



MINISTERIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS**

**INPE-5278-TDI/448**

**INTEGRAÇÃO DE DADOS DE CAMPO E SENSORIAMENTO REMOTO NO  
ESTUDO DA INFLUÊNCIA DAS CARACTERÍSTICAS DA BACIA DE  
CAPTAÇÃO NA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO EM  
RESERVATÓRIO: O EXEMPLO DE TUCURUÍ**

**Waterloo Pereira Filho**

INPE

São José dos Campos

Maio de 1991

**Publicado por:**

**Divisão de Ensino e Documentação - DED**

**Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE**

**Caixa Postal 515**

**12227-010 - São José dos Campos - SP - Brasil**

**Telex: 123.3530 INPE BR**

**Fone: (0123) 41.8977 - Ramal 324**

**Fax: 0123-21-8743**

- Solicita-se intercâmbio
- We ask for exchange
- Si sollecita intercambio
- On demande l'échange
- Mann bittet un Austausch
- Pidese canje
- Просим обмена
- 歡迎著作交換
- 出版物交換のお願い

**Publicação Externa - É permitida sua reprodução para interessados.**

SECRETARIA DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

INPE-5278-TDI/448

INTEGRAÇÃO DE DADOS DE CAMPO E SENSORIAMENTO REMOTO NO  
ESTUDO DA INFLUÊNCIA DAS CARACTERÍSTICAS DA BACIA DE  
CAPTAÇÃO NA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO EM  
RESERVATÓRIO: O EXEMPLO DE TUCURUÍ

Waterloo Pereira Filho

Dissertação de Mestrado em Sensoriamento Remoto, orientada  
pela Dra. Evlyn Marcia Leão de Moraes Novo, aprovada em  
dezembro de 1990.

INPE  
São José dos Campos  
Maio de 1991

528.835:556.15

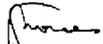
PEREIRA FILHO, W.

Integração de dados de campo e sensoriamento remoto no estudo da influência das características da bacia de captação na concentração de sólidos em suspensão em reservatório: o exemplo de Tucuruí. / W. Pereira Filho. -- São José dos Campos: INPE, 1991. 175p. -- (INPE-5278-TDI/448)

1. Impacto ambiental. 2. Reservatórios. 3. Limnologia. 4. Sensoriamento remoto. I. Título

Aprovada pela Banca Examinadora  
em cumprimento a requisito exigido  
para a obtenção do Título de Mestre  
em Sensoriamento Remoto

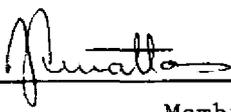
Drª Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo

  
Orientadora/Presidente

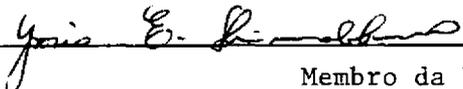
Dr. José Galizia Tundisi

  
Membro da Banca  
-convidado-

Dr. Juércio Tavares de Mattos

  
Membro da Banca

Dr. Yosio Edemir Shimabukuro

  
Membro da Banca

Dr. Mário Valério Filho

  
Membro da Banca

Candidato: Waterloo Pereira Filho

São José dos Campos, 07 de dezembro de 1990



### DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a minha companheira  
Emília, cuja compreensão e estímulo auxiliaram na  
realização deste trabalho.

Dedico também a todos os meus familiares, em  
especial a meu Pai Waterloo (in memoriam) e minha Mãe Ema  
que sempre me incentivaram a lutar pelos meus ideais.



## AGRADECIMENTOS

À Dra. Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo pela orientação deste trabalho e pela minha formação na área da pesquisa científica.

Ao Instituto de Pesquisas Espaciais pelas condições e oportunidade para a obtenção do título de Mestre em Sensoriamento Remoto.

As Centrais Elétricas do Norte do Brasil - Eletronorte pelo apoio logístico integral fornecido ao desenvolvimento deste trabalho.

As Universidades Federais do Mato Grosso e de Santa Maria pelo incentivo a minha formação.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos e pelo apoio ao Projeto de Pesquisa 400796/89/9 GL/FV/PQ.

A todas as pessoas que me auxiliaram no desenvolvimento deste trabalho, principalmente àquelas que participaram no apoio de campo, no Laboratório de Tratamento de Imagens Digitais e Biblioteca.

Aos colegas da rotunda pelo companheirismo.



## RESUMO

Foram avaliados os efeitos das características de sub-bacias hidrográficas sobre a qualidade da água do reservatório de Tucuruí. As características abióticas foram representadas pela textura do solo e nível de dissecação do relevo. A característica antrópica foi definida pela taxa de desmatamento ocorrido entre os anos de 1986 e 1989. As mudanças na qualidade da água ao longo do tempo foram indicadas pela taxa de infestação de macrófitas aquáticas e pelos Totais de Sólidos em Suspensão (TSS). Imagens TM/Landsat-5 foram classificadas digitalmente através do sistema de processamento de imagens (SITIM). As classes floresta, áreas desmatadas e áreas de macrófitas aquáticas foram mapeadas a partir de dados digitais TM e integrados com dados de geomorfologia e solos em uma área com base em dados georeferenciados. Cada classe representou um plano de informação em um Sistema de Informações Geográficas (SGI). Os dados de TSS foram correlacionados com os Números Digitais das bandas TM de 1 a 4 para gerar um modelo empírico e estimar as propriedades da água a partir de dados de satélite. Os resultados não foram satisfatórios por causa da baixa concentração de TSS na área de estudo. A integração das informações derivadas do satélite em diversas datas e informações convencionais no SGI demonstraram ser um eficiente instrumento para avaliar os impactos ambientais do uso da terra e fisiografia na qualidade da água no reservatório de Tucuruí.



INTEGRATION OF GROUND AND REMOTELY SENSED DATA TO ASSESS  
THE EFFECT OF CATCHMENT BASIN FEATURES ON TOTAL SUSPENDED  
SOLID CONCENTRATION IN RESERVOIRS: TUCURUÍ CASE STUDY

ABSTRACT

The effect of Tucuruí reservoir's catchment basin features on water quality was assessed. Abiotic features were represented by soil texture and terrain dissection level. Anthropogenic features were defined as the deforestation rate between 1986 and 1989. Water quality changes along time were indicated by the rate of macrophyte infestation and TSS concentration. TM/Landsat-5 images were digitally classified using Digital Processing System (SITIM). The forest, deforestation, and macrophyte areas mapped from TM digital data were integrated to geomorphological and soil classes to build a georeferenced data base for the area. Each class represented an information plane in the Geographical Information System (SGI). TSS data were correlated to bands 1 to 4 digital number to generate an empirical model to estimate water properties from satellite data. Results were not satisfactory because of low TSS concentration in the studied area. The integration of information derived from multivariate satellite data and conventional ground information into a GIS proved to be an efficient tool to assess the environmental impact of land use and physiography on the water quality of Tucuruí reservoir.



## SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
LISTA DE FIGURAS.....	xvii
LISTA DE TABELAS.....	xix
<u>CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO</u> .....	01
<u>CAPÍTULO 2 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</u> .....	09
2.1 - Considerações iniciais.....	09
2.2 - Ambiente terrestre.....	10
2.3 - Ambiente aquático.....	16
2.3.1 - Detecção dos totais de sólidos em suspensão...	19
2.3.2 - Detecção de macrófitas aquáticas.....	24
2.4 - Pré-processamentos necessários à avaliação de mu danças ambientais através de técnicas de senso- riamento remoto.....	25
2.4.1 - Correção dos efeitos atmosféricos.....	26
2.4.2 - Correção geométrica das imagens.....	29
2.5 - Técnicas de avaliação de mudanças em ambientes terrestres através de sensoriamento remoto.....	31
2.6 - Sistema de Informações Geográficas.....	34
<u>CAPÍTULO 3 - MATERIAL E MÉTODO</u> .....	37
3.1 - Caracterização geral da área de estudo.....	37
3.2 - Material.....	46
3.2.1 - Material cartográfico.....	46
3.2.2 - Material de sensoriamento remoto.....	47
3.2.3 - Material de campo.....	47
3.3 - Metodologia.....	48
3.3.1 - Seleção de áreas amostrais.....	50
3.3.2 - Atividades de campo.....	57
3.3.3 - Processamento digital de imagens.....	59

3.3.3.1 - Registro.....	59
3.3.3.2 - Correção atmosférica.....	59
3.3.3.3 - Transformação dos números digitais em reflec- tância aparente.....	60
3.3.3.4 - Identificação dos ambientes terrestre e aquático.....	61
3.3.3.5 - Filtragem das imagens.....	62
3.3.3.6 - Classificação em floresta e área desmatada..	63
3.3.3.7 - Classificação de massas d'água oticamente distintas e de macrófitas aquáticas flutuan- tes.....	64
3.3.4 - Processamento computacional no SGI.....	64
3.3.5 - Número digital x TSS.....	68
<u>CAPÍTULO 4 - RESULTADOS</u> .....	71
4.1 - Sub-bacias hidrográficas selecionadas.....	71
4.2 - Processamento computacional.....	77
4.2.1 - Correção geométrica.....	77
4.2.2 - Correção atmosférica.....	79
4.2.3 - Identificação do limite terra-água.....	81
4.3 - Considerações sobre os parâmetros abióticos.....	81
4.3.1 - Solos das áreas amostrais.....	81
4.3.2 - Geomorfologia das áreas amostrais.....	84
4.4 - Identificação dos parâmetros abióticos e antrópi- cos pelo Sistema de Informações Geográficas, nas duas sub-bacias selecionadas.....	87
4.4.1 - Parâmetro abiótico.....	87
4.4.2 - Parâmetro antrópico.....	92
4.4.3 - Integração dos parâmetros antrópicos e abióticos.....	94
4.5 - Análise multitemporal na estimativa de perdas de material pelas sub-bacias.....	98
4.6 - Sistema aquático e sensoriamento remoto.....	101
4.7 - Macrófitas aquáticas.....	109

4.8 - Avaliação integrada do ambiente terrestre e aquático.....	110
<u>CAPÍTULO 5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</u>	113
REFÊRENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	119
APÊNDICE - FICHA DE CAMPO.....	133



## LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
2.1 - Ação da força da gravidade em encostas com diferentes declives.....	13
2.2 - Diferentes processos que dão origem à energia recebida pelo sensor remoto sobre um corpo d'água.	20
2.3 - Radiação solar refletida em função da concentração de sólidos em suspensão e do comprimento de onda.....	22
2.4 - Esquema de detecção de mudança por imagem diferença.....	32
2.5 - Sistema de Informações Geográficas.....	36
3.1 - Localização da área de estudo e das estações limnológicas no reservatório da UHE-Tucuruí.....	38
3.2 - Precipitação média mensal nas estações de Marabá e Col. Meruri.....	40
3.3 - Localização das duas regiões onde situam-se as estações fluviométricas analisadas.....	41
3.4 - Distribuição dos totais de sedimentos em suspensão nas estações de coletas M1, M3 e M5.....	44
3.5 - Fluxograma da metodologia adotada.....	49
4.1 - Localização das sub-bacias hidrográficas avaliadas no "entorno" do reservatório da UHE-Tucuruí.	73
4.2 - Plano de informação (PI) da geomorfologia da sub-bacia hidrográfica do rio Pucuruizinho.....	88
4.3 - PI da geomorfologia da sub-bacia hidrográfica do rio Lontra.....	89
4.4 - Ambiente terrestre representativo das mudanças detectadas na sub-bacia do rio Pucuruizinho.....	100
4.5 - Ambiente terrestre representativo das mudanças detectadas na sub-bacia do rio Lontra.....	101
4.6 - Distribuição dos dados da Banda TM1 e TSS nas estações de coleta.....	104
4.7 - Estações limnológicas no dia 16 de julho de 1989, no compartimento aquático do rio Pucuruizinho...	106



## LISTA DE TABELAS

	<u>Pag.</u>
1.1 - Entrada de fósforo em sistemas aquáticos em função de ocupação do solo e tipo de solo: região dos Grandes Lagos.....	05
2.1 - Relação entre o porcentual de cobertura e o porcentual de perda de solo por escoamento.....	15
2.2 - Modelo de espalhamento atmosférico para a banda 1 do TM.....	27
2.3 - Fator multiplicativo para prever os valores de espalhamento atmosférico para as bandas TM-Landsat.....	27
2.4 - "Ganho", "offset" e fator de ganho normalizado usado para imagens TM do Landsat-4.....	28
3.1 - Descargas médias mensais (DMM).....	43
3.2 - Relação das cartas topográficas utilizadas.....	46
3.3 - Ponderação do efeito da dissecação sobre o potencial erosivo da bacia hidrográfica.....	53
3.4 - Ponderação do efeito da textura dos solos sobre o potencial erosivo da sub-bacia hidrográfica...	54
3.5 - Atividades para identificação das sub-bacias nas imagens TM.....	65
4.1 - Resultados das sub-bacias hidrográficas a serem selecionadas.....	74
4.2 - Precipitação pluviométrica.....	76
4.3 - Precisão do registro da imagem de 27 de julho de 1987 com as cartas topográficas.....	77
4.4 - Precisão dos registros das imagens de 22 de junho de 1986 e 16 de julho de 1989 tendo-se como referência a imagem de 27 de julho de 1987 registrada.....	77
4.5 - Valor mínimo dos histogramas da banda 1 do sensor TM.....	80
4.6 - Números digitais subtraídos das imagens.....	80

4.7 - Fatiamento do nível digital de cinza para definição dos ambientes terrestre e aquático na imagem de 27/07/1987.....	81
4.8 - Porcentual de diferentes texturas de solos.....	84
4.9 - Classificação do nível de dissecação do relevo para a sub-bacia hidrográfica do rio Pucuruizinho.....	85
4.10 - Classificação do nível de dissecação do relevo para a sub-bacia hidrográfica do rio da Lontra.....	86
4.11 - Identificação do parâmetro abiótico.....	91
4.12 - Áreas de desmatamento das duas sub-bacias avaliadas pelo SIG.....	93
4.13 - Integração dos parâmetros antrópicos e abióticos das duas áreas de estudo em 1989.....	96
4.14 - Consideração multitemporal para Equação Universal de Perdas de Solo.....	99
4.15 - Dados de TSS (mg/l) e do TM/Landsat.....	102
4.16 - Correlação entre as variáveis de campo (TSS) e de satélite (ND).....	103
4.17 - Correlação múltipla entre dados do satélite e da água.....	107
4.18 - Macrófitas aquáticas flutuantes.....	109
4.19 - Razão dos parâmetros avaliados no ambiente terrestre e aquático.....	112

## CAPÍTULO 1

### INTRODUÇÃO

O Brasil, por possuir características naturais que favorecem a produção de energia através de recursos hídricos, tem grande parte de sua produção energética baseada na hidreletricidade. Por isto são necessários o monitoramento e o planejamento adequados das regiões fornecedoras de hidreletricidade.

A bacia hidrográfica do Tocantins-Araguaia é classificada como a de maior potencial hidrelétrico na região amazônica. Este potencial determinou a instalação da represa de Tucuruí, com uma área alagada de aproximadamente 2.432 km<sup>2</sup>. Outras usinas hidrelétricas estão planejadas ainda para a bacia do Tocantins-Araguaia: Santa Isabel, São Félix, Peixe, Porto Nacional, Carolina, Santo Antônio, Couto Magalhães e Barra do Peixe, o que implicaria, se todos os reservatórios estivessem instalados, numa área total inundada de 21.279 km<sup>2</sup>.

A criação de lagos artificiais que ocuparão 2,18% da área total da bacia hidrográfica do Tocantins-Araguaia trará, sem dúvida, uma série de distúrbios ambientais. Dentre as alterações previstas, destacam-se alguns impactos sociais e econômicos, tais como: inundação de sítios arqueológicos, inundação de cidades, impossibilidade de exploração do solo e subsolo, deslocamento da população e impactos ambientais cujas dimensões ainda não são totalmente previsíveis.

Trabalho anteriormente realizado na Região Sudeste do Brasil (Tundisi, 1986a) indica que a construção de barragens provoca uma série de transformações nos ecossistemas aquático, terrestre e atmosférico, bem como no am-

bito social. Nas regiões tropicais, as características geo-ambientais são ainda pouco conhecidas. Deste modo, o impacto da construção dos reservatórios sobre o equilíbrio dos ecossistemas aquático e terrestre não é totalmente conhecido.

As grandes dimensões territoriais das bacias hidrográficas e dos reservatórios construídos tornam difícil o monitoramento convencional. Por exemplo, o programa de controle ambiental da ELETRONORTE baseia-se em coleta sistemática de amostras de água no reservatório, porém em apenas quatro estações existe coleta periódica, o que determina uma resolução espacial da ordem de 500 km<sup>2</sup>.

As características do reservatório, tais como contorno, dimensões, vegetação aquática, concentração de sedimentos, condições naturais e formas de uso do solo na bacia de abastecimento, entre outras, determinam variações nas propriedades superficiais da água, em termos de qualidade. Somente o entendimento das relações entre uso da terra, propriedades abióticas da bacia abastecedora e qualidade da água permitirá um planejamento adequado da ocupação da superfície terrestre conforme sua aptidão natural.

Em face da perspectiva de inúmeros distúrbios ambientais advindos da implantação de hidrelétricas, torna-se importante o desenvolvimento de métodos para o monitoramento dos impactos ambientais provocados pela construção dos reservatórios artificiais. Para esse estudo, foi selecionado o reservatório de Tucuruí por ser o primeiro grande reservatório instalado na região amazônica. Isto permite o estudo do meio ambiente em plena transformação, desde uma condição quase que inexplorada pelo homem para uma condição de franca ocupação antrópica.

Para estudar as relações existentes entre as características abióticas e antrópicas de sub-bacias hidrográficas e as propriedades do sistema aquático do reservatório, adotou-se neste trabalho uma metodologia que envolve a integração de técnicas tradicionais de limnologia e técnicas de sensoriamento remoto. Foram realizadas missões de coleta de dados limnológicos, simultâneas à aquisição de dados TM Landsat, com o objetivo de estabelecer relações entre resposta espectral da água detectada remotamente e propriedades do sistema aquático. A identificação das relações existentes entre as transformações ocorridas simultaneamente nos ambientes aquático e terrestre pode ser realizada através do uso integrado de ambas as técnicas. Com o conhecimento destas relações, torna-se possível o monitoramento das transformações ambientais, o que é fundamental para a determinação do impacto ambiental advindo da construção de barragens, principalmente na região amazônica, de grande extensão territorial, onde vêm ocorrendo alterações antrópicas desordenadas.

Além desses aspectos, em decorrência das dimensões do reservatório e de sua bacia de captação, há grande diversidade no potencial biótico e abiótico da área em questão. Uma vez que um reservatório funciona como um vaso de reação das entradas de energia e matéria vindas da sub-bacia de captação, espera-se que os impactos ambientais sejam diversificados em função das diferentes condições encontradas nas diferentes sub-bacias hidrográficas que compõem a região de abastecimento de um dado reservatório (Tundisi, 1986b). As diferenças na gênese e composição dos solos, aliadas à biomassa a eles superpostas, resultarão em uma gama variada de reações que podem influenciar a qualidade da água do reservatório. Além disso, a diversidade dos solos, o relevo, o uso da terra e as condições climatológicas na bacia de captação determinarão também sensíveis variações na entrada de energia e matéria para o ecossistema

aquático ao longo do tempo, as quais contribuirão para o processo de eutrofização do reservatório.

Trabalhos anteriores (Brasil, 1983a; Thomann e Müller, 1987) demonstraram que o uso da terra na área de captação de reservatórios influencia as entradas de nutrientes na água, alterando portanto suas propriedades físico-químicas e biológicas. Por outro lado, o efeito que o uso da terra tem sobre a concentração de certos nutrientes na água depende das características abióticas do sistema de abastecimento do reservatório.

A Tabela 1.1 mostra a dependência entre as características da bacia de captação (tipo de solo e ocupação) e a entrada de nutriente (fósforo) no seu respectivo compartimento aquático. Observa-se, por exemplo, que para um mesmo uso do solo a quantidade de fósforo carregado para o reservatório está relacionada com a textura do solo. Verifica-se nesta tabela que a quantidade de fósforo carregada na superfície é dependente também da densidade de cultura em fileira.

TABELA 1.1 - ENTRADA DE FÓSFORO EM SISTEMAS AQUÁTICOS EM FUNÇÃO DE OCUPAÇÃO DO SOLO E TIPO DE SOLO: REGIÃO DOS GRANDES LAGOS.

Uso da terra	tipo de solo			
	Areia	franco arenoso	franco silto argiloso	argila
> 50% de cultura em fileira	0,25	0,65	1,05	1,25
25-50% de cultura em fileira	0,10	0,20	0,55	0,85
< 25% de cultura em fileira	0,05	0,05	0,40	0,60
pastagem	0,05	0,05	0,05	0,25

FONTE: Thomann e Müller (1987).

Obs.: os valores indicam perda de fósforo total em kg/ha.ano.

O aporte de nutrientes para o reservatório pode ser pontual e não-pontual. No escoamento difuso, não-pontual, os nutrientes podem alcançar o reservatório tanto dissolvidos na água como adsorvidos nas partículas inorgânicas que compõem o fluxo. Além desta característica, as partículas inorgânicas têm outro papel no sistema, que é o de controlar a luz disponível para a fotossíntese.

Um dos indicadores da variação na entrada de nutrientes em um reservatório, ou em um compartimento de reservatório, é a presença de macrófitas aquáticas (Tundisi, 1986a). Variações no nível trófico estão relacionadas com as variações das entradas de nutrientes, sendo possível classificar os corpos d'água em oligotróficos, me-

sotróficos e eutrófico. O oligotrófico, o mesotrófico e o eutrófico são ambientes aquáticos com baixa, média e alta produtividade, respectivamente.

Através das características espaciais, temporais, espectrais e radiométricas que o sensoriamento remoto proporciona e da possibilidade de avaliar e relacionar simultaneamente alterações nas propriedades espectrais da água e alterações espaciais no "entorno" do reservatório, pode-se identificar em que medidas as variações da resposta espectral da água podem estar associadas aos diferentes usos da terra da sub-bacia hidrográfica abastecedora do reservatório.

Os dados obtidos por satélite permitem acompanhar e avaliar as transformações temporais e espaciais ocorridas no ambiente terrestre e aquático. Dessa maneira, podem-se avaliar com maior precisão as transformações na área de interesse. A característica temporal permite acompanhar os períodos de maior ou menor intensidade das transformações ocorridas no tempo. A visão espacial possibilita a quantificação da área da ação antrópica por classes de uso da terra em tempos definidos pelas passagens do satélite sem cobertura de nuvens, e a análise integrada destes dois "vetores" (tempo e espaço) possibilita o melhor entendimento de alguns fenômenos ocorridos nas superfícies terrestre e aquática.

A característica sinótica proporcionada pelos dados de sensoriamento remoto orbital, aliada às técnicas tradicionais no âmbito limnológico, permite a confecção de mapas de classes homogêneas quanto às características bióticas e abióticas da água. Estes mapas permitem, por sua vez, a otimização no levantamento de informações "in loco", tornando a amostragem das condições limnológicas mais representativa.

O objetivo deste trabalho é avaliar e monitorar, através de dados de sensoriamento remoto orbital, as características e transformações ocorridas em duas sub-bacias amostrais que drenam para o reservatório de Tucuruí, bem como sua influência nas propriedades do sistema aquático.

Nesta avaliação serão testadas duas hipóteses, quais sejam:

- 1) As atividades antrópicas diferenciadas na sub-bacia de captação de um certo setor do reservatório têm impacto diversificado no ambiente aquático.
- 2) As propriedades abióticas da sub-bacia de captação de um certo setor do reservatório produzem impactos diversificados no ambiente aquático.

Para testar estas hipóteses foi desenvolvido um método que permite relacionar as condições de sub-bacias hidrográficas distintas, quanto às suas características abióticas e antrópicas, com a qualidade da água nos respectivos compartimentos aquáticos. Para a realização desta proposta, definiu-se a seguinte abordagem: a) selecionar parâmetros indicativos do grau de susceptibilidade à erosão das sub-bacias hidrográficas ao redor do reservatório da UHE-Tucuruí, tendo em vista a importância que as partículas inorgânicas têm no funcionamento do sistema aquático como controlador da entrada de nutrientes e luz no sistema; b) adotar um parâmetro representativo da qualidade da água, com possibilidade de quantificação via sensoriamento remoto; c) utilizar os recursos disponíveis quanto às técnicas de sensoriamento remoto para o monitoramento dos ambientes terrestre e aquático; d) realizar missões de campo tanto para o ambiente terrestre quanto para o ambiente aquático, neste último com coleta de dados simultânea à passagem do

satélite Landsat-5; e) analisar de forma integrada os dados de diferentes origens, ou seja, os dados dos ambientes aquático e terrestre obtidos em campo pelo satélite, mapas e por outras fontes que forneçam indiretamente informações à análise; e f) testar as hipóteses propostas.

Com os resultados, espera-se contribuir para a: 1) avaliação do impacto ambiental produzido pela implantação de um reservatório de grande porte na região amazônica; 2) identificação das condições ambientais antrópicas de maior impacto sobre este sistema aquático e 3) proposição de métodos e técnicas alternativas de avaliação de impacto ambiental.

Este trabalho apresenta no capítulo dois a fundamentação teórica, onde são apresentadas algumas referências sobre indicadores de erosão dos solos, comportamento espectral da água em função de sedimentos em suspensão e algumas técnicas de sensoriamento remoto aplicadas ao monitoramento de mudanças ambientais. O capítulo três apresenta a metodologia usada para testar as hipóteses. No capítulo quatro são apresentados os resultados alcançados e algumas discussões. No capítulo cinco são apresentadas as conclusões obtidas e as sugestões para a continuidade de novos estudos. Por fim, o capítulo seis contém as referências bibliográficas.

## CAPÍTULO 2

### FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 2.1 - CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Um aspecto fundamental na avaliação de impactos ambientais é o conhecimento da dinâmica de ocupação territorial, que pode ser obtido a partir de dados de sensoriamento remoto orbital e dados de campo.

Para avaliar os impactos ambientais por sensoriamento remoto, é necessário identificar quais são os impactos possíveis de ser monitorados através desta técnica. Em termos de impactos ambientais associados a reservatórios, existe uma série de indicadores. Thomann e Mueller (1987) relacionam problemas de qualidade da água a indicadores tais como: baixos índices de oxigênio dissolvido, alto nível de bactérias, presença excessiva de macrófitas aquáticas e alto nível tóxico de origem química. Dentre esses indicadores, a presença de plantas (macrófitas aquáticas e algas) pode ser identificada com razoável facilidade em imagens obtidas de sensores remotos orbitais (Valeriano, 1984; Abdon e Meyer, 1990).

O ambiente aquático pode ser afetado por diferentes atributos do ambiente terrestre, tais como: solos, vegetação, relevo, clima, geologia, uso da terra e presença de efluentes urbanos e industriais, entre outros. Os sólidos que entram no sistema aquático funcionam como um veículo de transporte de nutrientes para este ambiente e ainda influenciam nas respostas fotossintéticas do fitoplâncton, na produção primária, na radiação subaquática, produzindo mudanças na qualidade ótica da água (Calijuri, 1988). Os atributos a serem enfatizados neste trabalho são os que mais diretamente influenciam as entradas de material sólido

inorgânico no reservatório, quais sejam: relevo, solo e o uso da terra. A seleção destes atributos está ligada aos fatores da Equação Universal de Perdas de Solo -EUPS- (Universal Soil Loss Equation - USLE), possíveis de ser avaliados através de técnicas de sensoriamento remoto e integrados num Sistema de Informações Geográficas.

Diversos autores utilizam sub-bacias hidrográficas para estudos ambientais (Osborn et al., 1977; Mulkey e Falco, 1977; Brasil, 1983a). Tundisi (1986a) salienta que em estudos de reservatórios deve-se "necessariamente considerar a bacia hidrográfica como unidade, uma vez que as respostas de funcionamento do ecossistema representam intrinsecamente relacionadas aos mecanismos e processos que nela ocorrem".

## 2.2 - AMBIENTE TERRESTRE

A erosão é considerada crítica quando a quantidade de material erodido é maior do que a quantidade de solo em formação (Stocking, 1986). Esta situação torna-se grave quando a água da chuva auxilia o transporte das partículas removidas do solo, as quais são depositadas em zonas deprimidas (Mulkey e Falco, 1977; Burt et al., 1983; Resende e Almeida, 1985; Stocking, 1986). Como a presença de partículas sólidas em suspensão na água está relacionada às condições que favorecem maior ou menor taxa de erosão do solo das sub-bacias hidrográficas ao redor do reservatório, identificaram-se na literatura os fatores que podem acelerar o processo de erosão.

O uso da terra, o tipo de cobertura do solo, as formas do relevo, os tipos de solos e o comportamento das precipitações pluviométricas são fatores que condicionam a susceptibilidade à erosão de uma dada parcela da superfície terrestre (Dolan et al., 1974; Hollis e Lockett,

1976; Tricart, 1977; Schumm, 1977; Penteado, 1978; Gerrard, 1981; Brasil, 1983a; Burt et al., 1983; IPT, 1987; Pinto, 1983; Bertoni e Lombardi Neto, 1985; Stocking, 1986; Hession e Shanholtz, 1988).

O método de estimativa de perdas de solo por erosão mais amplamente adotado é o da equação universal de perdas de solo. Essa equação introduzida por Wischmeyer (1965 citado por Bertoni e Lombardi Neto, 1985) permite identificar os componentes do ambiente terrestre que interferem no maior ou menor potencial de produção de partículas sólidas numa dada bacia (Gerrard, 1981; Bertoni e Lombardi Neto, 1985; Forster e Abrahim, 1985; Hession e Shanholtz, 1988). Com base naquela equação, foram então identificadas as variáveis ambientais a serem utilizadas na classificação de bacias hidrográficas em termos de sua susceptibilidade à erosão, ou seja, de seu potencial para produzir partículas sólidas possíveis de ser transportadas até um dado corpo d'água. Esta equação apresenta a perda de solo como função de diversos fatores, conforme a seguinte equação:

$$A = f(R, K, L, S, C, P), \quad (2.1)$$

onde:

- A = perda de solo por unidade de área;
- R = fator chuva;
- K = fator solo;
- L = comprimento do declive;
- S = grau do declive;
- C = uso e manejo;
- P = prática conservacionista.

O fator chuva, erosividade do solo (R), foi utilizado como constante em estudo realizado por Hession e Shanholtz (1988) para estimar o potencial de sólidos car-

regados por córregos em terras agrícolas, no sistema que drena para a baía de Chesapeake na Virgínia. Este fator relaciona a quantidade e o período da precipitação pluviométrica para estimar as perdas de solo em função da chuva.

A erodibilidade do solo (K) está relacionada com as características inerentes (textura) do solo. Vários estudos relacionam a erosão com os tipos de solos (Cordeiro e Soares, 1977; Stocking, 1986). A permeabilidade do solo afeta a razão de infiltração. Solos arenosos e siltosos são mais susceptíveis à erosão, enquanto solos argilosos favorecem a agregação das partículas, o que dificulta o seu transporte (IPT, 1987). Neste sentido, Bertoni e Lombardi Neto (1985) observam que apesar de solos arenosos possuírem espaços porosos maiores, o que facilita a absorção da água, eles apresentam também pouca coesão entre partículas, o que torna estes solos menos resistentes à erosão quando comparados aos solos argilosos.

Verificou-se, em estudo realizado na bacia hidrográfica dos rios Peixe-Paranapanema (IPT, 1987), que a erodibilidade está associada principalmente às características texturais, e que é maior em solo com textura arenosa e média do que em solos de textura argilosa. Cordeiro e Soares (1977) identificaram uma alta correlação entre a natureza extremamente arenosa do solo e a erosão na região sudoeste do Estado do Rio Grande do Sul.

Com relação ao efeito da textura do solo sobre as taxas de erosão, Bertoni e Lombardi Neto (1985) apresentam dados de perda de solo de três diferentes tipos texturais de solo, sob as mesmas condições de topografia e precipitação pluviométrica. Os autores verificaram que a razão de solo arrastado por metro quadrado foi de 28,5:13,3 entre solo arenoso e argiloso. Este fato justifica uma atribuição de maior peso a solos arenosos quanto à sua sus-

ceptibilidade à erosão.

Os fatores comprimento do declive (L) e grau do declive (S) traduzem a participação do modelado terrestre na erosão de solos. Bertoni e Lombardi Neto (1985) comentam que muitos trabalhos associam a perda de solos à declividade, mas salientam que o comprimento de rampa é também um fator importante.

Em terrenos declivosos, a força da gravidade adiciona uma componente ao relevo que induz o transporte de partículas. No solo existem duas componentes, a da gravidade (g) e a de aderência (ca), perpendicular à superfície. Quando estas duas componentes não possuem a mesma direção, surge uma terceira componente resultante e paralela à inclinação do terreno, conhecida como componente de deslizamento (cd), que é diretamente proporcional ao seno do ângulo de inclinação do relevo, em relação ao horizonte, a qual pode promover o transporte de partículas de solo (Penteado, 1978). A Figura 2.1 ilustra esta situação.

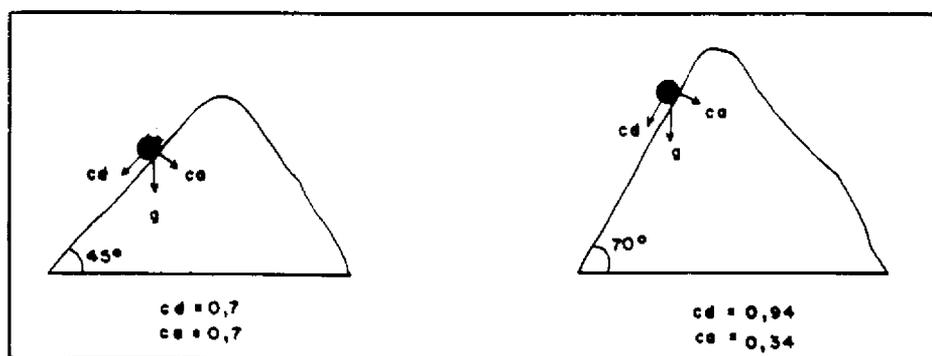


Fig. 2.1 - Ação da força da gravidade em encostas com diferentes declives.

FONTE: Penteado (1978), p. 101.

Christofoletti (1974) comenta que, num mesmo domínio climático, quanto maior for a amplitude altimétrica em uma área de densidade de drenagem constante, mais longas e inclinadas serão as vertentes. Ao contrário, numa região de amplitudes altimétricas constantes, variações na densidade de drenagem indicam variações na declividade e extensão de vertente. Deste modo o nível de dissecação do modelado terrestre representa, de forma integrada, os fatores comprimento e grau do declive, em regiões de amplitude altimétrica constante.

Alguns autores já utilizaram a densidade de drenagem, com sucesso, como representativa dos fatores L e S da equação de perdas de solos (Williams e Bernott, 1977; Onstad et al., 1977). Em trabalho realizado em cinco pequenas bacias hidrográficas no Arizona, Osborn et al. (1977) concluíram que o uso do fator "drenagem" pode reduzir as diferenças entre o sólido estimado e o sólido encontrado no campo. Onstad et al. (1977) consideram que em uma bacia hidrográfica de alta densidade de drenagem ocorre uma rápida resposta ao escoamento superficial. Em trabalho que compara os resultados da técnica de densidade de drenagem com outras técnicas para estimar perdas de solos, Williams e Bernott (1977) concluíram que esta técnica produziu bons resultados para as 53 bacias hidrográficas dos Estados Unidos da América (EUA) localizadas no Texas, Oklahoma, Idaho, Mississippi, Tennessee e Carolina do Norte.

O nível de dissecação do relevo traduz o resultado das ações exógenas (clima, vegetação, etc.) e endógenas (substrato geológico, lençol freático) atuantes na formação do modelado (Onstad et al., 1977; Penteado, 1978). Muitos trabalhos relacionam as formas de relevo como um importante fator indicador de erosão (Cordeiro e Soares, 1977; Williams e Bernott, 1977; Meier, 1977; Alexander, 1980; Brasil, 1983a; Stocking, 1986).

Através da Tabela 2.1 verifica-se que, com o aumento na porcentagem de cobertura de um solo, há considerável diminuição na quantidade de solo perdido por escoamento superficial.

Em estudo realizado em áreas conhecidas como Calanchi na Itália, onde as paisagens são extremamente dissecadas pela erosão, Alexander (1980) comenta que pode ser feita uma avaliação qualitativa da intensidade de erosão a partir da análise da cobertura vegetal, com base no critério de que a floresta aumenta a capacidade de infiltração.

A exploração de madeira influi muito na conservação do solo, pois a mata fornece ao solo proteção de diversas formas, dentre as quais se podem citar a diminuição da energia cinética das gotas da chuva (Hollis e Luckett, 1976; Penteado, 1978; Tricart, 1977; Alexander, 1980), o aumento da infiltração e a diminuição do escoamento superficial (Brasil, 1983a; Bertoni e Lombardi Neto, 1985).

Não é apenas o tipo de uso e cobertura do solo que afeta a produção e o transporte de material particulado até o reservatório. A distribuição espacial do uso da terra também afeta o volume de material particulado que atinge o corpo d'água. A mata galeria, por exemplo, funciona como um filtro que impede o transporte do material erodido para o interior do corpo d'água (Tundisi, 1990).

### 2.3 - AMBIENTE AQUÁTICO

Na região de estudo, as águas existentes estão associadas a rios. Este tipo de ambiente aquático representa um ecossistema muito dinâmico, com níveis de oxigênio, de totais de sólidos em suspensão e de outros elementos fundamentais ao desenvolvimento da flora e fauna

O uso da terra integra a cobertura vegetal e os tipos de utilização da terra (C) e representa um importante fator que regula a maior ou menor intensidade de erosão do solo (Dolan et al., 1974; Hollis e Lockett, 1976; Meier, 1977; Tricart, 1977; Schumm, 1977; Mannering e Fenster, 1977; Burt et al., 1983; Brasil, 1983a; Sivertun et al. 1988).

Em trabalhos que relacionam especificamente a erosão de solos com a presença ou não de cobertura florestal, Strahler e Strahler (1973), Bertoni e Lombardi Neto (1985) e Roose (1977, citado por Resende e Almeida, 1985), mostram resultados que em regiões cobertas por campos, a erosão dos solos pode ser 100 vezes mais intensa do que em regiões de florestas.

Em estudo realizado por Mannering e Fenster (1977), pode-se verificar a relação existente entre a porcentagem da cobertura vegetal com a quantidade de material transportado (Tabela 2.1).

TABELA 2.1 - RELAÇÃO ENTRE O PORCENTUAL DE COBERTURA E O PORCENTUAL DE PERDA DE SOLO POR ESCOAMENTO

% de cobertura	:	% de perda do solo por escoamento
0	:	3,7
40	:	1,1
60	:	0,8

FONTE: Mannering e Fenster (1977).

aquática específicos a estas condições. A modificação de um ambiente aquático de um rio para um ambiente de reservatório produz uma grande alteração no sistema aquático. Em um reservatório o processo de retenção dos elementos que entram no sistema é maior, o que promove maior sedimentação, maior acúmulo de nutrientes, pouca velocidade da água etc. Estas condições desenvolvem também uma flora e fauna específica para este ambiente (Branco, 1986).

A transformação da natureza de um sistema aquático pode produzir muitas mudanças ambientais. Tundisi (1988) enumera as principais alterações ambientais decorrentes da modificação do ciclo hidrológico quando se passa de um ambiente lótico para um ambiente lêntico. Entre outras modificações, podem-se citar as seguintes: alterações no transporte do material em suspensão, inundações, concentração de matéria orgânica dissolvida, turbidez, temperatura e estrutura térmica horizontal do sistema, transporte de sólidos em suspensão, inundações do sistema terrestre (desaparecimento da vegetação terrestre), aumento na área ocupada por macrófitas, aumento na concentração de clorofila etc. Devem-se citar ainda, segundo o mesmo autor, problemas causados sobre a fauna terrestre e aquática e sobre o homem e atividades humanas, tais como: rompimento de atividades agrícolas; modificações no comércio; indústria; valor das terras; perdas de sítios arqueológicos; êxodo rural; relocação de populações; alterações nas condições sanitárias e aumento na possibilidade de doenças por parasitas associados a água.

A entrada de nutrientes em um reservatório está diretamente relacionada com as características da bacia hidrográfica abastecedora. Os nutrientes vindos da bacia definem as condições de vida em um reservatório ou em um compartimento aquático. Numa situação de entrada em excesso de nutrientes, pode ocorrer o desenvolvimento de al-

gas e macrófitas aquáticas também em excesso.

No meio aquático, a luz é o principal fator limitante ao desenvolvimento de vegetais (Branco, 1986; Tundisi, 1986b). O total de sólidos em suspensão é um dos principais fatores que afetam a penetrabilidade de energia (luz) na água, e esta característica determina a possibilidade de vida em um lago. A energia disponível no ambiente aquático é de fundamental importância para este meio ecológico. A intensidade luminosa condiciona a realização da fotossíntese, as condições fisiológicas do fitoplâncton, os processos que regulam e controlam a produção primária pela comunidade fitoplanctônica e a quantidade de alimentos sintetizados por organismos fotossintetizantes, determinando assim o metabolismo do ambiente aquático (Calijuri, 1985).

A cor também é um indicador das condições da água. A presença de sólidos em suspensão têm grande participação no comportamento espectral da água (Branco, 1986). A cor da água representa os principais comprimentos de onda refletidos, o que diretamente indica os comprimentos de onda eletromagnético que não estão disponíveis ao metabolismo do sistema aquático.

As diferenças ambientais existentes nos diversos compartimentos de um reservatório estão associadas a variações ocorridas no tempo e no espaço nas bacias hidrográficas que abastecem o reservatório. As principais causas das variações devidas ao tempo estão associadas à dinâmica do uso da terra e ao domínio climático na bacia de captação. Em períodos de chuvas o aporte de material ao reservatório é maior e, dependendo do tipo de uso da terra, este aporte pode ser acelerado. As outras diferenças, as espaciais, estão associadas a pequenas diferenças existentes dentro do reservatório, como: menor período de retenção da água de uma ou mais partes (compartimentos) do reservató-

rio. Tundisi (1988) considera que a compartimentação horizontal de um reservatório é fundamental para definição de amostragem do reservatório e elaboração de modelos.

### 2.3.1 - DETECÇÃO DOS TOTAIS DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO

O total de sólidos em suspensão é um indicador da condição do meio aquático, pois aumenta a atenuação da energia na água (Alfoldi, 1980). Existe uma relação positiva entre esta concentração e o retroespalhamento nas faixas do visível e do infravermelho próximo do espectro eletromagnético (Klooster e Scherz, 1974; Moore, 1978; Kirk, 1986; Ritchie et al., 1987; Braga, 1988).

A determinação dos totais de sólidos em suspensão na água por sensoriamento remoto exige conhecimentos sobre os tipos de interações da radiação eletromagnética "REM" com a água. Kirk (1986) destaca que a energia que retorna ao sensor a bordo de um satélite se origina: 1) do espalhamento atmosférico; 2) da reflexão na superfície da água de "REM" de origem direta; 3) da reflexão da "REM" de origem difusa e 4) da energia espalhada e emergente do corpo d'água. Este autor destaca que somente o último processo traz informações sobre a água (Figura 2.2).

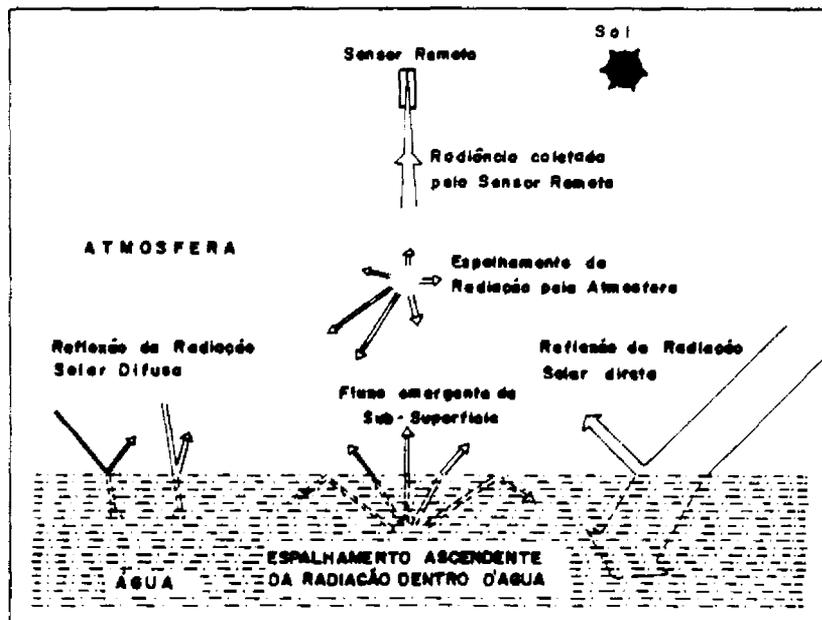


Fig. 2.2 - Diferentes processos que dão origem à energia recebida pelo sensor remoto sobre um corpo d'água.

FONTE: Kirk (1986).

Estudos de laboratório realizados por Moore (1978) mostram resultados semelhantes aos obtidos em condições de campo por Ritchie et al. (1976) quanto à configuração do espectro de energia refletida pela água com diferentes concentrações de sólidos em suspensão (Figura 2.3).

A Figura 2.3 apresenta o comportamento espectral para diferentes valores de Totais de Sólidos em Suspensão (TSS). A existência de diferenças de radiância em distintos comprimentos para um determinado valor de TSS permite que sejam avaliadas as condições do volume d'água em termos de TSS através de técnicas de sensoriamento remoto, isto é, permite relacionar a radiância de um determinado intervalo espectral com um determinado nível de TSS. Nesta figura verifica-se o aumento da energia refletida com

o aumento do total de sólidos em suspensão na água para as diversas faixas do espectro eletromagnético. Embora o formato das duas curvas seja semelhante, verifica-se que sob condições de laboratório necessita-se de maior concentração de sólidos em suspensão para que se reproduza a mesma radiação das condições reais. Conforme se pode verificar nesta figura, a radiação possui a mesma unidade ( $\text{uWcm}^{-2}\text{um}^{-1}$ ); para obter a mesma potência (aproximadamente  $26 \text{ uWcm}^{-2}\text{um}^{-1}$ ) foi necessária a concentração de 320 mg/l em campo e de 1000 mg/l em laboratório para o comprimento de onda próximo de 0,65 um. Para outras concentrações e outros comprimentos de onda, situações semelhantes também aconteceram. A diferença de concentração necessária para uma mesma resposta é decorrente da irradiância solar incidente, que é muito maior do que a irradiância produzida em laboratório.

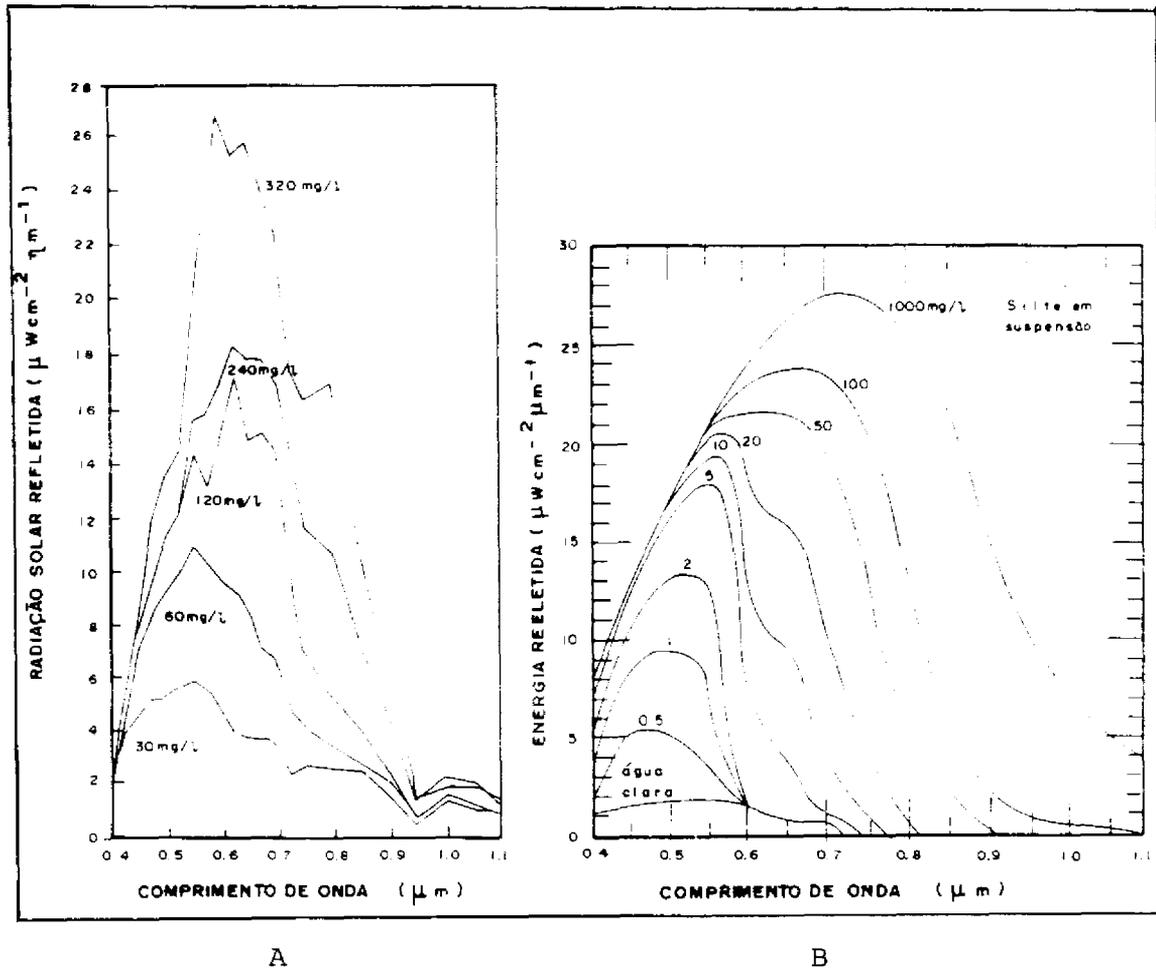


Fig. 2.3 - Radiação solar refletida em função da concentração de sólidos em suspensão e do comprimento de onda.

FONTE: Ritchie et al. 1976 (Figura 2.3a) e Moore 1978 (Figura 2.3b).

A metodologia adotada não aborda a questão da granulometria do material suspenso na água, mas Jerlov (1976), Moore (1978) e Rimmer et al. (1987) observam que este fator também contribui para o comportamento espectral do volume d'água.

Para obter informações sobre sólidos em suspensão na água por satélite, Ritchie et al. (1987) usaram dados do varredor multiespectral MSS (Multispectral Scanner) do satélite Landsat e verificaram que é possível estimar a concentração de sólidos em suspensão na superfície de água, quando esta concentração excede a 50 mg/l.

Utilizando o varredor multiespectral aerotransportado "ATM" (Airborne Thematic Mapper), que simulava as bandas espectrais do sensor TM (Thematic Mapper) Landsat, Rimmer et al. (1987), trabalhando em regiões costeiras, conseguiram identificar concentrações de sólidos (2-21 mg/l) inferiores às de Ritchie et al. (1987). Outros autores também obtiveram correlações significativas entre os sólidos em suspensão e dados originados de satélite, como é o caso de Braga (1988).

Entretanto, ao interpretar uma imagem de satélite, alguns fenômenos que afetam a interação da REM com a água devem ser considerados, tais como: reflexão, refração, ângulo de elevação solar e rugosidade da superfície.

A reflexão em água calma é obtida pela lei de Fresnel (Jerlov, 1976; Sturm, 1980), conforme equação a seguir:

$$\rho_s = \frac{1}{2} \frac{\sin^2(i-j)}{\sin^2(i+j)} + \frac{1}{2} \frac{\text{tg}^2(i-j)}{\text{tg}^2(i+j)}, \quad (2.3)$$

onde:

- $\rho_s$  = reflexão da energia solar;
- $i$  = ângulo de incidência;
- $j$  = ângulo de refração.

O efeito do ângulo zenital sobre a refletância de superfície deve ser levado em conta na análise de imagens de diferentes datas, pois diferenças na reflexão especular da água podem ser tomadas por diferenças na reflexão do volume. Neste trabalho, em virtude das imagens serem da mesma época do ano, a diferença do ângulo de iluminação das imagens utilizadas não é maior do que um grau, este problema de reflexão pode ser desconsiderado.

A energia que penetra o corpo d'água sofre o fenômeno de atenuação, o que significa o somatório da energia espalhada e absorvida pela água (Jerlov, 1976; Sturm, 1980). O espalhamento é um "desvio" da trajetória da REM ao incidir nas partículas em suspensão e na própria água (Jerlov, 1976). A absorção se traduz na transformação em outras formas de energia como calor, devido a transformações termodinâmicas (Slater, 1980; Branco, 1986).

A atenuação da REM na água natural é devida às características da própria água e é fortemente dependente do conteúdo de material suspenso e dissolvido. Esta condição destaca que um maior nível de totais de sólidos em suspensão tende a produzir maior retorno de energia ao sensor orbital (Jerlov, 1976; Sturm, 1980).

### 2.3.2 - DETECÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

A ocorrência de macrófitas aquáticas está associada aos nutrientes disponíveis no ambiente aquático, e a atividade do homem pode gerar agentes eutrofizantes que estão relacionados com a atividade fotossintética e de crescimento das plantas aquáticas superiores (Esteves e Carmargo, 1986).

Quanto à identificação de macrófitas aquáticas através de técnicas de sensoriamento remoto, Valeriano (1984) utilizou o sensor MSS (multispectral scanner) e concluiu que este sensor não era muito indicado para a identificação de macrófitas aquáticas com incidência em pequenas áreas, devido à resolução espacial deste sensor.

Abdon e Figueiredo (1988) utilizaram a imagem índice de vegetação com a finalidade de identificar áreas de treinamento para a classificação (através das bandas 4, 5 e da imagem "índice de vegetação") de macrófitas aquáticas no reservatório de Tucuruí. Abdon e Meyer (1990) obtiveram sucesso na identificação de espécies destes vegetais neste reservatório.

#### 2.4 - PRÉ-PROCESSAMENTOS NECESSÁRIOS À AVALIAÇÃO DE MUDANÇAS AMBIENTAIS ATRAVÉS DE TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO

A detecção de mudanças espaciais ocorridas na superfície terrestre foi definida por Shepard (1964) como sendo a diferença entre dois conjuntos de fotografias aéreas obtidas da mesma área em diferentes datas. A detecção de mudanças pode ser realizada através da interpretação visual ou automática. A interpretação visual requer um mínimo de equipamento e pequena experiência, mas exige um exaustivo trabalho manual e é de difícil réplica (Crapper e Hynson, 1983; Jensen, 1986; Medeiros, 1986). Alguns fatores, tais como: atmosfera, ângulo de elevação do sol e precisão geométrica entre as imagens utilizadas, podem prejudicar a correta detecção de mudanças (Byrne et al., 1980; Jensen, 1983).

#### 2.4.1 - CORREÇÃO DOS EFEITOS ATMOSFÉRICOS

Existem diversos métodos de reduzir problemas oriundos do espalhamento atmosférico. Moore (1978) utilizou um método simples que consiste em subtrair, na imagem, o valor do número digital encontrado sobre um objeto escuro. Este procedimento baseia-se no fato de um alvo escuro possuir radiância nula, de modo que o valor que aparecer sobre este alvo é atribuído ao espalhamento na atmosfera.

Para a redução dos problemas oriundos da atmosfera, Chavez (1988) propõe um método baseado em dados extraídos da própria imagem, o qual leva em consideração variações no espalhamento atmosférico em diferentes comprimentos de onda e sob diversas condições da atmosfera. Utilizando o valor mínimo do histograma adquirido para uma determinada banda, este método propõe uma classificação da condição atmosférica, conforme a Tabela 2.2. Com base nesta classificação, nas Tabelas 2.3 e 2.4 identificam-se os valores que, aplicados na Equação 2.2, permitem obter os números digitais que devem ser subtraídos das bandas espectrais, para atenuar o efeito atmosférico.

TABELA 2.2 - MODELO DE ESPALHAMENTO ATMOSFÉRICO PARA A  
BANDA 1 DO TM

condições da atmosfera	número digital na banda 1
muito clara	≤ 55
clara	56-75
moderada	76-95
nebulosa	96-115
muito nebulosa	> 115

FONTE: Adaptada de Chavez (1988).

TABELA 2.3 - FATOR MULTIPLICATIVO PARA PREVER OS VALORES  
DE ESPALHAMENTO ATMOSFÉRICO PARA AS BANDAS TM-LANDSAT

TM	muito clara	clara	moderada	nebulosa	muito nebulosa
1	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2	0,563	0,750	0,866	0,905	0,930
3	0,292	0,540	0,735	0,807	0,857
4	0,117	0,342	0,584	0,687	0,765
5	0,075	0,086	0,294	0,424	0,542
7	0,002	0,048	0,219	0,345	0,468

FONTE: Adaptada de Chavez (1988).

TABELA 2.4 - "GANHO", "OFFSET" E FATOR DE GANHO NORMALIZADO  
USADO PARA IMAGENS TM DO LANDSAT-4.

TM	ganho	offset	Normalizado		
			TM1	TM2	TM3
1	15,78	2,58	1,00	1,05	1,40
2	8,10	2,44	0,51	1,00	0,76
3	10,62	1,58	0,67	1,31	1,00
4	10,90	1,91	0,69	1,35	1,03
5	77,24	3,02	4,89	9,54	7,27
7	47,12	2,41	9,32	18,16	13,85

FONTE: Adaptada de Chavez (1988).

$$DN = (SHV) \cdot (F_2) \cdot (NORM) + \text{offset}, \quad (2.2)$$

onde:

DN = número digital a ser subtraído em cada banda;

SHV = valor mínimo encontrado no histograma da banda 1  
ou 2 ou 3;

F2 = fator extraído da Tabela 2.3, conforme a classe  
da atmosfera;

NORM = valor normalizado extraído da Tabela 2.4;

offset = extraído da Tabela 2.4, de acordo com a banda  
a ser corrigida.

Este método foi utilizado por Bentz (1990), a qual concluiu que o método normalizou os efeitos atmosféricos entre as cenas, tendo apresentado melhor desempenho na faixa do visível e infravermelho-próximo do espectro eletromagnético, regiões que correspondem às bandas de 1 a 4 do sensor Thematic Mapper. Esta autora observa que este método não considera o efeito da geometria de iluminação, que sem dúvida interfere nos resultados, mas que os resultados foram consistentes, superando outros métodos como o da subtração do valor mínimo do histograma de cada banda ou a obtenção do número digital sobre corpos d'água. Esta autora salienta que para dados transformados para reflectância o efeito de geometria de iluminação é minimizado

Outro fator que dificulta a detecção de mudanças é a diferença de elevação do Sol entre duas cenas, diferença esta originada do ângulo de eclíptica e do movimento de translação da Terra, o que faz com que imagens tomadas em épocas diferentes do ano tenham variações de brilho decorrentes da variação da irradiância solar (Rosa, 1987). Este problema pode ser amenizado com o uso, na medida do possível, de imagens de mesma época do ano (Byrne et al., 1980; Allum e Dreisinger, 1987).

#### 2.4.2 - CORREÇÃO GEOMÉTRICA DAS IMAGENS

Outra preocupação em estudos multitemporais refere-se à precisão geométrica entre as imagens. O processo de correção geométrica de imagens, conhecido tecnicamente como "registro", visa tornar os "pixels" de uma imagem coincidentes com os mesmos "pixels" na imagem da outra data. Esta operação faz-se necessária devido às diferenças de geometria de uma imagem para outra. Este problema pode ser oriundo das diferenças na atitude do satélite entre uma passagem e outra ou quando se trabalha com imagens oriundas de sensores diferentes. Esta operação é considerada es-

sencial para a detecção de mudanças (Lodwick, 1981; Jensen, 1983; Hall et al., 1984; Beaudoin et al., 1986; Jensen, 1986).

As distorções em imagens podem ter origens em erros presentes no procedimento de aquisição da imagem, tais como: aquisição simultânea da imagem com o deslocamento do satélite, variação na velocidade do espelho imageador, distorção panorâmica, velocidade da plataforma, rotação da terra, perspectiva, altitude e atitude do satélite (Jensen, 1986).

Para corrigir a geometria da imagem, utiliza-se o recurso do registro de imagens. O registro consiste na correção espacial da imagem, de tal modo que a informação geométrica contida em uma imagem corrigida coincida com a informação do sistema referencial adotado.

A importância de usar o programa Registro neste trabalho decorre da necessidade de analisar informações de diferentes origens, que, no caso, foram mapas geomorfológicos, contorno das sub-bacias hidrográficas extraídas de cartas topográficas e de imagens oriundas de satélite de diferentes datas.

O registro torna-se necessário ainda para formar mosaico de imagens, comparar imagens de dois sensores diferentes, imagens contidas uma na outra e quando se têm imagens tomadas de posições diferentes (Schowengerdt, 1983; Mascarenhas e Velasco, 1984; Erthal, 1985).

Este programa consiste na identificação de pontos comuns na imagem a ser corrigida e no referencial adotado, que pode ser uma carta topográfica ou uma imagem de satélite de outra data ou de outro sensor. Estes pontos são chamados de pontos de controle e permitem a identifica-

ção de funções que definem as coordenadas da imagem a ser corrigida (Mascarenhas e Velasco, 1984; Erthal, 1985).

## 2.5 - TÉCNICAS DE AVALIAÇÃO DE MUDANÇAS EM AMBIENTES TERRESTRES ATRAVÉS DE SENSORIAMENTO REMOTO

Existem diversos algoritmos para detecção de mudanças por processamento digital. A escolha do melhor algoritmo exige um conhecimento de cada situação de mudança e das características biofísicas e culturais da área de estudo (Jensen, 1986).

Para a obtenção de informação sobre as mudanças por processamento digital, pode ser empregada uma das seguintes técnicas: Imagem Diferença, Imagem Razão, Imagem Regressão, Análise do Vetor Mudança, Principais Componentes e Pós-Classificação. A seguir é realizada uma breve descrição de cada técnica.

No procedimento de determinação da Imagem Diferença, o nível de mudança entre datas é obtido pela diferença de nível digital, "pixel" a "pixel", entre a imagem de uma data e a imagem de outra data (Toll et al., 1980; Lodwick, 1981; Jensen, 1983, 1986). Este procedimento produz para cada banda uma distribuição aproximadamente gaussiana. Consideram-se como regiões sujeitas a mudança significativa aquelas cuja diferença de radiância ultrapassa um certo valor de limiar (Figura 2.4). A Imagem Diferença representa um eficiente processo de detecção de mudanças, porém, esta eficiência pode diminuir em função de: a) mau registro espacial entre cenas e b) definição arbitrária do limiar (Jensen, 1983).

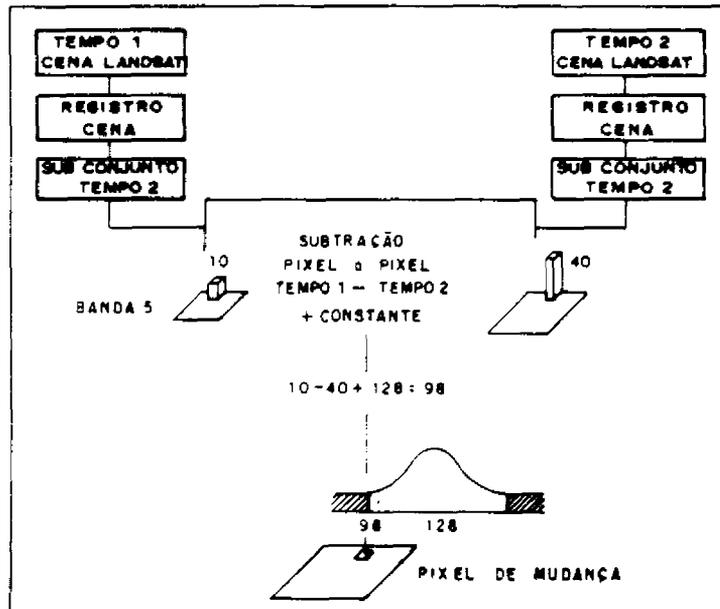


Fig. 2.4 - Esquema de detecção de mudança por imagem diferença.

FONTE: Adaptada de Toll et al. (1980).

A determinação do limiar pode ser obtida de duas formas, empírica e estatística. A empírica consiste em um ajuste interativo até que se obtenha o limiar julgado como mais adequado. O procedimento estatístico é obtido através do nível de cinza médio da cena e do desvio padrão. A definição deste limiar é o ponto mais importante desta técnica (Medeiros, 1986).

A Imagem Razão é obtida pela divisão "pixel" a "pixel" da imagem de uma data pela imagem de outra data. Desta forma é produzido um histograma em que os extremos possuem informações de mudanças. Um "pixel" no qual não houve mudança na cobertura do solo, por exemplo, terá o mesmo valor de brilho nas duas datas em estudo. Isto produz, após a razão entre datas, um "pixel" com valor igual a 1 (um). Se for atribuído a este "pixel" um valor intermediário de nível digital, as áreas que sofreram mudança

receberão, conseqüentemente, níveis digitais mais altos ou mais baixos.

A imagem regressão é uma variação da imagem diferença. A imagem regressão é dotada de ganho e "offset" que reduzem os problemas oriundos das condições atmosféricas, ângulo de elevação do sol, clima e vegetação. O uso da técnica de regressão é conveniente quando os valores de média e variância, para diferentes datas, são diferentes. Esta técnica exige a determinação de um limiar para definir o que é e o que não é mudança entre imagens de diferentes datas. Este limiar também pode ser definido empírica ou estatisticamente (Jensen, 1983).

A técnica de análise do vetor mudança utiliza o critério de variação entre duas variáveis espectrais. Se a variação for plotada em um gráfico, torna-se possível a identificação e quantificação da mudança. Esta técnica também é dependente da definição de um limiar (Jensen, 1983).

A técnica de determinação de componentes principais é utilizada para diminuir a dimensionalidade dos dados. Diferentes componentes principais representam as mudanças ocorridas em diferentes alvos. Conforme o alvo a primeira, a segunda, a terceira ou a quarta componente podem representar as mudanças espaciais. Jensen (1986) identificou mudanças de ambientes aquáticos para terrestre através da primeira e segunda componentes principais.

A composição colorida das três primeiras componentes principais fornece um bom resultado visual das mudanças ocorridas no uso do solo (Lodwick, 1981; Beaudoin et al., 1986).

A técnica da Pós-Classificação consiste na classificação de cada imagem nas datas em estudo e posterior comparação. As áreas onde aconteceram mudanças apresentarão classes distintas. É atribuída como mudança toda a classificação que numa data não for coincidente com a da outra data. Esta técnica possui a vantagem de não depender das condições atmosféricas, da precipitação pluviométrica ocorrida nos dias antecedentes à passagem do satélite e do ângulo de iluminação (Jensen, 1983; Hall et al., 1984; Jensen, 1986). Embora esta técnica possa ser complexa para estudos urbanos devido à heterogeneidade do uso do solo (Jensen, 1983; Hall et al., 1984), ela pode ser utilizada com certa facilidade quando se restringe seu uso a poucas classes.

## 2.6 - SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS

O Sistema de Informações Geográficas (SIG), permite o armazenamento, recuperação, integração, manipulação e visualização de diferentes informações da superfície terrestre, indexadas espacialmente, tais como ocorrência de manchas de determinado tipo de solo sob determinada condição topográfica do relevo, bem como de outros tipos de informações (Burrough, 1987; Smith et al, 1987).

Uma grande contribuição deste sistema para pesquisas é a possibilidade de manipular dados de diferentes origens, o que permite o uso integrado com produtos de sensoriamento remoto. O SIG permite também trabalhar com informações de diferentes datas, o que possibilita um monitoramento preciso das condições ambientais de uma determinada região (Johnston et al., 1988; Prince, 1989).

O uso deste sistema em planejamento ambiental tem mostrado ser eficiente. Através do cruzamento de doze planos de informações na escala 1:250.000, Miranda et al.

(1990) conseguiram realizar o levantamento da aptidão agrícola e o zoneamento agroecológico do Estado de Tocantins.

Para o uso deste sistema torna-se necessário o conhecimento do tipo de dado a ser manipulado. Existe basicamente dois formatos de dados que podem integrar este sistema: 1) formato vetorial que é definido por um arranjo de coordenadas X, Y e Z, o qual pode representar estradas, rios, limites municipais, modelos numéricos de terrenos (MNT) etc e 2) formato "raster", que é definida por "pixels" dispostos em linhas e colunas.

Cada tipo de dado é denominado Plano de Informação (PI), por exemplo, dados vetoriais: PI1-estrada de rodagem, PI2-estrada de ferro, PI3-rede de drenagem etc; dados raster: PI4-imagem de 1988, PI5-imagem de 1990 etc. O sistema permite também converter dados vetoriais em raster ou raster em vetor. O SGI, Sistema de Informações Geográficas desenvolvido pelo INPE, transforma o formato poligonal em formato raster, o que permite operações do tipo cruzamento, sobreposição ou ponderação de PIs e gera novos PIs que contenham as informações resultantes. Como os polígonos podem ser representados por "pixels", a contagem do número de "pixels" dará a área do polígono.

Outra opção é trabalhar com dados numéricos, podendo-se gerar modelos numéricos do terreno. Nestes modelos, cada ponto da área de trabalho possui dois valores relativos a um sistema de eixos de coordenadas cartesianas e um terceiro valor que indica a grandeza física deste ponto. Este sistema de coordenadas pode estar associado a um sistema de projeção adotado universalmente, o que torna o sistema geocodificado.

O sistema permite ainda o cruzamento de dados tabulados como densidade populacional, produção industrial etc. A Figura 2.5 representa o Sistema de Informações Geográficas.

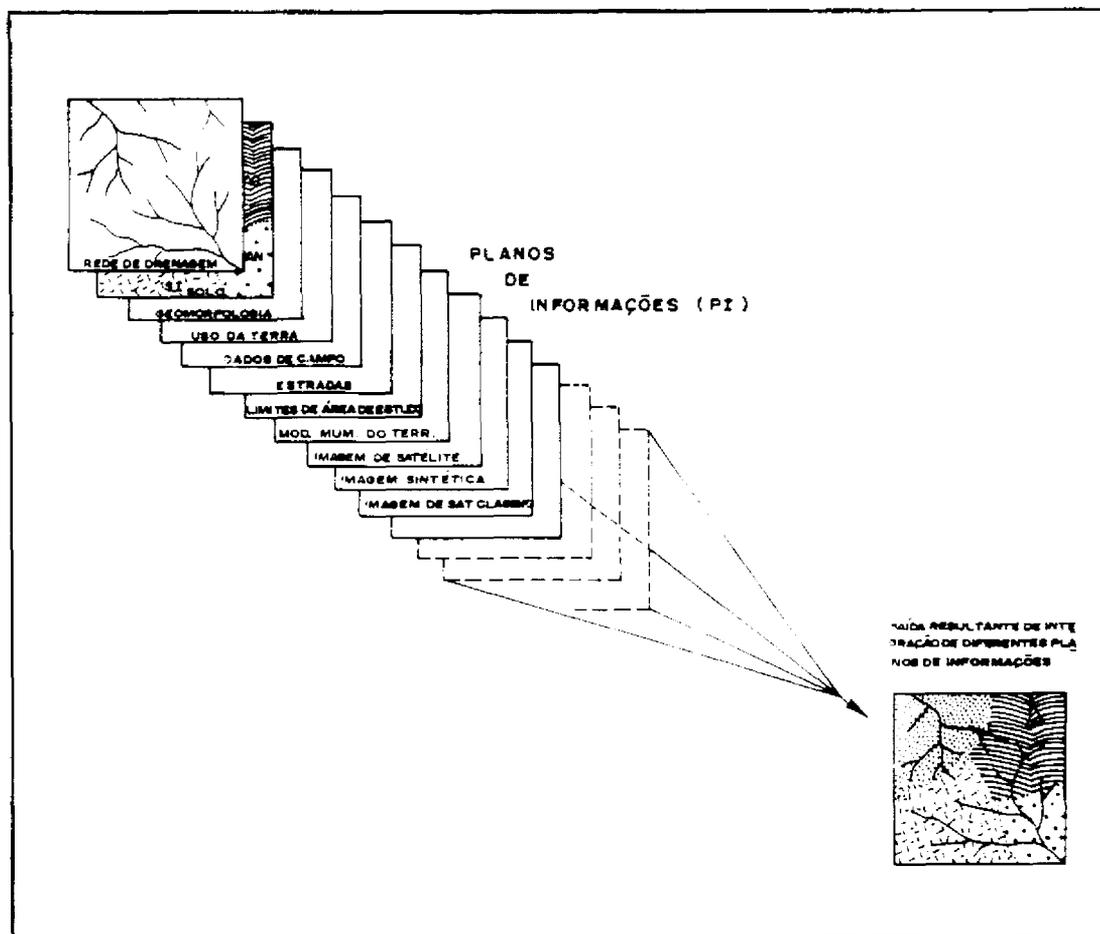


Fig. 2.5 - Sistema de Informações Geográficas

CAPÍTULO 3MATERIAL E MÉTODO3.1 - CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se entre as coordenadas geográficas de 3° a 6° de latitude sul e 48° a 51° de longitude oeste, abrangendo o reservatório da UHE-Tucuruí e sua região de "entorno" (Figura 3.1).

Quanto à geologia da região, uma falha nas proximidades da confluência dos rios Tocantins e Itacaiunas deu origem à Fossa de Itupiranga (Projeto RADAMBRASIL, 1974). Isto faz com que as sub-bacias hidrográficas da margem esquerda do reservatório da UHE-Tucuruí possuam maior área, o que define condições mais adequadas para o desenvolvimento do estudo. A maior área das sub-bacias desta margem acaba por fazer com que as características do ambiente terrestre tenham influência sobre o aquático.

A área de estudo localiza-se no complexo Xingu, com terrenos pertencentes ao Pré-Cambriano inferior a médio. O complexo Xingu possui as seguintes principais rochas: granito, granodioritos, migmatitos, dioritos, quartzodioritos, granulitos ácidos e básicos, anfíbolitos, quartzitos, xistos e gnaisses, pegmatitos e veios de quartzo aurífero (Projeto RADAMBRASIL, 1974).

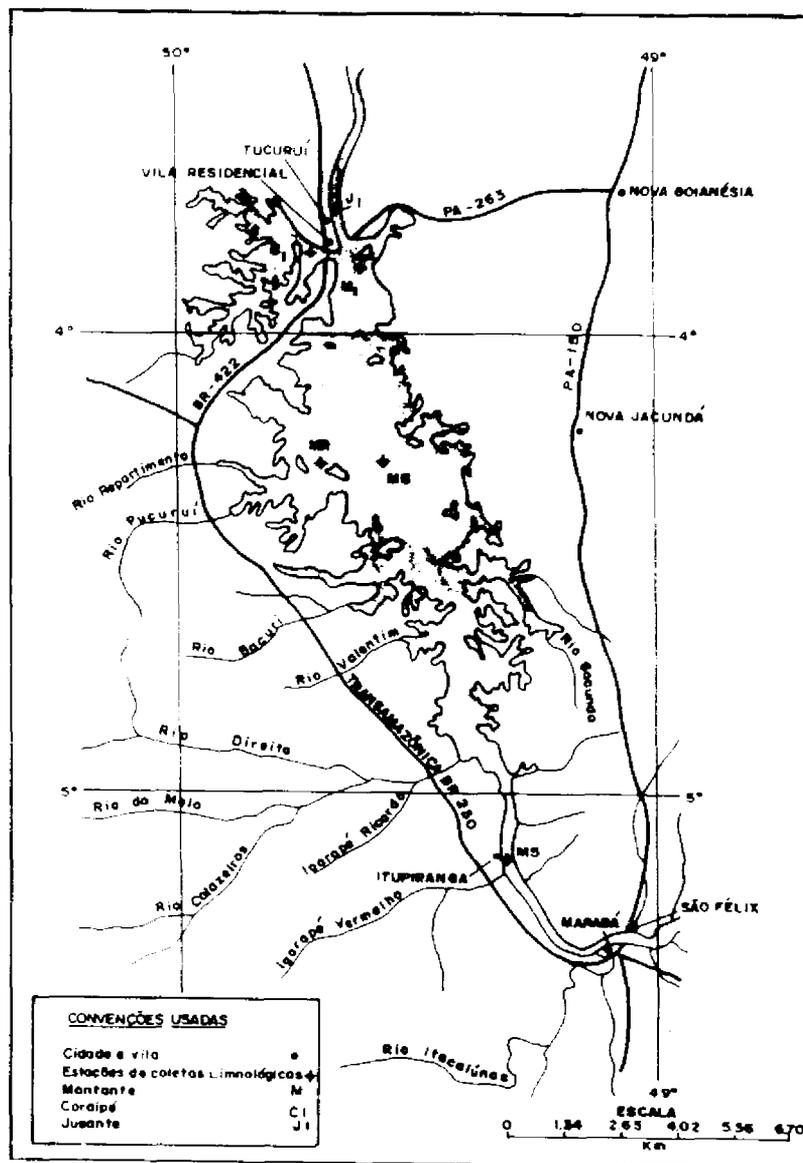


Fig. 3.1 - Localização da área de estudo e das estações limnológicas no reservatório da UHE-Tucuruí.

FONTE: Centrais Elétricas do Norte do Brasil S/A  
USINA HIDRELÉTRICA DE TUCURUÍ.

Quanto à exploração agrícola, a região encontra-se sob condições restritas para culturas de ciclo curto e longo. Sob sistema de manejo desenvolvido, sem irrigação, a área possui condição regular para culturas de ciclo longo

e restrita para culturas de ciclo curto (Mapa de aptidão agrícola dos solos - Projeto RADAMBRASIL, 1974 - folhas SB-SC.22).

Segundo o mapa Fitoecológico do Projeto RADAMBRASIL (1974) a área de trabalho encontra-se na região ecológica da floresta densa, sub-região da superfície arrasada dos Carajás, pertencente ao ecossistema submontano aplainado.

Segundo o método de classificação climática de Köppen, o clima é do tipo Am, "clima tropical úmido de monção". A letra "A" indica um clima tropical com a temperatura média do mês mais frio nunca inferior a 18°C e a letra "m", clima de monção com precipitação excessiva durante alguns meses, o que compensa a ocorrência de um ou mais meses com precipitações inferiores a 60 mm e compreende a maior parte da amazônia (SUDAM, 1984).

A região de estudo possui uma precipitação média anual de 2000 mm, com o trimestre mais chuvoso compreendido entre os meses de fevereiro e abril, com frequência média de 180 dias de precipitação no ano. A temperatura média anual é de 26°C e a umidade relativa média anual, de 85% .

Numa análise das condições de precipitação pluviométrica na bacia hidrográfica do Araguaia-Tocantins, verifica-se que o início das chuvas ocorre alguns meses antes na porção montante desta (Figura 3.2). Na estação Col. Meruri, localizada na porção montante desta bacia hidrográfica com as coordenadas geográficas 15° 33' de latitude sul e 53° 05' de longitude oeste, o início da estação chuvosa é nos meses de setembro e outubro, com o máximo de precipitação nos meses de janeiro e fevereiro, enquanto na estação de Marabá, localizada próxima ao reservatório com as

coordenadas  $05^{\circ} 21'$  de latitude sul e  $49^{\circ} 09'$  de longitude oeste, o início da estação chuvosa ocorre um pouco mais tarde, nos meses de outubro, novembro. Fevereiro define o mês de máxima precipitação.

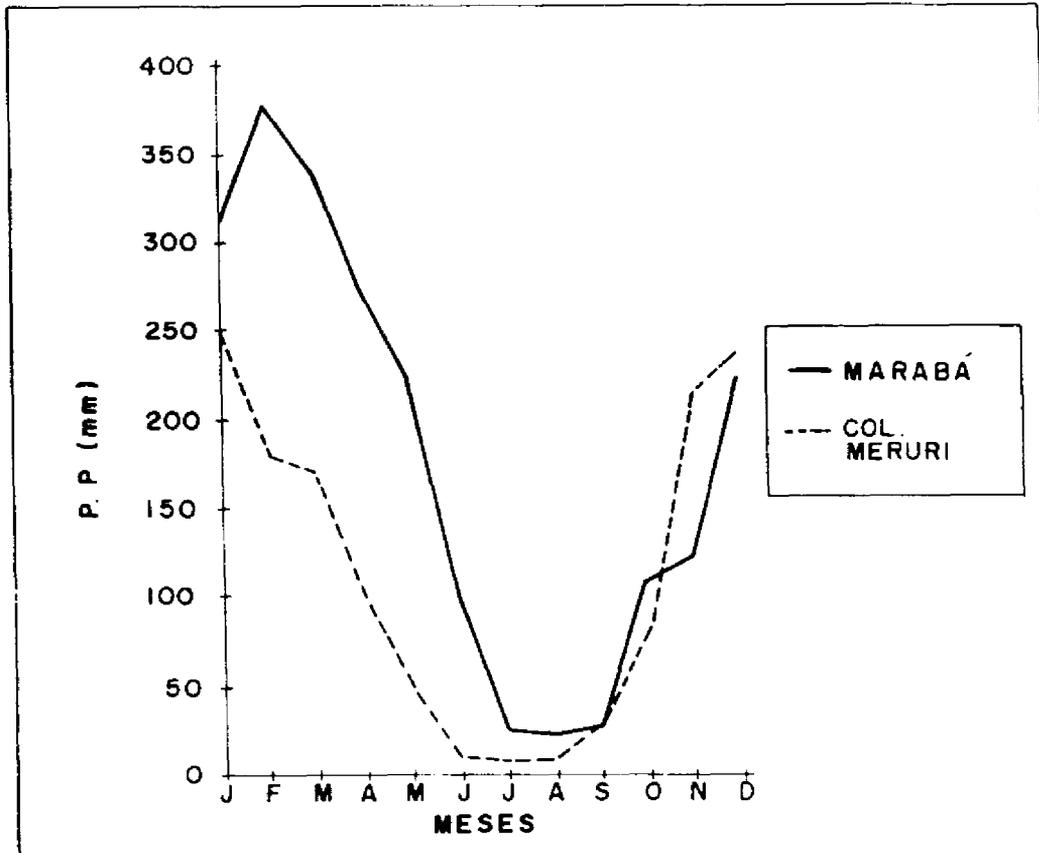


Fig. 3.2 - Precipitação média mensal nas estações de Marabá e Col. Meruri.

FONTE: SUDAM (1984).

Os dados de descarga média mensal referem-se a duas estações localizadas na bacia hidrográfica do Araguaia-Tocantins. Estas estações do alto e baixo curso destes rios fornece um conhecimento integrado da vazão da bacia hidrográfica em que se insere o reservatório de Tucuruí.

As estações localizam-se nas regiões 21 e 28 (Figura 3.3) do Inventário das Estações Fluviométricas do Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica - DNAEE - do Ministério das Minas e Energia - MME (BRASIL, 1983b).

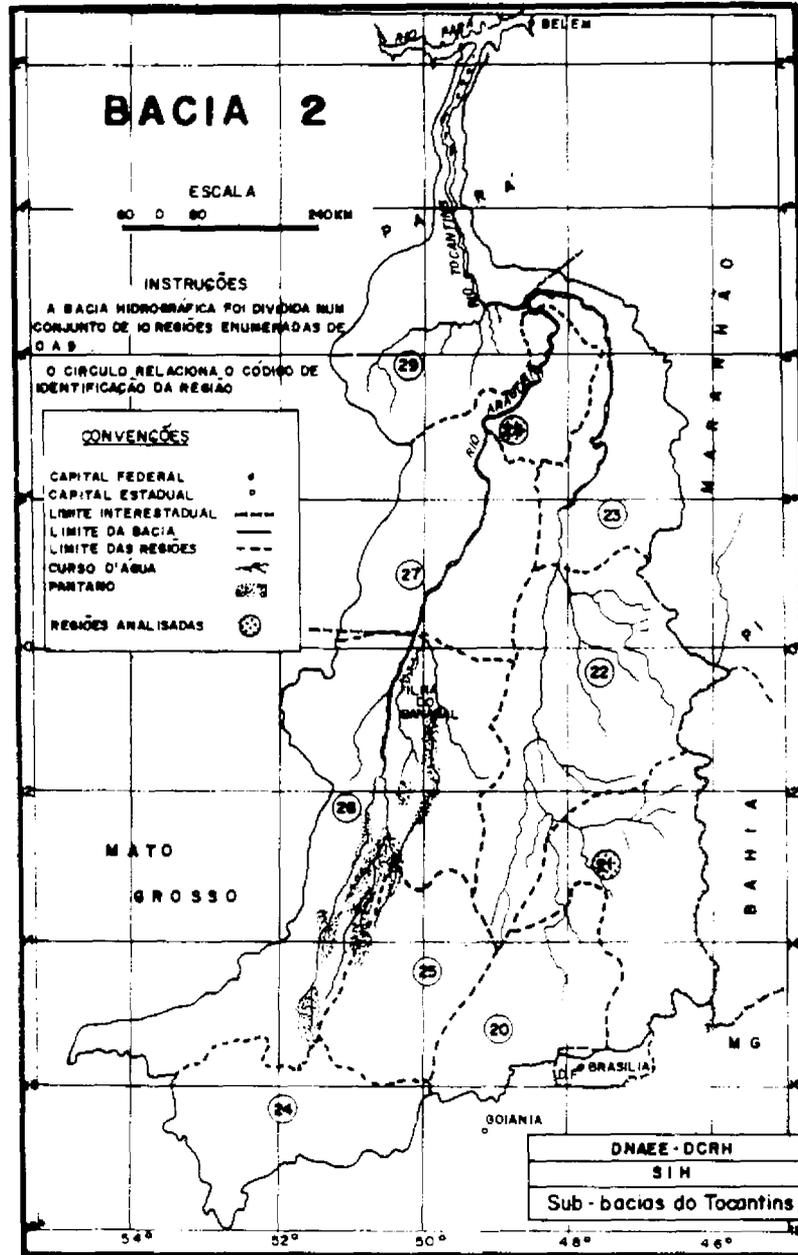


Fig. 3.3 - Localização das duas regiões onde se situam as estações fluviométricas analisadas.  
FONTE: BRASIL (1983b).

As estações analisadas são: 1) São Félix (região 21), que corresponde à área de drenagem do rio Tocantins, compreendida entre a confluência do rio Preto, exclusive, e a confluência do rio Paraná, inclusive, a  $13^{\circ} 27'$  de latitude sul e  $48^{\circ} 13'$  de longitude oeste. Esta estação possui dados disponíveis de 1961 a 1984. 2) Itupiranga (região 28), que corresponde à área de drenagem do rio Araguaia, compreendida entre a confluência do rio Santa Maria, exclusive, e a confluência dos rios Tocantins e Araguaia, a  $5^{\circ} 08'$  de latitude sul e  $49^{\circ} 21'$  de longitude oeste. Esta estação possui dados disponíveis de 1969 a 1981 (Brasil, 1983b, 1989) conforme a Tabela 3.1.

Através da Tabela 3.1 observa-se que o mês de julho define o início de um período de menor afluxo de água para os rios na bacia hidrográfica do rio Tocantins, ocorrendo valores menores de Descargas Médias Mensais (DMM) numa relação de cinco vezes, entre os meses de julho, agosto e os de maior afluxo definido nos meses de janeiro e fevereiro, para o caso da estação de São Félix. Esta relação, em valores aproximados, existe também para a estação Itupiranga, o que define um comportamento homogêneo nestas duas porções da bacia hidrográfica. Entretanto, os meses que definem o início de maior afluxo são outubro e novembro para as estações São Félix e Itupiranga respectivamente.

TABELA 3.1 - DESCARGAS MÉDIAS MENSAIS (DMM).

	Estação São Félix	Estação Itupiranga
Mês	DMM em m <sup>3</sup> /s	DMM em m <sup>3</sup> /s
Janeiro.....	1510.....	14621
Fevereiro.....	1600.....	21503
Março.....	1454.....	25628
Abril.....	1175.....	23831
Maio.....	673.....	16523
Junho.....	475.....	7778
Julho.....	354.....	4275
Agosto.....	278.....	2928
Setembro.....	253.....	2517
Outubro.....	380.....	2958
Novembro.....	652.....	5057
Dezembro.....	984.....	8767

FONTE: Brasil (1989).

O Total de Sólidos em Suspensão (TSS), característica da água de principal enfoque neste trabalho, possui uma resposta quase que simultânea com a descarga média mensal de água do rio Tocantins no reservatório, conforme se pode verificar através dos dados de superfície das estações M3 e M5 (Figura 3.4), as quais se localizam na porção montante do reservatório. Na estação M1, localizada na porção jusante do reservatório, o maior e o menor valor de TSS parecem ocorrer com um certo intervalo de tempo após as outras duas estações. Esta situação pode ser analisada no mês de março, que representa o período em que o reservatório recebe maior volume de água, conforme registro da estação Itupiranga. Enquanto as duas estações M3 e M5 atingem

maior nível de TSS neste mesmo mês, a estação M1 atinge o máximo no mês de abril, o que parece estar associado à dinâmica da água dentro do reservatório.

Embora o TSS responda às entradas de água no reservatório, os maiores valores de TSS (Figura 3.4) não coincidem com o mês de maior afluxo d'água (fevereiro, conforme a Tabela 3.1), mas sim com o período em que há o início do aumento de afluxo d'água a este reservatório, que corresponde ao período do início das chuvas na bacia hidrográfica. Nesta situação, a estação M5 sofre o aumento no valor de TSS entre os meses de outubro e janeiro, a estação M3 entre os meses de novembro e dezembro e a estação M1 entre dezembro e janeiro. Isto mostra mais uma vez o retardo nas respostas de TSS entre as estações M5 e M1, ou seja, no sentido montante/jusante.

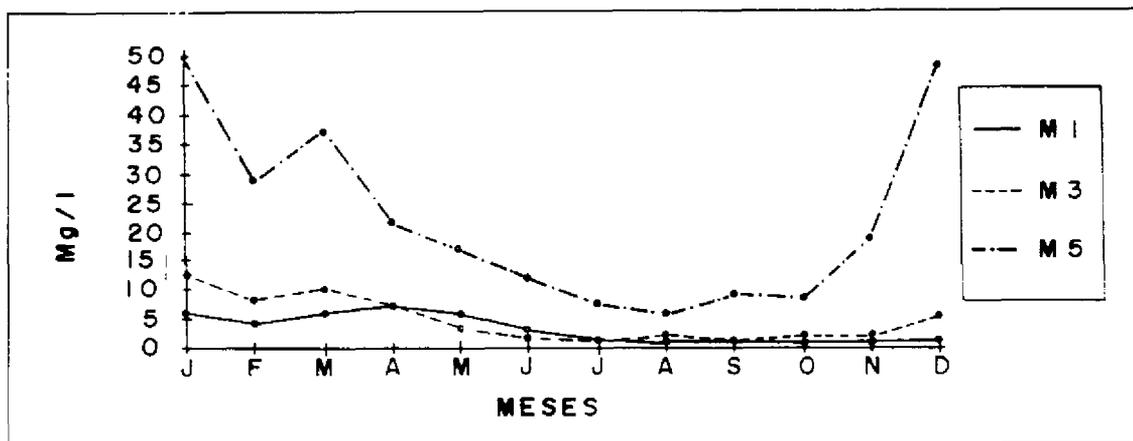


Fig. 3.4 - Distribuição dos totais de sólidos em suspensão nas estações de coletas M1, M3 e M5.

FONTE: ELETRONORTE (1989a)

Deve-se ter certo cuidado na análise destes dados, pois correspondem a um intervalo de tempo de coleta pequeno, isto é, entre 1986 - 1988; além disto, os dados da estação Itupiranga correspondem a períodos distintos des-

tes. Embora existam estas limitações, estes dados representam, mesmo que precariamente, a realidade da região e são os únicos disponíveis.

Inicialmente a ocupação antrópica teve como motivo a descoberta de metais preciosos e, posteriormente, o extrativismo vegetal (borracha e castanha). Este processo gerou no vale do Tocantins uma economia ribeirinha, baseada no extrativismo e na pesca, com o assentamento disperso da população (Projeto PRODIAT, 1983). Entretanto, a ocupação atual está ligada a outros fatores determinantes, tais como: grandes projetos de exploração mineral; instalação de grandes reservatórios, o que inicialmente exige um grande volume de mão de obra; e, por último, a instalação da rodovia BR 230 - Transamazônica que, associada a projetos agropecuários, definiu novas formas de ocupação das terras da região.

Este último motivo de ocupação, projetos agropecuários, tem levado a uma grande transformação do espaço geográfico em um curto intervalo de tempo, passando de uma área eminentemente de floresta nativa para uma área de exploração agropecuária de baixo nível tecnológico. O mercado consumidor dos produtos agrícolas encontra-se muito distante, o que torna geralmente inviável o processo de comercialização de tais produtos e contribui para que predomine na região a agricultura de subsistência. A pecuária, quando produzida em grandes áreas ao longo da rodovia BR 490, torna-se economicamente viável, sendo este produto comercializado em centros como Tucuruí e Belém.

A forma de ocupação leva a uma intensa derrubada da floresta amazônica, muitas vezes de maneira desorganizada. As principais formas de exploração são: derrubada geral da mata com queimada e exploração seletiva de árvores dentro da mata. A primeira leva a uma grande modi-

ficação ambiental, cujas consequências ainda não foram avaliadas.

### 3.2 - MATERIAL

#### 3.2.1 - MATERIAL CARTOGRÁFICO

Foram utilizadas seis cartas topográficas da Divisão de Serviço Geográfico do Exército, na escala de 1:250.000, que abrangem especificamente as seguintes coordenadas geográficas: 3° 00' a 6° 00' de latitude sul e 48° 00' a 51° 00' de longitude oeste. Estas coordenadas correspondem a uma área que envolve as sub-bacias hidrográficas que drenam para o reservatório. E na escala de 1:100.000 foram utilizadas duas cartas que abrangem as duas áreas testes selecionadas. As cartas utilizadas estão relacionadas a seguir (Tabela 3.2).

TABELA 3.2 - RELAÇÃO DAS CARTAS TOPOGRÁFICAS UTILIZADAS

Folha	Índice de nomenclatura	Escala	Mir*
Tucuruí	SA.22-Z-C	1:250.000	122
Goianésia	SA.22-Z-D	1:250.000	123
Repartimento	SB.22-X-A	1:250.000	146
Rondon do Pará	SB.22-X-B	1:250.000	147
Serra Pelada	SB.22-X-C	1:250.000	171
Marabá	SB.22-X-D	1:250.000	172
Repartimento	SB.22-X-A-III	1:100.000	729
Rio Bacurí	SB.22-X-A-VI	1:100.000	799

\* Mapa índice de referência.

### 3.2.2 - MATERIAL DE SENSORIAMENTO REMOTO

Utilizaram-se imagens MSS (22/06/79) e TM (28/07/87) coloridas, em falsa cor, em papel, na escala de 1:500.000.

Utilizaram-se também imagens Thematic Mapper - TM - (bandas 1, 2, 3, 4 e 5) gravadas em Fitas Compatíveis com o Computador (CCT - Computer Compatible Tapes), para as seguintes datas: 22 de junho de 1986, 27 de julho de 1987 e 16 de julho de 1989.

O tratamento digital de imagens foi efetuado com o "software" do Sistema de Tratamento de Imagens (SITIM) e do Sistema de Informações Geográficas (SGI) (Engespaço, 1989, 1990).

### 3.2.3. - MATERIAL DE CAMPO

O apoio logístico fornecido pela Centrais Elétricas do Norte (ELETRONORTE) consistiu no uso dos materiais relacionados a seguir: veículos, barcos, galões para amostras de água e equipamento para a coleta de amostras de solos. Para a análise das amostras de água e solo, foram utilizados os laboratórios de limnologia do Centro de Proteção Ambiental (CPA) e do laboratório de solos e concretos, localizados na vila permanente da UHE-Tucuruí.

Para a determinação dos totais de sólidos em suspensão, foram utilizados filtros AP2004700, com 45 microns de diâmetro dos poros. As amostras de água foram colhidas em superfície e logo após a coleta de todas as estações, o material foi levado ao laboratório e deu-se início ao procedimento de análise.

A quantidade de material em suspensão na água em  $\text{mg.l}^{-1}$  foi obtida pela diferença de peso dos filtros totalmente secos antes e após a filtração (método gravimétrico).

### 3.3 - METODOLOGIA

Com a finalidade de testar a hipótese de que a atividade antrópica e/ou as condições naturais no "entorno" do reservatório da UHE-Tucuruí alteram as condições de concentração de sólidos na água, bem como verificar se é possível monitorar este fenômeno por satélite, as atividades realizadas foram: 1) formulação de hipótese; 2) identificação de duas sub-bacias mais indicadas ao teste das hipóteses; 3) tratamento digital em imagens, de diferentes datas, do sensor Thematic Mapper do satélite de recursos naturais Landsat-5; 4) identificação do potencial relativo à erosão de cada sub-bacia, através do Sistema de Informações Geográficas; 5) obtenção de informações em campo; 6) análise das estruturas de correlação entre variáveis do ambiente terrestre e aquático, através de técnicas estatísticas, 7) análise, discussões e conclusões.

O fluxograma (Figura 3.5) apresenta as fases metodológicas adotadas neste trabalho.

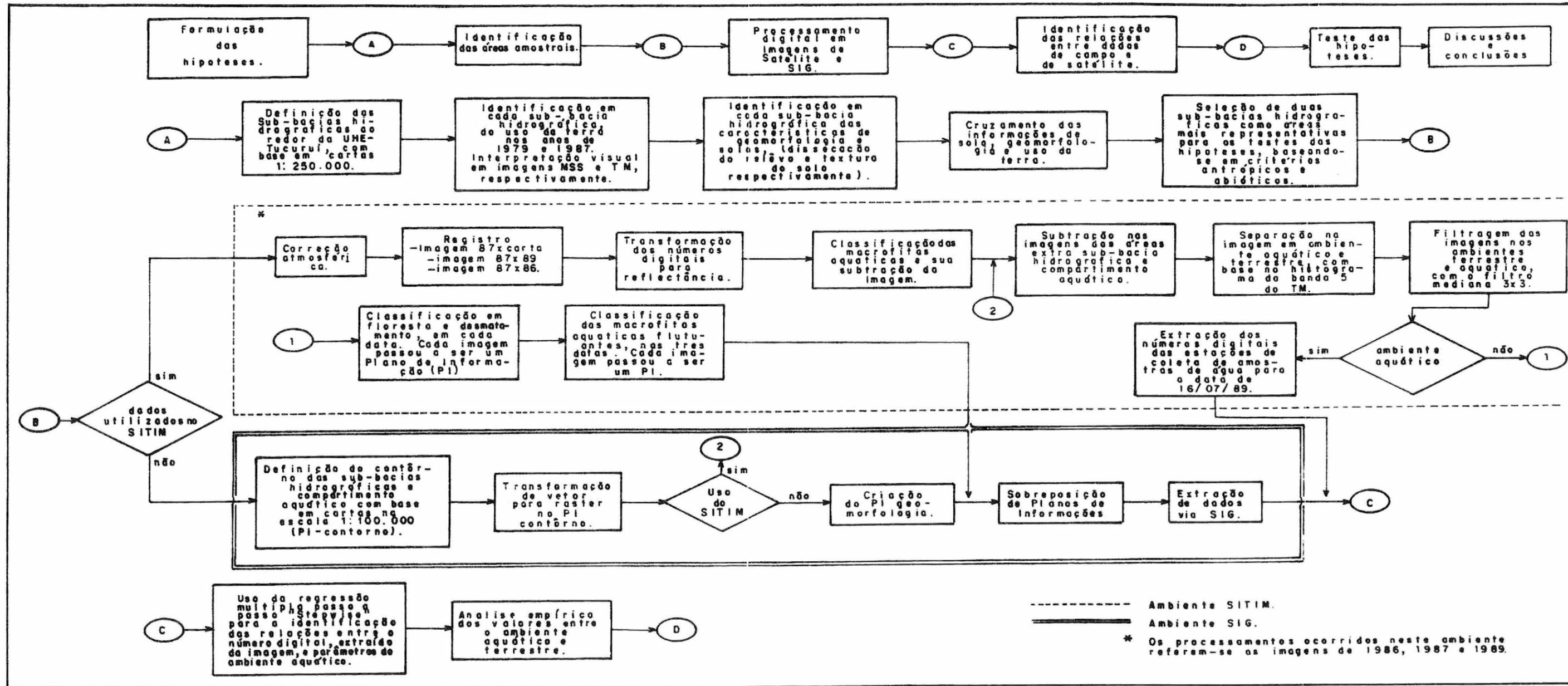


Fig. 3.5 - Fluxograma da metodologia adotada.

### 3.3.1 - SELEÇÃO DE ÁREAS AMOSTRAIS

Para tornar viável o teste das hipóteses com dados extraídos do computador, a metodologia ficou dividida em duas etapas em termos de área de trabalho. A primeira consistiu na identificação de duas sub-bacias hidrográficas mais representativas na região ao redor do reservatório da UHE-Tucuruí. Nessa etapa realizou-se a interpretação visual em imagens na escala de 1:500.000 em duas datas. A segunda etapa consistiu na obtenção de dados das duas áreas selecionadas através do computador. Estas etapas foram necessárias uma vez que, no período do desenvolvimento deste trabalho, o "hardware" disponível não permitia o uso em grandes áreas, devido à impossibilidade de armazenar grandes imagens.

Na seleção e caracterização das áreas amostrais com potenciais diferenciados de impacto sobre as propriedades do reservatório, utilizou-se a Equação Universal de Perdas de Solo (Equação 2.1) como base para a identificação de fatores antrópicos e abióticos que regulam a produção de sólidos numa vertente.

Numa análise preliminar verificou-se que não foi possível utilizar alguns fatores da Equação 2.1 para a região e para o estudo proposto. Por este motivo, esta equação foi analisada e adaptada conforme sugestões de Hession e Shanholtz (1988) e Sivertun et al. (1988). A equação possui fatores ligados tanto as atividades do homem quanto às condições naturais. Para que fosse possível testar as hipóteses, estes fatores foram analisados separadamente. Porém, devido às condições específicas encontradas no trabalho, esta equação ficou resumida ao fator uso da terra, que se denominou parâmetro antrópico, e aos fatores erodibilidade, representado pela textura do solo, e comprimento e declividade das vertentes, que integram os fatores

L e S, representados por um único fator: dissecação do relevo. Estes dois fatores, textura do solo e dissecação do relevo, passaram a representar o que se denominou parâmetro abiótico.

Os fatores precipitação pluviométrica "R" e práticas conservacionistas "PC" da EUPS não foram considerados. Quanto à precipitação pluviométrica, não existe uma rede de pluviômetros suficientemente completa para identificar variações nas precipitações dentro da área de estudo. Entretanto, foi verificado, conforme mapas de precipitação da região, que não há diferença marcante quanto à precipitação na região de estudo. Com isto o fator "R" foi considerado igual e constante para toda a área de estudo, conforme Hession e Shanholtz (1988). O fator prática conservacionista também foi considerado constante.

A identificação de áreas mais representativas para o teste das hipóteses limitou-se à região em torno do lago de Tucuruí, a qual foi dividida em diversas sub-bacias hidrográficas que atingem o lago, avaliando-se em cada uma delas parâmetros abióticos e antrópicos. As sub-bacias foram definidas através da análise da rede de drenagem e de curvas de nível em cartas planialtimétricas na escala de 1:250.000.

Procurou-se delimitar as sub-bacias de modo a não ocorrer mais de uma sub-bacia que drena para um mesmo compartimento aquático do reservatório evitando que sólidos originados em sub-bacias diferentes alterassem as propriedades ambientais de um dado compartimento do reservatório.

As informações de textura dos solos e grau de dissecação do relevo foram extraídas de mapas de solos e geomorfológicos (ELETRONORTE/ENGEVIX/THEMAG, 1987), respectivamente. As informações de uso da terra foram obtidas

através de interpretação visual em imagens de satélite da série Landsat para os anos de 1979 e 1987.

A quantificação e qualificação das bacias em termos foram realizadas de acordo com os fatores: geomorfologia, textura do solo e uso da terra.

O fator geomorfologia foi avaliado a partir da análise de mapas de dissecação do relevo, na escala de 1:250.000 (ELETRONORTE/ENGEVIX/THEMAG, 1987), utilizando os seguintes procedimentos:

a) Determinação da área total de cada sub-bacia hidrográfica.

b) Determinação da área de ocorrência de cada classe de dissecação dentro da área da sub-bacia.

c) Transformação da área de cada classe de dissecação em valores relativos.

d) Atribuição de pesos para cada classe de dissecação. Adotam-se os pesos da Tabela 3.3, que foram definidos admitindo que uma área com dissecação forte tende a ser mais susceptível à erosão do que uma área com dissecação fraca. Estes pesos foram definidos empiricamente, com base em autores tais como Bertoni e Lombardi Neto (1985), Onstand et al. (1977), Cordeiro e Soares (1977), William e Bernott (1977), Meier (1977), Penteado (1978), Alexander (1980), Chistofolletti (1974) e Brasil (1983a), que também utilizaram as formas de relevo como um fator para identificar quanto à susceptibilidade à erosão do solo.

TABELA 3.3 - PONDERAÇÃO DO EFEITO DA DISSECAÇÃO SOBRE O POTENCIAL EROSIVO DA BACIA HIDROGRÁFICA

Classe de dissecação	Peso
Forte	1,00
Média	0,75
Fraca	0,50
Muito fraca	0,25

e) Multiplicação da área relativa de cada classe de dissecação, em cada sub-bacia, pelo seu respectivo peso, obtida pela razão da área absoluta de incidência da classe de dissecação " $i$ " pela área total da sub-bacia hidrográfica.

f) Soma dos valores de cada classe para obter o peso do fator geomorfologia em cada sub-bacia, conforme a Equação 3.1.

$$FG = A_r D_i \cdot P_i, \quad (3.1)$$

onde:

FG = fator geomorfologia;

$A_r D_i$  = área relativa da classe de dissecação " $i$ ";

$P_i$  = peso relativo à susceptibilidade à erosão da classe de dissecação " $i$ ";  $i=1, \dots, n$ .

O fator solo foi avaliado a partir de dados extraídos do mapa de solos na escala de 1:250.000 (ELETRONORTE/ENGEVIX/THEMAG, 1987), conforme os procedimen-

tos descritos a seguir:

- a) determinação da área de ocorrência de cada tipo textural por sub-bacia;
- b) transformação desta área em valores relativos; e
- c) atribuição de peso a cada classe de textura, conforme a Tabela 3.4.

TABELA 3.4 - PONDERAÇÃO DO EFEITO DA TEXTURA DOS SOLOS  
SOBRE O POTENCIAL EROSIVO DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA

Classe de textura	Peso
arenosa	1,00
média	0,67
argilosa	0,33

Os pesos adotados para o fator solo também são empíricos. Poucos autores sugerem valores específicos para uma ou outra classe de solo; entretanto, Sivertun et al. (1988) utilizaram os pesos 0,45 para solo com textura arenosa, 0,38 para solo siltoso e 0,33 para solo com textura argilosa. Embora Sivertun et al. (1988) tenham utilizado estes valores aplicados à Equação Universal de Perdas de Solos, no presente trabalho utilizaram-se os valores da Tabela 3.4, uma vez que, no período em que esta etapa foi desenvolvida, não estava disponível a publicação de Sivertun et al. (1988).

- d) multiplicação da incidência da área de cada classe de textura de solo pelo seu respectivo peso.

e) soma dos resultados, obtendo-se a parcela de contribuição do fator solo, conforme a Equação 3.2.

$$FS = A_r T_i P_i, \quad (3.2)$$

onde:

FS = fator solo;

$A_r T_i$  = área relativa da classe de dissecação " $i$ "; e

$P_i$  = peso relativo à susceptibilidade à erosão da classe de textura " $i$ ",  $i = 1, \dots, n$ .

O peso total dos fatores abióticos em cada sub-bacia foi obtido pela média aritmética entre o efeito do solo e do relevo.

O fator uso da terra foi levantado nesta fase a partir da interpretação visual de imagens, que foi realizada na imagem do sensor "Thematic Mapper" (TM) de 27 de julho de 1987 e na imagem do sensor "Multispectral Scanner" (MSS) de 16 de junho de 1979. Ambas as imagens estão na escala de 1:500.000.

A quantificação do parâmetro antrópico foi obtida através do cálculo da área total desmatada por sub-bacia e da taxa de desmatamento, ocorrida entre 1979 e 1987. Esta avaliação foi realizada conforme as etapas:

a) Avaliação da área desmatada entre 1979 e 1987 em cada sub-bacia.

b) Identificação da taxa de desmatamento neste intervalo de tempo por sub-bacia.

c) Obtenção do produto entre a taxa de desmatamento e a área relativa de cada sub-bacia (Equação 3.3), isto é, a área relativa que cada sub-bacia ocupa entre o total de sub-bacias estudadas. Este procedimento foi necessário para evitar que uma sub-bacia pequena, com taxa muito elevada, predominasse sobre outras sub-bacias.

A equação a seguir representa o fator uso da terra:

$$FU = \frac{(A_{d2} - A_{d1}) \cdot A_{sB_i} \cdot 100}{A_{d2} \cdot A_{tsb}}, \quad (3.3)$$

onde:

FU = fator uso;

$A_{d1}$  = área desmatada na data 1;

$A_{d2}$  = área desmatada na data 2;

$A_{sB_i}$  = área da sub-bacia hidrográfica " $i$ ";

$A_{tsb}$  = área total das sub-bacias hidrográficas avaliadas.

Desta forma obteve-se a parcela de contribuição do parâmetro antrópico por sub-bacia.

A ponderação da taxa de desmatamento pela área da sub-bacia tornou-se necessária devido à possibilidade de ocorrer uma pequena sub-bacia com alta taxa de desmatamento, o que na realidade promove menor contribuição de sólidos do que uma grande sub-bacia com menor taxa de desmatamento.

Com base no valor do fator geomorfologia, fator solo e fator antrópico, pode-se fazer com que as bacias hidrográficas em termos do potencial natural e antrópico produzam sólidos para o reservatório. O intervalo total de variação dos fatores abiótico (média aritmética dos dois fatores) e antrópico foi determinado dividindo as bacias em três categorias quanto ao potencial de fornecimento de sólidos ao reservatório: alta, média e baixa.

A seleção das sub-bacias consistiu na análise dos resultados dos três parâmetros levantados neste trabalho. Através destes resultados, foi possível selecionar as sub-bacias mais adequadas, quanto aos critérios adotados, para a realização dos testes de hipóteses. As sub-bacias selecionadas foram as que apresentaram maior potencial tanto para o parâmetro abiótico quanto para o antrópico.

Na seleção final das sub-bacias hidrográficas de estudo, também foram levados em conta os seguintes aspectos: 1) custo de aquisição de imagens; 2) tempo computacional para o processamento das imagens; e 3) acesso à área de estudo.

### 3.3.2. - ATIVIDADES DE CAMPO

Utilizou-se, na medida do possível, o planejamento definido em laboratório, tomando por base a imagem de 1987, cartas topográficas da DSG, mapa de solo e mapa geomorfológico da região. Com base nestas fontes, definiram-se locais e procedimentos necessários para a caracterização das duas áreas amostrais. Definiram-se locais de amostragem de forma que todas as classes de dissecação do relevo possuíssem pontos amostrais e também que todos estes pontos ficassem espacialmente bem distribuídos.

No ambiente terrestre, realizou-se a comparação das áreas desmatadas com o resultado da classificação dos desmatamentos em imagens TM/Landsat. Compararam-se os dados de geomorfologia verificados em campo com o mapa utilizado, através de dados registrados em fichas de campo (Apendice A). Realizou-se a identificação das texturas do solo nos pontos de amostragem, o que consistiu na extração de amostras de solos da subsuperfície (horizonte A), análise da textura do solo em laboratório de solo e concreto da ELETRONORTE. Assim, foi possível a comparação das texturas dos solos de cada sub-bacia.

No ambiente aquático, a atividade constou de coleta de água em 15 estações no compartimento aquático do rio Pucuruizinho. Imediatamente após a coleta, as amostras de água foram transportadas ao laboratório de Limnologia do Centro de Proteção Ambiental da ELETRONORTE em Tucuruí e deu-se início ao procedimento de análise laboratorial (Goltermam et al., 1978). A distribuição espacial das estações limnológicas baseou-se no resultado de uma classificação digital deste ambiente, em imagens de 1987. Procurou-se, na medida do possível, distribuir as estações de tal forma que todas as classes de água possuíssem pelo menos uma estação de coleta. Esta atividade de campo foi realizada com passagem simultânea do satélite Landsat-5 em 16 de julho de 1989.

Devido à impossibilidade de coleta de água em locais que permitissem a comparação com dados do satélite, no compartimento do rio Lontra, foram coletadas apenas 9 amostras de água, localizadas na parte inicial do compartimento. Este dados permitiram a comparação com os dados do outro compartimento.

### 3.3.3 - PROCESSAMENTO DIGITAL DAS IMAGENS

A fase de processamento digital, etapa desenvolvida nas áreas selecionadas, teve como objetivo gerar informações temáticas sobre os ecossistemas terrestre e aquático, as quais representam diferentes planos de informações que foram integrados a dados provenientes de outras fontes, tais como: mapas, informações de laboratório e de campo (solos e água), além das oriundas do satélite.

O processamento digital no Sistema de Tratamento de Imagens (SITIM) seguiu as seguintes etapas: 1) registro de imagens; 2) correção atmosférica através do método Chavez (1988); 3) transformação dos dados digitais em Refletância Aparente; 4) identificação dos ambientes terrestre e aquático; 5) filtragem; e 6) classificação.

#### 3.3.3.1. - REGISTRO

O registro adotado nesta pesquisa utilizou o seguinte procedimento: a) registro da imagem de 27/07/87 com a carta topográfica; b) registro das imagens de 22/06/86, 16/07/89 e 01/08/89 com a imagem de 27/07/87. O sistema referencial adotado no presente trabalho, para a imagem de 27/07/87, foi o da Projeção Universal Transversa de Mercator.

#### 3.3.3.2. - CORREÇÃO ATMOSFÉRICA

O método de correção atmosférica adotado é o de Chavez (1988), conforme visto no Capítulo 2. Este procedimento foi utilizado em todas as imagens trabalhadas, mesmo que, como no caso das imagens de 1987 e 1986, não se tenham extraído números digitais para identificar correlações espectrais com alvos terrestres.

### 3.3.3.3 - TRANSFORMAÇÃO DOS NÚMEROS DIGITAIS EM REFLECTÂNCIA APARENTE

Em trabalhos onde se procura reconhecer as relações entre o comportamento espectral do alvo e o nível digital na imagem, é importante trabalhar com valores de reflectância, porque é a grandeza física correlacionada mais com o alvo do que com os números digitais sem esta transformação (Epiphanyo e Formaggio, 1988).

Para tornar a configuração do comportamento espectral da imagem a mais próxima possível à da verdade terrestre, os números digitais da imagem foram transformados para reflectância aparente. Para a transformação dos valores digitais de toda a imagem em valores de reflectância aparente, foram utilizadas as equações propostas por Markham e Barker (1986) (Equações 3.4 e 3.5), transpostas para o SITIM através do programa "reflete".

$$L_{\lambda} = L_{MIN\lambda} + \left( \frac{L_{MAX\lambda} - L_{MIN\lambda}}{QCALMAX} \right) QCAL \quad (3.4)$$

onde:

QCAL = radiância escalar calibrada e quantizada, em unidades de Número Digital (ND);

L<sub>MINλ</sub> = radiância espectral para QCAL=0;

L<sub>MAXλ</sub> = radiância espectral para QCAL=QCALMAX;

QCALMAX = intervalo para radiância rescalada em ND;

L<sub>λ</sub> = radiância espectral.

$$\rho_P = \frac{\pi \cdot L_\lambda \cdot d^2}{ESUN_\lambda \cdot \cos \theta_s} \quad (3.5)$$

onde:

$\rho_P$  = reflectância planetária efetiva ao nível do satélite;

$L_\lambda$  = radiância espectral na abertura do sensor em  $mWcm^{-2}ster^{-1}um^{-1}$ , extraído da Equação 3.4;

$d^2$  = distância Terra-Sol na data da passagem do satélite, em unidades astronômicas;

$ESUN_\lambda$  = irradiância solar média no topo da atmosfera para cada banda em  $mWcm^{-2}um^{-1}$  (Markham e Barker, 1986);

$\theta_s$  = ângulo zenital solar em graus.

#### 3.3.3.4 - IDENTIFICAÇÃO DOS AMBIENTES TERRESTRE E AQUÁTICO

Alguns processamentos adotados nos ambientes terrestre e aquático são distintos; por isso, foi necessário separar estes dois ambientes nas imagens utilizadas.

Este procedimento tornou-se possível pelo fato de o comportamento espectral da água e da terra ser distinto. Com base no histograma da imagem na banda 5 do sensor Thematic Mapper (TM) do satélite Landsat, foram identificados os números digitais que representavam o contorno definido pelo limite terra e água do reservatório. A banda TM-4 foi rejeitada por apresentar certa confusão na classificação em regiões limites entre os dois ambientes, confusão esta provavelmente com origem na reflectância

existente na faixa espectral da banda TM-4. Em locais onde a água possui alta concentração de sólidos em suspensão e macrófitas aquáticas ocorre maior reflectância do que na banda TM-5.

Uma vez identificado o número digital correspondente ao limite dos dois ambientes, a água, na imagem, foi classificada e através do programa de subtração de imagens eliminou-se o ambiente terrestre. Isto tornou possível arquivar uma imagem que continha somente informações sobre a água e outra que continha o ambiente terrestre.

#### 3.3.3.5 - FILTRAGEM DAS IMAGENS

Para melhorar a classificação dos temas floresta e desmatamento, foi utilizado nas imagens o filtro mediana "recursivo" (Godoy Junior e Novo, 1989). Este procedimento diminuiu a variância da imagem e permitiu que, através de fatiamento dos níveis de cinza se pudesse obter boa discriminação entre florestas e desmatamentos.

A seleção do filtro mais adequado foi empírica. O filtro selecionado foi obtido através do resultado visual de vários filtros, sendo o filtro selecionado de tamanho 3x3 e com valores que entraram para efeito de filtragem obedecendo ao formato da letra "H". O filtro selecionado foi o que gerou uma imagem degradada, que após a classificação discriminou melhor os temas floresta e desmatamento.

Para classificar as diferentes características óticas da água, utilizou-se também o filtro mediana "recursivo" (Godoy Junior e Novo, 1989). Através de uma análise visual do resultado promovido pelo uso deste filtro, pôde se constatar que ocorreu uma diminuição do problema das faixas de ruído, o que possibilitou uma discrimi-

nação visual dos diferentes níveis de cinza nas bandas TM-1, TM-2 e TM-3 do Landsat.

A seleção do filtro a ser utilizado foi empírica e o escolhido foi o que discriminou melhor as diferentes classes homogêneas de água, sendo o filtro selecionado de tamanho 5x5, em formato de "H".

### 3.3.3.6 - CLASSIFICAÇÃO EM FLORESTA E ÁREA DESMATADA

Foram identificadas áreas desmatadas em cada uma das datas utilizadas. Para otimizar o uso do computador, utilizou-se a classificação por fatiamento de nível de cinza, que utiliza somente uma banda para classificar, identificou-se os temas: ambiente terrestre e aquático. A banda TM-5 foi a utilizada nesta etapa.

Neste trabalho evitou-se, sempre que possível, usar classificadores mais complexos para diminuir os custos relativos ao tempo computacional. Uma vez que este trabalho utiliza imagens de satélite em três passagens e em dois módulos, com área total de 1.176 km<sup>2</sup> e 3.927.804 "pixels" a serem tratados, torna-se oneroso o uso prolongado do computador. Por este motivo o classificador por máxima verossimilhança (MAXVER), que obtém informações estatísticas, foi utilizado somente em situações de necessidade para otimizar os resultados. Esta medida foi necessária porque na época em que foi realizado este processamento os classificadores complexos eram muito lentos.

Esta classificação foi realizada para as imagens das três datas de estudo e cada uma passou a ser um Plano de Informação (PI) no Sistema Geográfico de Informações (SGI).

### 3.3.3.7 - CLASSIFICAÇÃO DE MASSAS D'ÁGUA ÓTICAMENTE DISTINTAS E DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS FLUTUANTES

Para auxílio de campo, foram identificadas na imagem de 1987 áreas que possuíssem as mesmas características óticas. A imagem classificada permitiu a localização das estações limnológicas, de forma a cobrir todas as diferentes classes de água identificadas.

O classificador utilizado foi o de máxima verossimilhança (MAXVER), aplicado às bandas TM1, TM2 e TM3.

A identificação das macrófitas aquáticas flutuantes consistiu no uso do procedimento descrito por Abdon e Meyer (1990). A técnica consiste no fatiamento da imagem índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI), gerada a partir de dados digitais das bandas 3 e 4 do Landsat/TM. Tendo a imagem NDVI classificada através do algoritmo por fatiamento de nível de cinza, com as áreas de ocorrência de macrófitas aquáticas, usa-se o classificador MAXVER, nas bandas espectrais TM3, TM4 e TM5 para quantificar as áreas com macrófitas aquáticas.

Uma vez identificada a ocorrência de macrófitas, transferiu-se esta classe para o SGI, que passou a ser um PI, e avaliou-se a área de ocorrência de macrófitas aquáticas flutuantes em cada ano estudado.

### 3.3.4. - PROCESSAMENTO COMPUTACIONAL NO SGI

Como os módulos de estudo foram definidos por sub-bacias hidrográficas, foi necessário adotar um procedimento que tornasse cada PI oriundo de imagens de satélite correspondente somente à respectiva sub-bacia. Esta situação surgiu pelo fato de que em imagens são definidos limites quadrangulares, que na maioria dos casos não são coin-

cidentes com limites de sub-bacias hidrográficas. Por este motivo, trabalhou-se no SITIM, imagens que envolvem as sub-bacias. Após classificadas, as imagens foram transpostas para o SGI e passaram assim a ser PIs com informações somente das sub-bacias.

Entretanto, para obter imagens com "pixels" significativos somente sobre a área de trabalho desejado, foram realizadas as etapas descritas na Tabela 3.5.

As operações a seguir foram realizadas em todas as imagens, tanto para o ambiente terrestre como para o ambiente aquático.

TABELA 3.5 - ATIVIDADES PARA IDENTIFICAÇÃO DAS SUB-BACIAS NAS IMAGENS TM

Entrada	atividade	saída
limites das sub-bacias via mesa digitalizadora	transformação para raster	PI sub-bacias
PI sub-bacias e imagens TM	subtração da área complementar às sub-bacias (realizado no ambiente (SITIM))	imagens que contém somente as sub-bacias representadas de novos PIs.

Através dos recursos disponíveis no SIG foram introduzidas informações sobre a geomorfologia, o que tornou possível sua integração aos dados de Sensoriamento Remoto. A entrada de informações de solos não foi necessária devido ao fato de ambos os módulos de estudo possuírem o

mesmo tipo textural, segundo o mapa de referência.

A metodologia empregada neste trabalho utilizou somente o formato raster; portanto, foi necessário converter informações vetoriais do mapa geomorfológico para raster. Assim, foi possível ponderar o PI uso da terra com o PI geomorfologia.

A detecção de mudanças no uso da terra em cada módulo de estudo foi feita através dos métodos, imagem diferença e pós-classificação, descritos no Capítulo 2. Após a obtenção da imagem que tem como área útil somente a sub-bacia classificada com os temas floresta e desmatamento, introduziu-se esta imagem no SGI, a qual passou a ser um PI do tipo imagem classificada. Com as imagens das diferentes datas, cada uma representada por um PI, efetuou-se a sobreposição de PIs utilizando a operação lógica do tipo "e" (intersecção), obedecendo ao seguinte critério: classe "floresta" na imagem da data 1 e classe "desmatamento" na imagem da data 2, obtendo assim a imagem diferença entre as datas utilizadas. Essa imagem diferença apresenta somente as áreas que deixaram de ser florestas no período analisado.

Através do programa "sobrepôr" instalado no SGI, foi possível a utilização da equação universal de perdas de solo (EUPS). Esta operação exige que todos os planos de informações estejam em formato raster. O PI resultante representa a integração das classes utilizadas dos diversos fatores da equação citada.

Neste caso, foi sobreposto o PI geomorfologia, que contém os níveis de dissecação do relevo, ao PI uso da terra, que contém as áreas de desmatamento em cada módulo de estudo. A combinação das duas classes de dissecação com as duas classes de uso da terra gerou um terceiro

PI, que contém quatro classes.

Em relação ao uso da terra, adotou-se a proporção de 1:100 entre as áreas cobertas por florestas e solo desnudos como a relação de possibilidade de erosão entre estes dois usos (Strahler e Strahler, 1973; Bertoni e Lombardi Neto, 1985).

Com relação ao fator geomorfologia adotado neste trabalho, também existem poucas referências quanto ao peso específico a ser atribuído a cada classe de dissecação. Na tentativa de chegar a um valor próximo da realidade, isto é, um peso realmente proporcional ao potencial erosivo de uma determinada dissecação, adaptaram-se os valores definidos por Bertoni e Lombardi Neto (1985) e Dechen et al. (1981, citado por Resende e Almeida, 1985). Estes autores avaliaram a perda de solo em situações de declividade que varia de 1 a 20% e de comprimento de rampa que varia de 5 a 100 metros. A adaptação consiste na divisão destes valores em cinco classes, cujas combinações, ou seja, declividade e comprimento da vertente, representam o nível de dissecação do relevo. Deste modo, dissecação muito fraca é aquela que possui um declive de até 2% e comprimento de vertente de até 10 metros; dissecação muito forte é aquela que ultrapassa o declive de 16% e o comprimento de vertente de 60 metros. Assim, obtiveram-se os seguintes pesos, que foram utilizados: 0,09 para relevo com dissecação muito fraca; 0,62 para dissecação fraca; 1,52 para dissecação média; 2,76 para dissecação forte; e 6,14 para dissecação muito forte. O uso de maiores pesos para representar os fatores LS da EUPS como forma de identificar locais de maior possibilidade de perdas de solo foi utilizado por Hession e Shanholtz (1988).

O potencial de fornecimento de TSS para o reservatório de cada sub-bacia amostral foi determinado através do somatório do produto da área de cada classe pelo peso de cada fator. A Equação 3.5 apresenta esta relação.

$$PFS = 1,52.agf+2,76.agm+100.ad+af, \quad (3.5)$$

onde:

PFS = potencial de fornecimento de sólidos ao reservatório;

agf = área com geomorfologia fraca na subbacia vezes o peso correspondente à classe, que no caso é 1,52;

agm = área com geomorfologia média vezes seu peso (2,76);

ad = área desmatada vezes o seu peso (100);

af = área de floresta.

Através da saída do SGI, podem-se obter os valores para preencher esta equação.

### 3.3.5 - NÚMERO DIGITAL X TSS

O objetivo foi verificar a possibilidade de identificação dos totais de sólidos em suspensão (TSS) na água através dos dados do satélite Landsat-5. Para isto utilizaram-se técnica de correlação e regressão múltipla "stepwise" entre os dados de campo e os níveis digitais do satélite.

Para identificar as correlações significativas, utilizou-se a Equação 3.6.

$$t = \frac{\sqrt{r^2 n - 2}}{\sqrt{1 - r^2}}, \quad (3.6)$$

onde:

$r$  = coeficiente amostral de correlação;

$n$  = número de pares de valores de dados.

Com base em um teste unilateral pela distribuição de Student ao nível de 0,05%, aceita-se a hipótese  $H_0$  de que o coeficiente de correlação é igual a zero, se "t" calculado for menor que "t"<sub>0,95</sub> tabelado para n-2 graus de liberdade.

Através deste procedimento, verificaram-se quais bandas espectrais e seus respectivos coeficientes proporcionaram a identificação dos totais de sólidos em suspensão, para os casos em que houve correlação significativa entre estas variáveis.

Utilizaram-se as bandas espectrais de 1 a 4 do TM como variáveis independentes e o TSS como variável dependente. Um conhecimento mais detalhado sobre o método regressão múltipla "stepwise" pode ser encontrado em Elian (1988) e Covre (1989).



## CAPÍTULO 4

### RESULTADOS

#### 4.1 - SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS SELECIONADAS

A Tabela 4.1 apresenta oito sub-bacias que drenam para o reservatório de Tucuruí, as quais apresentam características representativas de sua região de impacto. Pode-se observar que todas as sub-bacias estudadas estão localizadas na margem esquerda do reservatório, porque a assimetria da bacia do Tocantins nessa região faz com que a área de captação na margem direita seja desprezível quando comparada à área de captação na margem esquerda. As bacias de captação da margem esquerda, portanto, possuem um potencial de impacto muito maior sobre as propriedades da água. Informações de campo também indicam diferenças entre a margem esquerda e a direita quanto à presença de macrófitas aquáticas.

Algumas condições favoráveis podem explicar a predominância de macrófitas aquáticas flutuantes na margem esquerda: 1) o vento predominante transportaria as macrófitas para a margem esquerda (Abdon e Meyer, 1990); 2) as áreas das sub-bacias da margem direita são pequenas e, conseqüentemente, o aporte de nutrientes a estes compartimentos é menor, o que diminui a possibilidade de proliferação destes vegetais; 3) o padrão dendrítico da drenagem inundada pelo lago cria condições de abrigo às macrófitas aquáticas e restringe a circulação da água; 4) maior distância do eixo do reservatório; e 5) maior período de residência da água nos compartimentos desta margem.

Por isto, neste trabalho adotou-se a hipótese de que as sub-bacias da margem esquerda possuem maior impacto sobre o reservatório. Assim sendo, a seleção das sub-

bacias amostrais limitou-se ao conjunto de sub-bacias da margem esquerda.

A Figura 4.1 apresenta a localização das sub-bacias (11 e 15) na região em torno do reservatório da UHE-Tucuruí, que foram selecionadas com base nos resultados expressos na Tabela 4.1.

A análise dos dados da Tabela 4.1 permitiu identificar as bacias 15 (rio Pucuruizinho) e 11 (rio Lontra) como as mais adequadas ao teste das hipóteses deste estudo (Figura 4.1). As sub-bacias são bastante distintas quanto: a) à área: a área da sub-bacia 15 é 1,86 vezes menor do que a 11; b) à forma: a sub-bacia 15 é menos alongada do que a 11; c) aos parâmetros abióticos: o fator abiótico da sub-bacia 15 é 1,3 vezes menor que o da sub-bacia 11; d) ao parâmetro antrópico: o potencial antrópico da sub-bacia 15 é 4,75 vezes maior que o da sub-bacia 11.

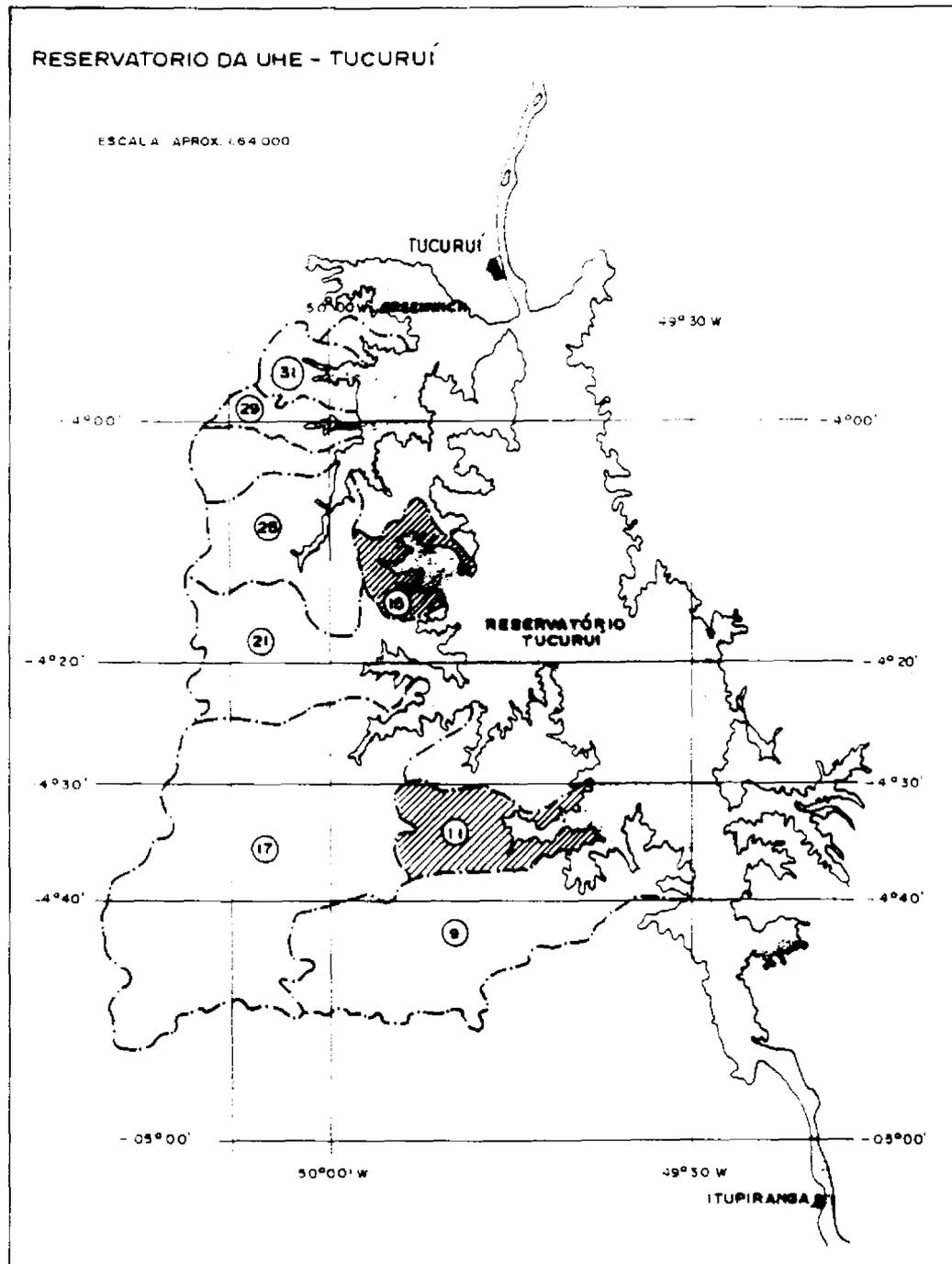


Fig. 4.1 - Localização das sub-bacias hidrográficas avaliadas no "entorno" do reservatório da UHE-Tucuruí.



Com tais diferenças entre as duas sub-bacias, pode-se supor que, se o parâmetro antrópico for decisivo a bacia do Pucuruí tenderá a produzir maior impacto sobre o compartimento aquático. Por outro lado, se o parâmetro abiótico for o de maior controle, a sub-bacia hidrográfica do rio Lontra estará sujeita a maior impacto.

Duas sub-bacias com potencial distinto, submetidas ao mesmo regime pluviométrico (chuvas no verão e seca de inverno), tenderão a ter impactos diferentes sobre as propriedades da água. A Tabela 4.2 apresenta dados de precipitação no mês de julho de 1989, que indicaram baixos índices pluviométricos de inverno.

TABELA 4.2 - PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA

Estação da Vila Residencial		Estação de Novo Repartimento	
Dia	mm	Dia	mm
01	0,0	01	0,0
02	0,0	02	0,0
03	0,0	03	0,0
04	0,0	04	0,0
05	0,4	05	35,5
06	0,0	06	0,0
07	1,4	07	16,1
08	0,4	08	0,0
09	0,0	09	0,4
10	7,0	10	5,8
11	13,8	11	2,8
12	0,0	12	0,0
13	0,0	13	0,0
14	0,0	14	19,2
15	0,0	15	0,0
16	0,0	16	0,0
total	23,0		79,0

FONTE: ELETRONORTE (1989).

A precipitação ocorrida no período, do dia primeiro ao décimo sexto dias do mês de julho de 1989, foi maior na estação de Novo Repartimento (79mm), mas este valor ainda representa pequena fração do total anual de precipitação da região, que é de 2300 mm.

A questão mais importante a ser considerada quanto à precipitação é o fato de que a chuva serve de meio de transporte das partículas para o compartimento aquático da sub-bacia. Segundo estes dados, observa-se que neste período ocorreu pouca precipitação. Sob esta condição, é de esperar que o total de sólidos em suspensão seja baixo, o que pode comprometer a correlação com os dados do satélite, uma vez que valores de TSS muito baixos podem não sensibilizar o sensor.

#### 4.2 - PROCESSAMENTO COMPUTACIONAL

##### 4.2.1 - CORREÇÃO GEOMÉTRICA

A Tabela 4.3 apresenta os resultados do registro da imagem de 27 de julho de 1987, indicando o erro interno para os pontos utilizados e não utilizados no mapeamento do registro desta imagem com as cartas topográficas.

TABELA 4.3 - PRECISÃO DO REGISTRO DA IMAGEM DE 27 DE JULHO DE 1987 COM AS CARTAS TOPOGRÁFICAS

Erro interno para os pontos utilizados no mapeamento		
	Pucuruizinho	Lontra
Horizontal	0,394	0,081
Vertical	0,548	0,966
Total	0,675	0,969

A Tabela 4.4. apresenta os resultados do registro entre as imagens de 1986 e 1989, não georeferenciadas com a imagem de 1987 georeferenciada (registrada).

TABELA 4.4 - PRECISÃO DOS REGISTROS DAS IMAGENS DE 22 DE JUNHO DE 1986 E 16 DE JULHO DE 1989 TENDO COMO REFERÊNCIA A IMAGEM DE 27 DE JULHO DE 1987 REGISTRADA

Erro interno para os pontos utilizados no mapeamento				
	Imagem de 22/06/86		16/07/89	
	Pucuruizinho Lontra		Pucuruizinho Lontra	
Horizontal	0,064	0,129	0,000	0,010
Vertical	0,244	0,035	0,000	0,126
Total	0,253	0,133	0,000	0,126
Erro interno para os pontos não-utilizados no mapeamento				
Horizontal	1,451	0,647	0,688	1,081
Vertical	0,867	0,681	0,691	1,210
Total	1,690	0,940	0,975	1,623

Com base nos resultados acima, verifica-se que as distorções geométricas das imagens são pequenas, principalmente se for levada em consideração a região em estudo. Na região amazônica são poucos os dados disponíveis, para o tipo de trabalho realizado (registro) são necessárias cartas planialtimétricas com riqueza de detalhes e com boa precisão. A atualização de cartas na região amazônica, que se encontra em franca expansão, é pobre, muitas transformações espaciais ocorrem em um pequeno intervalo de tempo, o que dificulta o reconhecimento dos pontos de controle.

Os resultados foram julgados satisfatórios, pois o erro interno total para os pontos utilizados no mapeamento foi menor que um "pixel", no caso, trinta metros, mesmo no registro de imagem com carta. Devido à dificuldade

de obtenção de bons pontos de controle, foi necessário realizar o registro somente com quatro pontos de controle, os quais entraram para o cálculo do erro interno para pontos utilizados na geração da equação de mapeamento.

No registro de imagem com imagem este erro foi ainda menor. Para todos os registros realizados este erro foi menor do que 0,253, o que significa um erro de, aproximadamente oito metros, que foi aceito como bom para a região e para a finalidade deste trabalho.

Porém, o erro interno total para os pontos não-utilizados no mapeamento é um estimador mais preciso do registro. Desta forma, pode-se avaliar a precisão do registro em regiões da imagem com ausência de pontos de controle para efeito do registro. No registro de imagem x imagem, o maior erro para os pontos não utilizados ocorreu na cena da sub-bacia do Pucuruizinho, que foi de 1,69 "pixel" de precisão, o que significa um erro menor do que 50 metros.

#### 4.2.2 - CORREÇÃO ATMOSFÉRICA

Para esta correção utilizou-se o procedimento de Chavez (1988), conforme o Capítulo 3. Na presente pesquisa utilizaram-se os valores da banda 1 para a correção atmosférica. Os resultados encontrados para esta banda nas diferentes passagens do satélite estão relacionados na Tabela 4.5.

TABELA 4.5 - VALOR MÍNIMO DOS HISTOGRAMAS DA BANDA 1 DO SENSOR TM.

Data da passagem do satélite	22/06/86	27/07/87	16/07/89
Valor mínimo do histograma	50	18	14

A aplicação destes dados na Equação 2.2 tornou possível identificar os valores a serem subtraídos nas outras bandas do sensor TM (Tabela 4.6).

TABELA 4.6 - NÚMEROS DIGITAIS SUBTRAÍDOS DAS IMAGENS.

		Data da passagem do satélite		
		22/06/86	27/07/87	16/07/89
Bandas				
TM	2	16	7	6
TM	3	11	5	4
TM	4	6	3	3

O aumento do espalhamento atmosférico tende a diminuir o contraste da imagem. Na Tabela 4.5 verifica-se que existiam diferentes condições atmosféricas nas três passagens do satélite e que embora todas as datas tenham sido classificadas como tendo atmosfera muito clara, existia maior espalhamento na passagem de 1986.

Com a subtração dos valores indicados pelas Tabelas 4.5 e 4.6, teoricamente elimina-se o problema oriundo do espalhamento atmosférico, o que faz com que os números digitais fiquem mais próximos da reflectância dos alvos.

#### 4.2.3 - IDENTIFICAÇÃO DO LIMITE TERRA-ÁGUA

O limite do ambiente terrestre e aquático identificado na imagem de 1987 foi adotado como padrão para as imagens nas outras datas estudadas. A Tabela 4.7 indica os valores, Números Digitais (ND) utilizados para a separação destes ambientes, sendo utilizado a banda 5 do TM para a identificação deste limite, obtido através da classificação por fatiamento do nível digital. A banda 5 foi a que mostrou melhor desempenho nessa classificação.

TABELA 4.7 - FATIAMENTO DO NÍVEL DIGITAL PARA A DEFINIÇÃO DOS AMBIENTES TERRESTRE E AQUÁTICO NA IMAGEM DE 27/07/1987

Alvo	limite inferior	limite superior
Água	1	29
Terra	30	255

#### 4.3 - CONSIDERAÇÕES SOBRE OS PARÂMETROS ABIÓTICOS

##### 4.3.1 - SOLOS DAS ÁREAS AMOSTRAIS

Com base nos resultados de laboratório, foi identificada a textura predominante em cada um dos pontos de coleta de amostra de solo. Para a identificação do padrão predominante, utilizou-se o procedimento (Equação 4.1) proposto por Boyocus (1935, citado por Bertoni e Lombardi

Neto, 1985), que forneceu dados que foram submetidos a uma avaliação estatística.

$$K = \frac{\% \text{areia} \times \% \text{limo}}{\% \text{argila}} \quad (4.1)$$

A avaliação estatística consistiu na verificação da existência de diferença significativa entre erodibilidade dos solos das amostras das duas áreas selecionadas, utilizando os resultados da Equação 4.1 como indicador do fator erodibilidade.

A distribuição "t" de Student é indicada para testes de significância para pequenas amostras ( $n < 30$ ) (Spiegel, 1977), portanto, foi testada a hipótese de que as amostras possuem a mesma média contra a hipótese alternativa de que existe diferença significativa entre os dois grupos.

Com base em um teste bilateral ao nível de 95% de significância, rejeita-se a hipótese  $H_0$  se "t" calculado for exterior ao intervalo de "t" tabelado entre  $-t_{0,975}$  e  $t_{0,975}$  para o grau de liberdade definido por  $n_1+n_2-2$ , onde "n" representa o número de amostras para cada área de trabalho.

O "t" calculado é obtido através da Equação 4.2.

$$T = \frac{\bar{X}_1 - \bar{X}_2}{\sigma \sqrt{1/n_1 + 1/n_2}} \quad \text{onde } \sigma = \sqrt{\frac{n_1 S_1^2 + n_2 S_2^2}{n_1 + n_2 - 2}} \quad (4.2)$$

onde:

$\bar{X}_1$  = média da erodibilidade da área 1;

$\bar{X}_2$  = média da erodibilidade da área 2;

$n_1$  = tamanho da amostra da área 1;

$n_2$  = tamanho da amostra da área 2;

$S_1$  = desvio padrão da erodibilidade da área 1;

$S_2$  = desvio padrão da erodibilidade da área 2.

A Tabela 4.8 apresenta o resultado das análises de textura das amostras de solo coletadas durante o trabalho de campo, bem como o índice de erodibilidade calculado conforme Boyoucus (1935, citado por Bertoni e Lombardi Neto, 1985). Podem-se verificar ainda os valores da média e desvio padrão da erodibilidade de cada sub-bacia, extraído da Equação 4.1. Assim foi possível testar a hipótese de que as duas sub-bacias eram semelhantes quanto ao fator erodibilidade.

A aplicação da Equação 4.2 indicou um valor de "t" igual a 1,51, portanto, menor do que o valor de "t" tabelado a 95% de significância e com 18 graus de liberdade, que é de 2,10. Embora a erodibilidade média seja mais elevada na sub-bacia do Pucuruizinho a aplicação do teste de diferença entre médias (teste "t" de Student, com 95% de significância, Equação 4.2) indicou que as duas sub-bacias não apresentam diferenças significativas quanto a este fator. Com isto pode-se observar que a variação da erodibilidade dentro de cada sub-bacia é maior do que a variação entre as sub-bacias. Conseqüentemente, na integração de dados abióticos e antrópicos o fator solo também passou a ser considerado homogêneo nas duas sub-bacias amostrais.

TABELA 4.8 - PORCENTUAL DE DIFERENTES TEXTURAS DE SOLOS.

Sub-bacia hidrográfica do rio Pucuruizinho					Sub-bacia hidrográfica do rio da Lontra				
Est.	argila %	silte %	areia %	erod. %	Est.	argila %	silte %	areia %	erod. %
06	7,3	19,0	13,5	0,351	16	51,9	25,7	10,0	0,049
07	23,3	26,2	19,0	0,214	17	33,7	18,1	22,8	0,122
08	21,8	26,9	15,8	0,195	18	8,5	11,7	41,5	0,571
09	61,1	16,1	15,1	0,040	19	56,4	14,2	17,2	0,043
10	25,1	18,7	22,7	0,169	20	44,9	15,7	15,9	0,055
11	45,5	18,8	15,1	0,062	21	35,9	19,5	17,6	0,095
12	15,2	15,8	22,8	0,237	22	40,7	19,6	22,3	0,107
13	12,5	21,3	24,0	0,408	23	29,9	19,6	31,4	0,206
14	12,7	19,6	33,6	0,518	24	45,2	12,5	20,9	0,058
15	31,1	28,5	21,1	0,293	25	37,3	13,3	25,1	0,089
Média				0,248					0,139
Desvio padrão				0,148					0,159

Obs.: Est. = Estação; erod. = erodibilidade. As parcelas de areia média, areia grossa e pedregulho complementam os 100% de cada amostra.

#### 4.3.2 - GEOMORFOLOGIA DAS ÁREAS AMOSTRAIS

A análise das feições geomorfológicas, em campo, em 10 amostras no terreno, em ambas as sub-bacias permitiu aferir a qualidade do mapa geomorfológico utilizado em termos do grau de dissecação do relevo.

A Tabela 4.9 apresenta as condições encontradas para a sub-bacia hidrográfica do rio Pucuruizinho.

TABELA 4.9 - CLASSIFICAÇÃO DO NÍVEL DE DISSECAÇÃO DO RELEVO  
PARA A SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PUCURUIZINHO

Estação	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Declividade no campo (%).....	20	20	20	20	20	20	10	5-10	20	15
Comprimento no campo(m).....	500	500	500	300	300	300	800	300	300	100
Classificação do mapa.....	f	f	f	f	f	f	M	M	M	M
Classificação no campo.....	M	M	M	M	M	M	f	f	M	f

Obs.: F = dissecação forte; M = dissecação média; f = dissecação fraca; mf = dissecação muito fraca. Em função das técnicas utilizadas, a declividade e o comprimento da vertente são aproximados.

Através desta Tabela, nota-se que, na maioria das estações da área do Pucuruizinho, a classificação do mapa subestimou o nível de dissecação do terreno. Enquanto o mapa classificava o relevo em 60% dos casos como de dissecação fraca, no terreno verificou-se que apenas 30% dos casos a dissecação é fraca. Em apenas 10% dos casos a classificação foi correta, ou seja, a classificação do mapa coincidiu com a classificação identificada no terreno.

Na sub-bacia hidrográfica do rio da Lontra verificou-se, no terreno, maior heterogeneidade nos níveis de dissecação do relevo; constataram-se condições de relevos planos e relevos fortemente dissecados, como pode ser conferido na Tabela 4.10. Ocorreram vertentes com menos de 5% de declividade até valores de 25%

TABELA 4.10 - CLASSIFICAÇÃO DO NÍVEL DE DISSECAÇÃO DO RELEVO PARA A SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DA LONTRA.

Estação	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Declividade no campo (%).....	20	25	20	< 5	20	< 5	20	15	25	< 5
Comprimento no campo (m)....	300	300	200	> 500	200	> 500	100	300	200	> 500
Classificação no mapa.....	f	f	f	M	M	M	M	M	M	M
Classificação no campo.....	M	F	M	mf	M	mf	M	M	F	mf

obs.: F = dissecação forte; M = dissecação média; f = dissecação fraca; mf = dissecação muito fraca.

Na sub-bacia do rio Lontra constatou-se, que a classificação do mapa subestimou em 40% dos casos a classificação do relevo. É conveniente salientar que ocorreram, em alguns casos, grandes diferenças entre as duas classificações, como por exemplo na estação 17, onde o mapa indica uma dissecação fraca, embora no terreno o relevo fosse classificado como de dissecação forte. Casos semelhantes aconteceram nas estações 16, 18 e 24, que no mapa estão classificadas como dissecação fraca, fraca e média, respectivamente, enquanto que no terreno estão classificadas como média, média e forte, respectivamente.

A classificação concordante foi maior do que no caso anterior, atingindo 30% de classificação correta. O mapa superestimou 30% dos casos, porém com um erro menor que nos casos em que ocorreu a classificação subestimada. Este tipo de erro ocorreu somente entre um nível de classe de dissecação, como é o caso das estações 19, 21 e 25.

É difícil conhecer com precisão o contorno real de cada nível de dissecação do relevo, por que a avaliação em campo foi pontual. Por isso, embora consciente das limitações do mapa disponível, ele foi utilizado para o teste das hipóteses.

As diferenças entre o mapa e a situação em campo pode ter origem na presença da floresta. O critério indicador de dissecação para a elaboração do mapa pode ter sido a frequência de drenagem por unidade de área; entretanto este critério é criticado neste trabalho, uma vez que na região amazônica, devido à alta precipitação anual, existe alta densidade de drenagem em áreas de relevo plano.

Os erros do mapa de geomorfologia em relação à dissecação do relevo podem ser oriundos da presença da floresta tropical, a qual mascara a topografia, suavizando as formas e reduzindo a amplitude aparente dos vales, pois o limite definido pelas copas das árvores é diferente do limite definido pelo relevo.

Devido ao desmatamento, atualmente pode-se constatar com mais precisão as nuances existentes no modelo terrestre, pois a configuração do relevo definida pelas copas das árvores não é coincidente com a topografia do terreno.

#### 4.4 - INTEGRAÇÃO DOS PARÂMETROS ABIÓTICOS E ANTRÓPICOS PELO SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS, NAS DUAS SUB-BA-CIAS SELECIONADAS.

##### 4.4.1 - PARÂMETRO ABIÓTICO

Os resultados da verificação de campo fizeram com que a integração final dos dados do parâmetro abiótico ficasse limitada ao fator geomorfologia, ou seja, às clas-

ses de dissecação do relevo.

Através do SIG foi possível obter as áreas de cada classe de dissecação do relevo, único Plano de Informação que representa o parâmetro abiótico. O sistema possibilitou o relacionamento das diferentes classes de relevo com seu respectivo peso, de modo a identificar o valor do parâmetro abiótico em cada sub-bacia estudada. A configuração espacial do relevo para as duas áreas amostrais encontra-se nas Figuras 4.2 e 4.3.

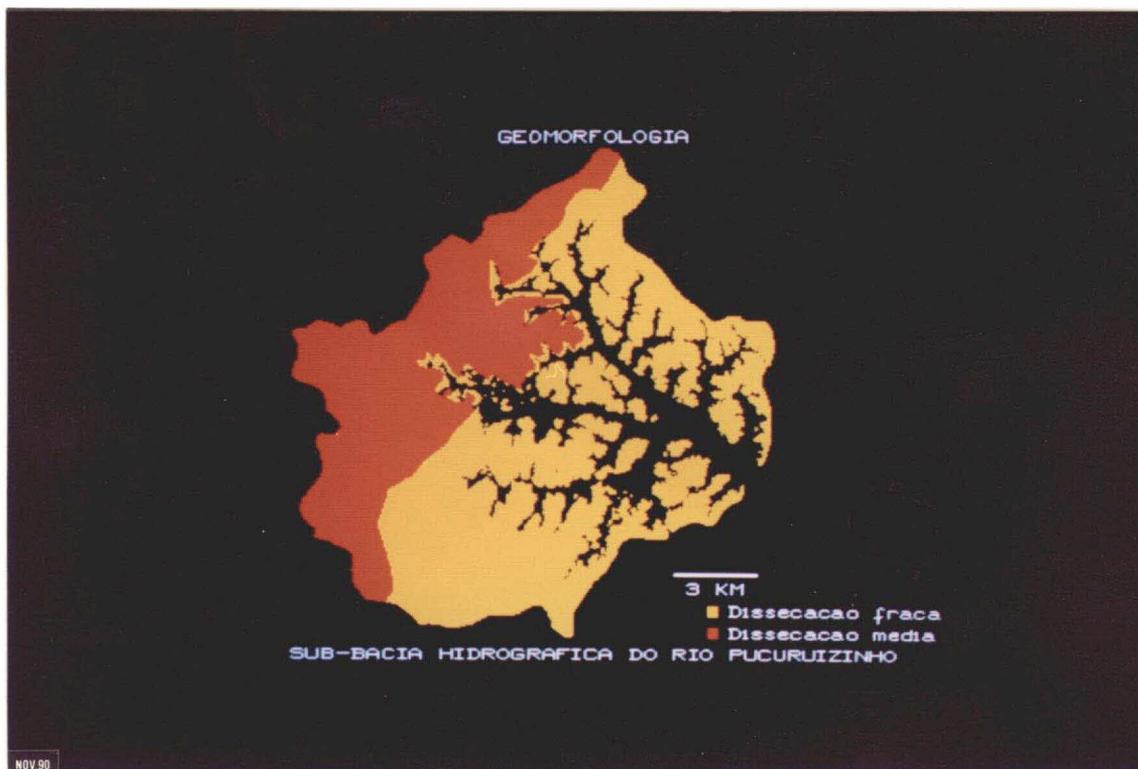


Fig. 4.2 - Plano de informação (PI) da geomorfologia da sub-bacia hidrográfica do rio Pucuruizinho.

Através da Figura 4.2, nota-se que o formato desta sub-bacia é arredondado e que o ambiente aquático ocupa expressiva porcentagem deste PI. Quanto à geomorfologia desta área, verifica-se que existe uma distribuição próxima de 50% de cada nível de dissecação, sendo que a

dissecação média ocupa a parte montante da sub-bacia.



Fig. 4.3 - PI da geomorfologia da sub-bacia hidrográfica do rio Lontra.

A distribuição espacial da classe de dissecação média na sub-bacia do Lontra (Figura 4.3) é diferente da do Pucuruizinho, o que, sem dúvida, leva a uma dinâmica das partículas oriundas da superfície da sub-bacia do Lontra diferenciada da outra sub-bacia estudada.

A forma "alongada" da sub-bacia do Lontra produz uma situação que tende a concentrar os nutrientes vindos do ambiente terrestre. Além disso, a proporção da área ocupada pelo compartimento aquático é muito menor nesta sub-bacia. Outra diferença entre a sub-bacia do Pucuruizinho e a do Lontra é que as áreas de dissecação média atingem a área submersa pelo reservatório, portanto, com maior potencial de introduzir partículas diretamente no re-

servatório.

Em virtude da classe de dissecação média atingir o ambiente aquático, as partículas deslocadas da superfície da sub-bacia do Lontra não encontram obstáculos, como superfície plana para a deposição, por isso, espera-se que exista uma relação mais direta entre o parâmetro abiótico com o ambiente aquático nesta sub-bacia do que na do Pucuruizinho.

Outra consideração importante nesta sub-bacia é que a linha que separa a classe de dissecação média da classe de dissecação fraca atinge o eixo do compartimento aquático. Em locais em que ocorre uma descontinuidade na topografia, como a área em questão, é de esperar que ocorra maior acúmulo de sólidos e nutrientes. Essa situação pode ter facilitado o início da proliferação das macrófitas aquáticas, e segundo a imagem de 1987, foi neste local que surgiram os primeiros bancos de macrófitas aquáticas.

A Tabela 4.11 apresenta os resultados do Plano de Informação "geomorfologia" das duas sub-bacias estudadas. Essa tabela indica o peso atribuído a cada nível de dissecação do relevo, a área absoluta e relativa de cada classe e o fator "pxa" identificado pelo produto da área absoluta "a" pelo peso "p" de cada classe de dissecação do relevo em cada sub-bacia.

TABELA 4.11 - IDENTIFICAÇÃO DO PARÂMETRO ABIÓTICO

D	sub-bacia do rio Pucuruizinho				sub-bacia do rio Lontra				
	peso (Km <sup>2</sup> )	%	pxa	%	(Km <sup>2</sup> )	%	pxa	%	
M	2,76	92,51	60,73	255,32	87,32	243,39	88,57	671,75	97,18
F	0,62	59,81	39,27	37,08	12,68	31,42	11,43	19,48	2,82
Total	152,32		292,40		274,81		691,23		

Obs.: D = dissecação do relevo;

M = dissecação média;

F = dissecação fraca.

A área absoluta de dissecação média na sub-bacia do Pucuruizinho foi de 92,51 km<sup>2</sup>, o que representa 60,73% da área total desta sub-bacia, que é de 152,32 km<sup>2</sup>. A do rio Lontra foi de 243,39km<sup>2</sup>, que representa 88,57% da área desta sub-bacia, que é de 274,81 km<sup>2</sup>.

As áreas absolutas das sub-bacias do Pucuruizinho e Lontra apresentadas nas Tabelas 4.1 e 4.11 são diferentes, provavelmente devido aos seguintes fatores: 1) os limites das duas sub-bacias definidas na primeira fase, a da interpretação visual, foram extraídos de cartas na escala de 1:250.000; 2) o cálculo de área foi realizado sobre imagens na escala de 1:500.000, mais sujeito a imprecisão; 3) os limites das sub-bacias definidos na segunda fase, obtenção dos dados através do computador, foram obtidos de cartas na escala de 1:100.000; e 3) a metodologia para avaliação de áreas também foi distinta, na primeira fase foi feita através de contagem de pontos em papel milimetrado e na segunda foi obtida através da contagem de "pixels" em cada sub-bacia. As diferenças de área entre os dois métodos é da ordem de 10%.

O potencial abiótico para a produção de TSS é maior na sub-bacia do Lontra, como demonstra o produto da área ocupada por uma dada classe de dissecação com seu respectivo peso. A sub-bacia do Pucuruizinho passa a um valor de 255,32 de dissecação média e 37,02 de dissecação fraca, o que totaliza um valor de 292,40 para esta sub-bacia. Sob esta condição, a dissecação média contribui com 87,32% nesta sub-bacia, ficando o restante atribuído a dissecação fraca.

A sub-bacia do Lontra atingiu um valor de 671,75 para a dissecação média, representando 97,18% e o restante ficou atribuído à classe de dissecação fraca. O total do produto da área absoluta pelo peso da classe atingiu um valor de 691,23 nesta sub-bacia, a qual possui, portanto, uma susceptibilidade à erosão 2,364 vezes mais intensa do que a sub-bacia do Pucuruizinho quando se leva em conta apenas o parâmetro abiótico.

Os resultados sugerem que o compartimento aquático alimentado pela sub-bacia do Lontra está potencialmente sujeito a maior aporte de nutrientes do que o compartimento alimentado pelo rio Pucuruizinho.

#### 4.4.2 - PARÂMETRO ANTRÓPICO

Conforme a adaptação feita à metodologia preconizada pela Equação Universal de Perdas de Solo, este parâmetro é representado pelo tipo de uso da terra. A Tabela 4.12 apresenta as áreas de desmatamento identificadas através do uso integrado do SITIM e do SGI.

TABELA 4.12 - ÁREAS DE DESMATAMENTO DAS DUAS SUB-BACIAS  
AVALIADAS PELO SGI.

	: Floresta (km <sup>2</sup> )		: áreas desmatadas (km <sup>2</sup> )			
Passagem	Puc.	Lontra	Puc.	%	Lontra	%
22.06.86	110,6793	255,3084	41,8842	27,51	19,5021	7,10
27.07.87	95,6322	243,1962	56,6874	37,23	31,6143	11,50
16.07.89	86,2497	239,1480	60,2550	39,58	34,6284	12,60

Os dados desta tabela indicam que a área de floresta da sub-bacia do Lontra é maior em todos os anos analisados. Em 1986, a sub-bacia do Pucuruizinho possuía 110,6793 km<sup>2</sup> de floresta contra 255,3084 km<sup>2</sup> da sub-bacia do Lontra, com o passar dos anos, ambas as sub-bacias sofreram diminuição na área florestal.

No intervalo compreendido entre os anos de 1986 e 1987 o desmatamento foi mais intenso, passou na sub-bacia do rio Pucuruizinho, de uma área de 41,8842 km<sup>2</sup>, que representa 27,51% da sub-bacia, para uma área de 56,6874 km<sup>2</sup>, que representa 37,23%. Nos anos compreendidos entre 1987 e 1989 esta área passou para 60,2550 km<sup>2</sup>, que representa 39,58% desta sub-bacia. Este fato indica que a progressão de desmatamento diminuiu no período analisado, visto que durante os 37 meses em que foi avaliado, 57% do desmatamento ocorreu nos primeiros 13 meses.

Os dados de 1989 tendem a subestimar as áreas de mata e de desmatamento, uma vez que ocorreu uma pequena área de nuvens e sombra na imagem deste ano. Identificaram-se 2,5731 km<sup>2</sup> de nuvens e 2,7891 km<sup>2</sup> de sombras na sub-bacia do Pucuruizinho, e 0,2403 km<sup>2</sup> de nuvens e 0,7641 km<sup>2</sup> de sombra na sub-bacia do Lontra.

Numa interpretação estática no tempo, considerando somente os dados absolutos de 1989, obtém-se uma razão entre os percentuais das duas sub-bacias de 3,14, que indica que a sub-bacia do Pucuruizinho foi mais intensamente submetida à ação antrópica.

Ao avaliar a evolução da ação antrópica no período de 1986 a 1989, verifica-se que a atividade do homem foi ainda maior na sub-bacia do Pucuruizinho. As taxas de desmatamento foram 32,6% para a sub-bacia do Pucuruizinho e 14,9% para a sub-bacia do Lontra.

#### 4.4.3 - INTEGRAÇÃO DOS PARÂMETROS ANTRÓPICOS E ABIÓTICOS

Estes resultados foram extraídos dos PIs que representam a sobreposição dos PIs uso da terra em 16/07/89 ao PI geomorfologia. Através dos recursos disponíveis no "software" SGI, foi possível identificar juntamente as áreas em que ocorreram os desmatamentos em dissecação média ou fraca.

A integração dos parâmetros antrópico e abiótico equivale ao uso da EUPS. O produto dos fatores da equação obedeceu a pesos atribuídos a cada classe de cada fator, conforme a metodologia já descrita. Os pesos utilizados são os mesmos dos parâmetros abiótico e antrópico. A Tabela 4.13 apresenta o desmatamento ocorrido em cada domínio geomorfológico em cada área de estudo.

Como a área de dissecação fraca é menor na sub-bacia do Lontra, é de esperar que tanto a área desmatada quanto a área com floresta neste tipo de dissecação sejam menores, conforme foi confirmado, pois para esta situação identificaram-se 9,2% da área total da sub-bacia; no Pucuruizinho esta condição registrou 44,0%. A área de desmatamento sob esta condição de dissecação fraca, também

apresentou baixos percentuais 0,3% da área de dissecação fraca foi desmatada na sub-bacia do Lontra, enquanto no Pucuruizinho 16,8% da área da sub-bacia foi desmatada sob dissecação média.

Na sub-bacia do rio Pucuruizinho no relevo classificado com dissecação do tipo médio, havia 15,0% com floresta e 24,2% desmatado. Na sub-bacia do rio Lontra nesse mesmo tipo de relevo, no ano de 1989, havia 77% de floresta e 12,8% de área desmatada.

Estas porcentagens assumem valores diferentes quando se realiza a ponderação do peso de cada classe para identificar a susceptibilidade à erosão de cada sub-bacia. Os 44% da área com floresta na sub-bacia do Pucuruizinho representam somente 0,73% da susceptibilidade à erosão e os 15% da área de floresta sob dissecação média representam 0,44% do potencial à erosão. O efeito de proteção da floresta sobre a erosão fica mais claro na sub-bacia do Lontra, onde 77,7% da área com floresta está sob a classe de dissecação do relevo do tipo médio; mesmo assim, este percentual representa somente 5,64% da capacidade de erosão. A mata sob dissecação fraca representa 9,2% e quando ponderada ao seu respectivo peso, atinge somente 0,37% do potencial à erosão da sub-bacia, integradas as variáveis.

TABELA 4.13 - INTEGRAÇÃO DOS PARÂMETROS ANTRÓPICOS E ABIÓTICOS DAS DUAS ÁREAS DE ESTUDO  
EM 1989

Uso da terra e	Pucuruizinho				Lontra				
	(a) peso	área km <sup>2</sup> (b)	%	axb	área km <sup>2</sup> (b)	%	axb	%	
fxdf	1,52	64,3000	44,0	101,0	0,73	25,1000	9,2	38,1	0,37
fxdm	2,76	21,9000	15,0	60,6	0,44	213,0000	77,7	587,0	5,67
dxdf	156	24,6000	16,8	3740,0	27,24	0,7000	0,3	104,0	1,00
dxdm	276	35,6000	24,2	9830,0	71,59*	35,0000	12,8	9670,0	92,99*
somatório			100,0	13731,6	100,0		100,0	10399,1	100,0

onde:

fxdf = floresta e dissecação fraca;

fxdm = floresta e dissecação média;

dxdf = área desmatada e dissecação fraca;

dxdm = área desmatada e dissecação média.

Os problemas de erosão tornam-se mais significativos ao identificar que o mínimo desmatamento na bacia do Lontra causa grande acréscimo no fornecimento de sólidos para o reservatório. O desmatamento em dissecação média na sub-bacia do Pucuruizinho, foi de 24,2%, o que representam 71,59% da susceptibilidade à erosão desta sub-bacia. Na sub-bacia do Lontra este fato é ainda mais acentuado; os 12,8% da área desmatada sob a dissecação média representam 92,99% do potencial de erosão nesta sub-bacia. Este caso mostra que um pequeno desmatamento presente em área inadequadas promove um impacto ambiental mais intenso, o que foi comprovado no ambiente aquático através da infestação de macrófitas no compartimento do Lontra, que é apresentada mais adiante no trabalho.

Através dos valores assinalados com um asterisco na Tabela 4.13, identifica-se que tanto na sub-bacia do Lontra quanto na do Pucuruizinho o desmatamento está ocorrendo justamente em áreas menos favoráveis, sob o ponto de vista do potencial abiótico para a erosão.

Assim identificou-se que a integração dos dois parâmetros avaliados até agora, abiótico e antrópico, apresentou dados que, quando comparados entre as duas sub-bacias, indicaram que a sub-bacia do Pucuruizinho é a que possui maior potencial à erosão, numa proporção de 1,3 vezes mais intensa do que a do Lontra. Entretanto, a integração dos parâmetros abiótico e antrópico sob uma abordagem multitemporal, a sub-bacia do Lontra é a mais susceptível à erosão.

#### 4.5 - ANÁLISE MULTITEMPORAL NA ESTIMATIVA DE PERDAS DE MATERIAL PELAS SUB-BACIAS.

Em uma avaliação estática no tempo, não se considera o fato de que áreas desmatadas e abandonadas sofrem uma recuperação natural, até o surgimento da floresta secundária. No processo de alteração ambiental, o maior impacto é o período seguinte ao desmatamento, pois o solo fica exposto e sujeito ao ataque mais intenso dos agentes do processo erosivo. Normalmente neste período ocorrem as queimadas, que colocam à disposição um material rico em nutrientes, que fica totalmente sujeito ao transporte para o reservatório. Desta forma, é importante atribuir maior peso aos desmatamentos recentes como forma mais representativa do impacto ambiental.

O impacto ambiental em uma região é maior logo que esta sofre uma alteração de suas características, isto é, sai de seu estágio de equilíbrio.

Na tentativa de considerar o fator temporal como um aspecto que também determina os maiores ou menores efeitos erosivos de uma determinada área, utilizou-se o seguinte procedimento: 1) considerou-se somente o incremento de desmatamento ocorrido nos últimos dois anos; 2) foram identificados os desmatamentos ocorridos em cada classe geomorfológica; e 3) foi realizado o produto das áreas desmatadas e florestas pelas classes geomorfológicas, considerando os pesos utilizados no item da integração dos parâmetros abióticos e antrópicos. Assim, obtiveram-se os resultados da Tabela 4.14.

TABELA 4.14 - CONSIDERAÇÃO MULTITEMPORAL PARA EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDAS DE SOLO.

Sub-bacias hidrográficas	Pucuruizinho			Lontra	
	peso	área	área x peso	área	área x peso
Ddm*	276	6,9	1897,0	9,7	2666,0
Ddf*	152	5,8	902,4	0,2	34,7
Fdm**	2,76	21,9	60,6	213,2	588,4
Fdf**	1,52	64,3	100,3	25,1	38,1
			2960,3		3327,2

OBS.: Ddm = desmatamento sob dissecação média;

Ddf = desmatamento sob dissecação fraca;

Fdm = floresta sob dissecação média;

Fdf = floresta sob dissecação fraca;

\* desmatamento ocorrido entre os anos de 1987 e 1989 em km<sup>2</sup>;

\*\* floresta em 1989 em km<sup>2</sup>.

Com base na Tabela 4.14, constatou-se que, embora a sub-bacia do rio Lontra possua aproximadamente a metade da área absoluta desmatada em relação à sub-bacia do rio Pucuruizinho, no produto final a sub-bacia do Lontra registrou valor de 3327,2 e a do Pucuruizinho 2960,3, o que representa uma proporção de 1,124 para a sub-bacia do Lontra.

As Figuras 4.4 e 4.5 apresentam as mudanças nas sub-bacias dos rios Pucuruizinho e Lontra, respectivamente, no período avaliado, isto é, de 1986 a 1989. Observa-se nestas figuras que em muitos casos existe floresta

entre a área desmatada e o compartimento aquático. Nesse caso, a mata pode funcionar como filtro, reduzindo os efeitos do ambiente terrestre sobre o aquático.

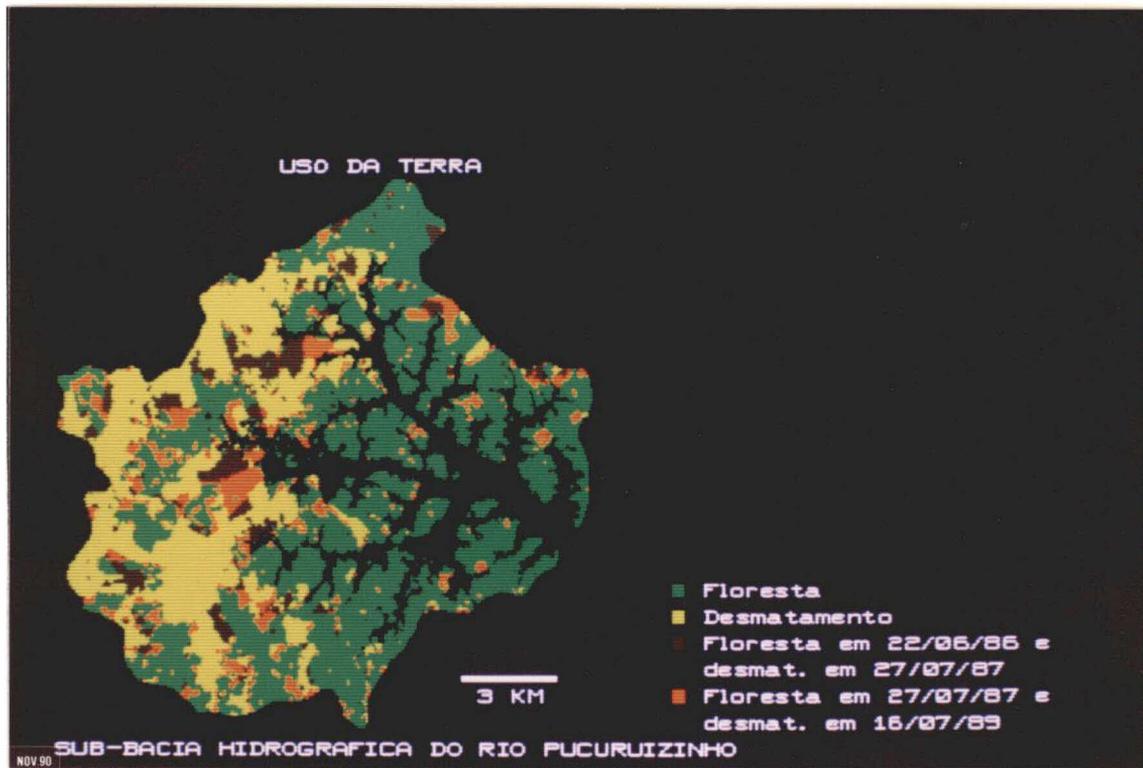


Fig. 4.4 - Ambiente terrestre representativo das mudanças detectadas na sub-bacia do rio Pucuruizinho.



Fig. 4.5 - Ambiente terrestre representativo das mudanças detectadas na sub-bacia do rio Lontra.

Em resumo, os dados sugerem que o potencial da sub-bacia do rio Lontra para fornecimento de sólidos para o ambiente aquático é maior e portanto, é de se esperar que o valor médio dos totais de sedimentos em suspensão também seja maior no compartimento aquático do rio Lontra.

#### 4.6 - SISTEMA AQUÁTICO E SENSORIAMENTO REMOTO

Com a finalidade de identificar as relações entre o TSS e as bandas espectrais do sensor TM do satélite Landsat determinou-se o coeficiente de correlação com cada banda espectral. A Tabela 4.15 apresenta os dados de satélite e de campo em cada estação limnológica.

TABELA 4.15 - DADOS DE TSS (mg/l) E DO TM/LANDSAT

	est. banda 1	banda 2	banda 3	banda 4	TSS
1	2	2	2	1	1,20
2	2	3	2	2	1,86
3	2	2	1	1	0,86
4	2	3	2	3	0,71
5	2	2	1	1	2,00
6	1	3	2	2	0,57
7	2	2	1	2	1,14
8	1	2	1	1	0,57
9	1	2	1	1	0,86
10	1	3	1	1	0,29
11	2	2	1	2	0,71
12	1	2	1	0	0,57
13	1	3	1	1	0,29
14	2	3	1	0	1,29
15	2	4	1	1	0,43

FONTE: Dados limnológicos: ELETRONORTE (1989).

A Tabela 4.15 mostra que a amplitude de variação dos Números Digitais (NDs) e dos Totais de Sólidos em Suspensão (TSS) é pequena. Na banda 1 os NDs variaram de 1 a 2; na banda 2, de 2 a 4; na banda 3, entre 1 e 2; e na banda 4, os NDs oscilaram entre 0 e 4; e o TSS variou de 0,29 a 2,00 mg/l, com média de 0,86 mg/l.

A partir dos resultados da Tabela 4.15, foi possível identificar a correlação entre os Números Digitais (NDs) e TSS. A Tabela 4.16 apresenta estes resultados.

TABELA 4.16 - CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS DE CAMPO (TSS) E DE SATÉLITE (ND).

Bandas	R
TM 1	0,59 <sup>s</sup>
TM 2	-0,27 <sup>ns</sup>
TM 3	0,23 <sup>ns</sup>
TM 4	0,05 <sup>ns</sup>

<sup>s</sup> = significativo ao nível de 95%;

<sup>ns</sup> = não-significativo ao nível de 95%.

A banda TM1 foi a única que se correlacionou significativamente com o TSS. O valor de correlação é baixo (0,59), mas pode-se admitir que o aumento do TSS determina um aumento da reflectância aparente. Como já foi salientado por Tassan (1988), os dados TM possuem sensibilidade inadequada a baixas concentrações de TSS. Na área de estudo, as concentrações em média inferiores a 2,5 mg/l explicam as baixas correlações encontradas. As limitações de sensibilidade e resolução espectral do sensor TM para estudos de sistemas aquáticos fica bem evidente quando se avaliam os dados da Tabela 4.16, em que para uma variação de 1,6 mg/l na concentração de TSS há uma variação de 2 ND na banda TM1. Além disso, as variações de TSS estão teoricamente abaixo do nível de detectabilidade relatado por Sydor (1980) o qual seria o de concentrações acima de 3 mg/l, e por Novo e Pires (1990), que identificaram que o sensor TM é sensível a variações de TSS superiores a 4 mg/l.

É interessante notar que, apesar destas limitações, os resultados estão de acordo com dados experimentais que apresentam a existência de um aumento no comprimento de onda de maior reflectância com o aumento da concentração de sólidos em suspensão (Ritchie et al., 1974).

Neste caso, espera-se que ao utilizar o procedimento adotado, em regiões com níveis mais altos de sólidos em suspensão, se obtenha/obtenham uma ou mais bandas espectrais mais significativas para a elaboração de modelos de estimativa dos valores de TSS na água, utilizando o sensor TM.

Observa-se que ocorre uma diminuição no valor de TSS a jusante, fato este que sugere a contribuição de material proveniente da bacia, uma vez que, com a distância das margens, ocorre a precipitação do material suspenso. Entretanto, nas regiões próximas das margens a presença de macrófitas aquáticas pode adicionar matéria orgânica (MO) ao TSS. Porém MO tem baixa reflectividade quando comparada à matéria inorgânica (MI). Assim sendo, o que está alterando o comportamento espectral da água nessas baixas concentrações, é provavelmente a MI, o qual é alóctone, que teve origem da sub-bacia, não do sistema aquático.

A Figura 4.6 apresenta a tendência de concentração decrescente para o interior do reservatório.

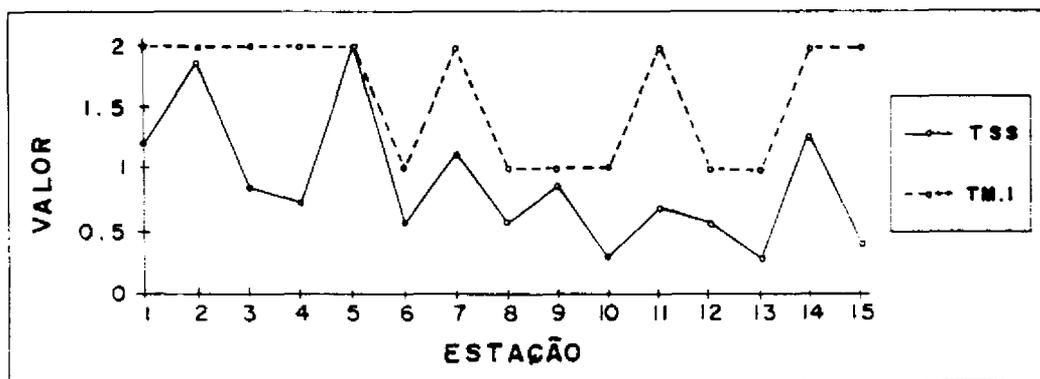


Fig. 4.6 - Distribuição dos dados da Banda TM1 e TSS nas estações de coleta.

Numa análise específica dos dados do TSS, pode-se verificar que a partir da estação 5 a variação do nível digital extraído da imagem acompanhou a variação do TSS na água, quanto à oscilação dos valores, ou seja, quando o TSS na água aumentou o ND na imagem também aumentou, quando diminuiu o TSS na água também diminuiu o ND na imagem (Fig. 4.6), isto na banda TM1 a qual foi estatisticamente significativa.

Nesta figura observa-se que os valores de ND nas quatro primeiras estações não variaram, enquanto o TSS variou. Isto sugere que a filtragem do tipo mediana "recursivo" tenha degradado o valor dos "pixels" nas áreas marginais do compartimento aquático. Além disto, estas estações localizam-se em regiões de baixa profundidade, conforme foi constatado em campo, o que aumenta a densidade de árvores emersas, as quais também podem alterar sensivelmente a resposta da água, aumentando os valores de ND. A localização das estações de coleta de água está representada na Figura 4.7, na qual se pode observar que as estações de 1 a 4 realmente estão próximas às margens. Esta condição complexa na área periférica do ambiente aquático pode-se caracterizar como outro compartimento aquático.

Utilizou-se também, conforme a metodologia, a estatística de regressão múltipla passo a passo "stepwise". Adotaram-se as bandas do TM de 1 a 4 como variáveis independentes e o TSS como variável dependente, com o objetivo de obter um modelo empírico que permitisse estimar a concentração de TSS a partir de dados orbitais. Através desta metodologia avaliou-se o potencial do sensor TM para estimar o TSS, para o caso do reservatório de Tucuruí. Os resultados encontram-se na Tabela 4.17.

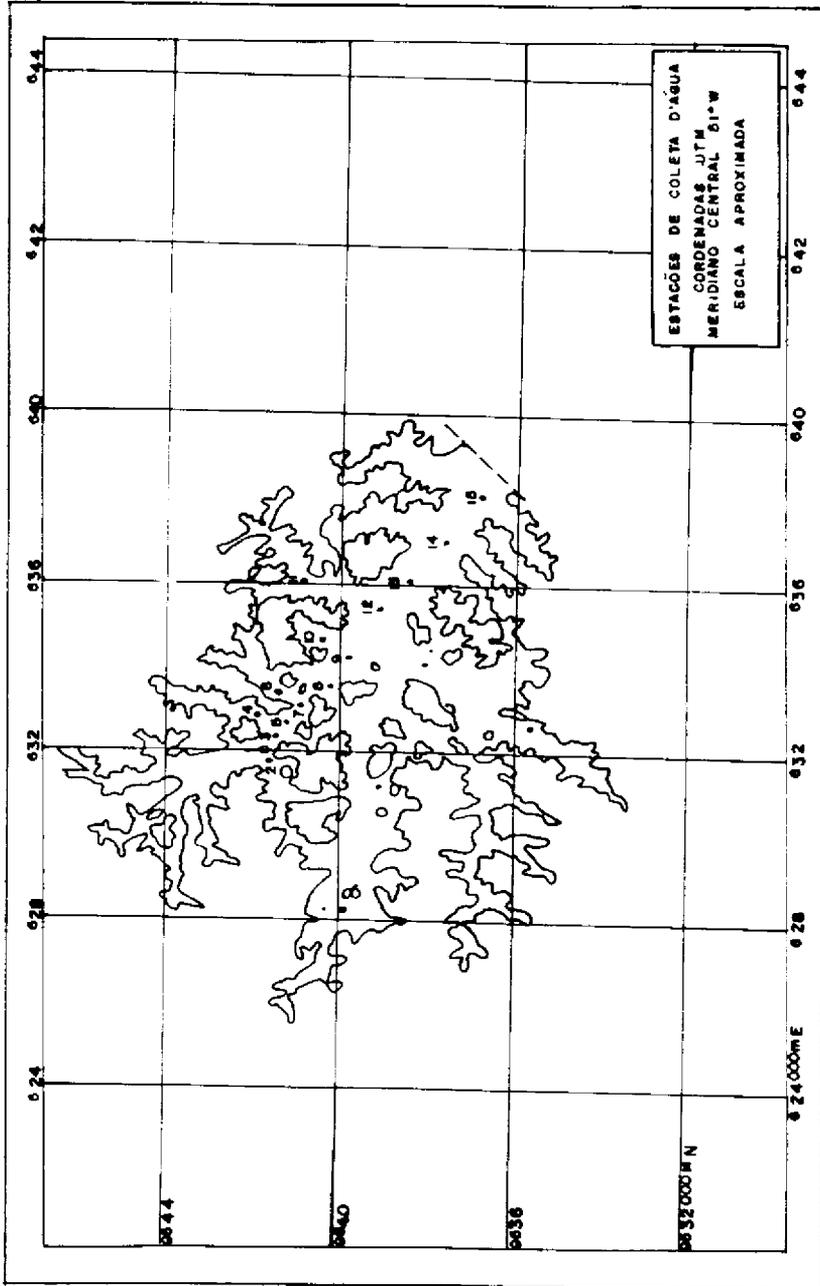


Fig. 4.7 - Estações limnológicas no dia 16 de julho de 1989, no compartimento aquático do rio Pucuruizinho.

TABELA 4.17 - CORRELAÇÃO MÚLTIPLA ENTRE DADOS DO SATÉLITE E DA ÁGUA.

VAR.	R <sup>2</sup>	r	95%				COEF. DA EQ.			
			rtab.	AJUSTE	MSE	CONST.	b1	b2	b3	b4
TSS	0,351	0,592	0,514	0,301	0,190	-0,083	0,608	-	-	-

A regressão múltipla entre os dados referentes ao TSS, obtidos "in loco" com os dados TM/Landsat, identificou a banda TM1 como a única banda necessária para avaliar este parâmetro de modo significativo, obtendo-se os seguintes resultados: coeficiente de correlação de 0,592 a um nível de significância de 95%.

Estes valores resultaram num coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) de 0,35, o que significa que 35% da variabilidade do TSS é explicada pelo modelo baseado nos dados digitais do TM1. Os valores de F de entrada e F de saída utilizados foram de 3,42 para todos os parâmetros, os quais estimam um nível de significância de 95%.

Segundo Whitlock et al. (1982), a adequação do modelo pode ser avaliada pelo valor R<sup>2</sup>, entre outros parâmetros. Como o valor de R<sup>2</sup> para o modelo foi muito baixo (0,35), este foi rejeitado; e conclui-se que os dados digitais nesse caso não poderiam ser usados para quantificar a distribuição de sólidos em suspensão na água. Entretanto a correlação baixa, mas significativa, autoriza o uso dos dados para detectar mudanças qualitativas na concentração de TSS.

Devido à presença de macrófitas aquáticas, não foi possível obter amostras d'água no compartimento do Lontra em locais que permitissem a correlação com dados do satélite. Entretanto, foram colhidas, na medida do possível, nove amostras de água neste compartimento, as quais apresentaram a média de TSS de 2,38 mg/l, portanto, mais elevada do que a do compartimento do Pucuruizinho, cujo valor foi de 0,86 mg/l.

A comparação dos valores de TSS entre os dois compartimentos aquáticos indicou que o compartimento do Lontra possui valores cerca de 2,77 vezes maiores do que os do Pucuruizinho. Esta razão é próxima à identificada entre os parâmetros abióticos das duas sub-bacias (2,36) para a sub-bacia do Lontra. Estes valores definiram o parâmetro abiótico como o mais relacionado com o TSS. Esta foi a condição encontrada para o ano de 1989, durante o qual já ocorrera desmatamento na sub-bacia. Os valores de TSS na sub-bacia do Lontra sugerem que este compartimento aquático recebe maiores concentrações de material inorgânico da bacia de captação que a sub-bacia do Pucuruizinho. Tais resultados coincidem com as tendências observadas em relação às taxas de expansão das macrófitas aquáticas.

Como um bom indicador do impacto ambiental no ambiente terrestre é sua consequência sobre o ambiente aquático foram avaliadas as alterações ocorridas em cada compartimento aquático, tendo como índice da mudança na qualidade de água a taxa de expansão das macrófitas aquáticas, uma vez que estas plantas indicam as condições nutricionais da água.

#### 4.7 - MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Foi avaliada a cobertura de macrófitas aquáticas em cada passagem do satélite. As condições do ambiente aquático foram avaliadas pela área da lâmina d'água coberta por macrófitas aquáticas. A Tabela 4.18 apresenta estes resultados.

TABELA 4.18 - MACRÓFITAS AQUÁTICAS FLUTUANTES

PASSAGEM	MACRÓFITAS AQUÁTICAS			
	PUCURUIZINHO (km <sup>2</sup> )	%	LONTRA (km <sup>2</sup> )	%
22/06/86	2,9601	7,02	0,00	0,00
27/07/87	9,5706	22,70	4,6413	31,37
16/07/89	13,5207	32,08	12,0321	81,33

Obs.: Área do ambiente aquático do Pucuruizinho em 27/07/87 = 42,1515 (km<sup>2</sup>). Área do ambiente aquático do Lontra em 27/07/87 = 14,7942 (km<sup>2</sup>).

De acordo com a Tabela 4.18, verifica-se que a principal característica das modificações na água é que não existia a infestação por macrófitas aquáticas flutuantes no compartimento aquático do rio Lontra em 1986. Em 1989, entretanto, a área ocupada por elas passou a representar 81,33% do compartimento aquático.

No compartimento aquático do Pucuruizinho, o desenvolvimento de macrófitas foi sempre presente no período analisado, porém sua expansão foi mais lenta, pois em 1986 e 1989 havia 7,02% e 32,08% do compartimento, respectivamente.

O fato de utilizar valores relativos para a análise pode "mascarar" a interpretação. Entretanto, ao analisar os valores absolutos, verifica-se que em 1989 as áreas cobertas por macrófitas aquáticas nos dois compartimentos foram próximas. No compartimento do Pucuruizinho havia 13,5207 km<sup>2</sup>; no do Lontra, 12,0321 km<sup>2</sup>.

A maior área de infestação por macrófitas no Lontra parece estar associada ao alto potencial de fornecimento de sólidos e nutrientes desta sub-bacia. O incremento das macrófitas no compartimento do Lontra tem uma relação cronológica com o processo de ocupação, a expansão rápida das macrófitas coincide com o período de desmatamento da sub-bacia.

Tomando a dinâmica da variação de área das macrófitas aquáticas como o indicador de alteração ambiental, verifica-se que no Lontra este fenômeno foi muito maior do que no Pucuruizinho.

#### 4.8 - AValiação Integrada do Ambiente Terrestre e Aquático

A Tabela 4.19 apresenta os resultados dos dois ambientes avaliados. Com base na Tabela 4.19, verifica-se que o parâmetro abiótico justifica melhor as condições encontradas no ambiente aquático quando comparadas com os valores de TSS, tomando como referência a razão entre as duas sub-bacias. Entretanto, não justifica o incremento de macrófitas aquáticas flutuantes ocorrido no período avaliado.

A ocorrência de macrófitas aquáticas fica melhor compreendida quando se avalia a dinâmica de ocupação pelo homem. A inexistência de macrófitas no Lontra em 1986 pode ser explicada pelo fato de o desmatamento representar uma área relativamente pequena e por encontrar-se numa

etapa inicial. E este compartimento aquático apresentou maior impacto ambiental, avaliado através das macrófitas aquáticas flutuantes, quando se aumentou a área de ocupação antrópica na sub-bacia abastecedora. Portanto, compreende-se melhor o impacto do ambiente terrestre sobre o aquático quando se analisam integradamente os parâmetros antrópicos e abióticos.

TABELA 4.19 - RAZÃO DOS PARÂMETROS AVALIADOS NO AMBIENTE TERRESTRE E AQUÁTICO

SUB-BACIA HIDROGRÁFICA	PARÂMETRO ABIÓTICO	PARÂMETRO ANTRÓPICO "DESMATAMENTO"			ANTRÓPICO		MACRÓFITAS AQUÁTICAS FLUTUANTES		
		1986	1987	1989	E	TSS	89	87	86
Pucuruizinho	99,2865	4.188	5.669	6.025	137	0,89	296	957	1.352
Lontra	198,2520	1.950	3.161	3.463	104	2,38	000	464	1.203
Razão Puc./Lon.	0,50	2,15	1,79	1,74	1.32	0,37	*	2,06	1.12

CAPÍTULO 5CONSIDERAÇÕES FINAIS

A hipótese de que a atividade antrópica em sub-bacias abastecedoras interfere nas condições do ambiente aquático foi confirmada. Os resultados mostraram que a ação antrópica mais intensa determinou maior impacto sobre a água, desde que o potencial abiótico favoreça a erosão. Na sub-bacia hidrográfica do rio Lontra a atividade antrópica ocupou menor área quanto ao desmatamento; entretanto, apresentou maior alteração no ambiente aquático, porque esta sub-bacia possui o potencial de perdas de material maior do que a sub-bacia do Pucurizinho.

Os resultados levam a concluir que a ação antrópica sobre determinadas características naturais particulares é que influencia o comportamento do sistema aquático. Pode-se concluir que a análise integrada dos parâmetros antrópicos e abióticos permite avaliar os impactos de bacias de captação sobre ambientes aquáticos. Foi identificado pelos resultados que a sub-bacia do rio Lontra, que possui maior potencial abiótico quanto às perdas de material, apresentou maiores alterações no compartimento aquático com o aumento das taxas de utilização da terra. A sub-bacia do Pucuruizinho, por ser mais estável, não respondeu com tanta intensidade ao desmatamento como a sub-bacia do Lontra. Em condições naturais, sub-bacias que se encontram em equilíbrio com o sistema aquático ao qual abastecem independem do seu potencial para a erosão. Quando ocorre a interferência antrópica, este equilíbrio é rompido e a bacia de maior potencial abiótico responderá mais intensamente.

O uso da terra, definido pelo desmatamento, não foi um fator que explicou totalmente as condições ambientais do compartimento aquático. Embora tenha sido verificada uma relação entre desmatamento e macrófitas aquáticas na sub-bacia do rio Pucuruizinho, conforme foi identificado nos anos de 1986 a 1989.

O trabalho permitiu identificar variáveis ambientais que não foram incluídas neste estudo, mas que devem ser aplicadas a outros trabalhos para que os resultados reflitam melhor a realidade da área estudada. Devem-se avaliar características das sub-bacias tais como: forma, identificação de um número maior de classes de uso da terra, informações refinadas das condições do relevo, solos, condições climáticas e identificação da relação de área entre a sub-bacia e o compartimento aquático. Quanto ao compartimento aquático, algumas características também devem ser avaliadas, tais como: forma, período de retenção da água, volume d'água e condições do relevo na região ao redor do compartimento (o relevo pode funcionar como abrigo de ventos).

A metodologia adotada mostrou ser indicada para o estudo deste tipo de problema; entretanto, algumas adaptações foram necessárias para a região amazônica, que se caracteriza pela carência de dados. Neste caso, as técnicas de Sensoriamento Remoto e do Sistema de Informações Geográficas mostraram-se eficazes para a região estudada e para o desenvolvimento metodológico aplicado.

Dados multitemporais, oriundos da detecção de mudanças, são indispensáveis para a compreensão da dinâmica ambiental de sub-bacias hidrográficas e de seus respectivos compartimentos aquáticos.

A metodologia proposta neste trabalho quanto à seleção de áreas amostrais mostrou ser boa, pois as duas áreas amostrais selecionadas para o teste das hipóteses apresentaram impactos distintos no ambiente aquático.

Em termos de avaliação do TSS por satélite, a região apresenta algumas limitações. Devido a problema de cobertura de nuvens, a possibilidade de obter imagens úteis fica restrita aos meses de junho a agosto. Neste período de baixas precipitações pluviométricas também ocorre pouca entrada de material sólido no reservatório, e o material ali existente tende a precipitar, o que baixa muito os níveis da concentração de TSS. Estes baixos níveis podem não sensibilizar os detectores do satélite, o que dificulta a estimativa de TSS através de dados de satélite.

Os procedimentos de análise realizados neste trabalho não esgotam todas as possíveis relações entre o sistema terrestre e o aquático. Assim sendo, são feitas algumas sugestões para trabalhos futuros que possam aprofundar esta questão.

- A área da sub-bacia do rio Pucuruizinho é de  $152 \text{ km}^2$  e a da sub-bacia do rio Lontra é de  $274 \text{ km}^2$ . A área ocupada por macrófitas no compartimento aquático do Pucuruizinho é de  $13 \text{ km}^2$ , enquanto no Lontra é de  $12 \text{ km}^2$ , o que significa que cada  $11 \text{ km}^2$  da bacia responde por  $1 \text{ km}^2$  de macrófitas aquáticas no Pucuruizinho, enquanto cada  $20 \text{ km}^2$  de terra no Lontra responde por  $1 \text{ km}^2$  de macrófitas aquáticas. Através da análise direta destes dados, pode-se admitir que o impacto do ambiente terrestre sobre o aquático, avaliado pela área coberta por macrófitas aquáticas, foi maior no Pucuruizinho, pois uma sub-bacia menor produziu maior área de macrófitas aquáticas. Neste caso, recomenda-se que esta relação seja avaliada em trabalhos futuros; deve-se verificar até que ponto esta afirmativa pode ser verdadeira, visto

que, em termos relativos (proporção de área ocupada por macrófitas) e em termos de taxas de expansão no período, o impacto do Pucuruizinho é menor. Para estudar este aspecto, deve-se utilizar maior número de sub-bacias hidrográficas amostrais com diferentes proporções de água/terra.

- Avaliar a biomassa de macrófitas como um indicador da disponibilidade de nutrientes na água. No compartimento aquático do Lontra, a presença de macrófitas aquáticas do tipo Pistia sp indica maior biomassa neste sistema. Para a existência de espécies com maior necessidade nutricional, o aporte de material a este compartimento também é maior.

- Avaliar de que forma a razão área de terra sobre área de água pode ser um indicador de ponderação sobre o impacto ambiental. Na área de estudo do Lontra existem 19 km<sup>2</sup> de terra para 1 km<sup>2</sup> de água; no Pucuruizinho existem 3,6 km<sup>2</sup> de terra para 1 km<sup>2</sup> de água. Neste caso, o Pucuruizinho é favorável à dispersão do material oriundo da parte terrestre.

- Para refinar a relação entre terra/água, pode ser identificada uma razão entre a porção de terra e o volume do compartimento aquático. Neste caso, a disponibilidade de maiores informações cartográficas torna-se indispensável.

- Realizar um trabalho específico sobre a precisão de classificação de áreas com mata e áreas desmatadas, utilizando uma banda simples filtrada com o filtro mediana, no caso a banda TM5 do Landsat-5, e compará-la com a classificação destes temas utilizando uma ou mais de uma banda multiespectral.

- Avaliar a influência do tipo e tamanho do filtro utilizado em imagens de satélite sobre corpos d'água.

- Avaliar os problemas oriundos da dinâmica da água no compartimento quanto à coleta simultânea das amostras de água.

- Testar outras bandas espectrais do TM para outras concentrações de TSS.

- Avaliar também a possibilidade de separar o TSS em fração orgânica, inorgânica e granulométrica para o caso de reservatórios na região amazônica, associando este aspecto às características físicas dos solos das bacias abastecedoras. Em laboratório, Cabral et al. (1990) conseguiram identificar diferentes granulometrias de material inorgânico em suspensão na água no intervalo espectral correspondente às das bandas 1 a 4 do sensor TM/Landsat.

- Identificar o número de estações de coleta mais indicado para uma análise estatística mais precisa de parâmetros limnológicos.

- Realizar trabalhos que analisem outros parâmetros limnológicos além do TSS. Novo et al. (no prelo) obtiveram correlações significativas com informações oriundas do satélite Landsat-5 na avaliação de clorofila no reservatório de Barra Bonita - SP.

- Testar em uma região onde se tenha maior controle dos dados a introdução de outros fatores além dos da Equação Universal de Perdas de solos, tais como: distância das vertentes até o reservatório, presença e localização de cortes e aterros para a construção de rodovias, presença de exploração mineral e outras atividades. Isto permitirá avaliar as relações de bacias hidrográficas e a construção de modelos de monitoramento ambiental mais adequado.



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdon, M. M.; Figueiredo, D. C. Áreas de macrófitas aquáticas classificadas através de índices de vegetação extraídos de imagens LANDSAT/TM. In: Latin American Symposium on Remote Sensing, 3., Anais, Acapulco, México, 5-9 December, 1988. No prelo.
- Abdon, M. M.; Meyer, M. Variação temporal de áreas ocupadas por macrófitas aquáticas no reservatório de Tucuruí através de dados do Satélite LANDSAT/TM. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 4., 24-29 Junho, 1990, Manaus. Anais, São José dos Campos, INPE, 1990. p. 545-548.
- Alfoldi, T. Remote Sensing for water quality monitoring. In: Johannsen, C.J.; Sanders, J. L. Remote sensing for resource management, Outgrowth of a National Conference of the Same Name, Kansas City, MO, Oct. 28-30. 1980. Ankeny, Soil Conservation Society of America, 1982, p. 317-318.
- Alexander, D. E. Calanchi accelerated erosion in Italy. Geography, 65(287):95-101, 1980.
- Allum, J. A.; Dreisinger, B. R. Remote Sensing of vegetation change near Inco's sudbury mining complexes. International Journal of Remote Sensing, 8(3):399-416, 1987.
- Beaudoin, A.; Brochu, R.; Morin, D. Détection des changements d'utilisation du sol dus a l'urbanisation, à l'Aide de l'analyse et composantes principales de données multitudes Landsat. Canadian Journal of Remote Sensing, 12(1):29-38, 1986.

- Bentz, C. M. Avaliação da transformação radiométrica dos dados TM/Landsat-5 em reflectância. (Dissertação de Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1990. No prelo.
- Bertoni, J.; Lombardi Neto, F. Conservação do solo. Piracicaba, Livro Ceres, 1985, 392 p.
- Braga, C. Z. F. Utilização de imagens dos satélites Landsat-5 e NOAA-9 na identificação de parâmetros físico-químicos da água na baía de Guanabara. (Dissertação de Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, 1988. 115p. (INPE-4761-TDL/349).
- Branco, S. M. Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária. São Paulo, CETESB/ASCETESB, 1986. 616p.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Secretaria Nacional de Produção Agropecuária. Secretaria de Recursos Naturais. Coordenadoria de conservação do solo e água. Informações técnicas. Brasília, 1983a. 66p.
- \_\_\_\_\_. Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica. Inventário das estações fluviométricas: atualizado até junho de 1983. Brasília, DNAEE, 1983b.
- \_\_\_\_\_. Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica. Inventário das estações fluviométricas: informações extraídas de banco de dados em 1989. Brasília, DNAEE, 1989.
- Burrough, P. A. Principles of Geographical Information Systems for land resources assessment. New York, NY, Oxford University Press, 1987. cap. 5, 103-135p.

- Burt, T. P.; Donohoe, M. A.; Vann, A. R. Earth surface process and land forms. New York, NY, John Wiley, 1983. v.8 p.339-346.
- Byrne, G. F.; Crapper, P. F.; Mayo, K. K. Monitoring landcover change by principal component analysis of multitemporal Landsat data. Remote Sensing of Environment, 10(3):175-184, Nov. 1980.
- Cabral, A. P.; Mantovani, J. E.; Costa, M. P. F.; Lima, R. A. F. de; Novo, E. M. L. M. Efeitos da concentração e da granulometria na assinatura espectral do material inorgânico em suspensão. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 6., Manaus, 1990. Anais. São José dos Campos, INPE, 1990. p. 496-504.
- Calijuri, M. C. Curvas de luz-fotossíntese e fatores ecológicos em ecossistemas artificial e não estratificado - represa do Broa (Lobo) - São Carlos - SP. (Dissertação de Mestrado em Limnologia) - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, São Carlos, 1985.
- \_\_\_\_\_ Respostas fisiológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização. (Tese de doutoramento em hidráulica e saneamento) - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, São Carlos, nov. 1988, 293p.
- Chavez Jr, P. S. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. Remote Sensing of Environment, 24:459-479, 1988.
- Christofoletti, A. Geomorfologia. São Paulo, Edgar Blucher, 1974, 149p.

Cordeiro, C. A.; Soares, L. C. A erosão nos solos arenosos da região sudeste do Rio Grande do Sul. Revista Brasileira de Geografia, 39(4):82-150, out./dez. 1977.

Covre, M. Influência de parâmetros culturais de citros sobre os dados TM/LANDSAT. (Dissertação de Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1989. 241p (INPE-4856-TDL/367).

Crapper, P. F.; Hynson, K. C. Change detection using Landsat photographic imagery. Remote Sensing of Environment, 13(4):291-300, 1983.

Dolan, R.; Howard, A.; Gallenson, A. Man's impact on the Colorado river in the Grand Canyon. American Scientist, 2(4):392-401, 1974.

ELETRONORTE/ENGEVIX/THEMAG Mapas de geomorfologia e solos, 1:250.000. Brasília, 1987.

ELETRONORTE Dados de precipitação pluviométrica. Extraídos de banco de dados em 1989. Brasília, 1989.

\_\_\_\_\_ Dados limnológicos. Fornecidos pelo Centro de Proteção Ambiental. Tucuruí. 1989a.

Elian, S. N. Análise de regressão. São Paulo, Universidade de São Paulo. Instituto de Matemática e Estatística, 1988. 232p.

ENGESPAÇO Sistema de tratamento de imagens. São José dos Campos, 1989.

\_\_\_\_\_ Sistema de Informações Geográficas: manuais de usuário. São José dos Campos, 1990.

Epiphanyo, J. C. N.; Formaggio, A. R. Abordagens de uso de nível de cinza e de reflectância em sensoriamento remoto com dados de satélite. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 5., Natal, 11 a 15 out. 1988. Anais, São José dos Campos, INPE, 1988. p 400-405.

Erthal, G. J. Registro translacional de imagens: métodos correlacionais e sequenciais. (Dissertação de Mestrado em Computação Aplicada) - Instituto de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1985. 120p (INPE - 3456 - TDL/189).

Esteves, F. A.; Camargo, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. Acta Limnológica. 1:273-298, 1986.

Forster, D. L.; Abraham, G. Sediment deposits in drainage ditches: a cropland externality. Journal of Soil & Water Conservation, 40(1):141-143. Jan-Feb. 1985.

Gerrard, A. J. Soil and landforms. Winchester, George Allen and Unwin, 1981. 219p.

Godoy Jr., M.; Novo, E. M. L. M. Processamento digital de dados TM/Landsat no monitoramento de águas interiores. São José dos Campos, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 1989. (INPE-4956-PRE/1533).

Golterman, H. L.; Clymo, R.S.; Ohnstad, M. A. M. Methods for physical and chemical analysis of fresh water. 2 ed. Oxford, Blackwell Scientific Publications, 1978. 214p. (IBP handbook n<sup>o</sup>. 8).

- Hall, R. J.; Crow, P. H.; Titus, S.J. Change detection methodology for aspen defoliation with Landsat MSS digital data. Canadian Journal of Remote Sensing 10(2):135-142, Dec. 1984.
- Hession, W. C.; Shanholtz, V. O. A Geographical Information System or targeting nonpoint source agricultural pollution. Journal of Soil and Water Conservation. 43(3):264-266, May-June, 1988.
- Hollis, G. E.; Lockett, J. K. The response of natural river channels to urbanization: two case studies from Southeast England. Journal of Hidrology, 30(4):351-363, 1976.
- Howarth, P.; Boasson, E. Landsat digital enhancement for change detection in urban environments. Remote Sensing of Environment, 3(2): 149-160, May, 1983.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (IPT). Orientações para o combate a erosão no Estado de São Paulo (Bacia do Peixe-Paranapanema) - São Paulo, v. 3, 1987.
- Jensen, J R. Urban/suburban land use analysis. In: Cowell, R. N., ed. Manual of remote sensing. 2. ed. Falls Church, VA, ASP, 1983. v2. p. 1571-1666.
- \_\_\_\_\_. Introductory digital image processing. Englewood-Cliffs, NJ, Prentice-Hall, 1986. 379p.
- Jerlov, N. G. Marine optics. Amsterdam, Elsevier, 1976. 231p.

Johnston, C. A.; Naomi, E. D.; Bpnde, J. P.; Niemi, G. J. Geographic Information Systems for cumulative Impact Assessment. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 54(11):1609-1615, 1988.

Kirk, J. T. O. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press, 1986. p. 135-137.

Klooster, S. A.; Scherz, J P. Water quality by photographic analysis. Photogrammetric Engineering, 40(7):927-935, July 1974.

Lodwick, G. D. A computer system for monitoring environmental change in multitemporal Landsat data. Canadian Journal of Remote Sensing, 7(1):25-32, July 1981.

Mannering, J. V.; Fenster, C. R. Vegetative water erosion control for agricultural areas. In: National Symposium on Soil Erosion and Sedimentation by Water. Proceedings. St Joseph, MI, ASAE, 1977. p91-106.

Markhan, B. L.; Barker, J. L. Landsat MSS and TM post-Calibration dynamic ranges, exoatmospheric reflectances and at-satellite temperature. Landsat Technical Notes, 1:3-8, aug. 1986.

Mascarenhas, N. D. A.; Velasco, F. R. D. Processamento digital de imagens. IV Escola de computação, Instituto de Matemática e Estatística USP. São Paulo, 12-20 jul, 1984.

- Medeiros, J. S. Desenvolvimento metodológico para a detecção de alterações da cobertura vegetal através da análise digital de dados MSS Landsat. (Tese de Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1986. (INPE-4123-TDL-1262).
- Meier, M. C. Soil erosion: prediction and control. Ankeny, IA, SCSA, 1977. The proceedings of a national conference on soil erosion, West Lafayette, IN, may 24-26, 1976. p. 85-89.
- Miranda, E. E. de; Santos, R. Z. dos; Covre, M. Implantação de um sistema de informações geográficas para o Estado do Tocantins. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 6., Manaus, 24-29 jun, 1990. Anais, São José dos Campos, INPE, 1990. p. 715-719.
- Moore, G. K. Satellite surveillance of physical water-quality characteristics. In: International Symposium on remote sensing of environment, 20., Manila, Philippines, Apr. 20-26, 1978. Proceedings. Ann Arbor, 1978. v.1, p. 445-462.
- Mulkey, L. A.; Falco, J. W. Sedimentation and erosion control implication or water quality management. In: National Symposium on Soil Erosion and Sedimentation by Water. Chicago, Illinois, dec 12-13, 1977. Proceedings. St Joseph, MI, ASAE, 1977, p. 69-90.
- Novo, E. M. L. M.; Pires, J. S. Sensoriamento Remoto e Limnologia: Estudos Preliminares do Reservatório da UHE-Tucuruí. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 6., Manaus, 24-29 junho 1990. Anais, São José dos Campos, INPE, 1990.

- Novo, E. M. L. M.; Braga, C. Z. F.; Tundisi, J. G. Remote Sensing Estimation of Total Chlorophyll Pigment Distribution in Barra Bonita Reservoir. No prelo.
- Onstad, C. A.; Mutchler, C. K.; Bowie, A. J. Predicting sediment yields. In: National Symposium on Soil Erosion and Sedimentation by Water. Chicago, Illinois, dec 12-13, 1977. Proceedings. St. Joseph, MI, ASAE, 1977. p.43-58.
- Osborn, H. B.; Simanton, S. R.; Renard, K. G. Soil erosion: prediction and control, Ankeny, IA, SCSA, 1977. The proceedings of a national conference on soil erosion, West Lafayette, IN, may 24-26, 1976, p.41-49.
- Penteado, M. M. Fundamentos de geomorfologia. Rio de Janeiro, IBGE, 1978. cap. 9, p. 99-109.
- Pinto, S. A. F. Utilização de técnicas de sensoriamento remoto para caracterização de erosão do solo no SW do Estado de São Paulo. (Dissertação de Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1983. 122p. (INPE-2694-TDL/128).
- Prince, S. Modelling the temporal element in land information systems. International Journal of Geographical Information System, 3(3):232-243, 1989.
- PROJETO DE DESENVOLVIMENTO INTEGRADO DA BACIA DO ARAGUAIA-TOCANTINS. (PRODIAT) Descrição da área e caracterização do projeto. Brasília. Ministério do Interior e Organização dos Estados Americanos. 1983. 129p.

- PROJETO RADAMBRASIL. Folha SA22. BELÉM; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1974. (LEVANTAMENTO DE RECURSOS NATURAIS, V.5).
- Resende, M.; Almeida, J. R. de. Modelos de predição de perdas de solos: uma ferramenta para manejo e conservação do solo. Informe Agropecuário, 11(128):38-54 ago. 1985.
- Rimmer, M. B.; Collins, M. B.; Pattiaratchi, C. B. Mapping of water quality in coastal waters using airborne thematic mapper data. International Journal of Remote Sensing, 8(1):85-102, 1987.
- Ritchie, J.; McHenry, J. R.; Schiebe, F. R.; Wilson, B. The relationship of reflected solar radiation and the concentration of sediment in the surface water of reservoirs. In: Remote Sensing of Earth Resources. Tullahoma, TN. University of Tennessee Space Institute of Tullahoma, 1974. v.3. p. 57-71
- Ritchie, J. C.; Schiebe, F. R.; McHenry, J. R. Remote sensing of suspended sediments in surface waters. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 42(12):1539-1545, 1976.
- Ritchie, J. C.; Cooper, C. M.; Yongqing, J. Using Landsat multispectral scanner data to estimate suspended sediments in Moon lake, Mississippi. Remote Sensing of Environment, 23(1):65-81, Oct. 1987.
- Rosa, R. Influência das condições de iluminação solar nos dados TM/Landsat. (Dissertação de Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1987. (INPE - 4463-TDL/320).

- Schowengerdt, R. A technique for image processing and classification. Orlando, FL. Academic. 1983, 249p.
- Schumm, S. A. Applied fluvial geomorphology. Hails, J. R. ed. Applied geomorphology. New York, NY, Elsevier Scientific Publishing, 1977. cap. 4, p.119-156.
- Shepard, J. R. A concept of change detection. Photogrammetric Engineering, 30(4):648-651, July, 1964.
- Sivertun, A.; Reinelt, L. E.; Reinhold, C. A GIS method to aid in non-point source critical area analysis. International Journal Geographical Information Systems, 2(4):365-378, 1988.
- Slater, P. N. Remote sensing, optics and optical systems. London. Addison-Wesley, 1980. 575p.
- Smith, T. R.; Menon, S.; Star, J. L.; Estes, J. E. Requirements and principles for the implementation and construction of large-scale geographic information system. International Journal of Geographical Information Systems, 1(1):13-21, 1987
- Spiegel, M. R. Probabilidade e estatística. McGraw-Hill do Brasil LTDA. Trad. São Paulo, 1977. 526p.
- Stocking, M. A. Educação ambiental através da demonstração dos fatores erosivos e suas características. Brasília, SNAP, Coordenadoria de Conservação do Solo e da Água, 1986. 25p.
- Strahler, A. N.; Strahler, A. H. Environmental geoscience: integration between natural systems and man. Santa Barbara, CA, John Wiley, 1973.

- Sturm, B. Optical properties of water-applications of remote sensing to water quality determination. In: Frayssé, G., ed. Remote sensing application in agriculture and hidrology. Rotterdam, A. A. Balkema, 1980. p. 471-495.
- SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DA AMAZÔNIA. (SUDAM). Projeto de hidrologia e climatologia da Amazônia. (SUDAM/PHCA). Atlas climatológico da Amazônia brasileira. Belém, 1984. 125p.
- Sydor, M. Remote Sensing of particulate concentration in water. Applied Optics, 19(16):2794-2800, 1980.
- Tassam, S. The use of the Thematic Mapper for coastal water analysis. In: International Symposium of the International Society for Photogrammetry and Remote Sensing, Kyoto, 1988. Comission VII, Proceedings, Whitstable, ISPRS, 1988, v.27, part 10, p. 564-575.
- Thomann, R. V.; Mueller, J. A. Principles of surface water quality modeling and control. New York, NY. Harper & Row, 1987, 644p.
- Toll, D. L.; Royal, J. A.; Davis, J. B. Urban area update procedure using Landsat data. In: American Society of Photogrammetry Fall Technical Meeting, Niagara Falls, NY. Oct. 7-10, 1980. Technical Papers. Falls church, Va, ASP, 1980. p RS-1-E-1 - RS-1-E-17.
- Tricart, J. Ecodinâmica. Rio de Janeiro, IBGE, 1977, 91p.
- Tundisi, J. G. Limnologia de represas e barragens artificiais. Boletim de Hidráulica e Saneamento, sv (11), 1986a. 46p.

Tundisi, J.G. Ambiente, represas e barragens. Ciência Hoje, 5(27):49-54, nov-dez, 1986b.

Tundisi, J. G. ed. Impactos ecológicos da construção de represas. São Carlos, USP/EESC, 1988. (Monografia em limnologia, v.1 tomo 1).

\_\_\_\_\_ Manejo de represas. Comunicação pessoal. Dez. 1990.

Valeriano, D. de M. Estudo preliminar sobre a viabilidade de detecção de macrófitas flutuantes através de processamento digital de dados do MSS/LANDSAT. São José dos Campos, INPE, 1984, 11p. (INPE-3228-PRE/1579).

Whitlock, C. H.; Kuo, C. Y. Criteria for the use of regression analysis form remote sensing of sediment and pollutants. Remote Sensing of Environment, (12):151-168, 1982.

Williams, J. R.; Bernott, H. D. Determining the universal soil loss equation length-slope factor for watersheds. In: Soil Conservation Society of America. West Lafayette, IN. 1977. p.217-225.



APÊNDICEFICHA DE CAMPO

1 - SUB-BACIA:

2 - ESTAÇÃO:

3 - EROSÃO LAMINAR.

3.1 - Ligeira ( )

Quando aparente, mas com menos de 25% do solo superficial (horizonte A) removido.

3.2 - Moderada ( )

Com 25 a 75% do solo superficial removido.

3.3 - Severa ( )

Presença do horizonte B.

3.4 - Muito severa ( )

Com 25 a 75% do horizonte B removido.

3.5 - Extremamente severa ( )

Presença do horizonte C.

3.6 - Situação de extrema erosão ( )

Translocação de terra.

3.7 - Presença de pedestais ( )

Altura média dos pedestais:

4 - EROSÃO EM SULCOS

4.1 - Frequência dos sulcos:

4.1.1 - Ocasionais ( )

Distanciados mais de 30 metros.

4.1.2 - Frequentes ( )

Distanciados a menos de 30 metros, mas ocupando uma área inferior a 75%.

- 4.1.3 - Muito frequentes ( )  
 Distanciados a menos de 30 metros, ocupando área superior a 75%
- 4.2 - Profundidade dos sulcos:
- 4.2.1 - Superficiais ( )  
 Que podem ser cruzados por máquinas agrícolas, e se desfazem com o preparo do solo.
- 4.2.2 - Rasos ( )  
 Que podem ser cruzados por máquinas agrícolas, mas não se desfazem com o preparo do solo.
- 4.2.3 - Profundos ( )  
 Que não podem ser cruzados por máquinas agrícolas, e que ainda não atingira o horizonte C.
- 4.2.4 - Sulcos muito profundos ( )  
 Que não podem ser cruzados por máquinas ou voçorocas agrícolas que já atingiram o horizonte C.
- 4.2.5 - Associação entre sulcos e uso da terra pelo homem.

## 5 - MICROFORMAS

- 5.1 - Desmoronamentos: Ocorrências ( )  
 Densidade ( )
- 5.2 - Sedimentação nas baixadas ( )
- 5.3 - Assoreamento do reservatório ( )

## 6 - FATORES FÍSICOS QUE INFLUENCIAM A EROSÃO

- 6.1 - Encostas.
- 6.1.1 - Declividade:
- 6.1.2 - Comprimento:
- 6.2 - Vegetação.
- 6.2.1 - Tipo de cobertura.
- Florestal ( )
- Pastagem ( )
- Agrícola ( )
- Área desmatada e abandonada ( )

6.3 - Solo.

6.3.1 - Permeabilidade:

6.3.2 - Presença de material orgânico:

6.3.3 - Textura do horizonte A:

Arenosa ( ), Siltosa ( ), Argilosa ( )

7 - FATORES HUMANOS QUE INFLUENCIAM A EROSÃO

7.1 - População (densidade e demografia)

7.2 - Manejo do gado (espécie e densidade)

7.3 - Práticas agrícolas

7.3.1 - Curvas de nível ( )

7.3.2 - Canais de escoamento ( )

7.3.3 - Gradeação ( )

7.3.4 - Queimadas ( )

7.3.5 - Herbicidas ( )

7.3.6 - Fertilizantes ( )

8 - OBSERVAÇÕES: