MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

INPE-5967-TDI/571

CARACTERIZAÇÃO DOS GRADIENTES LONGITUDINAIS E LATERAIS DO RESERVATÓRIO TUCURUÍ/PA, ATRAVÉS DA ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS BANCOS DE DADOS LIMNOLÓGICO E DE IMAGENS TM-LANDSAT

Osman Fernandes da Silva

Dissertação de Mestrado em Sensoriamento Remoto, orientada
pelas Dras. Evlyn M. Novo e Thelma Krug,
aprovada em dezembro de 1994.

INPE
São José dos Campos
Dezembro de 1994

528.711.7:556.15

SILVA, O.F. da

Caracterização dos gradientes longitudinais e laterais do reservatório Tucuruí/PA, através de dados limnológicos e de imagens TM-Landsat / O.F. da Silva. - São José dos Campos: INPE, 1994. 115p. - (INPE-5967-TDI/571).

1. Reservatório Tucuruí. 2. Liminologia. 3. Gradientes. 4. Água. I. Título.

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

Dra. Evlyn Marcia Leão de Moraes Novo _____
Orientadora/Presidente

Dra. Thelma Krug _____
Orientadora

Dra. Tereza Gallotti Florenzano _____
Membro da Banca

Dr. Reynaldo Luiz Victória _____
Membro da Banca
- Convidado -

Candidato: Osman Fernandes da Silva

São José dos Campos, 16 de dezembro de 1994

O céu é meu pai e a terra minha mãe, e até uma criatura pequenina como eu encontra aconchego no seu seio. Aquilo que se estende por todo o universo eu contemplo como meu corpo, e aquilo que governa o universo eu contemplo como minha natureza. Toda a gente é meu irmão e todos os seres são meus companheiros.

(Chang-Tsai, Século XI)

AGRADECIMENTOS

As Dras. Evlyn Novo e a Thelma Krug pelo apoio, confiança e pela forma como me orientaram para este trabalho, dando-me liberdade para tentar fazer ciência sem ter medo de errar. E, ainda, por me mostrarem o lado ético e humano por traz da ciência;

A todo pessoal do LTID e, em especial ao Moacyr Godoy, pelos programas imprecindíveis para a execução deste trabalho ('show' e 'bobbit');

Ao apoio fundamental da Etel, e pela sua solidariedade e tratamento sem igual aos bolsistas do SERE;

Ao Lauro, por todo esforço para viabilizar a confecção das cartas temáticas.

Ao Edilberto e Ana, por toda boa vontade e por tornar possível a saída das imagens do 'Spring'.

A toda rapaziada da 'mansão azul' (Marquinhos, Ronald, Guga, Helder e Neizão), que me deram apoio fundamental quando aqui cheguei; e à toda população flutuante do casarão;

Pelo carinho, apoio e compreensão em todos os momentos, mas principalmente naqueles mais difíceis, agradeço principalmente a Evania;

Ao Takachi e a Wilse por todo apoio dado em Tucuruí e pelas informações fornecidas;

A Central Elétrica do Norte do Brasil (ELETRONORTE), pela liberação dos dados limnológicos;

Ao CNPq pela concessão de bolsa de estudo.

RESUMO

O grande volume e a amplitude da vazão do rio Tocantins, influem diretamente na ocorrência de gradientes longitudinais e laterais no reservatório de Tucuruí. Através da manipulação estatística de dados coletados *in situ* para um período de cinco anos e dados hidrológicos, foi verificada a influência altamente significativa (α= 0.01) da sazonalidade da vazão afluente deste rio no processo de geração de massas de água superficiais e de como esta vazão afeta o estado trófico do reservatório. Os resultados foram posteriormente validados através da utilização de cinco imagens orbitais e serviram para caracterizar os limites espaço-temporais das zonas longitudinais e laterais do reservatório, na qual foi possível identificar condições predominantemente fluviais no corpo central do reservatório para o período chuvoso e, para esta mesma região, um comportamento predominantemente lacustre no período seco. Além disso, em função dos resultados encontrados para a região litoral (situada nos braços dendríticos e rasos), constatou-se que esta possui um metabolismo próprio em relação ao resto do reservatório, na qual se caracteriza como uma região lacustre durante o ano inteiro. Foi discutida também a importância deste local na 'filtragem' de nutrientes oriundos das bacias de captação adjacente e a função dessas regiões na produtividade primária do reservatório.

CHARACTERIZATION OF LATERAL AND LONGITUDINAL GRADIENT OF TUCURUÍ RESERVOIR, THROUGH STATISTICAL ANALISYS OF LIMNOLOGICAL DATA AND TM-LANDSAT IMAGES

ABSTRACT

The large water flow and seasonality of tocantins river affects the lateral and longitudinal stratification of the Tucurui reservoir. The statistical analyses of a data base with limnological measurements made during 5 years in the Tucurui reservoir showed that there are significant differences (α=0,01) in the limnological variables between the dry and the rainy season. The changes in the water flow are therefore responsible for changes in the trophic state of the Tucurui reservoir. These results were confirmed by using five TM/LANDSAT images that clearly show the lateral and longitudinal stratification of optical properties of the reservoir. The litoral zone was shown to be different from the central zone of the reservoir since it keeps a lake-type metabolism during the whole year. The importance of this region which acts as a filter for nutrients coming from the lateral catchment basins is also discussed.

SUMÁRIO

	Pag.
LISTA DE FIGURAS	xv
LISTA DE TABELAS	xvii
CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO 2 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	5
2.1 - OS SISTEMAS AQUÁTICOS	5
2.1.1 - A IMPORTÂNCIA DOS NUTRIENTES NO ECOSSISTEMA AQUÁTICO	11
2.2 - SENSORIAMENTO REMOTO DA ÁGUA	14
2.3 - PROCESSAMENTO DIGITAL DE IMAGENS	20
2.3.1 - CORREÇÃO GEOMÉTRICA	21
2.3.2 - CORREÇÃO ATMOSFERICA E CONVERSÃO DOS NÚMEROS DIGITAIS EM REFLECTÂNCIA REAL	22
2.3.3 - FILTRAGEM ESPACIAL DE FREQÜÊNCIAS	26
2.3.4 - CLASSIFICAÇÃO AUTOMÁTICA	27
CAPÍTULO 3 - CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO	29
CAPÍTULO 4 - MATERIAL E MÉTODO	35
4.1 - ESTRUTURA METODOLÓGICA	35
4.2 - PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS	38
4.3 - TRATAMENTO ESTATÍSTICO DO BANCO DE DADOS LIMNOLÓGICOS	40
4.3.1 - TESTE DE HIPÓTESE PARA DIFERENÇA DE MÉDIA	40
4.3.2 - ANÁLISE DE VARIÂNCIA.('ONE WAY')	41

4.3.3 - ANÁLISE DE AGRUPAMENTO..... 42

4.3.3.1 - UTILIZAÇÃO DO SISTEMA GEOGRÁFICO DE INFORMAÇÃO (SPRING)..... 44

4.4 - SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL..... 45

4.4.1 - REGISTRO..... 46

4.4.2 - CORREÇÃO ATMOSFÉRICA E CONVERSÃO DOS NÚMEROS DIGITAIS EM REFLECTÂNCIA REAL..... 47

4.4.3 - APLICAÇÃO DE MÁSCARA, NORMALIZAÇÃO E AMPLIAÇÃO DE CONTRATE "STRETCH"..... 48

4.4.4 - FILTRAGEM ESPACIAL..... 49

4.4.5 - CLASSIFICAÇÃO..... 50

CAPÍTULO 5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO..... 51

5.1 - MANIPULAÇÃO DOS DADOS LIMNOLÓGICOS..... 51

5.2 - NUTRIENTE LIMITANTE NA ÁGUA..... 63

5.2.1 - QUANTIDADE MÍNIMA DE NUTRIENTES..... 64

5.2.2 - PROPORÇÃO DE NUTRIENTES (N/P)..... 67

5.2.3 - O ESTADO TRÓFICO DO CORPO CENTAL E DA REGIÃO LITORAL DO RESERVATÓRIO..... 69

5.3 - IDENTIFICAÇÃO DE GRADIENTES LONGITUDINAIS ATRAVÉS DE IMAGENS TM/LANDSAT..... 76

5.4 - VALIDAÇÃO DOS RESULTADOS ESTATÍSTICOS DO BDL ATRAVÉS DAS IMAGENS CLASSIFICADAS..... 92

CAPÍTULO 6 - CONCLUSÃO..... 99

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... 103

LISTA DE FIGURAS

Pág.

2.1 - Zonação longitudinal em reservatórios..... 10

3.1 - Localização da área de estudo..... 29

3.2 - Vazão afluente média em Tucuruí..... 30

3.3 - Nível médio do reservatório..... 31

4.1 - Seqüência das atividades..... 37

5.1 - Localização das estações de coleta limnológica..... 52

5.2 - Análise de agrupamento para o período de estiagem..... 58

5.3 - Análise de agrupamento para a época chuvosa..... 59

5.4 - Freqüência mensal do fitoplâncton..... 69

5.5 - Variação longitudinal dos parâmetros limnológicos..... 79

5.6 - Variação longitudinal da reflectância média..... 80

5.7 - Imagem 1..... 82

5.8 - Imagem 2..... 83

5.9 - Imagem 3..... 85

5.10 - Imagem 4..... 87

5.11 - Imagem 5..... 88

5.12 - Imagem conceitual..... 90

5.13 - Relação entre a vazão/nível e as áreas com baixa, média e alta reflectância..... 92

5.14 - Relação entre os dados limnológicos e os de reflectância..... 94

5.15 - Variação das zonas longitudinais em função da intensidade do fluxo.... 96

LISTA DE TABELAS

PÁG.

2.1 - Modelo de espalhamento atmosférico para a banda 1 do TM..... 24

3.1 - Características morfométricas do reservatório Tucuruí..... 33

5.1 - Testes de hipótese para diferenças sazonais médias..... 53

5.2 - Análise de variância das cinco estações de coleta..... 56

5.3 - Valor médio das variáveis limnológicas..... 65

5.4 - Razão N/P para cada estação de coleta..... 67

5.5 - Intervalos para o estado trófico..... 71

5.6 - Classificação trófica do reservatório..... 71

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

A política energética brasileira se baseia principalmente no modelo hidroelétrico. A adoção deste modelo é sustentada por um conjunto de fatores, tais como: grande potencial hidráulico dos rios; baixo custo nominal do empreendimento e domínio tecnológico para a construção de barragens (Plano, 1990a).

Como resultado do período 'desenvolvimentista' nacional, a produção de energia hidroelétrica cresceu 1.000% entre 1950 e 1980. Apesar da demanda energética ter diminuído na década de 80, ela ainda é considerável e tende a superar a produção nos próximos anos, pelo menos em algumas regiões (Rosa, 1993 comunicação pessoal).

Devido às projeções de crescimento econômico efetuadas nos anos 70, começaram a ser construídas a partir desta década, grandes usinas hidroelétricas. Porém, a construção de reservatórios artificiais é uma das ações antrópicas que causam maior impacto nos ecossistemas naturais (Tundisi, 1986).

Nesse contexto, cabe ressaltar a Amazônia como a região de maior potencial hidroelétrico ainda não aproveitado (69%), tendo em vista que a maioria dos seus rios situam-se em extensas planícies de inundação e estas ocupam uma área aproximada de 300.000 Km^2 (Junk, 1991 citado por Piedade et al., 1992); na qual, apenas a planície principal do rio Amazonas abrange uma área aproximada de 94.200Km^2 segundo estimativas de Sippel et al. (1992). Isso indica, portanto, a grande superfície potencialmente inundável e o imapacto a que está sujeita a planície Amazônica.

Não obstante, a existência de condições especiais nessa região, como baixa densidade populacional, grandes reservas minerais e florestais, além de elevada biodiversidade, tornam a Amazônia estrategicamente muito importante e sujeita a políticas de ocupação e desenvolvimento específicas.

Para a concreta efetivação dessas políticas, faz-se necessária a implantação de obras de infra-estrutura. Assim, a disponibilidade de energia elétrica representa um dos insumos indispensáveis aos processos de produção modernos e de melhoria da qualidade de vida (Plano, 1990b).

Por outro lado, segundo Tundisi (1988, 1990), o represamento dos rios origina lagos artificiais que geram importantes impactos econômicos, sociais e ecológicos. Entre as principais modificações previstas, destacam-se: inundação de cidades, deslocamento de populações, impossibilidade de explorar o solo e subsolo, inundação de áreas de floresta e emissão de gases.

Além desses aspectos, o reservatório representa o aparecimento de um novo ambiente através da modificação da estrutura ecológica do ecossistema fluvial. O embarramento do rio implica, portanto, não só na modificação e impacto do ambiente terrestre inundado, mas também dos ecossistemas aquático e atmosférico previamente existentes (Tundisi, 1986).

O impacto ambiental causado pela formação desses grandes corpos de água (maiores do que 2.000 Km^2) em regiões pouco conhecidas como a Amazônia merece estudos e reflexões cuidadosas, principalmente considerando-se a prática agravante mas infelizmente comum da não retirada prévia da floresta da área a ser inundada (Araújo Filho et al., 1990; Pereira et al., 1994).

Esses impactos, juntamente com o elevado metabolismo intrínseco dos ecossistemas tropicais, implicam em vários problemas complexos de alterações físicas e biogeoquímicas da água, comprometendo a qualidade da água do reservatório e, por conseqüência, o seu potencial multiuso (Tundisi, 1986; Esteves, 1988).

Em grandes reservatórios existe elevada heterogeneidade espacial e grande variabilidade temporal das variáveis bióticas e abióticas, incluindo diferenciados níveis tróficos. Assim, existe a possibilidade de um mesmo corpo d'água possuir espacialmente diferentes características quanto aos níveis de nutrientes, de produtividade etc.

Devido às grandes dimensões e formato alongado da bacia de captação dos reservatórios, estes são abastecidos por rios de mais alta ordem do que os lagos (Thornton, 1990). Isto implica na ocorrência de massas de água com características físico-químicas específicas e na emissão de grandes cargas de materiais para os reservatórios e, por conseqüência, a geração de gradientes longitudinais nos reservatórios que também contribuem para o aumento da heterogeneidade espacial da qualidade da água nesses ambientes (Kimmel et al., 1990).

Em decorrência disso, da dificuldade de acesso, do clima hostil e apoio logístico precário ou inexistente, o estudo desses ecossistemas na Amazônia fica seriamente comprometido através das técnicas tradicionais de limnologia destinadas à pesquisar as águas continentais; uma vez que para se conhecer o ambiente seriam necessárias coletas e amostras, respectivamente, mais frequentes e em maior número do que as normalmente empregadas (Novo e Tundisi, 1988) e espacialmente melhor distribuídas.

A baixa representatividade espacial dos pontos amostrais, leva a uma limitação do método em termos de permitir compreender e caracterizar o ambiente como um todo; mesmo porque o aumento necessário e desejável no número de amostras implica em mais recursos financeiros e tempo para se coletar e analisar as mesmas.

Nesse sentido, o sensoriamento remoto representa uma importante ferramenta complementar para o estudo limnológico, uma vez que sua visão sinótica aliada ao caráter multiespectral permite fornecer informações simultâneas sobre alterações espaço-temporais das propriedades espectrais dos corpos d'água (incluindo seus componentes oticamente ativos); das emissões de metano nas zonas de transição terra-água (baixios), através da decomposição anaeróbia de macrófitas aquáticas (Novo e Tundisi, 1994); bem como das bacias de captação adjacentes ao reservatório (Novo e Tundisi, 1988; Pereira Filho, 1991).

Todavia, a utilização exclusiva desta ferramenta na Amazônia nos moldes convencionais também encontra dificuldades, uma vez que a frequente cobertura de nuvens no local só permite obter imagens referentes à época de estiagem -

que dura aproximadamente 4 meses por ano. Esta característica regional, associada com a baixa freqüência de passagem do satélite utilizado (16 dias), significa na prática menos de uma imagem sem cobertura de nuvens por ano.

A pequena chance de adquirir uma boa imagem, torna remota a probabilidade de se realizar coleta de dados *in situ* simultaneamente à passagem do satélite, o que inviabiliza a utilização de modelos empíricos para estimar dados de qualidade da água, conforme será visto no item 2.2. Este problema, porém, não invalida totalmente a utilização desta importante ferramenta.

Em função da amplitude e da bem marcada sazonalidade pluviométrica na Amazônia, acredita-se que nos grandes reservatórios desta região - quais sejam, Balbina, Samuel e Tucuruí, existam pronunciadas variabilidades espaço-temporais nas suas condições de qualidade da água e que essas condicionariam à ocorrência de massas de água -ou compartimentos horizontais.

O presente trabalho se propõe a verificar as variabilidades espaço-temporais do sistema aquático em estudo, através da caracterização sazonal dos gradientes longitudinais e laterais ao nível de superfície da água, e verificar a influência destes no estado trófico do reservatório. Este estudo foi efetuado aplicando a análise estatística ao banco de dados limnológico do reservatório Tucuruí.

Os resultados obtidos foram validados a partir de um banco de imagens TM-LANDSAT, que serviu também para delimitar e quantificar a extensão da 'pluma' do Tocantins na entrada do reservatório; a qual permitiu a identificação, juntamente com os dados limnológicos disponíveis, das regiões do reservatório onde predominam as condições de rio e de lago.

CAPÍTULO 2

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 - OS SISTEMAS AQUÁTICOS

Os rios (ecossistemas lóticos) são caracterizados por gradientes longitudinais na morfologia do canal, velocidade de fluxo, temperatura da água, tipo de substrato e comunidades bióticas. Enquanto gradientes verticais de luz, temperatura, substâncias dissolvidas e processos de produção e decomposição são característicos dos lagos -ambientes lênticos (Kimmel et al., 1990).

Devido a sua natureza híbrida rio-lago, os reservatórios apresentam ambos os gradientes (horizontal e vertical) dos fatores abióticos que por sua vez controlam a produtividade do sistema (Margalef, 1983; Thornton, 1990). O embarramento do sistema fluvial faz com que a bacia de drenagem do reservatório seja idêntica a do rio a montante; porém, comparativamente aos lagos, os reservatórios são geralmente abastecidos por rios de mais alta ordem e bacias maiores e com formato mais estreito e alongado, refletindo a influência da rede de drenagem fluvial (Thornton, 1990).

Os rios, em geral, possuem correntes (movimentos horizontais ou advectivos) mais intensas do que os reservatórios, e estes mais intensas do que os lagos. As correntes advectivas se caracterizam por movimentos em um sentido preferencial e com deslocamento frequentemente desordenado (fluxo turbulento).

Segundo Cunha (1994), o fluxo fluvial é constituído pela descarga líquida, sólida e dissolvida. A descarga líquida, ou vazão, define a competência (tamanho máximo do material que pode ser transportado) e a capacidade do rio (volume de carga que pode ser transportado). A carga sólida de um rio (suspensão e fundo) decresce para juzante, indicando diminuição na sua competência e

direto da participação da chuva, com sua intensidade e freqüência, erodindo as encostas, e do papel da cobertura vegetal.

Além do material orgânico (detritos, vegetação aquática etc.), principalmente as partículas sedimentares finas (silte e argila), constituem a carga em suspensão e estas se mantém suspensas na água até a velocidade do fluxo decrescer e atingir a velocidade crítica ou limite crítico, que corresponde à menor velocidade requerida para uma partícula de determinado tamanho movimentar-se.

O movimento advectivo mais intenso dos rios confere a estes maior homogeneidade das condições físico-químicas e biológicas do volume de água, além de maior capacidade de transportar materiais orgânicos e inorgânicos em suspensão na coluna d'água ou arrastados através do seu leito. Mas, quando as águas fluviais atingem a região montante dos reservatórios, essa homogeneidade deixa de existir.

Isso ocorre porque a construção de barragens em vales fluviais rompe a seqüência natural dos rios. Na região à montante da barragen, o nível de base local é levantado, alterando a forma do canal e diminuindo a capacidade de transporte sólido; desta maneira as correntes advectivas sofrem rápida redução de velocidade em cada ponto e o escoamento inicialmente instável passa a ser estável após certa distância percorrida, embora a velocidade de uma determinada partícula possa variar ao longo da linha de escoamento (Sears e Zemansky, 1975).

A diminuição da competência decorrente da perda de energia cinética reduz drasticamente a capacidade de transporte das águas fluviais, resultando na deposição e acúmulo de grandes cargas de materiais; ocorrendo então o assoreamento na desembocadura e no fundo do vale principal e afluentes (Mendes, 1984; Thornton et al., 1990; Cunha, 1994).

Em decorrência da mudança de situação lótica para lêntica, a atuação dos ventos e ondas nas margens dos reservatórios tornam-se mais importantes do que o impacto da energia cinética das correntes sobre o fundo. Como resultado desenvolvem-se as margens de abrasão, cujos declives favorecem a atuação dos

processos gravitacionais, o recuo das margens ou das falésias e, em conjunto com os sedimentos trazidos pelos tributários, podem originar feições deposicionais na faixa litoral do corpo de água (Cunha, 1994).

Além desses aspectos geomorfológicos, o processo de formação do reservatório causa considerável impacto no ecossistema fluvial na medida em que as características físicas, químicas e biológicas da água do rio são drástica e rapidamente modificadas, principalmente se a vegetação da área inundada não foi preveamente removida (Thérien e Spiller, 1981; Pereira et al., 1994), gerando no período posterior ao enchimento um 'estado de transição' (Rast et al., 1989).

O impacto resultante das modificações físico-químicas da água desencadeia um "dinâmico desenvolvimento do ecossistema (sucessão ecológica), pois envolve mudanças na estrutura de várias espécies e processos da comunidade ao longo do tempo" (Odum, 1986).

A mudança nas populações animais e vegetais deve-se ao fato destas possuírem graus de exigência específicos para a sua sobrevivência, tais como: disponibilidade de alimentos, quantidade de luz na coluna de água, variedade e quantidade de nutrientes, níveis de temperatura e oxigênio etc. que são modificados com a transformação do rio (Tundisi, 1988).

À medida em que as condições de represa passam a prevalecer, processos seletivos produzem progressivamente extensas modificações na estrutura biótica do ecossistema, eliminando algumas espécies, propiciando o desenvolvimento de outras ou interferindo nas relações intra e interespecífica (Tundisi, 1986).

As principais alterações ambientais decorrentes da transformação rio/reservatório, destacadas por Tundisi (1988) são: aumento das interfaces ar-água, sedimento-água e hidrosfera-biosfera; alteração no transporte de material em suspensão; inundação do sistema terrestre (desaparecimento da floresta); concentração de matéria orgânica; turbidez; temperatura e estrutura térmica horizontal do sistema; aumento da área ocupada por macrófitas; aumento da concentração de clorofila; modificações na

composição de espécies etc. Isto sem citar os problemas causados sobre a fauna terrestre e aquática e sobre o homem e as atividades humanas.

Grandes reservatórios com variados tipos de sub-bacias, dendríticos e com profundidades muito variáveis são morfometricamente propícios ao aparecimento de diferenças espaciais na qualidade da água e, consequentemente, nas suas condições de vida (Pereira Filho, 1991).

A morfometria, combinada com a influência hidrodinâmica são os principais fatores responsáveis por estas diferenças espaciais na medida em que reentrânceas (normalmente associadas à baixa declividade topográfica, extensa rede de rios, águas mais rasas, aumento da interface sedimento-água e da influência terrestre), por exemplo, criam condições que dificultam a circulação e troca da água.

Isso implica em diferentes tempos de residência hidráulica (definido como o tempo necessário para esgotar completamente a água de um determinado corpo d'água, ou de parte dele) nas várias reentrânceas, podendo resultar em trocas e distribuição distintas de matéria e energia (incluindo nutrientes, sais, temperatura, matéria orgânica etc.) nas porções internas do reservatório (Esteves, 1986; Kennedy e Walker, 1990).

A pronunciada diferença interna no tempo de residência das águas do reservatório provoca o aumento dos gradientes físicos (estrutura térmica horizontal e vertical), químicos e biológicos, resultando em condições favoráveis ao surgimento de massas de água (ou compartimentos). Esses compartimentos constituem secções ao longo do eixo longitudinal em que ocorrem tempos de residência diferentes por unidade de comprimento do reservatório.

Os gradientes horizontais em composição química, sucessão espacial das comunidades e transporte de material, ocorrem tanto no eixo principal do reservatório como nos afluentes. Portanto, braços maiores do reservatório com circulação específica e reduzida, também devem ser considerados compartimentos (Tundisi,1988).

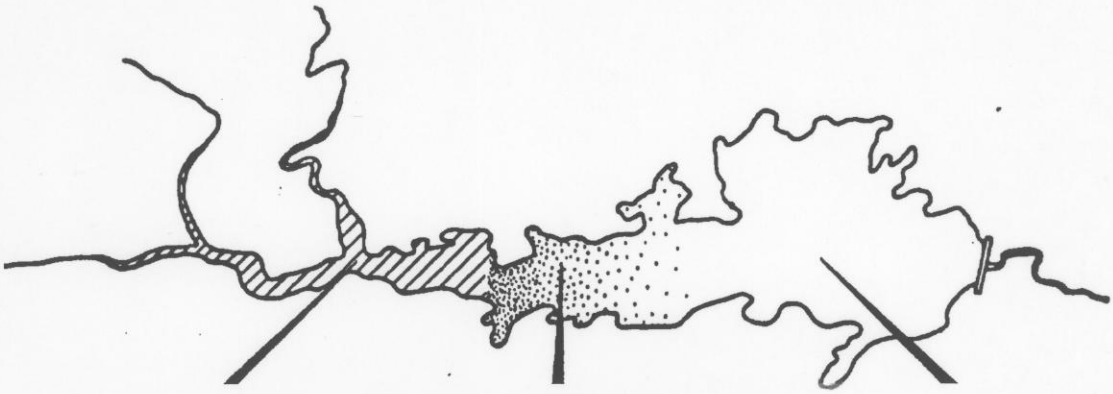
Cabe ressaltar que a estrutura espacial (horizontal e vertical) das represas é um dos determinantes essenciais do seu funcionamento e, por depender dos níveis de entrada e saída das águas do rio e da altura da saída da água na barragem, são também condicionados por esses. Assim, as trocas de água (balanço hidrológico) representam um importante fator ecológico na medida em que propiciam a renovação e/ou isolamento das massas de água, modificação nos níveis internos de oxigênio dissolvido, o transporte de nutrientes, de organismos planctônicos e de sedimentos.

A altura da saída da água pelo vertedouro possui importância fundamental no controle da qualidade da água do reservatório, na medida em que camadas de água interna não desejáveis podem ser removidas, eliminando ou intensificando o isolamento de massas de água (Tundisi, 1986, Thornton, 1990).

Associada à capacidade de armazenagem da água (i.e. ao volume), sobretudo os reservatórios largos e profundos favorecem uma rápida dispersão e dissipação do fluxo que entra, resultando numa perda de energia advectiva e gerando gradientes laterais e, principalmente, longitudinais na concentração dos sólidos em suspensão e nos constituintes químicos (sais, nutrientes etc.) associados ou adsorvidos ao sedimento (Wetzel, 1975; Gloss et al., 1980; Kennedy et al., 1982; Thornton, 1990).

Segundo Kimmel et al.(1990), os gradientes longitudinais resultam de fatores como densidade e temperatura da água, velocidade de fluxo, morfologia do reservatório, tempo de residência, concentração de sólidos em suspensão, disponibilidade de luz e nutrientes etc. Esses gradientes representam, portanto, um importante processo ecológico controlado através de variáveis físico-químicas e que afetam a fisiologia dos organismos, resultando em gradientes biológicos e fisiológicos, que por sua vez geram marcado grau de heterogeneidade espacial na produtividade e biomassa dos reservatórios.

Usualmente são identificadas três zonas ao longo do eixo longitudinal de reservatórios típicos: zona fluvial, de transição e lacustre (Figura 2.1).



ZONA FLUVIAL	ZONA DE TRANSIÇÃO	ZONA LACUSTRE
• leito estreito e canalizado	• leito largo e profundo	• leito largo e profundo, semelhante a lago
• fluxo relativamente intenso	• fluxo reduzido	• fluxo pequeno
• elevada turbidez e conc. de sedim. em suspesão, pequena disponibilidade de luz, $Zp<Zn^{(1)}$	• turbidez reduzida e baixa concentração de sedimento em suspensão, aumento da disponibilidade de luz	• águas mais transparentes e maior disponibilidade de luz, $Zp > Zn^{(1)}$
• produtividade do fitoplâncton limitada pela luz	• produtividade do fitoplâncton/m^3 relativamente alta	• produtividade do fitoplâncton limitada por nutrientes
• perda de fitoplâncton devido a sedimentação	• perda de fitoplâncton por sedimentação e pastagem	• perda de fitoplâncton devido a pastagem
• fornecimento alóctone de matéria orgânica, $P < R^{(2)}$	• intermediário	• fornecimento autóctone de matéria orgânica, $P > R^{(2)}$
• mais eutrófico	• intermediário	• mais oligotrófico

(1) Zp = camada eufótica; Zn = camada de mistura
(2) P = produção; R = respiração

Fig. 2.1 - Zonação longitudinal controlando fatores ambientais e o estado trófico de um reservatório idealizado.
Fonte: Modificada de Kimmel et al. (1990), p.150

Segundo Kimmel et al. (1990), a fertilidade relativa dos reservatórios geralmente diminui no sentido rio-lago como conseqüência da redução do fornecimento de nutrientes advectivos, pois a carga destes decai com o aumento da distância do tributário, e a produtividade do sistema torna-se então mais dependente da regeneração interna dos nutrientes

Esse processo implica normalmente na modificação do 'estado trófico' do reservatório, passando de condições mais eutróficas para mais oligotróficas ao longo do gradiente rio-transição-lago (Thornton et al., 1982; Kimmel e Groeger, 1984).

A grande capacidade que os reservatórios possuem de acumular materiais (Tundisi, 1988), associada com a rápida reciclagem de nutrientes resultante dos acelerados processos biogeoquímicos existentes nos trópicos, propiciam a liberação para a coluna d'água da carga de nutrientes "aprisionados" pelos sedimentos ou pela vegetação em decomposição (algas, macrófitas e floresta inundada). Esse processo implica, muitas vezes, numa tendência de enriquecimento excessivo (eutrofização) do ambiente aquático (Odum, 1985; Esteves, 1988).

A eutrofização, por sua vez, cria condições para o desenvolvimento de flora e fauna específicas para este tipo de ambiente e com frequência de maneira intensa e desordenada (Tundisi, 1986; Esteves e Barbosa, 1986; Rast e Ryding, 1989). Assim, a caracterização trófica dos corpos d'água só pode ser definida segundo uma análise múltipla das variáveis que são utilizadas com esta finalidade e tomando-se como referência um contexto regional (Carlson, 1977; Thomann e Müeller, 1987; Rast et al., 1989).

2.1.1 - A IMPORTÂNCIA DOS NUTRIENTES NO ECOSSISTEMA AQUÁTICO

Os reservatórios como ecossistemas estão intimamente ligados à bacia de captação, principalmente através da transferência por intermédio das chuvas, de materiais lixiviados do solo. A atual influência antrópica tem tornado esta ligação ainda

mais intensa como consequência de desmatamentos, do desenvolvimento de atividades agrícolas e do aumento das áreas urbanas; esses fatores têm reduzido a capacidade dos solos em absorver as águas pluviais e aumentado o escoamento superficial da água das chuvas e o seu poder de transporte (Thomann e Müeller, 1987).

Além da influência antrópica, a própria elevação do nível da água do rio, por ocasião da sua transformação em reservatório, provoca a diminuição da bacia de captação, tornando os tributários ainda mais curtos. Este fato, associado ao formato estreito e alongado destas bacias, reduzem o trajeto dos materiais transportados do solo para a água. Desse modo, por ocasião da lixiviação do solo pelas chuvas, torna-se necessário menos energia hidráulica (pluvial) para deslocar a mesma carga de materiais das bacias de captação para os reservatórios.

Os fatores que determinam a entrada de sedimentos, nutrientes e outros materiais em um reservatório através do fluxo do rio são: tipo de bacia de drenagem (declividade topográfica; composição mineralógica do solo; técnicas de manejo do terreno; tipos de uso e cobertura do solo etc.) e incluem localização, clima e distribuição da precipitação, hidrologia, fisiografia e geoquímica da bacia. Além desses fatores contribuírem significativamente para a entrada de nutrientes para o corpo d'água e resultarem na modificação da sua qualidade, influenciam também a produtividade biológica, através do aumento da disponibilidade de nutrientes essenciais (Canfield et al., 1989; Ford, 1990).

Segundo Thornton (1990), extensas redes de drenagem associadas a reservatórios podem resultar na entrada de grandes fluxos anuais de carga de sedimentos e nutrientes; assim, o tamanho da bacia de captação fornece indícios da carga de materiais potencialmente transportáveis para os corpos de água.

O enriquecimento do sedimento fluvial através da contribuição dos solos ocorre principalmente nas partículas finas (silte e argila) devido a alta capacidade destas em adsorver fósforo (Gloss et al., 1980; Canfield, 1989; Thornton, 1990), compostos orgânicos (Esteves, 1988), metais e outros nutrientes (Odum, 1985; Thomann e Müeller, 1987; Barbeau e Wollast, 1994). Mas o fato de existir um determinado nutriente em abundância no meio, não significa que o mesmo não seja

limitante para a biota, uma vez que as exigências nutritivas variam de espécie para espécie e em proporções variadas.

Segundo a Lei do Mínimo de Liebig, "qualquer condição que se aproxime ou exceda os limites de tolerância é uma condição limitante ou fator limitante. Sob condições de estado constante, o material essencial que está disponível em quantidades que mais se aproximam da necessidade mínima tende a ser o fator limitante" (Odum, 1985, pg. 141); nesse sentido o nutriente que controla a biomassa pode ser tanto aquele que está abaixo da concentração mínima requerida, quanto o que está em menor concentração relativamente a outros nutrientes essenciais ao seu metabolismo.

Portanto, com exceção dos ambientes onde a quantidade de nutrientes não seja limitante para o desenvolvimento da biota (ambientes eutróficos), o nitrogênio (N) ou o fósforo (P) por serem os nutrientes utilizados em maiores quantidades são os que normalmente controlam a biomassa nos ecossistemas aquáticos (Smith, 1982; Thomann e Müeller, 1987, Ryding e Rast, 1989; Dowing e McCauley, 1992), a despeito da lei de tolerância (Odum, 1985).

Segundo Hecky e Kilham (1988), existe uma generalização amplamente difundida que prevê limitação de N nos oceanos e estuários e limitação de P nas águas interiores. Entretanto, a maioria dos estudos em águas continentais (limnologia) baseia-se em pesquisas realizadas em regiões de clima temperado (Hutchinson, 1957 citado por Odum, 1985; Wetzel, 1975, Thomann e Müeller, 1987), onde a dinâmica biogeoquímica é bastante diferente daquela existente em regiões tropicais (Esteves, 1988; Rast et al., 1989).

Alguns pesquisadores, trabalhando em sistemas tropicais e subtropicais, têm frequentemente encontrado limitações de N (Henry et al., 1985; Richey et al., 1991). Nesse sentido o predomínio, por exemplo, de algas verdes e azuis (fixadoras de N) nesses ambientes seria uma indicação da escassez do N, já que estas algas têm a capacidade de fixar nitrogênio, ou parte dele, necessário para o seu metabolismo celular (Henry e Tundisi, 1982; Smith, 1982; Hecky e Kilham, 1988; Rast et al., 1989).

Para simplificar a determinação do elemento limitante nos ambientes aquáticos é comum se adotar a razão N:P da concentração entre o nitrogênio e o fósforo (Odum, 1985; Thomann e Müeller, 1987; Kimmel et al., 1990; Richey et al., 1991).

Conforme mencionado, a proporção de nutrientes utilizados pelos organismos é muito variável. Em média a proporção N:P na biomassa é de 16:1 (Odum, 1985); nas algas microscópicas, por exemplo, esta razão varia de 4,1 a 37,7 (Smith, 1982). Mas para este grupo a proporção mais encontrada é por volta de 11:1 (Smith, 1982;Thomann e Müeller, 1987; Kimmel et al., 1990).

Se nos corpos d'água esta proporção for menor do que 11, o N tende a ser o nutriente limitante, se for maior, o P é que tende a ser o nutriente limitante (Thomann e Müeller, 1987; Hecky e Kilham, 1988; Rast et al., 1989).

2.2 - SENSORIAMENTO REMOTO DA ÁGUA

Na década de 60 fotografias e imagens geradas ao nível orbital pelos satélites da série APOLLO e GEMINI (TIROS) forneceram as primeiras imagens com visão sinótica da Terra, mostrando ao homem o uso potencial do sensoriamento remoto (SR) no estudo dos recursos naturais (Harrison e Jupp, 1989). Como consequência, no início da década de 70 começaram a ser produzidas pela NASA e utilizadas pela comunidade científica as primeiras imagens de satélite (Earth Resources Technology Satellite - ERTS e SKYLAB) (Clemas et al., 1974; Maul e Gordon, 1973, 1975; citados por Morel e Prieur, 1977).

Com o gradativo crescimento e difusão das técnicas de SR, principalmente em consequência do lançamento dos satélites NIMBUS 7 - Coastal Zone Color Scanner (CZCS), NOAA - Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) e outros sensores a bordo dos satélites da série LANDSAT (antigo satélite ERTS) - Multispectral Scanner (MSS) e Thematic Mapper (TM), deu-se início ao uso de imagens orbitais, entre outros, para estimar a turbidez, transparência, sólidos em

suspensão e clorofila em suspensão na água (Ritchie, 1976; Smith e Baker, 1978; Smith et al., 1982; Khorram e Cheschire, 1985 e outros).

Trabalhos pioneiros no estudo dos sistemas aquáticos, como o de Clarke et al. (1970), foram muito importantes para o desenvolvimento do SR orbital nesses ambientes. Através de observações do fitoplâncton, a partir de aeronave, esses autores relataram variações sistemáticas na cor das camadas superficiais da água oceânica, contribuindo direta ou indiretamente para o desenvolvimento e lançamento pela NASA dos sensores mencionados no parágrafo anterior.

Apesar das limitações, são inúmeros os aspectos que favorecem a utilização de sensores remotos ao nível orbital para estudos aquáticos, tais como: capacidade de fornecer regularmente imagens de uma determinada área em uma data previamente estabelecida; visão sinótica; boa resolução espacial e espectral; baixo custo relativo e potencial para monitorar parâmetros de qualidade da água (Choubey e Subramanian, 1990; Hartmann et al., 1986; Baban, 1993).

Esses aspectos têm importância fundamental para o desenvolvimento das técnicas de SR e consequente aumento da sua utilização pois, à medida em que possibilitam a identificação e quantificação de alvos específicos de maneira mais precisa, permitem também a própria existência e continuidade da técnica, através do seu permanente aperfeiçoamento e adequação às necessidades dos usuários.

Com o objetivo de impulsionar maiores avanços nesta área, grandes projetos integrados envolvendo estudos dos ciclos hidrológicos, biogeoquímicos e dos processos climáticos em escala regional e global -como o Programa de Observação da Terra (EOS), começaram a ser implementados nesta década com o objetivo de promover um grande salto científico, a partir do aprimoramento tecnológico e uso integrado de sensores orbitais como, por exemplo, os espectroimageadores MODIS-T e HIRIS (NASA, 1986; NASA, 1987). E, como suporte a isto, o uso de avançados equipamentos na área de informática, além da capacitação de pessoal especializado visando realizar estudos multitemporais em escala regional e global (NASA, 1984).

Como anteriormente mencionado, a implantação desses projetos é recente e, devido ao seu porte, custos, tecnologia envolvida e grau de complexidade, ainda se encontram numa fase inicial e/ou experimental. Com o objetivo de melhorar a extração de dados das imagens de satélite, desde a década de 80 tem sido desenvolvidos algoritmos para corrigir efeitos atmosféricos e algoritmos que também permitam melhor estimar dados sobre o seston (material particulado em suspensão na água) e pigmentos fitoplanctônicos em suspensão na água (Morel e Gordon, 1980).

Considerando a variedade de agentes espalhadores e absorvedores da luz que penetra nos corpos d'água, é inviável esperar que a identificação e quantificação de todos os constituintes individuais quando misturados possam ser estimados com precisão usando técnicas de SR (Gordon e Morel, 1983).

Apesar de, quando isolados, esses constituintes possuírem uma assinatura espectral característica e, a princípio, serem poucos os elementos oticamente ativos associados a qualidade da água na natureza -quais sejam, sólidos em suspensão, pigmentos e matéria orgânica dissolvida (ou substâncias amarelas)-, os mesmos possuem concentrações variadas, origens diversas e grande variedade de forma, textura, cor, composição química etc.

Esses fatores tornam-se responsáveis pela elevada variabilidade intraespecífica das suas respectivas assinaturas espectrais e, principalmente quando misturados, esses três constituintes provocam o aumento da complexidade ótica da água, fazendo com que cada corpo de água se torne um caso particular em termos de comportamento ótico.

Uma das dificuldades para se estimar os constintuintes oticamente ativos quando misturados na água, ocorre devido ao efeito de mascaramento de um componente sobre o outro, o que nem sempre permite a obtenção de dados confiáveis de sua concentração específica (GKSS, 1986; Gordon e Ding, 1992). A única exceção a este caso são as águas oceânicas afastadas do litoral e da influência da descarga de grandes rios (Jerlov, 1976; Bricaud et al., 1981; Robinson, 1985; Carder et al., 1989). Isto porque neste tipo de água oceânica (água tipo 1, segundo classificação de Morel e Prieur, 1977), as moléculas de água, juntamente com as algas fitoplanctônicas, são

praticamente os únicos elementos a determinarem a cor da água, ou melhor, o seu espectro óptico (Kirk, 1986).

Por outro lado, em águas continentais e costeiras a grande variedade e elevada concentração de elementos oticamente ativos faz aumentar a complexidade óptica da água (tipo 2), dificultando, consequentemente, a capacidade de identificar e estimar esses elementos (Morel e Prieur, 1977; Gordon et al., 1983; Bukata et al., 1983; Kirk, 1986; Gordon e Ding, 1992; Felix, 1994). Para que isto ocorra, é necessário separar o sinal proveniente de cada elemento oticamente ativo (Kirk, 1986; Mantovani, 1993).

Segundo Gordon e Morel (1983), existem três tipos de algoritmos bio-ópticos utilizados para extrair informações de qualidade da água (conforme descritos a seguir). Mas a utilização desses modelos é tanto mais difícil quanto mais complexa forem as características óticas da água.

- **MODELO ANALÍTICO**: é aquele fundamentado nos modelos de transferência radiativa, ou seja, modelos ou equações concebidos a partir de forte embasamento teórico de conceitos físicos e envolvendo grande número de variáveis, os quais utilizam também dados ópticos da água (hipotéticos ou não) bastante específicos e detalhados -como o coeficiente de atenuação- a fim de alimentar e dar suporte ao alto grau de complexidade exigido por este tipo de modelo (Fischer et al., 1986).

Como exemplo deste tipo de modelo, Fischer e Grassl (1984), modelaram a contribuição das substâncias òticamente ativas na modificação da radiância multiespectral da água, a partir da definição das propriedades óticas inerentes de certos tipos de água e atmosfera (coeficientes de absorção e extinção) e considerando diferentes condições de rugosidade da superfície do mar.

A separação e quantificação de componentes em suspensão em águas oticamente complexas, também é uma das aplicações dos modelos analíticos que, aliás, também exigem algoritmos altamente sofisticados (Bukata et al., 1981; Gordon et al., 1983; Fischer et al., 1986). Entretanto, dependendo das condições atmosféricas,

mesmo aplicando-se este tipo de modelo nem sempre é possível estimar componentes de águas interiores (Fischer e Grassl, 1984).

- **MODELO EMPÍRICO**: é o tipo de modelo mais simples e usual (mais comumente empregado pela comunidade científica que se dedica à pesquisa aplicada). Para a aplicação deste modelo não é necessário grande suporte teórico e os algoritmos são desenvolvidos utilizando-se basicamente dados de qualidade da água coletados *in situ* e também informações extraídas de imagens de satélite. No entanto, para determinar a concentração e mapear a distribuição dos componentes oticamente ativos da água faz-se necessário aplicar técnicas de regressão linear a fim de calibrar constantemente os dados recebidos do satélite (Khorram e Cheschire, 1985).

Os modelos estatísticos mais comumente usados em SR também são do tipo empírico. Como exemplo citam-se os trabalhos de: Amann et al., 1989; Vertucci e Likens, 1989; Carder et al., 1989; Ferrari, 1991; Ferrari e Tassan, 1992; Schiebe e Harrington, 1992; Mittenzwey, 1992; Baban, 1993; Felix, 1994).

Desde o final da década de 80, pesquisadores têm recomendado o aumento no número de canais e diminuição da largura das bandas dos satélites com o objetivo de permitir o registro e identificação de alvos específicos tendo como objetivo o aprimoramento da técnica (NASA, 1984; Melack, 1984). Em função disto foram desenvolvidos sensores espectroradiométricos com muitos canais [224 no Airborne Visible and Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS) e 192 no Shuttle Imaging Spectrometer Experiment (SISEX) ou HIRIS], com a finalidade de serem testados em aeronaves e posteriormente lançados a bordo de estações orbitais (NASA, 1986; NASA, 1987).

Devido ao grande número de canais é fundamental descobrir os seus respectivos usos a fim de otimizar a sua utilização e explorar ao máximo suas potencialidades. Com este propósito e o de demonstrar uma das contribuições dos modelos empíricos na obtenção de novas informações, pode-se citar o trabalho de Novo et al. (1993). Estes autores demonstraram, através de experimentos utilizando o sensor AVIRIS aerotransportado, diferenças nas correlações dos vários canais com os parâmetros de qualidade da água.

Estes autores constataram também uma melhoria significativa dos resultados quando foi aplicada a razão interbandas. A explicação matemática para justificar esta melhoria se deve ao fato da imagem resultante da razão interbandas ter as suas diferenças maximizadas; mas, para isto, é necessário que as bandas utilizadas não sejam correlacionadas. Com isso os autores demonstraram que com poucos canais, desde que cuidadosamente escolhidos, é possível encontrar resultados muito positivos para o estudo da qualidade da água.

Devido aos bons resultados e a simplicidade do método, o artifício de realizar razões interbandas vem sendo bastante utilizado nos últimos anos por pesquisadores de várias áreas, como forma de melhorar a extração de informações das imagens orbitais (Morel, 1983; Albanakis, 1990; Ekstrand, 1992; Baban, 1993; Felix, 1994). Neste sentido, a diversificação no número de bandas disponíveis contribuiria muito para o aumento no número de combinações das razões interbandas e aumento da possibilidade de extrair informações das imagens.

- **MODELO SEMI-EMPÍRICO**: na realidade este é um modelo intermediário entre o empírico e o analítico pois, para a sua elaboração é necessário certo embasamento teórico e os seus algoritmos permitem realizar até mesmo simulações simples da estimativa dos elementos oticamente ativos (Jerome et al., 1988; Voss, 1989).

Esses algoritmos foram exaustivamente desenvolvidos e utilizados ao longo dos anos 80 e ainda o são. Eles são eficientes para realizar estudos ambientais de um modo geral e para estimar parâmetros de qualidade da água; porém, também possuem limitações que impedem o seu uso indiscriminado -sobretudo em águas continentais e costeiras- mas nem por isso essa constatação esgota as potencialiades da utilização das técnicas de SR.

Para citar algumas limitações ao se utilizar o SR com ou sem o auxílio dos modelos anteriormente mencionados para estudos da qualidade das águas continentais, temos: baixa resolução espectral (Tassan, 1988; Ferrari, 1991; Ferrari e Tassan, 1992); baixa sensitividade radiométrica e baixa razão sinal/ruído (Tassan, 1988; Doerffer et al., 1989; Gordon e Ding, 1992); frequência de passagem do satélite insuficiente para monitorar processos dinâmicos (Melack, 1984; Bishop e Rossow, 1991) e, ao contrário

insuficiente para monitorar processos dinâmicos (Melack, 1984; Bishop e Rossow, 1991) e, ao contrário dos algoritmos para águas oceânicas, baixa eficácia para estimar substâncias oticamente ativas devido a elevada complexidade ótica das águas interiores (Jensen et al., 1989; Schiebe e Harrington Jr., 1992; Choubey e Subramanian, 1990).

2.3 - PROCESSAMENTO DIGITAL DE IMAGENS

Uma imagem digital é formada pelos elementos de imagem ("picture element" ou pixel) que são definidos por sua posição na imagem e seu valor, ao qual associa-se uma cor ou nível de cinza.

O objetivo em se utilizar o processamento digital de imagens é extrair informações destas; isso porque as imagens brutas possuem degradações radiométricas, distorções geométricas e ruídos introduzidos durante a sua aquisição, transmissão e visualização que podem ser muito limitantes para o reconhecimento de alvos. O propósito do processamento de imagem, portanto, é remover essas distorções de modo a auxiliar o processo de extração de informações das imagens (Moik, 1980).

O processamento digital de imagens de sensoriamento remoto é normalmente executado em computador e trata especificamente das técnicas utilizadas para identificar, extrair, condensar e realçar a informação de interesse, a partir de uma enorme quantidade de dados que usualmente compõem essas imagens e que resulta na produção de outras imagens (tratadas), estas sim contendo informações específicas (Crósta, 1992).

No processamento de imagem é necessário o uso de vários tipos de conhecimento *a priori* sobre as características dos objetos observados e propriedades do sistema de imageamento, conferindo ao processamento um caráter específico em relação ao tipo de alvo e de sensor. E, além dessas características, deve-se incluir informações sobre o registro, transmissão, digitização e visualização de imagens.

2.3.1 - CORREÇÃO GEOMÉTRICA

A curvatura e rotação da Terra, além da instabilidade orbital do satélite, provocam distorções nas imagens de SR. Para que estas adquiram uma precisão cartográfica, é necessário que sejam corrigidas segundo algum sistema de coordenadas. Ao processo de transformação de uma imagem, de modo que a mesma assuma as propriedades de escala e projeção de um mapa, denomina-se correção geométrica (Moik, 1980).

Por outro lado, em SR a análise multitemporal de imagens é muitas vezes utilizada, por exemplo para monitorar alterações em uma determinada área em diferentes épocas. Para que isto seja possível é preciso assegurar que os pixels das imagens a serem utilizadas sejam referentes às mesmas áreas no terreno. Para que estas imagens sejam coincidentes no espaço é necessário que sofram o ajuste do sistema de coordenadas (dado em pixels e linhas) ao sistema equivalente de uma imagem de referência, cobrindo a mesma área. Esse ajuste é conhecido por registro de imagens.

Existem duas maneiras de se corrigir geometricamente as imagens para, assim, permitir o seu registro. O modelo de geometria orbital é a primeira delas e exige o conhecimento exato dos parâmetros geométricos da órbita e rotação do satélite e do fator de amostragem do sensor. Esta transformação é efetuada nas fitas-mestre que gravam os sinais provenientes diretamente do satélite, antes do produto digital estar disponível ao usuário, e permite eliminar distorções de mudanças de escala e correção do efeito de rotação da Terra durante a aquisição da imagem.

O segundo método é também o mais comum e possibilita corrigir distorções de escala, deslocamento ou rotação de imagens. A forma de calcular a relação entre os dois sistemas de coordenadas (mapa/imagem) é através da definição de pontos de controle no terreno (PCs), que devem ter correspondência no mapa e na imagem.

O ajuste mapa/imagem é efetuado através de modelos que modificam as coordenadas (transformação afim), na qual normalmente são utilizados polinômios lineares de baixa ordem. O ajuste é determinado pelo método dos mínimos quadrados (Crósta, 1992).

Esse método é normalmente o mais preciso, mas essa precisão é uma função direta do rigor na identificação e posicionamento dos PCs. Além disso, é necessário se ater também que o limite de erro é função do tamanho do pixel e da escala de trabalho onde: erro máximo = 0,5 (mm) x escala (Kalil, 1994 comunicação pessoal). Portanto, por exemplo em uma imagem com tamanho de pixel igual a 200m e escala 1:100.000 o erro máximo deve ser menor do que 500m (ou 2,5 pixels).

Assim, é importante que antes de se aplicar a transformação na imagem original (que resultará numa nova imagem), sejam analisados os erros de cada PC a ser ajustado e em seguida selecionados aqueles cuja margem de erro não exceda o valor preveamente determinado. Após essa verificação e geração de uma nova imagem, procede-se a uma reamostragem utilizando-se algum tipo de interpolador dos valores dos números digitais (ND) com o objetivo de determinar o valor dos pixels na nova imagem.

2.3.2 - CORREÇÃO ATMOSFÉRICA E CONVERSÃO DOS NÚMEROS DIGITAIS EM REFLECTÂNCIA REAL

Comparativamente a outros alvos, a água (ou os corpos d'água) se caracteriza por uma diminuição geral da reflectância na faixa do visível. Por outro lado, os dados digitais adquiridos pelo sistema sensor são uma composição dos sinais inerentes ao alvo e sinais de interferência atmosférica.

Esta interferência ocorre devido a processos de espalhamento, absorção e refração da luz, onde o espalhamento é o efeito preponderante e é causado pelas moléculas de gases atmosféricos (espalhamento molecular ou Rayleigh) e também

pelas partículas suspensas no ar (espalhamento aerosol ou Mie). Os referidos processos ocorrem com intensidades diferentes em função do comprimento de onda da energia eletromagnética (Slater, 1983).

A importância de se efetuar a correção atmosférica das imagens orbitais deve-se ao fato de a radiância retroespalhada pela atmosfera ser normalmente de maior intensidade do que aquela proveniente do próprio volume de água (Moik, 1980; Gordon et al., 1983).

Moore (1977) e Moik (1980) utilizaram um método bastante simples para minimizar este efeito aditivo da atmosfera (espalhamento). Consiste em subtrair na imagem o valor do número digital encontrado sobre um objeto escuro (normalmente sombra de núvens ou do relevo). Este procedimento baseia-se no presuposto de que um alvo escuro possui radiância nula. Assim sendo, o valor atribuído a este alvo é o resultado do espalhamento da atmosfera.

Aprimorando esta técnica, Chavez (1988) propôs um método também baseado em dados extraídos da própria imagem. Este método utiliza o nível digital mínimo para determinar o tipo de atmosfera (considerando-a horizontalmente homogênea). No caso das sombras com área muito pequena, pode haver também considerável influência do espalhamento da radiação pelos alvos adjacentes à sombra, caso possuam uma elevada reflectância.

O método de Chavez utiliza uma determinada banda no visível para adquirir o valor mínimo do seu histograma; este valor corresponde ao espalhamento atmosférico durante a aquisição dos dados. Uma vez determinado este valor mínimo e utilizando-se da Tabela 2.1, é identificado o tipo de atmosfera e o consequente modelo de espalhamento relativo responsável pela alteração quantitativa da radiação que sensibiliza o sensor e modifica o valor real do sinal proveniente do alvo.

TABELA 2.1 - MODELO DE ESPALHAMENTO ATMOSFÉRICO PARA A BANDA 1 DO TM.

CONDIÇÕES DA ATMOSFERA	NÚMERO DIGITAL NA BANDA 1	MODELO DE ESPALHAMENTO RELATIVO
MUITO CLARA	≤55	λ^{-4}
CLARA	56-75	λ^{-2}
MODERADA	76-95	λ^{-1}
NEBULOSA	96-115	$\lambda^{-0.7}$
MUITO NEBULOSA	>115	$\lambda^{-0.5}$

Fonte: Modificada de Chavez (1988), p. 467

Uma vez determinado o modelo de espalhamento relativo, utiliza-se o comprimento de onda médio de cada banda elevando-o então a uma potência especificada pelo modelo atmosférico anteriormente definido com o intuito de determinar o valor da radiância associada ao espalhamento da luz para aquele tipo de atmosfera. Em seguida deve-se utilizar uma banda de referência a fim de permitir a normalização dos valores de todas as bandas utilizadas.

No entanto como o ND referente à atmosfera contém ainda um fator aditivo artificialmente inserido aos detetores ("offset"), este deverá ser suprimido.

A equação resultante é a seguinte:

ATM = (Bn/Br) x [(ND extraído da Br) - "offset" da Bn]

onde:_ ND é o número digital

_ ATM é o valor do ND referente a atmosfera;

_ Bn designa o comprimento de onda médio da banda 'n' elevado à potência do modelo de espalhamento utilizado;

_ Br é o comprimento de onda médio da banda de referência elevado à potência do modelo de espalhamento utilizado;

_"offset" é um fator aditivo incluído aos ND (variável de sensor para sensor).

Para relacionar o nível digital da imagem à resposta do alvo é importante trabalhar com valores de reflectância real, porque ela é uma grandeza física mais correlacionada com o alvo do que os números digitais sem esta conversão (Epiphanio e Formaggio, 1988). Deste modo, posteriormente à correção atmosférica deve-se transformar os NDs em reflectância.

A transformação dos NDs para valores de reflectância real tem sido realizada por alguns autores em estudos multitemporais de sistemas aquáticos (Novo et al., 1990; Novo e Braga, 1991; Felix, 1994). Este procedimento se justifica por permitir correções referentes ao ângulo de elevação solar, distância Sol-Terra (o qual varia em função do dia e do ano), bem como correções relativas aos parâmetros do sensor. A conversão da imagem digital original em uma imagem com reflectância real pode ser efetuada, por exemplo, a partir da equação de Markham e Barker (1987).

Nem sempre, porém, o método de Chavez pode ser utilizado, haja visto que nem todas as imagens possuem alvos escuros -com sombra de nuvens ou de relevo etc.. E o fato das bandas dos atuais sensores serem relativamente largas (Tassan, 1988; Ferrari e Tassan, 1992), não permite a utilização de faixas mais estreitas do espectro eletromagnético naquelas regiões onde ocorrem maiores espalhamentos da radiação e que poderiam ser utilizadas para maximizar estes espalhamentos, visando a confecção de modelos atmosféricos mais precisos (Ekstrand, 1992).

Apesar desse estágio ainda não ter sido alcançado, tem-se obtido bons resultados com o método de Chavez (Pereira Filho. 1991; Costa, 1993; Felix, 1994).

2.3.3 - FILTRAGEM ESPACIAL DE FREQÜÊNCIAS

As imagens brutas de SR possuem feições que abrangem uma ampla variedade de formas e ND (225 no caso das imagens TM-LANDSAT). Frequentemente feições adjacentes com ND discrepantes podem ocorrer, por exemplo, devido a alvos com diferentes respostas espectrais, ou podem representar o contato entre superfícies com diferentes condições de iluminação, devido ao sombreamento de relevo ou do próprio alvo (por exemplo árvores, construções etc.).

Os limites representam portanto mudanças bruscas de intervalos de NDs ou de padrões de textura etc.; quanto maior for a discrepância desses intervalos ou padrões, mais nítidos serão os limites (neste caso denominados bordas). As bordas se caracterizam por serem bastante estreitas e por geralmente ocuparem pequenas áreas nas imagens. Devido a sua elevada variação no terreno são denominadas feições de alta frequência.

Os limites que variam uniformemente com a distância, são menos nítidos e imagens deste tipo são monotonamente uniformes. Limites com esta característica são denominados de limites gradacionais ou feições de baixa frequência.

A elevada variação de frequências de uma imagem dificulta a interpretação de feições com frequências específicas e para minimizar esse problema e melhorar a aparência da distribuição espacial das informações, utilizam-se técnicas de filtragem espacial de frequências.

Estas técnicas fundamentam-se exatamente no realce ou suavização das feições de baixa, média e alta frequência espacial associadas aos alvos de SR e na qual se incluem não apenas as bordas, mas feições lineares em determinadas direções e padrões de textura (Crósta, 1992).

Embora a filtragem no âmbito de frequências (Análise de Fourier) seja mais precisa e poderosa, o seu grau de complexidade é muito elevado; neste sentido, a filtragem que opera no domínio espacial da imagem (convolução) é mais

simples e fácil de implementar, suprindo as exigências normalmente requeridas nas imagens orbitais (Mather, 1987).

O ruído é um problema comum às imagens de SR orbital, mas prejudicial sobretudo à extração de informações dos ambientes aquáticos, pois estes exigem uma elevada qualidade na aquisição e processamento dos dados (Cabral et al., 1990).

A eliminação ou redução do ruído assume maior importância nesse tipo de alvo, devido aos baixos níveis de radiância da água associados à baixa razão sinal/ruído dos sensores (Tassan, 1988; Novo et al., 1993), devido à baixa sensitividade destes (Tassan, 1988; Ferrari e Tassan, 1992).

2.3.4 - CLASSIFICAÇÃO AUTOMÁTICA

Segundo Mather (1987), a classificação automática de imagens de sensoriamento remoto diz respeito a associar cada pixel da imagem a um "rótulo" descrevendo um alvo. Dessa forma, os NDs associados a cada pixel, definidos pela reflectância dos materiais que compõem esse pixel, são identificados em termos de um tipo de superfície imageada, chamado de tema.

O processo de classificação multiespectral consiste em atribuir cada pixel de uma imagem a uma classe de um determinado grupo de classes, a partir do espaço de atributos. Essa atribuição é feita com base em observações no pixel em si e na sua vizinhança e resulta numa forma de mapa temático digital.

Os NDs são associados a vetores em espaço p-dimensional, que podem ser representados como pontos deste espaço. A condição básica para a classificação é que padrões representativos de cada classe formem regiões compactas ou agrupamentos neste espaço p-dimensional, i.e., que os vetores-padrão não sejam aleatoriamente distribuídos.

A suposição então é que cada vetor-padrão pertença a uma e somente uma das classes. Para dados de SR isto é assumido e justificado, porque cada tipo de alvo reflete um espectro que lhe é característico.

Fornecendo conjuntos de pixels do espaço de atributos, podem ser usadas teorias de decisão estatística ou técnicas geométricas para decidir quais classes ou padrões poderão ser determinados (maiores detalhes serão vistos no Cap. 4.3.3). Atualmente, a maioria das técnicas de classificação disponíveis se baseiam apenas no agrupamento de valores de semelhante resposta espectral, deixando de lado o arranjo espacial dos pixels (textura e forma).

Segundo Crósta (1992), na classificação de imagens multiespectrais existem a rigor duas abordagens: a classificação supervisionada e a classificação não supervisionada. Na técnica de classificação supervisionada é necessário que o usuário identifique alguns dos pixels pertencentes às classes desejadas e deixe ao computador a tarefa de localizar todos os demais pixels pertencentes àquelas classes, baseado em alguma regra estatística previamente estabelecida. Mas a dificuldade prática em se utilizar esta técnica consiste exatamente em determinar o número de classes de interesse e o conjunto de rótulos das imagens, haja visto que, dependendo do caso, seriam necessárias informações qualitativas e quantitativas.

Se esta determinação não for possível pode-se utilizar a técnica de classificação não supervisionada, onde o algoritmo existente no "software" é quem decide, também baseado em uma regra estatística, quais as classes a serem separadas e quais os pixels pertencentes a cada classe, cabendo ao usuário definir apenas o número de classes desejadas.

O padrão das imagens muitas vezes muda com o tempo e esta mudança pode ser localizada com maior facilidade através da classificação não supervisionada. Portanto, este tipo de classificação somente é possivel de se utilizar se se assumir que a estrutura de referência possa ser artificialmente produzida; e esta pré-condição possui grande importância prática na medida em que nem sempre é possível conhecer a verdade de campo.

CAPÍTULO 3

3.1 - CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO

O reservatório de Tucuruí é o maior da Amazônia em volume d'água. Foi formado em agosto de 1985 através do embarramento do Tocantins e situa-se a 300 Km ao sul de Belém (Estado do Pará), entre 3°43' e 5°15'S e 49°12' e 50°00'W (Figura 3.1).

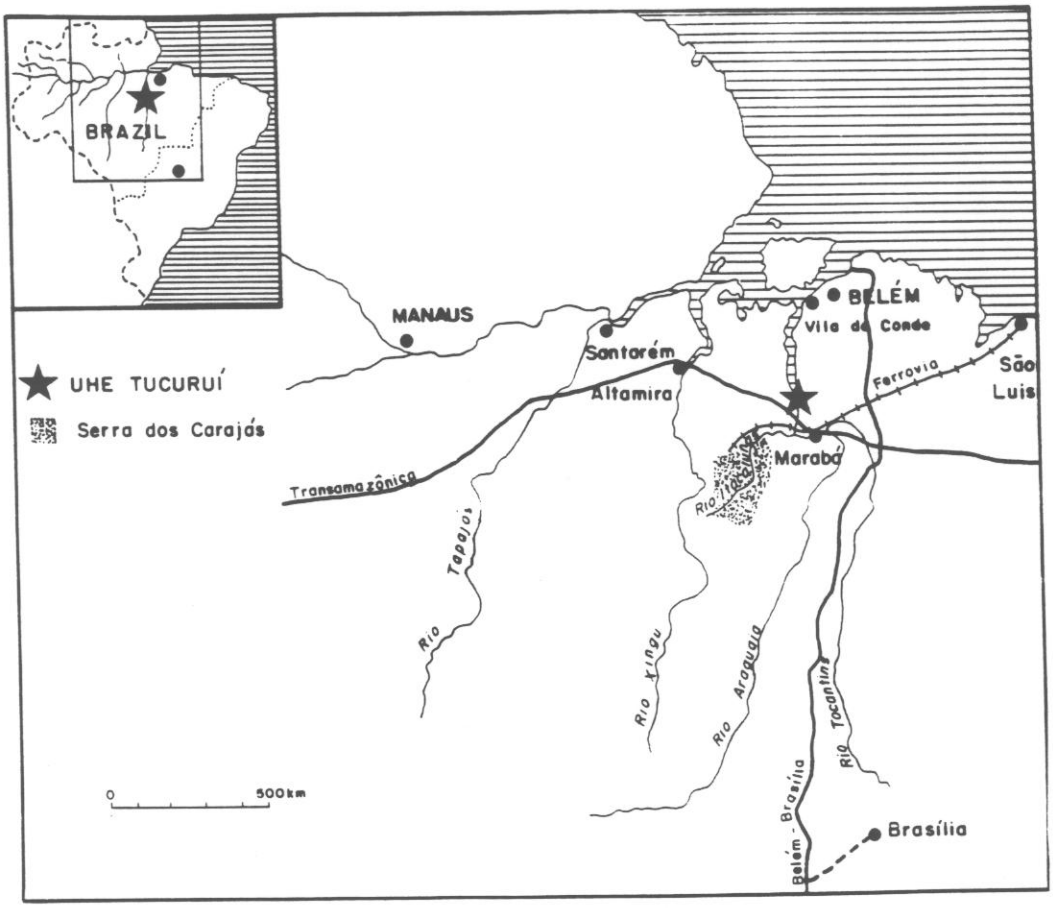


Fig. 3.1 - Localização da área de estudo.

Fonte: Modificada de Barrow (1987), p. 51

CAPÍTULO 3

3.1 - CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO

O reservatório de Tucuruí é o maior da Amazônia em volume d'água. Foi formado em agosto de 1985 através do embarramento do Tocantins e situa-se a 300 Km ao sul de Belém (Estado do Pará), entre 3°43' e 5°15'S e 49°12' e 50°00'W (Figura 3.1).

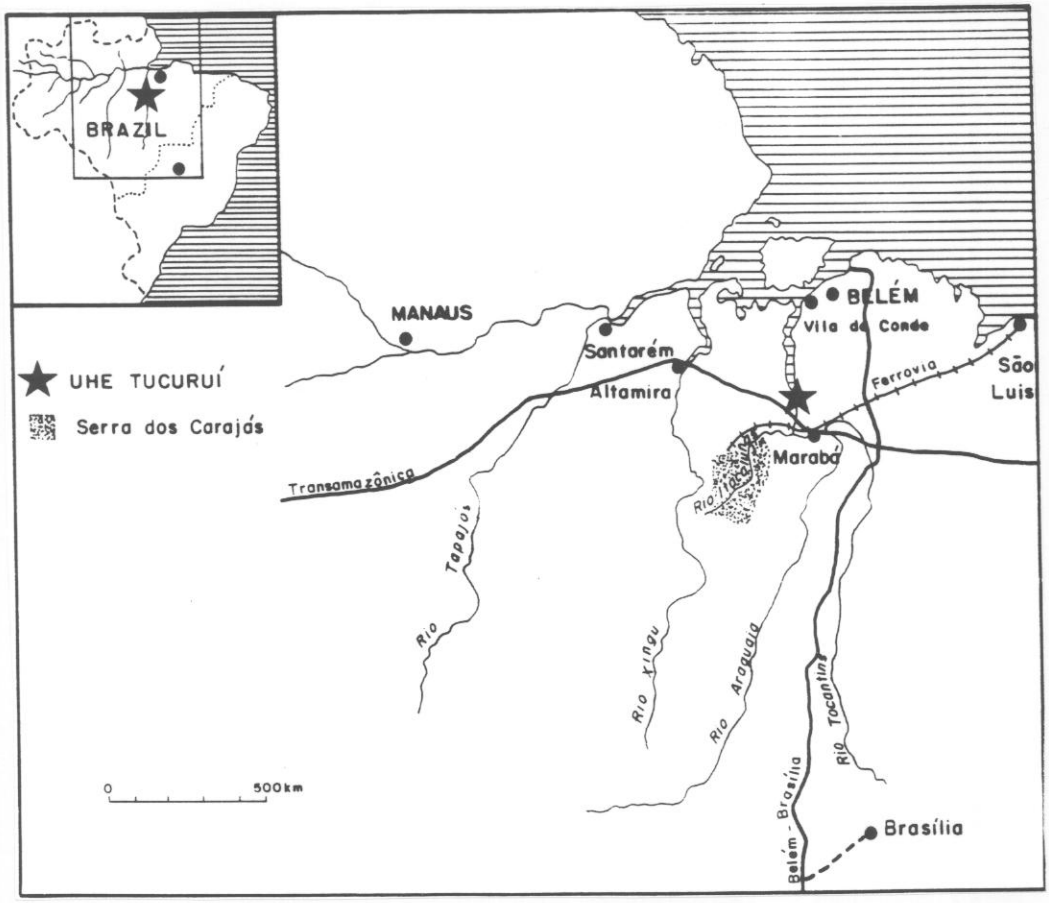


Fig. 3.1 - Localização da área de estudo.

Fonte: Modificada de Barrow (1987), p. 51

O rio Tocantins nasce no Planalto Central Brasileiro e tem sua foz no estuário do rio Amazonas. Possui 2.500 Km de extensão e se desenvolve no sentido latitudinal sul-norte, contribuindo com mais de 95% do volume de água que chega ao reservatório de Tucuruí (em média 10.650 m^3/s); de ano para ano essa vazão afluente é bastante consistente (regular), embora apresente considerável amplitude (Figura 3.2).

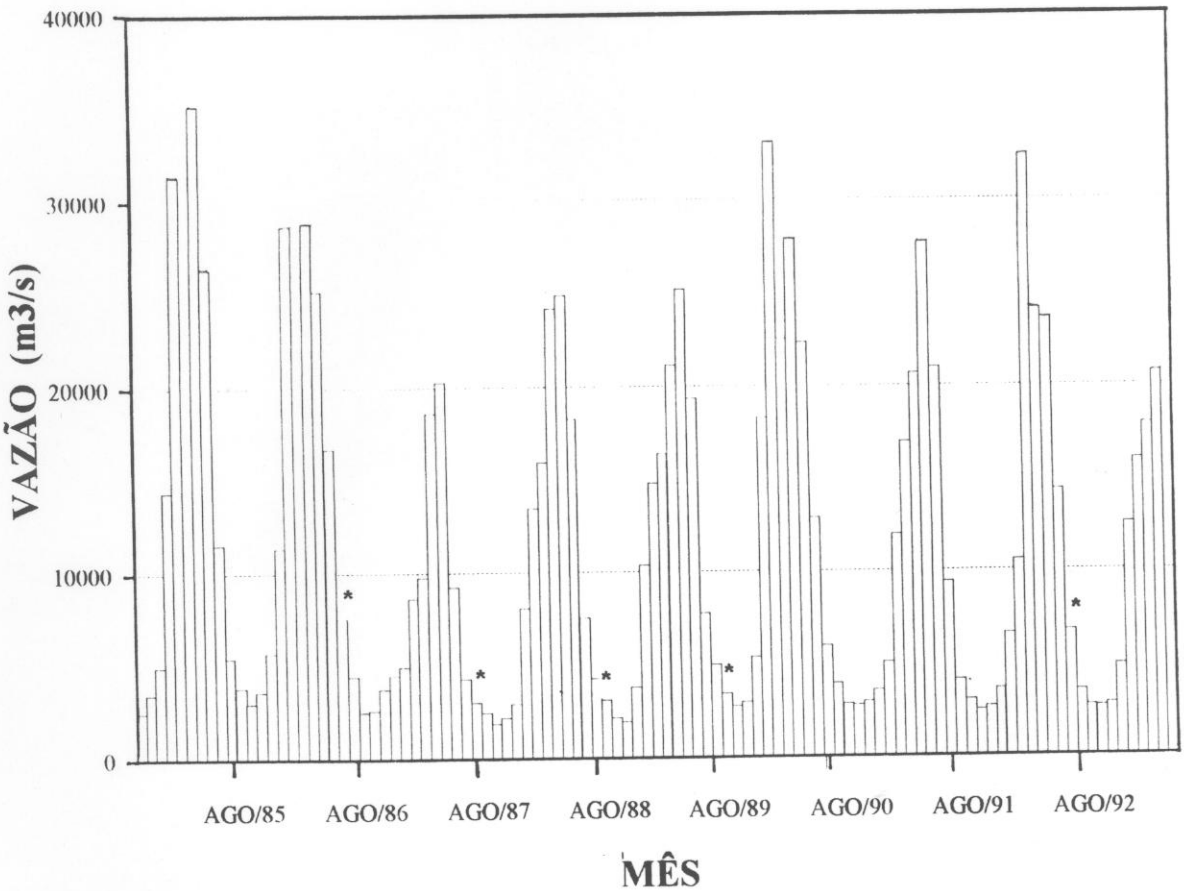


Fig. 3.2 - Vazão afluente média mensal em Tucuruí de outubro/1985 a dezembro/1990, onde cada barra vertical representa um mês.

* data de passagem do satétlite

O regime hidrológico da bacia de drenagem é bem definido e a precipitação tem valor médio de 2.000 mm/ano (com frequência média de precipitação de 180 dias/ano). O trimestre mais seco corresponde aos meses de junho a agosto com precipitação inferior a 180 mm, enquanto os três meses mais chuvosos compreendem os meses de fevereiro a abril.

Devido ao modo de operação da barragem, o período de maior vazão afluente coincide com o de maior vazão efluente e inclusive esta supera àquela, resultando nas menores cotas anuais do nível da água (Figura 3.3).

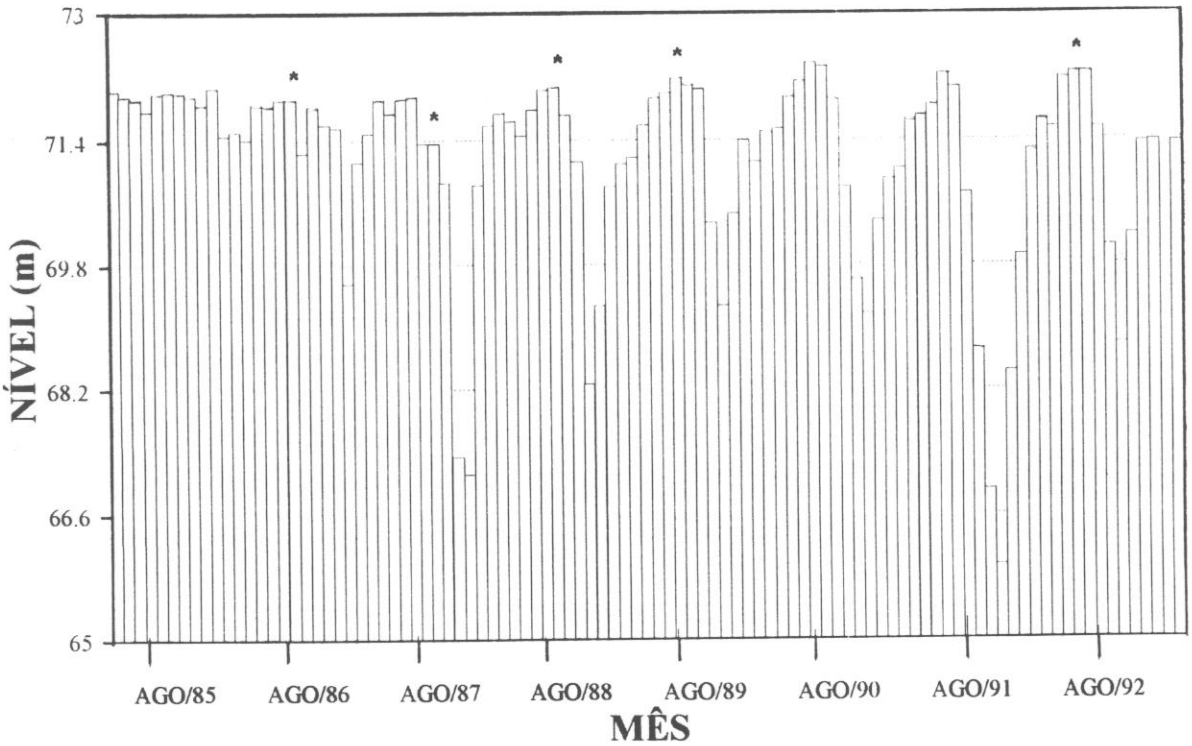


Fig. 3.3 - Nível médio mensal em Tucuruí de janeiro/1985 a dezembro/1992, onde cada barra vertical representa um mês.

* Data de passagem do satélite

A represa, bem como suas bacias de captação, estão localizadas em região de floresta densa, sub-região da superfície arrasada dos Carajás, pertencente ao ecossistema submontano (Mapa Fitoecológico do Projeto RADAMBRASIL, 1974).

Geologicamente, esta área faz parte do Complexo Xingú, com terrenos pertencentes ao Pré-Cambriano inferior a médio. E a bacia de um modo geral possui sedimentos do Terciário e Quaternário sujeitos à fácil erosão do solo no período chuvoso (Barrow, 1987).

Uma falha geológica nas proximidades da confluência dos rios Tocantins e Itacaiúnas, provocou uma assimetria entre as sub-bacias hidrográficas a esquerda e a direita do rio Tocantins (Projeto RADAMBRASIL, 1974).

Em consequência desta assimetria surgiram importantes diferenças morfológicas no lago formado, diferentes tipos de uso da terra, de escoamento superficial da água na bacia de captação etc., que acabaram repercutindo na própria qualidade da água do reservatório (Pereira Filho, 1991).

A área da bacia de captação é de aproximadamente 758.000 Km^2 (15% da Amazônia Legal) e é pouco povoada, com a população morando na zona rural ou em pequenas cidades economicamente voltadas para atividades relacionadas ao extrativismo vegetal e pequeno comércio.

Os rios e riachos da região servem para o abastecimento doméstico, pesca, recreação e, em menor escala, para o transporte fluvial. A base da estrutura econômica é a agricultura, voltada para as culturas de ciclo curto, extrativismo vegetal e, nos últimos anos, a exploração pesqueira do reservatório (Hatanaka, 1993 comunicação pessoal).

A amplitude média da temperatura oscila entre 22°C e 31°C, coincidindo, respectivamente, com o início e fim do mês de julho. Portanto, durante este mês, ocorrem os maiores gradientes térmicos, enquanto os menores ocorrem em janeiro. A temperatura média da região é de 26°C e a umidade relativa média anual de 85% (Projeto..., 1984).

Na área do reservatório, o clima é tropical úmido com inverno seco e precipitação média do mês mais seco inferior a 60 mm (segundo o método de classificação climática de Köepen).

A grande área inundada juntamente com a pequena amplitude topográfica contribui para a presença de inúmeros braços e reentrânceas, originando um ambiente físico altamente dendrítico e de complexa morfometria, contribuindo potencialmente para o surgimento de vários compartimentos (Tundisi, 1990).

O formato dendrítico é caracterizado pelo alto valor do índice de desenvolvimento da margem (21). Este valor, para um lago completamente circular é 1 (Wetzel, 1975).

Em decorrência da assimetria anteriormente mencionada, a margem esquerda do reservatório é, em média, mais rasa e dendrítica do que a margem direita o que, associada ao tipo de bacia de drenagem, favorece nesta margem a maior proliferação de macrófitas aquáticas (Pereira Filho, 1991). Essas e outras características morfométricas do reservatório de Tucuruí podem ser verificadas na Tabela 3.1.

TABELA 3.1 - CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS DO RESERVATÓRIO DE TUCURUÍ.

MORFOMETRIA	VALOR
Área da superfície (Km^2)	2. 430
Profundidade média (m)	18.9
Profundidade máxima (m)	75.0
Nível (m)	72.0
Comprimento (Km)	170.0
Largura máxima (Km)	40.0
Largura média (Km)	14.3
Volume (em bilhões de m^3)	45
Índice de desenvolvimento de margem (em 72m)	21
Perímetro da margem esquerda (Km)	2.400
Perímetro da margem direita (Km)	1.300
Vazão mínima e máxima do Tocantins (m^3/s)	1.000 a 35.000
Vazão média (m^3/s)	10.560

CAPÍTULO 4

MATERIAL E MÉTODO

4.1 - ESTRUTURA METODOLÓGICA

A caracterização e compreensão das estruturas fisico-químicas dos gradientes longitudinais e laterais dos reservatórios, embora represente um dos aspectos básicos para o entendimento do funcionamento desses ecossistemas, no reservatório de Tucuruí ele é desconhecido e de difícil mensuração devido às dificuldades de acesso ao local, grandes dimensões e ao elevado custo envolvido para realizar estudos nesta região.

A existência de um banco de dados limnológicos (BDL) do reservatório de Tucuruí, apesar de abranger um período razoavelmente longo (de 1986 a 1990) e envolver seis importantes parâmetros de qualidade da água, possui poucas estações de amostragem (5 pontos de coleta) relativamente às dimensões do reservatório (2.430 Km^2).

Nesse sentido, a utilização de técnicas de SR pode representar grande auxílio, principalmente devido a visão sinótica dos sensores orbitais e a capacidade desses em detectar componentes oticamente ativos da água e que estão relacionados à sua qualidade (Gordon e Morel, 1983; Novo et al., 1990; Ekstrand, 1992; Felix, 1994).

Esta técnica, no entanto, encontra limitações na Amazônia em decorrência da elevada freqüência de cobertura de nuvens naquela região, existindo, assim, uma grande dificuldade em obter dados *in situ* de parâmetros de qualidade da água simultaneamente a passagem de satélite.

Isto implica na impossibilidade de se realizar estimativas qualitativas de parâmetros de qualidade da água através de sensores remotos. Mas não significa, porém, o esgotamento da possibilidade de utilização dessa técnica para o estudo dos gradientes anteriormente mencionados.

O presente trabalho consta basicamente de duas etapas. Numa primeira fase cada parâmetro do BDL será submetido a várias técnicas estatísticas, tendo como finalidade verificar possíveis mudanças sazonais na qualidade da água e,

além disso, permitir uma análise do grau de semelhança entre os cinco pontos de coleta anteriormente mencionados, na qual estariam associados a massas de água superficiais representativas dos gradientes longitudinais e laterais do reservatório.

Em uma etapa seguinte as imagens TM-LANDSAT disponíveis, foram tratadas e classificadas com um dos algoritmos utilizados para analisar estatisticamente o BDL. A adoção deste procedimento se justificou por permitir posterior comparação dos resultados limnológicos com aqueles obtidos através de sensores remotos.

A utilização de imagens classificadas teve como objetivo, portanto, não apenas promover a validação dos resultados encontrados a partir do BDL, mas possibilitar também a identificação espacial da área de influência dos gradientes anteriormente mencionados.

Ambos os tipos de dados (limnológicos e orbitais) passaram por um levantamento prévio e seleção e só posteriormente foram processados, tratados e analisados estatisticamente, conforme sequência mostrada na Figura 4.1.

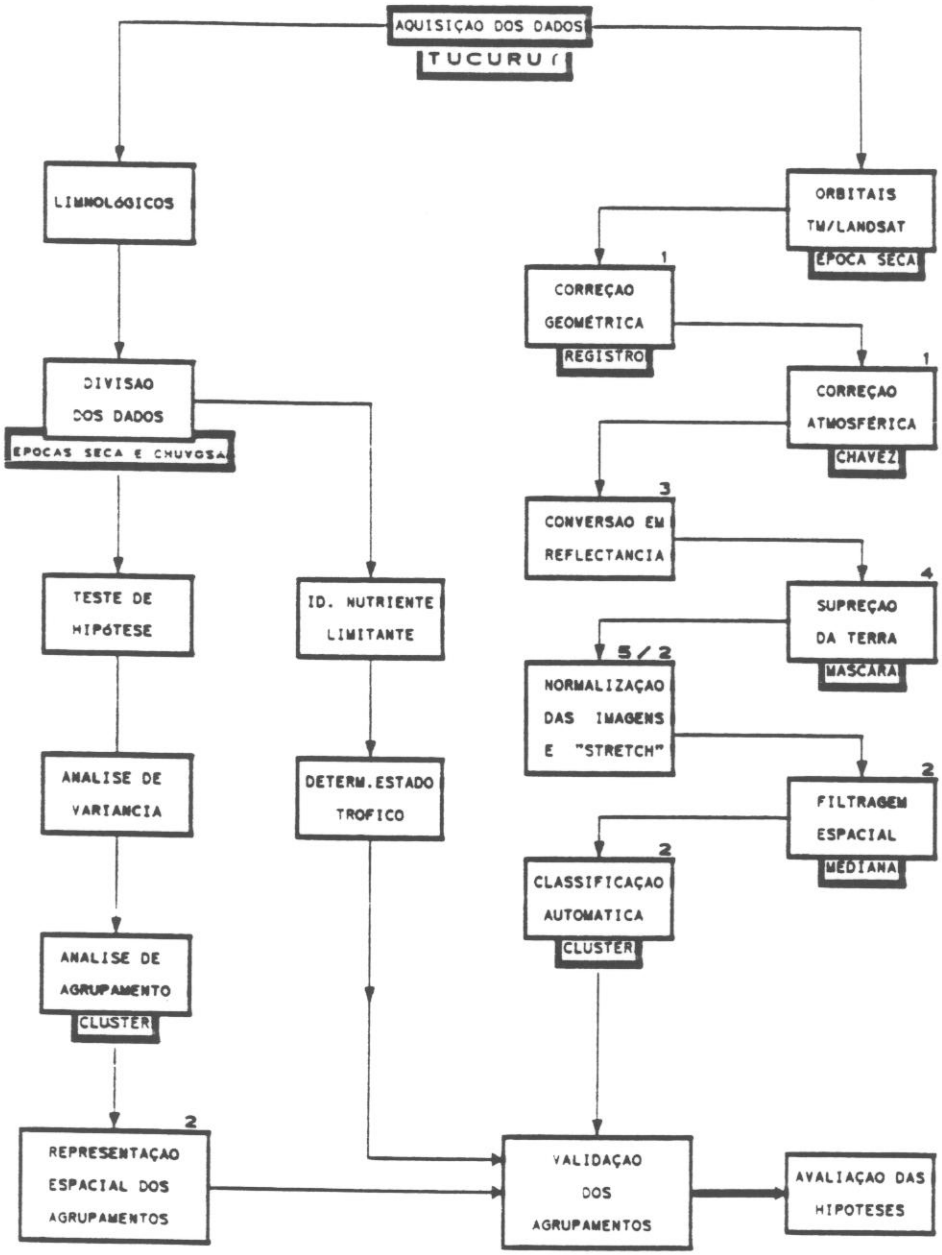


Fig. 4.1: Seqüência das atividades

- realizado no: (1) SITIM; (2) SPRING; (3) REFLETE -programa que converte dados de radiância em reflectância; (4) ELIMINA -programa que converte em 'zero' os NDs referentes à terra; (5) NORMAL -programa que normaliza as imagens.

4.2 -PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS

Os dados de campo utilizados neste trabalho são parâmetros limnológicos relacionados à qualidade da água. A seleção das variáveis limnológicas empregadas visou identificar compartimentos espaciais a nível de superfície, a partir de variáveis oticamente ativas e de nutrientes que também pudessem indicar as condições tróficas do reservatório, conforme proposto no Capítulo 1.

A seguir apresentam-se as seis variáveis utilizadas, sendo que as três primeiras referem-se aos componentes da água que apresentam propriedades óticas e são, portanto, passíveis de associação com os dados de SR; as demais variáveis -os nutrientes- servem como referência e complemento à identificação trófica dos compartimentos do reservatório.

- Sedimento em Suspensão (SS): corresponde ao material maior do que 0,45 μm suspenso na água e que abrange partículas inorgânicas e orgânicas, cuja concentração está expressa em mg/l e representa o componente oticamente ativo mais abundante em rios e reservatórios.

- Pigmentos: material responsável pela fotossíntese e presente nas algas microscópicas denominadas fitoplâncton. Estes são produtores primários que 'flutuam livremente' (plâncton) e que tem o seu crescimento regulado por vários fatores ambientais, como: disponibilidade de luz e nutrientes, temperatura da água etc. Os pigmentos englobam a clorofila-a e a feofitina-a, sendo sua concentração expressa em μg/l.

- Transparência (Secchi): segundo Esteves (1988), do ponto de vista ótico a transparência da água pode ser considerada o oposto da turbidez (capacidade de dispersar a radiação). A transparência Secchi é uma medida da transparência da água, na qual se utiliza um disco branco de 20 a 30 cm de diâmetro preso a um cabo marcado; a profundidade de desaparecimento do disco de Secchi é inversamente proporcional à quantidade de compostos orgânicos e inorgânicos no caminho ótico.

- Nitrato: é a forma dominante de nitrogênio nos rios amazônicos e constitui o composto mais assimilado pelos organismos, seguido do nitrito e nitrogênio amoniacal (Richey et al., 1991);. Sua concentração é expressa em μg/l.

- Fósforo Total (P): representa todas as formas de fósforo existentes no ambiente (dissolvido e particulado). Sua concentração é muito variável de ambiente para ambiente; corpos de água rasos e formados por depósitos sedimentares são normalmente ricos em P (Wetzel, 1975); além disso, as rochas constituem um grande reservatório deste elemento as quais, através de processos erosivos, liberam fosfatos para o ecossistema (Odum, 1986).

- Fosfato: assim como o nitrato, é um macronutriente essencial e se caracteriza por ser facilmente assimilado pelos organismos e por ser adsorvido pela argila. Sua concentração é expressa em μg/l.

Considerando a sazonalidade hidrológica e a marcante influência do rio Tocantins no volume de água do reservatório de Tucuruí (representando mais do que 95% da água que entra neste), dividiu-se temporalmente o banco de dados limnológico (BDL) em função do regime de chuvas da região.

Considerou-se como época seca os meses de junho, julho, agosto e setembro e como época chuvosa os demais meses. A aquisição dos dados ocorreu a partir do monitoramento mensal de cinco estações de coleta, distribuídas ao longo do reservatório, que abrangem uma série temporal com inicio em agosto/85 e término em dezembro/90, totalizando em média 53 e não 65 amostras por variável estudada por estação de coleta, devido a existência de vários meses onde as coletas e/ou análises laboratoriais não foram realizadas.

Os parâmetros constantes deste banco de dados foram coletados e analisados pelos técnicos do laboratório de limnologia do Centro de Proteção Ambiental (CPA), sob responsabilidade das Centrais Elétricas do Norte do Brasil-ELETRONORTE, localizado na Vila Permanente da UHE-Tucuruí.

As amostras foram acondicionadas em recipientes plásticos e filtradas nos laboratórios de limnologia do CPA imediatamente após as coletas, com

o objetivo de evitar a degradação dos componentes da água, e posteriormente submetidas às análises bioquímicas conforme Golterman et al. (1978).

4.3 - ANÁLISE ESTATÍSTICA DO BANCO DE DADOS LIMNOLÓGICOS (BDL)

Apesar dos dados do BDL estarem disponíveis nas cinco estações de coleta para toda a coluna d'água foram selecionados apenas os dados referentes a uma camada padrão (a superfície), tendo em vista que o objetivo do trabalho é relacionar as variáveis existentes no BDL com SR -que somente detectam informações da superfície e/ou subsuperfície.

Cabe ressaltar que, não obstante se ter escolhido a superfície como camada-padrão, seria válido também realizar esse tipo de estudo considerando uma camada em sub-superfície, conforme recomendado por Stefen et al. (1993). Entretanto, o BDL da Eletronorte possui intervalos de coleta vertical muito grandes e não padronizados , tendo em vista que o mesmo não foi concebido com o objetivo de ser relacionado com dados de SR e, além disso, é grande o número de dados inexistentes nas estações de coleta mais a montante do reservatório (MR e M5).

Para melhor compreender a variabilidade espaço-temporal das massas d'agua em Tucuruí, o BDL foi submetido a três tipos de testes estatísticos, quais sejam: teste t para a diferença de médias, análise de variância "one-way" e, por último, análise de agrupamento.

4.3.1 - TESTE DE HIPÓTESE PARA DIFERENÇA DE MÉDIA

Para testar se existem diferenças entre a média das variáveis em estudo (SS, Pigmentos, Transparência, P, Fosfato e Nitrato) durante a época seca (μ_S) e chuvosa (μ_c), utilizou-se o teste-t para diferença entre média. Para a variável k, as hipóteses nula (H_o) e alternativa (H_a) são:

$$H_O: \mu_{kS} - \mu_{kC} = 0$$

$$H_a: \mu_{kS} - \mu_{kC} \neq 0$$

O teste utilizado é

$$t = \frac{(\bar{x}_{ks} - \bar{x}_{kc}) - (\mu_{ks} - \mu_{ckc})}{(S_{ks}^2/n_{ks} + S_{kc}^2/n_{kc})^{1/2}}$$

onde:

_ μ_{ks}, μ_{kc} representam a verdadeira média da variável (média populacional) sendo tratada nas épocas seca e chuvosa, respectivamente;

_ x_{ks}, x_{kc} representam as médias das amostras coletadas para a variável k, durante a época seca e chuvosa, respectivamente;

_ S_{ks}^2, S_{kc}^2 correspondem às variâncias das amostras coletadas sobre a variável k, durante a época seca e chuvosa, respectivamente;

_ n_{ks},n_{kc} referem-se ao tamanho das amostras coletadas sobre a variável k, durante a época seca e chuvosa, respectivamente;

_ $t_{\alpha/2, \upsilon}$ é o valor na distribuição t com $(\alpha/2)$% da área à direita, e υ o grau de liberdade, onde $\upsilon = n_{ks} + n_{kc} - 2$.

A regra de decisão, adotando nível de significância $\alpha = 0{,}05$ é:

_ Rejeitar Ho se $t < t_{-\alpha/2,\nu}$ ou $t > t_{\alpha/2, \nu}$

_ Aceitar Ho se $t_{-\alpha/2, \nu} < t < t_{\alpha/2, \nu}$

Note que a aceitação da hipótese nula (H_o) implica em que não há evidência da existência de diferença significativa entre as médias da variável no nível médio da variável k na época seca e chuvosa.

4.3.2 - ANÁLISE DE VARIÂNCIA ("ONE-WAY")

A finalidade da análise de variância "one-way" é verificar se existe diferença entre um conjunto de médias amostrais, com base em um único critério.

No presente trabalho considerou-se os parâmetros coletados nas diferentes estações como dados provenientes de k populações independentes, normalmente distribuídas, com médias u_1, u_2,..., u_k e variância comum, S^2. Considerar-se-á o seguinte teste de hipóteses:

1) hipótese nula »» H_0: $u_1 = u_2 = ... = u_k$

2) hipótese alternativa »» H_a: pelo menos duas das médias não são iguais

nível de significância $\alpha = 0.05$

Estatística f »» f = MSC/MSE

Regra de decisão:

aceitar H_0 se $f < f\alpha$ [k-1, k(n-1)]

rejeitar H_0 caso contrário

onde:

_ MSC e MSE são dois estimadores independentes de σ (para maiores detalhes ver Walpole, 1974, p.271);

_ $f\alpha$ é o valor tabelado da distribuição F, cuja área à direita é α.

_ n representa o número de dados coletados sobre a variável sendo testada em cada estação de coleta.

4.3.3 - ANÁLISE DE AGRUPAMENTO

Existe uma vasta literatura que enfatiza a importância do agrupamento dos dados ou agregamento ("clustering"), como uma técnica estatística para o estudo da estrutura de dados em geral multivariados (Pielou, 1984).

A finalidade do agrupamento de dados é identificar grupos no conjunto de dados que possuam elementos similares entre si e diferentes elementos em relação a elementos de outros grupos (Bins e Velasco, 1987; Bins et al., 1988).

Esta técnica foi utilizada para identificar, para uma dada variável, o conjunto de estações de coleta que apresentaram maior semelhança entre si quanto a distribuição espacial das concentrações dos parâmetros analisados durante cada uma das épocas estudadas (seca e chuvosa).

Pode-se entender cada amostra como um ponto no espaço Euclidiano p-dimensional, Ip; assim, o total de amostras forma no Ip, conjuntos de densidades variadas que se concentram em regiões distintas do espaço.

A análise de agrupamento busca particionar o espaço Ip segundo um critério especificado, que normalmente utiliza medida de similaridade ou distância entre os elementos representados no espaço Ip (Duran e Odell, 1974; citados por Gama, 1980).

Qualquer estudo de agrupamento exige a conceituação precisa do que se entende por medida de distância entre dois elementos do conjunto E de observações, ou seja, entre dois pontos quaisquer no espaço Ip. Outro problema a ser considerado refere-se à escolha das p variáveis que definem o vetor, ponto no espaço Ip, representativo de um elemento E.

A partir do conjunto de vetores

$$\vec{x_i} = (\vec{x_{i1}}, \vec{x_{i2}}, \ldots, \vec{x_{ip}})^t, \; i = 1,n$$

definido para cada variável observada, (e que pode ser representada por uma matriz X de dimensão nxp -denominada matriz de dados) encontra-se uma matriz de distância, de dimensão nxn, cujos elementos na diagonal principal são nulos e t é o transposto do vetor $\vec{x}_c$.

Os valores na matriz de distância permitem decidir se dois elementos em E, E_i e E_j, $i \neq j$, pertencem ou não a um mesmo agrupamento.

Existem na literatura vários tipos de medidas de distância que podem ser utilizadas para formar a base da análise de agrupamento (Pielou, 1984).

Entre elas a distância Euclidiana, distância absoluta, distância de Mahalanobis e método do centróide são algumas das mais utilizadas (Gama, 1980).

O programa de computador utilizado na análise de agrupamento do BDL, dos dados radiométricos e dos NDs dos dados de SR, utilizam o algoritmo distância Euclidiana para cálculo da matriz de distâncias. Assim, a distância entre dois pontos quaisquer do espaço Ip, Ei e Ej, caracterizados respectivamente pelos vetores $\vec{x}_i$ e $\vec{x}_j$, é dada por:

$$d_{(ij)} = [\sum_{q=1}^{p} (x_{iq} - x_{jq})^2]^{1/2} \qquad \text{Equação 4.1}$$

, onde: i= vetor padrão;

J= vetor média da classe;

p= dimensionalidade dos padrões.

O padrão i pertence à toda classe h se:

$$d(i,jh) \leq d(i,jl), \text{ para todo } l = 1,\ldots,c; \; h \in [1,c]$$

, onde: c= número de classes;

h,l= índice do agrupamento.

4.3.3.1 - UTILIZAÇÃO DO SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA (SGI/SPRING)

Para possibilitar análises complexas através da integração das variáveis anteriormente mencionadas com as imagens orbitais, o resultado da análise de agrupamento referente ao BDL foi introduzido em um banco de dados geo-codificado com a finalidade de permitir a sua representação espacial na forma de mapas, através de um sistema de informação geográfica (SGI).

O SGI utilizado é na realidade um dos aplicativos de um "software" mais poderoso denominado Sistema de Processamento de Informações

Geo-referenciadas (SPRING). Este é um sistema para geoprocessamento executável em estações de trabalho UNIX (SPRING, 1993)

Portanto, o SPRING foi utilizado para a digitalização do contorno do reservatório, bem como para representar a distribuição interna do resultado do processamento estatístico das variáveis limnológicas.

4.4 - SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL

O processamento digital das imagens TM-LANDSAT teve como objetivo gerar informações sobre o ambiente aquático em geral e permitir a identificação e delimitação dos compartimentos do reservatório de Tucuruí. Posteriormente estas informações foram integradas com dados limnológicos e informações bibliográficas (Abdon e Meyer., 1990; Novo e Pires, 1990; Braga, 1990; Steffen et al., 1993 e outros).

O presente trabalho utilizou dados digitais do satélite Landsat-5 referentes à órbita/ponto 224/63, adquiridos através de fitas magnéticas compatíveis com o computador (CCT's). As bandas utilizadas foram as 4 primeiras do "mapeador temático" (TM). Somente as 3 bandas na faixa do visível (TM1, TM2 e TM3) foram utilizadas para fins de classificação, tendo em vista que somente esta faixa de comprimento de onda possui a capacidade de interagir com a coluna da água e com os elementos oticamente ativos em suspensão neste meio.

O sensor TM-Landsat apresenta resolução espacial de 30x30 metros nas bandas do visível, infra-vermelho próximo e médio. Porém, em função das grandes dimensões do reservatório estudado, os pixels originais foram submetidos a reamostragem (4) com a finalidade de permitir que a imagem ocupasse menos memória e diminuisse assim o seu tempo de processamento. Com este procedimento as imagens passaram a apresentar pixel de 120x120 metros e a conter 954 pixels e 1124 colunas.

O processamento digital foi parcialmente realizado no Sistema Interativo de Tratamento de Imagens (SITIM) e em parte no SPRING. O SITIM opera através de "hardware" composto por um microcomputador PC ('Personal

computer'), por uma unidade visualizadora (UVI) e por uma leitora de fitas compatíveis com o computador (CCT's).

O processamento digital das imagens seguiu as seguintes etapas: 1) registro de imagens; 2) correção atmosférica através do método de Chavez (1988); 3) transformação dos dados digitais em reflectância ao nível da superfície da água; 4) conversão dos ND da terra em valores iguais a zero, através da aplicação de 'máscara'; 5) normalização dos ND das imagens; 6) ampliação do contraste; 7) aplicação do filtro mediana; 8) classificação.

4.4.1 - REGISTRO

Todas as cinco imagens utilizadas foram registradas com a finalidade de corrigir as suas respectivas distorções geométricas, conforme descrito no item 2.3.1. Sendo que uma delas, a de 14/agosto/1988, foi previamente registrada com a carta topográfica e serviu como imagem de referência.

As demais imagens foram registradas a partir desta última e têm as seguintes datas: 22/junho/1986, 27/julho/1987, 16/julho/1989 e 22/junho/1992. Para cada uma foram utilizados 9 pontos de controle (PCs) espacialmente bem distribuídos na imagem de referência (14/agosto/1988). Para o registro propriamente dito foram selecionados 6 dos 9 PCs e aplicado um polinômio de primeiro grau para corrigir as imagens. Isto resultou numa precisão de 0.2 a 0.7 pixels, ou seja, de 24 a 84 metros e, portanto, valores bem abaixo do erro máximo de 1.250 metros definidos pela escala 1:250.000 (Kalil, 1994 comunicação pessoal).

Para determinar o valor dos NDs dos pixels da imagem corrigida, procedeu-se a uma reamostragem dos pixels da imagem original à partir da utilização do interpolador 'vizinho próximo'. A escolha deste interpolador deveu-se não só à simplicidade do método e rapidez computacional, mas também pela preocupação em se preservar os valores radiométricos das imagens originais (Mather, 1987; Crósta, 1992).

4.4.2 - CORREÇÃO ATMOSFÉRICA E CONVERSÃO DOS NÚMEROS DIGITAIS EM REFLECTÂNCIA REAL

Em todas as imagens utilizou-se o método de correção atmosférica de Chavez (1988). Para a transformação dos valores digitais de toda a imagem em valores de reflectância "do terreno", empregou-se a seqüência descrita em 2.3.1, utilizando-se a equação 3.1, proposta por Markham e Barker (1987, extraída de Felix, 1993), e transpostas para o SITIM através do programa "REFLETE".

Assim:

$$\mathbf{R = (\pi \times d^2/E_{sol} \times \cos \theta_s) \, [(ND/ND_{máx})(L_{máx}-L_{mín}) + L_{mín}]} \qquad \text{(Eq. 3.1)}$$

onde:

R = reflectância;

π= 3,1415169...;

d = distância Terra-Sol, em unidades astronômicas;

ND = número digital do pixel obtido nas fitas CCTs;

L_{MIN} = radiância espectral correspondente ao número digital zero em ($mW.cm^{-2}.sr^{-1}.\mu m^{-1}$);

L_{MAX} = radiância espectral mínima necessária para gerar um valor digital máximo e igual a 225 ($mW.cm^{-2}.sr^{-1}.\mu m^{-1}$);

θ_s = ângulo zenital solar em graus

$ND_{máx}$ = número digital máximo possível de ser obtido (255 para as bandas estudadas);

E_{sol} = irradiância solar média no topo da atmosfera ($mW.cm^{-2}.\mu m^{-1}$).

4.4.3 - APLICAÇÃO DE MÁSCARA, NORMALIZAÇÃO E AMPLIAÇÃO DO CONTRASTE

Com a finalidade de não prejudicar a filtragem espacial (etapa posterior à classificação automática), facilitar a classificação e interpretação das imagens, procedeu-se a aplicação de máscara visando a supressão de todos os alvos que não fossem água. A exclusão desses alvos (vegetação terrestre, solo exposto etc.) foi possível através da utilização do programa 'ELIMINA', que permitiu a criação de uma máscara para a água preservando os correspondentes Nds e zerando os demais.

Para isto foi utilizada a banda 4 do mapeador temático (canal que corresponde a faixa do infra-vermelho próximo), devido a marcante característica dos corpos d'água (ou melhor, da água) em absorver intensamente este comprimento de onda, contrariamente aos demais alvos, onde este elemento ocorre em pequenas quantidades e, por isso, refletem esse comprimento de onda (Novo, 1992).

Tendo em vista os baixos valores de média e desvio padrão dos NDs referentes a água do reservatório para algumas datas (27/julho/1987; 14/agosto/1988 e 16/julho/1989), procedeu-se a normalização das imagens antes de realizar o "stretch" compatibilizando as distribuições de probabilidade das imagens obtidas em diferentes datas.

Como tanto o SITIM quanto o SPRING não são capazes de executar a normalização das imagens, utilizou-se programa 'NORMAL' para este fim, cuja equação está descrita abaixo (Equação 4.2). Como imagem de referência escolheu-se aquela com maior contraste, ou seja, aquela que apresentou maior desvio padrão dos NDs (22/06/1992).

$$\mathbf{In} = (\mathbf{S_r} \div \mathbf{S_n}) \times [\mathbf{Im}_{(i,j)} - \overline{\mathbf{x}}_\mathbf{n}] + \overline{\mathbf{x}}_\mathbf{r} \qquad \text{(Equação 4.2)}$$

_ In: imagem normalizada;

_ S_r: desvio padrão da imagem de referência;

_ S_n: desvio padrão da imagem a ser normalizada;

_ $Im_{(ij)}$: imagem a ser normalizada, onde i denota a linha e j a coluna;

_ $\overline{x}_n$: média da imagem a ser normalizada;

_ $\overline{x}_r$: média da imagem de referência.

Posteriormente à normalização das bandas TM1, TM2 e TM3 para todas as datas, as imagens foram exportadas para o SPRING onde procedeu-se a realização do "stretch" com o objetivo de aumentar ainda mais seus respectivos NDs médio e desvio padrão, visando ampliar o contraste das imagens normalizadas e melhorar a identificação das classes do reservatório, com o intuito de tornar possível o treinamento das amostras e permitir uma adequada classificação automática.

4.4.4 - FILTRAGEM ESPACIAL

Devido aos baixos níveis de radiância da água, as imagens utilizadas apresentaram um tipo de ruído bastante comum quando se trata de corpos de água. Trata-se de alterações sistemáticas dos níveis de cinza na direção perpendicular a linha de varredura do sensor, produzindo faixas (efeito "stripping").

Atribui-se este efeito à saturação diferenciada dos detetores presentes nos sensores, as quais logo após imagear alvos terrestres (normalmente com alta radiância), registram os baixos sinais associados aos corpos de água; porém, retendo um pouco da saturação registrada sobre a terra e modificando assim seu ganho e 'offset' original (Tassan, 1988).

Existem diversos filtros que se propõem a eliminar ou minimizar o efeito dos ruídos (SPRING, 1993). Como o "stripping" é um ruído que se caracteriza pela sua alta frequência, o filtro adotado no presente trabalho é do tipo passa baixas ou de suavização, utilizado por eliminar as altas frequências da imagem e por preservar as baixas frequências.

O filtro de suavização utilizado foi o aplicativo morfológico denominado mediana. Esta escolha ocorreu devido a características como: capacidade de descartar pontos muito altos ou baixos em relação a média do sinal e amaciamento do sinal, proporcionando assim uma certa uniformização dos mesmos sem causar o 'emborramento' das bordas, seguindo sugestões de Castellari e Dutra (1988) e de Cabral et al.(1990).

4.4.5 - CLASSIFICAÇÃO

A classificação de imagens permite extrair informações, agrupando padrões homogêneos através de operações ao nível de pixel ou por regiões (SPRING, 1993).

A operação aritmética realizada no SPRING baseou-se na classificação determinística supervisionada e foi aplicada pixel a pixel sobre as bandas TM1, TM2 e TM3. O classificador utilizado no SPRING -medida de distância euclidiana, é o próprio algoritmo treinador das amostras e foi o mesmo utilizado para o tratamento do BDL, estando definido e descrito no item 4.2.3, possuindo como uma de suas características não considerar a matriz de covariância das imagens.

Geometricamente os NDs se distribuem em 'núvens' no espaço p-dimensional e cada núvem pode ser representada por um vetor. Baseado no comportamento espectral característico de diferentes elementos em suspensão na água e associados a diferentes massas de água, ocorrerão agrupamentos-padrão de NDs que serão significativamente mais densos do que outros agrupamentos associados qualitativa e quantitativamente a outros elementos existentes na água.

Portanto, essas diferenças na associação dos padrões são definidas a cada agrupamento segundo a menor distância euclidiana dos mesmos ao centro de cada agrupamento, a qual é dada pela equação 4.1.

CAPÍTULO 5

RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 - ANÁLISE DOS DADOS LIMNOLÓGICOS

O rio Tocantins é responsável por mais de 95% do volume de água que entra no reservatório de Tucuruí e, como consequência, é também a principal fonte externa de material carreado para o reservatório, desempenhando controle tanto na diluição quanto no aumento da concentração de materiais dissolvidos e particulados em suspensão.

A entrada de água no reservatório através do Tocantins representa um dos fatores-chave para a compreensão da dinâmica interna dos materiais no reservatório, bem como para os processos resultantes desta dinâmica e geradores de massas de água na qual estão associadas à sua qualidade da água.

Apesar do grande volume médio da vazão afluente (10.650 m^3/s), esta é extremamente variável ao longo do ano, mas com períodos bem definidos e aumentando sistematicamente da época de estiagem para a chuvosa em até mais de 12 vezes (Figura 3.2).

A grande amplitude da vazão impõe condições sazonais bem marcantes e específicas à estrutura vertical e horizontal do sistema, que tendem a repercutir diretamente na sua qualidade da água. Em função disso e do tipo de classificação climática na qual se enquadra a bacia de captação do reservatório, caracterizada pluviometricamente por dois períodos bem distintos -sendo um seco e o outro chuvoso- o BDL foi dividido em dois blocos.

Para verificar a adequação na alocação dos meses do ano às épocas seca ou chuvosa, procedeu-se à integração dos dados das 5 estações de coleta (Figura 5.1), para cada época, determinando o valor médio para cada uma das seis variáveis consideradas.

A seguir aplicou-se para cada variável, o teste para diferença entre médias, para as estações seca e chuvosa, resultando em diferença altamente significativa (α=0,01). Isto justificou, portanto, a divisão sazonal do banco de dados limnológico.

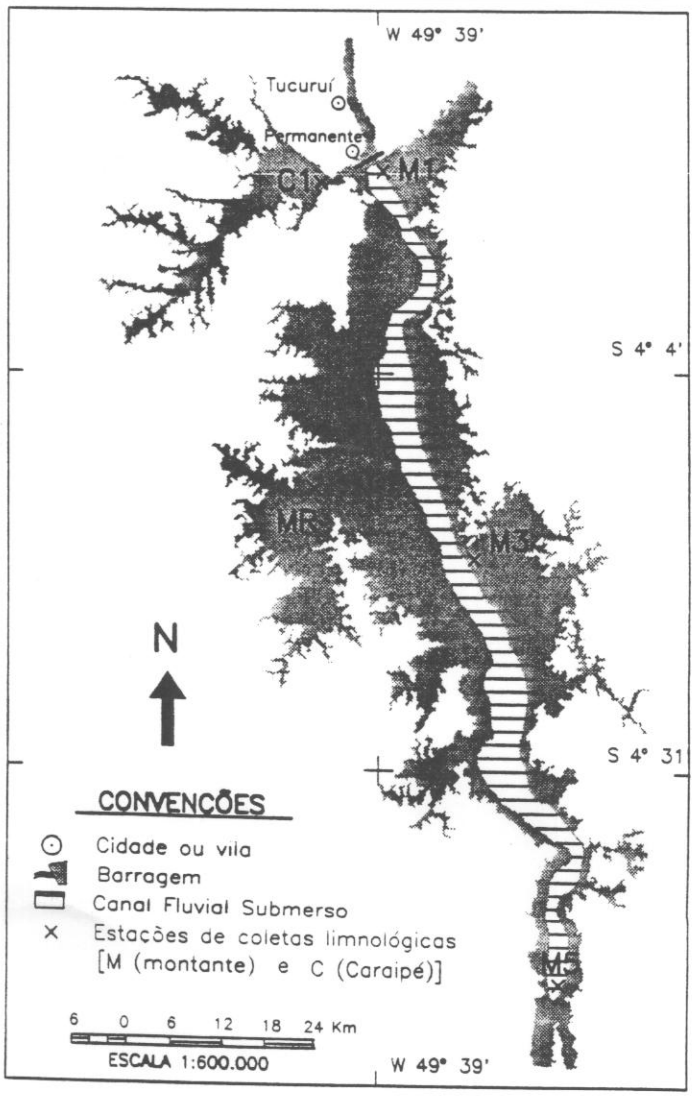


Fig. 5.1 - Localização das cinco estações de coleta limnológica.

Uma vez identificadas a existência de diferenças sazonais nos parâmetros de qualidade da água para o reservatório como um todo, procederam-se a novos testes de hipótese sobre o valor médio por estação de coleta das seis variáveis anteriormente mencionadas; ou seja, analisando-se agora separadamente cada uma das cinco estações de coleta limnológica (Tabela 5.1).

Tabela 5.1: Caracterização da existência de diferença sazonal (S) ou não, de cada variável e para uma dada estação de coleta.

	VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS					
ESTAÇÕES DE COLETA	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO	FÓSFORO TOTAL	FOSFATO	NITRATO	PIGMENTOS	TRANSPARÊNCIA (SECCHI)
C1	S			S	S	
M1	S	S	S	S		S
MR				S	S	
M3	S	S	S	S		S
M5	S	S	S	S	S	S

A análise da Tabela 5.1 exige uma interpretação cuidadosa, visto que ela possui informações específicas da variabilidade espaço-temporal dos parâmetros analisados, fornecendo uma primeira idéia a respeito de sua distribuição interna no reservatório. Além disso, permite algumas relações de dependência quanto às variáveis entre si, às condições ambientais e às respectivas localizações no reservatório.

As informações exibidas na Tabela 5.1 revelam, a priori, uma certa inconsistência dos resultados haja visto a aparente falta de padrão no preenchimento de algumas lacunas. Mas quando suas linhas e colunas são analisadas sob o ponto de vista ambiental, revela-se uma lógica interessante.

Interpretando-se as linhas da Tabela 5.1 constata-se que a estação M5 é a mais variável sazonalmente. Esse resultado já era previsível, tendo em vista que esta estação se situa na chamada zona de rio (Kimmel et al., 1990); sofrendo, portanto, uma influência direta das variações da descarga fluvial.

As outras duas estações mais variáveis após M5, são M3 e M1. Este resultado fornece subsídios para considerar o eixo principal do reservatório como o setor mais dinâmico e, portanto, o de mais rápida renovação de água do reservatório. Uma possível explicação para este resultado seria o fato de as estações anteriormente mencionadas situarem-se ao longo do canal fluvial submerso. Este seria o local onde as correntes advectivas do rio tenderiam a se deslocar, pois sofreriam menor perda de energia (menor dispersão) devido ao menor atrito com o

leito e as margens do reservatório (Thornton, 1990) e, internamente, com as correntes advectivas e de densidade do próprio reservatório (Ford, 1990).

Segundo a Tabela 5.1, a estação MR é a mais estável, o que pode ser explicado pela sua localização no reservatório -situada em um dos seus braços dendríticos e protegidos, caracterizado por uma baixa hidrodinâmica e elevado tempo de residência hidráulica- que lhe confere uma situação de local permanentemente estratificado e, portanto, com condições ambientais aproximadamente uniformes no tempo, conforme verificado por Pereira et al. (1990).

Esta constatação é importante, já que a estação MR é a única localizada na zona litoral (ou próxima dela), podendo representar até mais de 46% da área do reservatório. Além disso, sua importância se evidencia por ser uma área de grande proliferação de macrófitas aquáticas (Abdon e Meyer, 1990). Essas, em consequência da diminuição sazonal do nível da água, se ressecam e morrem em grandes trechos da margem esquerda do reservatório, onde a decomposição e ciclagem delas podem representar importante fonte de nutrientes (sobretudo compostos nitrogenados) para o corpo central do reservatório, por ocasião das chuvas (Pereira et al., 1990).

Analisando-se agora as colunas da Tabela 5.1, constata-se uma ratificação em relação ao primeiro teste de hipótese que revelou diferenças altamente significativas entre o valor médio de cada variável para os períodos seco e chuvoso. Isto porque a Tabela 5.1 também mostra diferenças para todas as variáveis, na maioria das estações. Cabe ressaltar que o nitrato foi o único parâmetro que variou de uma época para a outra em todos os pontos de coleta. Esta variabilidade pode ser explicada pelas seguintes possibilidades:

1) o nitrato seria com frequência o nutriente limitante em regiões tropicais (Rast et al., 1989). Assim, seria mais consumido em uma determinada época do que em outra. Isto pode estar associado, por exemplo, aos ciclos de produção primária observados em Tucuruí (macrófitas em especial).

2) sua concentração pode variar ao longo do ano em função do regime das chuvas pois, no período de alta vazão do Tocantins ocorreria um aumento da carga dos nutrientes em todo reservatório, sobretudo do nitrato uma vez que apesar do aporte em Tucuruí ser predominantemente pontual (devido a grande influência do Tocantins), as

emissões que este recebe da sua bacia de captação são muito dispersas (não-pontuais), e esta é recoberta principalmente por floresta densa -em cuja biomassa predominam os compostos nitrogenados relativamente aos fosforados (Thomann e Müeller, 1987). Assim, por ocasião das chuvas, ocorreria a lixiviação e deslocamento do solo rico em matéria orgânica das adjacências do reservatório para o seu corpo d'água, além do carreamento das macrófitas marginais mortas e degradadas ou parcialmente degradadas, devido a diminuição do nível do reservatório no final da estiagem (Pereira et al., 1990).

3) por esta região ser protegida, ter grande biomassa vegetal morta, ser desprovida de grandes tributários e possuir circulação reduzida (mantendo-se então anóxida e estratificada fisico-quimicamente, sobretudo no período de estiagem, devido a renovação da água ser muito pequena ou nula (Hino et al., 1988)), isto favoreceria a 'liberação' dos fosfatos e 'aprisionamento' do nitrato no sedimento de fundo do reservatório (Esteves, 1986, 1988).

Outro fator a ser considerado é que na época de maior descarga há um aumento da concentração do oxigênio dissolvido na coluna d'água que, por sua vez, contribui para a aceleração da degradação da matéria orgânica inundada (incluindo macrófitas e 'paliteiro'), resultando na subseqüente liberação do nitrogênio até então 'aprisionado' à estrutura vegetal (Thérien e Spiller, 1981).

Essas três possibilidades estretanto, requerem estudos mais aprofundados, tanto no que se refere a determinação do nutriente limitante e possíveis ciclos de produção primária, quanto ao balanço de cargas dos nutrientes. Note que grande parte dos nutrientes que chegam ao reservatório podem estar adsorvidos ao sedimento em suspensão (principalmente os fosfatos) e serem decantados e depositados no fundo do reservatório. A questão do nutriente limitante será abordada com maior profundidade no item 5.2.

Em uma fase seguinte do trabalho verificou-se a existência de diferenças entre as 5 estações de coleta para uma dada época (seca ou chuvosa). Para isto foram feitos testes de diferenças entre médias, para todas as estações de coleta, aplicando-se análise de variância.

Tendo em vista a localização espacial da estação M5 (situada na chamada zona de transição do rio e submetida, portanto, à influência direta do

Tocantins) e os resultados estatísticos até aqui encontrados, condiderou-se esta estação de coleta como um ponto de amostragem à parte em relação às condições do reservatório, ou pertencente na realidade ao rio Tocantins. Por isso, com a finalidade de eliminar uma possível fonte de erros ou de dados que eventualmente não representassem as reais condições do reservatório, os cálculos relativos à análise de variância estão representados tanto com a inclusão quanto com a exclusão dos dados relativos à estação M5 (Tabela 5.2).

Tabela 5.2: Resultado da Análise de Variância para as épocas chuvosa (a) e seca (b), referente a existência (S) ou não de diferenças entre as cinco estações de coleta do reservatório.

a)

ÉPOCA CHUVOSA	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO	FÓSFORO TOTAL	FOSFATO	NITRATO	PIGMENTOS	TRANSPARÊNCIA
EXCLUINDO M5	S	S	S	S	S	S
INCLUINDO M5	S	S	S	S	S	S

b)

ÉPOCA SECA	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO	FÓSFORO TOTAL	FOSFATO	NITRATO	PIGMENTOS	TRANSPARÊNCIA
EXCLUINDO M5					S	
INCLUINDO M5	S	S		S	S	S

Para a época chuvosa (Tabela 5.2a), verificou-se a existência de diferenças entre as 5 estações, para todas as variáveis. Ou seja, sob o ponto de vista quantitativo das variáveis analisadas, a camada superficial do reservatório encontra-se totalmente compartimentalizada. Este resultado não se modifica mesmo excluindo-se a sempre diferenciada estação M5.

Acredita-se que esta variabilidade interna de cada parâmetro analisado se deva à elevada vazão afluente e/ou aos níveis alternados de vazão ('pulsos') na época chuvosa, que ocasionaria descontinuidades das condições limnológicas (Kennedy e Walker, 1990), propiciando assim a sua heterogeneidade espacial e criando condições para o aparecimento de diversos compartimentos horizontais.

Excluindo M5, e com exceção da variável pigmento, não foram encontradas diferenças significativas entre as estações limnológicas durante a época seca (Tabela 5.2b), indicando, assim, um corpo d'água superficialmente bem mais

homogêneo. Ao se considerar M5, no entanto, os resultados mudam consideravelmente, confirmando a diferença desta estação em relação às demais.

Neste caso a modificação do padrão encontrado deve-se ao fosfato, que não apresentou alteração na sua distribuição espacial. Isto indica não apenas uma homogeneidade no reservatório e níveis de concentração similares entre o reservatório e o rio Tocantins (representado pela estação M5), mas também um possível tamponamento (ou excesso) em relação ao consumo, devido à biota.

A Tabela 5.2b mostra que durante a época seca a maior diferença na qualidade da água do reservatório resulta da descarga do rio Tocantins. Isto é importante por indicar que mesmo no período de baixa vazão afluente e, portanto, de menor influência do rio Tocantins, este possui importância fundamental para o lançamento de materiais no reservatório.

Até o momento, as técnicas estatísticas utilizadas revelaram apenas a existência ou não de diferenças espaço-temporais das variáveis limnológicas analisadas sem, no entanto, refinar as informações e identificar as estações amostrais mais assemelhadas e espacialmente contíguas. Com esta finalidade o BDL foi submetido a análise de agrupamento, a partir da qual se obteve a distribuição espacial esquematicamente representada pelas Figuras 5.2 e 5.3

Conforme descrito no item 4.2.1.3, na análise de agrupamento o número de classes é definido a critério do analista dos dados. Neste sentido, as duas análises estatísticas (teste de hipótese e análise de variância) identificaram a existência de duas 'populações distintas' de dados: uma associada à estação M5 e a outra às demais estações do reservatório (C1, M1, MR e M3).

A própria visualização gráfica bi ou tridimensional da distribuição das 'núvens' de dados na classificação euclidiana corroboram com este resultado. Porém, além de identificar duas 'nuvens' maiores, anteriormente mencionadas e bastante separadas no espaço euclidiano, distinguiu-se uma terceira 'nuvem', pode-se dizer intermediária -criada a partir da definição de um terceiro nível de iteração ou classe- que resultou da subdivisão das quatro estações anteriormente agrupadas e permitiu um maior refinamento das informações até aqui encontradas.

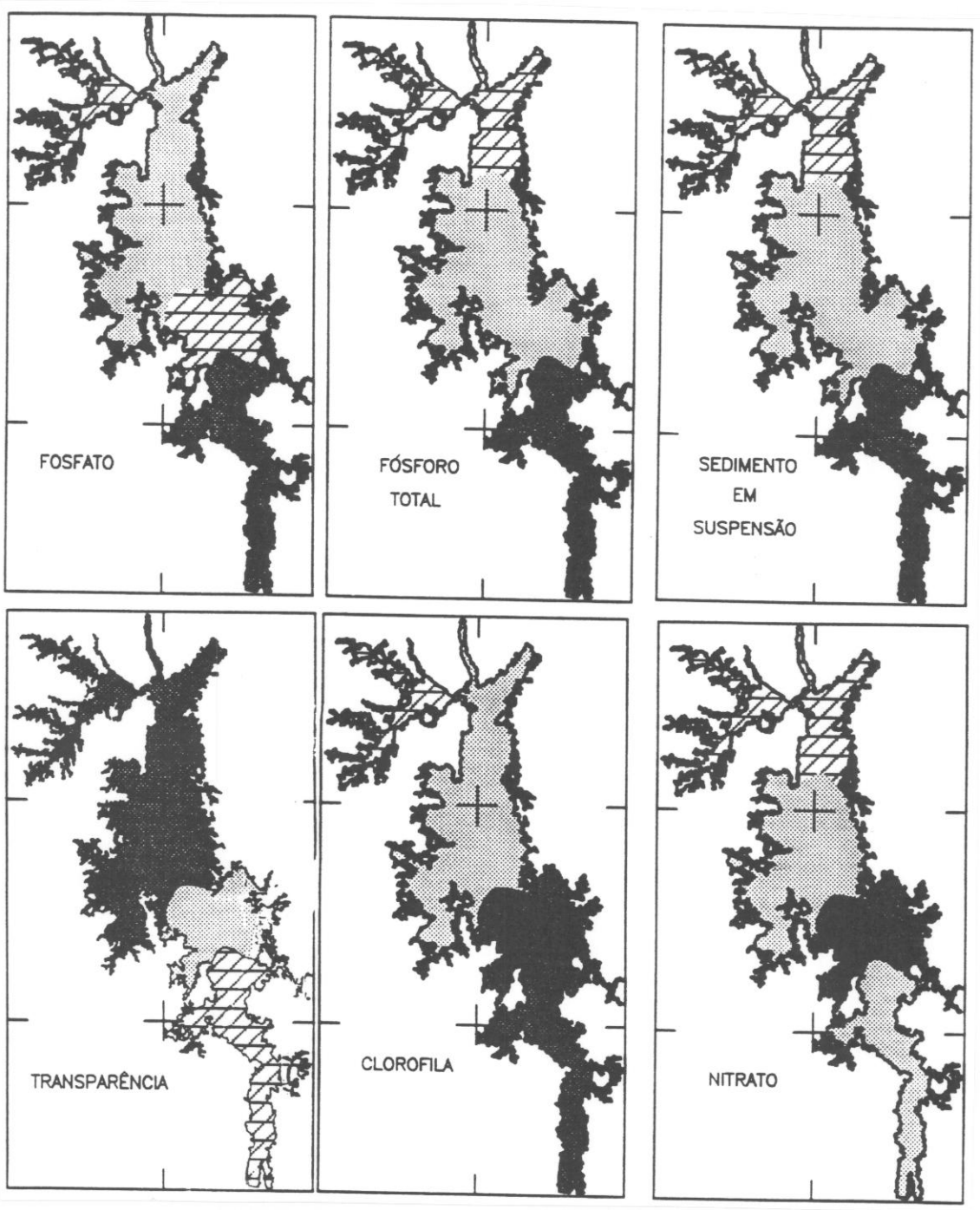


Fig. 5.2 - Representação espacial da análise de agrupamento referente às seis variáveis limnológicas estudadas para a época **seca**, na qual foram considerados três níveis de iteração, resultando nas seguintes classes relativas: ☐ Baixa, ☐ Média e ☐ Alta.

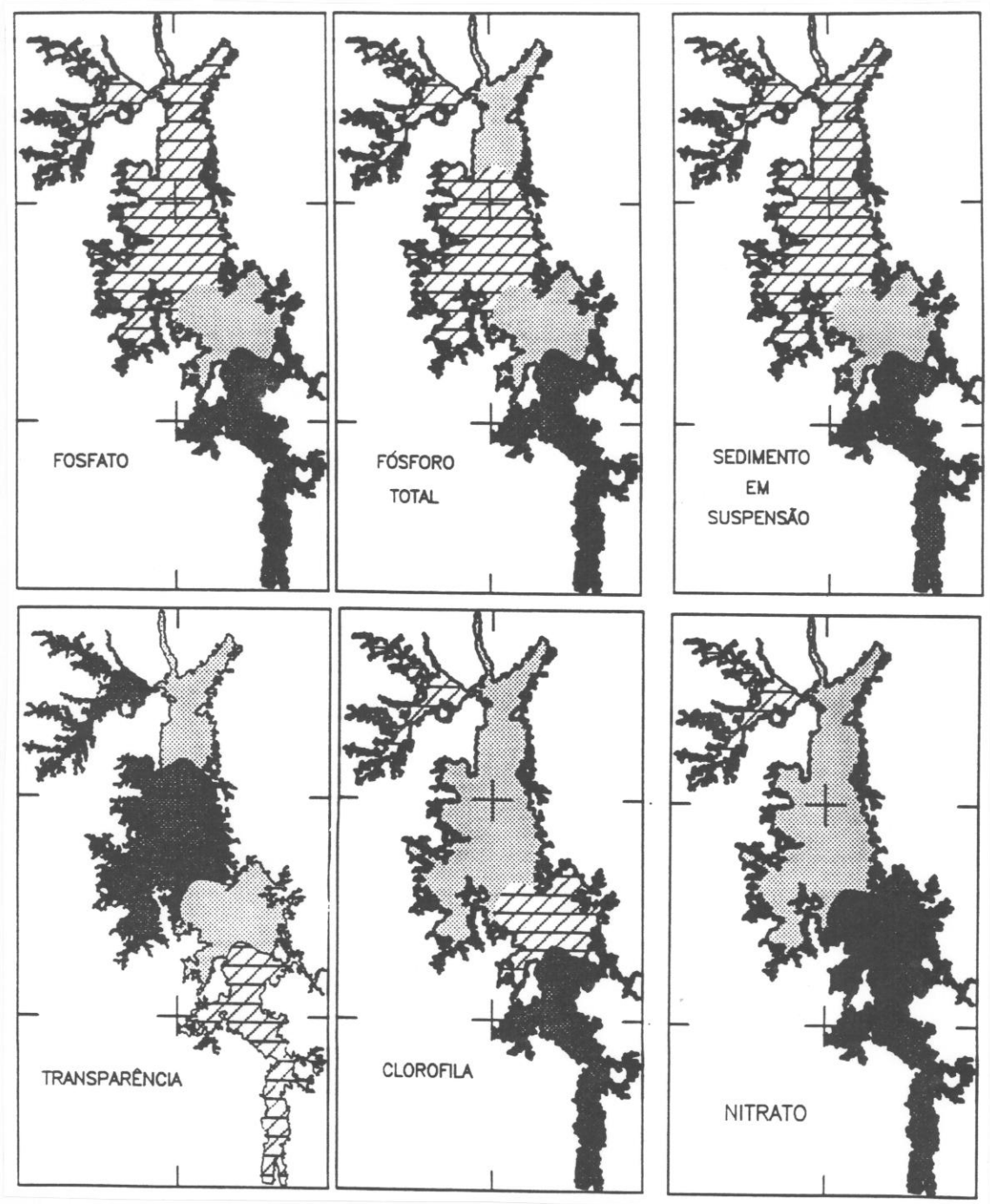


Fig. 5.3 - Representação espacial da análise de agrupamento referente às seis variáveis limnológicas estudadas para a época **chuvosa**, na qual foram considerados três níveis de iteração, resultando nas seguintes classes relativas: ☐ Baixa, ☐ Média e ☐ Alta.

Os resultados encontrados nas Figuras 5.2 e 5.3 confirmam, para todas as variáveis, a dissimilaridade entre os tipos de água da estação M5 em relação aos demais pontos de coleta do reservatório. Mas revelam também a estação C1 como possuidora de um tipo de água diferenciado das demais estações, a qual ocupa posição extrema em relação a M5.

Esta aparente 'polarização' indica ainda que a estação C1 se comporta como uma região à parte em relação às características de qualidade da água do reservatório. Entretanto, as regiões adjacentes apresentaram níveis de semelhança variáveis em função do período do ano considerado. Na época seca, a estação M1 é a que possui mais variáveis agrupadas com C1, enquanto na época chuvosa a MR é a que mais se assemelha a C1.

Ambos os resultados constituem algo esperado. A proximidade espacial, a baixa hidrodinâmica e o maior tempo de residência, fazem com que as estações de coleta C1 e M1 agrupem-se no período de estiagem como resultado da maior contiguidade das condições internas do reservatório. Apesar das estações C1 e MR estarem bastante afastadas e situarem-se em ambientes distintos (MR possui margens altamente dendríticas, rasas e dominadas por macrófitas e paliteiros), as mesmas agrupam-se no período chuvoso.

A explicação para isto decorreria do fato da bacia de captação de ambos os pontos de coleta situarem-se adjacentes e serem geologicamente similares. Devido a posição geografica da estação C1 (situada em local mais isolado e submetida a influência da bacia do rio Caraipé somente na época de cheia, uma vez que o rio Caraipé teve o seu leito totalmente inundado devido a elevação do seu nível de base por ocasião do embarramento do rio Tocantins) apenas no período chuvoso ocorreria a influência da bacia de captação nas regiões abrangidas por C1 e MR.

Isto sugere que no período de estiagem a única entrada de água para a região do Caraipé ocorre através do próprio reservatório, que tem em M1 o seu ponto de passagem ou de contigüidade em relação ao resto do reservatório. No período chuvoso, no entanto, as condições de qualidade da água na região do Caraipé estão condicionadas à influência direta da bacia de captação que a abastece, propiciando, possivelmente, uma inversão dos fluxos e favorecendo a formação de correntes advectivas no sentido C1-M1.

Como neste período as comportas do reservatório (adjacentes a M1) encontram-se totalmente abertas e o volume de água a montante de M1 é muito superior ao da estação C1, suas condições de qualidade da água seriam distintas.

Essa influência pluviométrica no período chuvoso se estenderia à toda rede de drenagem do reservatório. Por um princípio de contigüidade (agora, porém, das sub-bacias da sua margem esquerda) propiciaria o aporte de materiais similares para este lado do reservatório, em decorrência da assimetria das sub-bacias das margens direita e esquerda do reservatório (Projeto RADAMBRASIL, 1974; Pereira Filho, 1992).

Além disso, a baixa declividade das sub-bacias da margem esquerda explica a existência de regiões protegidas, favorecendo a proliferação de macrófitas aquáticas, depósito de matéria orgânica e nutrientes associados ao sedimento fino e maior tempo de residência hidráulica etc.

Os resultados indicam que a estação M3 estaria situada na zona de transição entre o rio e o reservatório; ou seja, regiões associadas à águas de mistura e, portanto, com valores limnológicos intermediários. Durante a época seca, esta região seria menos evidente devido a menor influência da descarga do rio Tocantins a qual, até em função da sua proximidade com MR, incluiria esta na zona de transição, porém de maneira menos evidente.

Cabe ressaltar que para o período chuvoso, a estação M1 mais à juzante (também situada no corpo central do reservatório, ou seja, na região do canal fluvial submerso) possui a maior parte das variáveis agrupadas com M3.

Isto pode ser explicado pela dificuldade do fluxo que entra no reservatório sofrer misturas laterais devido a morfologia alongada do reservatório, fazendo com que as condições de qualidade da água no eixo longitudinal do reservatório tornem-se mais homogêneas e menos diferenciadas, devido a maior renovação da água nesse trecho (Thornton, 1990).

Este argumento encontra sustentação ainda pelo fato de a estação M1 situar-se próxima ao vertedouro (Figura 5.1) que, neste período, encontra-se em permanente e elevada vazão (Figura 3.2). Isto favorece um intenso

fluxo a juzante e, conseqüentemente, 'maior homogeneização' das condições de qualidade da água do reservatório no sentido longitudinal.

Uma analogia entre a distribuição das variáveis de cada período (Figuras 5.2 e 5.3) mostra também alguns padrões que poderiam denotar inclusive relações de dependência. Os nutrientes (sobretudo o fósforo e os seus compostos) normalmente estão associados quimicamente (adsorvidos- principalmente aos sedimentos finos transportados da bacia de captação (Odum, 1986; Esteves, 1988; Canfield et al., 1989)) que, neste caso, seria rica em silte e argila devido à origem geológica da sua bacia de captação, como é o caso da região de Carajás (Leinz e Amaral, 1987).

Da análise das figuras observa-se também uma 'coincidência' entre a distribuição espacial do SS e do fósforo total para as épocas seca e chuvosa, com exceção da área associada a estação M1.

Além disso, verifica-se visualmente, correspondência entre o SS, o fosfato e a transparência. Esta é uma constatação valiosa visto que ambos SS e, de maneira inversa, a transparência, são variáveis correlacionadas com dados de SR (Thomann e Müeller, 1987; Hartmann, 1987; Thornton, 1990). O SS por constituir-se em um elemento oticamente ativo e a transparência por representar a resultante ou o somatório dos elementos oticamente ativos da água e, portanto, passível de inferência através da interpretação de imagens orbitais.

Cabe ressaltar que os resultados referentes à época seca podem ser questionados em relação àqueles da época chuvosa, devido ao pequeno número de amostras coletadas (n_s= 18 para a época seca e n_c= 35 para a época chuvosa) insuficiente para a aplicação da lei dos grandes números, que assegura a normalidade assintótica.

Através de uma interpretação ampla, integrando e cruzando informações ambientais e considerando inclusive as técnicas estatísticas precedentes à análise de agrupamento (teste de hipótese e análise de variância), foi possível obter resultados satisfatórios mostrando, como padrão geral, um reservatório mais homogêneo durante o período seco e bastante heterogêneo no período chuvoso.

O resultado referente a este período, caracterizado por uma elevada variância dos dados, seria conseqüência dos pronunciados gradientes longitudinais oriundos das grandes vazões contínuas ou em pulsos bastante frequentes nesta época do ano.

Apesar disso, ou em conseqüência disso, simultaneamente ao conhecimento gerado surgiram também algumas dúvidas que requerem, para sua solução, abordagens específicas. De forma a dar maior consistência aos resultados e aos argumentos anteriores, é importante a determinação do nutriente limitante, do estado trófico, bem como a validação dos resultados referentes aos parâmetros oticamente detectáveis através de imagens (SS, pigmentos fotossintetizantes e transparência da água).

5.2 - NUTRIENTE LIMITANTE NA ÁGUA

O termo qualidade da água abrange uma combinação de características físicas, químicas e biológicas que inclui a maior parte dos compostos da superfície da Terra. Esta combinação de características se deve, em parte, porque a água é um bom solvente e, deste modo, nunca é encontrada em um estado puro na natureza. Assim, todos os corpos de água contém substâncias derivadas do ambiente natural ou lançadas por atividades humanas (Powel, 1964, Oliveira, 1976).

Na Amazônia, a combinação da elevada temperatura com chuvas abundantes (Projeto RADAMBRASIL, 1974) propiciam a aceleração de processos intempéricos das rochas (Leinz e Amaral, 1987) e decomposição de materiais (Thérien e Spiller, 1981) que, por sua vez são lixiviados mais facilmente e transportados para e através dos cursos d'água.

Em consequência da sua capacidade em receber e armazenar compostos dissolvidos e particulados provenientes da bacia de captação, os reservatórios funcionam como coletores e verdadeiros 'vasos de reação' (Tundisi, 1988). Como estes são ambientes de transição entre rios e lagos (Thornton et al., 1990), suas águas têm maior tempo de residência do que as águas dos rios existindo, consequentemente, mais tempo e diversidade espacial de ambientes (canais profundos, braços rasos e protegidos, grande interfáce terra-água etc.) para que se processem mudanças internas diferenciadas na qualidade da água.

Como resultado disso, os reservatórios tem cargas e concentrações de nutrientes e outros elementos diferentes não apenas do rio à montante, mas também internamente -conforme verificado no item anterior. Uma boa maneira de verificar estas diferenças espaciais na disponibilidade de nutrientes é associá-las à produtividade e a biomassa vegetal (Kimmel et al., 1990).

A relação nutriente/biomassa fundamenta-se no princípio de que normalmente a vegetação aqüática nos trópicos (p.ex. fitoplâncton), não é controlada por fatores que não sejam nutrientes (por exemplo, temperatura e disponibilidade de luz etc.), mas principalmente pelos macronutrientes N e P (Odum, 1986; Thomann e Müeller, 1987; Rast et al., 1989).

Além disso, não apenas os nutrientes, mas também organismos como o fitoplâncton, são usados como indicadores do estado trófico da água, sendo portanto interessante a determinação do nutriente limitante em Tucuruí para auxiliar a interpretação dos resultados até aqui encontrados e a compreensão da heterogeneidade espacial no reservatório.

5.2.1 - QUANTIDADE MÍNIMA DE NUTRIENTES

Apesar de existirem várias formas de N e sobretudo de P 'biologicamente disponíveis' na água, a sua assimilação varia de espécie para espécie e segundo a própria disponibilidade das formas de nutrientes no ambiente (Odum, 1986; Thomann e Müeller, 1987; Rast et al., 1989).

Segundo Odum (1971), no conceito de nutriente limitante devem-se considerar as quantidades absolutas e relativas dos nutrientes sob condições de estado estável -assumindo-se, portanto, que no reservatório de Tucuruí esta condição foi alcançada alguns meses após o fechamento das comportas para a formação do 'lago'. Estabelecida esta pré-condição, deve-se considerar também que os corpos d'água contém diversas espécies de algas fitoplanctônicas que necessitam de diferentes quantidades e proporções de nutrientes (Tilman et al., 1982, citados por Rast el al., 1989).

Experimentos práticos em lagos e reservatórios de todo o mundo revelaram que para concentrações de P biologicamente disponível em

quantidades inferiores a 5 μg P/l, esses ambientes são limitados pelo P, enquanto concentrações de N biologicamente disponível inferiores a 20 μg N/l sugerem a limitação do N (Rast et al., 1989).

Se ambos os nutrientes apresentam concentrações menores do que o valor mínimo, ambos podem ser limitantes. Contrariamente, concentrações de ambos nutrientes acima desses valores sugerem que os nutrientes não são os fatores primários que limitam o crescimento das algas. A Tabela 5.3 mostra a concentração média do Nitrogênio e Fósforo Totais e medidas absolutas de outros parâmetros.

TABELA 5.3: VALOR MÉDIO DOS PARÂMETROS ESTUDADOS PARA CADA ESTAÇÃO DE COLETA EM FUNÇÃO DA ÉPOCA DO ANO.

		ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM				
VARIÁVEIS	PERÍODO	C1	M1	MR	M3	M5
PIGMENTOS (μg/l)	SECO	4.5	3.6	2.9	4.4	6.5
	CHUVOSO	6.0	3.2	3.9	5.9	9.2
FÓSFORO TOTAL (μg/l)	SECO	10.3	11.0	12.2	11.3	16.4
	CHUVOSO	9.8	16,0	9.1	22.4	43.4
FOSFATO (μg/l)	SECO	1.3	1.8	0.9	1.4	2.3
	CHUVOSO	1.6	4.8	1.3	6.0	10.2
NITROGÊNIO TOTAL (μg/l)	SECO	21.3	37.4	13.7	27.5	10.1
	CHUVOSO	67.4	59.5	33.4	51.1	33.8
NITRATO (μg/l)	SECO	3.8	15.8	1.3	5.7	5.2
	CHUVOSO	15.9	32.1	6.4	20.3	20.4
TOTAL SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg/l)	SECO	1.4	0.9	1.2	1.0	6.6
	CHUVOSO	2.1	2.8	1.7	4.8	26.9
TRANSPARÊNCIA -SECCHI- (m)	SECO	2.9	3.2	3.8	4.1	1.3
	CHUVOSO	2.7	2.7	2.2	2.0	0.6

A análise da Tabela 5.3 não mostra limitações de P em nenhuma das estações de coleta para ambos os períodos do ano; entretanto, revela limitações de N para as estações M5 e MR, durante o período de estiagem. Além disso, dois resultados importantes são evidentes:

1) para uma mesma estação de coleta a mudança de P da época seca para a chuvosa não é grande, com exceção das estações que estão submetidas a maior influência do rio Tocantins (M5 e M3). Como o P frequentemente encontra-se

adsorvido ao SS (e este apresenta alta taxa de sedimentação entre M3 e M5 (Barrow, 1987; Novo e Pires, 1990)), é possível que o P esteja se decantando junto com o SS e entrando no resto do sistema numa taxa bem menor do que a esperada.

Ainda em relação ao P observa-se uma diminuição deste do período seco para o chuvoso nas estações MR e C1. Isto se deve possivelmente ao fato deste se libertar do sedimento de fundo para a coluna d'água na época seca, haja visto que neste período a coluna de água é predominantemente anóxica sobretudo em MR, apresentando baixa renovação de água e grande quantidade de macrófitas mortas em decomposição (Pereira et al., 1990, 1994).

2) as concentrações de N nas estações C1, M1,MR e M3 são, em geral, maiores do que na estação que representa o aporte fluvial (M5). Além disso, da época seca para a chuvosa, a sua concentração absoluta sofre um aumento significativo em todas as estações, chegando mesmo a triplicar em algumas delas como M5, MR e C1.

Esta mudança sazonal poderia ser explicada, em parte, pelo aporte de N proveniente do Tocantins, mas também pela maior renovação e oxigenação das águas no período chuvoso. Ou seja, uma vez eliminada a anoxia da coluna d'água e de partes da mesma, aumentaria a decomposição orgânica no fundo do reservatório (Thérien e Spiller, 1981) que, por sua vez, promoveria reciclagem e libertação principalmente dos compostos nitrogenados 'aprisionados' ao sedimento e à matéria orgânica.

A liberação sazonal de nutrientes estocados em locais como os sedimentos de fundo (através da ciclagem interna) pode provocar pronunciado impacto na carga de nutrientes biologicamente disponíveis na coluna d'água, particularmente durante os períodos em que as entradas provenientes de fontes externas são mínimas (Cooke et al., 1977), limitando a produtividade do sistema. Sob essas condições, a produtividade nos ambientes mais protegidos (MR e C1) e nas regiões mais distantes da influência fluvial, seria sustentada, portanto, mais em consequência da reciclagem interna de nutrientes do que pelos aportes externos introduzidos via transporte advectivo (Kimmel et al., 1990).

5.2.2 - PROPORÇÃO DE NUTRIENTES (N/P)

A análise do nutriente limitante, fundamentada exclusivamente nas concentrações absolutas do P e N biologicamente disponível, é uma maneira incompleta de verificar a limitação destes. Um procedimento complementar de análise é a razão N/P, pois os nutrientes são utilizados pelos organismos segundo proporções estequiométricas.

Conforme abordado no item 2.1, a razão N/P na biomassa 'média' no fitoplâncton é de cerca de 11:1 (Smith, 1982; Thomann e Müeller, 1987; Hecky e Kilham, 1988); ou seja, assumindo que os organismos utilizam idealmente os nutrientes nesta proporção, qualquer desvio na razão N/P pode ser um indicador do nutriente potencialmente limitante.

Tabela 5.4: Razão N/P para cada estação de coleta e em função da época do ano.

RAZÃO N/P	ESTAÇÕES DE COLETA LIMNOLÓGICA				
PERÍODO	C1	M1	MR	M3	M5
SECO	2.1	3.4	1.1	2.4	0.6
CHUVOSO	6.8	3.7	3.7	2.3	0.8

A Tabela 5.4 revela, de uma maneira geral, uma baixa razão N/P para todo o reservatório e portanto um déficit de N, sendo este especialmente escasso para as estações M5 nos dois períodos do ano e para MR durante a época seca; podendo-se concluir que a maior contribuição relativa do Tocantins é para o P.

Portanto, apesar dos aportes no Tocantins serem predominantemente não pontuais (ou seja, caracterizado por diversas entradas de materiais ao longo das margens) e provenientes de bacias de captação recobertas principalmente por floresta tropical densa, acredita-se que a perda de nutrientes (sobretudo N) neste tipo de ambiente seja mínima, conforme verificado por Odum (1986) em bacias hidrográficas de florestas não perturbadas.

Uma possível explicação para essa abundância de P no Tocantins, pode ser a existência de rochas ricas em fosfato (apatita) em algum ponto

da bacia de captação (talvez em Carajás); já que a interferência antrópica na região é mínima, com exceção da Serra dos Carajás (v. Figura 3.1). Mas a inexistência de mapas geológicos da bacia de captação a montante, não permite a confirmação dessa hipótese (Bignelli, 1994 comunicação pessoal).

Os resultados na Tabela 5.4 confirmam as explicações quanto à dinâmica de nutrientes no reservatório de Tucuruí. E se as quantidades absolutas de ambos os nutrientes (N e P) variam muito sazonalmente, a proporção relativa dos mesmos disponível para o fitoplâncton não sofre grandes mudanças, com exceção dos pontos de coleta localizados nas regiões mais protegidas do reservatório (C1 e MR).

A utilização conjunta de ambas as medidas relacionadas ao conceito de nutriente limitante (quantidade absoluta e relativa) identificaram de uma maneira consistente o nutriente limitante em Tucuruí. Por outro lado, sobretudo a variação sazonal de N mostrada na Tabela 5.3, revela uma completa paridade entre as estações que tiveram triplicada a quantidade de N (M5, MR e C1) com a única variável biológica da Tabela 5.1 (pigmentos), visto que esta variável também apresenta mudanças sazonais justamente nas estações M5, MR e C1.

Se, por um lado, as cianoficeas (fixadoras de N) representam um dos grupos de algas mais frequentes em Tucuruí (Figura 5.4), e mostram que conseguem se aproveitar da carência de N para competir com maior eficiência, por outro os resultados anteriores confirmam também que quando aumenta a disponibilidade do N, as cianoficeas têm reduzida a sua proporção relativa e as algas em geral podem desprender mais energia para os processos reprodutivos, conforme pode ser notado na relação direta existente entre as concentrações de N e pigmentos (Tabela 5.3).

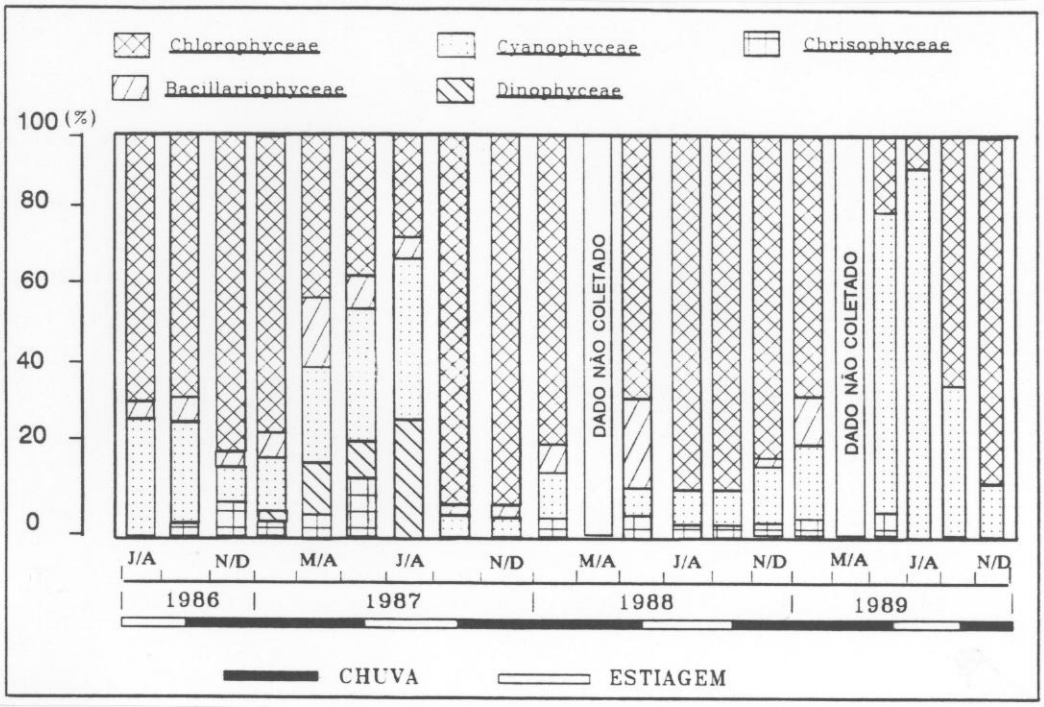


Figura 5.4 - Freqüência mensal relativa de grupos de algas fitoplanctônicas para a estação de coleta MR.

Fonte: Adaptada de Hatanaka et al. (1988), p. 43.

Este processo, no entanto, ocorre simultaneamente com o aumento da freqüência relativa de outros grupos de algas, como as clorofíceas, indicando que estas competem com maior eficiência quando o N se torna mais abundante.

Portanto, os níveis de biomassa ou de produtividade do reservatório é função de vários fatores físicos, químicos e biológicos inter-relacionados, que são condicionados pelos regimes climático e hidrológico, tamanho do corpo d'água, morfologia da bacia de captação, natureza e volume do rio afluente e da estrutura de inundação do reservatório (Kimmel et al., 1990).

5.2.3 - O ESTADO TRÓFICO DO CORPO CENTRAL E DA REGIÃO LITORAL DO RESERVATÓRIO

Segundo Carlson (1977), as classificações tróficas normalmente utilizadas pela comunidade científica baseiam-se na divisão do *continuum* trófico, em uma série de intervalos quanto ao estado trófico. O sistema tradicionalmente utilizado divide a classificação trófica em três níveis: oligotrófico, mesotrófico e eutrófico.

Apesar do índice de estado trófico (IET), criado por Carlson (1977), ser de grande utilidade prática, a variável básica utilizada na equação de regressão para se inferir o estado trófico é a transparência da água -que no modelo empírico tem alta correlação com o fósforo total (nutriente limitante) e a biomassa. Mas em decorrência do N ser o nutriente limitante em Tucuruí, optou-se por não adotar o referido IET.

Existe um grande número de critérios e indicadores que tem sido utilizados para caracterizar o estado trófico da água, os quais têm contribuído para um conceito trófico multidimensional pois, envolve aspectos da qualidade e quantidade da fauna e flora, produtividade, transparência da água, carga de nutrientes, concentração de nutrientes e de clorofila, além da morfometria dos corpos de água (Tundisi, 1986; Thomann e Müeller, 1987; Ryding e Rast, 1989).

A escolha adequada de indicadores do estado trófico representa a chave para a compreensão dos resultados até aqui encontrados. Por outro lado, a carência desse tipo de informação na região Amazônica dificulta até mesmo essa escolha, principalmente quando se sabe que esses indicadores podem variar de reservatório para reservatório e também sazonalmente (Carlson, 1977).

Cabe ressaltar ainda que as tabelas utilizadas como referência baseiam-se em intervalos de classificação de águas continentais de regiões temperadas sucitando, portanto, precauções quando aplicadas à regiões tropicais, tendo em vista que o metabolismo dessas regiões diferem (Esteves, 1988; Rast et al., 1989) e o estado trófico só poderia ser definido segundo um contexto regional (Tundisi, 1986).

Entre os seis parâmetros estudados no item 5.1, cujos intervalos podem ser verificados através da Tabela 5.5, quatro são passíveis de classificação trófica.

TABELA 5.5: ESTADO TRÓFICO DE RESERVATÓRIOS EM FUNÇÃO DE INTERVALOS DISCRETOS DAS VARIÁVEIS ANALISADAS.

VARIÁVEIS	OLIGOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	EUTRÓFICO	REFERÊNCIA
FÓSFORO TOTAL (µg/l)	< 10	10 - 20	> 20	1
NITRATO (µg/l)	< 1	1 - 5	> 5	3
CLOROFILA (µg/l)	< 2.5	2.5 - 8	> 8	2
TRANSPARÊNCIA (m)	> 6	6 - 3	< 3	2

* Referência: 1 Agência de Proteção Ambiental dos EUA e 3 Vollenweider (1968) - adaptados de Esteves (1988); 2 OECD (1982) - adaptado de Rast et al. (1989).

Utilizando-se a tabela anterior como referência para a classificação trófica das cinco estações de coleta do reservatório Tucuruí, foram obtidos os seguintes resultados.

TABELA 5.6: VALOR MÉDIO DOS PARÂMETROS ESTUDADOS PARA CADA ESTAÇÃO DE COLETA E SUA CLASSIFICAÇÃO TRÓFICA EM FUNÇÃO DA ÉPOCA DO ANO.

		ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM				
VARIÁVEIS	PERÍODO	C1	M1	MR	M3	M5
PIGMENTOS	SECO	4.5 [M][1]	3.6 [M][1]	2.9 [M][1]	4.4 [M][1]	6.5 [M][1]
	CHUVOSO	6.0 [M]	3.2 [M]	3.9 [M]	5.9 [M]	9.2 [E]
FÓSFORO TOTAL	SECO	10.3 [M]	11.0 [M]	12.2 [M]	11.3 [M]	16.4 [M]
	CHUVOSO	9.8 [O]	16,0 [M]	9.1 [O]	22.4 [E]	43.4 [E]
NITRATO	SECO	3.8 [M]	15.8 [E]	1.3 [M]	5.7 [E]	5.2 [E]
	CHUVOSO	15.9 [E]	32.1 [E]	6.4 [E]	20.3 [E]	20.4 [E]
TRANSPARÊNCIA -SECCHI-	SECO	2.9 [E]	3.2 [M]	3.8 [M]	4.1 [M]	1.3 [E]
	CHUVOSO	2.7 [E]	2.7 [E]	2.2 [E]	2.0 [E]	0.6 [E]

1 [Classificação Trófica]: **O** (oligotrófico), **M** (mesotrófico), **E** (eutrófico).

• Pigmentos: no que se refere aos pigmentos (ou concentração de fitoplâncton) suas águas foram classificadas como mesotróficas para os períodos seco e chuvoso para todas estações, com exceção da M5, que se mostrou eutrofizada no período chuvoso. Ressalta-se, porém, que esta variável inclui tanto clorofila-a quanto feofitina-a, sendo portanto superestimada, visto que a Tabela 5.5 leva em consideração apenas a clorofila-a; mas de qualquer maneira, observa-se um decréscimo dos valores das estações de coleta localizadas ao longo do canal principal (M5, M3 e M1).

• Fósforo Total: na época seca possui todas as cinco estações com água mesotrófica; mas com nível trófico variando de eutrófico a oligotrófico no período chuvoso. Essa variação, sobretudo a referente ao período chuvoso, parece ser conseqüência direta da influência do rio Tocantins, conforme esquema mostrado na Figura 2.1.

• Nitrato: o reservatório apresenta águas eutróficas em todas as estações de coleta durante o período chuvoso e meso ou eutrófico para a maioria das estações de coleta do período seco. Cabe ressaltar os elevados valores de nitrato na estação M1.

Uma possível explicação para esses valores de nitrato pode ser a ausência de floresta submersa na área correspondente a este trecho, já que este foi o único local onde houve remoção prévia da mata. Assim, os déficits de oxigênio seriam menores do que em outros pontos do reservatório e, em conseqüência, haveria uma pronunciada taxa de ciclagem interna do N aprisionado ao sedimento de fundo, conforme verificado por Pereira et al. (1994).

Além disso, devido a proximidade das turbinas, esta é uma região onde as massas d'água possuem baixo tempo de residência e onde o efeito 'pumpback' das turbinas contribue para uma maior renovação e oxigenação da coluna de água.

• Transparência (Secchi): apesar do aumento gradativo da transparência no sentido M5-C1, verifica-se que no período chuvoso todas as estações são classificadas como eutróficas. No período seco apenas as estações M5 e C1 enquadram-se nesta classificação, sendo que C1 encontra-se no limite entre eutrófico e mesotrófico.

Portanto, como tendência geral, verificam-se condições mais eutróficas na porção sul do reservatório (M5). E ao longo do canal fluvial submerso a juzante (estações M3 e M1), as águas variam de eutróficas a mesotróficas.

Nas estações situadas nos braços dendríticos do reservatório (C1 e MR), observa-se uma grande mistura de tipos de classificação trófica, variando de eutróficas a oligotróficas. É possível que esta ausência de padrão se deva à inadequação dos referenciais de classificação, importados de regiões de clima temperado e/ou devido a maior complexidade dos processos ecológicos existente nessas zonas de transição (região litoral) entre o corpo d'água e a área emersa

adjacente, na qual não permitiria classificações baseadas na análise isolada de variáveis, mas segundo um contexto ambiental mais amplo (Esteves, 1988; Mitsch e Reeder, 1991; Dorge, 1994). Discorreremos a seguir com maior detalhamento a respeito das estações de coleta existentes na região litoral.

No caso de MR, por exemplo, apesar de possuir a menor concentração de pigmentos e nitrato, relativamente aos demais pontos de coleta, observa-se uma grande produtividade e biomassa de macrófitas (Abdon e Meyer, 1990). As macrófitas, aliás, através da sua abundância e faixas de ocupação também permitem inferências quanto ao estado trófico do ambiente (Esteves, 1988).

Vários reservatórios da Amazônia e, particularmente a margem oeste de Tucuruí, por se situar na planície de inundação do rio se caracterizam por extensos baixios, complexa morfometria e elevado índice de desenvolvimento de margem. Essas características resultam em uma grande e difusa influência (não pontual) das bacias de captação adjacentes.

A entrada de nutrientes para os corpos de água através de fontes não pontuais é de difícil controle (Thomann e Müeller, 1987). Entretanto, nos últimos anos tem sido reconhecida a importância dos baixios neste controle e na redução da turbidez da água -efeito 'filtro' (Mitsch e Reeder, 1991), particularmente na diminuição dos níveis de nitrato devido à sua captura e mobilização efetuada, respectivamente, pela vegetação e microrganismos (Dorge, 1994). Segundo este autor, a retenção do nitrato no sedimento é um processo complexo e dependente de outros fatores tais como: condições hidrológicas, geoquímicas (estado de oxi-redução), estrutura do solo e da vegetação.

Nos reservatórios amazônicos, a entrada externa de nutrientes juntamente com a fonte interna, proporcionada pela ciclagem de nutrientes e matéria orgânica em decomposição, favorecem o crescimento das macrófitas. Além disso, as condições climáticas adequadas e ausência de espécies competidoras e predadoras, propiciam altas taxas de crescimento das macrófitas, como: *Eichhornia, Pistia* e *Salvinia* (Esteves, 1988).

Como resultado, Junk (1986, citado por Piedade et al.,1992) mostrou que a produção primária das macrófitas ou das gramíneas aquáticas em lagos da Amazônia pode atingir até 50 t/ha/ano, enquanto a produtividade do fitoplâncton nas Várzeas Amazônicas atingiria algo em torno de 6 t/ha/ano (Schimidt, 1973, citado por Piedade et al., 1992). Entretanto todos esses valores dependem das espécies, das comunidades e da duração do período de crescimento desses vegetais (Piedade et al., 1992).

Em termos da superfície dos reservatórios tomada por macrófitas, em 1979 foi registrada em Curuá-Una uma ocupação de 27% da área (Junk e Mello de Nunes, 1987) e em 1986, 35% da área de Tucuruí (Abdon e Meyer, 1990). Este nível de ocupação pode desempenhar um papel fundamental na regulagem do metamolismo nesses ambientes.

Um aspecto adicional que ocorre nas regiões litorais dos reservatórios devido à presença das macrófitas, é o aumento da diversidade de habitats. No caso, a associação dos organismos que se aderem (perifiton) às macrófitas, particularmente as algas fixadoras de N, podem aumentar muito a biomassa nesses ambientes.

Segundo Esteves (1988), as principais espécies de macrófitas da represa do Lobo (SP), juntamente com as de perifiton, são responsáveis por aproximadamente 96% da produtividade total deste ecossistema. No Canadá (lago Marion) a produtividade total foi superior a 98%. Nestes exemplos, a região litorânea deve ser considerada como o compartimento mais importante dos referidos ecossistemas, interferindo decisivamente no metabolismo de todo o ambiente.

Na margem oeste de Tucuruí, a alta densidade de 'paliteiros' também constitui-se um importante habitat na qual é grande a proliferação de algas perifíticas; porém ainda não existem medidas da biomassa e produtividade primária deste grupo de algas no reservatório.

As informações anteriores, nos levam a acreditar que a região onde se situa a estação MR represente na realidade um dos locais mais produtivos do sistema reservatório, devido a grande superfície ocupada por macrófitas aquáticas.

Mas se por um lado existe uma grande biomassa de macrófitas nesta região, por outro a biomassa de fitoplâncton é a mais baixa do reservatório. A Figura 5.4 mostra que existe uma competição interespecífica destas algas pelo N. Porém, a baixa biomassa do fitoplâncton na estação MR pode ser explicada por vários motivos, entre eles:

- deficiência de N devido a competição com as macrófitas (onde, estas seriam mais eficientes na captação do N); pois, quando a concentração de nitrato aumenta no período chuvoso, a biomassa do fitoplâncton das demais estações, que no período seco apresentam valores menores do que este (C1, M3 e M5), atinge maior concentração fitoplanctônica e/ou;

- algum outro fator como a competição por luz, devido as elevadas concentrações de substâncias húmicas nesta região do reservatório; conforme medidas realizadas por Steffen et al. (1993). Mas cabe ressaltar, no entanto, que estas medidas foram efetuadas apenas em uma data (abril/1992), não havendo condições de afirmar que a concentração das substâncias húmicas permaneçam elevadas o ano inteiro em MR.

Apesar dos períodos de grande estabilidade vertical da coluna d'água aumentarem a prediposição à eutrofização das águas superficiais (Gloss et al., 1980), há evidências que uma estratificação química permanente da coluna d'água em MR (Hino et al., 1988; Pereira et al, 1990; 1994) diminua essa suscetibilidade à eutrofização e ao aumento da produtividade primária, tendo em vista que a camada de água mais profunda do reservatório (hipolímnio), apesar de rica em nutrientes, se mantém isolada e impedida de 'exportá-los' para a camada superior (epilímnio).

Segundo Esteves (1988), de um modo geral tem-se observado em lagos tropicais que durante o período de estratificação, as concentrações de nitrato são mais baixas do que no período de circulação, tanto no epilímnio como no hipolímnio. Isto porque apesar do epilímnio ficar isolado das camadas inferiores o consumo de nitrato pelo fitoplâncton situado na camada eufótica é mantido; enquanto no hipolímnio ocorre a amonificação do N devido às baixas concentrações de oxigênio dissolvido (Pereira et al., 1994).

Os resultados da classificação trófica mostrada na Tabela 5.6 revelam não apenas diferenças espaciais no estado trófico da água para uma mesma

variável mas também, tal qual as técnicas estatísticas, um relativo grau de inconsistência dos resultados quanto ao estado trófico para uma mesma estação de amostragem quando diferentes variáveis são usadas. Com relação a isto, seria de grande utilidade prática a criação de um IET (semelhante ao idealizado por Carlson), mas direcionado para ecossistemas tropicais, visando diagnósticos ambientais mais precisos e incluindo como um dos seus parâmetros as macrófitas aquáticas.

Em função de todos os aspectos anteriormente discutidos, verifica-se o grave problema da heterogeneidade dos corpos de água, sobretudo os de grande porte e elevado índice de desenvolvimento de margem. Esta heterogeneidade espacial e diversidade de variáveis dificulta estudos integrados do ecossistema aqüático, uma vez que promovem o aumento da sua complexidade e exigem uma multi-abordagem dos estudos visando à sua compreensão e busca de soluções para os seus problemas.

De um modo geral, o estado trófico em Tucuruí (medido através da profundidade Secchi, conteúdo de pigmentos, concentração de fósforo, produtividade do fitoplâncton, depleção do oxigênio dissolvido ou de índices baseados nesses parâmetros) normalmente evoluiu de condições eutróficas para mais oligotróficas ao longo dos gradientes rio-transição-lago, vindo a confirmar o padrão geral encontrado para reservatórios por Kimmel e Groeger (1984); Kimmel et al. (1990) e outros.

5.3 - IDENTIFICAÇÃO DE GRADIENTES LONGITUDINAIS ATRAVÉS DE IMAGENS TM/LANDSAT

A grande extensão, os elevados custos, a dificuldade de acesso e de apoio logístico etc., contribuem para que a região Amazônica seja um dos ecossistemas mais desconhecidos do planeta; por outro lado, a visão sinótica, resolução espacial, temporal e espectral de sensores orbitais representam uma valiosa ferramenta em potencial para suprir parte dessas.

Entretanto, a elevada umidade atmosférica da região amazônica-demonstrada, por exemplo, através da frequente cobertura de nuvens, dificulta muito a utilização do SR orbital na faixa visível do espectro eletromagnético. Um bom exemplo deste problema é o pequeno número de passagens de satélite na

órbita-ponto referente a Tucuruí -5 datas sem nuvens: desde 1986 até o presente, ou seja, menos de uma imagem por ano e mesmo assim todas concentradas no período de estiagem daquela região.

Outra limitação do SR para o estudo dos ecossistemas aqüáticos na Amazônia, consiste no fato desta técnica, segundo os métodos convencionalmente utilizados para identificar e estimar parâmetros de qualidade da água, tais como sedimento em suspensão, pigmentos fitoplanctônicos, matéria orgânica dissolvida e transparência, exigir que os dados desses parâmetros sejam coletados simultaneamente a passagem do satélite. Isto é necessário para a calibração das imagens e/ou estabelecimento de correlação destes dados com os de SR, com a finalidade de alimentar os modelos empíricos, semi-empíricos e analíticos (descritos no item 2.2).

Apesar dessas limitações e das imagens representarem apenas uma situação instantânea do ambiente, utilizaram-se imagens orbitais porque as condições de qualidade da água em Tucuruí (e possivelmente em outros reservatórios amazônicos submetidos a um regime de chuvas similar), apresenta um padrão característico no período de baixa vazão (época seca) e no de alta vazão (época chuvosa).

A repetitividade de padrões na distribuição de massas de água em cada período justificam, portanto, a utilização do SR com a finalidade de auxiliar a identificação de limites aproximados dos gradientes longitudinais e dos compartimentos horizontais do reservatório; além de permitir associar esses limites a morfologia e morfometria do reservatório.

Segundo Rast et al. (1989), os reservatórios possuem (relativamente aos lagos) bacias de drenagem mais estreitas e alongadas, com uma pequena porção contígua ao reservatório onde, em muitos casos, a maioria das entradas anuais de água, sedimento e nutrientes para os reservatórios abastecidos por grandes tributários estão localizados em vários pontos distantes da represa.

Essas características tendem a propiciar gradientes espaciais no padrão de concentração de sedimentos e nutrientes ao longo do reservatório, especialmente em reservatórios compridos, estreitos e dendríticos, como é o caso de Tucuruí. Estes atributos, por sua vez, condicionam a formação de gradientes

(zonação longitudinal) de qualidade da água e produtividade biológica (Wells e Gordon, 1982).

Conforme mencionado, a zonação longitudinal é um importante fator ambiental que controla a condição trófica de reservatórios (Kimmel e Groeger, 1984). Por ser um processo desconhecido em Tucuruí, e fundamental para a compreensão da formação dos seus compartimentos horizontais, será examinado a partir da interpretação de imagens TM-LANDSAT obtidas em diferentes anos.

Nos reservatórios, as zonas de rio, de transição e lacustre não apresentam limites discretos, mas resultam invariavelmente do efeito combinado de gradientes que se sobrepõem (Figura 5.5). Em relação a isto é importante enfatizar que essas zonas são muito dinâmicas e que se expandem e contraem como resposta a intensidade de vazão, características da densidade do fluxo e maneira de operação da barragem (tempo e volume de descarga efluente, altura de escoamento no vertedouro etc.).

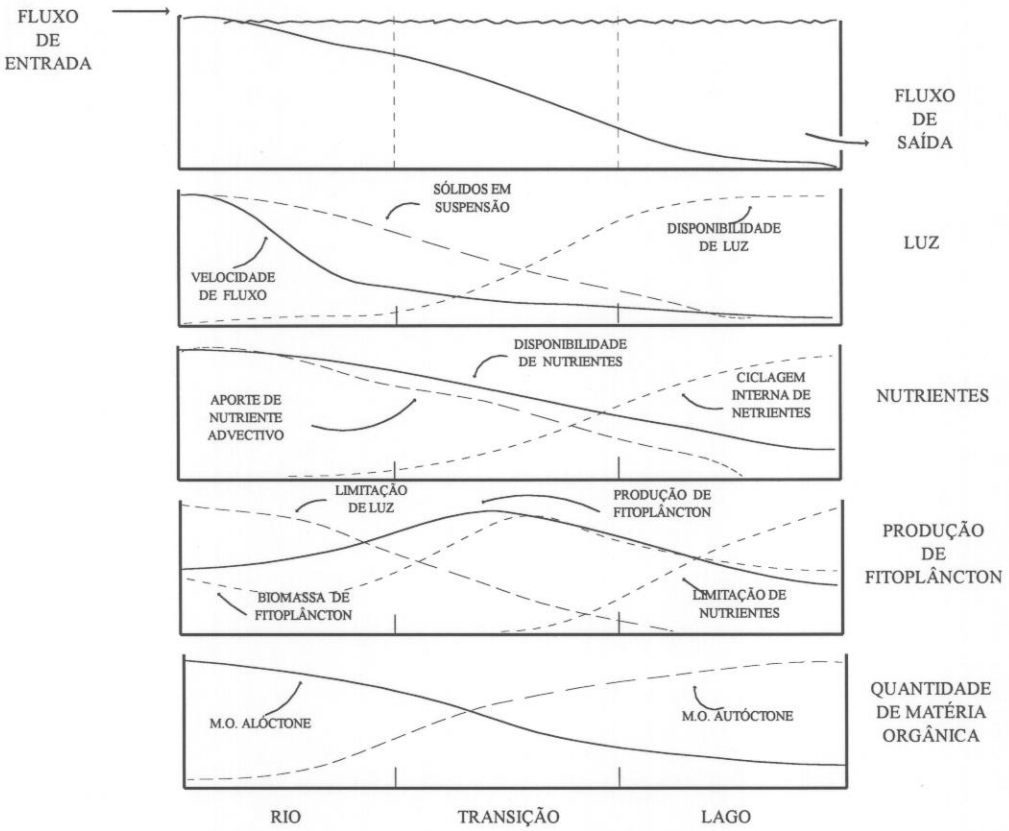


Fig. 5.5 - Visão em secção dos gradientes mostrando os fatores ambientais que afetam a produtividade e biomassa fitoplanctônica e a importância relativa dos materiais alóctones e autóctones ao longo do eixo longitudinal de um reservatório idealizado.

Fonte: Kimmel et al. (1990), p. 151

O rio Tocantins possui grande carga de SS principalmente devido à influência da Serra dos Carajás (Barrow,1987). A Figura 5.6 mostra a variação da reflectância média da entrada do Rio Tocantins no reservatório até a barragem, evidenciando não apenas os baixos valores de reflectância da água mas também como estes valores diminuem sistematicamente da zona de rio até a de lago.

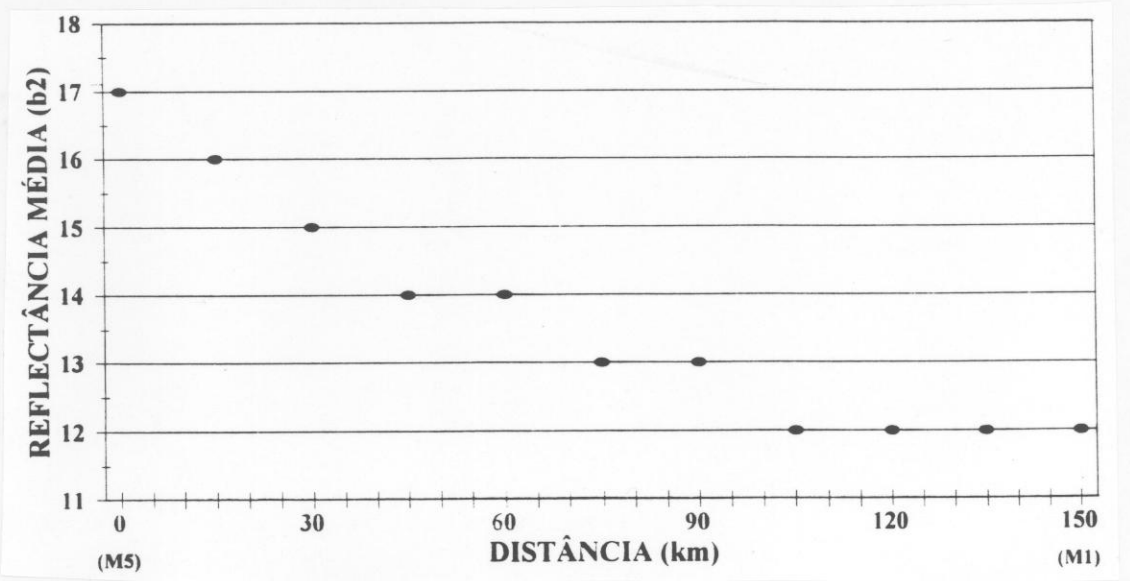


Fig. 5.6 - Variação da reflectância média das cinco datas (Banda 2) em função do eixo principal do reservatório

Este decréscimo no valor médio da reflectância seria o resultado da gradativa decantação dos componentes oticamente ativos (diminuição da turbidez da água), associados sobretudo ao SS já que este se caracteriza principalmente por espalhar a luz (Choubey e Subramanian, 1990). A banda 2 (b2) foi utilizada na Figura 5.6, em virtude deste canal ser o que melhor se correlaciona com o SS e com os pigmentos em Tucuruí (Braga, 1990).

As cinco imagens TM/LANDSAT classificadas e mostradas a seguir, são o resultado da aplicação da metodologia descrita no item 4.3 e representada através da Figura 4.1. Cabendo ressaltar que para facilitar a interpretação das imagens foram criadas apenas 3 classes -níveis de iteração- de reflectância (baixa, média e alta).

Além disso, a pequena variância nos valores de reflectância (ver Figura 5.6) impossibilitaram a inclusão de mais classes para fins de classificação. Estas imagens dão uma boa noção da heterogeneidade superficial em Tucuruí e para auxiliar a interpretação da evolução espaço-temporal dos gradientes longitudinais (associados a 'pluma' do rio Tocantins) no reservatório, serão utilizados os gráficos de vazão (Figura 3.2) e do nível médio da água (Figura 3.3).

Estes gráficos devem ser interpretados observando-se não apenas a data de passagem do satélite (representada com um asterístico), mas também os meses que a antecederam porque, sobretudo no período de estiagem, é baixa a hidrodinâmica do reservatório e o que observamos em uma imagem pode ser inclusive a seqüência de eventos ocorridos há meses.

As imagens mostradas nas Figuras 5.7 a 5.11 não seguem uma ordem cronológica, mas sim o crescente grau de complexidade da distribuição das massas de água.

A Imagem 1 (Figura 5.7) representa, relativamente às demais imagens, a condição de maior homogeneidade interna do reservatório, ou seja, possui a maior área com uma só classe de reflectância -no caso, baixa- caracterizada por águas com pouca carga de material em suspensão e elevada transparência. Esta homogeneidade seria o resultado de um ano (1987) anormalmente seco, onde tanto a vazão afluente quanto o nível d'água na época de aquisição da Imagem 1 eram os mais baixos entre as cinco datas analisadas (respectivamente, 3.008 m^3/s e 71,35m),

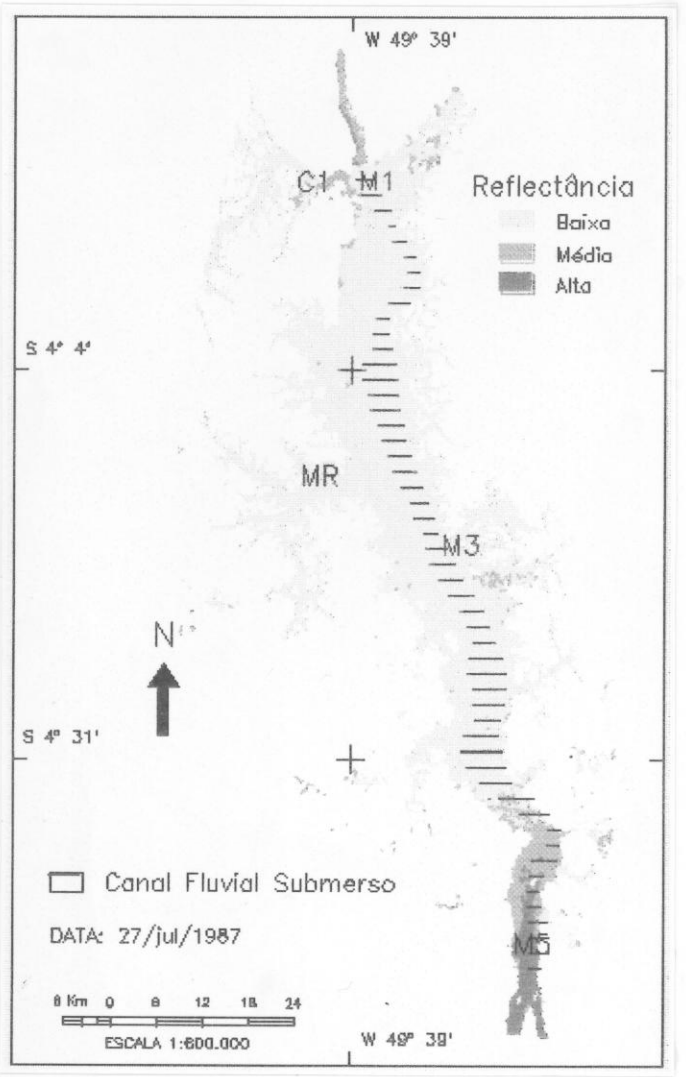


Fig. 5.7 - Imagem 1

Como resultado observamos a 'pluma' do rio Tocantins - situada na porção inferior da imagem com valores médio e alto de reflectância -pouco extensa (aproximadamente 24 Km de extensão, medida a partir da estação M5). Isto ocorre devido a baixa vazão afluente do Tocantins (3.008m^3/s), ou seja, pequena carga líquida que implica em uma diminuição da competência do rio e consequente redução na capacidade de transporte das cargas sólidas atrave's das correntes fluviais (Mendes, 1984, Cunha, 1994).

A imagem 2 apresenta vazão e nível um pouco maior do que a imagem 1, respectivamente, 3.100 m^3/s e 71,7 m. Como resultado da maior vazão, a "pluma" do Tocantins se extende a uma maior distância no reservatório (34 Km).

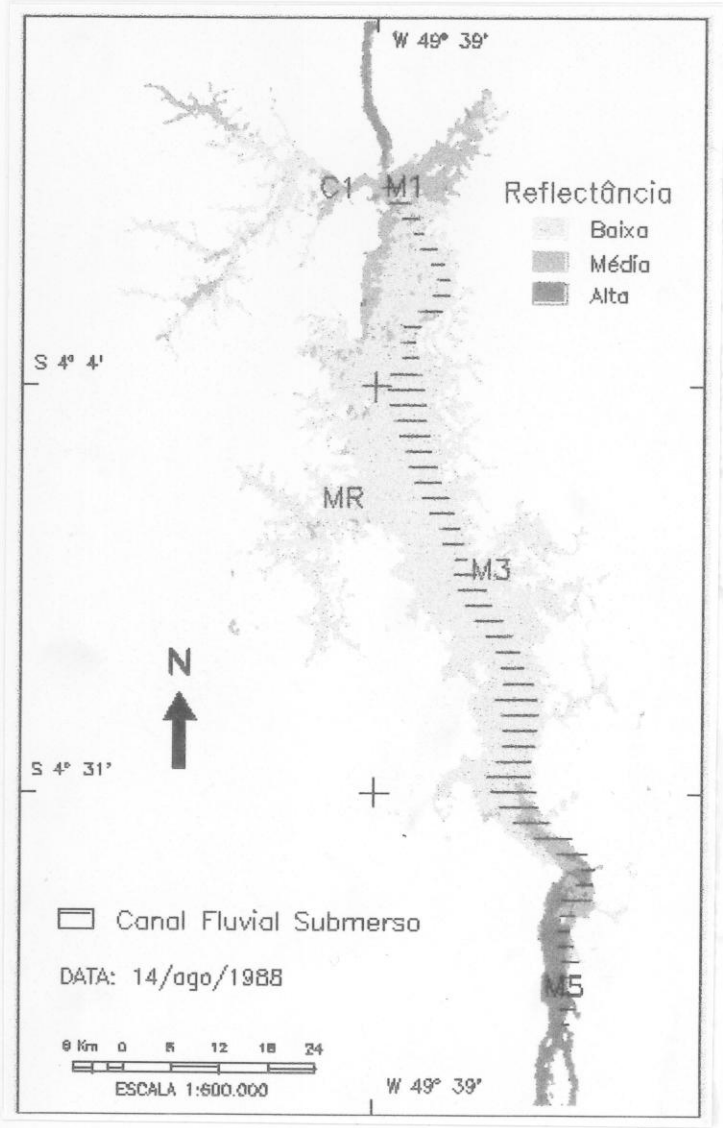


Fig. 5.8 - Imagem 2

Além disso, a Imagem 2 revela à montante (próximo à barragem e às margens) uma região com valores de reflectância médios, possivelmente resultante do aumento de turbidez da água em conseqüência da ressuspensão do sedimento das margens -provocada pelo vento- ou pela ressuspensão do sedimento de fundo próximo ao vertedouro -ocasionada pelo efeito

"pumpback" quando da abertura das comportas. Conforme pode ser verificado na Figura 3.3, houve uma diminuição do nível do reservatório no mês seguinte a esta data (agosto/1988) e, à juzante de M1, a água que sai do reservatório encontra-se anormalmente túrbida (com alta reflectância) para essa época do ano.

As massas de água mostradas na Imagem 3 apresenta uma distribuição diferenciada, haja visto que a 'pluma' se mostra pouco extensa e concentrada ao sul (apesar de uma pequena elevação do nível do reservatório de 40 cm em relação a imagem 2 e um sensível aumento de vazão -4.990 m^3/s). Além disso, a "pluma" da Imagem 3 não apresenta valores médios de reflectância, mas apenas altos. Na margem centro-oeste do reservatório (região rasa e altamente dendrítica), observam-se valores de reflectância médios e altos os quais podem estar associados, respectivamente, a valores médios e altos de turbidez da água.

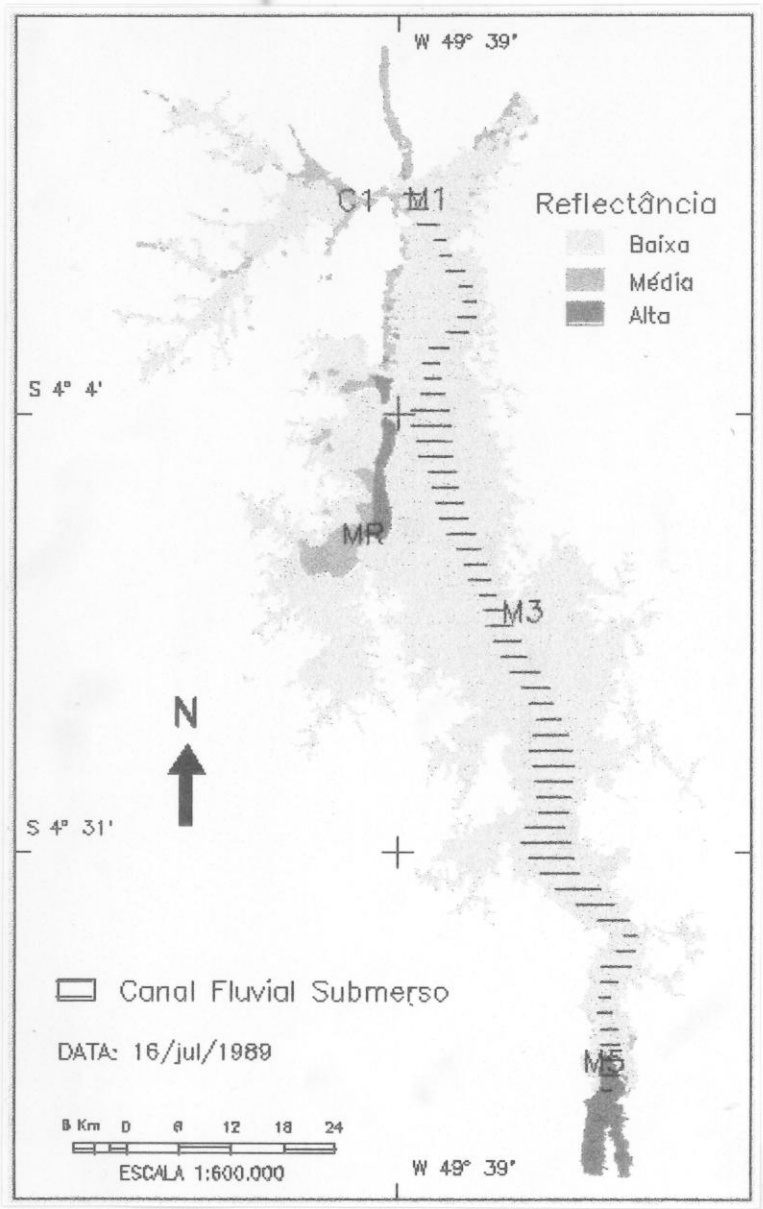


Fig. 5.9 - Imagem 3

Como o histórico das condições hidrológicas da Imagem 3 é semelhante ao da Imagem 2, existe um terceiro fator atuando para modificar a distribuição das massas de água entre ambas as imagens -o vento.

Apesar de não se dispor de dados de vento para as datas de passagem do satélite LANDSAT, sabe-se que nessa região predominam os ventos NE (Hatanaka*, 1993 -comunicação pessoal); como o reservatório é largo nessa

posição média (situada entre os paralelos 4°4'e 4°30'S), as ondas então geradas pelo vento no corpo principal seriam levadas para o setor SW do reservatório e causariam, ainda segundo Hatanaka*, a ressuspensão do sedimento nos frequentes baixios da margem oeste.

Ratificando esta informação, observa-se na região centro-oeste da Imagem 3 uma extensa feição litorânea com reflectância média, originada de uma zona mais rasa de alta reflectância, penetrando em um dos braços dendríticos próximo à MR.

O vento NE poderia causar ainda -dependendo da sua intensidade e tempo de duração- não só o empilhamento de águas na parte oeste do reservatório, mas também no setor sul, o que explicaria a dificuldade da 'pluma' do Tocantins penetrar e se dispersar no reservatório, concentrando-se próximo à estação M5, conforme ocorre em outros sistemas aquáticos de grande porte (Olinto Jr., 1990).

As condições hidrológicas das Imagens 4 e 5 também são semelhantes entre si. No entanto, além do nível do reservatório estar na sua cota máxima, a vazão afluente de ambas é a maior entre todas as imagens.

Conforme o próprio gráfico de vazão evidencia, os meses que antecederam a aquisição das Imagens 4 e 5 tiveram fluxos (vazões) mais intensos do que naqueles meses que antecederam as Imagens 1, 2 e 3 -respectivamente, 7.586 e 6.744 m^3/s. As elevadas vazões que antecederam a aquisição das Imagens 4 e 5 foram resultantes dos elevados índices de precipitação pluviométrica dos anos de 1986 e 1992, respectivamente.

A conseqüência direta do aumento da vazão foi uma maior penetração da 'pluma' do Tocantins no reservatório (aproximadamente 40 Km na imagem 4 e 45 Km na imagem 5). Possivelmente a ocorrência de precipitação na bacia de drenagem na região NW adjacente ao reservatório, teria ocasionado o carreamento de materiais para as margens do setor centro-oeste do reservatório (Imagem 4).

* Hatanaka, T. participa do monitoramento ambiental do reservatório desde 1985.

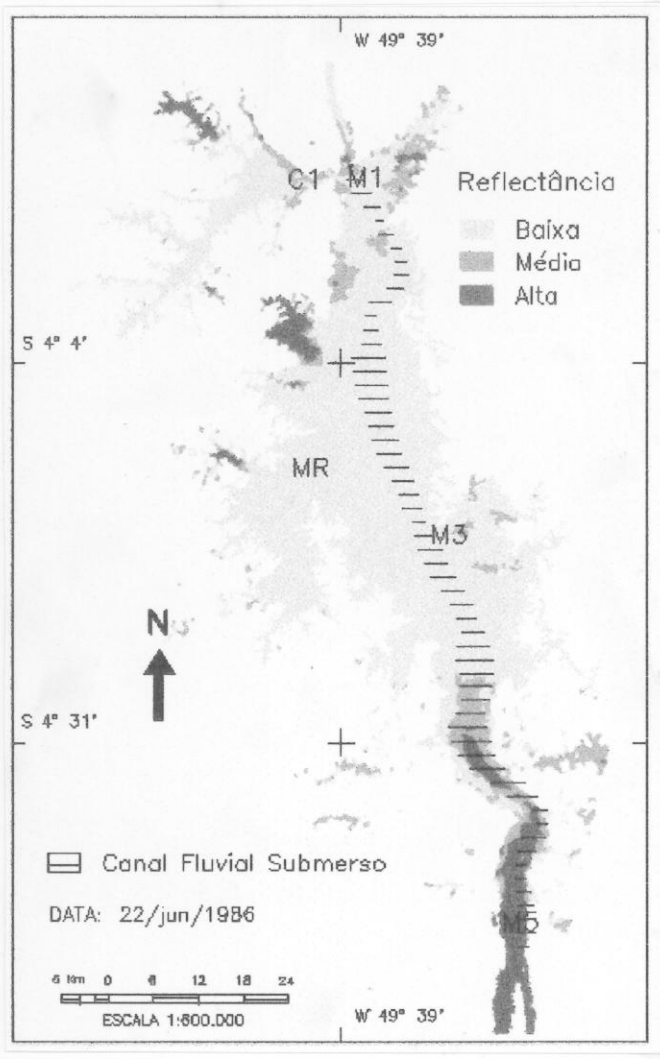


Fig. 5.10 - Imagem 4

Assim como é constante a presença da 'pluma' do Tocantins nas imagens, é comum também uma extensa faixa com reflectância média ou alta na margem oeste do reservatório (ao sul da estação M1). Isto ocorreria porque aquela é uma região rasa e cuja margem termina em barranco; como o vento predominante é NE e a área não é protegida por paliteiros ou macrófitas, a ondulação gerada no corpo principal do reservatório incidiria no local, ressuspendendo o sedimento de fundo e/ou desbarrancando as margens, o que ocasionaria o aumento da turbidez da água.

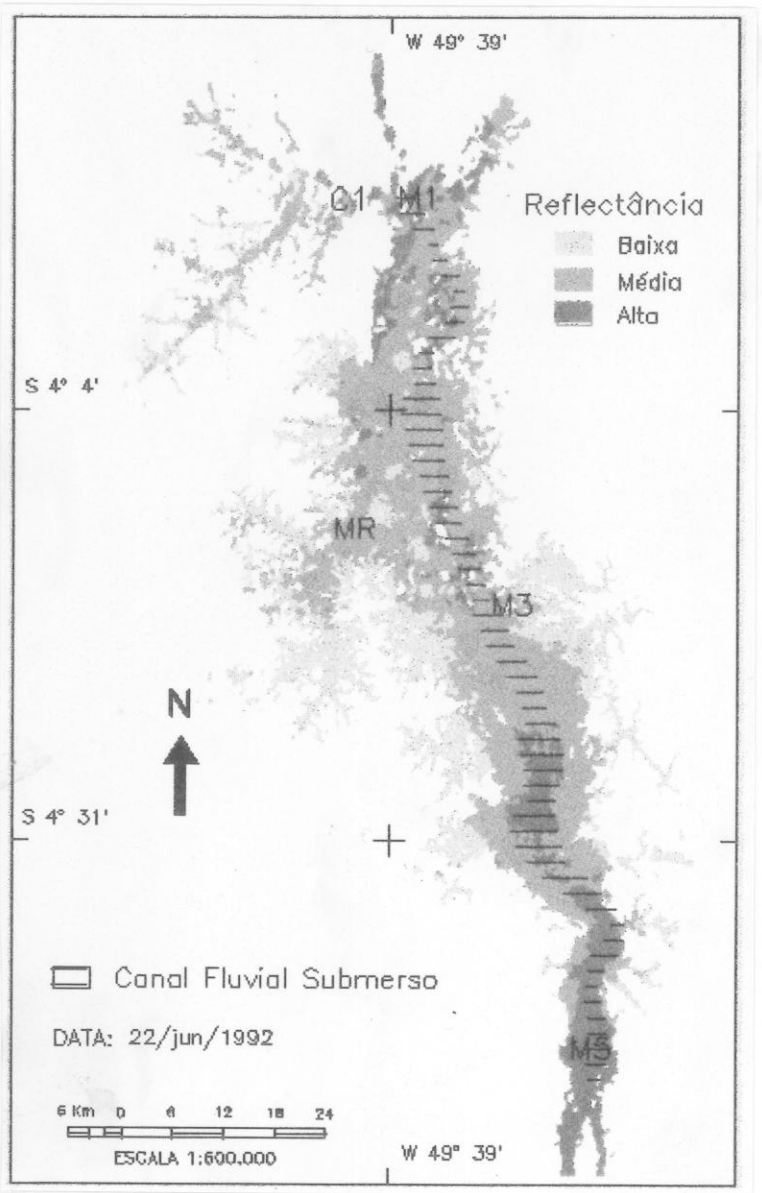


Fig. 5.11- Imagem 5

Outra importante feição constatada surge quando se cofrontam as Imagens 4 e 5. Enquanto na Imagem 5 grande parte da área é ocupada por valores médios de reflectância, na Imagem 4 a área correspondente é ocupada por valores baixos. Apesar da vazão afluente em ambas ser muito próxima, percebe-se uma variação de nível que antecede as duas datas, a qual poderia explicar essa diferença.

A Imagem 4 foi a primeira imagem adquirida após as comportas serem fechadas (setembro/1984) e o nível d'água atingir sua cota máxima

(72m). Observa-se através do gráfico da Figura 3.3 que não houveram grandes variações de nível do reservatório antes da data de aquisição desta imagem, mas apenas 4 meses após. Este fato é corroborado pelos baixos níveis de reflectância (ou turbidez) à juzante de M1, evidenciando assim que as comportas realmente estavam fechadas.

Na Imagem 5, por outro lado, observam-se valores crescentes do nível do reservatótio até a data de aquisição desta imagem. Aqui, também, os elevados níveis de reflectância das águas que saem do reservatório constituem uma boa indicação de que as comportas ainda estavam abertas até esta data (início do período de estiagem).

Independente disso, os gráficos que mostram a variação temporal de nível e vazão revelam, respectivamente, para os meses que antecederam junho/1992, o maior gradiente observado e uma das maiores vazões afluentes. Como resultado disso, do comprimento do reservatório (170 Km) e do tempo de residência no mesmo (variando de 20 a 500 dias, segundo Pereira et al., 1990), é possível que o que a Imagem 5 revele, de fato, sejam as condições do reservatório no final do período chuvoso.

Portanto, apesar de não se dispor de imagens para o período chuvoso, a Imagem 5 dá uma noção de como seria o reservatório Tucuruí nesta época: maiores gradientes longitudinais e laterais, além de grande influência da "pluma" do Tocantins principalmente no corpo central do reservatório. Fundamentado no conceito criado pelo conjunto de informações geradas estimou-se uma possível distribuição de massas de água no reservatório para este período (Figura 5.12).

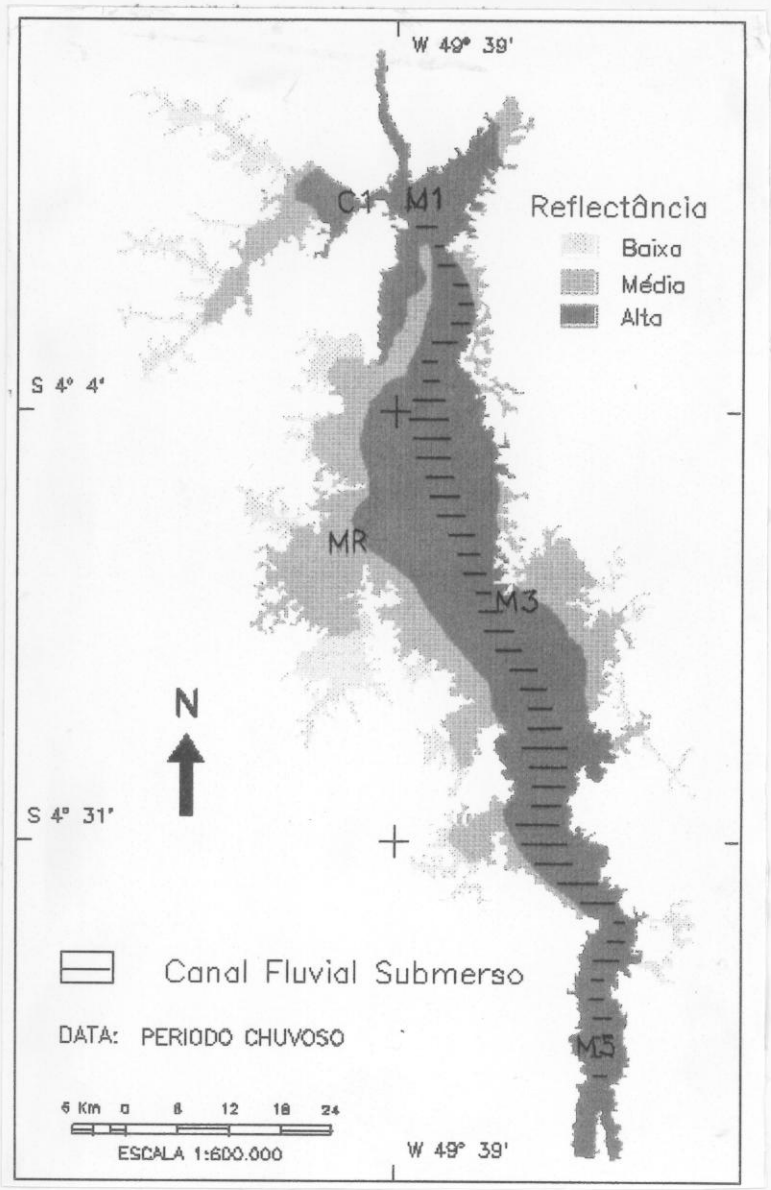


Fig. 5.12 - Imagem conceitual do reservatório para o período chuvoso

Com base nas 5 imagens anteriores e nos dados de nível e vazão, pode-se concluir em linhas gerais as seguintes tendências:

_ os gradientes longitudinais tendem a se deslocar preferencialmente ao longo do canal fluvial submerso;

_ em conseqüência da gradativa perda de energia do fluxo do rio (diminuição da competência) ao entrar no reservatório e da maneira como a 'pluma' diminui a sua

reflectância, acredita-se que entre as estações M5 e M3 deva ocorrer grande decantação de sedimentos, ratificando, assim, os resultados encontrados por Barrow (1987) e Novo e Pires (1990);

_ o vento e o nível da água podem desempenhar grande influência na dispersão da 'pluma' do Tocantins e na ressuspensão de sedimentos de fundo, sobretudo na margem oeste do reservatório;

_ apesar da baixa vazão afluente do rio Tocantins no período de estiagem, a influência deste em Tucuruí é considerável na região centro-sul do reservatório;

_ no período de elevada vazão afluente e efluente (característico da época chuvosa), a 'pluma' do Tocantins tende a influenciar principalmente o corpo central do reservatório, e de maneira variável os braços laterais dendríticos e com circulação reduzida;

_ a morfologia dendrítica do reservatório, especialmente nos seus braços e baias (regiões representadas por baixa reflectância na Imagem 5), contribui para um maior isolamento destes ambientes. Supõe-se que isso contribua para aumentar os gradientes laterais das variáveis físico-químicas (e, consequentemente, a produtividade), contribuindo, assim para a heterogeneidade espacial dos ecossistemas do reservatório (Kimmel et al, 1990). Assim, braços maiores do reservatório, com circulação específica e reduzida, devem ser considerados compartimentos (Tundisi, 1988).

Acredita-se também, que a razão entre os fluxos de entrada e de saída, ou seja, o tempo de residência da água, é um importante fator que determina a área de abrangência dos gradientes longitudinais. Além disso, esta área se modifica com a razão entre vazão afluente e nível do reservatório, conforme pode ser observado na Figura 5.13. A análise desta figura revela que quanto maior for esta razão, maior é a área do reservatório com alta turbidez.

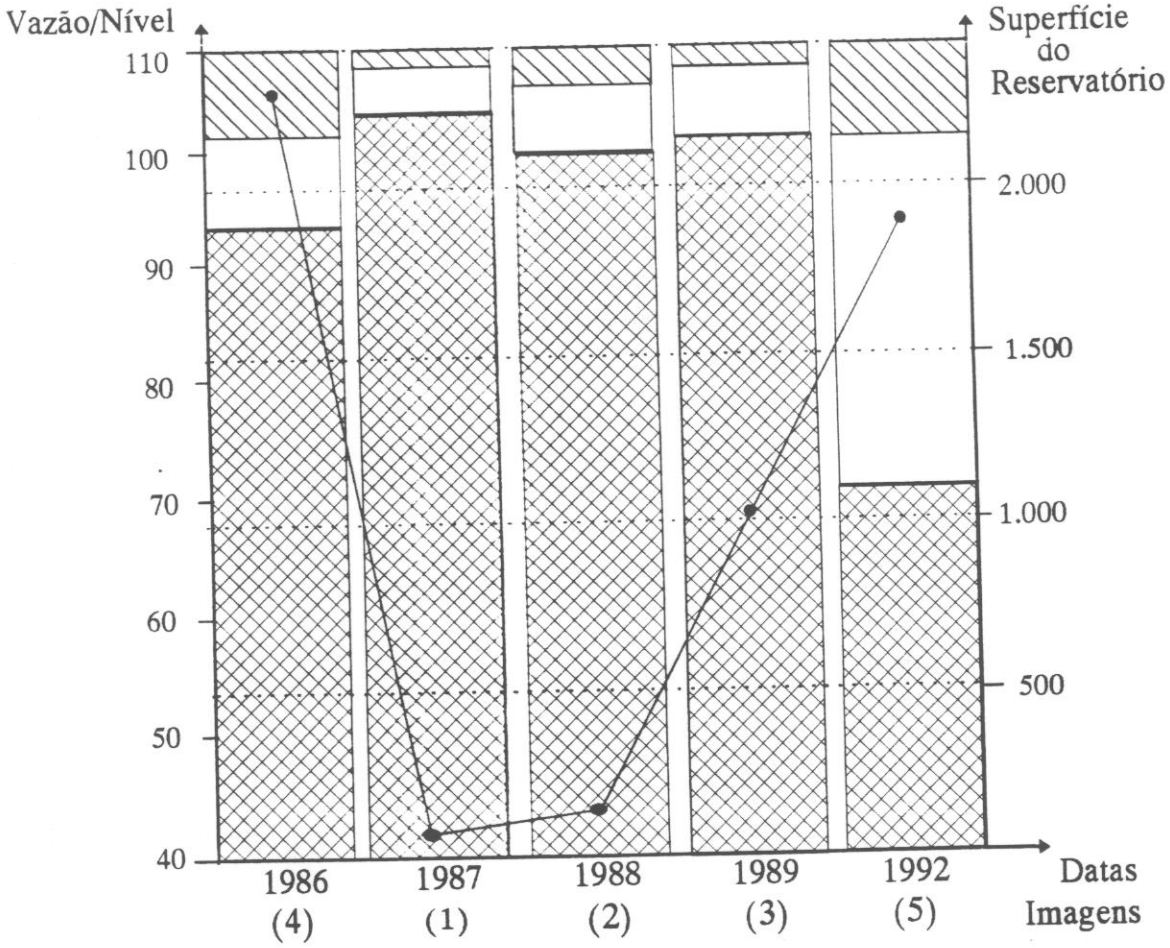


Fig. 5.13 - Modificação da área do reservatório classificada em cada imagem com ▧ alta, □ média e ⊠ baixa reflectância em função da razão vazão/nível (⊗).

5.4 - VALIDAÇÃO DOS RESULTADOS ESTATÍSTICOS DO BDL ATRAVÉS DAS IMAGENS CLASSIFICADAS

A importância dessa validação consiste no fato das cinco estações amostrais (M5, M3, MR, M1 e C1), apesar de possuírem os resultados qualitativos, não tem boa representatividade espacial, contrariamente às imagens orbitais.

A variação das condições óticas da água são causadas por diferenças no tipo e abundância de partículas em suspensão (Melack, 1984). Assim, os níveis de reflectância relacionados no presente trabalho à valores de turbidez

devem, *a priori*, levar em consideração todas as variáveis mas, sobretudo, os SS devido a elevada contribuição do Tocantins no aporte destes materiais para o reservatório. No entanto, assim como esta e outras variáveis parecem apresentar algum grau de relação (direta ou indireta) entre si ou com a vazão afluente, acredita-se que as imagens possam ajudar a compreender os resultados encontrados no item 5.1.

Uma vez que a Imagem 5 representa as condições do final do período chuvoso e, portanto, uma situação de elevada hidrodinâmica, percebe-se na classificação digital desta imagem uma preponderância de valores médio e alto de turbidez da água, relativamente aos baixos valores encontrados nas demais imagens e associadas ao período de estiagem. Este resultado ajuda a compreender porque foram encontradas diferenças altamente significativas (α=0.01) no teste de hipótese, quando foram comparados os valores médios das variáveis de uma época para a outra, referente a todo o reservatório.

As cinco imagens confirmam também os resultados obtidos através do teste de hipótese (Tabela 5.1), análise de variância (Tabela 5.2) e análise de agrupamento (Figuras 5.1 e 5.2), que indicam a presença de uma massa de água à parte (estação M5) em relação às condições do resto do reservatório (representada pelas estações M3, MR, M1 e C1).

À juzante da estação M5, a Tabela 5.1 indica os demais pontos de coleta situados ao longo do canal fluvial submerso (M3 e M1), como os que mais sofrem mudanças de um período para o outro. E, de fato, a Imagem 5 (associada a época chuvosa) apresenta reflectância mais elevada próximo a estas estações, visto que estas situam-se na área do canal fluvial submerso -região de maior hidrodinâmica- e local cuja 'pluma' do Tocantins tende a se deslocar preferencialmente; enquanto as demais imagens (associadas à época seca) revelaram reflectância média e principalmente baixa.

O classificador utilizado nas cinco imagens apresentadas no item 5.3 (denominado distância euclidiana), foi o mesmo empregado para realizar a análise de agrupamento do BDL (item 5.1). À seguir faz-se algumas considerações sobre as seis variáveis classificadas e as imagens orbitais. Como nem todas as seis variáveis são oticamente ativas, e o objetivo do presente trabalho é caracterizar a zonação longitudinal, as comparações serão realizadas também à luz dos gradientes

ambientais (Figura 5.5) ao longo do eixo principal do reservatório, conforme concebido por Kimmel et al. (1990).

• Fósforo Total e Fosfatos: não são variáveis oticamente ativas impedindo, portanto, a comparação das imagens apresentadas nas Figuras 5.1 e 5.2. Entretanto, como são elementos frequentemente associados ao sedimento em suspensão, decrescem no reservatório de maneira semelhante a estes.

• Nitrato: também não é uma variável oticamente ativa, mas conforme discutido no item 5.2, representa o nutriente limitante e deve possuir uma elevada ciclagem interna no reservatório;

Através dos gráficos da Figura 5.14 foram comparadas a distribuição espacial dos dados de SR (reflectância) com a distribuição espacial das variáveis óticas (transparência, pigmentos e SS).

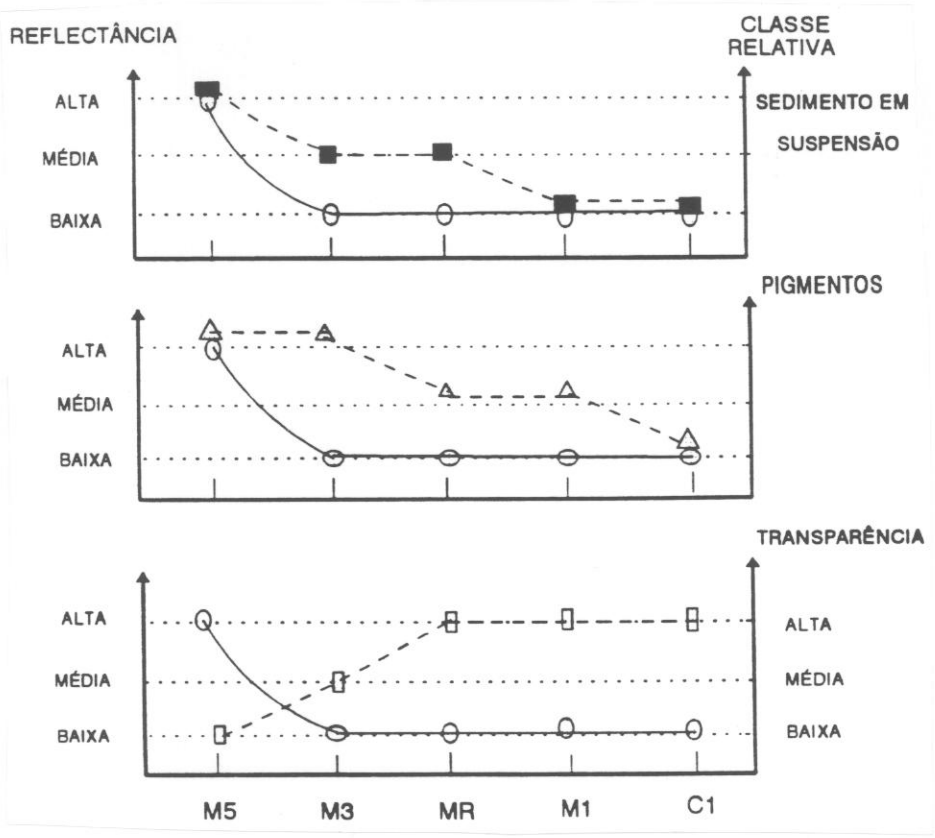


Fig. 5.14 - Variação espacial da reflectância (∅) em função da variação espacial das classes relativas dos parâmetros transparência ( ), pigmentos (Δ) e SS (□), ao longo do eixo longitudinal do reservatório.

- Sedimento em Suspensão: conforme previsto por Kimmel et al. (1990), decresce de M5 para M1, em função da perda de competência das correntes advectivas;

- Transparência (Secchi): no período seco progride de maneira inversa ao sedimento em suspensão, ou seja, aumenta de M5 para M1. No período chuvoso, no entanto, as regiões altamente dendríticas (com elevado índice de desenvolvimento de margem e portanto com extensa superfície em contato com a bacia de captação adjacente) representadas pelas estações MR e C1, apresentam uma diminuição da transparência relativamente a M3 talvez por influência do escoamento superficial das suas respectivas bacias de captação;

- Pigmentos: na época de estiagem decresce de M5 para M1/C1, como resultado da escassez de N. No período chuvoso ele é elevado em M5, decresce em M3 e volta a aumentar em MR e M1; acredita-se que devido ao aumento de N (conforme discutido no item 5.2).

Apesar do pequeno número de estações amostrais, da localização destas nem sempre estar nas posições mais adequadas e dos dados analisados situarem-se apenas a nível de superfície, foi possível caracterizar a dinâmica espaço-temporal da zonação longitudinal principalmente como resposta às flutuações de vazão afluente, do nível da água e modo de operação da barragem (Figura 5.13).

Como a atenuação do fluxo advectivo implica na decantação do SS e consequente aumento da disponibilidade de luz na coluna d'água (Gloss et al., 1980), espera-se uma produtividade máxima do fitoplâncton em alguma região entre M5 e M3 (ver Figura 5.5), logo após a área de influência da 'pluma' do Tocantins. É provável, porém, que esta produtividade máxima decaia rapidamente devido à crescente depleção dos nutrientes fluviais.

Baseado nos resultados até aqui apresentados pode-se concluir que na época de estiagem (baixo fluxo) prevalecem as condições de lago no reservatório de Tucuruí (Figura 5.15). Como na época chuvosa os fluxos aumentam muito no corpo central do reservatório, nesta região passam a predominar as condições de rio; ao contrário dos braços e embaiamentos dendríticos onde também prevaleceriam a condição de lago devido aos gradientes laterais formados neste período.

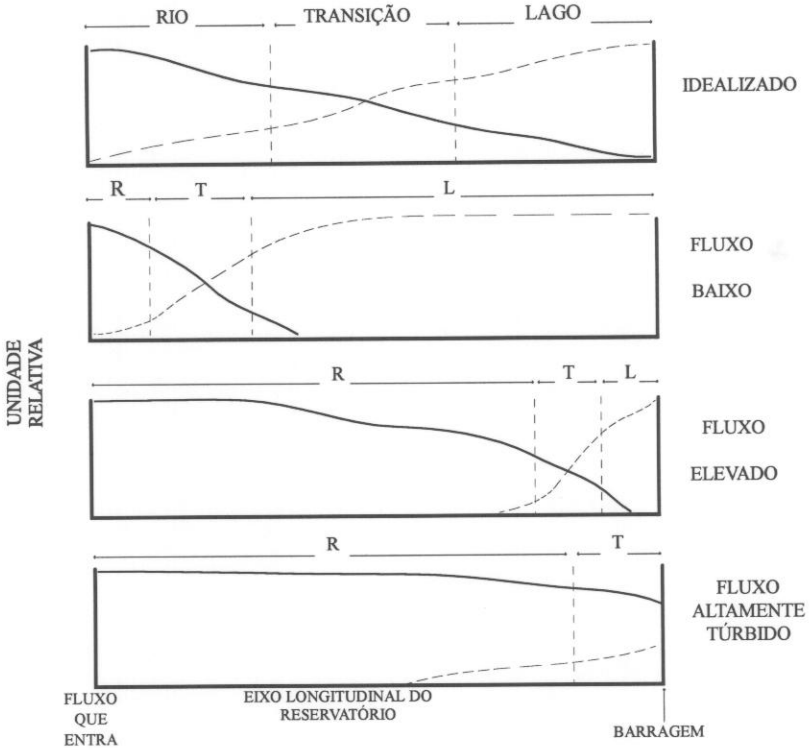


Fig. 5.15 - Variação das zonas longitudinais ao longo do reservatório. Linhas sólidas e tracejadas representam o predomínio das condições de rio e lago, respectivamente.
Fonte: Kimmel et al. (1990), p. 153

Mas se por um lado, essas flutuações períodicas são marcantes e servem para caracterizar o comportamento sazonal do reservatório, por outro, sabe-se que principalmente no período chuvoso existe uma elevada dinâmica resultante dos grandes fluxos médios de água, que são 'interrompidos' por eventos de baixa freqüência e alta intensidade (p.ex. pulso de materiais), consequentes de violentas tempestades tropicais e que implicam em grandes vazões instantâneas que necessitam ser melhor estudadas.

Embora o presente trabalho tenha privilegiado a análise dos compartimentos superficiais do reservatório Tucuruí é sabido que esse tipo de sistema, apesar de pouco estudado, possui elevada complexidade e que as massas de água superficiais apresentam relação com toda a coluna de água.

Segundo Gloss et al. (1980), as correntes de densidade dos reservatórios induzidas pela vazão afluente são sazonalmente importantes, pois controlam o desenvolvimento das estratificações e distribuição das massas de água. Especificamente as elevadas descargas fluviais que se deslocam na coluna d'água (entre o epilímnio e o hipolímnio), podem isolar estas duas camadas por intensificar os gradientes térmicos e/ou químicos e não permitir a troca de matéria (nutrientes, SS etc.) e energia (calorífica, convectiva etc.) entre ambas (Silva, 1994).

Este fenômeno induz a uma circulação mais complexa na interação das zonas de rio e lacustre e, apesar de ser um comportamento sazonal importante e que ocorre em função do clima (Hamblin e Carmack, 1978; Carmack, 1979; Carmack et al, 1979), o mesmo não é bem estudado em sistemas de baixa latitude.

Devido à carência de informações limnológicas na Amazônia, tanto no que se refere à parâmetros biofísicos quanto aos de qualidade da água, necessita-se de estudos específicos e melhor quantificados espacialmente. Para que isso ocorra faz-se necessário não apenas programas contínuos e bem planejados de coleta e organização de bancos de dados confiáveis, mas também aumentar a repetitividade de sensores que operam na faixa do visível para que se possa aumentar a probabilidade de imagens de boa qualidade.

É fundamental também que se melhore a resolução espectral dos sensores a bordo dos satélites, que os radiômetros sejam calibrados para detectar os constituintes da água e que tenham o seu ganho e 'offset' ajustados para este tipo de alvo (aumentando assim a sua razão sinal/ruído). Dessa forma, pode-se esperar uma sensível melhora da sensibilidade dos sensores na detecção dos componentes oticamente ativos das águas interiores.

CAPÍTULO 6

CONCLUSÃO

Os processos responsáveis pela formação dos gradientes longitudinais e laterais nas águas de superfície de Tucuruí, estão intrinsecamente relacionados com a inserção regional do reservatório e da sua bacia de captação, que inclui posição geográfica e morfometria.

A posição geográfica relacionam-se os padrões climáticos, principalmente de precipitação, vento e, é claro, os ciclos hidrológicos associados. No período chuvoso, quando as vazões afluente e efluente do reservatório são mais intensas, a dinâmica interna das massas de água é maior enquanto o tempo de residência é menor; o que resulta principalmente em intensos gradientes longitudinais (característicos dos rios) ao longo do corpo central do reservatório.

A drástica diminuição da vazão afluente durante o período seco (da ordem de dezenas vezes), reduz consideravelmente a área de influência fluvial e, por conseqüência, os gradientes longitudinais. Nesta situação, predominam condições lacustres, sendo esperado portanto que se intensifiquem os gradientes verticais na coluna de água.

No segundo aspecto, a morfometria, estão inseridos as grandes dimensões, a existência de um canal (antiga calha fluvial) no corpo central do reservatório e o seu formato estreito e alongado. Essas características também contribuem para a conservação do fluxo afluente do rio Tocantins e, consequentemente, para a preservação e aumento da área de influência dos gradientes longitudinais.

Outro fator associado à morfometria é a presença de uma marcante assimetria entre as margens leste e oeste do reservatório. O pequeno declive da margem oeste é responsável pelo seu elevado índice de desenvolvimento de margem, como resultado da presença de inúmeros braços e baias extremamente dendríticos e rasos; aos quais estão associados também extensas áreas de baixios.

A região litoral se distingue das demais partes do reservatório pela baixa circulação e pequena troca das suas águas. Essa região, que inclui os braços e baias, caracteriza-se como ambiente lêntico na maior parte do ano.

Na área de intensa influência fluvial, à montante, é grande a entrada externa de materiais (SS, nutrientes etc.) e suas águas tendem a ser classificadas como eutróficas. Na porção centro-norte do reservatório, ele apresenta características mais mesotróficas; enquanto na região litoral, onde é pequena ou nula a ação das descargas fluviais, os nutrientes existentes (sobretudo o nitrato) resultam da ciclagem interna e o ambiente classifica-se como meso-oligotrófico.

A classificação trófica das águas desta região merecem estudos mais aprofundados, tendo em vista que importantes aspectos ecológicos endêmicos aos ecossistemas tropicais não foram levados em consideração, como a grande produtividade e biomassa das algas epífitas e das macrófitas aquáticas.

A determinação do estado trófico é um aspecto fundamental para o diagnóstico ambiental e que exige uma visão integrada para a criação de um índice de estado trófico direcionado para ecossistemas tropicais.

A utilização de técnicas de SR mostrou-se muito importante para discretizar os dinâmicos limites superficiais da zonação longitudinal e por permitir a definição dos compartimentos do reservatório; sobretudo nas extensas regiões litorais dendríticas e de difícil acesso, por estarem ocupadas com as macrófitas flutuantes e paliteiros.

Cabe ressaltar que a adoção dessas técnicas, requer a organização de grandes bancos de dados. A implementação de um permanente sistema de monitoramento (objetivando a criação destes bancos), necessita, porém, de métodos de coleta e análises laboratoriais das amostras padronizados, ou seja, métodos que permitam inclusive posteriores comparações dos ambientes.

Neste sentido, a região Amazônica, que se caracteriza pela sua vastidão territorial, diversidade de ambientes, dificuldade de acesso e pouco conhecimento científico, merece atenção especial.

Várias das limitações encontradas no presente trabalho, inclusive para justificar alguns dos resultados encontrados, resultam exatamente dessa

falta de conhecimento específico e ao mesmo tempo geral em alguns aspectos ambientais daquela região e não apenas limnológicos como, por exemplo, a existência ou não de formações rochosas na bacia de captação ricas em fosfato ou a real importância dos baixios na retenção/liberação de nutrientes, emissão de gases resultantes da decomposição vegetal, dados meteorológicos etc..

O entendimento do ecossitema amazônico depende, portanto, especialmente de uma visão holística. Visão esta que necessita do subsídio de novos conceitos metodológicos e tecnologias avançadas, conforme prevê o Programa de Observação da Terra (EOS); o qual inclui novos sistemas sensores (espectroradiômetros, RADAR, altímetros etc.), modelos ecológicos de simulação e computadores que permitam integrar as informações geradas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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, 6. Manaus, 24-29 de junho, 1990. **Anais**. São José dos Campos, INPE, 1990, v.2, p.545-548.

Albanakis, K.S. Testing of a model for the simulation of the volume reflectance of water due to suspended sediment under controlled conditions, for various sediment types. **International Journal of Remote Sensing**, 11(9): 1533-1547, 1990.

Amann, V.; Doerffer, R.; Helbig, H.; Kadri, T.M.; Pieppen, H.V.D.; Piepen, J.S.V.D.; Soejoeti, Z. Remote sensing of water parameters in Madura bay. **Netherlands Journal of Sea Research**, 23(4):473-482, 1989.

Araújo Filho, M.C.; De Jesus, J.A.O.; Branski, J.M.; Hernandes, J.A.M. Mathematical modeling for reservoir water-quality managemant through hidraulic strutures: a case study. **Ecological Modeling**, 52(1/2): 73-85, 1990.

Baban, S.M.J. Detecting water quality parameters in the Norfolk Broads, U.K., using Landsat imagery. **International Journal of Remote Sensing**, 14(7): 1247-1267, 1993.

Barbeau, K.; Wollast, R. Microautoradiography (with combined liquid scintillation) applied to the study of trace metal uptake by suspended particles: initial results using 63 Ni as a tracer. **Limnology and Oceanography** 39(5): 1211-1222, 1994.

Barrow, C.J. The environmental impacts of the Tucuruí dam on the middle and lower Tocantins river basin, Brazil. **Regulated Rivers**, 1: 49-60, 1987.

Bignelli, P.A. **A excassez de mapas geológicos da região de Carajás**. São José dos Campos/SP, março de 1993. Comunicação pessoal.

Bins, L.S.; Velasco, F.R.D. Uma variante do algoritmo isodata para aplicação em alvos agrícolas. São José dos Campos, INPE. 1987. **(INPE-4436-PRE/1235)**.

Bins, L.S.; Souza, R.C.M.; Erthal, G.J. Visualização de imagens multispectrais em sistemas gráficos. São José dos Campos, INPE. 1988. (**INPE-4751-PRE/1424**).

Bishop, J.K.B.; Rossow, W.B. Spatial and temporal variability of global surface solar irradiance. **J.Geophysical Research**, 96(c9): 16.839-16.858. 1991

Braga, C.Z.F. Avaliação preliminar da produtividade primária na represe de Tucuruí, Pará, com utilização de imagens TM. In: Simpósio Brasileiro de sensoriamento remoto, 6. Manaus, 24-29 de junho, 1990. **Anais**. São José dos Campos, INPE 1990. v.4, p.826-832.

Bricaud, A.; Morel, A.; Prieur, L. Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains. **Limnology and Oceanography**, 26(1): 43-53, 1981.

Bukata, R.P.; Bruton, J.E.; Jerome, J.H. Use of chromaticity in remote measurements of water quality. **Remote Sens. Environ.**, 13: 161-177, 1983.

Bukata, R.P.; Bruton, J.E.; Jerome, J.H.; Jain, S.C.; Zwick,H.H. Optical water quality model of Lake Ontario. 2: determination of chlorophyll-a and suspended mineral concentrations of natural waters from submersible and low altitude optical sensors. **Applied Optics**, 20(9): 1704-1714, 1981.

Cabral, A.P.; Mantovani, J.E.; Costa, M.P.F.; de Lima, R.A.F. Redução do "stripping" de imagens TM-LANDSAT através de técnicas de filtragem espacial. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento remoto, 6. Manaus, 24-29 junho, 1990. **Anais**. São José dos Campos, INPE 1990, v.4, p.833-839.

Canfield, D.E; Jones, J.R.; Ryding, S.-D.; Uhlmann, D. Factors and processes afeecting the degree of eutrophication. In: Ryding, S.-D e Rast, W., ed. **The control of eutrophication of lakes and reservoirs**. Paris, UNESCO-The Pathernon Publishing Group, 1989. p.65-83.

Carder, K.L.; Steward, R.G.; Harvey, G.R.; Ortner, P.B. Marine humic and fulvic acids: their effects on remote sensing of ocean chlorophyll. **Limnology and Oceanography**, 34(1): 68-81. 1989.

Carlson, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, 22(2): 361-369, 1977.

Carmack, E.C. Combined influence of inflow and lake temperatures on spring circulation in a riverine lake. **Journal of Physical Oceanography**, 9(2): 422-434. 1979.

Carmack, E.C.; Gray, C.B.J.; Pharo, C.H.; Daley, H.J. Importance of lake-river interaction on seazonal pattern in the general circulation of Kamloops lake, Britsh Columbia. **Limnology and Oceanography**, 24(4): 634-644, 1979.

Castellari, S.; Dutra, L.V. Implementação de um filtro de ordem e suas aplicações em imagens de RADAR (SAR). São José dos Campos, INPE. 1988. (**INPE-4749-PRE/1422**).

Chavez, P.S. An improved dark object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multiespectral data. **Remote Sensing of Environment**, 24(3):459-479, 1988.

Choubey, V.K.; Subramanian, V. Nature of suspended solids and IRS1A-LISSI data: a case study of Tawa reservoir (Narmada basin). **Remote Sensing Environmental**, 34(3):207-215, 1990.

Clarke, G.L.; Ewing, G.C.; Lounzen, C.J. Spectra of backscattered light from the sea obtained from aircraft as a measure of chlorophyll concentration. **Science**, 167(3): 1119-1121, 1970.

Cooke, G.D.; McComas, M.R.; Waller, D.W.; Kennedy, R.H. The occurrence of internal phosphurus loading in two small, eutrophic, glacial lakes in northeastern Ohio, **Hydrobiology**, 56(2): 129-135, 1977.

Crósta, A.P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. Campinas,SP: IG/UNICAMP, 1992. 170p.

Cunha, S.B. Geomorfologia fluvial. In: Guerra, A.J.; Cunha, S.B. **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. Rio de Janeiro, Bertrand Brasil, 1994. Cap.5, p. 211-246.

Doerffer, R.; Fischer, J.; Stössel, M.; Brockmann, C. Analysis of Thematic Mapper data for studying the suspended matter distribution in the coastal area of the German Bight (North Sea). **Remote Sensing Environment**, 28: 61-73; 1989.

Dorge, J. Modelling nitrogen transformations in freshwater wetlands. Estimating nitrogen retention and removal in natural wetlands in relation to their hydrology and nutrient loadings. **Ecological Modelling**, 75/76: 409-420, 1994.

Downing, J.A.; McCauley, E. The nitrogen:phosphurus relationship in lakes. **Limnology and Oceanography**, 37(5): 936-945, 1992.

Ekstrand, S. Landsat TM based quantification of chlorophyll-a during algae blooms in coastal waters. **Int. J. Remote Sensing**, 13(10): 1913-1926, 1992.

Epiphanio, J.C.N.; Formagio, A.R. Abordagens de uso de nível de cinza e de reflectância em sensoriamento remoto com dados de satélites. In: Simpósio brasileiro de sensoriamento remoto, 5., Natal, 1988. **Anais**. São José dos Campos, INPE, 1988, v. 2, p. 400-409.

Esteves, F.A.; Barbosa, F.A.R. Eutrofização artificial: a doença dos lagos. **Ciência-Hoje/SBPC**, 5(27): 56-61, 1986.

Esteves, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro. Ed. Interciência, 1988. 575p.

Felix, I.M. **Modelos empíricos para a estimativa de variáveis limnológicas a partir de dados de sensoriamento remoto- reservatório de Barra Bonita - SP.** (Dissertação de Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1994. Apresentada em 15 de dezembro de 1993.

Ferrari, G.M. Influence of pH and heavy metals in the determination of yellow substance in estuarine areas. **Remote Sensing Environment**, 37:89-100, 1991.

Ferrari, G.M.; Tassan, S. Evaluation of the influence of yellow substance absorption on the remote sensing of water quality in Gulf of Naples: a case study. **International Journal of Remote Sensing**, 13(12): 2177-2189, 1992.

Fischer, J.; Grassl, H. Radiative transfer in an atmosphere-ocean system: an azimuthaly dependent matrix-operator approach. **Applied Optics**., 23(7):1032-1039, 1984.

Fischer, J.; Doerffer, R.; Grassl, H. Factor analysis of multispectral radiances over coastal and open ocean water based on radiative transfer calculations. **Applied Optics**, 25(3): 448-456; 1986.

Ford, D.E. Reservoir transport precesses. **Reservoir Limnology: ecological perspectives**. New York, John Wiley & Sons, Inc. ed. 1990, p.15-42.

Gama, M.P. **Bases da análise de agrupamento**. Brasília. Univ. Brasília, Ago., 1980.

Geestracht Research Centre (GKSS). **The influence yellow substance on remote sensing of sea water constituents from space**. s.1. ESA,1986. (ESA IFR Q 3 5060/84/NL/MO)

Gitelson, A; Garbuzov, G.; Szilagyi, F.; Mittenzwey, K-H.; Karniali, A.; Kaiser, A. Quantitative remote sensing methods for real-time monitoring of inland waters quality. **International Journal of Remote Sensing**, 14(7): 1269-1295, 1993.

Gloss, S.P.; Mayer, L.M.; Kidd, D.E. Advective control of nutrient dynamics in the epilimnion of a large reservoir. **Limnology and Oceanography**, 25(2): 219-228, 1980.

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 nº. 8).

Gordon, H.R.; Morel, A.Y. **Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery**., New York Inc. Springer-Verlag, 1983. p.114.

Gordon, H.R.; Clark, D.K.; Brown, O.B.; Evans, R.H.; Broenkow, W.W. Phytoplancton pigment concentrations in the middle Atlantic Bight: comparison of ship determinations and CZCS estimates. **Applied Optics**, 22(1): 20-36, 1983.

Gordon, H.R.; Ding, K. Self-shading of in-water optical instruments. **Limnology and Oceanography**, 37(3): 491-500, 1992.

Hamblin, P.F.; Carmack, E.C. River-induced currents in a fjord lake. **Journal of Geophysical Research**, 83(C2): 885-899. 1978.

Harrison, B.A.; Jupp, D.L.B. **Introduction to remotely sensed data**. Camberra, Australia, CSIRO. 1989. 141p.

Hartmann, C. **Utilização de dados digitais do mapeador temático para a obtenção dos padrões de distribuição do material em suspensão na desembocadura da laguna dos Patos**. (Dissertação de Mestrado em Sensoriamento Remoto e Aplicações) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1994. Apresentada em 20 de abril de 1987.

Hatanaka, T. **A estrutura econômica na região de Tucuruí-PA**. Tucuruí/PA, 10 de outubro de 1993. Comunicação pessoal.

Hatanaka, T.; Casanova, W.F.; Mattos, S.P.; Hino, K. Composição e distribuição fito-zooplanctônica e sua variação sazonal na UHE Tucuruí: (dez./1985 a dez./1987). In: Congresso Brasileiro de Limnologia, 2. Mato Grosso, 24-28 de julho, 1988. **Anais**. Livro de resumos.

Hino, K.; Mattos, P.M.; Fortes, J.A. UHE Tucuruí: programa de estudos e monitoramento de qualidade da água. Concepção e resultados. In: Congresso Brasileiro de Limnologia, 2. Mato Grosso, 24-28 de julho, 1988. **Anais**. Livro de resumos.

Hecky, R.E.; Kilham, P. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. **Limnology and Oceanography**, 33(4/2): 796-822, 1988.

Henry, R.; Tundisi, J.G. Efeitos de enriquecimento artifiacial por nitrato e fosfato no crescimento da comunidade fitoplanctônica na represa do Lobo. ("BROA"-Itirapina, SP). **Ciência e Cultura**, 34 (4): 518-524, 1982.

Henry, R.; Hino, K.; Gentil, J.G.; Tundisi, J.G. Primary production and effects of enrichment with nitrate and phosphate, on phytoplankton in the Barra Bonita reservoir (State of São Paulo). **International Revue Hydrobiology** 70(4): 561-579, 1985.

Jerlov, N.G. **Marine optics**. Amsterdan, Elsevier, 1976. 241 p.

Jerome, J.H.; Bukata, R.P.; Bruton, J.E. Utilizing the components of vector irradiance to estimate the scalar irradiance in natural waters. **Applied optics**, 27(19):4012-4018, 1988.

Junk, W.J.; Mello de Nunes, J.A.S. Impactos ecológicos das represas hidroelétricas na bacia amazônica brasileira. **Türbinger Geogr. Stud.**, 95: 367-387, 1987.

Kalil, E. **Erro máximo na escala utilizada**. São José dos Campos, 12 out. 1994. Comunicação pessoal.

Kennedy, R.H.; Walker, W.W. Reservoir nutrient dynamics. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York, John Wiley, 1990, p.109-132.

Kennedy, R.H.; Thornton, K.W.; Gunkel Jr., R.C. The establishment of water quality gradients in reservoirs. **Canadian Water Research Journal**, 7: 71-87, 1982.

Killworth, P.D.; Carmack, E.C. A filling-box model of river dominated lakes. **Limnology and Oceanography**, 24(2):201-217. 1979.

Kimmel, B.L.; Groeger, A.W. Factors controlling phytoplankton production in lakes and reservoirs; a perspective. In: **Lake and reservoir management**, (EPA 440/5/84-001), Washington, U.S. Environmental Protection Agency, DC, p.227-281, 1984.

Kimmel, B.L.; Lind, O.T.; Paulson, L.J. Reservoir primary production. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York, John Wiley, 1990, p.133-194.

Kirk, J.T.O. **Light and photosyntesis in aquatic ecosystem.** London, Cambridge University, 1986. 401 p.

Khorram, S; Cheschire, H.M. Remote sensing of water quality in the Neuse river estuary, North Carolina. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 51(3): 329-341, 1985.

Leinz, V.; Amaral, S.E. **Geologia geral**. 10 ed São Paulo, Nacional, 1987. 397 p.

Mantovani, J.E. **Comportamento espectral da água: faixas espectrais de maior sensibilidade ao fitoplâncton na presença da matéria orgânica dissolvida e matéria inorgânica particulada.** (Dissertação de Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1993. Apresentada em 21 de julho de 1993.

Margalef, R. **Limnologia**. Barcelona, Ed. Omega, 1983. 1010 p.

Markham, B.L.; Barker, J.L. Radiometric properties of U.S. processed Landsat MSS data. **Remote Sensing of Environmental**, 22(1): 39-71, 1987.

Mather, P.M. **Computer processing of remotely sensed images**. Chichester, John Wiley, U.K., 1987. 352 p.

Melack, J.M. Inland aquatic resources and biogeochemical cycles. **Earth Observing System**, 1.: A15-A17, 1984.

Mendes, J.C. **Elementos de estratigrafia**. São Paulo, T.A. Queiroz ed. USP, 1984. 566p.

Mitsch, W.J.; Reeder, B.C. Modelling nutrient retention of a freshwater coastal wetland: estimating the roles of primary productivitym, sedimentation, resuspension and hydrology. **Ecological Modelling**, 54: 151-187, 1991.

Mittenzwey, K.-H. Determination of chlorophyll *a* of inland waters on the basis spectral reflectance. **Limnology and Oceanography**, 37(1):147-149, 1992.

Moik, J.G. **Digital processing of remotely sensed images**. Washington, NASA, 1980. 330 p.

Moore, G.K. Satellite surveillance of physical water quality characteristics. **In**: International Symposium on Remote Sensing of Environment. 12., Ann Arbor, MI, 1977. **Proceedings**, Ann Arbor, University of Michigan, 1977 p. 445-461.

Morel, A. In water and remote measurements of ocean color. **Limnology and Oceanography**, 27(2):177-201, 1983.

Morel, A.; Prieur, L. Analysis of variations in ocean color. **Limnology and Oceanography**, 22(4): 709-722. 1977.

Morel, A.; Gordon, H.R. Report of the working group on water color. **Boundary Layer Meteorology**, 18(3): 343-355, 1980.

Morel, A.; Bricaud, A. Theoretical results concerning the optics of phytoplankton, with special references to remote sensing aplications. In: **Oceanography from Space**. New York, J.I.R. gower. 1981. p. 313-327.

NASA. **Earth Observing System.** Greenbelt, M.D., Aug. 1984, v.1 (NASA TM-86129).

NASA. **Moderate-resolution imaging spectrometer.** Washington, D.C., 1986. (Earth Observing System, v.IIb).

NASA. **High resolution imaging spectrometer: science opportunities for the 1990s**. Washington, D.C., 1987. (Earth Observing System, v.IIc).

Novo, E.M.L.M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. São Paulo, Ed. Edgard Blücher. 1992. 309p.

Novo, E.M.L.M.; Braga, C.Z.F. Use of TM/Landsat data to estimate chlorophyl concentration and turbidity in the Barra Bonita reservoir. International Symposium on Remote Sensing of Environment, Rio de Janeiro, 27-31 may 1991.

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 outubro, 1990. **Anais**. São José dos Campos, INPE 1990, v.1, p.485-495.

Novo, E.M.L.M.; Tundisi, J.G. Sensoriamento remoto de águas interiores: perspectivas. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 5., Natal, 11- out. 1988. **Anais**. São José dos Campos, INPE 1988, v.1, p. 13-21.

Novo, E.M.L.M.; Tundisi, J.G. Contribution of remote sensing techniques to the assessment of methane emission from large tropical reservoirs. Remote Sensing Reviews, 10(2): 143-153, 1994.

Novo, E.M.L.M.; Braga, C.Z.F.; Tundisi, J.G. Remote sensing estimating of total chlorophyll pigment distribution in Barra Bonita reservoir. São José dos Campos, INPE, 1990. 13p. **(INPE-5202-PRE/1664).**

Novo, E.M.L.M.; Gastil, M.; Melack, J.M. Estimativa da concentração superficial de clorofila no lago Mono (Mono Lake-CA) a partir de dados do espectrorradiômetro imageador AVIRIS. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 7. Curitiba, 10-14 maio, 1993. **Anais**. São José dos campos, INPE, 1993, v.4, p.199-210.

Odum, E.P. **Fundamentals of ecology.** 3ªEd W.B. Sounders, Philadelphia, 1971. 574 p.

Odum, E.P. **Ecologia**. Ed. Guanabara, Rio de Janeiro, 1986. 434 p.

Oliveira, W.E. Qualidade impurezas e características físicas, químicas e biológicas das águas. Padrões de potabilidade. Controle da qualidade da água. In: CETESB. **Técnica de abastecimento de água**. São Paulo, 1976. p.549

Paim, P.S.; Möller, O.O.; Soares, I.D. Condicionantes básicos nos processos de circulação da lagoa dos Patos. **Atlântica**, 23(1): 87-98, 1989.

Pereira, A.; Tassin, B.; Mouchel, J. **Estudo hidrodinâmico e de balanço de cargas em um reservatório tropical**. Paris, ABRH/IWRA/UNEP/UNESCO, 1990. 3-19p.

Pereira, A; Tassin, B.; Jörgensen, S.E. A model for decomposition of the drown vegetation in an Amazonian reservoir. **Ecological Modelling**, 75/76: 447-458, 1994.

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 reservatórios**. (Dissertação de Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1991. INPE-5278-TDI/448.

Piedade, M.T.F.; Junk, W.J.; Mello, J.A.N. A floodplain grassland of the central Amazon. In: Long, S.P.; Jones, B.J.; Roberts, M.P. eds. **Primary productivity of grass ecosystems of the tropics and sub-tropics**. New York, Chapman & Hall/ UNEP, 1992.

Pielou, E.C. **The interpretation of ecological data**. New York, John Willey ed. 263 p., 1984.

Plano Diretor de Meio Ambiente do Setor Elétrico 1991/1993-a. Vol.1. **Fundamentos**. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS, 1990. 115p.

Plano Diretor de Meio Ambiente do Setor Elétrico 1991/1993-b. Vol.2. **Diretrizes e programas setoriais**. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS, 1990. 284p.

Powel, S.T. Quality of water. In: Chow, V.T., ed. **Handbook of applied hydrology**, New York, McGraw-Hill, 1964. p.19.1-19.37.

Projeto RADAMBRASIL. **Folha SA22. Belém; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra**. Rio de Janeiro, 1974. (LEVANTAMENTO DE RECURSOS NATURAIS, V.5).

Projeto de Hidrologia e Climatologia da Amazônia. Atlas Climatológicoda Amazônia, 1984. Belém. Publicação 39.

Ryding, S.D.; Rast, W. **The control of eutrophication of lakes and reservoirs**. Paris, UNESCO, 1989. 314 p.

Rast, W.; Smith, V.H.; Thornton, J.A. Characteristics of eutrophication. In: Ryding, S.D.; Rast, W. ed. **The control of eutrophication of lakes and reservoirs**. Paris, UNESCO, 1989. p. 37-60.

Richey, J.E.; Victoria, R.L.; Salati, E.; Forsberg, B.R. The biochemistry of a major river system: the Amazon case study. In: Degens, E.T.; Kempe, S.; Richey, J.E. ed. **Biogeochemistry of major world rivers**. New York, John Willey & Sons ed., 1991. p.57-74.

Ritchie, J.C.; Schiebe, F.R.; McHewry, J.R. Remote sensing of suspended sediments in surface waters. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 42(12): 1539-1545, 1976.

Robinson, I.S. **Satellite oceanography: an introduction for oceanographers and remote sensing scientists**. Chichester, Ellis Horwood, 1985. 455p.

Rosa, L.P. **O problema energético no Brasil**. São Paulo, 1993. Palestra na POLI - Workshop 'A exploração do potencial hidrelétrico da Amazônia' em 23 de setembro de 1993.

Ryding, S-O.; Rast, W. **The control of eutrophication of lakes and reservoirs**. Paris, J.N.R. Jeffers ed. UNESCO, 1989. 314p.

Schiebe, F.R.; Harrington JR., J.A. Remote sensing of suspended sediments: the lake Chicot, Arkansas project. **International Journal of Remote Sensing**, 13(8):1487-1509, 1992.

Sears, F.W.; Zemansky, M.K. **Física: mecânica-hidrodinâmica**. Rio de Janeiro, Universidade de Brasília ed. 1975. 207p.

Sippel, S.J.; Hamilton, S.K.; Melack, J.M. Inundation area and morphometry od lakes on the Amazon river floodplain, Brazil. **Archive Hydrobiology**, 123: 385-400, 1992.

Silva, O.F. Ponto de mergulho das correntes advecticas do rio Tocantins e sua influência nos gradientes verticais no reservatório Tucuruí/PA. 1994 (submetido ao VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, a ser realizado em Salvador-BA de 14 a 19/abril/1995)

Slater, P.N. **Remote Sensing: optics and optical systems**. Reading, Addison Wesley, 1983, 575 p.

Smith, V.H.; Barker, K.S. The bio-optical state of ocean waters and remote sensing. **Limnology and Oceanography**, 23(2): 247-259, 1978.

Smith, V.H. The nitrogen and phosphurus dependence of algal biomass in lakes: an empirical and theoretical analysis. **Limnology and Oceanography**, 27(6): 1101-1112, 1982.

Smith, R.C.; Eppley, R.W.; Baker, K.S. Correlation of prymary production as measured aboard ship in southern California coastal waters and as estimated from satelite chlorophyll images. **Marine Biology**, 6: 281-288, 1982.

SPRING **Manual do Usuário**. São José dos Campos/SP, INPE/DPI. 1993. p. 1.1-b3.

Steffen, C.A.; Costa, M.P.F.; Gama, F.F. Spectral reflectance of Tucuruí reservoir waters Brasilian Amazon. In: International Society for Photogrametry and Remote Sensing, VII. Washington, 14-19 out de 1994. **Anais**: Washington, ISPRS, 1994, v.2, p.234-247.

Tassan, S. The effect of dissolved "yellow substance" on quantitative retrieval of chlorophyll and total suspended sediment concentrations from remote measurements of water colour. **International Journal of Remote Sensing**, 9(4): 787-797, 1988.

Thérien, N; Spiller, G. A mathematical model of the decomposition of flood vegetation in reservoirs. In: **Simulation Councils Proceedings.** San Diego, CA. Ed. Councils Proceedings, 1981. V.9(2), Cap. 9. 87-98p.

Thomann, R.V.; Müeller, J.A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York, Harper & Row, 1987. 644p.

Thornton, K.W.; Kennedy, R.H.; Magoun, A.D.; Saul, G.E. Reservoir water quality sampling design. **Water resources Bulletin**, 18: 471-480, 1982.

Thornton, K.W. Sedimentary processes. In: Thornton, K.W.; Kimmel, B.L.; Payne, F.E. ed. **Reservoir Limnology: ecological perspectives**. New York, John Wiley & Sons. 1990, Cap.3.

Thornton, K.W.; Kimmel, B.L.; Payne, F.E. **Reservoir Limnology: ecological perspectives**. New York, John Wiley & Sons. 1990. 246p.

Tundisi, J.G. Ambiente, represas e barragens. **SBPC Revista Ciência-Hoje**, 5(27): 48-54p, 1986.

Tundisi, J.G. Impactos ecológicos da construção de represas: aspectos específicos e problemas de manejo. In: Tundisi, J.G. ed. **Limnologia e manejo de represas**. São Paulo, Academia de Ciências ed. 1988. v.1, tomo I. p.1-76.

Tundisi, J.G. Perspectives for ecological modelling of tropical and subtropical reservoirs in South America. **Ecological Modelling**, 52(1/2): 7-20, 1990.

Vertucci, F.A.; Likens, G.E. Spectral reflectance and water quality of Adirondack mountain region lakes. **Limnology and Oceanography**, 38(4): 1656-1672, 1989.

Voss, K.J. Use of the radiance distribution to measure the optical absorption coefficient in the ocean. **Limnology and Oceanography**, 38(4): 1614-1622, 1989.

Walpole, R.E. **Introduction to Statistics**. New York. 2ª ed, John Wiley & Sons, 1974, 340p.

Well, S.A; Gordon, J.A. Geometric variations in reservoir water quality. **Water Resources Bulletin**, 18(4):661-670. 1982.

Wetzel, R.G. **Limnology**. Philadelphia, Sounders Company, 1975. 742 p.