amazônia começou um intenso processo de interiorização, ou seja, uma ocupação incentivada pelo governo militar considerando dois grandes eixos: as rodovias BR-163 (Cuiabá-Santarém) e BR-230 (Transamazônica). A partir destes dois eixos de penetração ao centro de uma região até então “desconhecida”, diversos processos de transformação da paisagem passaram a agir de forma mais intensa, gerando um grande mosaico de diferentes tipos de uso da terra.

Diversos fatores contribuíram para um avanço desordenado do homem sobre a paisagem florestal dominante, culminando em um ambiente altamente antropizado nas áreas mais críticas. Dentre estes fatores figuram:

- A migração de agricultores nordestinos com pouca ou nenhuma experiência na Amazônia;
- A inexistência de sistemas de produção adaptados as condições amazônicas;
- As crises econômicas e os problemas fitossanitários;
- A falta de instrumentos de planejamento e controle sobre os processos de ocupação do espaço.

Atualmente, pode ser observada a evolução de grandes núcleos populacionais, como Altamira e Itaituba (cidade próxima às comunidades de estudo) que exercem um papel de pólos de atração e irradiação, ao redor dos quais uma série de atividades econômica está associada.

A consolidação deste novo cenário e a crescente demanda da população local pela melhoria, não somente da infra-estrutura, mas principalmente da qualidade de vida dos pioneiros e dos novos imigrantes da região, resultaram em uma grande diversidade de uso e manejo do solo.

O uso da terra nas três comunidades de estudo, está voltado, principalmente, para as atividades relacionadas à agricultura familiar de subsistência com culturas temporárias de mandioca, arroz, milho, feijão, e algumas frutíferas como banana.

As técnicas de cultivo são rudimentares, baseiam-se em conhecimentos tradicionais de derrubada, corte e queima da cobertura vegetal. Ressalta-se que esse processo de preparo da terra geralmente ocorre entre os meses de agosto e novembro, utilizando, sobretudo, mão de obra familiar e agregados.

Os agricultores utilizam o sistema de rotação de terra, em que a cada período, que pode variar de 3 a 5 anos, o roçado é abandonado para o descanso do solo. Dessa maneira, um novo local é preparado em uma área de floresta, quando disponível dentro da propriedade da unidade familiar. Caso contrário, é reutilizada uma área onde já ocorreu a regeneração da vegetação, ou seja, a capoeira.

Outra atividade nas terras destas comunidades é a criação de gado, normalmente como atividade complementar, além de a mesma funcionar como uma espécie de poupança familiar. Entretanto, observa-se também que grande parte dos agricultores possui pequenas áreas com pastagens, sem necessariamente possuir gado. Esta situação se explica pelo fato desses agricultores terem expectativa de criar gado além do processo natural de preparo da terra, tem um momento que a terra não consegue mais se regenerar em capoeira, permanecendo como pasto.

Em relação ao extrativismo florestal, a prática é realizada apenas para subsistência e não para comércio. Da floresta são extraídos produtos que são usados como remédios, como o óleo de andiroba (*Carapa guianensis*) e copaíba (*Copaifera* sp).

2.3.3 Sistemas de Uso e Ocupação do Solo

Existem na região do Baixo Tapajós, conforme a diversidade das origens citadas acima, diversas formas de ocupações do solo na Amazônia como um todo. Na Tabela 1 estão presentes algumas destas formas, que são formadas por estruturas florestais e campestres (savana e campinarana), arbóreas, arbustivas, herbáceas e ou graminosas, em diversos estágios sucessionais de desenvolvimento, distribuindo-se por diferentes ambientes e situações geográficas.

Tabela 2.1. Diversificados usos e coberturas do solo.

Cobertura	Uso e Cobertura
Áreas de vegetação natural	Floresta
	Floresta impactada
	Savana
	Campinarana
Áreas antrópicas agrícolas	Agricultura
	Agricultura + capoeira
	Agricultura + pastagem
	Pastagem
	Pastagem + capoeira
Áreas antrópicas não agrícolas	Pastagem + agricultura + capoeira
	Área urbanizada
	Área de mineração
Áreas de vegetação secundária	Capoeira
Superfícies descobertas	Áreas arenosas
Corpos d'água	Rios, lagos e igarapés

2.3.3.1 Florestas

As florestas (Figura 2.3) são fisionomias de grande expressão e se destacam pela exuberância de sua cobertura vegetal, com predomínio de árvores de grande porte, com dossel emergente ou com dossel uniforme.



Figura 2.3. Vista externa (A) e interna (B) de Floresta Primária.

As áreas de floresta impactada se destacam pela alteração da cobertura florestal. Esta alteração é bem evidente quando há presença de serrarias com diversos ramais de arraste de madeiras (Figura 2.4).



Figura 2.4. Floresta impactada, clareira.

As Savanas, áreas campestres, conhecidas regionalmente como cerrado, são preferencialmente de clima estacional, com aproximadamente seis meses secos, no entanto, podem ser encontradas também em clima ombrófilo, ou seja, esta cobertura vegetal ocorre também em ambientes menos secos. Revestem variadas formas de relevo (Figura 2.5).



Figura 2.5. Savana Amazônica.

As campinaranas, também chamadas de falsos campos são áreas campestres com clímax edáfico arbóreo, arbustivo e gramíneo-lenhoso, muito bem definido nas áreas deprimidas, com solos Podzólicos, Hidromórficos e Areias Quartzosas Hidromórficas, com formas biológicas adaptadas a esses solos, quase sempre encharcados (Figura 2.6). Como são solos extremamente pobres, não servem para as atividades agropecuárias.



Figura 2.6. Falsos campos.

2.3.3.2 Áreas Antrópicas Agrícolas

Na década de 1970, planos ou programas de desenvolvimento, foram direcionados para favorecer a implantação de grandes projetos, por meio de subsídios e incentivos fiscais governamentais (MMA, 2000). Posteriormente, esses programas foram intensificados, dando ênfase à ocupação de cerrados e florestas, através da colonização agrícola e da exploração florestal. Facilitado pela construção de vias de acesso (estradas), o processo de colonização destacou-se pela ocupação de extensas áreas com atividades agropecuárias e florestais ao longo da rodovia Transamazônica.

As áreas antrópicas agrícolas são subdivididas em unidades simples (agricultura, pastagem) ou associação de classes (agricultura + capoeira; agricultura + pastagem; pastagem + capoeira; pastagem + agricultura + capoeira).

A agricultura é uma unidade de mapeamento simples que consiste em áreas cuja todas as atividades e processos de transformação são promovidos pelo homem, por meio de seu trabalho, no meio ambiente e que objetiva produzir alimentos e matérias primas (Figura 2.7). Vale ressaltar, que o avanço da cultura de soja não se prendeu unicamente às áreas de cerrado, mas também, às áreas desmatadas de floresta densa e àquelas constituídas predominantemente por pastagens degradadas. Merece destaque, ainda a cultura do cacau e da banana, que inclusive serve de sombreamento para a lavoura cacaeira, onde tem seu comércio voltado para o mercado regional e para a subsistência do produtor. Nas três comunidades de estudo, a agricultura é feita basicamente para subsistência e são cultivados principalmente a mandioca, o arroz, o feijão e a banana.



Figura 2.7. Agricultura: bananal (A) e produção de mandioca (B).

Existem duas possíveis associações com a agricultura: a capoeira e a pastagem. A associação da agricultura com a capoeira ocorre particularmente nas áreas dos projetos de assentamentos e está relacionada a um modelo de desenvolvimento da agricultura familiar. São regiões onde existe um predomínio da atividade agrícola, porém em virtude do baixo nível tecnológico empregado e da carência de mão-de-obra disponível, acabam sendo transformada em um mosaico de paisagens (Figura 2.8). O outro tipo de associação entre a agricultura e a pastagem, a agricultura tradicional de subsistência, é realizada simultaneamente com o plantio de sementes para a formação da pastagem. Desta forma, após a colheita da lavoura de subsistência o agricultor passa a contar com uma nova área de pastagem em sua propriedade (Figura 2.9). Este processo é realizado tanto sobre área de floresta primária como também sobre vegetação secundária em vários níveis de sucessão.



Figura 2.8. Agricultura associada à pastagem.



Figura 2.9. Agricultura associada à capoeira.

As Pastagens são terrenos resultantes do plantio de capim em áreas originalmente cobertas por vegetação com fisionomia florestal e sucessão secundária. São caracterizadas pelo formato geométrico e possuem grandes extensões de terras (Figura 2.10). Assim como a agricultura, formam diferentes tipos de associações. As pastagens associadas com a capoeira estão relacionadas basicamente a sistemas produtivos baseados na atividade pecuária e que em determinado período deixaram, por motivos variados, o surgimento e desenvolvimento da vegetação secundária sobre as áreas destinadas exclusivamente ao capim. É uma classe de uso muito freqüente e oriunda de antigas áreas florestais (Figura 2.11). Diferentemente das outras associações, a associação tripla entre a pastagem, agricultura e capoeira, possui como característica principal a manutenção de diversos sistemas produtivos, concomitantemente, e estão associados a produtores nos mais diversos níveis de desenvolvimento tecnológico. É mais presente, no entanto, em regiões com a predominância de assentamentos da reforma agrária e populações tradicionais que tem na agricultura familiar sua principal fonte de renda (Figura 2.12).



Figura 2.10. Pastagem onde originalmente havia vegetação florestal.



Figura 2.11. Pastagens associadas com a capoeira



Figura 2.12. Associação tripla entre pastagem, agricultura e capoeira.

2.3.3.3 Áreas Antrópicas não Agrícolas

As áreas antrópicas não agrícolas são representadas por todas as atividades transformadoras da paisagem, porém sem finalidade de produção de alimentos. Estão incluídas as Áreas Urbanizadas, de Mineração, com Vegetação Secundária, de Capoeira, com Superfícies Descobertas, Arenosas e Áreas de Corpos D'Água.

As Áreas Urbanizadas estão relacionadas, basicamente, com as sedes municipais e rodovias e estão ligadas ao desenvolvimento de projetos agropecuário, madeireiro, atividades turísticas, dentre outras. Nas áreas urbanizadas distinguem-se os diversos centros populacionais: cidades, vilas e povoados (Figura 2.13).



Figura 2.13. Área urbanizada da comunidade de Nova Estrela.

As Áreas de Mineração estão representadas pela extração do ouro, com ocorrência de garimpos, particularmente nas bacias do baixo e médio Tapajós. Em uma das comunidades de estudo, São Tomé, há uma área de extração de calcário (Figura 2.14).



Figura 2.14. Extração de calcário na Comunidade de São Tomé.

De acordo com o IBGE (1999) (Manual Técnico de Vegetação), áreas de vegetação secundária são aquelas onde houve interação humana para uso da terra, seja com finalidade mineradora, agrícola ou pecuária, descaracterizando a vegetação primária. Assim sendo, essas áreas, quando abandonadas, logo depois do seu uso antrópico, reagem diferentemente, de acordo com o tempo e o uso. A sucessão vegetal obedece a um ritmo, ao refazer o solo degradado pela ação predatória do homem.

A Área de Capoeira (Figura 2.15) é resultante da regeneração da floresta primária. Surge, ainda, após abandono de áreas utilizadas para agricultura e devido ainda a técnicas inadequadas de manejo de pastagens que propiciam a degradação do mesmo, através de invasão de plantas pioneiras que pode ser considerado o primeiro estágio no processo de sucessão.



Figura 2.15. Capoeira.

As Áreas de Superfícies Descobertas são caracterizadas pela ausência de vegetação de porte arbóreo, porém sem influência antrópica em sua origem de formação, como as áreas arenosas.

As Áreas Arenosas são formadas pelos depósitos dos sedimentos. Quando o rio possui seu gradiente menos elevado faz com que a ação da água, solape a base das falésias e acumule areia. Estas áreas são representadas por cordões praianos ao longo dos rios Tapajós e Xingu. As praias do rio Tapajós têm como uso o turismo e lazer, assim como no rio Xingu (Figura 2.16).



Figura 2.16 (A e B). Áreas arenosas – Rio Tapajós.

Os Corpos d'água são os leitos dos rios (Figura 2.17).



Figura 2.17. Corpo d'água, no Tapajós.

2.3.4 Erosão

Erosão, sob seu conceito, é o processo de desagregação ou desgaste de partículas de solo ou fragmentos e partículas de rochas, pela ação combinada da gravidade com a água, vento, gelo e de organismos vivos (plantas e animais), além da ação do homem. (IPT, 1986). É um processo geodinâmico que ocorre nos solos e acarreta grandes prejuízos para a sociedade, como perda de solos e a conseqüente degradação dos recursos hídricos, além de constituir a principal causa do empobrecimento precoce das terras produtivas (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1999). No Brasil, a água é o mais importante agente de erosão dos solos, onde atuam a chuva, os córregos, os lagos e os mares (SALOMÉ, 2005).

Atrelados à modernização da agricultura, com técnicas inadequadas às condições tropicais, vieram os desmatamentos da vegetação nativa, tornando os solos mais susceptíveis à formação de processos erosivos. (SOUZA, 2005).

O processo de erosão é acelerado pelo homem com a intensificação das técnicas de manejo rural, com o intuito de aumentar a produtividade. Tal fato tem mudado severamente a paisagem natural das florestas tropicais.

Partindo para o entendimento do processo erosivo, é importante saber que cada solo apresenta um índice de agregação entre suas partículas. A erosão ocorre quando o potencial de transporte da água e/ou do vento ultrapassa o limite de agregação das partículas de solo, desprendendo-as umas das outras e permitindo que possam então ser transportadas. Desta forma, a erodibilidade dos solos depende de suas propriedades, tais como teor de areia, silte e argila, teor de matéria orgânica, densidade aparente, porosidade e estabilidade de agregados, dentre outras. (GUERRA & CUNHA, 1996).

O tipo de cobertura vegetal também é de extrema importância para o entendimento do processo erosivo, pois a infiltração da água das chuvas é favorecida pela cobertura foliar, amortecendo parte da água que atingiria o solo, através da interceptação pelas folhas, liberando lentamente a água para a superfície do solo e as raízes que abrem caminho para a água descendente no solo. Por tanto, a vegetação contribui fortemente para o equilíbrio do ecossistema.

Além dos fatores naturais de física do solo e coberturas e paisagens, é necessário também que haja a integração com a participação e cooperação dos pequenos e grandes proprietários rurais. Desta forma, as possibilidades de êxito de conservação do solo são

maiores, desde que observados os seus interesses e que as práticas mecânicas sejam integradas a outras medidas de melhoria do sistema de produção. O controle à erosão deve ser o ponto de partida de qualquer empreendimento agrícola. Deveria ser a primeira preocupação dos agricultores, devido ao fato de a erosão causar também danos econômicos aos agricultores, pela perda de solo fértil, ou seja, perda das áreas agricultáveis.

2.3.4.1 Erosão Laminar

Também conhecida como erosão em lençol, caracteriza-se por um fluxo superficial não concentrado, que retira finas camadas de solo uniformemente (LIMA, 1999), quase imperceptíveis, porém “evidenciadas por tonalidades mais claras dos solos” (ALMEIDA FILHO, 2001).

2.3.4.2 Erosão linear

Origina-se do escoamento superficial concentrado, favorecido pela ação da erosão laminar, que retira os sedimentos mais finos, expondo ainda mais os sedimentos grossos, fato que favorece a formação de uma superfície irregular. Esta irregularidade, associada à chuva e declividade do terreno, favorece a formação de fluxo concentrado (LIMA, 1999). Em alguns casos, pode haver uma combinação entre escoamento superficial e subsuperficial (OLIVEIRA, 1994).

SANTOS (1997) ressalta a relação direta entre fluxo superficial e capacidade de infiltração da água no solo, afirmando que esta capacidade tende a diminuir com a continuação da chuva, estando também diretamente relacionada “à intensidade do evento chuvoso, à proximidade da superfície freática, ao grau de compactação e à porosidade do solo, além da vegetação e da topografia”.

2.3.4.3 Fatores condicionantes dos processos erosivos

Os processos erosivos são determinados por cinco fatores naturais que influenciam na intensidade dos processos, de acordo com BELLINAZZI JÚNIOR *et al.* (1981).

Clima

Fator fundamental, pois controla os regimes pluviométricos que determinam a quantidade de chuva de uma região. O índice que expressa a capacidade da chuva provocar processos erosivos é denominado de erosividade, sendo este um fator importante para a quantificação da perda de solo (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1985).

Solo

Uma das principais características do solo é a sua maior ou menor resistência aos processos erosivos oriundos do escoamento superficial da água. Denomina-se esta resistência de erodibilidade, fator natural que explica a capacidade do solo em ser erodido ou não de acordo com sua fragilidade ou resistência (ALMEIDA FILHO & RIDENTE JUNIOR, 2001). Essa resistência está baseada em características como textura, estrutura, porosidade e profundidade.

Topografia

Declividade e comprimento da encostas são fatores naturais que explicam o condicionamento de perdas de solo (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1990). Quanto maior for a rampa (comprimento da encosta ou vertente) maior será a velocidade do escoamento superficial pluvial e, conseqüentemente, maior o poder erosivo (KUROMSKI, 1962).

Cobertura vegetal

É o fator natural mais importante, pois auxilia na defesa do solo contra a ação erosiva das chuvas. Quanto maior a cobertura vegetal, mais protegido estará o solo e, conseqüentemente, maior a dificuldade de desagregação das partículas deste solo. Este fator auxilia na proteção do impacto direto das gotas da chuva, na dispersão e quebra da energia do escoamento superficial pluvial, no aumento da infiltração pela produção de

poros no solo por raízes, e no aumento da capacidade de retenção de água por efeito da incorporação de matéria orgânica (ALMEIDA FILHO & RIDENTE JUNIOR, 2001).

Ação antrópica

A ação antrópica desordenada provoca drásticas modificações aos ecossistemas, enfatizando a erosão como provocadora de alterações nas formas de relevos e nos modelados (BIGARELLA & MAZUCHOWSKI, 1985). As mais significativas consistem na remoção das formações superficiais, dando origem ao truncamento dos solos, nos sulcos, ravinas e voçorocas, nas rupturas de declives, nos patamares de escorregamento nas encostas e nas pastagens de vertentes convexas para côncavas com nichos e lóbulos de movimento de massa. Esse fator é influenciado pela ação do homem no meio ambiente, iniciada pelo desmatamento, pelo cultivo de terra, implantação de estradas, criação e expansão das vilas e cidades, sobretudo quanto efetuadas de forma inadequada se tornam fator decisivo na aceleração dos processos erosivos (ALMEIDA FILHO & RIDENTE JUNIOR, 2001).

De acordo com a Global Assessment fo Soil Degradation (GLASOD) estima-se que 22% dos 8,7 bilhões de hectares de solo do mundo foram degradados, desde a segunda guerra mundial, e que uma degradação acelerada tem atingido de 5 a 10 milhões de hectares de terra por ano (KERR, 1998).

2.3.5 Modelos para estimativa de perdas de solo

A crescente preocupação com o processo de degradação do solo, do assoreamento e da poluição dos corpos d'água, contribuíram para o desenvolvimento de modelos matemáticos e geotecnológicos para predição da erosão e para o planejamento conservacionista.

Existem vários modelos de previsão dos processos erosivos. Cada qual parte de uma premissa diferente. Alguns modelos levam em consideração parâmetros dos solos, outros consideram as características físicas da região, outros analisam a erosão sob uma perspectiva localizada, outros de forma regional.

Talvez o trabalho que tenha apresentado a maior representatividade mundial o estudo que gerou a “*Universal Soil Loss Equation*” (USLE) ou Equação Universal de Perda de Solo (EUPS). A USLE utiliza o princípio da sobreposição dos efeitos e fornece o peso de material seco erodido por unidade de superfície de solo. Uma questão a se tratar é que as tabelas de valores estabelecidas pelo modelo para clima, culturas e tipo de solos foram obtidas em condições particulares dos Estados Unidos. Importante destacar também que essa equação tem base em estudos de erosão laminar.

Vários autores nacionais tentaram formular um modelo adaptado as condições brasileiras, de previsão de processos erosivos. Quase todos adotaram metodologia empírica na tentativa de caracterizar a erodibilidade.

Associados aos modelos matemáticos é possível realizar modelagens utilizando ferramentas geotecnológicas, o que enriquece o trabalho pela possível interpretação de mapas temáticos.

Entende-se por geoprocessamento, o conjunto de procedimentos computacionais que permitem a interpretação de mapas temáticos que, face à facilidade que se tem na sua visualização e manipulação de dados que integram esses mapas, possibilita a utilização desses dados de forma prática e precisa (BARROS, 1996).

A principal vantagem da aplicação desses modelos é focada na possibilidade de estudos em diferentes cenários, de forma rápida e com baixos custos.

2.4 MERCÚRIO

O mercúrio é um metal pesado de aspecto argênteo, inodoro, cujo símbolo Hg deriva do latim hydrargyrum, que, normalmente, é encontrado em dois estados de oxidação. Na sua forma elementar é um líquido denso, prateado, nas condições normais de temperatura e pressão. Pertence à família química dos metais do grupo IIB, da Tabela Periódica, juntamente com o cádmio e o zinco (HSDB, 2000).

As formas nas quais pode ser encontrado são: mercúrio metálico (Hg^0), mercúrio (I) e mercúrio (II), nas quais os átomos perdem um ou dois elétrons, respectivamente, formando o mercúrio mercurioso (Hg^+) e o mercúrio mercúrico (Hg^{2+}). Estes dois últimos, mercurioso e mercúrico, formam diversos compostos químicos orgânicos e inorgânicos.

O mercúrio pode ser especificado de duas maneiras, propostas por LINDQVIST *et al.* (1984), que dividiram os compostos mercuriais em:

- voláteis: mercúrio elementar, Hg^0 e metilmercúrio, $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$;
- espécies reativas particuladas solúveis em água: Hg^{2+} , HgX_2 , HgX_3^- , HgX_4^{2-} (onde X = OH-, Cl- ou Br-), HgO em partículas aerossóis, complexos de Hg^{2+} com ácidos orgânicos;
- espécies não reativas: CH_3Hg^+ , CH_3HgCl , CH_3HgOH e outros compostos organomercuriais, $\text{Hg}(\text{CN})_2$, HgS e Hg^{2+} ligado ao enxofre em fragmentos de matéria húmica.

O mercúrio elementar é a forma mais volátil dos compostos mercuriais, porém, o dimetilmercúrio também pode volatilizar-se. Os compostos mercuriais tendem a apresentar solubilidade em água bastante variada.

Algumas vezes, o termo genérico metilmercúrio (metilmercúrio) é usado para representar os compostos monometilmercuriais. Em alguns casos, a identidade exata destes compostos não é conhecida, exceto que contêm o cátion metilmercúrio, CH_3Hg^+ , associado tanto a um simples ânion como o cloreto, ou a moléculas de alto peso molecular, tais como proteínas, com cargas negativas ou positivas (WHO, 1990).

2.4.1 Ocorrência do Mercúrio Natural no Solo

A concentração aproximada de todas as formas de Hg na crosta terrestre é de 80 ppb. A seguir, são apresentados alguns dados relacionados à concentração de mercuriais no solo e no ar ambiental:

- em precipitados e condensados vulcânicos: condensados fumarólicos de 0,3 a 6 ppb de Hg, ácidos sulfúrico e hidrocloreídrico de 0,2 a 72 ppb de Hg;
- precipitados de hidróxidos de ferro: até 0,1% de Hg;
- 50 ppm de Hg no solo comprometem o crescimento de plantas e, solos que apresentam concentrações superiores a 1.000 ppm, são considerados tóxicos;
- em emissões vulcânicas observa-se, no solo e no ar desses depósitos de Hg, concentrações que variam de 0 a 2.000 ng/ m³;
- no solo e depósitos glaciais: solos normais, areia, etc - 20 a 150 ppb;
- no solo, próximo a depósitos de Hg ou de sulfetos, até 250 ppm;
- solos normais e húmicos: 60-200 ppb, 30-140 ppb, 25-150 ppb. (HSDB, 2000).

O Hg é encontrado em todos os tipos de rochas, sendo mais freqüente em calcário, arenito, serpentina, andesita, basalto e riolita (alkaline feldspar e quartzo) (CLAYTON, 1982).

O mercúrio é um elemento natural, desta forma, não pode ser criado ou destruído, e a mesma quantidade que existe nos dias de hoje no planeta existia desde que a Terra foi formada. Várias pesquisas indicam que atividades naturais e antrópicas redistribuem esse elemento nos ecossistemas terrestres, atmosféricos e aquáticos com uma combinação complexa de transformações e transporte (ALMEIDA, 2005).

O mercúrio é considerado um elemento raro, situado em 16º lugar no conjunto dos elementos conforme sua abundância na Terra, sendo o cinábrio (HgS), o minério de mercúrio mais difundido na natureza. Suas reservas naturais são avaliadas em cerca de 30

bilhões de toneladas. Sua utilização pelo homem é bem vasta, cerca de 80 indústrias diferentes utilizam o mercúrio, no mínimo, de 3000 maneiras diversas (AZEVEDO, 2003).

A presença de mercúrio na região Amazônica tem sido associada à mineração artesanal, conhecida como “garimpagem”, onde este metal na forma líquida é utilizado para recuperação de partículas de ouro (MALM *et al.* 1990). Do total de mercúrio lançado no meio ambiente, cerca de 50% são liberados para os cursos d’água durante o processo de extração e recuperação, e o restante para a atmosfera durante os procedimentos de queima do amálgama na separação do ouro (HACON *et al.* 1997). Entretanto, As informações sobre as quantidades de mercúrio utilizadas na atividade garimpeira e lançadas ao meio ambiente amazônico são extremamente contraditórias, sugerindo outras formas de contaminação (MASCARENHAS *et al.* 2004).

Através de estudos das características climáticas há 30.000 anos, foi possível associar o clima mais seco a emissões mais importantes de mercúrio (LACERDA *et al.* 1999). A explicação para este fenômeno é que o clima mais seco aumenta a incidência de incêndios florestais que lançam o mercúrio presente nos solos e na biomassa vegetal à atmosfera, para então retornar ao solo junto com as chuvas, ciclo que aumenta a concentração do metal em questão nas regiões mais úmidas (como os igarapés, por exemplo), menos propensas a queimadas e conseqüentemente com maior quantidade de mercúrio acumulado (VEIGA *et al.* 1994). É importante ressaltar que comumente estes incêndios são causados pelo homem.

Além disso, os solos representam um reservatório de mercúrio com permanência mais longa do que em outros depósitos. Um trabalho realizado por ROULET *et al.* (2000) mostra que 90% do conteúdo de mercúrio presente nos solos é natural, atingindo os rios provavelmente através de desmatamentos, erosões e lixiviações, encontrando as condições ideais para a metilação e, conseqüentemente, contaminação dos peixes e das populações ribeirinhas que os consomem (WASSERMAN *et al.* 2001).

As principais formas iônicas de mercúrio, Hg^{2+} e CH_3Hg^+ , são fortemente complexadas por ácidos húmicos, fúlvicos e outras moléculas orgânicas presentes nos ecossistemas naturais. No solo, esses complexos organo-mercuriais são adsorvidos na superfície das argilas e na matriz sólida, que consiste principalmente de óxidos de ferro, alumínio e manganês e substâncias húmicas (MIRETZKY *et al.* 2005). Solos argilosos têm alta capacidade de reter (complexar, adsorver química e/ou fisicamente) mercúrio, podem acumulá-lo durante anos e a quantidade acumulada depende da deposição, das

características físicoquímicas e do tempo de formação do solo (ROCHA J. C. *et al.* 2000). Estudos em solos oxisspodosóis na região do rio Tapajós, no Estado do Pará, têm apresentado altas concentrações de mercúrio associadas a complexos organo-metálicos na fração mineral do solo (ROULET *et al.* 1995).

Valle *et al.* estudando a distribuição de mercúrio em diferentes tipos de solos da região de Manaus observaram que a localização geográfica, o tipo de solo e a granulometria das amostras influenciam na distribuição da concentração de mercúrio.

Todos esses fatores são responsáveis por parcelas importantes de Hg encontradas nos ecossistemas aquáticos da Amazônia.

Portanto, as fontes naturais mais significativas de mercúrio são a desgaseificação natural da crosta terrestre, o desmatamento, as emissões de vulcões e a evaporação de corpos aquáticos. A emissão natural global de mercúrio é estimada em 2000/3000 toneladas/ano (MASON *et al.* 1994).

2.4.2 Ciclo do Mercúrio e Ciclo Hidrológico

Um dos principais pontos que distingue o mercúrio dos outros metais é sua capacidade de recirculação via atmosfera, isto é, pode ser emitido ou reemitido para a atmosfera, principalmente na sua forma gasosa elementar (Hg_0) (SCHROEDER & MUNTHE, 1998).

Devido a algumas de suas propriedades tais como baixa reatividade e baixa solubilidade em água, o Hg_0 apresenta um tempo de residência na atmosfera da ordem de um ano, facilitando a sua distribuição e deposição numa escala global, razão pela qual foi desenvolvido o conceito de “poluente global” para esse elemento (MAGARELLI, 2005).

Na atmosfera, o Hg pode participar de vários processos e interações de natureza química, física ou fotoquímica, propiciando sua transferência para os compartimentos aquáticos e terrestres, bem como sua possível conversão a metilmercúrio (MeHg) (BISINOTI & JARDIM, 2004).

O ciclo global do mercúrio é determinado pelas emissões antrópicas e naturais de formas gasosas de mercúrio para a atmosfera, as quais são sujeitas a um transporte atmosférico de longa distância. O mercúrio gasoso (Hg_0) proveniente de fontes naturais ou antrópicas pode sofrer reações de oxidação e gerar o mercúrio divalente (Hg^{+2}), que por sua vez, devido a sua alta solubilidade em relação ao Hg_0 , pode facilmente ser depositado nas superfícies terrestres (água, solo, vegetação) por via úmida ou via seca. O Hg^{+2} ou mesmo o Hg_0 ainda podem ser incorporados às partículas de aerossol e serem prontamente depositados. Uma vez incorporado nas superfícies, o mercúrio pode ser remobilizado quando as espécies oxidadas forem reduzidas a Hg_0 , por processos químicos, fotoquímicos e/ou biológicos (SCHROEDER & MUNTHE, 1998) Nas superfícies das águas, solo, sedimento, a forma Hg^{+2} é a forma dominante, que pode ser metilada principalmente por processos bióticos e formar o metilmercúrio ou dimetilmercúrio (CH_3Hg^+); $((\text{CH}_3)_2\text{Hg})$. Em qualquer ambiente aquático, somente pequena porção do mercúrio total existe como CH_3Hg^+ , geralmente até 10% a metilação ocorre, principalmente, nos dois centímetros superiores dos sedimentos, pois é nessa camada que se encontra a maioria da população microbiana responsável pela sua síntese (BISINOTI & JARDIM, 2004).

O solo apresenta bastante relevância para o ciclo do mercúrio. Ele é considerado um geoquímico isolador, ou seja, está entre a litosfera e a atmosfera e assim o mercúrio é

freqüentemente acumulado neste compartimento. A maior quantidade do mercúrio presente nos solos está como compostos orgânicos de mercúrio não voláteis, isto é espécies de Hg^{+2} adsorvidos a compostos orgânicos presentes no solo, como os ácidos húmicos e fúlvicos. O mercúrio pode ser distribuído nas fases líquida, sólida e gasosa do solo e sua mobilidade é condicionada por parâmetros como potencial de oxiredução, pH, drenagem e tipo de solo, além de outros fatores. Assim, sua mobilidade para as camadas mais profundas do solo é pequena e pode ser limitada pelas reações de redução do Hg^{+2} a formas mais voláteis que poderão ser emitidas para a atmosfera (MARK & WILLIAMSON, 2004).

A lixiviação e a erosão transferem o mercúrio de solos para a água e o sedimento, tanto de ambientes marinhos como de água doce. Este fluxo envolve o mercúrio inorgânico, mas grande parte está associada com matéria orgânica particulada e dissolvida. O mercúrio do sedimento é, em parte, transformado em formas alquiladas, principalmente metilmercúrio (MARK & WILLIAMSON, 2004; BISINOTI & JARDIM, 2004; ROULET *et al.* 1999).

Portanto, o mercúrio é emitido para a atmosfera de várias fontes pontuais e difusas, e então disperso, transportado e transformado na atmosfera, depositando-se no solo ou na água onde é armazenado ou redistribuído para os diferentes compartimentos da biota (Figura 2.18).

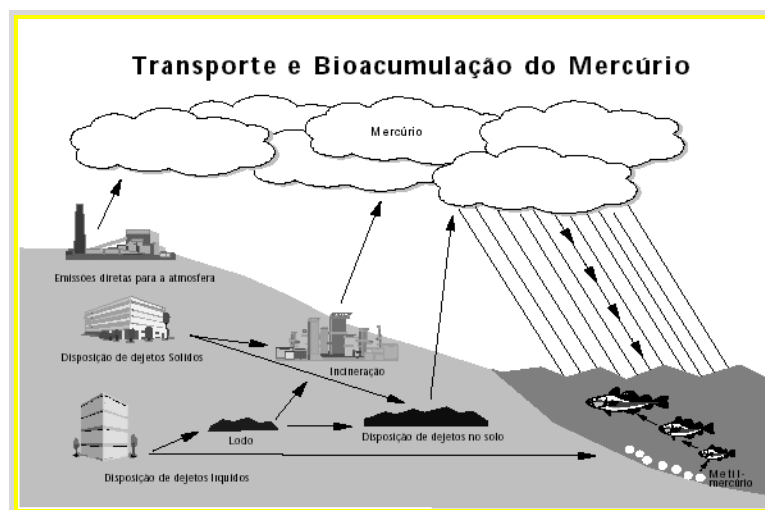


Figura 2.18. Transporte e distribuição do Hg no ambiente. (Fonte: WISCONSIN MERCURY SOURCEBOOK, 1997)

2.4.3 Metilação do Mercúrio, Toxicidade e Entrada na Cadeia Alimentar

O mercúrio inorgânico pode ser convertido em metilmercúrio e dimetilmercúrio pela ação de microorganismos (bactérias metanogênicas), particularmente nos sedimentos (BOENING, 2000). A biotransformação do mercúrio inorgânico em metilmercúrio representa um sério risco ambiental visto que ele se acumula na cadeia alimentar aquática por um fenômeno chamado bioamplificação, isto é, a concentração do metal aumenta à medida que ele avança nos níveis tróficos (BAHIA, 1997). Portanto, por ter a capacidade de permanecer por longos períodos nos tecidos dos organismos, este elemento pode ser encontrado nos peixes predadores da extremidade da cadeia alimentar em concentrações elevadas, culminando, finalmente, no regime alimentar dos humanos.

O mercúrio lançado no ecossistema aquático, proveniente das atividades minerais e a lixiviação dos solos após o desmatamento, são considerados os principais fatores para a contaminação deste ecossistema.

O processo de biotransformação do mercúrio inorgânico em metilmercúrio nos ambientes aquáticos o torna viável a exposição e contaminação humana pelo consumo de peixes contaminados.

Na região do rio Tapajós, onde o peixe é a principal fonte de alimento diária, os níveis de exposição ao metilmercúrio, medidas em raiz de cabelo, variaram de alguns $\mu\text{g/g}$ até mais de $150 \mu\text{g/g}$ (LEBEL, *et al.* 1998). O patamar a partir do qual os primeiros sinais clínicos e sintomas de contaminação mercurial ocorrem é de $50 \mu\text{g/g}$ (IPCS, 1990).

O mercúrio sob forma líquida é muito pouco absorvido pelo trato gastro-intestinal. Portanto, ele não é considerado nocivo se ingerido. Por outro lado, seus vapores quando inalados, podem facilmente atravessar a membrana alveolar até atingir a circulação sanguínea. No sangue, fígado e rins o mercúrio é oxidado à forma divalente (mercúrio iônico) pelo complexo chamado hidrogênio peróxido catalase. Este tipo de mercúrio representa a maior fonte de intoxicação verificada em laboratórios industriais e de pesquisa (IPCS, 1991).

Embora o nível fatal de mercúrio não seja conhecido, uma exposição acima de $1\text{-}2 \text{ mg/m}^3$ de vapor de mercúrio elementar, por algumas horas causa bronquiolite química aguda e pneumonite (SIGEYUKI *et al.* 2000). Duas horas após a exposição, observa-se

danos ao pulmão através da formação de uma membrana hialina e, finalmente, a ocorrência de fibrose pulmonar (BOYD, 2000).

Dentre os compostos de mercúrio orgânico, o metilmercúrio é o mais tóxico, muito mais que a forma metálica, e é responsável pelos danos mais importantes à saúde observados em humanos (FARO, 2000). Isto se deve, provavelmente, à sua lenta eliminação. No cérebro e rins, esta eliminação leva um tempo considerável (até mesmo alguns anos). O sistema nervoso central é o alvo principal do metilmercúrio, onde afeta, principalmente, áreas específicas do cérebro, como cerebelo e lobos temporais. A intoxicação por metilmercúrio se caracteriza por ataxia (perda da coordenação dos movimentos (voluntários), a disartria (problemas nas articulações das palavras), a parestesia (perda da sensibilidade nas extremidades das mãos e pés e em torno da boca), visão de túnel (constricção do campo visual) e perda da audição. Os primeiros sintomas afetam geralmente a região perianal e aparecem alguns dias após a exposição. Uma contaminação severa pode causar cegueira, coma e morte. O período médio de latência varia, freqüentemente, de 16 a 38 dias (BAHIA, 1997).

Vários estudos têm demonstrado os efeitos neurotóxicos do metilmercúrio em populações expostas a este contaminante. Como exemplo pode citar os resultados obtidos em uma população ribeirinha da Bacia Amazônica, vivendo na localidade de Brasília Legal, município próximo das comunidades de estudo, exposta ao metilmercúrio. Avaliando-se as funções visuais e motoras de tais indivíduos, através de uma bateria de testes neurofuncionais sensíveis, observou-se um decréscimo de tais funções relacionado com um aumento nos níveis de mercúrio no cabelo, sendo que estas manifestações se fizeram presentes com níveis de mercúrio abaixo de 50 µg/g. Entre as funções motoras comprometidas encontravam-se: destreza manual, alternância da coordenação manual e fadiga muscular. As alterações na função visual (redução do campo de visão) são um dos mais freqüentes sinais relacionados à intoxicação ao metilmercúrio (LEBEL, 1996).

2.5 SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS – SIG

O Sistema de Informações Geográficas têm seu desenvolvimento associado ao advento dos computadores, e mais especificamente a partir das décadas de 40 e 50, quando se definiram rotinas visando a análise espacial (TEIXEIRA *et al.* 1992).

O SIG é definido pelo *Federal Interagency Coordinating Comitee* como “um sistema composto por Computador, Software e Procedimentos projetados para suportar a captura, gerenciamento, manipulação, análise e saída de dados espaciais referenciados geograficamente para resolver questões complexas em planejamento e gerenciamento” (SIEBERT, 1994).

O SIG oferece uma grande quantidade de funções de álgebra de mapas, sendo necessário, desta forma, escolher a combinação de dados mais adequada para nossos propósitos. Baseado nisto, pode-se encarar o processo de manipulação de dados num sistema de informação geográfica como uma forma de produzir diferentes hipóteses sobre o tema de estudo (VEREZA, 2006).

A ênfase atual dos SIGs em termos de funcionalidade e capacidade de análise passou a centrar na construção de sofisticados modelos de representação de sistemas espaciais (SOARES FILHO, 1998). A análise de uma paisagem, natural ou modificada, leva em conta o reconhecimento, as diferentes escalas, seus elementos – se aparecem como manchas ou retalhos, variação de tamanho, forma, tipo, heterogeneidade e características de borda (SOARES FILHO, 1998).

Assim, com a utilização de ferramentas dos Sistemas de Informações Geográficas, é possível tratar mapas como dados, ou seja, dar forma numérica ao espaço e associar a cada localização um valor que representa a grandeza em estudo. Além disso, requer na maior parte dos casos, o uso do formato matricial, mais adequado a uma representação contínua do espaço.

Uma questão fundamental para a utilização dos SIGs é a entrada de dados e a realimentação do banco. Seguem ainda as atividades relacionadas a conversão de dados, armazenamento e organização, manipulação, arquivos de saída e análise espacial (CHOU, 1996).

A representação desses dados geográficos em mapas sempre foi feita com a utilização de legendas explicativas dos artifícios visuais empregados, tais como: cores, símbolos, números, textos, gráficos, entre outros. Com o advento de métodos computadorizados esses trabalhos tiveram novos impulsos, acentuando-se a precisão cartográfica, a qualidade visual e a ampliação dos meios para a análise (VICENS, 2001).

2.5.1 Geoprocessamento

O geoprocessamento permite a utilização de variáveis através do processamento de imagens e da manipulação de bancos de dados de interesse para a análise de situação. A disponibilidade de técnicas de processamento de imagens permite a identificação de padrões de uso do solo com certa facilidade e precisão. Algumas variáveis podem ser extraídas destas imagens como densidade de construções, vegetação e hidrografia e ainda podem servir à análise espacial de eventos, por exemplo, de saúde por estar relacionada a outras de interesse mais direto como formas de habitação, densidade demográfica e qualidade ambiental (BARCELOS & BASTOS, 1996).

O geoprocessamento, entendido como "um conjunto de técnicas de coleta, exibição e tratamento de informações espacializadas" (RODRIGUES, 1990), permite a análise conjunta de uma gama de variáveis sócio-ambientais, mas pode, da mesma maneira, induzir equívocos. Ele permite a construção e operação de bases cartográficas em diversas escalas e a estrutura e inter-relacionamento dos bancos de dados fixa um modelo de agregação de dados por unidade espacial. Então, se define o objeto de estudo, elege-se uma escala de análise que deve ser compatível com o fenômeno sobre o qual se deseja trabalhar. A homogeneidade interna da unidade espacial depende basicamente dos critérios e variáveis utilizados na concepção do sistema.

2.5.2 Satélites LANDSAT

O primeiro satélite lançado pela NASA foi o LANDSAT-1, em julho de 1972. Até o momento, uma série de sete satélites foi desenvolvida especialmente para a observação dos recursos terrestres. Nos três primeiros satélites da série LANDSAT, o principal sistema sensor era o *Multispectral Scanner System* – MSS, que operava quatro canais (dois no visível e dois no infra-vermelho próximo) com uma resolução espectral de 80 metros. Os LANDSAT 1, 2 e 3 passavam sobre a mesma área da superfície terrestre a cada 18 dias (MORAN & BATISTELA, 1999).

A partir do LANDSAT-4, lançado em 1982, além do MSS, foi colocado em operação um novo sistema de sensores com uma tecnologia mais avançada, o *Thematic Mapper* – TM. Este sensor registra dados em sete canais ou bandas espectrais, com uma resolução espacial de 30 metros. O LANDSAT-5, com as mesmas características do seu antecessor, foi lançado em 1984. Operou até recentemente, superando em muitos anos a vida útil prevista (SHIMABUKURO *et al.* 1998).

O LANDSAT-6, que não conseguiu atingir a sua órbita, foi declarado perdido após seu lançamento em 5 de outubro de 1993. O LANDSAT-7 (Figura 2.19) foi lançado em 15 de abril de 1999, no qual o sensor TM foi substituído pelo *Enhanced Thematic Mapper Plus* - ETM+, que possui uma tecnologia ainda mais avançada, pois possui uma resolução espacial de 15 metros. Ele passa sobre a mesma área da superfície terrestre a cada 16 dias. Cada imagem obtida deste satélite cobre uma área de 185 por 185 km (www.nasa.com).



Figura 2.19. Imagens de satélite para estudos ambientais. Fonte: Florenzano, 2002.

2.5.3 Satélites SPOT

O primeiro satélite francês da série SPOT (Figura 2.20) foi lançado no dia 22 de fevereiro de 1985. Em janeiro de 1990 e em setembro de 1993 foram lançados os SPOTS-2 e 3. O sensor utilizado por estes satélites é o *Haute Resolution Visible* – HRV, com uma resolução espacial de 10 metros. Cada imagem obtida por este sensor cobre uma área de 60 por 60 km, com periodicidade de 26 dias (CARDOSO, 2005).

O SPOT-4 foi lançado em 24 de março de 1998, no qual opera o sensor imageador *Haute Résolution Visible et Infra Rouge* – HRVIR. Este sensor apresenta uma particularidade: opera também um novo sensor, o VEGETATION, com uma resolução de 1 km, em que este sensor cobre uma área de 2.250 km de largura e obtém uma imagem da mesma área a cada 24 horas. A finalidade das imagens do VEGETATION é o monitoramento vegetal e das culturas em nível do globo terrestre (MORAN & BATISTELA, 1999).

Já o satélite SPOT-5, foi colocado em órbita recentemente, no dia 04 de maio de 2002. Ele opera sensores *Haute Resolution Stéréoscopique* – HRS, com uma resolução de 10 metros e cujas imagens cobrem uma área de 60 x 60 km e também o sensor VEGETATION-2 com as mesmas especificações do anterior (KAWAKUBO *et al.* 2004).

A órbita dos satélites SPOT, da mesma forma que as do LANDSAT, é circular, quase polar e síncrona com o Sol. A altitude dos satélites SPOT é de 830 m e o seu horário de passagem sobre a superfície terrestre é às 10:30 horas.

O SPOT-5, a exemplo dos novos sensores orbitais, mostra novas características que atendem demandas importantes da América do Sul no que se refere ao meio ambiente e ao monitoramento de desastres, apresentando importante avanço tecnológico no instrumento de alta resolução geométrica de 2,5 a 5 m e um novo instrumento de larga faixa de observação e alta repetitividade para o monitoramento de florestas (VIDOTTO, 2006).

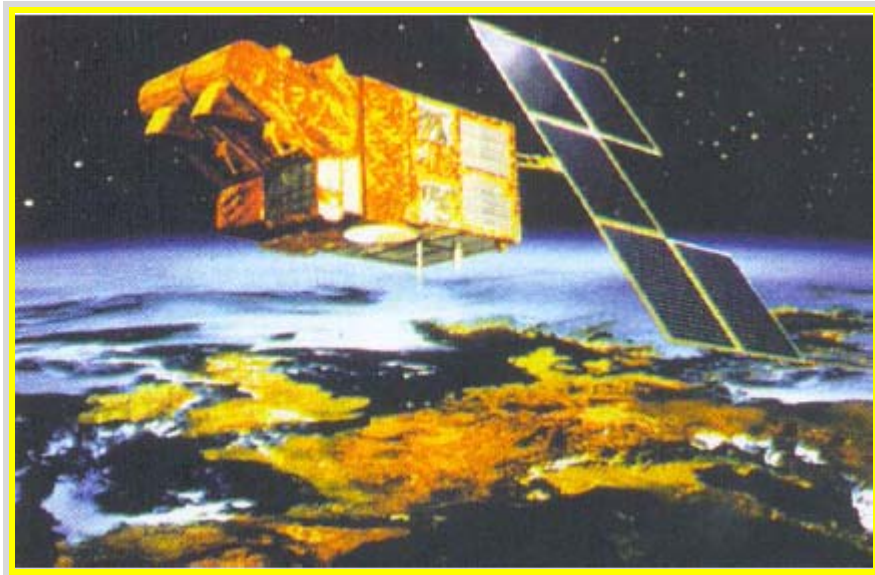


Figura 2.20. Satélite SPOT.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO (EUPS/USLE)

A Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) tem em sua versão original, a seguinte forma (WISCHMEIER & SMITH, 1978):

(3.1)

$$A = R K L S C P$$

Onde:

A = perda de solo média anual (t/ha.ano)

R = fator de erosividade da chuva (MJ mm/ha h)

K = fator de erodibilidade do solo (t ha h/há MJ mm)

L = Fator de comprimento da vertente (adimensional)

S = fator de declividade (adimensional)

C = fator de uso e manejo do solo (adimensional)

P = fator de práticas conservacionistas (adimensional)

A EUPS tem sido amplamente utilizada pela simplicidade na determinação de suas variáveis. Como é um modelo empírico, seus fatores devem ser obtidos ou estimados em condições semelhantes àsquelas onde serão utilizados. Portanto, os fatores R K e C, devem ser calculados conforme as condições do local. Os fatores L e S podem ser obtidos de mapas topográficos, e o fator P, de tabelas (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1990).

A aplicação adequada da EUPS depende de um banco de dados que cubra o leque de condições da região que será estudada. Para que se atinja uma estabilidade hidrológica na estimativa confiável dos fatores R e C, são necessários dados de pelo menos 22 anos (CHAVES, 1996).

3.1.1. Erosividade da chuva (R)

Calculou-se o fator de erosividade (R) com bases nos totais mensais e anuais de chuva, retirados do programa Hidroweb do site da Agência Nacional de Águas (ANA) do município de Aveiro.

O índice de erosão é dado pelo produto:

(3.2)

$$EI_{30} = E_c \times I_{30}$$

Onde:

EI_{30} = índice de erosão (MJ.mm/ha.h)

E_c = energia cinética da chuva (MJ/ha)

I_{30} = intensidade máxima em 30 minutos (mm/h)

Pela somatória dos valores do índice EI_{30} ou fator R de cada chuva ocorrida no mês, obtém-se o índice de erosividade mensal e, pela somatória dos valores mensais durante o ano, obtém-se o índice de erosividade anual. Através dos valores médios mensais, expressos em percentagens do índice anual, obtém-se a curva de distribuição acumulada em função do tempo, conforme WISCHMEIER & SMITH (1978).

O coeficiente de chuva foi determinado conforme o proposto por FOURNIER (1956) e modificado por LOMBARDI NETO (1977), sendo:

(3.3)

$$R_c = p^2 / P$$

Onde:

R_c = Coeficiente de chuva (mm)

P = Precipitação média mensal (mm)

O fator de erosividade da chuva (R) é um índice numérico que expressa a capacidade de a chuva esperada, em dada localidade, causar erosão. Este fator deve quantificar o impacto das gotas da chuva e da energia da enxurrada.

Vários estudos sobre perda de solo, associados às características de chuva, mostraram que, quando outros fatores são mantidos constantes, a perda de solo, ocasionada pelas chuvas nos terrenos cultivados, é diretamente proporcional ao produto da energia cinética total da chuva e sua intensidade máxima em trinta minutos – Índice de erosão (EI), que foi considerado por WISCHMEIER (1959), a melhor relação encontrada para medir a potencialidade erosiva da chuva.

A equação do cálculo da energia cinética foi convertida por FOSTER *et al.*, 1981, para a forma:

(3.4)

$$Ec = 0,119 + 0,0873 \log I$$

Onde:

Ec = Energia cinética (MJ/ha.mm)

I = Intensidade da chuva (mm/h)

As regressões são processadas entre o índice de erosividade EI₃₀ e a precipitação, com vistas à facilitar a determinação desse índice em locais com chuvas semelhantes. A frequência da intensidade máxima das chuvas em 30 minutos, é obtida pela probabilidade de ocorrência e o período de retorno, segundo o método preconizado por SCHWAB *et al.* (1981).

3.1.2. Erodibilidade do solo (K)

Existe uma grande diversidade de solos e alguns são mais facilmente erodidos que outros, mesmo que todos os fatores do processo permaneçam constantes.

A determinação do fator erodibilidade do solo (K) pode ser feita experimentalmente, mas é de difícil obtenção e requerem muitos anos de determinação para serem realizadas de acordo com a metodologia original da EUPS. Além disso, não é fácil isolar os efeitos do solo dos de outros fatores condicionantes da erosão (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1990).

A aplicação direta do nomograma de erodibilidade do solo, desenvolvida por WISCHMEIER & SMITH (1978), não é apropriada para estimar o K de solos tropicais. A solução para esses solos, é a tendência para superestimar o valor de K, quando se utiliza o nomograma.

A estimativa da erodibilidade dos solos foi obtida através, primeiramente, do georreferenciamento do mapa de solos, utilizando o banco de dados da Embrapa Oriental. Como este trabalho se dá em solos tropicais, adotar-se-á a Equação de CHAVES (1996):

(3.5)

$$K = - 0,00043 (\%AF+\%SIL)/\%CO + 0,00044 (\% AR)+ 0,00086 (\% SIL)$$

Onde:

SIL: % de silte do solo

AF: % de areia fina do solo

AR: % de areia do solo

Foram realizadas coletas de amostras compostas de solos para analisar a granulometria desses solos utilizando o método de BRAZÃO & SILVA (2003). Estas coletas foram executadas em 14 transectos de diferentes comprimentos, todos em áreas com declividade e diferentes paisagens com diversificados usos da terra.

3.1.3. Declividade (S) e Comprimento da Rampa (L)

O fator de comprimento da rampa (L), da EUPS é dado pela seguinte Equação (WISCHEMEIER & SMITH, 1978):

$$L = (l / 22,1)^M \quad (3.6)$$

Onde:

L = fator de comprimento da rampa (adimensional)

l = comprimento da rampa (m)

M = coeficiente que depende da declividade – M = 0,5, se o grau de declividade em porcentagem for maior ou igual a 5%; M = 0,4 para o intervalo de 3 a 5%; M = 0,3 para o intervalo de 1 a 3% e M = 0,2 para grau de declividade menor que 1.

O fator de declividade da rampa (S) é função da declividade média da vertente, seguindo a Equação à frente:

$$S = 0,00654 s^2 + 0,0456 s + 0,065 \quad (3.7)$$

Onde:

S = fator de declividade (adimensional)

s = declividade média da vertente (%)

Os fatores topográficos são fatores naturais que determinam a velocidade dos processos erosivos.

A declividade tem tanto maior importância quanto maior o trecho percorrido da encosta. Por isso, a influência da topografia na erosão é analisada pela ponderação de dois fatores: declividade e comprimento da rampa.

O comprimento de vertente da EUPS é definido como sendo a distância desde o ponto de origem da enxurrada até o ponto onde a declividade decresce (WISCHMEIER & SMITH, 1978). Os terrenos com maiores declividades e maiores comprimentos de rampa apresentam maiores velocidades do escoamento superficial e, conseqüentemente, tem maior capacidade erosiva. da mesma forma, uma encosta com baixa declividade e comprimento de rampa grande também pode ter alta intensidade erosiva, desde que sujeita à grandes vazões de água (INFANTII JR & FORNASARI FILHO, 1998).

3.1.4. Uso e Manejo do Solo (C) e Práticas Conservacionistas (P)

A cobertura vegetal é a defesa natural de um terreno contra a erosão. A vegetação tem vários efeitos, tais como a proteção direta contra o impacto das gotas de chuva, decomposição das raízes das plantas que, formando canalículos no solo, aumenta a infiltração da água, diminuição da velocidade de escoamento da enxurrada pelo aumento do atrito da superfície entre outros.

O fator uso e manejo do solo (C) é a relação esperada entre a perda de solo de um terreno sob um uso e manejo qualquer e as perdas correspondentes de um terreno de mesmo solo. Esse fator mede o efeito combinado de todas as relações das variáveis de cobertura e manejo (WISCHMEIER & SMITH, 1978).

A estimativa deste fator em uma área continuamente descoberta são os produtos dos seguintes fatores: R, K, L e S. Entretanto, se a área estiver sob alguma forma de cultura, tais perdas serão reduzidas por causa da proteção que a cultura oferece ao solo.

Já o fator de práticas conservacionistas é a relação entre as perdas com determinada prática conservacionista e aquelas cuja cultura está plantada no sentido do declive (morro abaixo). As práticas conservacionistas mais comuns são o plantio direto, faixas vegetadas, terraceamento e alternância de capinas.

3.2. LOCAL E COLETA DE SOLOS

As três comunidades estudadas – São Tomé, Agrovila Araipá e Nova Estrela – estão inseridas na pequena bacia hidrográfica, localizada na área de estudo, identificadas na Figura 3.1.

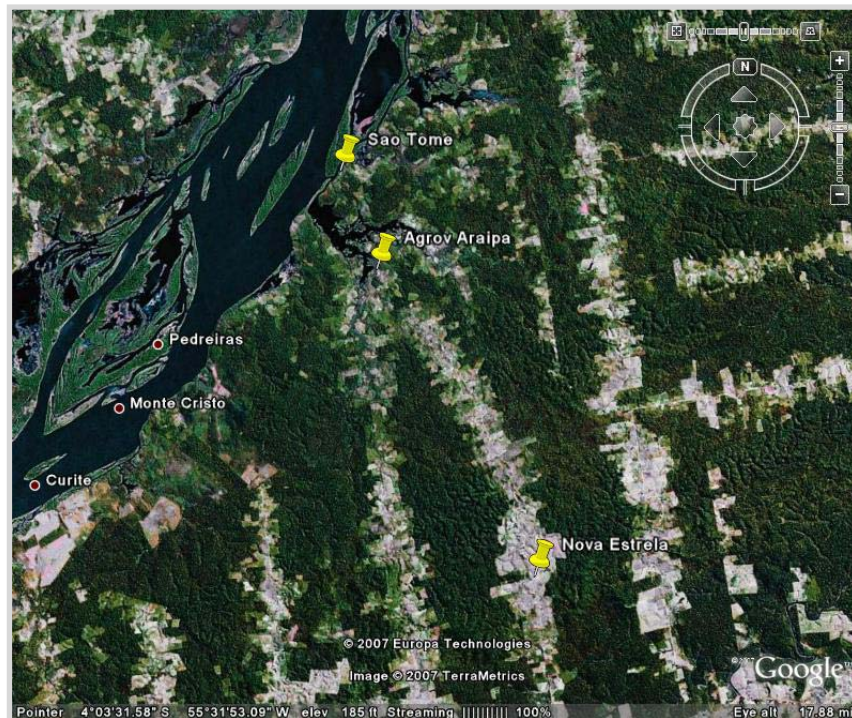


Figura 3.1. Localização da área das três comunidades de estudo – São Tomé, Agrovila Araipá e Nova Estrela.

No transcorrer dessa pesquisa houveram várias idas a campo, realizadas em duas etapas: visitas anteriores ao recebimento das imagens, para um prévio reconhecimento da área, fazendo contato com alguns proprietários para se ter uma descrição dos principais tipos de cultivos e uso do solo. Adquiridas as imagens, realizou-se uma interpretação visual, e então, definiram-se os locais para aquisição de coordenadas geográficas, optando-se por áreas com diferentes paisagens, contemplando floresta, roça, pasto e capoeira.

A partir desta escolha, das três comunidades de estudo (São Tomé, Agrovila Araipá e Nova Estrela) no estado do Pará, toda a região foi percorrida de barco, carro e a

pé e, com o auxílio de imagens de satélite e dentro das condições possíveis de trabalho, os pontos de coleta de solos foram estabelecidos e georreferenciados, assim como todas as casas das comunidades também foram referenciadas com um *Global Positioning System* ou Sistema de Posicionamento Global - GPS.

Foram traçados 14 transectos espalhados pelas três comunidades tentando abordar, como citado acima, a maior diversidade de paisagens possível. Em cada transecto, foram estabelecidas 3 linhas, com altitudes crescentes e em cada linha, foram marcados 3 pontos onde a coleta de solo foi realizada aos seus arredores de forma composta (Figura 3.2).

A amostragem composta de solo foi feita com um trado (Figura 3.3), um balde e uma pá. Foram coletados os 20 centímetros superficiais do solo, totalizando 15 tradagens ao redor dos três pontos. Em cada linha, as 15 amostras de solo foram misturadas no balde e 0,5 Kg foi armazenada em sacos *Zip Lock*, identificados e guardados para futura análise granulométrica.

Abaixo segue um desenho ilustrativo do modelo feito para a coleta de solos:

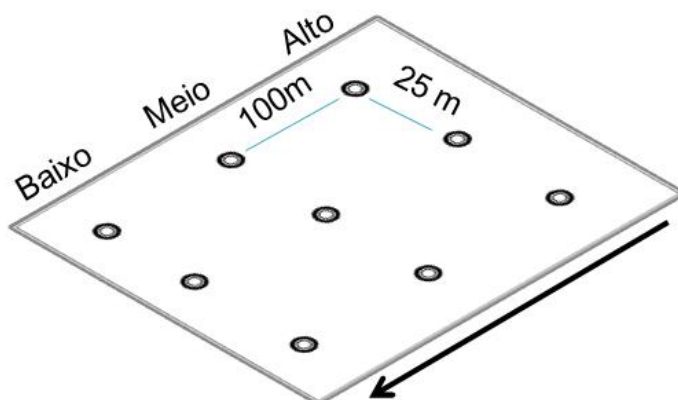


Figura 3.2. Esquema da forma de coleta composta de solos. Foram feitos 14 transectos como este, contendo cada um, 3 linhas e 9 pontos, em uma área com declividade.



Figura 3.3. Coleta de solo feita com um trado.

3.2.1. Análise Física do Solo – Granulometria

Neste trabalho a análise granulométrica do solo foi feita no Laboratório de Física do Solo da Universidade Federal Rural da Amazônia, segundo BRAZÃO (2003), pelo método da pipeta, utilizando a seqüência descrita por MARTINS (1985), onde as amostras de solo foram secadas em casa de vegetação para protegê-las de fatores externos como chuva, ventos e poeira.

Após, ainda antes de pesar as amostras de solo, elas foram peneiradas em peneira de 2 mm. Seguindo a seqüência do protocolo, foram pesados 20 gramas de TFSA (terra fina seca ao ar) e colocado em Becker de 250 mL. A esse Becker, adicionou-se 10 mL de NaOH 0,1 Molar e 100 mL de água destilada, agitando com bastão de vidro. O recipiente foi então coberto com vidro de relógio e mantido em repouso por 12 a 15 horas.

Todo o conteúdo do recipiente foi transferido para o copo do agitador, lavando-o com água destilada para aproveitar toda a amostra. A lavagem é feita até não restar resíduos no Becker, porém, sem utilizar mais de 400 mL de água destilada para esta finalidade. O copo foi acondicionado no agitador tipo coqueteleira e durante 12 minutos e agitado por aproximadamente 12000 rpm;

O material dispersado foi transferido para um cilindro de 1000 mL, através de uma peneira de 20 cm de diâmetro e malha de 0,053 mm de abertura (Nº 270), utilizando água destilada para lavar o recipiente do agitador, assim como lavando também o que ficou retido na peneira, completando assim o volume do cilindro. O material retido na peneira passou por mais três procedimentos:

- a) Utilizando a piceta, o material retido na peneira foi transferido para bécker de 100 mL e colocado em estufa a temperatura de 105 – 110 °C;
- b) O material contido no bécker, após seco, foi transpassado em peneira de 0,210 mm de abertura de malha;
- c) Foi realizada a pesagem de areia fina – que transpassou a peneira e de areia grossa – que ficou retida na malha da peneira.

Prosseguindo, o conteúdo do cilindro foi agitado por um minuto e cronometrado o início da sedimentação. Decorridas 3 horas, uma pipeta foi introduzida até a

profundidade de 5 cm e foi coletado 10 mL da suspensão. O conteúdo da pipeta foi então acondicionado em bécker de 50 mL previamente pesado e identificado. Após, esse bécker foi levado à estufa a 105 – 220 °C.

As amostras foram retiradas da estufa e colocadas em um dessecador para a resfriagem e foram pesadas referentes à fração de argila. Por fim, foi realizado o cálculo das porcentagens:

$$\% \text{ de argila} = 500 \times (\text{peso da argila} - 0,004) \times f$$

$$\% \text{ de areia grossa} = 5 \times \text{peso de areia grossa} \times f$$

$$\% \text{ de silte} = 100 - (\text{areia grossa} + \text{areia fina} + \text{argila})$$

(3.8)

$$f = \frac{\text{Peso da TFSA}}{\text{Peso da TFSE}}$$

O peso da TFSE = 20 g de TFSA foi transferido para bécker de 20 mL, previamente tarado na balança. Depois esse bécker foi levado para a estufa e secado à temperatura de 105 – 110 °C durante 24 horas. Essas amostras foram resfriadas em dessecador durante 1 hora.

Neste trabalho, a porcentagem de areia fina foi calculada por regressão, utilizando a equação. A figura 3.4 apresenta a alta correlação entre área fina e areia total.

(3.9)

$$0,0557 \times \% \text{ Areia} + 1,154$$

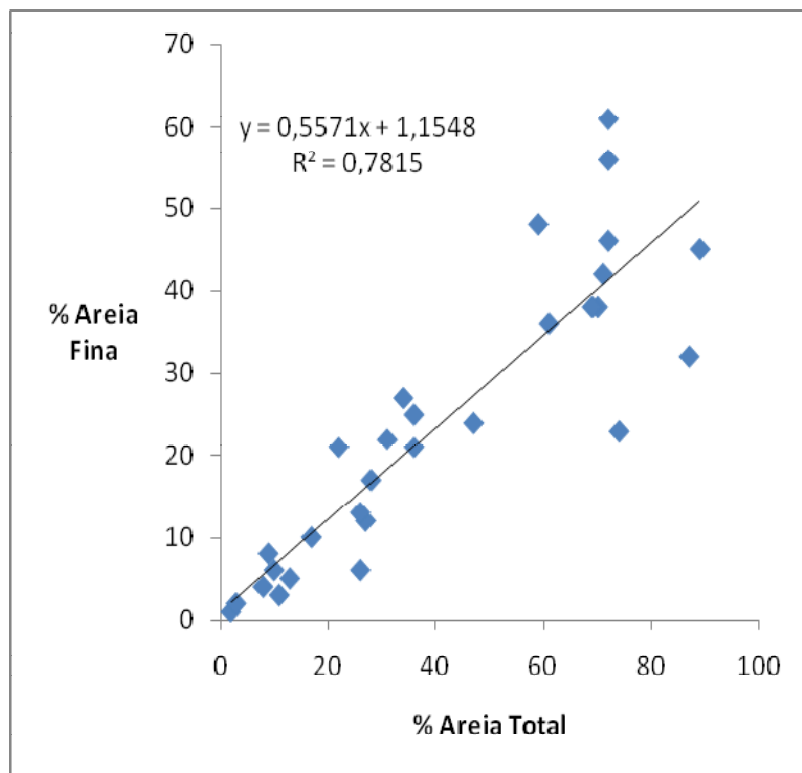


Figura 3.4. Correlação entre % de areia fina e % de areia total, utilizada para o cálculo da % de areia fina da análise granulométrica do solo.

Para determinações quantitativas visando ao estudo granulométrico do solo, são arbitrados limites de intervalos conforme diâmetro de partículas estabelecendo repartições por tamanho – frações granulométricas convencionais pertinentes a dado sistema de referenciamento. Segundo este, os limites variam. Não há um sistema universal, contudo, os limites mais difundidos são os da escala de Atterberg, correntemente tido como sistema internacional, e os da escala de uso pelo Serviço de Conservação de Solos do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (OLIVEIRA *et al.* 1992).

Abaixo, para ilustrar, segue uma seqüência de fotos do procedimento realizado em laboratório para a análise granulométrica das amostras de solo (Figura 3.5):



Figura 3.5. Ilustração da sequência metodológica de granulometria do solo.

A determinação da classe textural, feita no campo ou em laboratório, utiliza o triângulo textural. Os valores obtidos a partir da estimativa dos percentuais das diferentes frações (método expedito) ou pelo emprego da análise granulométrica, são lançados no triângulo textural. Pela intersecção de pelo menos duas frações têm-se a classe textural dos solos analisados (NASCIMENTO *et al.* 2003) (Figura 3.6).

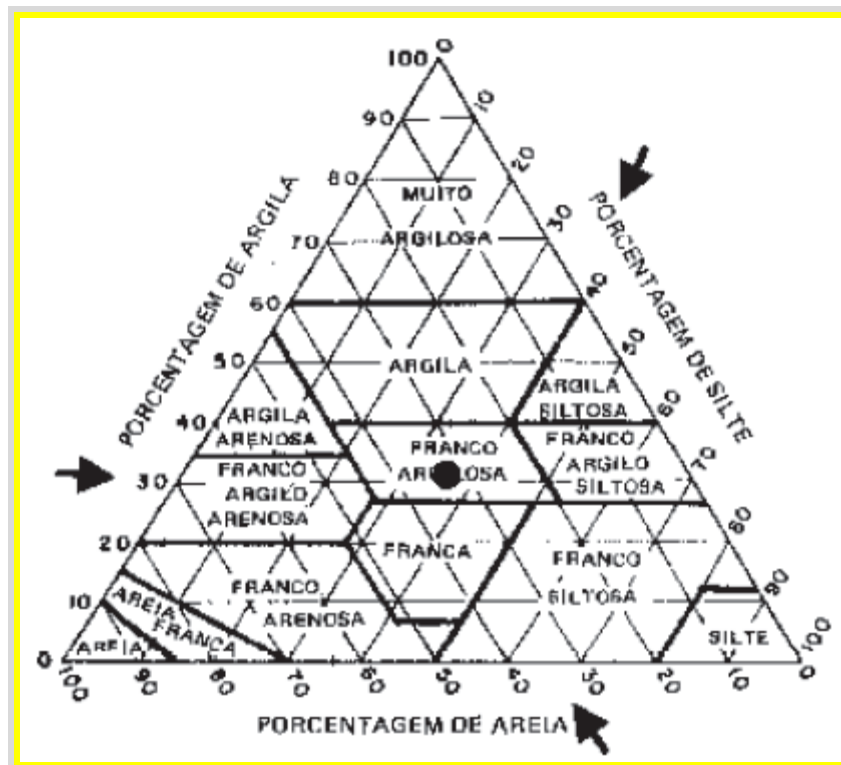


Figura 3.6. Identificação das classes texturais de amostras de terra pelo triângulo textural. As setas estão indicando a maneira com que é feita a identificação da classe textural. No exemplo, a classe textural francoargilosa (ponto compreendido por um ponto) é identificada quando da convergência das setas representantes dos teores de areia (30%), argila (35%) e silte (35%). Fonte: LEMOS e SANTOS (1996).

Para gerar o triângulo de textura das amostras de solo coletadas nas comunidades de estudo, as porcentagens obtidas de areia, silte e argila foram tabeladas e submetidas a um programa de computador *Texture AutoLookup*, 4.2 – TAL, disponível gratuitamente para download na internet.

3.3. ANÁLISE DE MERCÚRIO NO SOLO

As análises de Mercúrio foram feitas em colaboração com a Universidade de Quebec em Montreal – UQAM. As amostras de solo foram congeladas e homogeneizadas e após foram transferidas para um tubo de vidro e digeridas na proporção de 10:1 com uma mistura de ácido nítrico e ácido clorídrico (16 N HNO₃ / 6 N HCl). Após, foram aquecidas a 120 °C por 6 horas e diluídas com água NANO pure®. O mercúrio total foi reduzido para mercúrio elementar na forma gasosa (Hg⁰) por uma solução de SnCl₂. A concentração de Hg⁰ posteriormente foi determinado por espectrometria de fluorescência atômica com vapor frio (CVAFS), segundo PITCHER *et al.* (1999). As análises foram feitas em duplicata.

3.4. ENTRADA DOS DADOS

O processamento das imagens foi executado nos programas ERDAS IMAGINE e ARCVIEW. A entrada dos dados nesse software requer, inicialmente, a criação e a definição da modelagem de um banco de dados. Essa modelagem refere-se à especificação de categorias e classes (se for temático) ao qual os dados estarão associados. Em seguida, é necessária a definição do projeto – local de armazenamento dos dados utilizados e manipulados. Nessa etapa, são definidos os limites geográficos da área em estudo e a projeção cartográfica de trabalho.

É importante comentar que em geoprocessamento, ao se trabalhar com vários produtos referentes a uma mesma área, deve-se atentar para o sistema de projeção cartográfica desses dados. Para se permitir uma compatibilidade entre os dados apresentados por cada produto, faz-se necessário definir qual o sistema de referência a ser adotado.

No que diz respeito às imagens de trabalho, tanto as imagens do SPOT-5 quanto às do SRTM foram recebidas georreferenciadas. Elas estavam no mesmo sistema de projeção (UTM), datum WGS-84.

Os pontos coletados com o GPS estavam em projeção geográfica, portanto optou-se realizar a conversão do fuso na imagem do SPOT-5 e SRTM, colocando-as também em coordenadas geográficas, trabalhando desta maneira em latitude e longitude.

A próxima etapa foi a criação dos projetos de trabalho. Em um primeiro momento, gerou-se um banco de dados e dentro deste, os projetos necessários.

Com o intuito de trabalhar apenas com a área correspondente à sub-bacia do Rio Tapajós, efetuou-se o recorte das imagens a partir do polígono referente à delimitação da sub-bacia.

3.4.1. Base Cartográfica

A base cartográfica utilizada foi a do Projeto RADAM Brasil, onde se visualizou de forma digital os mapas referentes à área da região de estudo. Em 1970, no âmbito do Ministério de Minas e Energia, criou-se o Projeto RADAM propriamente dito, com a finalidade de implementar um Programa de Sensoriamento Remoto por Satélite e realizar, com base nas imagens assim obtidas, o levantamento integrado dos recursos naturais em uma área restrita a 1.500.000 Km² ao longo da rodovia Transamazônica, posteriormente ampliada até abranger a totalidade da Amazônia Legal. Este Projeto foi responsável pelo levantamento dos recursos naturais de todo o território brasileiro, 8.514.215 km². A equipe que realizou este levantamento e todo o acervo técnico encontra-se, atualmente, incorporado ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Quanto ao espaço eletrônico, ele é independente; foi criado e é coordenado por membros do antigo corpo de funcionários do Projeto. Foram analisados mapas do solo, vegetação, geologia e uso do solo, localizados na Folha SA 21 – Santarém e na Folha SA 22 – Belém, na escala 1:1.000.000.

3.4.2. Softwares Utilizados

Os softwares utilizados para o estudo e o processamento de imagens foram o ERDAS IMAGINE, para manipulação das imagens SRTM; o programa *Google Earth*, para a manipulação de imagens de satélite, mapas e relevo e o programa *Arc View 3.2*, para a manipulação de curvas de nível, análise de dados e produtos finais de cartografia.

3.5. IMAGENS DA ÁREA DE ESTUDO

A imagem de satélite empregada para a avaliação da área de estudo foi a do Satélite SPOT 5, abrangendo a área das três comunidades de estudo (São Tomé, Agrovila Araipá e Nova Estrela) no estado do Pará.

A imagem foi adquirida pelo IRD, parceiro do Projeto PLUPH e disponibilizada para tratamento conforme necessário para o Projeto.

A imagem SPOT 5 obtida para o estudo da região (Figura 3.7), tem resolução de 5 metros e foi obtida na data de 22/07/2007. A partir desta imagem, foi feita a sua interpretação relacionando-a com a verdade do terreno e outras fontes observadas.

Outra imagem utilizada neste trabalho foi a do Satélite SRTM 90 metros (Figura 3.8), adquirida gratuitamente pelo site da NASA (<http://srtm.csi.cgiar.org>) para download. Esta imagem, diferentemente do SPOT 5, foi utilizada principalmente para trabalhar com o relevo e a topografia da região. A imagem SPOT 5, por sua vez, foi utilizada principalmente para avaliar o uso e manejo do solo, assim como a sua cobertura vegetal.

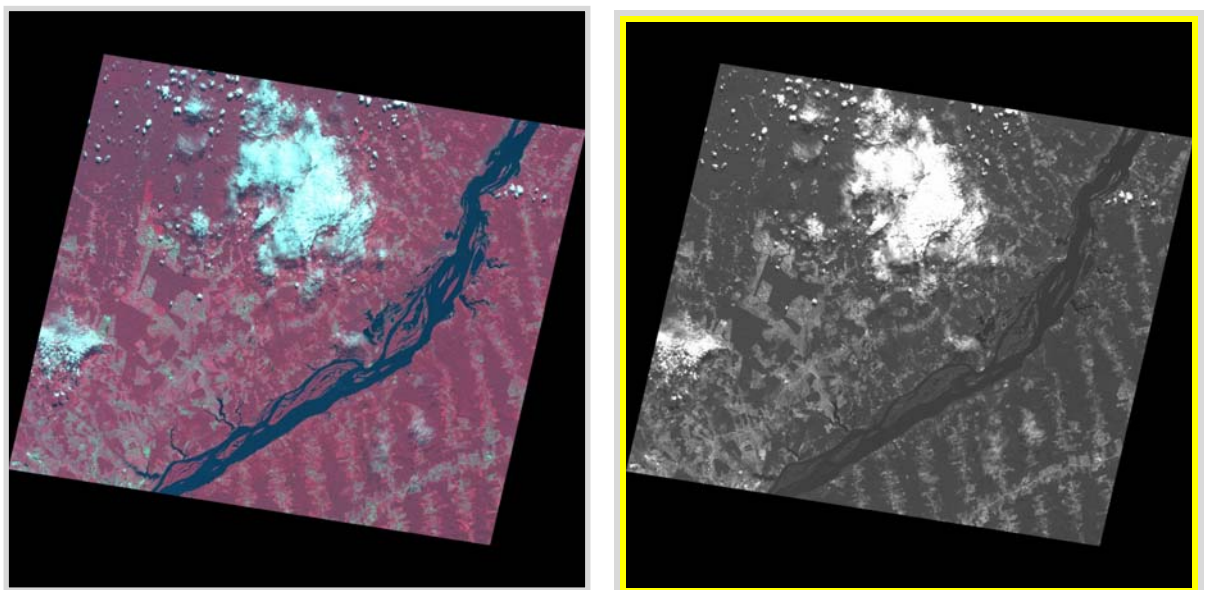


Figura 3.7. Imagens SPOT 5 que compreendem a área de estudo.

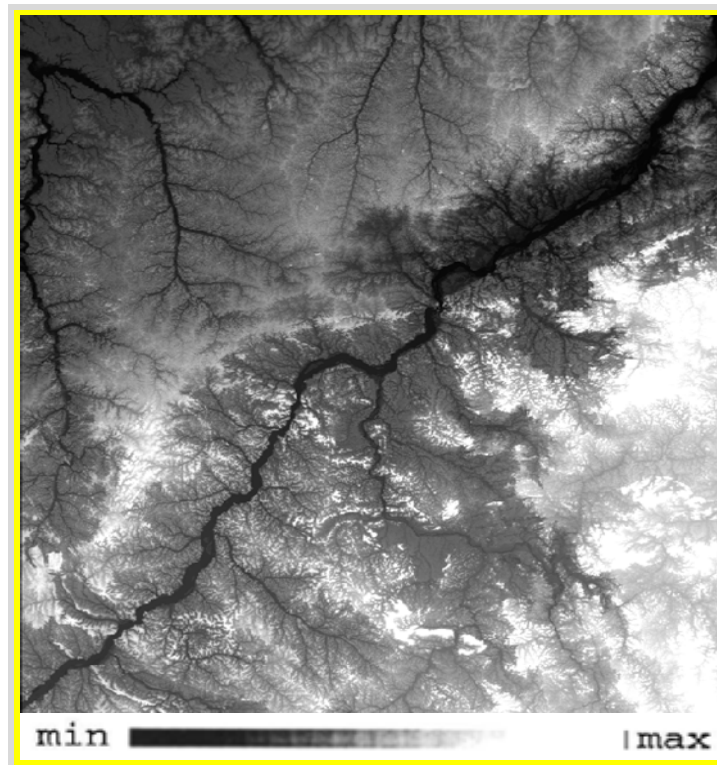


Figura 3.8. Imagem SRTM 90 metros, onde a variável analisada foi a altitude. Nesta imagem, conforme mais claro mais alto e conforme mais escuro, o relevo é mais baixo.

Portanto, a partir do mapa base (RADAM BRASIL) e das imagens obtidas pelos satélites SPOT e SRTM, foram criadas categorias temáticas. São elas:

- Hidrografia
- Bacia de toda área de estudo
- Sub-bacias da área de estudo
- Solos
- Vegetação
- Zonas úmidas
- Estradas
- Pontos de amostras
- Pontos das casas das comunidades

Cada item foi importado num plano de informação, em categorias correspondentes e todos colocados em mesmo plano de coordenadas – coordenadas geográficas.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. ANÁLISE FÍSICA E QUÍMICA DAS AMOSTRAS DE SOLO

As análises físicas do solo foram realizadas no laboratório de Física do Solo da Universidade Federal Rural da Amazônia. A Tabela 4.1 (Apêndice A) apresenta os resultados granulométricos das amostras de solo analisadas (% de argila, % areia, % de areia fina e % de silte), que posteriormente serão necessárias para calcular a erodibilidade dos solos da região de estudo.

As análises químicas do solo foram realizadas no laboratório de Biogeoquímica da Universidade do Quebec em Montreal. A Tabela 4.2 apresenta os resultados de concentração de mercúrio em ng/g e a porcentagem de matéria orgânica encontradas nas amostras de solos coletadas. Estes resultados também serão utilizados posteriormente para realizar relações entre o uso e manejo do solo e a concentração de mercúrio nesses solos.

Tabela 4.2. Resultados de concentração de mercúrio (ng/g) e % de matéria orgânica realizadas segundo PITCHER *et al.* (1999) e VERLENGIA & GARGANTINI (1968).

Amostra	Transecto	Linha	[Hg] (ng/g)	% MO
1	1	1	77,0	5,80
2	1	2	95,0	4,00
3	1	3	121,0	2,78
4	2	1	42,8	2,36
5	2	2	50,0	2,31
6	2	3	13,0	2,15
7	3	1	53,0	8,98
8	3	2	44,0	3,04
9	3	3	39,0	2,94
10	4	1	89,0	2,82
11	4	2	50,0	3,22
26	4	3	24,0	4,75
27	9	1	77,0	3,74
28	9	2	60,0	5,91
29	9	3	80,0	4,63
30	10	1	91,0	6,37
31	10	2	97,0	8,12
32	10	3	86,0	10,74
36	12	1	91,0	4,37
37	12	2	68,0	6,00
38	12	3	98,0	3,66
39	13	1	46,3	7,33
40	13	2	46,3	8,34

Dos 14 transectos feitos nos trabalhos de campo, 8 deles foram discutidos neste trabalho, devido aos seus diferentes usos e manejos do solo e também devido aos resultados de mercúrio obtidos apenas para esses transectos.

4.2 ANÁLISE DE PERDA DE SOLO

4.2.1 Erosividade da Chuva (R)

A erosividade da chuva foi calculada com dados do município de Aveiro, que é o município mais próximo das comunidades de estudo. Ele dista de Nova Estrela, São Tomé e Agrovila Araújo, respectivamente 61,50 Km, 49,43 Km e 51,50 Km, como representado na Figura 4.1.

A Tabela 4.3 (Apêndice B) apresenta os valores mensais, anuais e médios das chuvas, mostrando que os valores anuais apresentam variação de 1.397,7 mm/ano em 1983 a 2.839,5 mm/ano em 1989, com desvio padrão de 366,2 mm/ano e coeficiente de variação de 18,0.

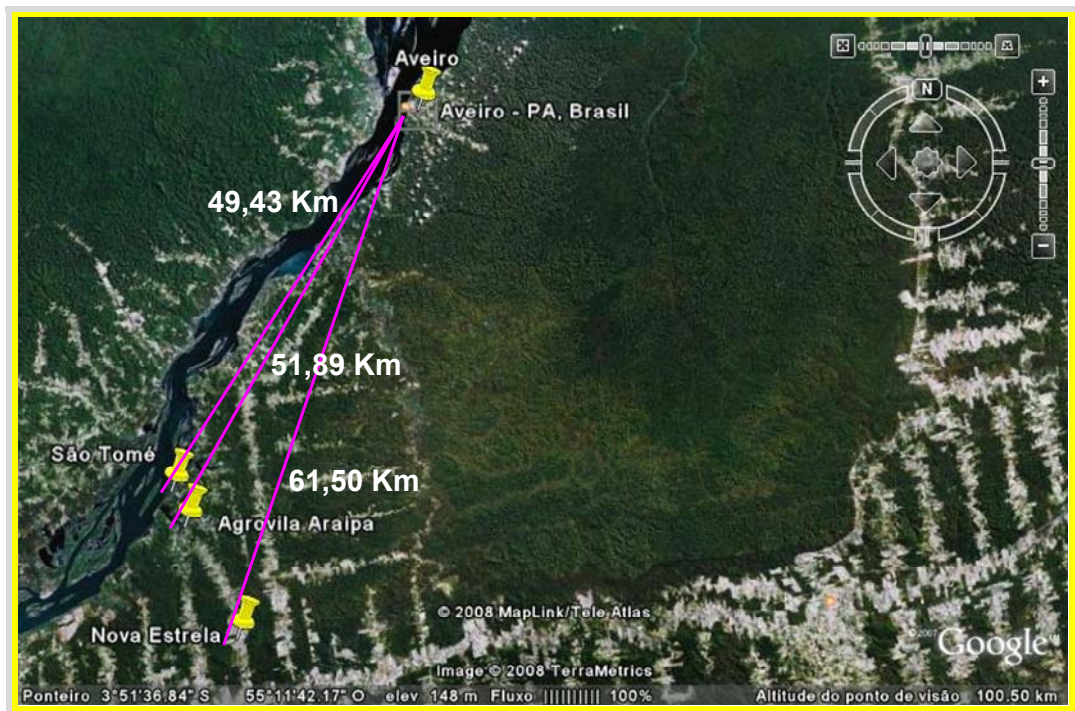


Figura 4.1. Distâncias entre Aveiro e as Comunidades de estudo: São Tomé, Agrovila Araújo e Nova Estrela. (Fonte: Google Earth)

Tabela 4.3. Valores mensais e anuais das chuvas para o município de Aveiro – PA.

	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	TOTAL (P)
1978	333,5	338,2	287	312,9	1	18,6	54,9	77,6	48,5	28,9	23,5	250,1	1774,7
1979	223,1	193,6	330,4	265,1	132,8	50,3	84,1	86,2	40,2	123	148	118,4	1795,2
1980	156,3	162	177,5	208,7	104,8	86,2	51,6	74	135,6	105,1	217,9	186,8	1666,5
1981	269,9	162	212,4	96,8	131,8	48,9	50,8	21	95,9	98,9	226,2	74,6	1489,2
1982	404,8	422,4	378,4	346,2	188,2	48	50,8	7	98,8	57	31,4	110	2143
1983	147,6	184,5	236,4	210	97,6	123,6	15	146,6	4,6	0	71,6	160,2	1397,7
1984	156,5	273,4	435,8	580,2	180,3	83,2	61,8	0	119	77,4	105	261,2	2333,8
1985	446,8	254,6	396	190,1	313,7	161	49	63	23,2	138,6	168	475,8	2679,8
1986	166,8	244,8	298,1	230,6	175,1	60,4	57,2	55,5	70,8	100,2	21,6	134,7	1615,8
1987	265,1	253	373,9	263,1	143,5	139,9	26,6	180,6	77,2	122,2	46,3	193,2	2084,6
1988	211,7	358,5	383,2	363,5	368,2	222,4	113,5	37,8	66,6	159,5	212,7	156	2653,6
1989	319,9	357,9	543,8	244	335,8	188,4	135,4	72,9	63,9	199,5	90	288	2839,5
1992	168,1	284,5	321,2	324,4	147,5	48,5	46,6	91,3	33,4	19,1	72,9	187	1744,5
1995	421,1	239,7	254,5	226,6	212,1	31,7	29,4	30,5	33,5	70,8	190,6	365	2105,5
1996	306,7	310	417,3	353,2	142,4	44	106,6	44,7	18,8	105	180,5	40,1	2069,3
1997	279,3	155,7	374,6	243,9	222,1	21,4	35,3	158,4	52,8	67,4	167,7	38,4	1817
1998	153,3	125,7	350,1	199,6	237,7	47,5	117,4	44,1	105	239,5	180,4	130	1930,3
1999	322,2	218	406,8	254	234,1	56,1	27,1	8,5	60,3	60,1	265,2	200,8	2113,2
2000	294,3	327,5	499,9	394,8	0	82,8	309	98,9	92,9	49,5	103,8	95,3	2349,6
2001	370,3	357,1	299,4	336,8	118,1	156,2	114,5	85,2	20,7	58,8	61,5	76	2054,6
2002	360,2	268,5	251,9	259,4	194,5	64,2	40	78,3	18,3	56,8	224,4	234,1	2050,6
2005	117,6	320,1	311,1	208,5	234,5	35,8	81,7	120,8	187,4	17,6	113,1	356,2	2104,4
2006	139,1	356,5	299,1	240,8	382,6	63,7	75,1	65,1	151,7	60,1	138,6	93,7	2066,1
MÉDIA	262,36	268,18	340,82	276,23	186,89	81,86	75,40	71,65	70,40	87,61	133,08	183,72	2.038,2
DP	100,41	80,12	88,75	95,40	99,76	56,02	61,05	47,49	47,25	57,96	72,99	110,71	366,2
CV	38,27	29,87	26,04	34,54	53,38	68,43	80,97	66,27	67,12	66,15	54,84	60,26	18,0

Abaixo é apresentada na Figura 4.2, a variação durante o ano, da precipitação média e o desvio padrão.

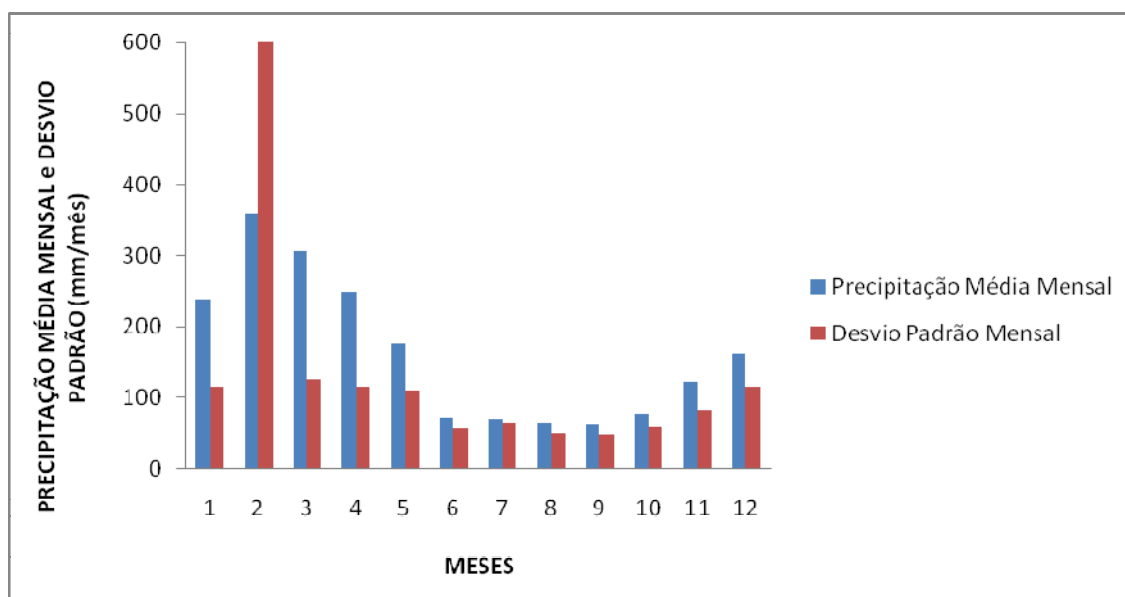


Figura 4.2. Variação entre a precipitação média mensal e o desvio padrão mensal em Aveiro, Pará.

O valor do índice de erosividade encontrado em Aveiro (13.486 MJ.mm/ha.h.ano), é superior ao índice de erosividade do município de Conceição do Araguaia (11.487,5 MJ.mm/ha.h.ano), cuja distância entre os dois é de 842,78 Km. Este índice é superior ao limite inferior da classe alta erosividade (COSME, 1995), na tabela de classificação de FOSTER *et al.* (1981), modificada por SILVA (1985), porém, é inferior ao índice encontrado para o município de Belém, com 22.452 MJ.mm/ha.h.ano (OLIVEIRA JUNIOR *et al.* 1995). Na Figura 4.3 é demonstrada no gráfico a comparação entre o fator R dos dois municípios citados acima.

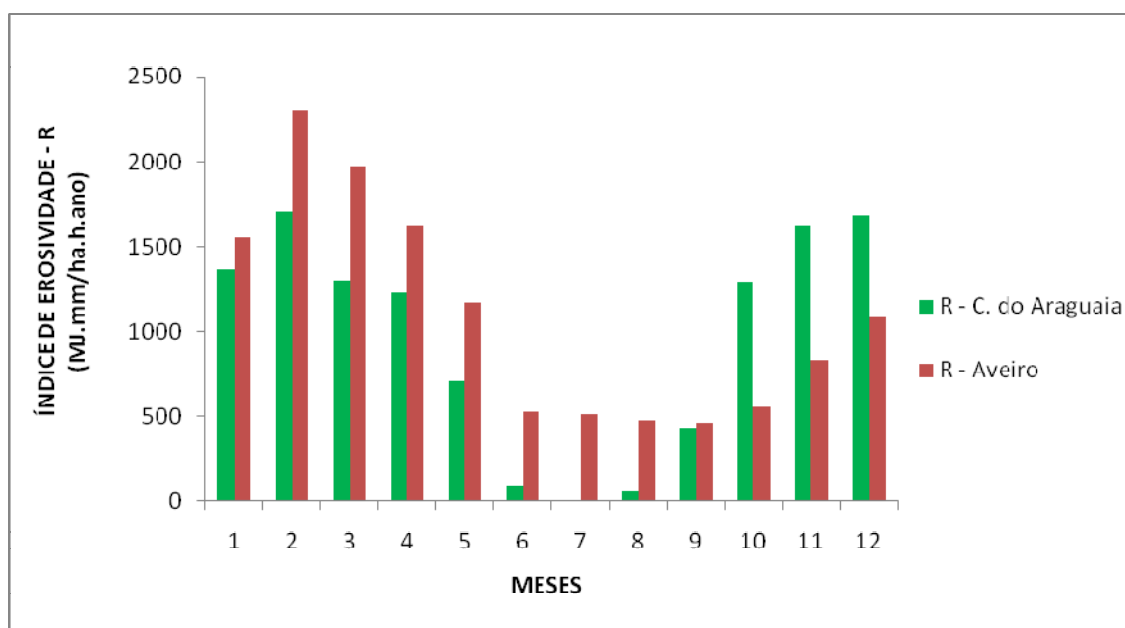


Figura 4.3. Comparação mensal do fator de erosividade (R) entre dois municípios do estado do Pará: Aveiro e Conceição do Araguaia.

O coeficiente de chuva anual, no valor de 220,7 mm, também é semelhante ao obtido por COSME (1995) em seu estudo no município de Conceição do Araguaia, que foi de 210,5 mm. A erosividade mensal variou de 507,3 MJ.mm/ha.h. em setembro a 2.183,9 MJ.mm/ha.h. em março, resultado este proporcional ao da precipitação. Abaixo, na Figura 4.4, mostram-se os valores percentuais da precipitação, do fator R e do coeficiente de chuva para o município de Aveiro no período de 1978-1989, 1992, 1995-2002 e 2005-2006.

Pela análise da Figura 4.4, observa-se que a erosividade mensal das chuvas varia de acordo com a precipitação, com o pico no mês de março, a partir do qual se inicia um decréscimo, chegando ao mínimo no mês de setembro. Verifica-se, ainda, que o coeficiente de chuva alcançou, nos meses de janeiro a abril, valores mais elevados do que o da precipitação, ao contrário dos demais meses do ano, enquanto que o índice de erosividade ultrapassou o de precipitação nos meses de janeiro a abril, evidenciando alto poder erosivo nestes meses.

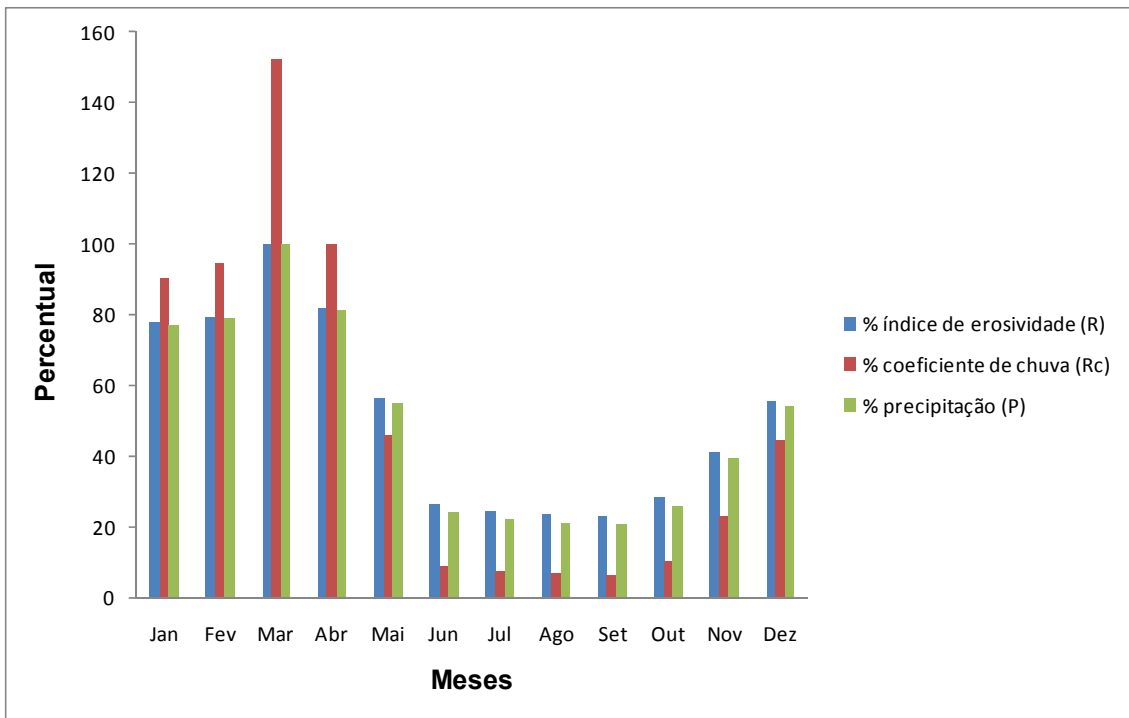


Figura 4.4. Valores percentuais do índice de erosividade (R), coeficiente de chuva (Rc) e precipitação (P) para o município de Aveiro no período de 1978-1989, 1992, 1995-2002 e 2005-2006.

Em outras regiões do país, como por exemplo, no estado de Minas Gerais, no município de Sete Lagoas, o índice de erosividade encontrado por MARQUES *et al.* 1997 e MELLO *et al.* 2007 foi de 5.835 MJ.mm/ha.h.ano, bastante inferior aos da região Norte. Esse valor pode ser considerado baixo, pois os valores comumente relatados na literatura, referentes a localidades brasileiras, podem chegar até 14.130 MJ.mm/ha.h.ano, em Manaus, Amazonas (OLIVEIRA JÚNIOR & MEDINA, 1990).

Em Lages, município do Estado de Santa Catarina, o valor de erosividade encontrado foi de 5.694 MJ.mm/ha.h.ano (BERTOL, 1992).

No estado do Piauí, O índice de erosividade médio anual para as terras secas do Piauí foi de 5.153 MJ.mm/ha.h.ano (AQUINO *et al.* 2006).

Em relação a diferença do índice de erosividade entre as regiões do país, vale lembrar que o valor da erosividade não está ligado à quantidade precipitada, e sim, à sua intensidade (CAMPOS FILHO *et al.* 1992). Portanto é de se esperar que valores pequenos como encontrado em Sete Lagoas, não sofra grandes alterações com a ocorrência de anos mais pluviosos.

4.2.2 Erodibilidade do Solo (K)

Para se calcular a erodibilidade dos solos, fazem-se necessárias coletas de solos e análise granulométrica dessas amostras.

A área de estudo foi demarcada e delimitada com o auxílio de ferramentas de geoprocessamento a partir de uma imagem de satélite.

A coleta de solos foi iniciada a partir de uma análise destas imagens de satélite da região de estudos e posteriormente uma avaliação no próprio terreno (Figura 4.5). As áreas escolhidas para as coletas foram selecionadas seguindo os seguintes requisitos:

- Área de declive;
- Área com diferentes paisagens (floresta, capoeira, pasto, solo exposto, roça);
- Área de possível acesso (autorização do proprietário e acesso plausível ao local)

Foram então selecionadas 14 áreas, onde foram feitos 14 transectos, sendo cada transecto composto por 3 linhas e cada linha composta por 3 pontos, onde a coleta composta dos solos foi realizada ao redor. 15 amostras dos 20 cm superficiais do solo foram coletadas ao redor dos três pontos. Essas amostras foram misturadas e uma parte delas foi guardada, identificada e posteriormente analisada suas propriedades físicas. Essas análises foram feitas no Laboratório de Física do Solo da Universidade Federal Rural da Amazônia e seus resultados estão apresentados na Tabela 4.1.

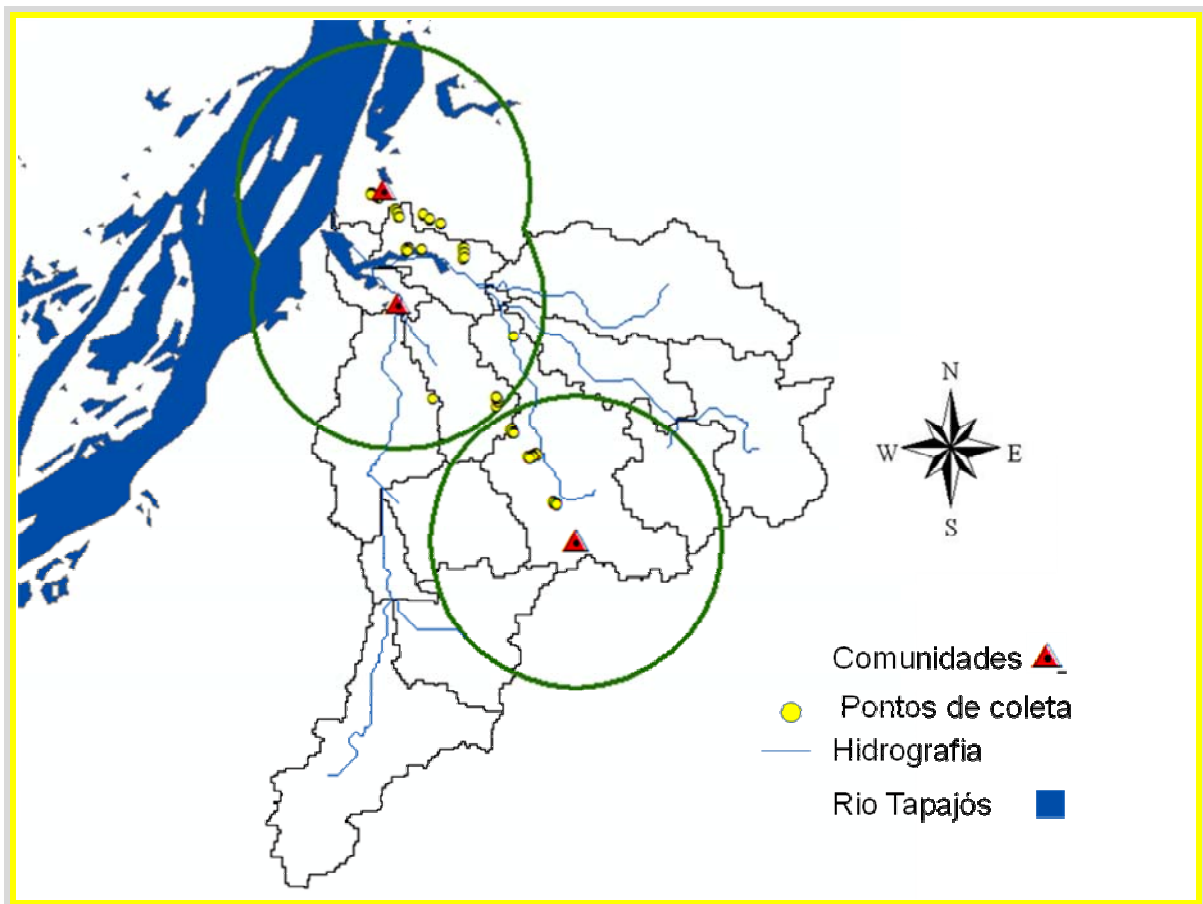


Figura 4.5. Área de estudo com os pontos de coleta de solos demarcados em amarelo.

Com esses valores de areia, areia fina, argila e silte, foi possível fazer um triângulo de textura (Figura 4.6), através de um Programa de computador gratuito - Texture AutoLookup 4.2 – TAL.

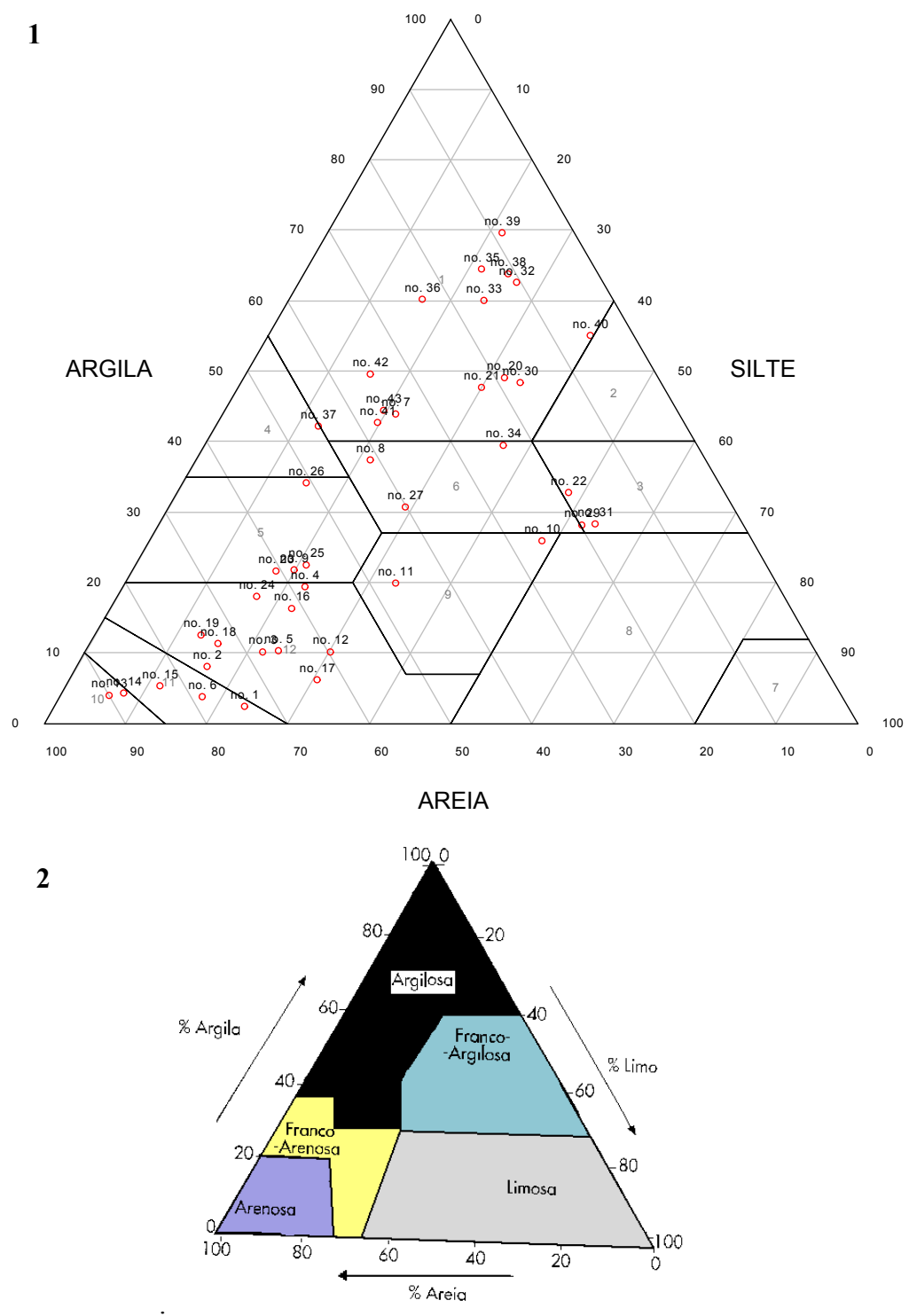


Figura 4.6. Triângulo textural com os percentuais da análise física do solo coletado nas comunidades de São Tomé, Agrovila Araipa e Nova Estrela (1) e Triângulo textural ilustrativo (2).

A erodibilidade dos solos foi calculada a partir dos valores de textura e matéria orgânica do solo e é também considerado o tipo de solo. Neste trabalho, os tipos de solo foram obtidos a partir do banco de dados do ZEE da BR 163 da Embrapa Oriental (Figura 4.7).

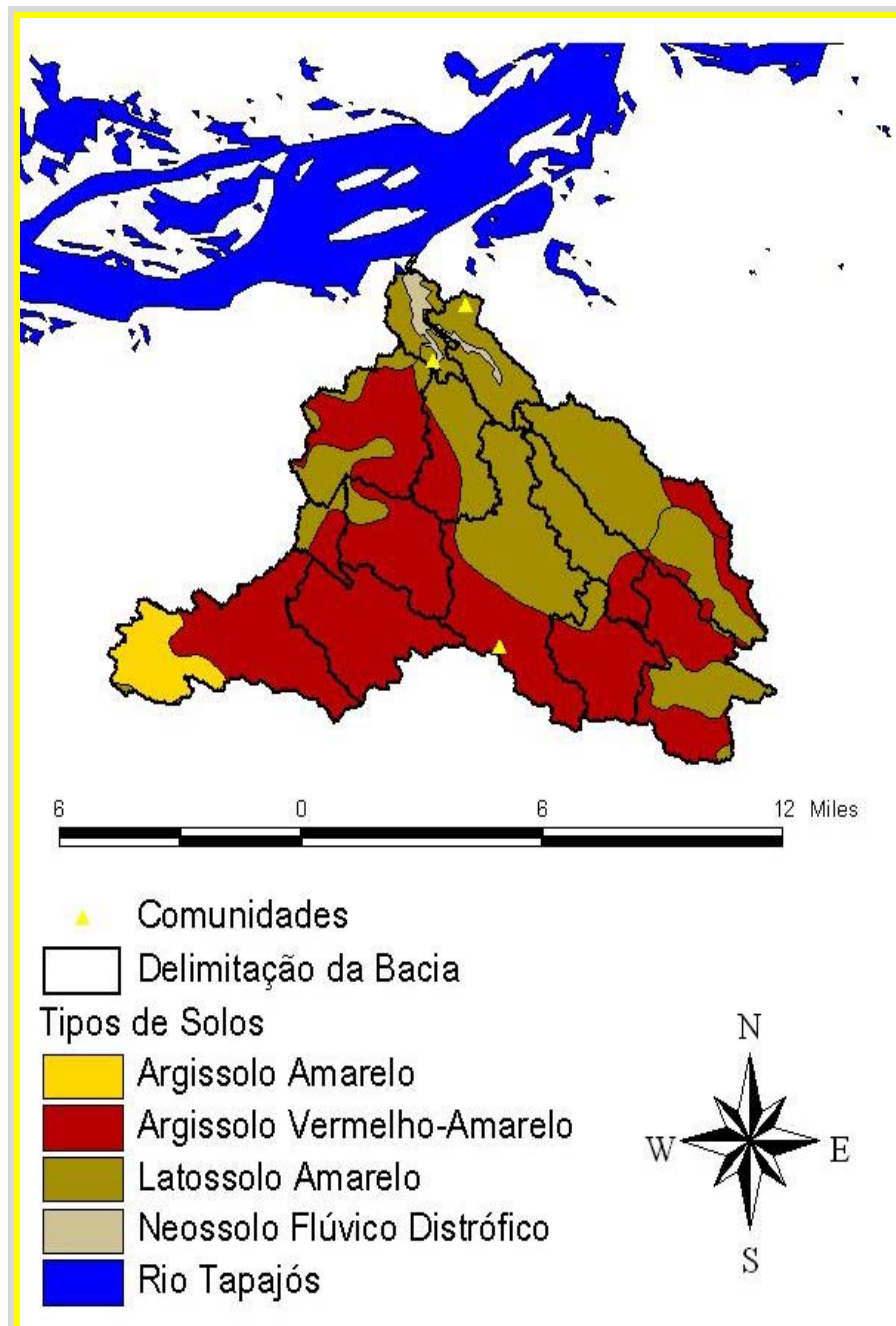


Figura 4.7. Bacia Hidrográfica de estudo, representando os tipos de solos segundo o banco de dados do ZEE – BR 163 - Embrapa Oriental.

A textura do solo é um fator importante que influencia a erodibilidade por afetar os processos de desagregação e transporte, uma vez que, enquanto grandes partículas de areia resistem ao transporte, solos de textura fina (argilosos) também resistem à desagregação, sendo a areia fina e o silte as texturas mais suscetíveis à desagregação e ao transporte.

Propriedades texturais e estruturais também influenciam a interação com a chuva (solo-chuva) e, conseqüentemente, sua capacidade de infiltração. A taxa de equilíbrio de infiltração é uma função da porosidade total, a proporção relativa de macroporos, e a estabilidade e continuidade de macroporos, além do que, os biocanais criados por raízes deterioradas e pela fauna do solo têm maiores efeitos na capacidade de infiltração (LAL, 1988).

Desta forma, neste trabalho encontrou-se um valor médio da erodibilidade de 0,029 t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹. Esse valor pode ser considerado razoável, mostrando uma resistência dos solos da área de estudo à erosão.

Para cada transecto analisado, com diferentes usos da terra, observou-se um valor de K pouco diferente (Tabela 4.4).

No trabalho de SANTOS (2002), ele mostra que a camada superficial dos solos da região de Santo Antônio do Leite em Minas Gerais é bem resistente aos agentes causadores da erosão laminar, diferentemente do que ocorre na Bacia do Rio Araguaia, onde mais de 45% das classes de erodibilidade analisadas encontram-se na classe forte (SANTANA *et al.* 2007).

No trabalho de CAMPOS FILHO, *et al.* 1992, realizado em uma região do Semi-Árido Nordestino, foi calculado o valor de erodibilidade de 0,013 t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹, que também é considerado um baixo valor.

Os valores de erodibilidade do solo tendem a aumentar à medida que se passam os anos de cultivo. A diferença de valores que ocorre com o passar dos anos é motivada pela redução da matéria orgânica e a diminuição da estabilidade dos agregados (CAMPOS FILHO, *et al.* 1992). Com essa informação, foi feita uma relação entre a concentração de mercúrio apresentada na Tabela 3 e os valores de erodibilidade para cada transecto analisado e observou-se uma alta correlação entre esses fatores (Figura 4.8), podendo supostamente inferir a dependência entre eles.

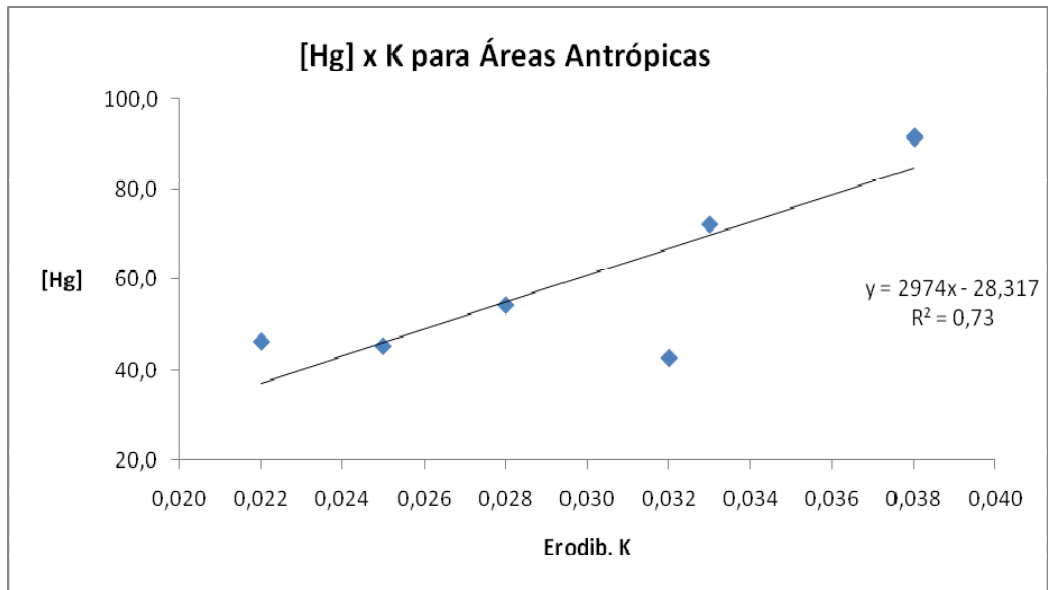


Figura 4.8. Gráfico mostrando uma alta correlação de 0,73 entre a concentração de mercúrio no solo e os valores de erodibilidade do solo.

Tabela 4.4. Valores de K e de outros fatores da equação para os transectos analisados.

Trans.	Comp. Rampa (m)	Decliv. (%)	Tipo de uso	C*P	K (t ha h/ha MJ mm)	L	S	R (MJ.mm/ha.h.ano)	A (t.ha/ano)
1	417	4,8	Capoeira e Pasto	0,04	0,038	3,24	0,43	13.486	28,6
2	316	11,08	Pasto	0,027	0,032	3,78	1,37	13.486	60,3
3	183	5,5	Pasto degradado	0,042	0,025	2,88	0,51	13.486	20,8
4	300	12,32	Capoeira	0,05	0,028	3,68	0,65	13.486	45,2
9	300	13,33	Pasto	0,027	0,033	3,68	1,84	13.486	81,4
10	341	11,73	Roça, Pasto e Capoeira	0,10	0,038	3,93	1,50	13.486	302,1
12	253	11,86	Floresta	0,0015	0,017	3,38	1,53	13.486	1,8
13	285	12,28	Área queimada, Capoeira e Pasto	0,12	0,022	3,59	1,61	13.486	205,8
Médias	299	10,4		0,051	0,029	3,520	1,180	13.486	93,2

4.2.3. Comprimento de Rampa e Declividade (L e S)

Quanto ao relevo, a maior influência está no comprimento e na declividade das vertentes. As mais íngremes facilitam a erosão dos solos, na medida em que aumentam o escoamento superficial.

Experimentos de campo realizados por BERTONI & LOMBARDI NETO (1990), demonstram, por sua vez, que quanto maior o comprimento das rampas (vertentes) maior a perda de solo por hectare.

No presente trabalho, a média encontrada para o fator de comprimento de rampa e o fator de declividade foram respectivamente 4,12 e 3,32. Esses valores foram calculados a partir das curvas de nível da região, suas cotas e distâncias. Mais especificamente, o comprimento de rampa foi calculado a partir do método do retângulo equivalente utilizado para calcular o índice extensão média do escoamento sobre os terrenos. Utilizou-se as curvas de nível, as distâncias entre elas e suas cotas dentro do polígono utilizado, sua área, perímetro e comprimento total.

Abaixo, nas Figuras 4.9 a 4.16, estão representadas nos gráficos as cotas e distâncias dos polígonos dos transectos analisados.

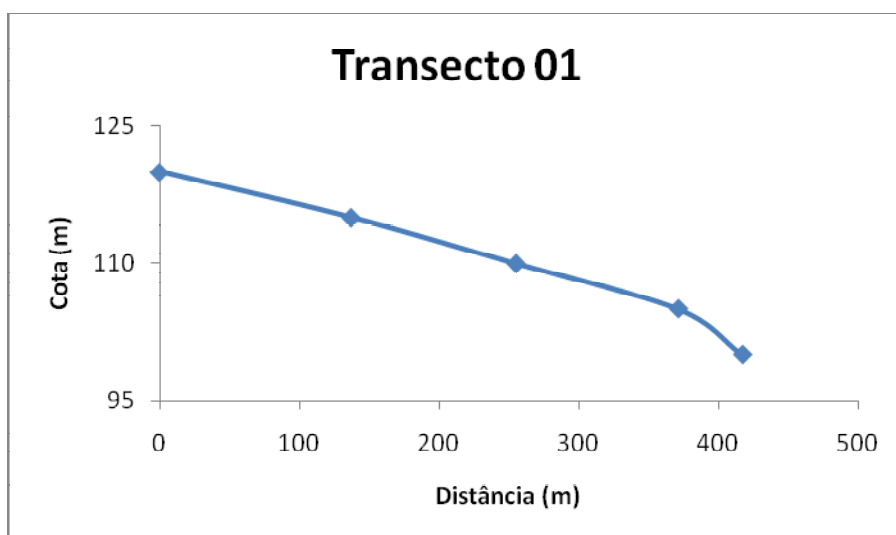


Figura 4.9. Representação da relação entre as cotas e as distâncias dos fatores topográficos do Transecto 01 da área de estudo.

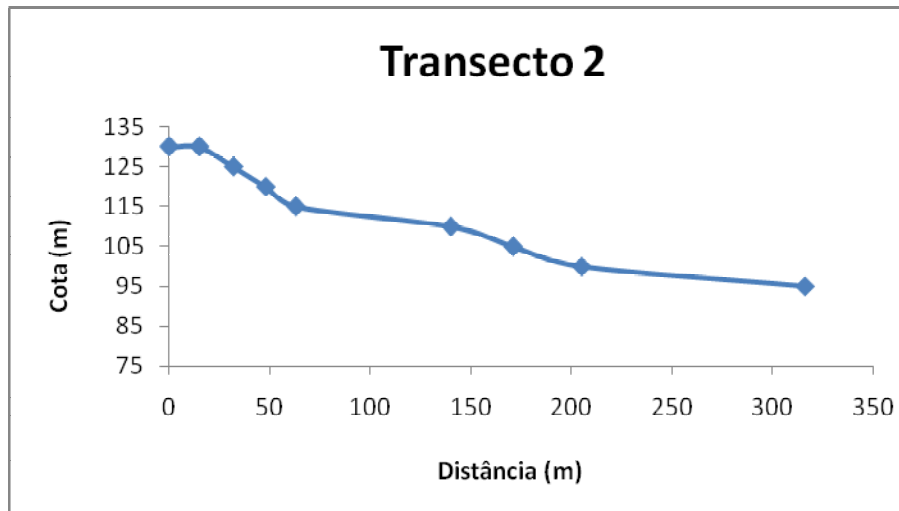


Figura 4.10. Representação da relação entre as cotas e as distâncias dos fatores topográficos do Transecto 02 da área de estudo.

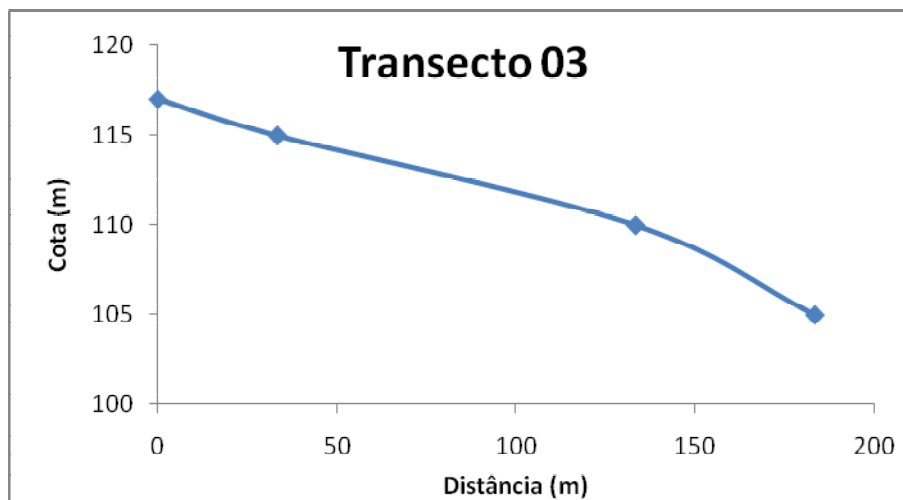


Figura 4.11. Representação da relação entre as cotas e as distâncias dos fatores topográficos do Transecto 03 da área de estudo.

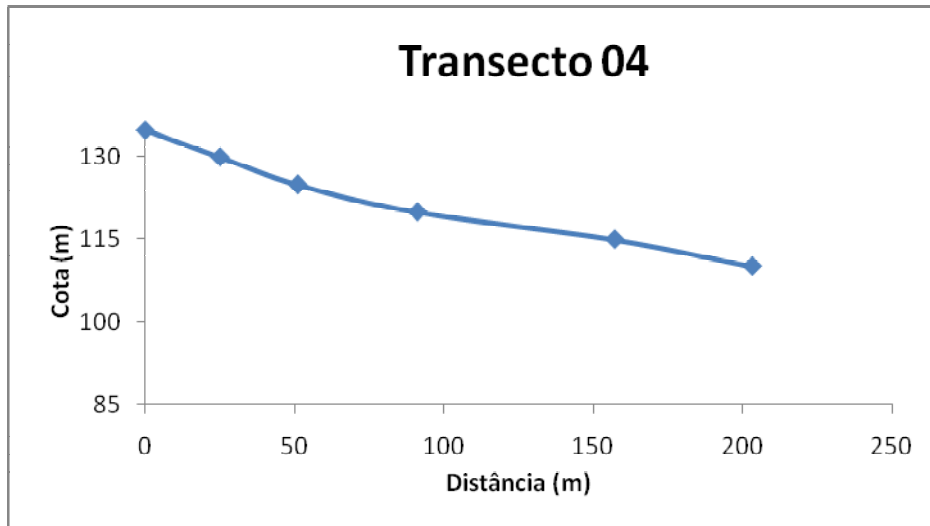


Figura 4.12. Representação da relação entre as cotas e as distâncias dos fatores topográficos do Transecto 04 da área de estudo.

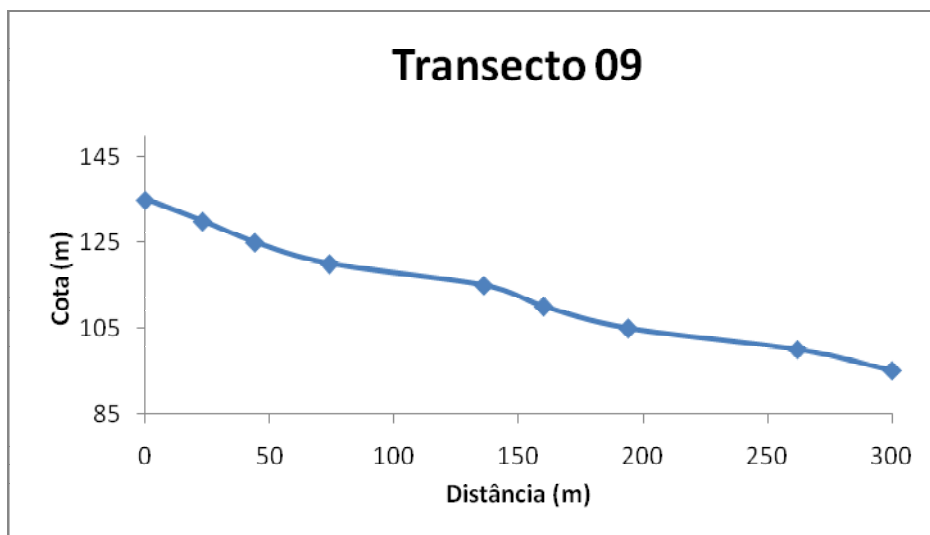


Figura 4.13. Representação da relação entre as cotas e as distâncias dos fatores topográficos do Transecto 09 da área de estudo.

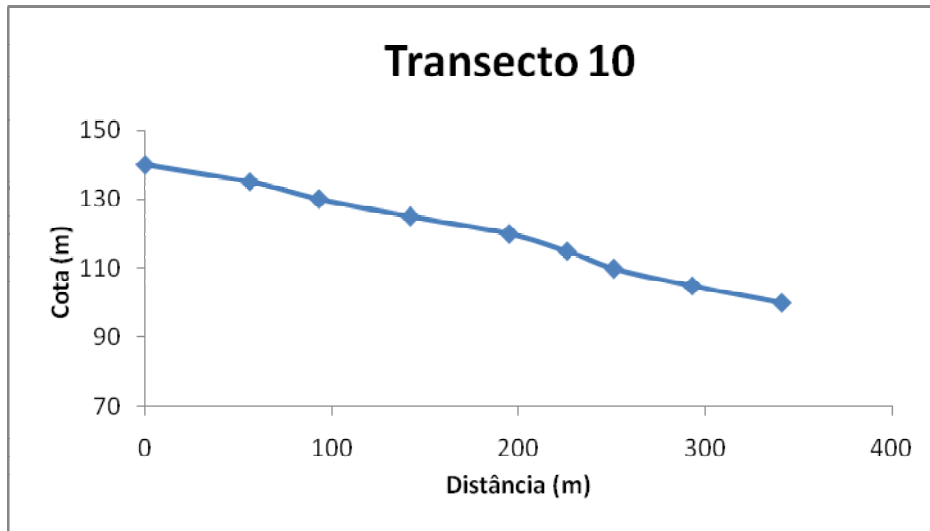


Figura 4.14. Representação da relação entre as cotas e as distâncias dos fatores topográficos do Transecto 10 da área de estudo.

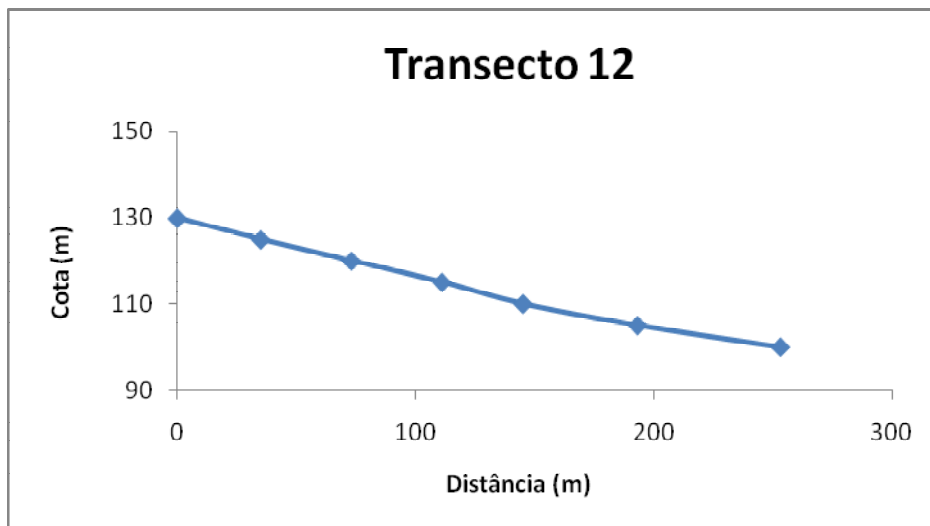


Figura 4.15. Representação da relação entre as cotas e as distâncias dos fatores topográficos do Transecto 12 da área de estudo.

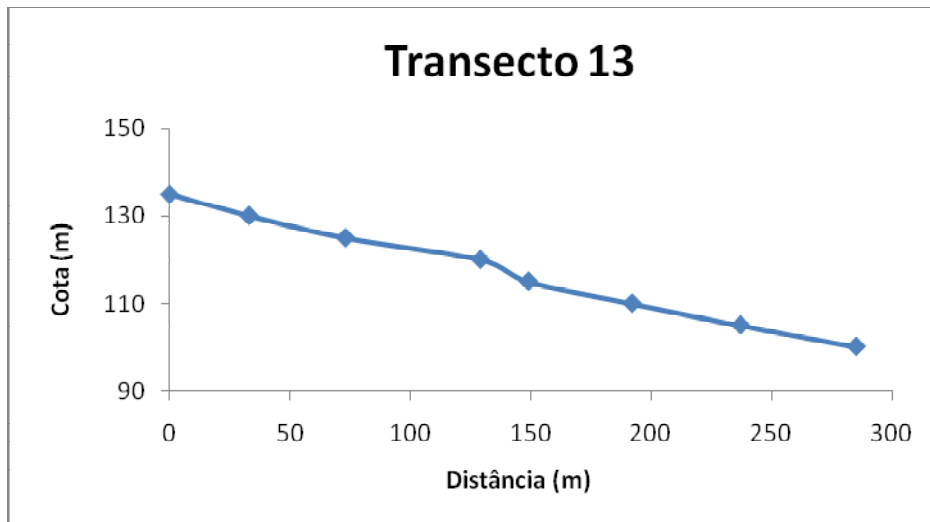


Figura 4.16. Representação da relação entre as cotas e as distâncias dos fatores topográficos do Transecto 13 da área de estudo.

Cabe salientar que o comprimento de rampa é o único dos fatores componentes da USLE que não é discretizado, ou seja, assumiu-se um valor médio para toda a bacia, o que não representa a realidade, pois dentro de uma área de drenagem existem diversos comprimentos de rampa. Entende-se que em uma mesma vertente, dependendo da direção preferencial de fluxo, ocorrem simultaneamente os processos de erosão e deposição (STEIN *et al.* 1987), ou seja, para que a perda de solo por erosão laminar seja realmente calculada pela USLE, é necessário que seja calculado o comprimento de rampa para cada uma das direções de fluxo de escoamento superficial (Tabela 4.5), pois assim ter-se-á esse fator distribuído.

Tabela 4.5. Comprimento das rampas e declividade dos transectos analisados.

TRANSECTOS	Comprimento de rampa (m)	Declividade (%)
1	653	4,8
2	457	11,08
3	400	5,5
4	300	12,32
9	300	13,33
10	553	11,73
12	725	11,86
13	339	12,28

O plano de informação de declividade foi obtido a partir do modelo numérico de terreno – MNT (Figura 4.17), que foi obtido pela Imagem LANDSAT 90 metros. A partir da elaboração do mapa de declividade pode-se perceber que os valores de declividade variam predominantemente de 70 a 120 metros, mostrando uma área bastante homogenia.

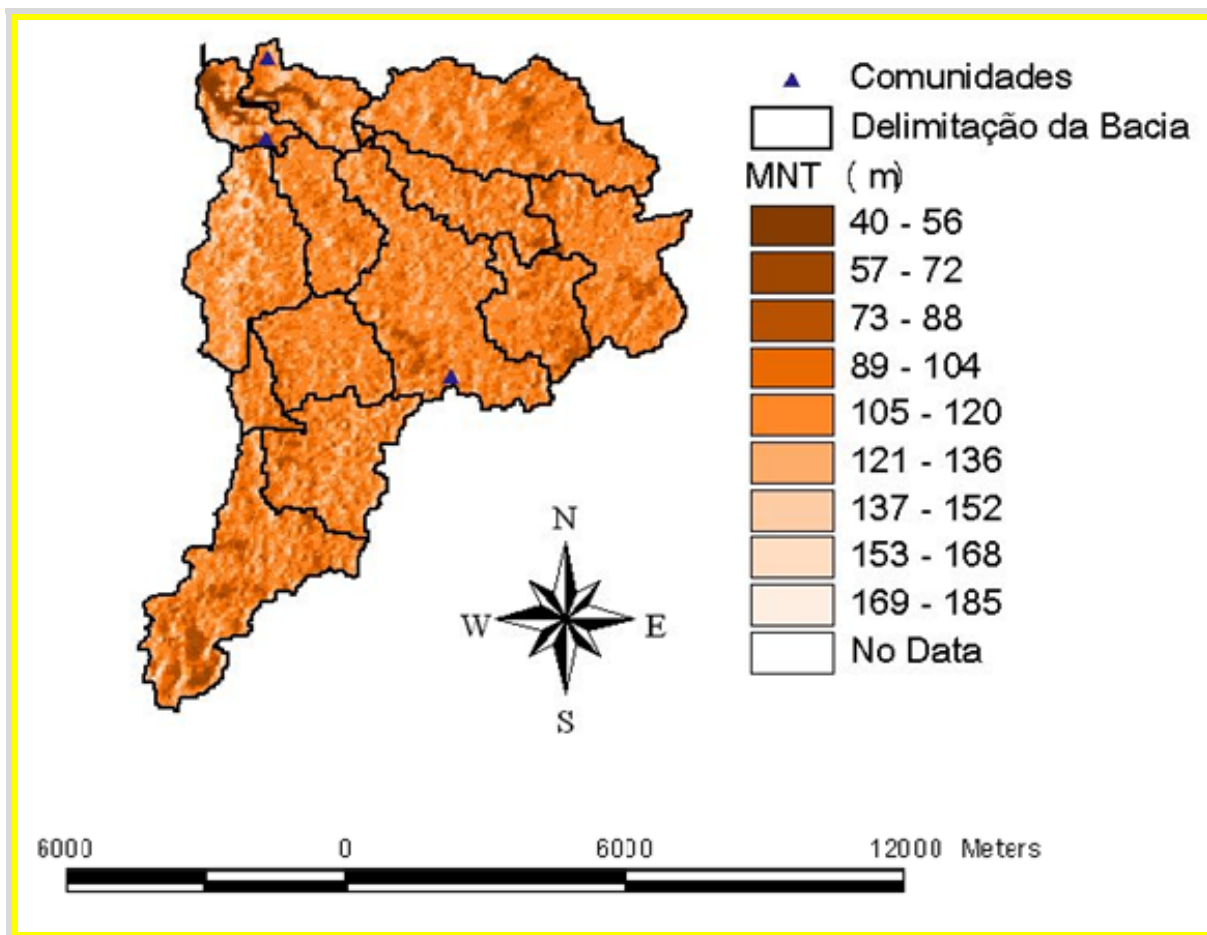


Figura 4.17. Modelo numérico do terreno da bacia de estudo.

4.2.4. Uso e Manejo do Solo e Práticas Conservacionistas (C e P)

O fator de uso e manejo do solo da USLE é normalmente obtido através de parcelas experimentais, e representa o grau de proteção médio à erosão fornecido pelo tipo de uso (floresta, capoeira, roça – mandioca, milho, feijão, pastagem) e manejo (convencional, mecanizado, tração animal, cultivo mínimo, entre outros).

Como esses dados são escassos no Brasil, buscaram-se na literatura, dados de C para as condições da região de estudo.

A primeira etapa para a avaliação deste fator foi obter também na literatura o mapa de uso do solo que abrangesse a área de estudo. Este mapa foi obtido no banco de dados do ZEE da BR 163 da Embrapa Oriental. Uma imagem SPOT 5 (Figura 4.18), disponibilizada pelo IRD, com uma escala de 5 metros, foi trabalhada e comparada ao mapa da Embrapa Oriental para avaliar a verdade de terreno, já que está imagem é mais atualizada e como resultado, observou-se semelhança entre os dados. Além disso, foram observadas em campo as formas de cultivo na área de estudo e todos os agricultores seguem a seguinte sequência, num período de três anos:

**Derrubada da Floresta – Queima – Plantação de Roça – Abandono da Roça –
Plantação de Braquiária – Abandono do Pasto – Surgimento da Capoeira** (Figura 4.19).

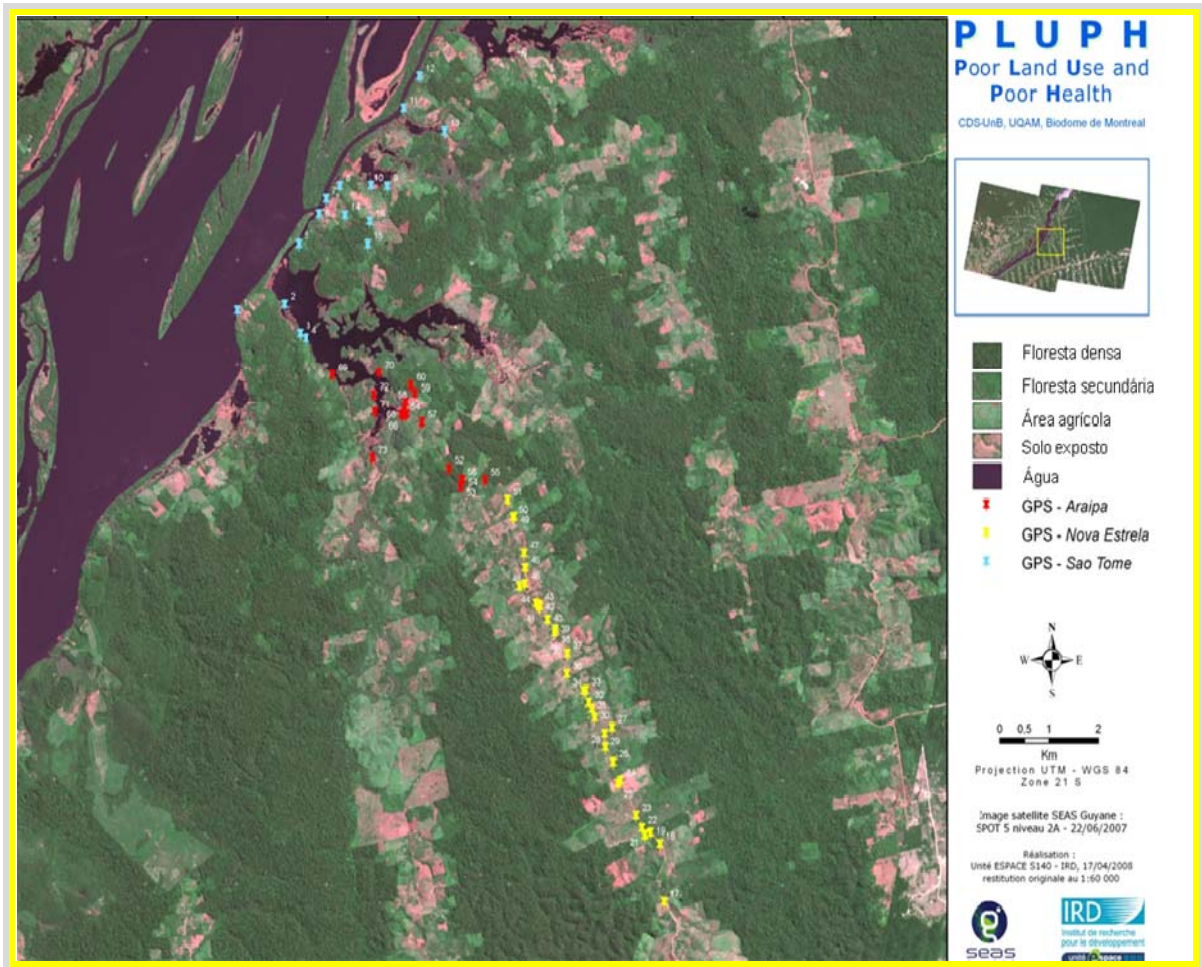


Figura 4.18. Imagem SPOT, representando o uso do solo nas três comunidades de estudo.



Figura 4.19. Fotos de Floresta Primária (1); Floresta pós queimada (2); Plantação de mandioca (3) e Capoeira (4), tiradas na área de estudo das três comunidades.

O fator P, práticas conservacionistas, representa a razão entre a perda de solo que ocorre em dada prática conservacionista e aquela que ocorre para cultivos no sentido do declive máximo do terreno (plantio morro abaixo). Em outras palavras, este fator é um ponderador do fator C em situações especiais de uso e manejo do solo. As práticas mais comuns para culturas anuais são: plantio em contorno, plantio em faixas de contorno, terraceamento e alternância de capinas.

Os fatores C e P são tratados individualmente quando se buscam formas mais adequadas de produção agrícola conservacionista. Entretanto, segundo STEIN *et al.* (1987), as variáveis C e P são de tal forma inter-relacionadas que não se pode analisá-las individualmente. Muitos autores trataram em conjunto os fatores C e P, elaborando uma tabela de uso geral com os valores de CP em função de diferentes grupos e categorias de vegetação (Tabela 4.6).

Tabela 4.6. Valores dos fatores CP para classes de uso de solo. (Modificada de PARANHOS FILHO *et al.* 2003).

Descrição do tipo de uso	Fatores CP
Área urbanizada	0,00
Áreas de culturas sazonais	0,20
Pastagem	0,01
Floresta	0,00004
Capoeira	0,25
Áreas de queimada	0,01

Neste trabalho esses fatores foram avaliados conjuntamente, estabelecendo o valor 1 para o fator P, já que na região ainda não existem práticas conservacionistas. Para facilitar a estimativa apenas do fator C, foram criadas classes, no que diz respeito à proteção do solo contra a erosão. São elas: a) Floresta; b) Capoeira; c) Pastagem e d) Roça. A Tabela 4.7 apresenta o fator C para cada classe, segundo (LEPRUN, 1988 e WISCHIMEIER, 1975).

Tabela 4.7. Fator C para as classes observadas na área de estudo. (LEPRUN, 1988 e WISCMEIER, 1975).

Uso do Solo	Fator C
Floresta	0,012
Capoeira	0,013
Pastagem	0,025
Roça	0,20

Os Fatores CP utilizados para área de estudo deste trabalho, foram avaliados a partir do Guia de Planejamento e Conservação do Departamento de agricultura dos Estados Unidos e adaptado às condições tropicais do Brasil. Eles estão representados na Tabela 4.8. Foi calculada a média para cada uso e resultou o valor de 0,051.

Tabela 4.8. Tipo de uso do solo e os valores respectivos dos fatores CP para cada transecto.

Transectos	Tipo de uso	Valor dos Fatores CP
1	Capoeira e Pasto	0,04
2	Pasto	0,027
3	Pasto	0,042
4	Capoeira	0,05
9	Pasto	0,027
10	Roça, Pasto e Capoeira	0,10
12	Floresta	0,0015
13	Área queimada, Capoeira e Pasto	0,12

4.2.5. Estimativa da Erosão Atual (A)

Depois de gerada as coberturas para cada um dos fatores da USLE/EUPS, a etapa seguinte é o cruzamento delas, usando a sua equação.

A Tabela 4.9 mostra os valores médios obtidos para cada fator da EUPS.

Tabela 4.9. Valores dos fatores da Equação Universal de Perda de Solos.

Fator da EUPS	Valor obtido
R	13.486
K	0,029
L	3,526
S	1,180
CP	0,051

Sendo assim, a erosão atual nas três comunidades é o produto de todos os fatores, que resultou em um valor médio de 93,2 t/ha.ano.

Este resultado é elevado quando comparado aos resultados de perda de solos no Distrito Federal, por exemplo, que tem uma perda de aproximadamente 25 t/ha.ano (BAPTISTA, 1997).

Este resultado elevado de perda de solo sugere que é elusivo pensar a Amazônia como uma grande planície. Se comparada novamente ao Distrito Federal, a declividade média da Amazônia é duas vezes maior que a do DF.

A perda de solo depende então, de todos os fatores da EUPS. Percebeu-se para este estudo que os fatores mais influentes para a causa da erosão são o mau uso e manejo da terra e a declividade.

Existe um limite de tolerância de perda de solo, ou seja, a intensidade máxima de erosão de solo que permitirá o uso sustentável da terra para manter um nível de produtividade. Para a bacia hidrográfica estudada, esse limite é de 11,2 t/ha.ano (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990).

A Figura 4.20 mostra que todos os usos da terra analisados são insustentáveis, apenas a floresta está com o nível abaixo da tolerância de perda de solo.

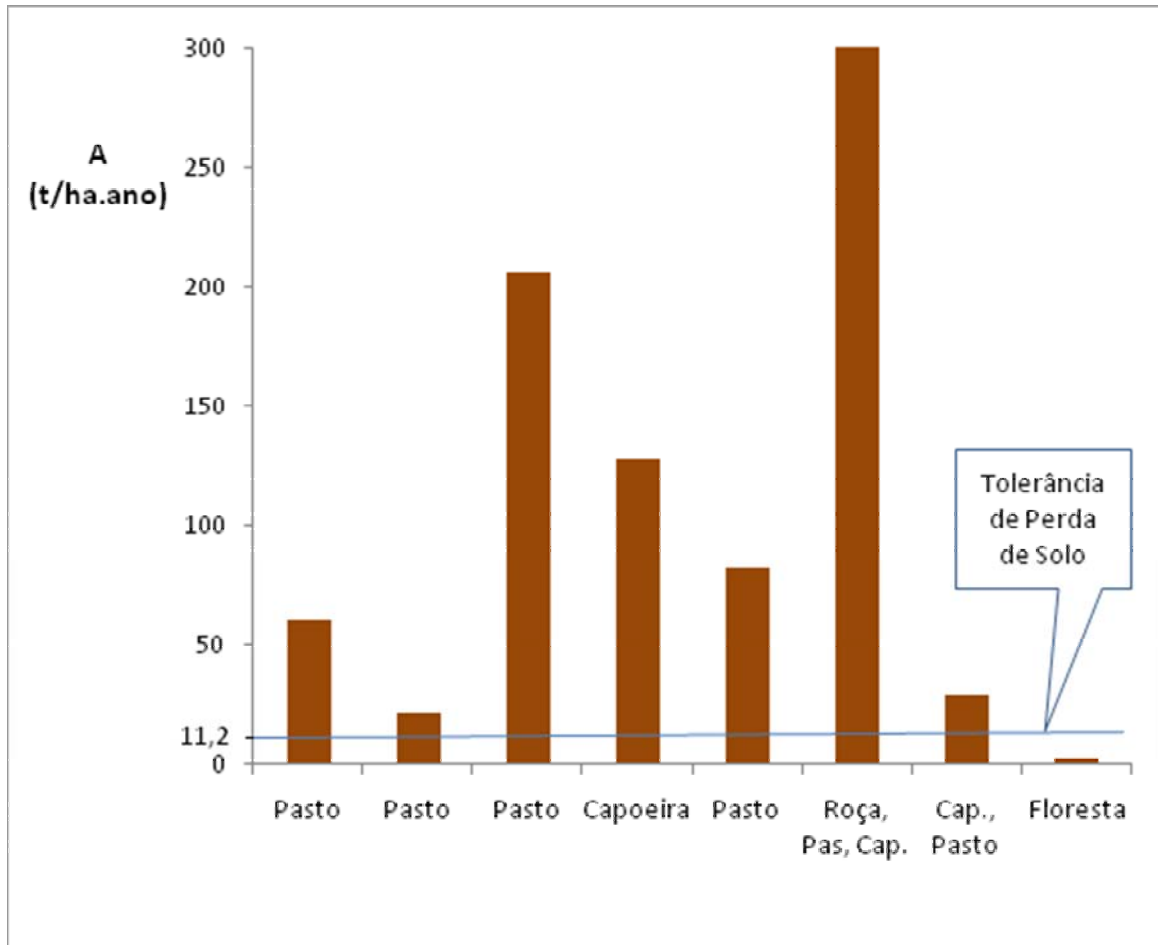


Figura 4.20. Perda de solo em t/ha.ano para cada tipo de uso do solo analisado e a linha de tolerância de perda de solo, indicando apenas a floresta como uso sustentável.

Para tentar mudar esse quadro, existe a possibilidade de implantação dos Sistemas Agroflorestais (SAF) como técnica alternativa de uso da terra. Este sistema tenta proporcionar um rendimento sustentável ao longo do tempo, introduzindo espécies anuais nos primeiros anos, seguidas de frutíferas semi-perenes e perenes e por fim as madeiráveis, os quais podem ainda, ser consorciadas com animais em uma mesma área.

Com a implantação dos SAFs na área de estudo, é possível tornar o manejo de alguns usos como a capoeira e o pasto, o pasto degradado e apenas a capoeira, além da floresta, abaixo do limite de tolerância da perda de solo (Figura 4.21).

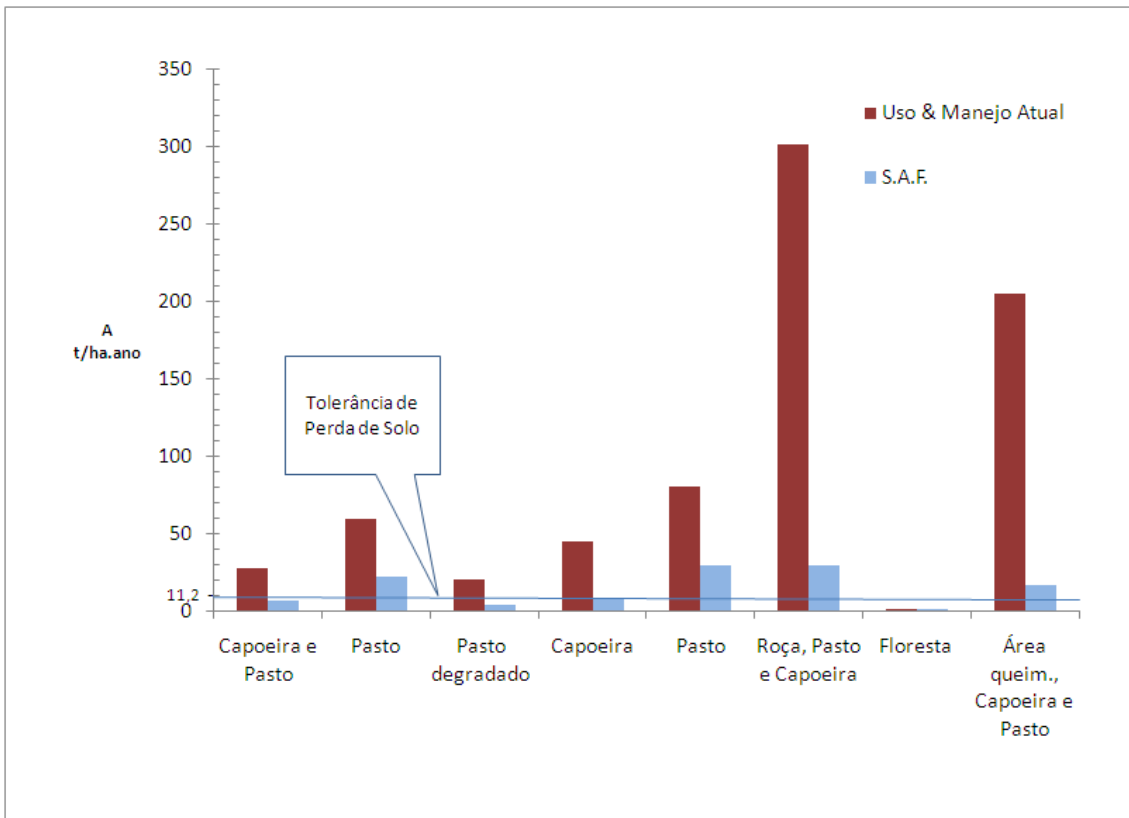


Figura 4.21. Perda de solo em t/ha.ano para cada tipo de uso e manejo do solo atual e uso utilizando o SAF e linha de tolerância de perda de solo.

4.3. ANÁLISE DA PERDA DE MERCÚRIO

Os resultados obtidos das análises de concentração de mercúrio através da Espectrometria de Fluorescência Atômica por vapor frio foram coerentes para cada uso da terra avaliado, pois foi na floresta a maior concentração de mercúrio encontrada. Isso ocorre provavelmente devido a menor mobilidade de solo neste ambiente e a afinidade que o mercúrio tem com a superfície do solo, o que faz reter naturalmente este metal no solo (FARELLA *et al.* 2007 e ROULET *et al.* 1998).

Para a capoeira, foi encontrada a concentração de 67 ng/g para a camada mais superficial do solo de 0 a 5 cm, seguindo para as camadas mais profundas de 20 a 25 cm e 50 a 55 cm, a concentração de mercúrio encontrada foi de respectivamente 65 ng/g e 72 ng/g.

Para a floresta, foi encontrada a concentração de 96 ng/g para a camada mais superficial do solo de 0 a 5 cm, corroborando com o trabalho de ROULET *et al.* (1998) que encontrou uma concentração de 90 a 210 ng/g de mercúrio na camada mais superficial do solo. Seguindo para as camadas mais profundas de 20 a 25 cm e 50 a 55 cm, a concentração de mercúrio encontrada foi de respectivamente 98 ng/g e 88 ng/g.

Para o pasto, foi encontrada a concentração de 70 ng/g para a camada mais superficial do solo de 0 a 5 cm, seguindo para as camadas mais profundas de 20 a 25 cm e 50 a 55 cm, a concentração de mercúrio encontrada foi de respectivamente 82 ng/g e 89 ng/g.

Nas Tabelas 4.10, 4.11 e 4.12, seguem as concentrações de mercúrio nas profundidades de solo.

Tabela 4.10. Concentração de Mercúrio no solo de capoeira.

Profundidade (cm)	Hg (ng/g)
0-5	67
20-25	65
55-55	72

Tabela 4.11. Concentração de Mercúrio so solo de floresta.

Profundidade (cm)	Hg (ng/g)
0-5	96
20-25	98
55-55	88

Tabela 4.12. Concentração de Mercúrio em solo de pasto.

Profundidade (cm)	Hg (ng/g)
0-5	70
20-25	82
55-55	89

Além da profundidade, o uso do solo também indica diferentes concentrações de mercúrio. FARELLA *et al.* (2007), mostra em seu trabalho que a liberação de mercúrio ocorre de acordo com a evolução natural da cobertura do solo e/ou seguida da degradação dos solos por erosão, após o desmatamento ou cultivo. A Figura 4.22 mostra os transectos analisados na área de estudo com seus diferentes usos da terra e concentrações de mercúrio.

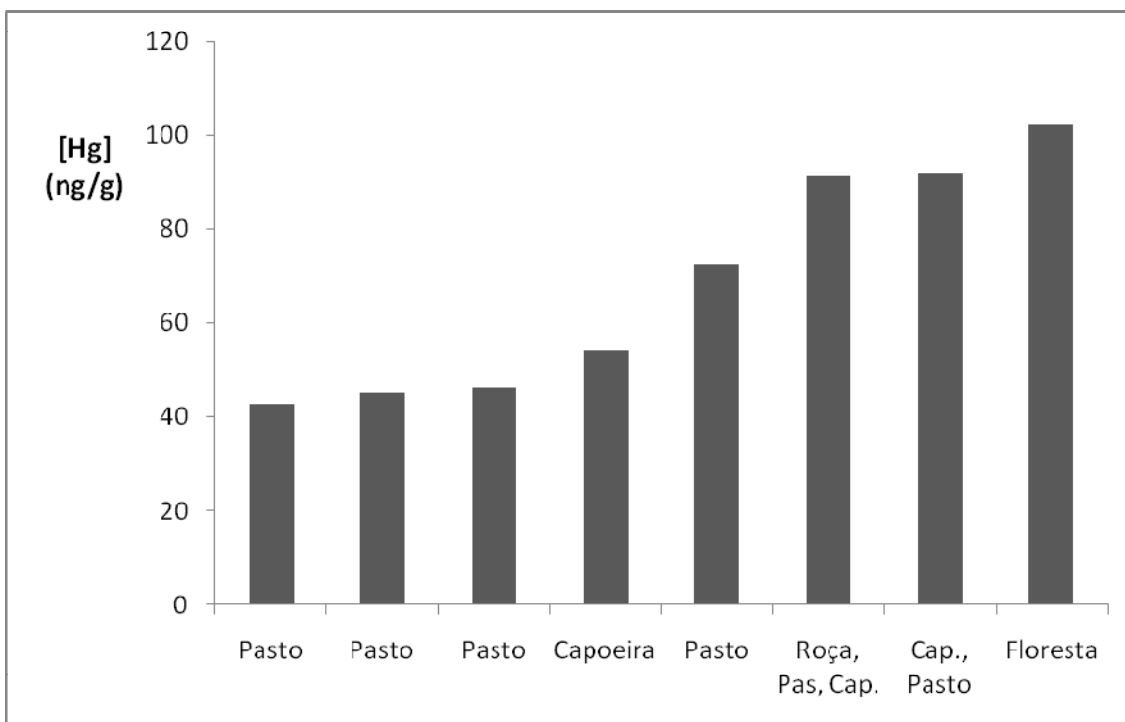


Figura 4.22. Concentração de mercúrio nos diferentes usos da terra. A maior concentração ocorre na floresta, seguido do pasto e capoeira.

Analisando cada uso do solo, encontramos um valor diferente de concentração de mercúrio, sendo no solo mais “usado”, ou seja, aquele que já passou por roça, pasto e capoeira, encontrada a maior perda deste metal e onde menos se “mexeu”, ou seja, na floresta, a menor perda de mercúrio por kg/ha.ano (Figura 4.23). Isto mostra a alta correlação – $R^2 = 0,87$ – entre a perda de solo e a perda de mercúrio (Figura 4.24), nos indicando assim, que o bom manejo da terra evita a erosão e com ela o carreamento do mercúrio, evitando posteriormente a transformação deste metal em uma forma prejudicial à saúde humana e ambiental.

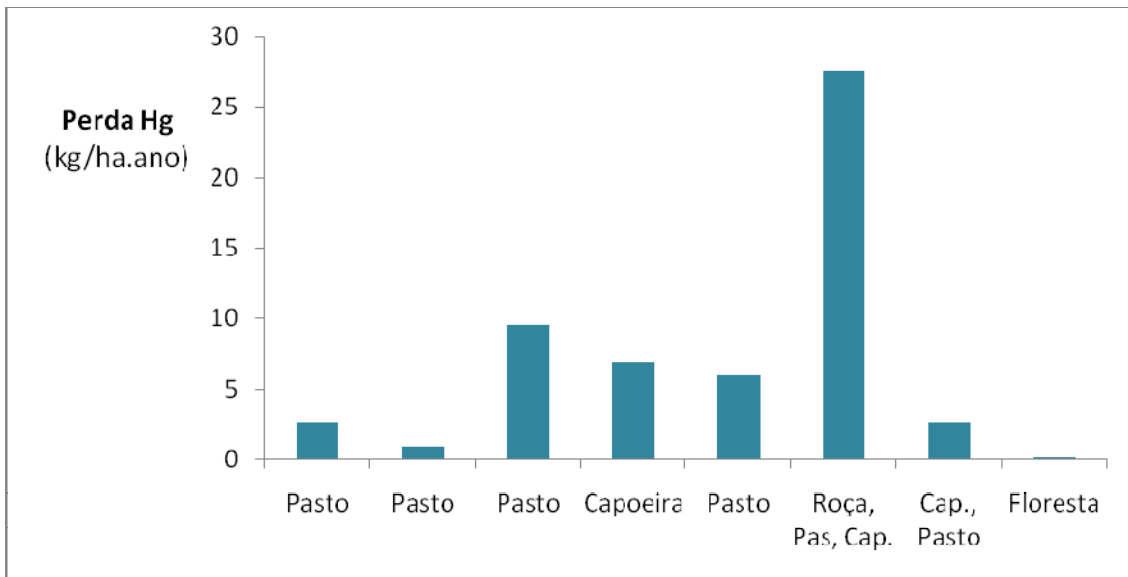


Figura 4.23. Perda de mercúrio por Kg/ha.ano e o uso observado do solo na área de estudo.

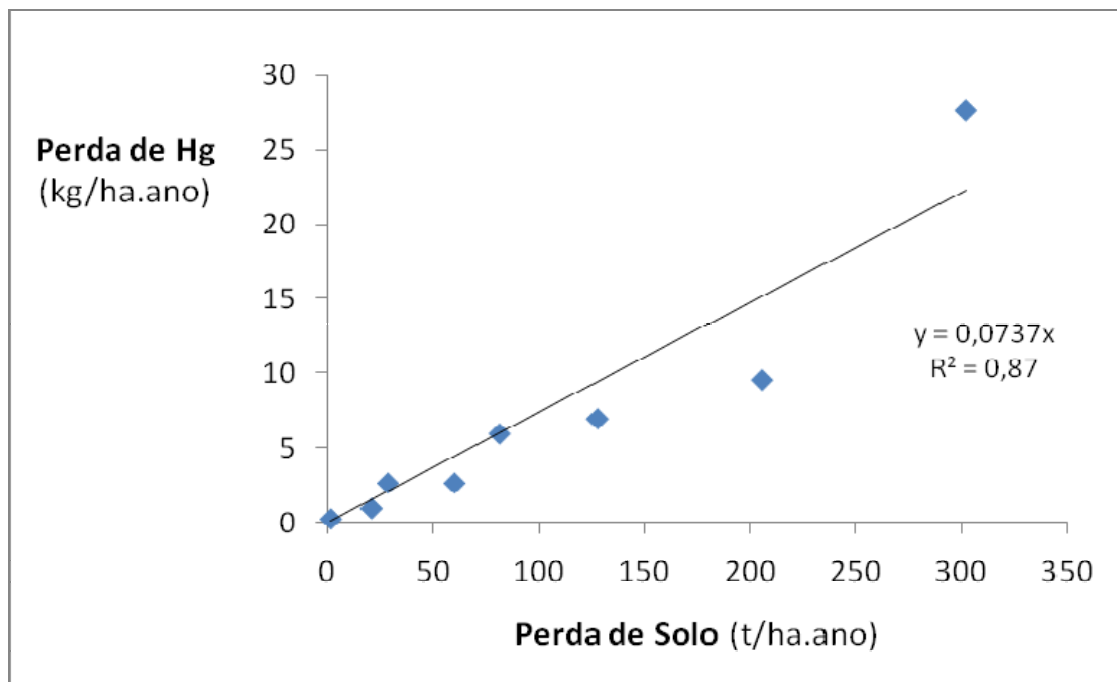


Figura 4.24. Relação entre a perda de mercúrio por kg/ha.ano e a perda de solo por t/ha.ano apresentando alta correlação entre elas.

Através destes gráficos observa-se que as médias das áreas antrópicas possuem uma perda de concentração mercúrio por kg/ha.ano 37 vezes maior em relação à floresta (Figura 4.25).

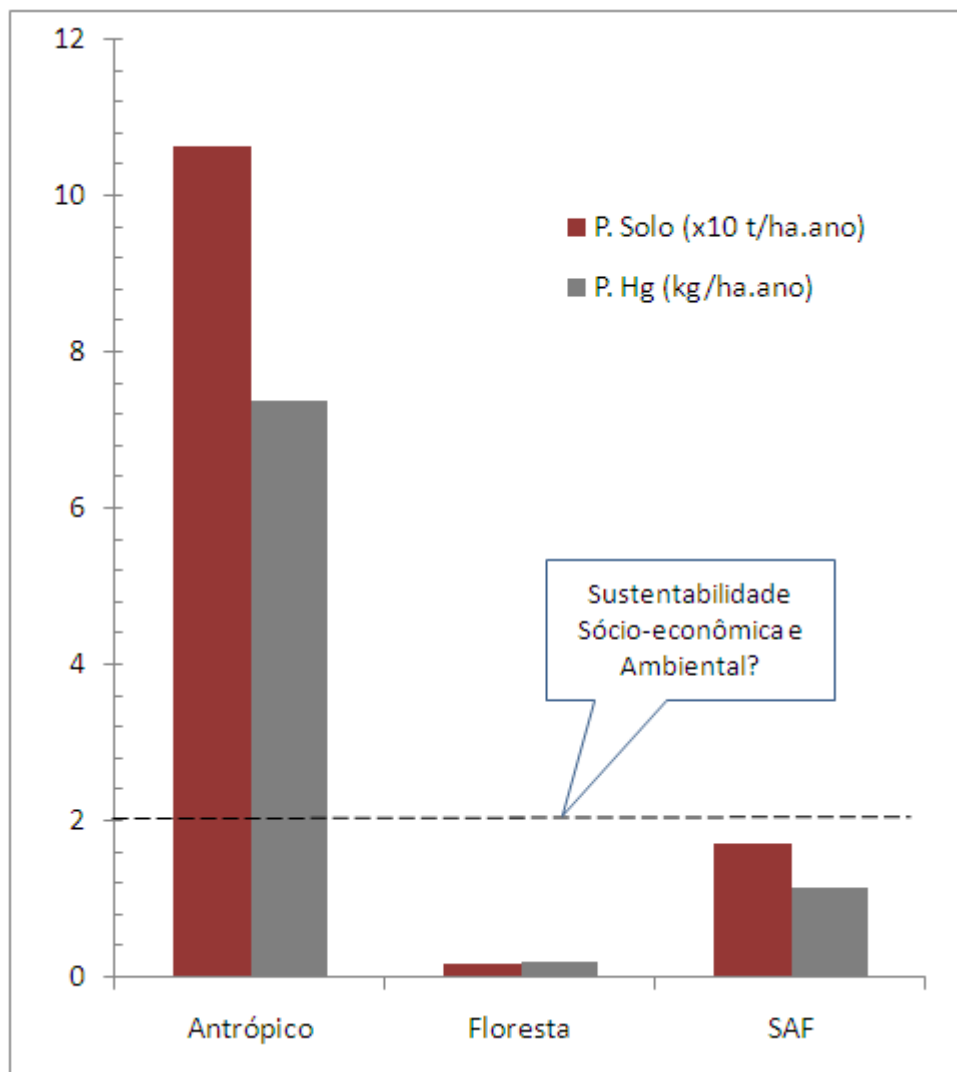


Figura 4.25. Comparação entre a Perda de solo ($\times 10^4$ t/ha.ano) e a Perda de mercúrio (kg/ha.ano) para o uso antrópico da terra (agricultura, pasto), floresta e para o uso com Sistemas Agroflorestais (SAF).

5. CONCLUSÕES

Este trabalho avaliou as perdas de solo e mercúrio em uma pequena bacia hidrográfica do baixo-Tapajós, na Amazônia brasileira sob os diferentes usos e manejos do solo desta região.

A perda de solo foi bastante elevada, levando em consideração principalmente a alta declividade da região que variou de 4,8% a 13,33%. Além da declividade houve uma variação significativa de perda de solo na floresta e no pasto. No pasto, a perda de solo foi 80 vezes maior que na floresta.

Assim como as perdas de solo, as de mercúrio também variaram conforme o uso e manejo do solo. No transecto que compreendia três tipos de uso: roça, capoeira e pasto, houve uma perda de 27,6 kg/ha.ano de mercúrio enquanto que na floresta a perda foi de 0,2 kg/ha.ano.

Esses resultados mostram, assim como o trabalho de FARELLA *et al.* (2007), que as perdas de mercúrio estão associadas ao desmatamento e ao mau manejo do solo, concluindo que o cultivo e a pastagem trazem impactos negativos sobre o solo. Sendo assim, o caminho preferencial do mercúrio para os leitos dos rios é pela erosão dos solos.

O ato do desmatamento por si só, provoca o maior impacto sobre os solos. O que pode ser feito para mitigar a erosão e conseqüentemente as perdas de mercúrio do solo, são as boas práticas de manejo, planejando e desenvolvendo formas sustentáveis de agricultura. Uma abordagem integrada, visando otimizar a fertilidade do solo e a redução do desmatamento, deveria ser desenvolvida através de incentivos de cultivos que se tornem mais permanentes.

Várias famílias residentes nas comunidades abordadas neste estudo vivem atualmente da agricultura de subsistência. Todo o trabalho foi realizado de forma integrada com essas famílias. As propostas de novas abordagens de agricultura foram apresentadas e discutidas levando em consideração a cultura, a proteção do meio ambiente bem como os aspectos sócio-econômicos das comunidades.

6. RECOMENDAÇÕES

Para uma boa prática de manejo, foi apresentada e sugerida às comunidades a implantação do Sistema Bragantino, desenvolvido pela EMBRAPA.

O Sistema Bragantino é uma técnica de cultivo, em rotação e consórcio, das culturas de milho ou arroz, de mandioca e feijão-caupi, principais cultivos realizados nas comunidades de São Tomé, Agrovila Araipá e Nova Estrela. Esse Sistema se baseia no uso de técnicas de plantio direto, podendo ser aplicada tanto em propriedades familiares, como na agricultura empresarial, tendo como “ponto de partida” a recuperação da fertilidade do solo, com base em resultados de análise.

Seus principais benefícios são a intensificação do uso da terra; aumento da produtividade e redução de custos de produção das culturas; ocupação produtiva da propriedade; conservação ambiental; uso racional de máquinas, equipamentos e insumos; permite boa cobertura de solo, atenuando os efeitos nocivos da erosão hídrica e eólica.

O Sistema Bragantino foi apresentado aos agricultores e moradores das três comunidades citadas acima (Figura 4.26). Percebeu-se um forte interesse pelas comunidades em aplicá-lo em suas terras. O Projeto, irá fornecer subsídio inicial para tal realização.



Figura 4.26. Apresentação às comunidades São Tomé, Agrovila Araipá e Nova Estrela do Projeto Bragantino.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, F. F. M. (1974). Os fundamentos geológicos do relevo paulista. São Paulo: IGEOG.
- ALMEIDA FILHO, GERSON, S. e CAIADO, E. M. (2001). Processos erosivos lineares associados a eventos pluviosos na área urbana do município de Bauru, SP. In: Simpósio Nacional de Controle de erosão, VII, Goiânia.
- ALMEIDA FILHO, GERSON, S. e RIDENTE JUNIOR J. L. (2001). Erosão: diagnóstico, prognóstico e formas de controle. In: Simpósio Nacional de Controle de erosão, VII, Goiânia.
- ALMEIDA, M. D. (2005). Biogeoquímica do mercúrio na interface solo-atmosfera na Amazônia. Universidade Federal Fluminense, Departamento de Geociência, Niterói.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. www.ana.gov.br - HIDRO WEB.
- ANDRÉASSIAN, V. (2004). Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. Journal of Hydrology. 291, I, 1-2: 1-27.
- ARCAYA, S.G.CH. (2007). Avaliação dos Fatores Condicionantes dos Processos Erosivos no Distrito Federal. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM-156/07, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 189p.
- AZEVEDO, F.A. (2003). Toxicologia do mercúrio. São Carlos: RIMA. São Paulo, InterTox, 292p.
- AZEVEDO, R.H.V. (2006). Avaliação da capacidade de gestão em áreas protegidas: um estudo de caso na Reserva da Biosfera do Cerrado Fase I. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Florestal. Universidade de Brasília, Brasília, DF, 110p.
- BAHIA, M.O. (1997). Le potentiel génotoxique du mercure: mutations HPRT et effets cytogénétiques. Dissertação de Mestrado, Montreal: Université du Québec à Montreal. p119.

- BAKIR, F., DAMBUJI, S.F., AMIN-ZAKI, L., MURTHADA, KHALIDI, A., AL-RAWI, N.Y., TIKRITE, S., DHAHIR, H.I., CLARKSON, T.W., SMITH, J.C. e DOHERTY, P.A. (1973). Methylmercury Poisoning in Iraq. *Science*. p181:230.
- BALLESTER, M.V.R., VICTORIA, D.C., KRUSCHE, A., COBURN, V. R., VICTORIA, R. L., RICHEY, J. E., LOGSDON, M.G., MAYORGA, E. e MATRICARDI, E. (2003). A remote sensing/GIS-based physical template to understand the biogeochemistry of the Ji-Paraná river basin (Western Amazônia). *Remote Sensing of environment*. 87: 429-445.
- BAPTISTA, G.M.M. (1997). Diagnóstico ambiental da perda laminar de solos, no Distrito Federal, por meio do geoprocessamento. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília, DF. 112p.
- BARCELLOS, C. e BASTOS, F. I. (1996). Are geoprocessing environment, and health a possible combination? *Caderno de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, 12(3): 389-397.
- BELLINAZZI, Jr. R., BERTOLINI, D., ESPINDOLA, C.R. e LEPSCH, I.F. (1991). Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso. 2ª Edição, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Campinas, SP.
- BERTONI, J., LOMBARDI NETO, F. e BENATTI JUNIOR, R. (1985). Equação de perdas do solo. *Boletim Técnico do Instituto Agronômico do Estado de São Paulo*. Campinas, n. 21, p. 1-25.
- BERTONI, J. & LOMBARDI NETO, F. (1990). *Conservação do solo*. São Paulo, Ícone. 355p.
- BERTONI, J. & LOMBARDI, F. N. (1999). *Conservação do Solo*. Ícone, 4º ed. São Paulo, SP, 335p.
- BERTOL, I. (1993). Índice de Erosividade (EI₃₀) para Lages (SC) - 1ª Aproximação. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.28, n.4, p.515-521.
- BISINOTI, M. C. e JARDIM, W. F. (2004). Behavior of methylmercury in the environment. *Química Nova*. 27(4), 593-600.
- BOENING, D.W. (2000). Ecological Effects, Transport, and Fate of Mercury: a general review. *Chemosphere*. 40:1335-1351.

- BOYD, S.A., SEGER, D., VANNUCCI, S., LANGLEY, M., ABRAHAM, J.L. e KING JR. L.E. (2000). Mercury Exposure and Cutaneous Disease. *Journal of the American Academy of Dermatology*. 43(1):81-90.
- BRUIJNZEEL, L.A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 104, 1,1: 185-228.
- CHAVES, H.M.L. (1994). Aplicación de los métodos de predicción de riesgo de erosión potencial y actual em la planificación de conservación de suelos y águas a nivel de microcuencas, in FAO. *Erosion de suelos em America Latina*, Santiago, p.187-190.
- CHAVES, H.M.L. (1994). Estimativa da erosão atual e potencial no Vale do São Francisco. in FAO e CODEVASF. 37p.
- CHAVES, H.M.L. (1996). Modelagem matemática da erosão hídrica: Passado, presente e futuro. *Anais das Conferências Convidadas do XXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*, Viçosa, p.731-750.
- CHOU, Y.H. (1996). *Exploring Spatial Analyst in Geographic Information System*. On Word press, Santa Fé, Estados Unidos, 474p.
- COSME, R.O.JR. (1995). Índice de erosividade das chuvas na região de Conceição do Araguaia, Pará. Parte da dissertação de mestrado apresentada à FCAP, revisada.
- FARELLA, N., DAVIDSON, R., LUCOTTE, M. e DAIGLE, S. (2007). Nutrient and mercury variations in soils from family farms of the Tapajo's region (Brazilian Amazon): Recommendations for better farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120 (2007) 449–462.
- FARO, F.R.L. (2000). Efeitos do Mercúrio Sobre a Liberação de Dopamina no Núcleo Estriado de Ratos. Possíveis Mecanismos de Ação e Proteção. Tese de Doutorado. Belém, Universidade Federal do Pará. p164.
- FEARNSIDE, P.M., CATTLE. (1999). Deforestation And Development In The Amazon: An Economic, Agronomic And Environmental Perspective. *Environmental Conservation*. 26,3: 238 – 240.
- FLORENZANO, T. G. (2002). *Imagens de Satélite para estudos ambientais*. São Paulo: Oficina dos Textos, 9-53.
- FOSTER, G.R., MCCOOL, D.R., RENARD, R.G., MOLDENHAUER, W.C. (1981). Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. *Journal of Soil Water Conservation*, Baltimore, v.36, n.6, p.355-359.

GUERRA, A. e CUNHA, S.B. (1998). Geomorfologia: Uma atualização de bases e conceitos. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. P.149-209.

HACON, S., ROCHEDO, E.R., CAMPOS, R., ROSALES, G., LACERDA, L.D. (1997). Risk assessment of mercury of in Alta Floresta. Amazon Basin-Brazil. Water, Air and Soil Pollution. 97: 91-105.

HSDB - HAZARDOUS SUBSTANCE DATA BANK. (2000). Mercury. In: TOMES CPS TM SYSTEM. Toxicology, Occupational Medicine and Environmental Series.[CDROM] Englewood: Micromedex.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. www.Ibge.gov.br, acessada em 10 de abril de 2006.

INFANTI JUNIOR, N. & FORNASARI FILHO N. (1998). Processos de Dinâmica Superficial – Geologia de Engenharia, Oliveira S. A. & Brito S. A. (eds.), Associação Brasileira de Geologia de Engenharia - ABGE, São Paulo, Brasil, pp. 131-152.

INPE. (1992). Desmatamento na Amazônia. São José dos Campos – SP: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. p.4.

IPCS (INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY). (1990). Methylmercury. Environmental Health Criteria. World Health Organization, Geneva, v. 101, p144.

IPT (1986). Departamento de Águas e Energia Elétrica. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. Orientações para o combate à erosão no Estado de São Paulo, Bacia do Peixe – Paranapanema. Vol.6. (IPT, relatório, 24.739), (C.P; ME), São Paulo, SP.

IPCS (1990). (INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY). Inorganic Mercury. Environmental Health Criteria. World Health Organization, Geneva, v. 118, p 144.

KAWAKUBO, F.S., MORATO, R.G. e LUCHIARI, A. (2004). Processamento das imagens HRG-SPOT 5 na determinação de classes de usos da terra e manchas de cobertura vegetal na região de Teodoro Sampaio – Pontal do Paranapanema. GEOUSP – Espaço e Tempo, São Paulo, N^o 15.

LACERDA, L.D., RIBEIRO, M.G., CORDEIRO, R.C., SIFEDDINE, A. e TURCQ, B. (1999). Atmospheric mercury deposition over Brazil during the past 30,000 years.

- LAL, R. Soil Degradation by erosion. (2001). *Land Degradation e Development*. 12: 519-539.
- LEBEL, J; MERGLER, D; BRANCHES, F; LUCOTTE, M; MARUCIA AMORIM; FABRICE LARRIBE; JULIA DOLBEC. (1998). Neurotoxic Effects of Low-Level Methylmercury Contamination in the Amazonian. Basin. *Environmental Research*. 79A:20-32
- LEBEL, J., MERGLER, D., LUCOTTE, M., AMORIM, M.I.M., DOLBEC, J., MIRANDA, D., ARANTES, G., RHEAULT, I. e PICHET, P. (1996). Evidence of Early Nervous System Dysfunction in Amazonian Populations Exposed to Low-Levels of Methylmercury. *Neurotoxicology*. 17:157-168
- LINDQVIST, O. (1991). Mercury in the Swedish environment – recent research on causes, consequences and corrective methods. *Water air and soil pollution*. V.55, n.1-2.
- LINDQVIST, O. e RODHE, H. (1985). Atmospheric Mercury – a review. *Tellus Series B-Chemical and Physical meteorology*. V. 37, n.3, p. 136-159.
- LIMA, P. M. P. (1999). Erodibilidade de entressolos em solos com B-textural e B-latossólico no município de Lavras – MG. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, p.100.
- LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W.C. (1981). Erosividade da chuva - sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE SOLO, 3.,1980, Recife. Anais, Recife: UFRPE.
- LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. (1992). Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solos em Campinas. SP. *Bragantia*, Campinas, v.51, n.2, p.189-196.
- MAGARELLI, G., FOSTIER, A.H. (2005). Influence of deforestation on the mercury air/soil exchange in the Negro River Basin, Amazon. *Atmos. Environ*. 39: 7518-7528.
- MALM, O., PFEIFFER, W.C., SOUZA, C.M.M. e REUTER, R. (1990). Mercury pollution due to gold mining in the Madeira River Basin, Brazil. *Ambios*. 19: 11-15.

- MARK, C.G. e WILLIAMSON, D.G. (2004). Principal biogeochemical factors affecting the speciation and transport of mercury through the terrestrial environment. *Environmental Geochemistry Health*, 26: 421-434.
- MASCARENHAS, A.F.S., BRABO, E.S., SILVA, A.P., FAYAL, K.F., JESUS, I.M. e SANTOS, E.C.O. (2004). Mercury concentration assessment in bottom sediments and suspended solids from the Acre river, in the State of Acre, Brazil. *Acta Amazônica*. 34: 61-68.
- MASON, R.P., FITZGERALD, W.F., MOREL, F.M. (1994). The biogeochemical cycling of elemental mercury: Anthropogenic influences. *Geochem. Cosmochem. Acta*. 58 (15): 3191-3198.
- MINISTÉRIO DOS TRANSPORTES (MT), Secretaria Executiva, 2002 - <http://www.transportes.gov.br/bit/hidro/figuras/map-tapajos.gif>.
- MIRETZKY, P., Bisinoti, M., Jardim, W. F. (2005). *Chemosphere*. 60, 1583.
- NASCIMENTO, J.P.R., Madeira, H.M.F. e Pedrini, H. (2003). “Classificação de imagens utilizando descritores estatísticos de textura.” *Anais do XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 2099-2106, Belo Horizonte, Brasil.
- NASA – <http://srtm.csi.cgiar.org>
- OLIVEIRA JUNIOR, R.C. de, CHAVES, R. de S.; MELO, A.S. (1995). A erosividade das chuvas em Belém. *Boletim da. FCAP, Belém*, n.22, p.35-52.
- PASSOS e MERGLER. (2008). Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon: a review. Post-Doctoral fellow of the Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), São Paulo State Government, Brazil.
- RADAMBRASIL. Ministério das Minas e Energia. Secretaria Geral. Folha SE 21 Corumbá e parte da Folha SE. 20: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. *Levantamento de Recursos Naturais*, 27. Rio de Janeiro, 1982b. 452p. il. 5 mapas.
- ROCHA, J. C.; Sargentini, E.; Zara, L. F.; Rosa, A. H.; Santos, A.; Burba, P., *Talanta* (2000). 53, 551.
- ROULET, M., LUCOTTE, M., SAINT-AUBIN, A., TRAN, S., RHÉAULT, I., FARELLA, N., SILVA, E. J., DEZENCOURT, J., PASSOS, C. J., SOARES, G. S., GUIMARÃES, J. R., MERGLER, D., AMORIM, M. (1998). The geochemistry of

Mercury in central Amazonian soils developed on the Alter do Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará state, Brazil. *Sci. Total Environ.* 223, 1.

ROULET, M. e LUCOTTE, M. (1995). *Water, Air, Soil Pollut.* 80, 1079.

ROULET, M., LUCOTTE, M., FARELLA, N., SERIQUE, G., COELHO, H., PASSOS, C.J.S., DA SILVA, E.D., DE ANDRADE, P.S., MERGLER, D., GUIMARÃES, J.R.D. e AMORIM, M. (1999). Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water Air Soil Pollut.* 112 (3-4): 297-313.

ROULET, M., LUCOTTE, M., GUIMARÃES, J.R.D. R RHEAULT, I. (2000). Methylmercury in water, seston and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil. *The Science of the Total Environmmt.* 261: 43-59.

SAMPAIO DA SILVA, LUCOTTE, M., PAQUET, S., DAVIDSON, R. (2009). Influence of ecological factors and of land use on mercury levels in fish in the Tapajo' s River basin Amazon. *The Environmental Research*, doi:10.1016/j.envres.02.011.

SCHROEDER, W.H. e MUNTHE, J. (1998). Atmospheric mercury- an overview. *Atmos. Environ.* 32: 809.

SHIMABUKURO, M.T. (1998). Avaliação de Classificadores Espectrais de Imagens Landsat- TM em Áreas Rurais Densamente Ocupadas: o caso da região de Brotas e Torrinha. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Campinas, SP, 177p.

SILVA, J.R.C. (1985). Fatores da equação universal de perdas de solo e sua conversão para o sistema métrico internacional: *Ciência Agrônômica*, Fortaleza, v.16, p.77-82.

SILVA, V.C. (2001). Erosão atual, erosão potencial, e aporte de sedimento na Bacia do rio Paracatu (MG/GO/DF). Tese de Doutorado, no 45, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 105p.

SIGEYUKI, A., ETO, K., KURISAKI, E., GUNJI, H., HIRAIWA, K., SATO, M. SATO, H., HASUIKE, M., HAGIWARA, N. e WAKASI, H. (2000). Acute Inorganic Mercury Vapor Inhalation Poisoning. *Pathology International.* 50(3):169-174.

SOARES, F. S. & ALVES, F. (2004). Análise multitemporal do desenvolvimento urbano do Distrito Federal. XIV Encontro Nacional de Estudos Populacionais, ABEP, Caxambu, Minas Gerais, Brasil, 572 – 587.

- SOARES, A. M. L. Zoneamento geoambiental do município de Beberibe – CE. (1998). Dissertação de Mestrado. Fundação Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. P.92.
- TEIXEIRA, A.L.A., MORETTI, E. e CRISTOFOLETTI, A. (1992). Introdução aos Sistemas de Informação Geográfica, 1ª Edição, Edição do autor, Rio Claro.
- TRANCOSO, R., FILHO, A.C., FERREIRA, D.A.C. e NOGUERA, S.P. (2005). Sistemas de Informação Geográfica como ferramenta para o diagnóstico e gestão de macrobacias no arco do desmatamento na Amazônia. Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, INPE, p. 2405-2412. Goiânia, Brasil.
- VALLE, C. M.; SANTANA, G. P.; AUGUSTI, R.; EGREJA FILHO, F. B.; WINDMOLLER, C. C.; CHEMOSPHERE 2005, 58, 779.
- VEIGA, M.M., MEECH, J.A., ONATE, N. (1994). Deforestation: A major sources of mercury pollution in the Amazon. Nature. 368: 816-817.
- VIDOTTO, E. B. (2006). A tecnologia espacial como ferramenta como para o monitoramento ambiental: um caminho para o desenvolvimento sustentável. Dissertação de mestrado. UnB/CDS – Política e Gestão de Ciência e Tecnologia. P. 152.
- WALKER, R.T., HOMMA, A.K.O., DE CONTO, A.J., DE AMORIM CARVALHO, R., PALHETA FERREIRA, C.A., MOREIRA DOS SANTOS, A.I., NEVES DA ROCHA, A.C.P., DE OLIVEIRA, P.M., RODRIGUES PEDRAZA, C.D. (1997). As contradições do processo de desenvolvimento agrícola na transamazônica. EMBRAPA Amazônia Oriental Documentos N°. 93, Belém.
- WASSERMAN, J.C., HACON, S.S. e WASSERMAN, M.A. (2001). O Ciclo do Mercúrio no Ambiente Amazônico. Mundo e Vida. 2: 47-53.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. Inorganic Mercury. Geneva: WHO, 1991. Environmental Health Criteria 118, 168p.
- WISCHMEIER, W. H. (1959). A Rainfall erosion index for a universal soil-loss equation. Soil Science Society of America Proceedings, Madson, v.23, n.30, p.246-249.
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. (1978). Prediction rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. Washington: USDA, 58p. USDA. Agricultural Handbook, 537.

APÊNDICES

A - Tabela 4.1. Resultados em percentual da análise granulométrica feita segundo BRAZÃO, 2006.

Amostra	Argila %	Areia %	Silte %	Total %	Areia F. %
1	2,33	74,14	23,54	100,00	42,45
2	8,01	75,83	16,16	100,00	43,39
3	10,00	67,99	22,02	100,00	39,02
4	19,36	58,09	22,54	100,00	33,51
5	10,26	65,96	23,77	100,00	37,89
6	3,62	78,72	17,66	100,00	45,00
7	43,91	34,78	21,31	100,00	20,53
8	37,31	41,23	21,45	100,00	24,12
9	21,71	58,32	19,98	100,00	33,64
10	25,79	25,89	48,32	100,00	15,58
11	19,80	46,85	33,34	100,00	27,25
12	10,07	59,70	30,23	100,00	34,40
13	3,83	89,99	6,18	100,00	51,28
14	4,23	87,99	7,79	100,00	50,16
15	5,24	83,06	11,70	100,00	47,42
16	16,27	61,30	22,43	100,00	35,30
17	6,07	63,26	30,67	100,00	36,39
18	11,20	73,00	15,80	100,00	41,82
19	12,38	74,41	13,22	100,00	42,60
20	48,99	18,82	32,19	100,00	11,64
21	47,55	22,36	30,09	100,00	13,61
22	32,72	19,12	48,16	100,00	11,81
23	21,56	60,65	17,79	100,00	34,94
24	17,85	64,93	17,22	100,00	37,32
25	22,44	56,45	21,11	100,00	32,59
26	34,06	50,67	15,27	100,00	29,38
27	30,69	40,10	29,21	100,00	23,49
28	-4,36	32,07	72,29	100,00	19,02
29	28,01	19,77	52,22	100,00	12,17
31	28,26	18,03	53,71	100,00	11,20
32	62,61	10,57	26,82	100,00	7,04
33	59,94	15,81	24,25	100,00	9,96
34	39,33	23,78	36,89	100,00	14,40
35	64,41	13,91	21,68	100,00	8,90
36	60,19	23,29	16,52	100,00	14,12
37	42,08	45,19	12,73	100,00	26,32
38	63,74	10,94	25,31	100,00	7,25
39	69,64	8,85	21,51	100,00	6,08
40	54,98	5,30	39,72	100,00	4,11
41	42,66	37,54	19,80	100,00	22,06
42	49,59	35,06	15,35	100,00	20,68
43	44,40	36,03	19,57	100,00	21,23

B - Resumos dos transectos analisados e fotos das áreas de coleta de solos:

TRANSECTO 01:

Comprimento de rampa	Tipo de uso	CP	K	L	S	s(%)	R	A	[Hg]	Perda de [Hg]
653	Capoeira e Pasto	0,04	0,04	3,87	0,2	4,8	13.486	28,6	91,77	2,6



TRANSECTO 02:

Comprimento de rampa	Tipo de uso	CP	K	L	S	s(%)	R	A	[Hg]	Perda de [Hg]
457	Pasto	0,027	0,03	4,55	1,15	11,08	13.486	60,3	42,75	2,6



TRANSECTO 03:

Comprimento de rampa	Tipo de uso	CP	K	L	S	s(%)	R	A	[Hg]	Perda de [Hg]
400	Pasto	0,042	0,03	4,25	0,51	5,5	13.486	36,83	45,33	0,9



TRANSECTO 04:

Comprimento de rampa	Tipo de uso	CP	K	L	S	s(%)	R	A	[Hg]	Perda de [Hg]
300	Capoeira	0,05	0,03	3,68	7,31	12,32	13.486	45,2	54,33	2,5



TRANSECTO 09:

Comprimento de rampa	Tipo de uso	CP	K	L	S	s(%)	R	A	[Hg]	Perda de [Hg]
300	Pasto	0,027	0,03	3,68	1,84	13,33	13.486	81,4	72,33	5,9



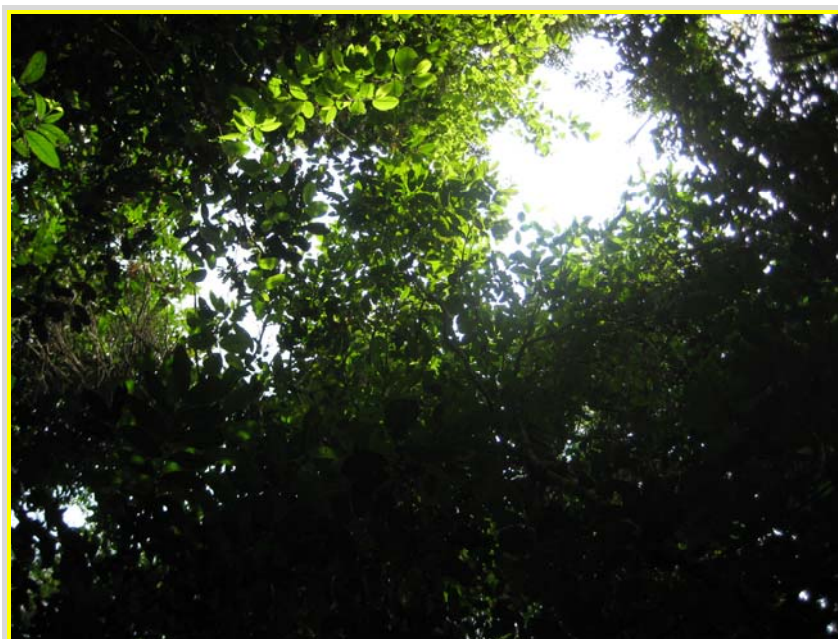
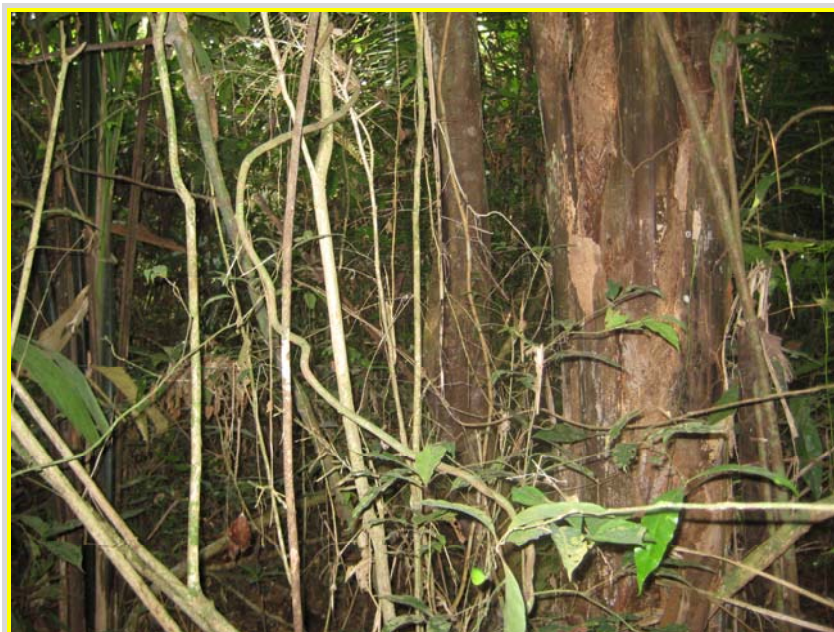
TRANSECTO 10:

Comprimento de rampa	Tipo de uso	CP	K	L	S	s(%)	R	A	[Hg]	Perda de [Hg]
553	Roça, Pasto e Capoeira	0,10	0,04	5	1,33	11,73	13.486	302,1	91,33	27,6



TRANSECTO 12:

Comprimento de rampa	Tipo de uso	CP	K	L	S	s(%)	R	A	[Hg]	Perda de [Hg]
725	Floresta	0,0015	0,02	4,04	0,44	11,86	13.486	1,8	102,11	0,2



TRANSECTO 13:

Comprimento de rampa	Tipo de uso	CP	K	L	S	s(%)	R	A	[Hg]	Perda de [Hg]
330	Área queimada, capoeira e pasto	0,12	0,02	3,92	1,23	12,28	13.486	205,8	46,33	9,5

