



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

INPE-6821-TDI/642

**UTILIZAÇÃO DE IMAGENS HISTÓRICAS TM PARA
AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DA EMISSÃO DE CH₄ NA
UHE TUCURUÍ**

Ivan Bergier Tavares de Lima

Dissertação de Mestrado em Sensoriamento Remoto, orientada pela Dra. Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo e pela Dra. Maria Victoria Ramos Ballester, aprovada em fevereiro de 1998.

INPE
São José dos Campos
1998

528.711.7 : 574

LIMA, I.B.T.

Utilização de imagens históricas TM para avaliação e monitoramento da emissão de CH₄ na UHE Tucuruí / I.B.T.
Lima - São José dos Campos: INPE, 1998.

114 p. – (INPE-6821-TDI/642).

1.Meio ambiente. 2.Reservatório de Tucuruí. 2.Qualidade da água. 4.Plantas aquáticas. 5.Emissão. 6.Metano. 7.Resolução temporal. 8.Landsat 5. I.Título.

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

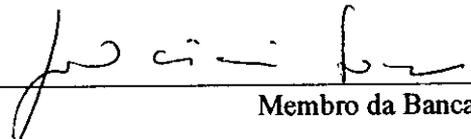
Dra. Evlyn Marcia Leão de Moraes Novo


Orientadora/Presidente

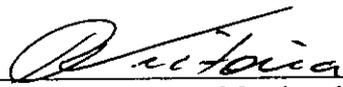
Dra. Maria Victoria Ramos Ballester


Orientadora

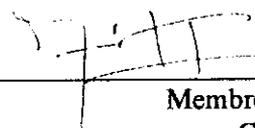
Dr. João Vianeí Soares


Membro da Banca

Dr. Reynaldo Luiz Victoria


Membro da Banca
- Convidado -

Dr. José Galizia Tundisi


Membro da Banca
- Convidado -

Candidato: Ivan Bergier Tavaress de Lima

São José dos Campos, 20 de fevereiro de 1998

Com o caminho positivo da Ciência que aprova e classifica...
O que é que a Ciência tem?
Tem lápis de calcular
Que mais que a Ciência tem?
Borracha pra depois apagar
Você já foi ao espelho, nego?
Não! Então vá...

(Raul Seixas)

Aos meus pais, Anita e Jaime,
pelo carinho e confiança.

AGRADECIMENTOS

O órgão financiador da pesquisa, a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP - processo nº 96/4523-0).

Dra. Evelyn Novo, que participou efetivamente nos estudos aqui apresentados e que tem me ensinado sobretudo virtudes como determinação, persistência e perseverança, além de ter me concedido muitas oportunidades de inserção no universo acadêmico.

Dra. Maria Victoria Ballester, por ter me guiado em praticamente todas as fases de aprendizado quanto aos métodos empregados em campo e no modo de análise dos dados coletados.

Maria Etelvina Arbex (Etel) e Suelena Braga Coelho, pessoas formidáveis, sempre bem humoradas com grande disposição para cooperação.

Dr. José Carlos Epiphânio, pelas sugestões e críticas da proposta de dissertação mas, principalmente, pela ajuda em vários aspectos e pelo reconhecimento pessoal.

Jean Pierre Ometto, grande companheiro, sem o qual o trabalho de campo teria sido, além de estafante, no mínimo irrealizável. Muitas idéias surgiram de bate-papos, enquanto almoçávamos no barco do "Prego", um dos melhores barqueiros da ELETRONORTE.

José Mantovani, pelas produtivas discussões e conclusões sobre o tema "macrófitas e CH₄".

Maycira Costa, pelos grandes "toques" no início do meu trabalho no INPE.

Yosio Shimabukuro, Guaracy Erthal, Júlio Cesar e João Viane Soares, que me auxiliaram em diferentes etapas no processamento das imagens, particularmente nas retificações radiométrica e geométrica, bem como nos algoritmos de classificação.

Leonardo Bins que, enquanto conversávamos sobre as operações booleanas que pretendia fazer, teve o

"insight" do programa para simular estas operações, permitindo uma economia significativa no tempo de processamento.

Thelma Krug, Corina da Costa Yanasse, Camilo Rennó e João Antonio Lorenzetti, pelas valiosas críticas e sugestões quanto aos métodos estatísticos empregados na análise dos dados.

Joaquim (Quim), pela ajuda na criação do desenho da área de estudo.

Wilze Fray Casanova e todo corpo técnico do Centro de Proteção Ambiental da ELETRONORTE, pelo apoio logístico, colaboração contínua e interesse nos trabalhos desenvolvidos no reservatório da UHE Tucuruí.

Dr. Arno R. Schwantes e Eng^o Agr. Carlos E.C. Torloni, pelo enriquecimento científico na Universidade Federal de São Carlos e Companhia Energética de São Paulo, respectivamente.

Dr. José E. Santos, pela concessão do cromatógrafo para a quantificação das amostras de CH₄.

Minha esposa, Jaqueline, pelo apoio constante em toda a fase de preparação deste documento.

Muitos amigos do INPE, pela amizade, companheirismo e colaboração.

RESUMO

Neste trabalho foram conciliadas técnicas de sensoriamento remoto e uma missão de campo para a verificação dos processos respiratórios no reservatório da UHE Tucuruí. Os resultados obtidos sugerem que os tributários com ampla ocupação por macrófitas aquáticas flutuantes apresentam as maiores taxas de metanogênese e de fluxo de emissão CH_4 para a atmosfera. Um gradiente horizontal de concentração sugere a ocorrência de um fluxo horizontal de CH_4 destes tributários para o canal central do reservatório. Como consequência, as áreas não ocupadas por plantas aquáticas devem emitir por processos difusivos parte significativa do CH_4 produzido nos tributários.

**EVALUATION OF THE METHANE EMISSION IN TUCURUÍ RESERVOIR
USING MULTITEMPORAL TM IMAGES TO DEFINE FIELDWORK SAMPLING
STATIONS**

ABSTRACT

Remote sensing techniques were applied to identify sample stations to assess the respiratory processes of the Tucuruí reservoir and to estimate methane (CH₄) fluxes between water and atmosphere interface. The results suggest that tributaries often covered by floating macrophytes are significant CH₄ sources to the atmosphere. A CH₄ concentration gradient indicates horizontal fluxes from tributaries to the main channel. As a result, open water areas may emit large amount of the CH₄ produced in tributaries.

SUMÁRIO

Pág

LISTA DE FIGURA.....	xix
LISTA DE TABELAS.....	xxi
LISTA DE SIGLAS.....	xxiii
<u>CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO.....</u>	<u>1</u>
1.1 - Objetivos.....	3
1.1.1 - Objetivos gerais.....	3
1.1.2 - Objetivos específicos.....	4
1.2 - Justificativas.....	5
<u>CAPÍTULO 2 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</u>	<u>7</u>
2.1 - Caracterização da área de estudo.....	7
2.2 - Energia e meio ambiente.....	11
2.3 - Métodos de amostragem e quantificação de CH ₄	14
2.4 - Ambientes alagáveis como fontes de CH ₄	17
2.4.1 - Emissão de CH ₄ pela planície de inundação amazônica.....	20
2.5 - Macrófitas aquáticas na Amazônia: ambientes naturais e reservatórios.....	23
2.5.1 - Macrófitas no reservatório da UHE Tucuruí.....	27
2.5.2 - Comportamento espectral de macrófitas aquáticas..	28
2.6 - Integração e manipulação de dados digitais.....	32
2.6.1 - Processamento de imagens de satélite.....	32
2.6.2 - Álgebra de mapas - lógica booleana.....	35
<u>CAPÍTULO 3 - MATERIAL E MÉTODOS.....</u>	<u>37</u>
3.1 - Metodologia de processamento das imagens.....	37
3.1.1 - Seleção de imagens/bandas.....	38
3.1.2 - Correção geométrica e georeferenciamento.....	39
3.1.3 - Geração da máscara do entorno do reservatório e classificação digital.....	39
3.1.4 - Operações booleanas e reclassificação.....	41

3.2 - Obtenção das amostras de campo.....	43
3.2.1 - Determinação do pH, da profundidade máxima e dos perfis verticais do O ₂ dissolvido e da temperatura	44
3.2.2 - CH ₄ dissolvido na coluna d'água	44
3.2.3 - Obtenção das amostras de fluxo de CH ₄ na interface água-atmosfera.....	45
3.2.3.1 - Fluxos estimados através de câmaras estáticas flutuantes (CEF).....	45
3.2.3.2 - Fluxos calculados através do método <i>Thin Boundary Layer</i> (TBL).....	46
3.2.4 - Determinação do carbono inorgânico total dissolvido.....	47
3.2.5 - Utilização relativa de O ₂ e produção aparente de CO ₂	47
3.2.6 - Abordagem de análise dos dados de campo.....	48
<u>CAPÍTULO 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO</u>	51
4.1 - Mapa de distribuição espacial e temporal de macrófitas aquáticas flutuantes.....	51
4.2 - Variação espacial das propriedades físicas e químicas da água em função das classes definidas no mapa.....	53
4.2.1 - Variação da profundidade máxima.....	54
4.2.2 - Variação do oxigênio dissolvido e da temperatura.....	54
4.2.3 - Comportamento do pH e carbono inorgânico dissolvido.....	58
4.2.4 - Distribuição espacial do CH ₄ dissolvido na água e na atmosfera.....	59
4.2.5 - Fluxo de CH ₄ no reservatório da UHE Tucuruí	61
4.2.6 - Inter-relação entre os dados ambientais e entre as classes: uma visão global do reservatório.....	64
<u>CAPÍTULO 5 - CONCLUSÕES</u>	69
5.1 - Vantagens da utilização do sensoriamento remoto....	69
5.2 - Caracterização do reservatório quanto aos processos físicos, químicos e biológicos.....	69
5.3 - Avaliação da proposta metodológica para a obtenção de dados de campo.....	70

5.4 - Contribuição do reservatório da UHE Tucuruí para o aquecimento global.....	70
5.5 - Perspectivas futuras.....	72
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	75
APÊNDICE A - ALGORITMO DE OPERAÇÕES BOOLEANAS.....	89

LISTA DE FIGURAS

Pág

2.1 - Localização da área de estudo	8
2.2 - Variação mensal e desvio padrão da cota do reservatório de 1986 a 1996.....	10
2.3 - Processos para formação e transporte do CH ₄	22
2.4 - Impactos negativos da ocupação por macrófitas aquáticas	26
2.5 - Comportamento espectral de macrófitas no reservatório de Tucuruí	31
2.6 - Composição colorida R5G4B3 (Pucuruí e Repartimento)	31
3.1 - Diagrama de processamento das imagens	37
3.2 - Modo de obtenção de classes a partir da simulação de operações booleanas.....	42
4.1 - Distribuição espacial e temporal de macrófitas aquáticas flutuantes no reservatório da UHE Tucuruí entre os anos de 1986 e 1994.....	52
4.2 - Valores médios de profundidade e desvios padrão para as classes de ocupação espacial e temporal....	54
4.3 - Variação mensal e anual da vazão (m ³ .s ⁻¹) no Rio Tocantins.....	55
4.4 - Variação diurna dos perfis verticais da temperatura e da saturação de O ₂ nos tributários	55
4.5 - Variação da porcentagem desaturação de O ₂ e da temperatura (°C) nas classes amostradas.....	57
4.6 - Distribuição do pH (a) e da concentração do CO ₂ dissolvido (µM) (b) na superfície e no fundo das classes amostradas.....	58
4.7 - Distribuição espacial do log da concentração de CH ₄ dissolvido (µM) na atmosfera e na água no reservatório da UHE Tucuruí.....	59
4.8 - Distribuição espacial dos fluxos de CH ₄ (log mgCH ₄ .dia ⁻¹ .m ⁻²) no reservatório de Tucuruí	62
4.9 - Valores de CO ₂ *, U.R.O. e CH ₄ no reservatório da UHE Tucuruí.....	64

4.10 - Distribuição dos valores de percentis das variáveis estudadas em função das estações de coleta no reservatório da UHE Tucuruí.....	65
4.11 - Valores médios e desvios padrão da concentração de CH ₄ dissolvido no Rio Tocantins ...	67
4.12 - Gradiente dos valores médios da concentração de CH ₄ e da "Produção Relativa de CO ₂ " no hipolímnio do sistema Pucuruí-Repartimento.....	67

LISTA DE TABELAS

Pág

3.1 - Dados temporais e qualitativos das imagens.....	38
4.1 - Codificação das estações de coleta de dados.....	53
4.2 - Parâmetros estatísticos da concentração de CH ₄	60
4.3 - Fluxos de CH ₄ estimados na UHE Tucuruí	61

LISTA DE SIGLAS

ABLE/AGE 2A - Amazon Boundary Layer Experiment/Amazon Ground
Experiment

CAMREX - Carbon in the Amazon River Experiment

CEF - Câmaras estáticas flutuantes

CENA - Centro de Energia Nuclear na Agricultura

ELETRONORTE - Centrais Elétricas do Norte do Brasil

ELETROBRÁS - Centrais Elétricas Brasileiras

EPA - Environmental Protection Agency

GHG - Gases do efeito estufa

GPCS - Grupo Coordenador de Planejamento do Sistema Elétrico

GPS - Global position system

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INPA - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

NASA - National Aeronautics and Space Administration

ND - Número Digital

SIG - Sistema de Informação Geográfica

TBL - Thin Boundary Layer

TM - Thematic Mapper

UHE - Usina Hidrelétrica

UNEP - United Nations Environmental Programme

U.R.O. - Utilização Reativa de Oxigênio

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

A necessidade energética brasileira para o próximo século é estimada em cerca de 364 a 423 GWh (ELETROBRÁS, 1990). Quanto à produção de energia, o Brasil caracteriza-se pelo seu elevado potencial hidráulico e alta capacitação tecnológica para a construção de usinas hidrelétricas. As regiões mais desenvolvidas, o Sudeste e o Sul, apresentam praticamente todo seu potencial hidrelétrico explorado, sendo a energia distribuída localmente e para outras regiões a custos relativamente altos (Mozeto et al., 1990).

A energia é essencial ao desenvolvimento econômico e social, aprimorando a qualidade de vida da sociedade. Grande parte da energia produzida e consumida mundialmente não o será de forma sustentada se as tecnologias de produção permanecerem estagnadas e se sua demanda aumentar substancialmente (UNEP, 1992). Para o desenvolvimento regional da Amazônia está prevista a construção de novas usinas hidrelétricas. A bacia amazônica apresenta um potencial hidrelétrico estimado em 100.000 MW, cerca de 60% do potencial do país. Os vários reservatórios já em funcionamento totalizam uma área de aproximadamente 11.800 km² (Pereira e Tassin, 1995).

Devido ao relevo pouco acidentado, uma área total de cerca de 100.000 km² seria inundada em caso do aproveitamento total deste recurso, resultando em significativas perdas ambientais e culturais (Junk e Mello, 1990), além de provocar alterações nos ciclos biogeoquímicos e, possivelmente, contribuir para mudanças climáticas globais.

Entre as prováveis mudanças climáticas antrópicas, está o aquecimento do planeta, gerado pela emissão de gases de efeito estufa (GHG) (Ramanathan et al., 1985; Apsimon et al., 1990; Faure, 1990; EPA, 1993; Lelieveld e Crutzen, 1993; Fankhauser, 1994). O controle das emissões de GHG necessitará de um aumento na eficiência de produção, transmissão, distribuição e consumo de energia, além de uma busca por fontes renováveis, menos prejudiciais ao ambiente (UNEP, 1992).

A formação do GHG metano (CH_4) em ambientes naturais e antropogênicos está relacionada aos processos de decomposição anaeróbica realizados por metanobactérias. As fontes antrópicas têm origem nos processos de extração, distribuição e uso de gás natural, na mineração de carvão, nas queimadas, nos desflorestamentos, nas plantações de arroz irrigado, no trato digestivo de ruminantes (Wahlen, et al., 1989) e nos reservatórios hidrelétricos (Rudd et al., 1993; Svensson e Ericson, 1993; Gagnon e Chamberland, 1993; Novo e Tundisi, 1994; Duchemin et al., 1997).

Alguns estudos têm mostrado que a planície de inundação da Amazônia central contribui significativamente para a emissão natural de CH_4 para a atmosfera. Os fatores relacionados à emissão são as elevadas temperaturas, a estratificação térmica da coluna d'água, a inundação sazonal de florestas e vegetação herbácea, bem como a proliferação/senescência de macrófitas aquáticas (Bartlett et al., 1988; Crill et al., 1988; Devol et al., 1988; Richey et al., 1988).

O alagamento de florestas para a formação de reservatórios hidrelétricos na Amazônia promove a formação de ambientes semelhantes aos da planície de inundação amazônica quanto aos fatores que influenciam a produção e a emissão de

CH₄. Presume-se que o aporte de material orgânico pela comunidade de macrófitas seja significativo, já que a floresta inundada contribui com material orgânico principalmente nos primeiros anos após a inundação da vegetação terrestre, enquanto que as macrófitas, em função das suas características bionômicas, contribuem anual e continuamente (Novo e Tundisi, 1994).

Por esta razão, a distribuição espacial e temporal da comunidade de macrófitas torna-se um elemento chave na compreensão do fluxo de CH₄ emitido por reservatórios amazônicos. Através de um Sistema de Informações Geográficas (SIG), contendo imagens históricas de sensoriamento remoto, e da criação de um banco de dados de variáveis químicas e físicas relacionadas à produção e emissão de CH₄ é possível avaliar a magnitude da contribuição de áreas distintas de reservatórios na produção e na emissão de CH₄ para a atmosfera.

1.1 - OBJETIVOS

1.1.1 - OBJETIVOS GERAIS

Para verificar qual a magnitude da relação entre a distribuição de macrófitas aquáticas e a emissão de CH₄ foi utilizada uma série temporal de imagens de satélite para estudar a distribuição espacial de plantas aquáticas no reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Tucuruí, situado no centro-sul do Estado do Pará, desde sua formação até o ano de 1994, visando:

- a determinação de áreas de amostragens do fluxo de CH₄ na interface água/atmosfera, das concentrações de CH₄, CO₂ e O₂ dissolvidos, pH, temperatura e profundidade da coluna d'água;

- o estudo da dinâmica dos processos de oxi-redução do reservatório; e
- a compreensão do papel das plantas aquáticas na produção e na emissão de CH₄;

1.1.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- criação de uma base de dados digitais com imagens históricas do sensor *Thematic Mapper* (TM) Landsat 5 do reservatório da UHE Tucuruí;
- geração de um mapa referente à distribuição espacial e temporal de bancos de macrófitas aquáticas, através de técnicas de processamento de imagens;
- obtenção de dados *in situ* de fluxo de CH₄, temperatura da coluna d'água, pH, CH₄, CO₂ e O₂ dissolvidos na superfície e no hipolímnio, em função das classes obtidas no mapa de distribuição espacial e temporal de macrófitas;
- avaliação estatística das diferenças de emissão/produção de CH₄ entre os diferentes ambientes amostrados e verificação das principais variáveis responsáveis por tais diferenças;
- avaliação das metodologias de coleta e amostragem dos dados de campo e determinação do fluxo de CH₄ do reservatório da UHE Tucuruí no período de nível máximo de água.

1.2 - JUSTIFICATIVAS

No que diz respeito às mudanças na química da atmosfera, as emissões antrópicas de dióxido de carbono (CO_2), óxidos de nitrogênio (NO_x), CH_4 e clorofluorcarbonos (CFCs) deveriam ser reduzidas imediatamente em mais de 60% para estabilizar suas concentrações aos níveis atuais. O CH_4 , com poder de aquecimento ~25 vezes superior ao CO_2 (Alemanha, 1992), requer uma redução de 15 a 20% (Massambani e Artaxo, 1992).

No processo de planejamento energético é importante ocorrer uma incorporação explícita da dimensão ambiental, além da dimensão econômica, política e tecnológica, considerando a viabilização de fontes alternativas, a conservação e uso racional dos recursos, bem como a diversificação de fontes energéticas em função das características da região e dos impactos provocados pelos empreendimentos (Goodland et al., 1992).

Quanto à emissão de CH_4 por reservatórios hidrelétricos, três são as fontes de material orgânico responsáveis pela metanogênese: material alóctone da floresta, a floresta inundada e as macrófitas aquáticas. A vegetação alagada fornece material orgânico para a metanogênese principalmente nos primeiros anos de formação do reservatório. O material orgânico mais refratário no sedimento, composto por celulosas e lignina (troncos), é degradado mais lentamente, e pode ser responsável por parte do CH_4 produzido até hoje (Novo e Tundisi, 1994).

Por suas características reprodutivas e adaptativas (Junk e Howard-Williams, 1984), as plantas aquáticas flutuantes fornecem material orgânico de modo contínuo, anualmente (Crill et al., 1988; Devol et al.,

1988), embora, em função da disponibilidade de nutrientes, a comunidade possa reduzir ao longo dos anos (Junk e Melo, 1990). Parte deste material orgânico, cerca de 30%, é decomposto rapidamente na coluna d'água. O restante, composto por material mais refratário (lignina e substâncias afins), é depositado no sedimento e decomposto, em função da disponibilidade de O_2 , por processos aeróbicos ou anaeróbicos (Bianchini Jr., 1997).

Para os reservatórios hidrelétricos amazônicos, a presença de árvores mortas (paliteiro), a hidrodinâmica do sistema e a disponibilidade de nutrientes são fatores que condicionam a distribuição espacial e temporal de plantas aquáticas flutuantes. Essas áreas, muitas vezes de grandes extensões, podem ser localizadas através da manipulação de uma série histórica de satélite. Um mapa elaborado a partir do processamento imagens históricas permite a localização de estações de amostragem de variáveis relacionadas à produção e à emissão de CH_4 , bem como verificar as diferenças entre os habitats do reservatório.

Para o presente estudo foi selecionado o reservatório da UHE Tucuruí, devido à sua representatividade na região amazônica em termos de extensão e produção energética, bem como pela grande quantidade de estudos limnológicos anteriormente realizados por diversos autores.

CAPÍTULO 2

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Este capítulo inicialmente caracteriza a área de estudo e ilustra a necessidade da inclusão dos aspectos ambientais nos planejamentos energéticos. Em seguida são abordadas as estimativas globais e da planície de inundação amazônica quanto à emissão de CH₄, sua origem e os métodos de amostragem e quantificação mais utilizados. São discutidas as relações dos ambientes proporcionados pela planície de inundação amazônica e pelo reservatório da UHE Tucuruí para o desenvolvimento de comunidades de macrófitas. O comportamento espectral da vegetação aquática flutuante e as técnicas de manipulação de dados digitais em SIG também são analisados e discutidos.

2.1 - CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O aproveitamento hidrelétrico de Tucuruí no Rio Tocantins situa-se entre os paralelos 3°45' e 5°15' S e entre 49°12' e 50°00' W, no município de Tucuruí, Estado do Pará (Figura 2.1). O reservatório, inaugurado pelas Centrais Elétricas do Norte do Brasil (ELETRONORTE) em novembro de 1984, está inserido numa região de grandes jazidas minerais, atuando como fator de desenvolvimento econômico, através do fornecimento de energia elétrica (ELETRONORTE).

A bacia hidrográfica do Tocantins abrange 767.000 km², estendendo-se por 2.500 km no sentido sul-norte, desde o Planalto Brasileiro, a mais de 1.000 m de altitude até o estuário do Rio Amazonas. O trecho chamado Baixo Tocantins tem início na confluência com seu principal afluente, o Rio Araguaia. O potencial energético do Araguaia-Tocantins na área de atuação da ELETRONORTE está

estimado em 19.431 MW, dos quais a UHE Tucuruí representa 38% (ELETRONORTE).

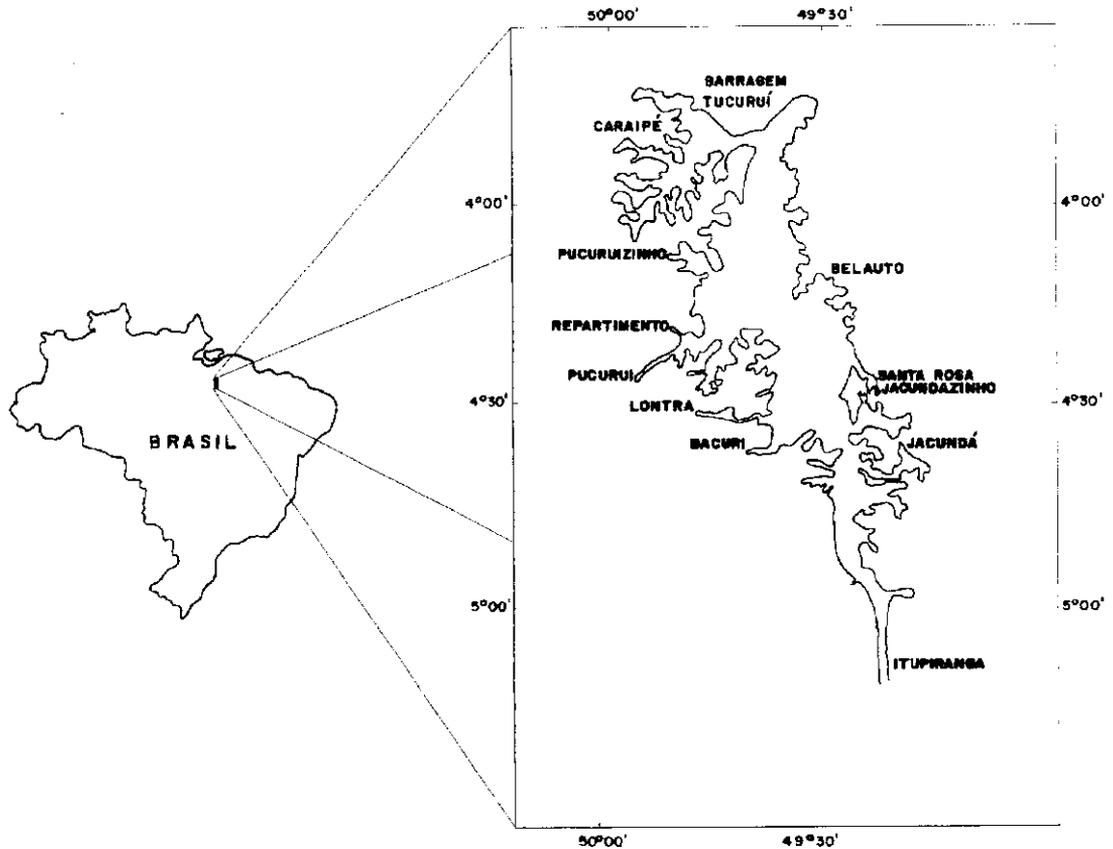


Fig. 2.1 - Localização da área de estudo.

FONTE: adaptada de Abdon e Meyer (1991).

A construção do empreendimento foi dividida em duas etapas de geração de energia. A primeira, já concluída, composta por 12 grupos de turbina-geradores de 330 MW e dois auxiliares de 20 MW, perfazem uma potência instalada de 4.000 MW. Para a segunda etapa estão projetados mais 10 grupos turbina-gerador de 400 MW cada, elevando para 8.000 MW a potência instalada da usina (Fray-Casanova, 1988).

A exportação de produtos minero-metalúrgicos apresenta um insumo significativo representado pela energia gerada por Tucuruí. A energização do sistema de transmissão

interligado à Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF) a partir do final de 1981 e o início da operação da UHE Tucuruí, em novembro de 1984, proporcionou, até dezembro de 1985, uma substituição de energia térmica por energia hidráulica de mais de 5.700 GW correspondentes a cerca de 14 milhões de barris equivalentes de petróleo (BEP), o que permitiu uma economia de 500 milhões de dólares em derivados de petróleo (ELETRONORTE).

O reservatório formado pelo barramento do Rio Tocantins tem um volume de 45,8 bilhões de m³, inundando uma área de aproximadamente 2.430 km², com uma extensão de 170 km. A cota *máximo maximorum* é de 74 m, sendo a cota normal de operação de 72 m e o *mínimo minimorum* de 58 m. O perímetro externo nas margens direita e esquerda somam aproximadamente 3.700 km (ELETRONORTE).

O principal controlador do volume d'água no reservatório é a operação da barragem. Para manter níveis desejados de geração de energia pela usina, as comportas dos vertedouros são constantemente ajustadas para uma maior ou menor retenção da água, dependendo da sazonalidade das chuvas. Antes da época de alta precipitação (dezembro a abril) a vazão da água no reservatório é ampliada e a cota do reservatório decrescida para suportar o grande volume de água. No início da seca, as comportas são fechadas para evitar diminuição na produção de energia (Figura 2.2).

A região é caracterizada por um clima equatorial com uma vegetação predominante de Floresta de Terra Firme (ELETRONORTE). Essa vegetação densa foi inundada, com exceção de 400 km² desmatados no rio Caraipé. As estimativas efetuadas na área do reservatório apresentam, em média de peso seco, 367 t.ha⁻¹ de troncos e galhos e 11 t.ha⁻¹ de folhas e serrapilheira, o que corresponde a uma

média de carbono inundado de 190 tC.ha^{-1} (Revilla, 1984 *apud* Pereira e Tassin, 1995). De acordo com dados da ELETRONORTE (s.d.), a fitomassa total inundada corresponde a cerca de 466 t ha^{-1} ou aproximadamente 234 tC ha^{-1} em média.

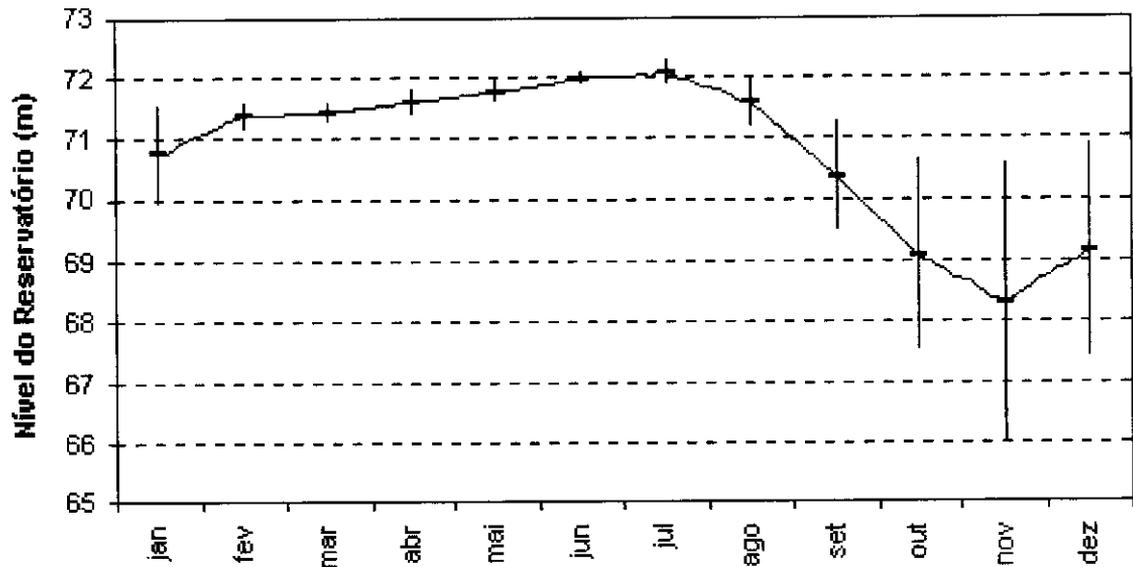


Fig. 2.2 - Variação mensal e desvios padrão da cota do reservatório de 1986 a 1996.

FONTE: Novo et al. (1997), p.6.

Aparentemente, as discrepâncias dos valores de fitomassa inundada devem estar associadas às datas de publicação dos artigos. Os dados de Revilla (1984) referem-se aos trabalhos preliminares, realizados pelo convênio firmado entre o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e a ELETRONORTE, para avaliação do impacto ambiental da construção do empreendimento. Foram utilizadas imagens de 1979 do sensor *Multispectral Scanner* (MSS) do Landsat 3, dados de campo (Revilla et al., 1982; ELETRONORTE) e um modelo criado pelo autor (escala RKG) para a elaboração de mapas temáticos de distribuição da cobertura vegetal na área de influência direta do empreendimento (Revilla et al., 1982)

Deste modo, os valores de fitomassa inundada, apesar de significativamente diferentes, devem partir do mesmo conjunto de dados. Cabe ressaltar que, tanto as incertezas entre os trabalhos quanto na própria metodologia empregada, devem ser exploradas com cautela. Mesmo dados sobre a área do reservatório, estimada em 2.430 km², são apenas aproximações. A área foi revista pela ELETRONORTE e atualmente é estimada em cerca de 2.800 km² (Novo, 1997).

O padrão fractal da drenagem favorece a proliferação de plantas aquáticas e o aparecimento de diversos compartimentos com propriedades limnológicas distintas. A oscilação do nível da água do reservatório, evidenciada nos desvios padrões da Figura 2.2, afeta bastante sua margem esquerda devido ao pequeno gradiente topográfico dos seus afluentes. Esta oscilação contribui para que a área ocupada por plantas aquáticas ao longo do ano seja variável (Novo et al., 1997).

2.2 - ENERGIA E MEIO AMBIENTE

O programa Decenal de Geração 1990/1999, aprovado no âmbito do Grupo Coordenador de Planejamento do Sistema Elétrico (GPCS) da ELETROBRÁS previa a implementação de 65 novas usinas no Brasil, algumas já em construção, aumentando a capacidade instalada de energia para 32.369 MW. Destas usinas, 47 são hidrelétricas, 18 termelétricas (7 de carvão, 2 nucleares e 9 de derivados de petróleo). Cerca de 26.000 MW (80%) referia-se à potência programada para as hidrelétricas (ELETROBRÁS, 1990). Com as atuais alterações na economia brasileira e o processo de globalização, é possível que esta previsão esteja subestimada e que a demanda energética tenha aumentado substancialmente.

Apesar de considerados recursos energéticos que se utilizam de bens renováveis, os reservatórios hidrelétricos produzem, na maioria dos casos, efeitos deletérios ou impactos indesejáveis. Para a região amazônica, a construção de barramentos, como os de Balbina, Samuel e Tucuruí, ocasionou, entre outros fatores, o reassentamento e alteração na atividade econômica da população, a perda por inundação de solos relativamente férteis e de recursos faunísticos, florísticos e genéticos, além de provocar mudanças em habitats anteriormente maduros, determinando novas formas de seleção e adaptação da biota local.

A preocupação com a emissão de CH_4 por reservatórios hidrelétricos, contribuindo para o efeito estufa, é um tema bastante recente. Estimativas realizadas em Manitoba no Canadá sugerem que, por unidade de energia produzida e pela extensão da área inundada, o fluxo de CO_2 e CH_4 para a atmosfera provenientes de reservatórios hidrelétricos pode ser mais significativo que o de termelétricas movidas por combustíveis fósseis (Rudd et al., 1993). No entanto, Gagnon e Chamberland (1993) demonstraram que os estudos realizados por Rudd et al. (1993) não podem ser aplicados a todos reservatórios canadenses, tendo em vista que nestes foram considerados apenas reservatórios rasos e com relação área inundada/energia produzida 6-10 vezes maior que a maioria dos reservatórios na região. Quando levados em consideração reservatórios mais representativos, os sistemas geradores movidos a combustíveis fósseis contribuem de modo mais efetivo.

Svensson e Ericson (1993), estudando 4 rios que comportam reservatórios hidrelétricos na Suécia, concluíram que a utilização da relação área inundada/energia produzida pode não ser um bom indicador para os estudos

efetuados por Rudd et al. (1993), quando se considera a flutuação anual das áreas inundadas e das diferenças de vazão e tempo de retenção de cada sistema. Entretanto, esta relação fornece uma idéia geral da dimensão custo ambiental/benefício energético das usinas hidrelétricas.

A emissão de uma termelétrica é contínua, enquanto que em reservatórios é concentrada no tempo e decai durante um período muito inferior à sua vida útil. A partir deste ponto de vista, Rosa e Schaeffer (1996) sugerem que, a longo prazo, a contribuição de termelétricas para o efeito estufa seria relativamente maior que a das usinas hidrelétricas. Além disso, as macrófitas apresentam um elevada taxa de conversão de CO₂ atmosférico em matéria orgânica no processo de fotossíntese (Piedade et al., 1991). Talvez, em relação ao balanço do carbono, a quantidade de carbono emitido por reservatórios seja, ao longo dos anos, "equivalente" à quantidade de carbono fixado, tanto pelas macrófitas como pelo fitoplâncton. As termelétricas apresentam uma única direção de conversão: de derivados de petróleo em carbono inorgânico. Por esta óptica, as termelétricas, independente da quantidade emitida por reservatórios hidrelétricos, sempre serão fontes mais significativas e com maior potencial de poluição atmosférica.

As definições quanto ao modo de produção energética por uma unidade política devem considerar as alterações regional e global que os empreendimentos deverão provocar. As argumentações de Rosa e Schaeffer (1996) estão baseadas em modelos matemáticos, considerando apenas a biomassa proporcionada pela floresta inundada. Devido às suas características ecológicas, as macrófitas devem apresentar um papel importante na dinâmica do fluxo de CH₄ liberado para a atmosfera, por constituírem uma entrada

anual de matéria orgânica nos reservatórios, apesar da fixação fotossintética do CO₂ atmosférico.

2.3 - MÉTODOS DE AMOSTRAGEM E QUANTIFICAÇÃO DE CH₄

Atualmente estão disponíveis três métodos de medição das emissões de CH₄ em ecossistemas aquáticos: 1) a técnica por câmaras estáticas flutuantes (Copeland et al., 1964; Bartlett et al., 1988; Crill et al., 1988; Devol et al., 1988; Chanton et al., 1992; Yavitt et al., 1990; Duchemin et al., 1997); 2) cálculos baseados na concentração de gases dissolvidos na água e nos coeficientes de difusão (*Thin Boundary Layer approach* - TBL) (Liss e Slater (1974); Devol et al., 1987; Richey et al., 1988); e 3) medidas através de torres micrometeorológicas com sensores infravermelho (Canuel et al., 1997). As torres são aconselhadas para estudos de grande escala e existem algumas desvantagens como o custo de instalação e manutenção e a não detecção de fenômenos sutis, causados por pequenas flutuações no ecossistema (Canuel et al., 1997).

O modo mais comum de obtenção de amostras do fluxo de CH₄ na interface água/atmosfera é através do uso de câmaras estáticas flutuantes. Elas auxiliam o monitoramento da variação da concentração de um dado componente durante um curto período de tempo. Contrariamente às torres, as câmaras flutuantes permitem a medição da variação espacial dos fluxos entre habitats distintos de um mesmo ambiente, devido à sua fácil manipulação. Além disso, em função do baixo custo de fabricação, mais de uma câmara pode ser utilizada, ampliando a representatividade espacial (Duchemin et al., 1997). Algumas câmaras apresentam sensores acoplados que detectam a absorção da radiação eletromagnética na faixa do infravermelho pelo gás CH₄, permitindo uma quantificação de modo contínuo na própria estação de amostragem, bem como a

distinção entre os fluxos de CH₄ difusivo e ebuliente (Crill et al., 1988; Canuel et al., 1997).

Outro método de quantificação, também realizado por câmaras estáticas flutuantes, baseia-se na técnica de cromatografia gasosa. Este método, embora menos dispendioso, não permite discernir quantitativamente os fluxos difusivo e ebuliente (Canuel et al., 1997). As amostras de ar no interior das câmaras são tomadas em intervalos de tempo definidos por meio de seringas plásticas conectadas à câmara por um tubo cilíndrico, sendo as amostras posteriormente analisadas por cromatografia gasosa (Canuel et al., 1997).

A cromatografia é um método físico-químico de separação, em que os constituintes de uma amostra são particionados entre duas fases, uma estacionária e de grande área (líquida ou sólida) e a outra um fluido insolúvel que percola através da primeira (Ciola, 1985; Lehninger, 1989). De modo geral, o processo cromatográfico é produzido através de uma fase estacionária num tubo (coluna). A amostra é introduzida e a fase móvel (gás de arraste) é bombeada a uma velocidade constante. Com o passar da fase móvel as substâncias começam a migrar, de acordo com as interações de suas propriedades físico-químicas com as da fase móvel e as da estacionária. Todos os componentes da mistura inicial migram de modo diferenciado através da coluna e alcançam o detector em tempos diferentes. O detector registra a passagem de cada componente e emite um sinal elétrico (pico) para um sistema integrador de dados. A amplitude do pico emitido é proporcional a quantidade inicial do componente presente na mistura. Os princípios básicos de como os constituintes de uma amostra são separados podem ser encontrados em Ciola (1985) e Canuel et al. (1997).

Outra técnica bastante comum para a avaliação da emissão de GHG de ambientes aquáticos é realizada através do modelo da espessura da camada limite (TBL), pelo qual os fluxos de emissão difusivos podem ser calculados a partir de uma equação semi-empírica (Liss e Slater, 1974; Richey et al., 1988; Canuel et al., 1977)

$$F = D_{gás} \frac{(C - C_{eq})}{z} \quad (2.1)$$

onde F corresponde ao fluxo do gás entre a interface água-atmosfera, $D_{gás}$ ao coeficiente de difusão de um dado gás, z ao valor hipotético da espessura da película na interface água-atmosfera onde as trocas ocorrem, C_{eq} à concentração do gás no equilíbrio e C à concentração do gás na água. A relação $D_{gás}/z$ refere-se à velocidade de piston (comprimento.tempo⁻¹), dependente da velocidade do vento e da temperatura da água (Broecker e Peng, 1974).

Richey et al. (1988) calcularam a razão entre os fluxos difusivos de O₂, CO₂ e CH₄ na planície de inundação amazônica utilizando os valores de $D_{gás}$ obtidos em Broecker e Peng (1974) e os valores de z medidos na bacia amazônica através do uso de isótopos (Devol et al., 1987) para determinar a velocidade de piston. A concentração de equilíbrio C_{eq} foi obtida a partir do valor médio de concentração dos gases na troposfera utilizando as equações descritas em Stumm e Morgan (1981).

Duchemin et al. (1997), comparando os resultados dos fluxos de CH₄ no reservatório de Québec (Canadá) estimados a partir de câmaras estáticas flutuantes e a partir do modelo TBL, verificaram que o último subestima os valores do primeiro e que os fluxos calculados pelas duas abordagens são significativamente diferentes através de

análise de variâncias (ANOVA). Segundo o autor, esta variação entre os dois métodos pode ser explicada pelos erros e tendenciosidades inerentes à cada técnica, rejeitando a hipótese de que as diferenças sejam um reflexo da emissão real e que, na realidade, não se sabe ao certo qual deles é o mais preciso. Por outro lado, a variabilidade espacial e temporal dos fluxos é muito discrepante, o que dificulta avaliar a sensibilidade de cada método (Ballester, 1997a).

Com essas informações é possível concluir que, apesar dos avanços no conhecimento dos princípios físicos que regem as trocas de gases na interface água-atmosfera, métodos mais precisos para obtenção de fluxos de gases traços, como o CH_4 , ainda estão por serem desenvolvidos. Para a utilização do modelo TBL várias condições devem ser assumidas, as quais nem sempre refletem a natureza real e momentânea do ambiente.

Nas câmaras estáticas flutuantes com quantificação através de cromatografia gasosa, por se tratar de um método relativamente rudimentar, vários problemas podem surgir como por exemplo a falta de linearidade na série temporal das câmaras (Yavitt et al., 1990). Deste modo, devido ao aumento da necessidade de se avaliar a quantidade de gases traços emitida por diferentes ambientes, tecnologias mais precisas — porém mais dispendiosas —, como as câmaras com sensores infravermelho, devem ser desenvolvidas e custeadas.

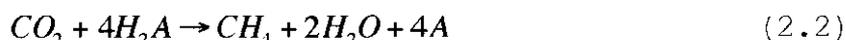
2.4 - AMBIENTES ALAGÁVEIS COMO FONTES DE CH_4

Análises realizadas em bolhas de ar aprisionadas em geleiras revelaram que houve um incremento da concentração de CH_4 nos últimos 200 anos (Stauffer et

al., 1985). A concentração atmosférica de CH₄ aumentou de 1,520 partes por milhão (ppm) em janeiro de 1978 para 1,684 ppm em setembro de 1987 (Blake e Rowland, 1988), resultando em uma taxa anual de aumento de 1,2 a 1,9% ao ano. Embora a concentração atmosférica de CH₄ seja muito menor que as concentrações dos mais importantes GHG, o vapor d'água e o CO₂, seu potencial de aquecimento da atmosfera é muito mais elevado (van der Gon e Neue, 1994).

Este aumento do CH₄ atmosférico parece estar relacionado ao crescimento populacional e das atividades humanas. Simultaneamente, vêm ocorrendo uma diminuição do radical hidroxila (OH), o principal responsável pela remoção do CH₄ na troposfera (Fung et al., 1991; Tyler et al., 1994; Alvalá, 1995). Estudos sobre a ciclagem atmosférica do CH₄ têm enfatizado a necessidade de indentificação das diferentes fontes de CH₄ e de suas contribuições relativas para o CH₄ atmosférico total. Entre os principais ambientes favoráveis à metanogênese destacam-se as áreas alagáveis (Fung et al., 1991; Roulet e Matthews, 1993; Romanowicz e Siegel, 1995). As vias mais comuns da metanogênese em áreas inundadas são:

- Redução de CO₂ com moléculas orgânicas doadoras de prótons



- Descarboxilação (fermentação) do ácido acético



A taxa de produção de CH₄ e CO₂ no sedimento é influenciada por vários fatores. Em plantações de arroz a elevação da temperatura de 20 para 35 °C aumenta a formação de CH₄ e CO₂ (van der Gon e Neue, 1995). A adição de material

orgânico amplifica esta produção tanto por redução (equação 2.2) como por fermentação (equação 2.3), mas a magnitude do fluxo de CH_4 , induzida por esta adição, pode variar muito em diferentes partes do globo, devido às diferenças dos tipos de solo, regime hidrológico e fatores climáticos como temperatura e radiação solar, os quais influenciam o metabolismo das metanobactérias (van der Gon e Neue, 1995).

Em ecossistemas aquáticos, parte do CH_4 dissolvido na coluna d'água pode ser oxidado, formando CO_2 , o qual, dependendo de uma série de fatores, pode ser utilizado na metanogênese (equação 2.2), apesar de ser uma via bem menos comum (Ballester, 1997b). Quando a água apresenta mercúrio (Hg^{2+}), originário de regiões de extração aurífera, da atmosfera ou da decomposição natural de solos podzólicos, pode ocorrer a formação de metilmercúrio, composto altamente tóxico e cumulativo na cadeia alimentar (Figura 2.3) (Forsberg, 1997).

Áreas alagáveis possuem uma forte influência no ciclo global do gás CH_4 (Bartlett et al., 1988; Roulet e Matthews, 1993; Hecky et al., 1996). A variabilidade espacial e temporal nas taxas de produção, oxidação e transporte de CH_4 em diferentes tipos de áreas alagáveis introduz incertezas em extrapolações de medições em pontos de coleta isolados. No entanto, a estrutura da vegetação e a dinâmica hidrológica e climática desses ambientes permitem um agrupamento lógico desses ecossistemas, contribuindo para a estimativa global de emissão de CH_4 para a troposfera (Roulet e Matthews, 1993).

Sua distribuição ocorre entre várias regiões eco-climáticas. A maior parte está localizada nas zonas tropical, boreal e subártica. Cada região compreende uma grande variedade de áreas alagáveis. Embora as diferenças

nos fluxos de cada zona alagável possam variar em diversas ordens de magnitude, existe um grande consenso a respeito da emissão de CH₄ total para a atmosfera oriunda de áreas alagáveis. Esta emissão está atualmente estimada em cerca de 20 a 30% do total emitido por ambientes naturais (80% do total), tornando estas regiões significativas fontes de CH₄ para a troposfera (Fung et al. 1991; Roulet e Matthews, 1993).

Todavia, tais estimativas estão baseadas em poucas e esparsas medições de campo e são mínimos os dados disponíveis referentes às emissões de regiões alagáveis nos trópicos, como por exemplo a planície de inundação amazônica e a região do Pantanal matogrossense (Devol et al., 1988). Nas regiões localizadas entre 20°N e 30°S o fluxo foi estimado em 66 TgCH₄.ano⁻¹, 60% do total estimado para áreas alagáveis (Roulet e Matthews, 1993). Estes dados referem-se ao período de 1989 a 1992, necessitando amostragens adicionais para confirmação desses resultados (Bartlett e Harris, 1993).

2.4.1 - EMISSÃO DE CH₄ PELA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO AMAZÔNICA

A bacia amazônica cobre uma extensão de aproximadamente 7 x 10⁶ km² na faixa do Equador. A precipitação em sua parte central varia de 2.000 a 3.000 mm.ano⁻¹ (Piedade et al., 1992). O regime dos rios é governado pela dinâmica da precipitação, a qual é dependente do comportamento da circulação geral da atmosfera. Cortada pelo Equador em sua porção extremo-norte, a bacia amazônica sofre a influência do regime pluvial dos dois hemisférios (IBGE, 1977).

A alternância de períodos chuvosos ao sul e ao norte da bacia garante uma entrada anual constante de água

no Rio Amazonas, fazendo com que as oscilações do nível de suas águas apresentem uma amplitude bem menor, caso fosse subordinado a um único regime pluvial (IBGE, 1977). A amplitude anual de 10 m ou mais entre níveis máximos e mínimos do Rio Amazonas e seus principais tributários ocasiona o alagamento de cerca de 300.000 km² das terras baixas da Amazônia (Junk e Piedade, 1993).

Estudos sobre o comportamento da planície de inundação amazônica quanto à emissão de CH₄ foram realizados de julho a agosto de 1985 (posterior às enchentes), como parte do estudo da *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) *Amazon Boundary Layer Experiment/Amazon Ground Experiment* (ABLE/AGE 2A) e parte do *Carbon in the Amazon River Experiment* (CAMREX), realizado pela Universidade de Washington e Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA-USP). Estes estudos foram pioneiros na avaliação do fluxo de CH₄ da planície como um todo (Devol et al., 1988) e para regiões compartimentalizadas, como os lagos Calado (Crill et al., 1988; Bartlett et al., 1988), Cabaliana, Marrecão e Pesqueiro (Bartlett et al., 1988).

Bartlett et al. (1988) identificaram três habitats principais quanto à emissão de CH₄ na planície de inundação amazônica: águas abertas, floresta inundada e macrófitas aquáticas, cujas emissões médias estimadas foram 27,0 mgCH₄.m⁻².d⁻¹ (± 4,7; n=41), 192,0 mgCH₄.m⁻².d⁻¹ (± 26,8; n=90) e 230,0 mgCH₄.m⁻².d⁻¹ (± 72,2; n=55), respectivamente. Da mesma maneira, os estudos de Crill et al. (1988) e Devol et al. (1988) demonstram que as áreas ocupadas por macrófitas aquáticas apresentam emissões de CH₄ mais elevadas.

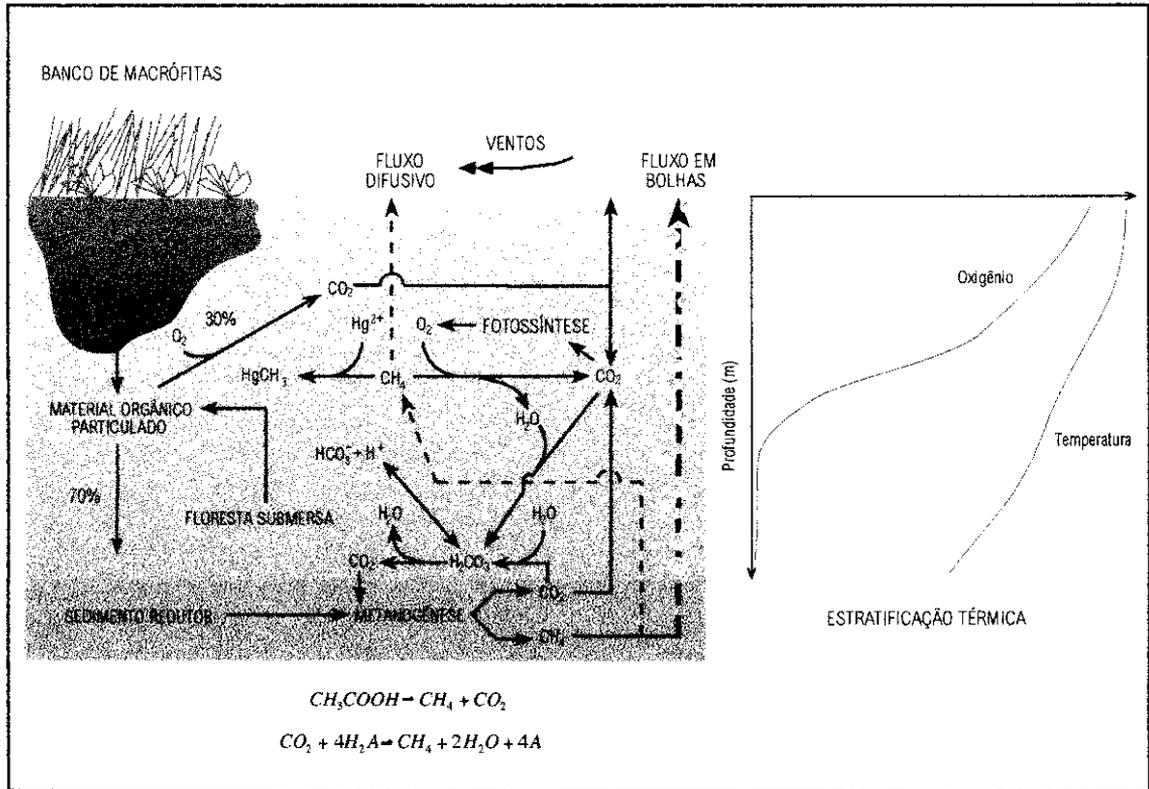


Fig. 2.3 - Processos físicos, químicos e biológicos relacionados à metanogênese e transporte do CH₄ na Amazônia.

A Figura 2.3 apresenta de forma esquemática as variáveis envolvidas no processo de formação e transporte do CH₄. Devido à intensa insolação e altas temperaturas durante todo o ano, as taxas de produtividade primária e de decomposição nesta região são bastante acentuadas (Bartlett et al., 1988). Estudos em laboratório com diferentes espécies de macrófitas aquáticas, dentre elas algumas espécies encontradas também na região amazônica, mostram que 30% em média do material orgânico particulado na coluna d'água, proveniente da senescência dessas plantas, é decomposto rapidamente. O restante, material mais refratário, é depositado no sedimento, sendo a mineralização por processos anaeróbicos (Bianchini Jr., 1997), entre eles

eles a metanogênese, caso a coluna d'água esteja estratificada e o sedimento anóxico (Figura 2.3).

Os processos de emissão de CH_4 do sedimento para atmosfera podem ser difusivos ou ebulientes (Figura 2.3). Em áreas onde a ocupação por plantas aquáticas é mais constante ao longo dos anos, com aporte acentuado de material orgânico para o sedimento, a concentração de CH_4 ultrapassa a saturação e a emissão ebuliente torna-se mais frequente. Além disso, o fluxo difusivo é limitado pela estratificação térmica e química da coluna d'água, formando estratos heterogêneos quanto à densidade (Figura 2.3) (Bartlett e Harris, 1993; Crill et al, 1988; Bartlett et al., 1988).

A metanogênese pode diminuir em regiões de baixa profundidade com ventos intensos e em períodos noturnos, fatores que promovem a desestratificação da coluna d'água (Crill et al, 1988). Já o fluxo de CH_4 é linearmente proporcional à intensidade dos ventos, com rupturas na linearidade com velocidades acima de 3 m.s^{-1} e quando ocorre a formação de ondas (Duchemin et al., 1997). Quanto à profundidade Ballester (1994) encontrou relação inversa entre o fluxo e a profundidade da coluna d'água, gerada pela pressão da massa da coluna d'água exercida sobre o sedimento.

2.5 - MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA AMAZÔNIA: AMBIENTES NATURAIS E RESERVATÓRIOS

Cerca de 20% de toda bacia amazônica pode ser classificada como ambientes alagáveis. Estas incluem uma grande variedade de habitats, os quais são adequados para o desenvolvimento de macrófitas aquáticas, como por exemplo

planícies de inundação, lagos, igarapés, áreas de pântanos, lagos rasos, etc (Junk e Howard-Williams, 1984).

As macrófitas aquáticas são de grande importância para a produtividade primária de ecossistemas aquáticos. Na Amazônia um grande número de plantas pode ser includido na categoria de macrófitas. As flutuações dos níveis de rios e tributários inundam grandes áreas, tornando difícil inferir se uma planta   aquática com adaptações para sobreviver   períodos de seca, ou terrestre adaptada   época de cheia (Junk e Howard-Williams, 1984).

A dinâmica hidráulica de áreas alagáveis na Amazônia, governada pelo regime sazonal de precipitação, determina o padrão de distribuição e sobrevivência das macrófitas, o qual é acentuadamente influenciado por períodos de seca. Quando os níveis de água diminuem a maioria das plantas que cresceram durante a época de cheia secam e morrem (Junk e Howard-Williams, 1984).

Algumas espécies apresentam características reprodutivas, como a produção de sementes, esporos e propágulos. A reprodução vegetativa associada às elevadas taxas de reprodução e curto ciclo de vida é o mecanismo utilizado por algumas espécies estritamente aquáticas flutuantes como *Salvinia auriculata*, *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, para compensar as deficiências nesses ambientes instáveis (Junk e Howard-Williams, 1984). Estes mecanismos, mais a elevada produtividade primária, são características de plantas pioneiras, com a capacidade de colonizar ambientes alterados, na fase inicial do processo denominado sucessão ecológica (Junk e Piedade, 1993; Odum, 1983).

Algumas macrófitas na Amazônia são do grupo das C_4 (Piedade et al., 1991), as quais apresentam elevada eficiência de conversão de energia solar em matéria orgânica. A distribuição desses grupos está associada às elevadas temperaturas e intensidades luminosas. Na planície de inundação amazônica, as mais importantes espécies perenes aquáticas e semi-aquáticas, *Echinochloa polystachya* e *Paspalum fasciculatum* (com ocorrência na UHE Tucuruí), apresentam esse tipo de metabolismo (Piedade et al., 1991; Piedade et al., 1994). Estudos em regiões temperadas sugerem que o bicarbonato (HCO_3^-) dissolvido na água também pode ser absorvido pelo parênquima de indivíduos jovens de *Scirpus lacustris* e utilizado no processo fotossintético (Singer et al., 1994). Por estas características, a comunidade de macrófitas não devem ser responsáveis apenas pela emissão, mas também pela fixação de carbono.

A Amazônia apresenta características hidrológicas propícias para a formação de reservatórios hidrelétricos, os quais comportam-se como excelentes habitats para o desenvolvimento de macrófitas aquáticas. Sua distribuição é função direta da quantidade de nutrientes, sendo as zonas litorâneas as mais ocupadas. O crescimento também é bastante acentuado na desembocadura dos afluentes, devido ao melhor abastecimento de nutrientes (Junk e Mello, 1990).

As represas formadas em rios amazônicos podem ser ocupadas por macrófitas durante e logo depois do represamento. Porém, depois de um período de alguns meses até poucos anos de intenso crescimento, dependendo da disponibilidade de nutrientes no reservatório, o número de plantas pode diminuir drasticamente (Junk e Mello, 1990). O primeiro reservatório amazônico foi formado no Rio Curuá-Una, um tributário do Rio Amazonas próximo de Santarém

(Pará). Foram identificadas espécies como *Eichhornia crassipes*, *Pistia strationes*, *Scirpus cubensis* e *Paspalum repens* (Junk e Howard-Williams, 1984). As relações entre problemas causados pela proliferação de macrófitas em reservatórios hidrelétricos são apresentados na Figura 2.4.

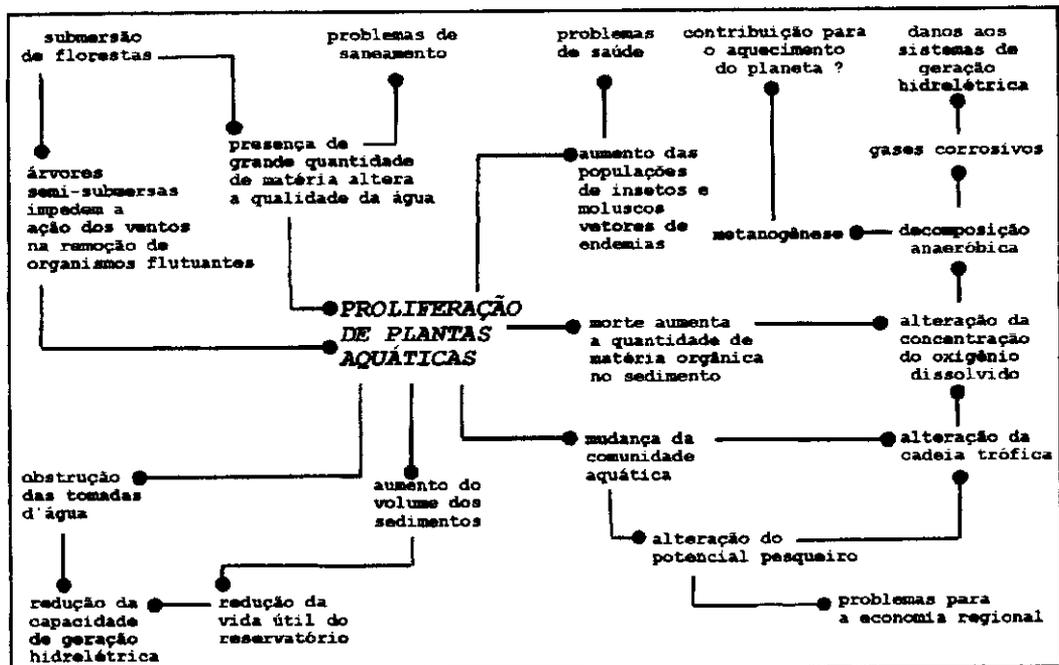


Fig. 2.4 - Panorama da atuação negativa da ocupação excessiva por macrófitas aquáticas em reservatórios hidrelétricos.

FONTE: adaptada de Müller (1995), p.204.

De modo geral, as plantas aquáticas não devem ser vistas única e exclusivamente como agentes negativos, pois são responsáveis por criação de nichos adequados para reprodução e abrigo de peixes, aves e reptéis (Esteves, 1988). Além disso, a ocupação nos tributários pode promover uma retenção (concentração) significativa de nutrientes que deveria se distribuir por todo o reservatório, alterando a qualidade da água e de seu estado trófico. Com relação ao ciclo do carbono, ao mesmo tempo em que sua senescência promove um aporte de material orgânico para a metanogênese,

parte do CO₂ atmosférico é fixado no processo fotossintético.

2.5.1 - MACRÓFITAS NO RESERVATÓRIO DA UHE TUCURUÍ

Estudos sobre as comunidades de macrófitas aquáticas flutuantes no sistema Tocantins-Araguaia foram realizados cerca de dois anos antes da formação do reservatório de Tucuruí. As espécies identificadas com maior frequência foram *Eichhornia crassipes*, *Eichhornia azurea*, *Scirpus cubensis*, *Pistia stratiodes* e *Salvinia auriculata* (Mera, 1982).

Abdon e Figueiredo (1989) realizaram estudos para a identificação de áreas ocupadas por macrófitas numa porção do reservatório da UHE Tucuruí a partir do "índice de vegetação" (INDVEG), derivado da diferença normalizada das bandas 3 e 4 (Gallo e Daughtry, 1987) do sensor TM Landsat 5. De acordo com a distribuição multimodal dos histogramas de frequência das imagens INDVEG foram definidos intervalos de números digitais (ND) associados às diferentes coberturas vegetais no entorno e interior do reservatório. Estes intervalos de ND foram então utilizados no treinamento de pixels dos atributos espectrais 3, 4 e INDVEG para classificação digital supervisionada.

Abdon e Meyer (1990), fundamentados na metodologia utilizada por Abdon e Figueiredo (1989), analisaram a variação espacial e temporal da distribuição de macrófitas na UHE Tucuruí durante o período de estiagem (junho/julho) dos anos de 1986 a 1989. Constatou-se que, de modo geral, houve um decréscimo na área de ocupação por macrófitas neste período. A porção mais ao norte do reservatório apresentou maiores índices de redução. Por outro lado, na porção mais ao sul, as áreas ocupadas pela

vegetação flutuante tiveram um aumento, particularmente nas desembocaduras dos tributários. Nas regiões próximas à calha central do reservatório ocorreu um grande desaparecimento de macrófitas, possivelmente relacionado ao menor tempo de residência da água e maior atuação de ventos e ondas nestas localidades.

Os estudos de diferenciação dos gêneros de macrófitas no reservatório de Tucuruí (Abdon e Meyer, 1991), mostraram que em julho de 1989 as principais espécies encontradas em trabalho de campo foram *Salvinia* sp, *Scirpus* sp e *Pistia* sp. Exemplares de *Salvinia* sp foram encontrados formando um tapete homogêneo em regiões protegidas de vento. A vegetação estava densamente agrupada e as folhas estavam em sua maioria na coloração marrom. O *Scirpus* sp estava colonizando o tapete formado pela *Salvinia* sp, podendo ser observados grupos de diferentes densidades.

De acordo com Junk e Howard-Williams (1984) a população de *Salvinia* sp funciona como substrato para o *Scirpus* sp, formando os chamados "matupás". Ambos gêneros eram os mais abundantes no reservatório. A *Pistia* sp formava um tapete de plantas homogêneo, bem como associada com *Salvinia* sp. Nesse período essas plantas apresentaram folhas vigorosas com uma coloração verde e sinais de herbivoria. Com menor ocorrência foram observados outros gêneros como *Eichhornia* sp, *Utricularia* sp, *Ludwigia* sp e *Typha* sp (Abdon e Meyer, 1991).

2.5.2 - COMPORTAMENTO ESPECTRAL DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Entende-se por comportamento espectral de alvos a interação da radiação eletromagnética com o meio físico e biótico, principalmente no que se refere à reflectância (Steffen, 1995). O estudo do comportamento

espectral de alvos tem sua importância nas pesquisas em sensoriamento remoto, dado que os sensores orbitais desenvolvidos captam a energia radiante refletida/emitida pela superfície terrestre.

A clorofila, substância presente no parênquima das folhas, é o pigmento responsável pelo processo de fotossíntese, pelo qual parte da energia solar é convertida em energia química, com a utilização do CO₂ atmosférico. Nos diversos grupos vegetais ocorrem diferentes composições de clorofilas. Entretanto, a clorofila-a ocorre em todo o reino vegetal. A clorofila-a apresenta duas bandas de absorção da radiação em 430 e 665 nm (Margalef, 1982).

Outra característica da vegetação é a alta reflectância na faixa do infravermelho próximo (700-1000 nm). A energia nesta faixa é espalhada ou refletida pela descontinuidade dos índices de refração das folhas, sendo a interface parede celular/espacos aéreos internos a mais importante. A reflectância no infravermelho próximo e médio (1.550-1.750 nm) diminui em plantas bem hidratadas, provocando um aumento na interface parede celular/espacos aéreos internos. A maturidade das folhas também influencia a reflectância, sendo que folhas jovens refletem relativamente menos no infravermelho (Kinipling, 1970; Gausman, 1974; Cibula et al., 1992).

Best et al. (1981) determinaram o comportamento espectral de 10 espécies diferentes de plantas aquáticas do Hemisfério Norte. Para todas as espécies em distintos estádios fenológicos a reflectância na faixa do infravermelho (700-800 e 800-1100 nm) foi relativamente maior quando comparada à reflectância no espectro visível (500-600 e 600-700 nm).

Estudos na Carolina do Sul (EUA) com fotografias aéreas mostraram que as plantas flutuantes podem ser distinguidas por diferentes matizes de vermelho com texturas suave ou rugosa. A partir de dados de campo foi observado que esses resultados estavam relacionados aos diferentes estádios fenológicos entre uma mesma espécie e às diferenças nas dimensões, geometrias e orientações entre espécies distintas (Jensen e Davis, 1987).

Abdon e Meyer (1991) analisaram o "comportamento espectral" de *Salvinia* sp, *Scirpus* sp e *Pistia* sp utilizando dados digitais do sensor TM (visada nadir). Em termos relativos, a *Salvinia* sp apresentou os valores de ND mais baixos na faixa do infravermelho próximo (760-900 nm) e médio (1.550-1.750 nm). A *Pistia* sp mostrou o mais alto valor de ND no infravermelho próximo, mas na faixa do infravermelho médio o valor de ND diminuiu bruscamente. O *Scirpus* sp apresentou valores elevados de ND tanto no infravermelho próximo como no médio. Na faixa do visível (520-600 nm) os maiores valores de ND foram de *Scirpus* sp, seguidos dos valores de ND para *Salvinia* sp e *Pistia* sp. O comportamento espectral de algumas espécies de macrófitas na UHE Tucuruí em outubro de 1993 é mostrado na Figura 2.5 (Mantovani et al., dados não publicados). Similarmente aos estudos de Abdon e Meyer (1991), o *Scirpus* sp e a *Salvinia* sp apresentaram alta e baixa reflectância no infravermelho, respectivamente.

A figura 2.6 mostra uma composição colorida TM na desembocadura dos Rios Pucuruí e Repartimento, margem esquerda do reservatório de Tucuruí, obtida em junho de 1992. As macrófitas podem ser identificadas no interior do reservatório, onde o preto representa a superfície livre da água.

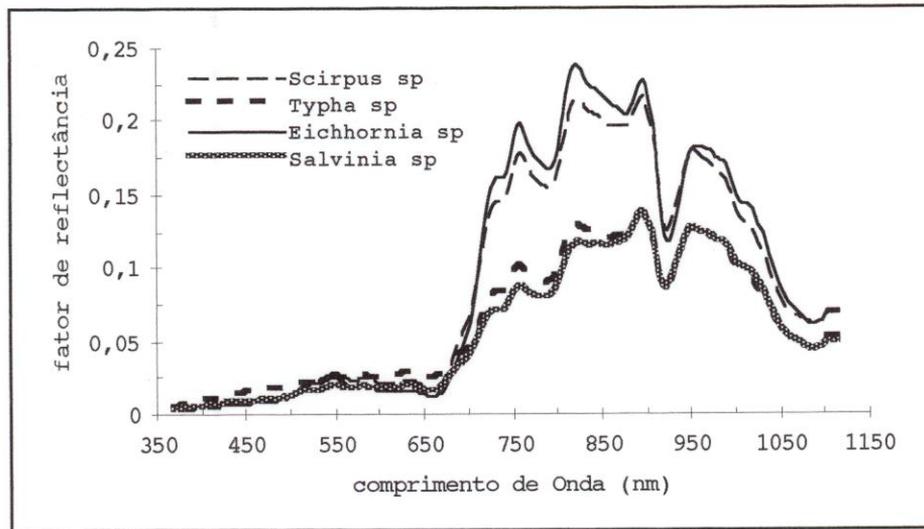


Fig. 2.5 - Comportamento espectral de macrófitas aquáticas flutuantes no reservatório da UHE Tucuruí.
 FONTE: Mantovani (comunicação pessoal, 1997).

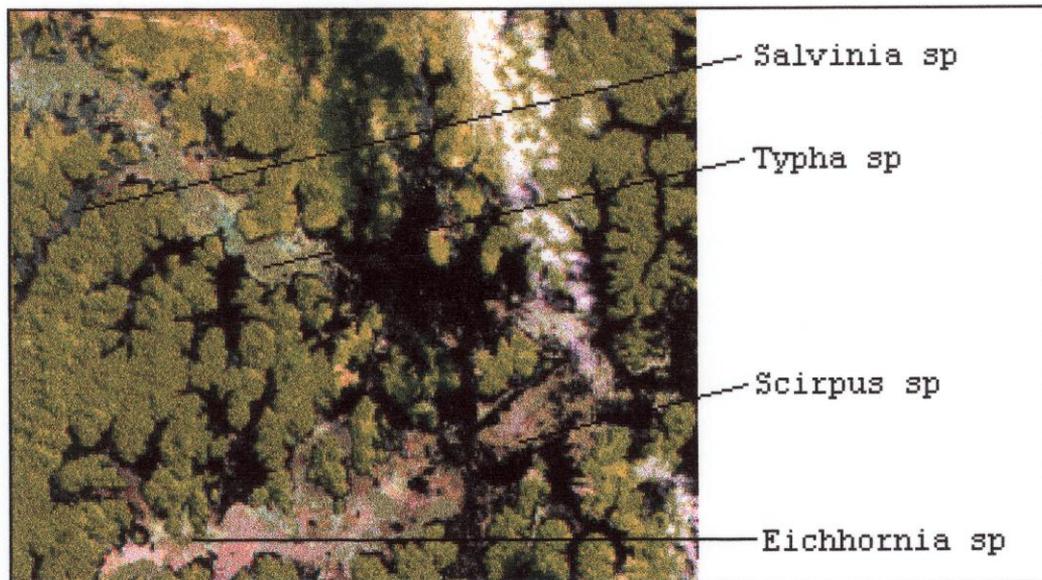


Fig. 2.6 - Composição colorida R5, G4 e B3 na região dos Rios Pucuruí e Repartimento, margem esquerda do reservatório da UHE Tucuruí.

A cobertura vegetal no entorno do reservatório apresenta-se na coloração verde, resultado da alta

reflectância de floresta na banda 4. Por outro lado, as plantas aquáticas apresentam reflectâncias variadas em função da composição de espécies e dos estádios fenológicos. As diferenças quanto à reflectância na banda 4 permitem distinguir visualmente o que é floresta do que é planta aquática e água.

2.6 - INTEGRAÇÃO E MANIPULAÇÃO DE DADOS DIGITAIS

O processo de classificação de imagens permite descrever entidades abstraídas pelo sistema visual humano (Estes et al., 1983). Os mapas elaborados a partir da classificação de imagens em função de atributos espaciais e espectrais representam características no terreno que podem ser modeladas através de um SIG (Burrough, 1986). Um SIG possibilita a integração numa única base de dados de informações geográficas provenientes de fontes diversas tais como dados cartográficos e imagens de satélite, bem como a recuperação, manipulação e visualização destes dados, através de algoritmos de manipulação e análise (Câmara et al., 1996).

2.6.1 - PROCESSAMENTO DE IMAGENS DE SATÉLITE

O pré-processamento de imagens refere-se ao processamento dos dados brutos para a calibração radiométrica de uma imagem, correção de distorções geométricas e remoção de ruídos (Schowengerdt, 1983). O georeferenciamento de uma imagem é realizado a partir do reconhecimento de feições num mapa convencional ou numa imagem previamente registrada e na imagem a ser corrigida. As feições mais facilmente detectadas pelo sistema visual humano, tanto no mapa quanto na imagem de mesma escala, podem ser cursos d'água, áreas urbanas e estradas. A partir desses objetos é possível definir um conjunto de pontos de

controle, os quais são utilizados para referenciar a imagem, adotando um determinado sistema de projeção cartográfica, (Chuvieco, 1990).

As imagens do sensor TM são calibradas radiometricamente através de coeficientes de pré-lançamento (Chen, 1996). Na maioria dos estudos multitemporais, além da calibração é sugerida uma retificação radiométrica entre as datas de aquisição dos dados, devido às diferenças na densidade óptica da atmosfera, na geometria de iluminação, na fase de degradação do sensor ou na utilização de sistemas sensores distintos (Markham e Barker, 1987; Price, 1987; Hall et al., 1991).

As informações do sensor TM são caracterizadas por ND que não representam diretamente unidades físicas como radiância e reflectância. Entretanto, os ND podem ser utilizados em certas aplicações que se baseiam em diferenças internas de uma imagem, como identificação, mapeamento e classificação. As técnicas numéricas mais comuns de classificação baseiam-se exclusivamente nos valores dos ND da imagem (Price, 1987; Chen, 1996), sendo a retificação radiométrica neste estudo desnecessária.

A classificação de imagens digitais em sistemas computacionais é realizada através do reconhecimento de padrões nos dados obtidos por sensores orbitais. Toda imagem digital compõe-se de uma matriz bidimensional de dados, onde cada elemento da matriz ou pixel está relacionado com o menor elemento de resolução do detector do sistema sensor. Cada pixel representa uma informação (ND), a qual é função da radiância recebida pelo sistema sensor. Na maioria dos casos o reconhecimento de padrões é realizado pelo processamento da informação de cada pixel independentemente (classificação pixel a pixel). Esse

tipo de classificação pode ser baseada em funções de densidade de probabilidade ou apenas em modelos determinísticos (Haralick e Fu, 1983).

O procedimento de classificação pixel a pixel é função dos atributos espectrais dos pixels (ND) no espaço de atributos multiespectral. O algoritmo de classificação, através de um limiar ou regra de decisão, determina se um pixel qualquer pertence ou não a algumas das classes definidas pelos pixels de treinamento ou, nas classificações não supervisionadas, definidas pelo próprio algoritmo (Schowengerdt, 1983; Richards, 1986; Burrough, 1986).

Os sistemas de classificação atuais descrevem entidades que eram abstraídas pelo ser humano a partir de observações de campo e da interpretação de fotografias aéreas. O reconhecimento dessas entidades em imagens de satélite está baseado em parte nas diferenças de cor e tonalidade, bem como em atributos espaciais complexos de padrões, tamanho, forma, textura e contexto, os quais não são considerados na classificação pixel a pixel (Estes et al., 1983; Davis e Simonett, 1991).

A implementação de algoritmos que utilizam, além dos dados multiespectrais, atributos espaciais da cena tem resultado em melhores classificações, como por exemplo os algoritmos de segmentação de imagens (Bryant, 1990; INPE, 1996). A segmentação de imagens é o processo pelo qual um computador traduz a descrição original de uma imagem que pode ser dividida em diferentes regiões simplesmente pela distribuição espacial dos ND (Wilson e Spann, 1988).

A segmentação por crescimento de regiões é uma tentativa de tomar como parâmetros, de uma única vez distância, espaço e propriedades de similaridade (Wilson e

Spann, 1988). O classificador por regiões utiliza, além da informação espectral de cada pixel, a informação espacial que envolve a relação com seus vizinhos, procurando simular o comportamento de um foto-intérprete, reconhecendo áreas homogêneas na imagem. A informação de um detector de borda é utilizada inicialmente para separar regiões e as propriedades espaciais e espectrais determinam o padrão de união de áreas com texturas similares (INPE, 1996).

2.6.2 - ÁLGEBRA DE MAPAS - LÓGICA BOOLEANA

Qualquer SIG deve permitir a recuperação de informações segundo critérios de natureza espacial e não espacial. As informações sobre o mundo real podem ser espacializadas na forma de imagem ou de objetos (por exemplo, as classes de um mapa temático) (Medeiros e Câmara, 1996). Entre os operadores lógicos aplicáveis ao modelamento destas informações estão as operações booleanas. As operações de lógica booleana utilizam operadores, tais quais *E*, *OU*, *NOU* e *NÃO* para verificar se uma condição particular é verdadeira ou falsa (Burrough, 1986). No caso de imagens multitemporais classificadas, as manipulações por operações booleanas permite a recuperação de informações anteriormente restritas a cada imagem. A partir dessas operações é possível extrair informações de modo que um único mapa derivado de todas as imagens classificadas possa conter todas as informações de interesse.

CAPÍTULO 3MATERIAL E MÉTODOS3.1 - METODOLOGIA DE PROCESSAMENTO DAS IMAGENS

As etapas de processamento das imagens são descritas de modo esquemático na Figura 3.1.

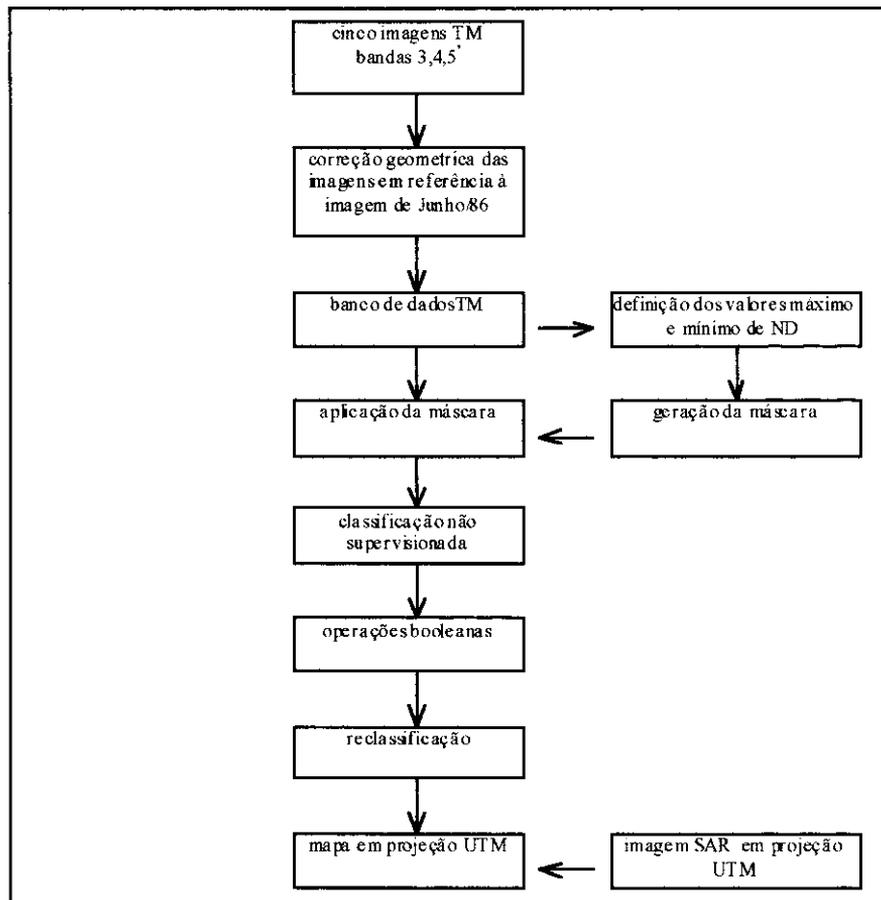


Fig. 3.1 - Diagrama de processamento das imagens.

O método foi delineado de modo a torná-lo o mais prático e eficiente possível, permitindo reduzir o tempo e o custo de armazenamento e processamento. As técnicas utilizadas são bastante simples, o que, de certo

modo, viabiliza e facilita sua reprodução para outros reservatórios na Amazônia.

3.1.1 - SELEÇÃO DE IMAGENS/BANDAS

O reservatório da UHE Tucuruí teve sua inauguração em novembro de 1984. A ocupação por plantas aquáticas teve início com a decomposição da floresta inundada e um dos fatores que intensifica sua proliferação é a manutenção do nível do reservatório na cota normal de operação durante a maior parte do ano (Figura 2.2).

A qualidade de imagens TM obtidas na Amazônia é limitada pela cobertura de nuvens, sendo as melhores imagens adquiridas entre junho e agosto, quando a nebulosidade sofre um decréscimo. Na região de Tucuruí as imagens com menor percentual relativo de nuvens são obtidas no período seco, mesma época em que o reservatório está em sua cota normal de operação e a ocupação por macrófitas aquáticas flutuantes é mais expressiva.

A partir dessas informações foram selecionadas 5 imagens referentes à órbita 224, ponto 63 (Tabela 3.1).

TABELA 3.1 - DADOS TEMPORAIS E QUALITATIVOS DAS IMAGENS

<u>DATA DE AQUISIÇÃO</u>	<u>COBERTURA DE NUVENS (%)</u>
22/06/86	0
14/08/88	10
19/07/90	30
22/06/92	20
30/07/94	0

Os quadrantes C e D das imagens compreendem quase a totalidade do reservatório. A imagem de 1990 é a única que apresenta quantidade significativa de nuvens no quadrante D. Para os objetivos propostos as bandas

selecionadas foram as 3, 4 e 5, tendo em vista as diferenças significativas nessas bandas quanto aos ND de macrófitas e da vegetação terrestre (Figura 2.6).

3.1.2 - CORREÇÃO GEOMÉTRICA E GEOREFERENCIAMENTO

O processo de retificação geométrica e georeferenciamento seria realizado a partir de uma imagem SAR do RADARSAT previamente corrigida e referenciada. Neste processo, as imagens de 30 m de resolução espacial passariam a 12,5 m, o que ampliaria acentuadamente o tamanho do banco de dados e o tempo de processamento. Para contornar esse problema todo processamento para geração do mapa de distribuição espacial e temporal de macrófitas foi realizado antes da correção geométrica e georeferenciamento com a imagem SAR. As imagens selecionadas foram "retificadas" geometricamente entre si em relação à imagem de 1986. Os pontos de controle para a correção geométrica e georeferenciamento do mapa final em relação à imagem SAR foram obtidos a partir da composição colorida R3G4B5 da imagem de 1986.

3.1.3 - GERAÇÃO DA MÁSCARA DO RESERVATÓRIO E CLASSIFICAÇÃO DIGITAL

Antes de definir o método de classificação a ser utilizado, foram realizados testes de classificação pixel a pixel e de segmentação por crescimento de regiões na imagem apresentada na Figura 2.6. Quando comparados com fotografias aéreas, verificou-se que todos os métodos tinham como resultados insatisfatórios a confusão entre as classes macrófitas aquáticas, vegetação terrestre, solo exposto e nuvens.

A aplicação de máscaras (ou bitmaps) é um artifício empregado em sistemas de classificação de imagens multitemporais para facilitar e melhorar os resultados de classificação. Jensen et al. (1993) utilizaram uma máscara digitalizada manualmente para selecionar em imagens multitemporais uma área inudável dos EUA. Com este procedimento foi possível avaliar as mudanças na composição das macrófitas naquela região por processos de classificação de imagens.

Várias tentativas para geração de uma máscara sobre o reservatório foram realizadas. A digitalização manual foi descartada de imediato, em função do padrão fractal e da extensão perimetral do reservatório. O método que apresentou bom resultado foi praticamente automático.

Inicialmente foi selecionada a banda que melhor define as diferenças entre o que está e o que não está dentro do reservatório. A radiação eletromagnética na faixa do infravermelho é absorvida pelas moléculas de água, enquanto que é refletida pelo solo e pela vegetação terrestre. Por esta razão optou-se pela banda 4 do sensor TM (Figura 2.5).

Inspecionando a banda 4 da imagem de 1986 pode-se observar que os ND das plantas aquáticas eram relativamente menores quando comparados aos ND da vegetação terrestre. Assim, em toda a imagem, os ND mais baixos estavam distribuídos principalmente no interior do reservatório. Foram então definidos os valores máximos e mínimos de ND no interior do reservatório através de amostras de pixels referentes à macrófita e água. Definiu-se o intervalo de 0 a 50, o qual foi agrupado (fatiado) para ND=1. O intervalo de 51 a 255 foi fatiado para ND=0.

O resultado obtido foi visualmente, com a aplicação de contraste, bastante satisfatório, sendo que algumas áreas do entorno ainda apresentavam valores de DN=1. Estas foram retiradas uma a uma multiplicando pequenos bitmaps criados manualmente com valores 0.

A exatidão do método de aplicação de máscaras depende da qualidade da correção geométrica do conjunto de imagens (Jensen et al., 1993). Como grande parte dos pontos de controle são obtidos nas margens do reservatório, a flutuação do nível da água é um fator que pode comprometer o registro entre as imagens e a aplicação das máscaras. No caso de Tucuruí, os valores das cotas do reservatório das imagens utilizadas eram bastante próximos, viabilizando, de modo geral, a aplicação da máscara.

A máscara foi multiplicada pelo conjunto de imagens corrigidas geometricamente. Foi possível observar que algumas áreas da margem do reservatório estavam presentes. Para retirá-las foi aplicado um filtro de mediana 3x3. Com este procedimento, cada banda de cada data apresentava apenas os ND de água e macrófitas, os quais são facilmente discretizados, principalmente nas bandas 4 e 5. Assim, a classificação foi realizada com as bandas 3, 4 e 5, utilizando o classificador pixel a pixel não supervisionado k-means. Este é um dos algoritmos de classificação mais simples, baseado na comparação das médias vetoriais de cada pixel em relação a um vetor médio, gerado em função do número de classes definido pelo usuário (PCI, 1993).

3.1.4 - OPERAÇÕES BOOLEANAS E RECLASSIFICAÇÃO

Para a obtenção de um mapa de distribuição espacial e temporal das macrófitas aquáticas realizou-se uma simulação de operações booleanas de intersecção entre as 5

foi finalizado restaurando o limite do reservatório, através da aplicação de uma máscara complementar à máscara utilizada na exclusão do entorno do reservatório.

3.2 - OBTENÇÃO DAS AMOSTRAS DE CAMPO

O trabalho de campo foi realizado entre os dias 3 e 14 de agosto de 1997. Neste período a cota do reservatório permaneceu em 72 m. A partir do mapa de distribuição das macrófitas foi definida a estratégia de amostragem. A localização das áreas foi realizada com um sistema de posicionamento global *Ensign GPS Trimble navigation*. Apesar da diferença de 3 anos em relação ao mapa, verificou-se que as regiões permanentes e temporárias praticamente não se alteraram.

Foram amostradas 3 estações de coleta por classe e por tributário (em algumas classes isso não foi possível, devido ao elevado tempo de deslocamento necessário para realizar todas as amostragens em função da presença de paliteiro e da elevada ocupação por macrófitas). Na calha central do reservatório foram realizados 5 transectos transversais, cada um com uma amostragem em cada margem e outra na calha central.

As variáveis amostradas foram: profundidade da coluna d'água, perfis verticais do O_2 dissolvido e da temperatura, pH, fluxo de CH_4 na interface água/ar (câmaras e TBL) e concentrações de CH_4 e carbono inorgânico total (DIC) dissolvidos na superfície e no hipolímnio (amostras de água coletadas com uma garrafa de Van Dorn - *Wildco Instruments*) a cerca de 0,5 m do sedimento.

3.2.1 - DETERMINAÇÃO DO pH, DA PROFUNDIDADE E DOS PERFIS VERTICAIS DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO E DA TEMPERATURA

O pH foi medido com um potenciômetro de campo Orion 290A. A profundidade máxima de cada estação de amostragem foi verificada com um ecobatímetro digital *Humminbird Wide* com capacidade máxima de 180 m. Os perfis verticais de temperatura (em °C) e O₂ dissolvido (em mg.L⁻¹ e % de saturação) foram determinados com um termistor/oxímetro YSI modelo 58.

3.2.2 - CH₄ DISSOLVIDO NA COLUNA D'ÁGUA

Para a obtenção de amostras de CH₄ dissolvido na água foi utilizado o método de transferência de componentes da fase líquida para a fase gasosa descrito em McAullife (1971). Uma seringa de 60 ml foi preechida com a amostra de água, sendo 30 ml descartados e completado com ar atmosférico.

As amostras foram vigorosamente agitadas durante cerca de 1 minuto, sendo em seguida armazenadas em frascos herméticos de 20 ml (método *headspace*) (Crill et al., 1988). A quantificação do CH₄ dissolvido (µM) foi realizada através de cromatografia gasosa (Ciola, 1985). Para o cálculo da concentração de CH₄ na água era necessário descontar a concentração de CH₄ presente no ar, a qual também foi quantificada.

Métodos mais confiáveis utilizam gás Hélio (He) pressurizado ao invés do ar atmosférico na retirada do CH₄ dissolvido na água (Yavitt et al., 1990), acrescentando às amostras cloreto de mercúrio (HgCl₂) para evitar consumo biológico-químico do CH₄ dissolvido (Devol et al., 1988). Algumas amostras apresentaram valores negativos de

concentração e foram descartados nas análises estatísticas. Este fato pode estar relacionado ao ineficiente tempo de agitação (a maioria dos autores sugerem 2 minutos (Yavitt et al., 1990; Canuel et al., 1997)) ou ao não emprego de HgCl_2 e He na técnica de equilíbrio em múltipla fase (McAullife, 1971).

3.2.3 - OBTENÇÃO DAS AMOSTRAS DE FLUXO DE CH_4 NA INTERFACE ÁGUA-ATMOSFERA

Os fluxos de CH_4 para a atmosfera foram estimados pelos métodos câmaras estáticas flutuantes e *Thin Boundary Layer*.

3.2.3.1 - FLUXOS ESTIMADOS ATRAVÉS DE CÂMARAS ESTÁTICAS FLUTUANTES (CEF)

Para cada estação de coleta foram utilizadas 3 câmaras revestidas de papel laminado com $1.662,0 \text{ cm}^2$ de área de base. Os colares de flutuação foram dispostos de modo a manter o interior das câmaras a uma altura de 16,80 cm, resultando num volume final de 24.800 cm^3 (24,8 L). Para evitar diferenças de pressão no interior e exterior de cada câmara, foi acoplado um pequeno tubo de 1 mm de diâmetro, interconectando seu interior à atmosfera (Devol et al., 1988).

As amostras foram coletadas de 5 em 5 minutos durante 20 minutos ($n=5$), sendo acondicionadas em frascos herméticos de 20 ml para posterior quantificação em cromatografia gasosa (coluna Poropak Q) de detector de ionização de chama, de acordo com o método analítico de padronização externa descrito em Ciola (1985). O cálculo dos fluxos de emissão foram realizados através de regressões lineares nas séries temporais de CH_4 de cada câmara.

As séries que apresentaram valores no tempo zero muito discrepantes da concentração medida para o ar atmosférico foram descartadas (Yavitt et al., 1990; Duchemin et al., 1997). Duchemin et al. (1997) sugerem que a correlação mínima da análise de regressão para que a série seja aceita é de 0,90, apesar de que o valor crítico de aceitação estatística da correlação para 5 amostras seja 0,78 ($p < 0,05$) (Steel e Torrie, 1960). Do total de 132 séries (3 câmaras x 44 estações de coleta) 85 apresentavam valores adequados no tempo zero. Destas, 53 séries que apresentaram correlações muito baixas também foram descartadas. Das 32 séries restantes (correlação média $0,62 \pm 0,20$) apenas 30% apresentaram valores de correlação $> 0,78$. Ajustes de curvas fracos também foram obtidos por Yavitt et al. (1990), os quais, através da comparação das variâncias dos resíduos de quatro ou menos pontos de cada série, retiraram amostras presumidas como *outliers*.

A análise de regressão pressupõe uma distribuição normal dos dados (Sokal e Rohlf, 1969), o que é difícil de ser estabelecido com apenas 5 amostras. Assim, qualquer método para retiradas de *outliers* não deve ser suficientemente preciso. Além disso, no caso de ambientes onde ocorre emissão por bolhas, por vezes evidenciada em picos na série temporal, estes poderiam ser confundidos com *outliers*, comprometendo os resultados. Com isso, apesar da margem de erro, estipulou-se que correlações $\geq 0,25$ seriam aceitas, resultando em 32 séries utilizadas nos cálculos de fluxo.

3.2.3.2 - FLUXOS CALCULADOS ATRAVÉS DO MÉTODO THIN BOUNDARY LAYER (TBL)

Através da equação 2.1 foram calculados os fluxos difusivos de CH_4 nas estações de coleta que tiveram

valores de concentração de CH_4 positivos. Os valores empregados nos parâmetros $D_{\text{gás}}$ e z foram $2,3 \times 10^{-5} \text{ cm.s}^{-1}$ (Broecker e Peng, 1974) e $50 \mu\text{m}$ (água aberta) e $150 \mu\text{m}$ (tributários), respectivamente (Devol et al., 1987; Richey et al., 1988).

O valor de $0,002 \mu\text{M}$ para C_{eq} foi obtido a partir do valor estimado da concentração troposférica pré-industrial de CH_4 de $1,15 \text{ ppm}$ (Ramanathan et al., 1985), da taxa média de aumento da concentração de metano de $1,55\%$ ao ano (Stauffer et al., 1985; Blake e Rowland, 1988), da pressão atmosférica estimada em $\sim 1 \text{ atm}$ (valor adequado para a região amazônica) e da Lei de Henry descrita em Stumm e Morgan (1981).

3.2.4 - DETERMINAÇÃO DO CARBONO INORGÂNICO TOTAL DISSOLVIDO

As concentrações de carbono inorgânico total dissolvido (DIC) em μM presentes nas amostras de água de superfície e de fundo foram determinadas em um analisador de carbono total Shimadzu 5000A. Os teores de CO_2 foram calculados a partir dos valores de DIC, temperatura e pH através das equações descritas em Skirrow (1975).

3.2.5 - UTILIZAÇÃO RELATIVA DE O_2 E PRODUÇÃO APARENTE DE CO_2

Uma forma indireta de verificar os fluxos de CO_2 e O_2 entre a interface água/atmosfera utilizando a equação 2.1 é relacioná-los aos processos biológicos, considerando as trocas por processos físicos e químicos em equilíbrio dinâmico (*steady state*) (Richey et al., 1988).

Os processos de decomposição (respiração) podem ser aeróbicos ou anaeróbicos. Se a oxidação for estritamente aeróbica, aproximadamente 1 mol de CO_2 é produzido para 1 mol de O_2 consumido. Na ausência de O_2 , a decomposição ocorre principalmente por processos fermentativos (Richey et al., 1988). Para verificar essas relações e determinar os processos respiratórios predominantes nos diferentes habitats de um ecossistema aquático empregou-se as equações derivadas da equação 2.1 "Utilização Relativa de O_2 " (*U.R.O.*)

$$U.R.O. = [\text{O}_2]_{\text{equilíbrio}} - [\text{O}_2]_{\text{quantificada}} \quad (3.1)$$

que para anoxia em ambientes aquáticos naturais amazônicos corresponde a $\sim 250 \mu\text{M}$ e "Produção Aparente de CO_2 " (CO_2^*)

$$\text{CO}_2^* = [\text{CO}_2]_{\text{quantificada}} - [\text{CO}_2]_{\text{equilíbrio}} \quad (3.2)$$

para a qual valores superiores à $\sim 10 \mu\text{M}$ de CO_2 quantificados, $\text{CO}_2^* > 0$ (Richey et al., 1988).

De modo geral, as águas da região amazônica caracterizam-se por apresentarem valores positivos de *U.R.O.* e CO_2^* , isto é, um excesso de respiração sobre a fotossíntese.

As águas da várzea amazônica puderam ser separadas em duas classes: aeróbicas ($\text{CO}_2^* \sim 250 \mu\text{M}$ e *U.R.O.* $< 200 \mu\text{M}$) e anaeróbicas ($\text{CO}_2^* > 250 \mu\text{M}$ e *U.R.O.* $> 200 \mu\text{M}$) (Richey et al., 1988).

3.2.6 - ABORDAGEM DE ANÁLISE DOS DADOS DE CAMPO

Para verificar as diferenças entre os parâmetros amostrados nas diferentes classes do mapa de

distribuição espacial e temporal de macrófitas foram realizadas ANOVAS ($p < 0,05$) e de correlação de Pearson ($p < 0,05$) (Sokal e Rohlf, 1969). Para os conjuntos de dados com distribuição não normal foram utilizados testes não paramétricos de Wilcoxon-Mann-Whitney ao invés da ANOVA (Natrella, 1963; Yavitt et al., 1990).

CAPÍTULO IV

RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 - MAPA DE DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS FLUTUANTES

A Figura 4.1 apresenta o mapa resultante do processamento das imagens TM com os nomes dos tributários amostrados. A concordância com mapas produzidos anteriormente (Abdon e Meyer, 1990) foi satisfatória. Em termos percentuais as áreas permanentes representam 1,84%, as temporárias 9,16%, as iniciais 14,00% e as não ocupadas 75,00% do reservatório. Vários fatores devem condicionar a distribuição da comunidade de macrófitas em Tucuruí no período de máximo desenvolvimento dessas plantas. Com o fechamento das comportas em 1983, a porção lábil (carboidratos, proteínas e ácidos nucleicos) da vegetação inundada, em função das altas temperaturas da região, foi rapidamente decomposta, elevando o nível de eutrofização do sistema.

De acordo com a Figura 4.1, em 1986 (áreas iniciais) grande parte do reservatório estava ocupada, principalmente nas margens do Rio Tocantins (Saúde e Belauto) e nos rios Piranha, Valentim, Jacundá, Bacuri, Lontra, Remansinho, Pucuruí e Repartimento. Ao longo dos anos, a queda na disponibilidade de nutrientes resultou em uma drástica diminuição da ocupação, a qual, passados 9 anos, ficou restrita, permanente ou temporariamente, no corpo dos principais tributários (Figura 4.1). A geomorfologia da bacia de drenagem, o aporte de nutrientes alóctones (Junk e Howard-Williams, 1984) e a alta densidade de paliteiro devem ser os fatores condicionantes da evolução da distribuição das macrófitas em Tucuruí.

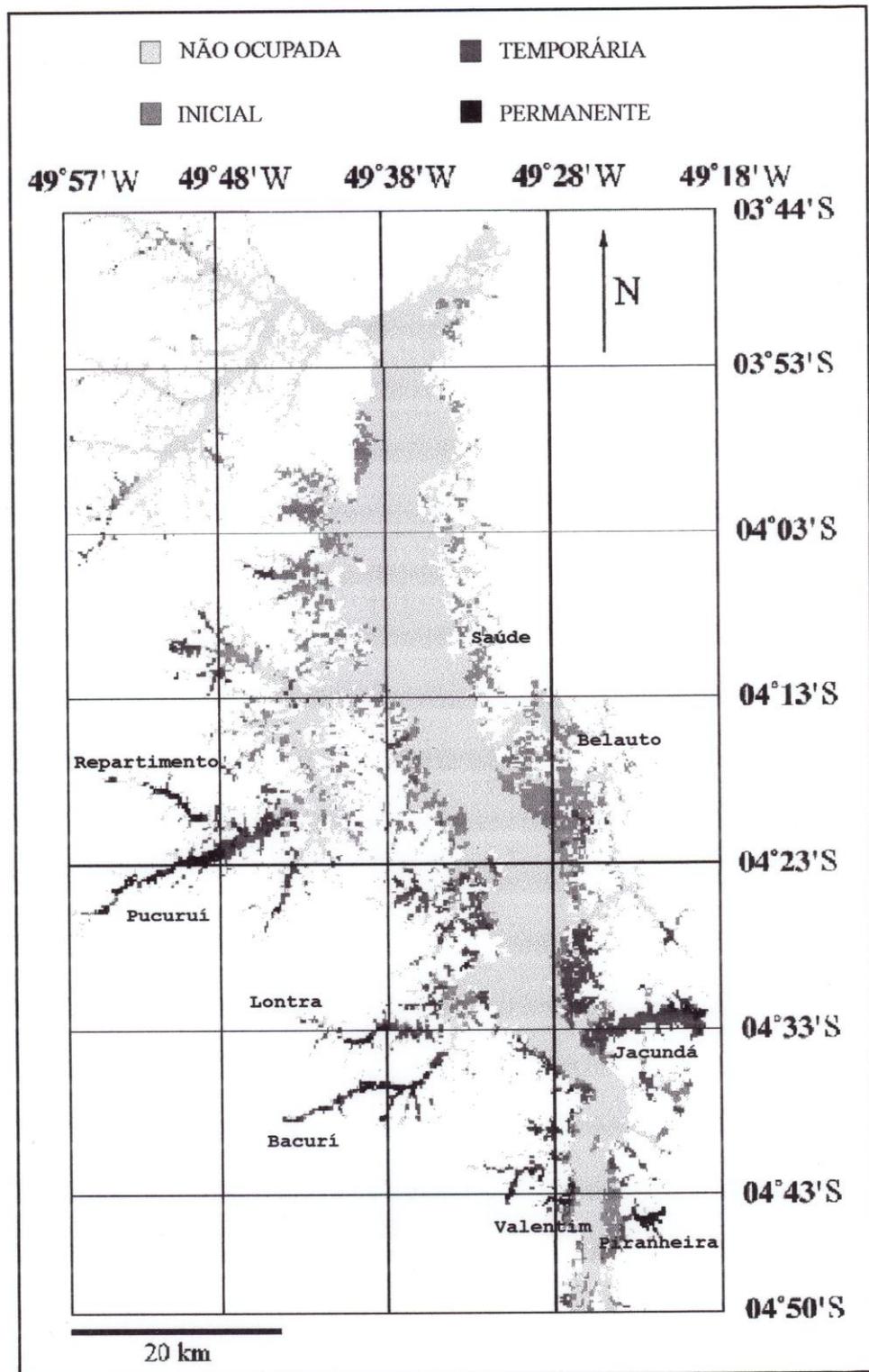


Fig. 4.1 - Distribuição espacial e temporal de macrófitas aquáticas flutuantes no reservatório da UHE Tucuruí entre os anos de 1986 e 1994.

O paliteiro deve funcionar como retentor dessas plantas, impedindo a ação locomotora dos ventos e colaborando para a retroalimentação do ambiente pelo acúmulo de material orgânico particulado oriundo das macrófitas. O Rio Caraipé (Figura 2.1), na margem esquerda próximo à barragem, teve 400 km² da vegetação terrestre retirada antes da formação do reservatório. A não ocupação deste rio pode estar associada à ausência de paliteiro e/ou à menor entrada de nutrientes alóctones, em função da geomorfologia da microbacia do Rio Caraipé.

4.2 - VARIAÇÃO ESPACIAL DAS PROPRIEDADES FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA EM FUNÇÃO DAS CLASSES DEFINIDAS NO MAPA

No total 59 estações de coleta foram amostradas, sendo estabelecidos códigos em função de sua localização e da classe pertencente (Tabela 4.1). Foram realizados 5 transectos com três estações no Tocantins nas latitudes 4° 00' (1N, 2N, 3N), 4° 10' (4N, 5N, 6N), 4° 20' (7N, 8N, 9N), 4° 31' (10N, 11N, 12N) e 4° 42' (13N, 14N, 15N) (Figura 4.1).

TABELA 4.1 - CODIFICAÇÃO DAS ESTAÇÕES DE COLETA DE DADOS

	<i>Permanente</i>	<i>Temporária</i>	<i>Inicial</i>	<i>Não ocupadas</i>
<i>Piranheira</i>	-	<i>PiT</i> (2)	-	-
<i>Valentim</i>	<i>VP</i> (3)	-	-	-
<i>Jacundá</i>	<i>JP</i> (3)	<i>JT</i> (4)	-	-
<i>Bacurí</i>	<i>BP</i> (2) / <i>DBP</i> (2)	<i>BT</i> (1)	-	-
<i>Lontra</i>	-	<i>LT</i> (3)	-	-
<i>Remansinho</i>	-	<i>R2T</i> (2)	<i>R2I</i> (1)	-
<i>Pucuruí</i>	<i>PP</i> (5)	<i>PT</i> (4)	<i>PI</i> (3)	-
<i>Repartimento</i>	<i>RP</i> (3)	-	-	-
<i>Belauto</i>	-	-	<i>INI</i> (5)	-
<i>Saúde</i>	-	<i>ST</i> (1)	-	-
<i>Tocantins</i>	-	-	-	<i>Nx</i> (15)
TOTAL	18	17	9	15

() = número de estações de coleta.

x = d (margem direita); e (margem esquerda); c (centro do rio).

4.2.1 - VARIAÇÃO DA PROFUNDIDADE MÁXIMA

A profundidade da coluna d'água nas estações de coleta foi bastante uniforme nas classes permanente, temporária e inicial. As regiões mais profundas em torno de 70 m ocorrem no centro da calha do Rio Tocantins (Figura 4.2).

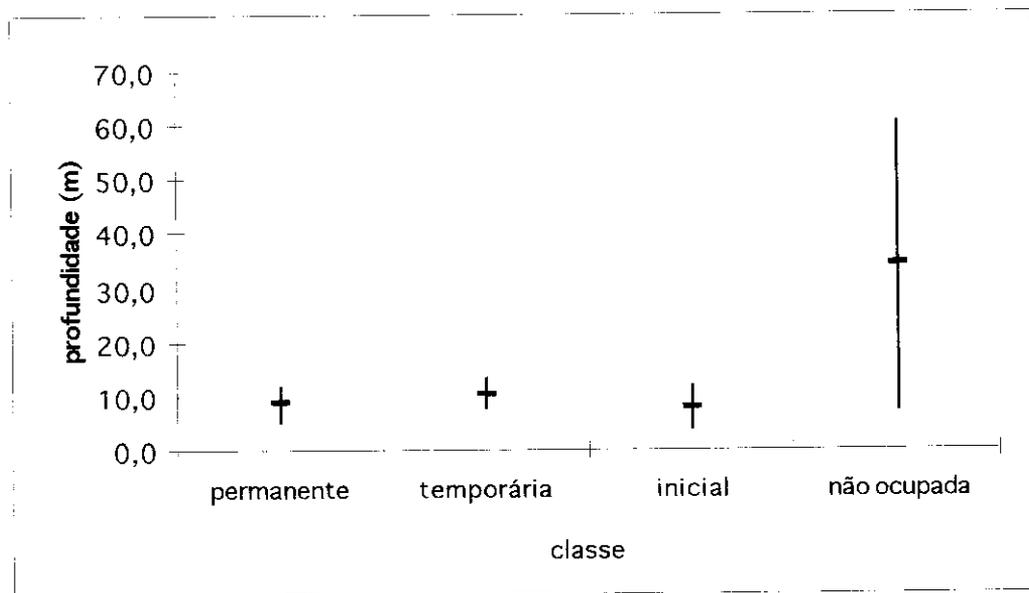


Fig. 4.2 - Valores médios de profundidade e desvios padrão para as classes de ocupação espacial e temporal.

4.2.2 - VARIAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO E DA TEMPERATURA

O comportamento do reservatório é caracterizado por uma sazonalidade bem definida de acordo com a precipitação. Durante a cheia a turbulência da água ocasionada pelas fortes vazões provoca uma mistura completa da coluna d'água na calha principal. Nos meses de julho e agosto (seca) as vazões são mais baixas (Figura 4.3). Neste período, a coluna d'água na calha principal estratifica-se e um gradiente vertical de oxigênio é formado (Pereira e Tassin, 1995).

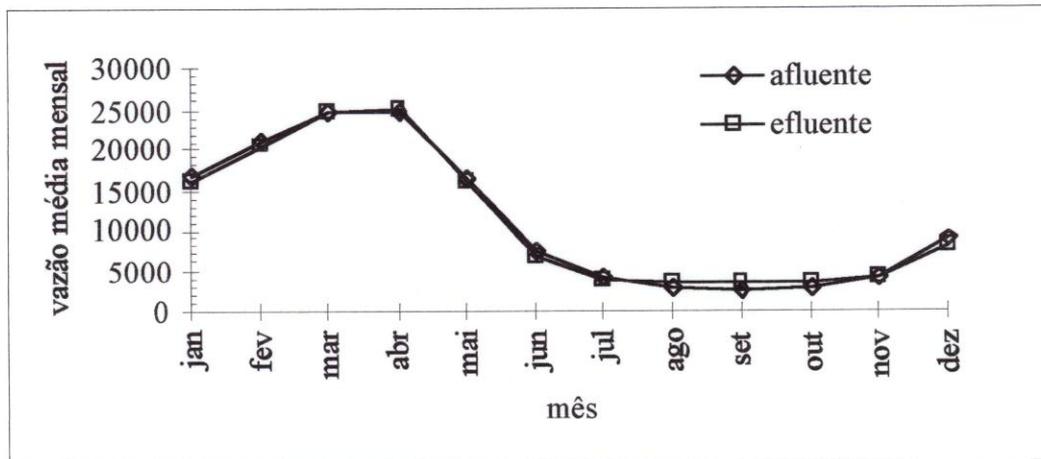


Fig. 4.3 - Variação mensal e anual da vazão ($m^3.s^{-1}$) no Rio Tocantins.

FONTE: Dados fornecidos pela ELETRONORTE.

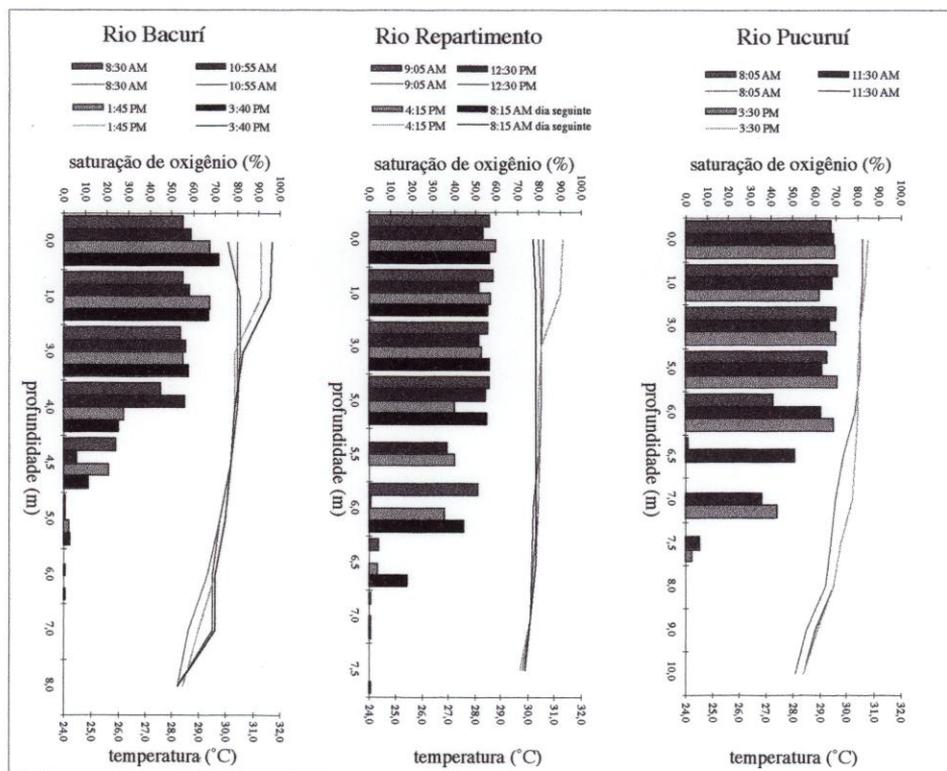


Fig. 4.4 - Variação diurna dos perfis verticais da temperatura (linhas) e da saturação de O_2 (colunas) nos tributários.

A Figura 4.4 mostra a variação diurna dos perfis da temperatura e da saturação de O₂ em três tributários do reservatório. Apesar dos tributários apresentarem menor profundidade que o canal principal, aparentemente não ocorre desestratificação da coluna d'água no período noturno, tendo em vista que algumas das medidas foram coletadas no início do amanhecer.

No período seco, a oxiclina no Rio Tocantins varia de 20 a 30 m (Pereira e Tassin, 1995). Os equipamentos disponíveis não permitiram verificar a presença de estratificação térmica nas estações de coleta da calha central do Tocantins (~70 m), mas nas margens (não ocupada-fundo), onde as profundidade eram relativamente menores (22,6 m ± 16,75), verificou-se um hipolímnio aeróbico e, conseqüentemente não estratificado (Figura 4.5).

As áreas permanentes, temporárias e iniciais apresentaram concentrações médias de O₂ de 5,220 ± 1,068 mg.L⁻¹, 5,687 ± 0,984 mg.L⁻¹ e 6,138 ± 0,241 mg.L⁻¹ na superfície e 0,872 ± 1,342 mg.L⁻¹, 0,418 ± 0,652 mg.L⁻¹ e 3,248 ± 2,228 mg.L⁻¹ no hipolímnio, respectivamente. As médias do O₂ dissolvido de fundo e de superfície foram significativamente diferentes (p<0,05) nas três classes.

As temperaturas médias das áreas permanentes, temporárias e iniciais foram 31,128 °C (± 0,640), 31,169 °C (± 0,995) e 30,970 °C (± 1,170) na superfície (e 29,053 °C (± 1,123), 29,131 °C (± 0,852) e 29,510 °C (± 0,167) no hipolímnio, respectivamente. A ANOVA mostrou que as temperaturas superficiais nas quatro classes são significativamente diferentes, enquanto que no fundo da coluna d'água são relativamente iguais, com a ressalva de que a temperatura no fundo da calha não pôde ser obtida.

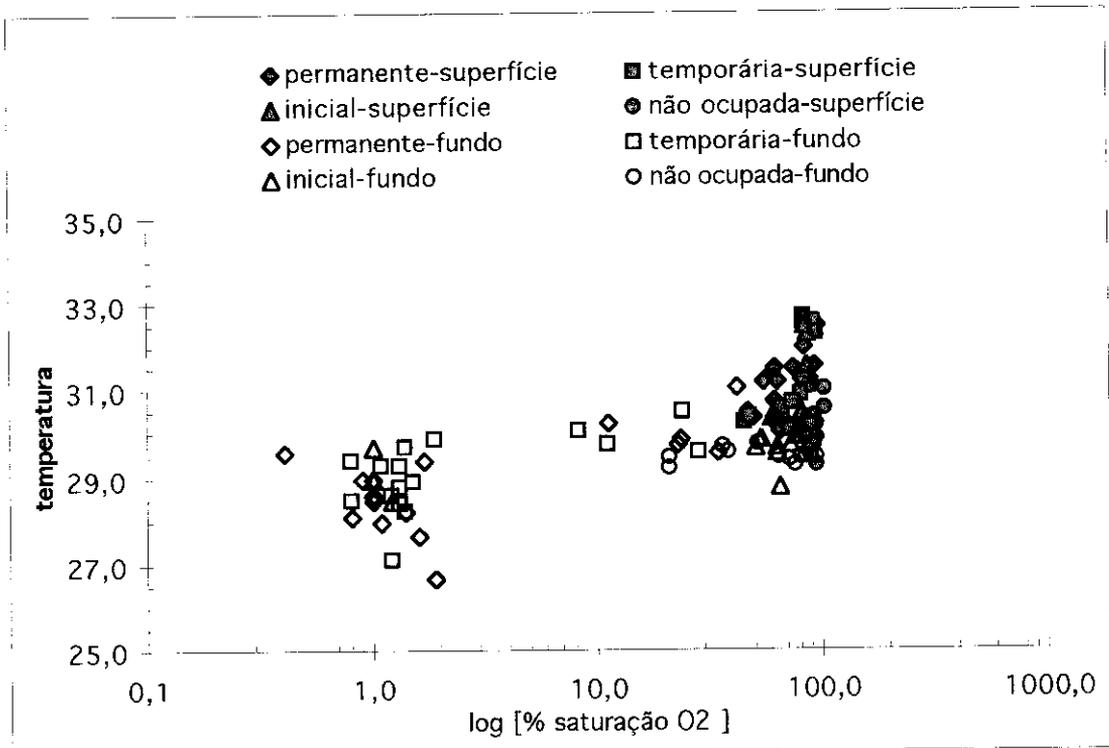


Fig. 4.5 - Variação da porcentagem de saturação de O_2 e da temperatura ($^{\circ}C$) nas classes amostradas.

A estratificação térmica em temperaturas elevadas é mais intensa. Variações de décimos de $^{\circ}C$ são suficientes para a formação de estratos com propriedades físicas, químicas e biológicas distintas (Esteves, 1988). A estratificação térmica tende a diminuir o fluxo difusivo de gases, devido à formação de estratos de densidade diferentes (Crill et al., 1988). No que tange aos processos respiratórios, a ausência de O_2 no hipolímnio condiciona a decomposição de material orgânico principalmente por processos anaeróbios (Richey et al., 1988). Como evidencia as Figuras 4.4 e 4.5 é nas regiões permanentes e temporárias que devem ocorrer grande parte dos processos fermentativos de produção de CH_4 .

4.2.3 - COMPORTAMENTO DO pH E CARBONO INORGÂNICO DISSOLVIDO

Nesta época do ano as águas do reservatório de Tucuruí apresentam-se relativamente neutras. Uma diferença significativa ($p < 0,05$) ocorre entre o pH das águas do Tocantins, levemente mais alcalinas, em relação ao pH dos tributários (Figura 4.6a). Em todo o sistema houve uma diminuição do pH com o aumento da profundidade (Figura 4.6a).

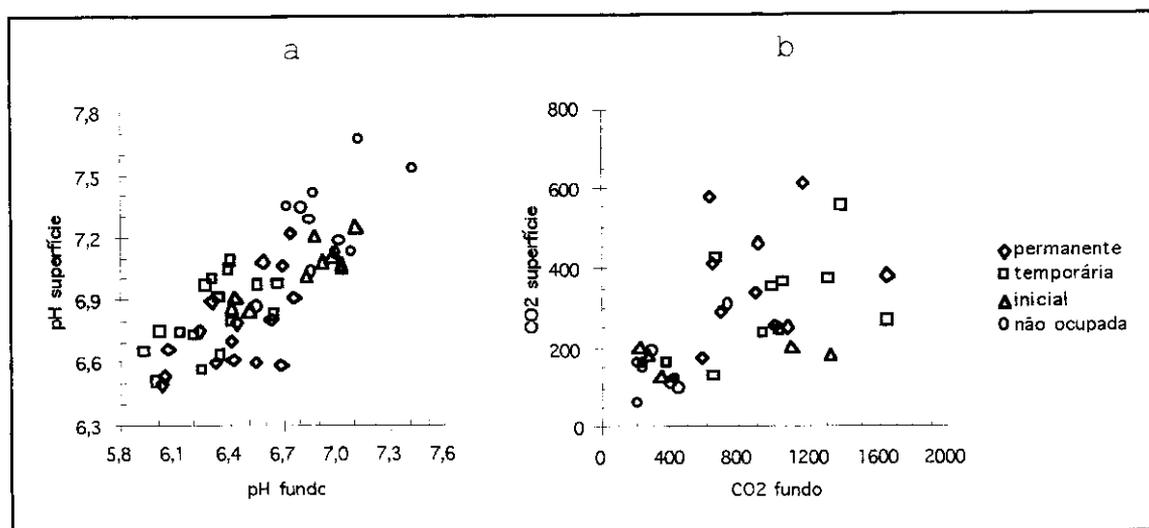


Fig. 4.6 - Distribuição do pH (a) e da concentração de CO_2 dissolvido (μM) (b) na superfície e no fundo das classes permanentes, temporárias, iniciais e não ocupadas.

Em relação ao CO_2 , as áreas permanentes e temporárias apresentam os maiores valores e gradientes de concentração quanto à profundidade (Figura 4.6b). As diferenças na concentração de CO_2 entre as quatro classes foram significativas ($p < 0,05$), evidenciando maiores taxas de decomposição nos tributários (classes permanentes e temporárias) (Figura 4.6b).

4.2.4 - DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO CH₄ DISSOLVIDO NA ÁGUA E NA ATMOSFERA

A Figura 4.7 apresenta os valores logarítmicos da concentração de CH₄ (µM) dissolvido na atmosfera, nas águas superficiais e nas águas hipolimnéticas das estações de coleta.

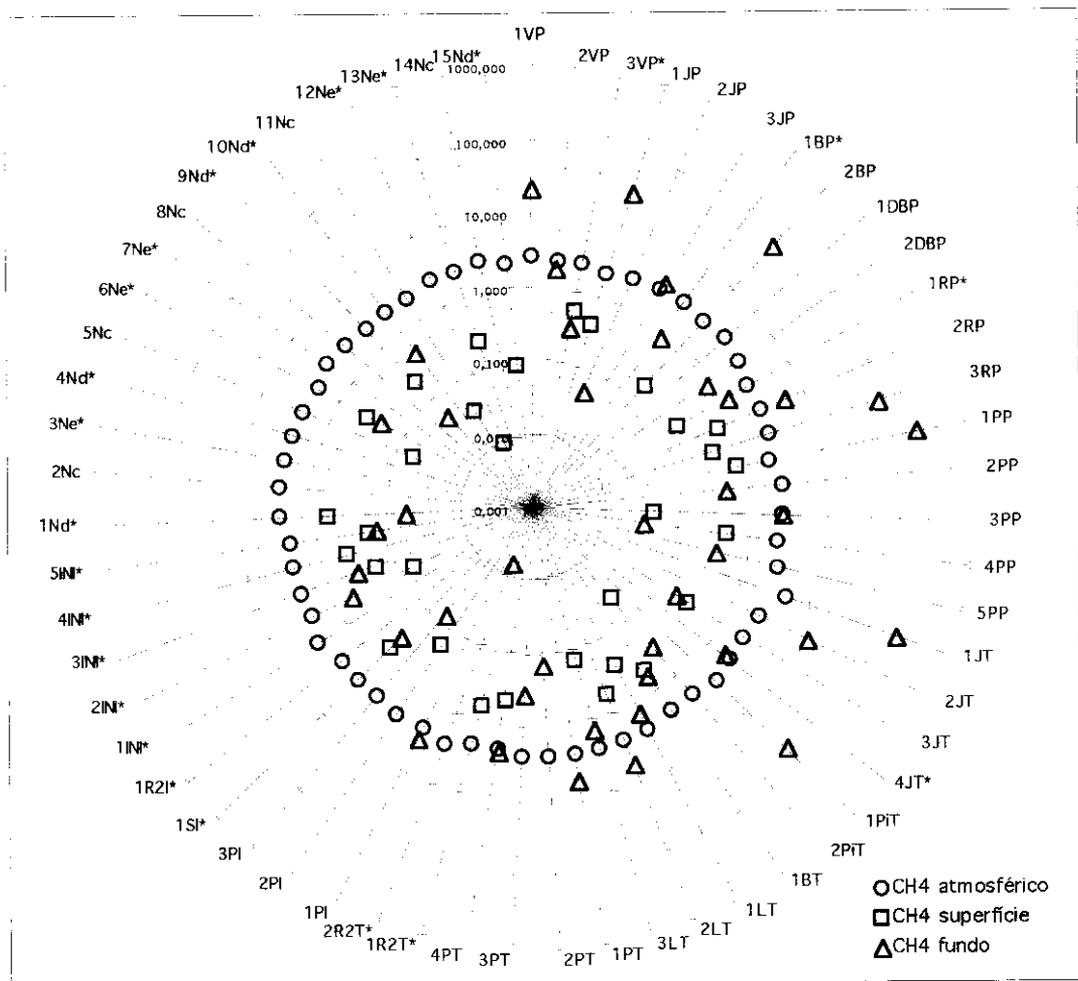


Fig. 4.7 - Distribuição espacial do log da concentração de CH₄ dissolvido (µM) na atmosfera e na água. * identifica estações de coleta desestratificadas.

Em toda a extensão amostrada do reservatório, a concentração de CH₄ atmosférico é relativamente constante

(Figura 4.7). Diferenças significativas ($p < 0,05$) foram observadas quanto ao hipolímnio, particularmente em valores elevados de concentração de CH_4 nas áreas permanentes e temporárias (Figura 4.7), o que, associado às elevadas concentrações de CO_2 (Figura 4.6b), baixas concentrações de O_2 e altas temperaturas (Figura 4.5), evidenciam uma maior taxa de metanogênese (equações 2.2 e 2.3) nestes compartimentos do reservatório.

O CH_4 dissolvido na superfície apresentou valores de concentração inferiores aos da atmosfera (Figura 4.7), ao mesmo tempo que as diferenças espaciais não foram significativas ($p < 0,05$). A Tabela 4.2 fornece descrições estatísticas do CH_4 dissolvido na atmosfera e na coluna d'água.

TABELA 4.2 - PARÂMETROS ESTATÍSTICOS DO CH_4 DISSOLVIDO NA ATMOSFERA E NA COLUNA D'ÁGUA

		permanente	temporária	inicial	não ocupada
atmosfera μM	média	2,43 (0,28)	2,49 (0,49)	2,36 (0,17)	2,45 (0,27)
	mediana	2,41	2,40	2,30	2,47
	mínimo	1,87	2,05	2,22	1,99
	máximo	3,05	4,18	2,75	2,85
	n	18,00	16,00	10,00	15,00
superfície μM	média	0,36 (0,19)	0,35 (0,20)	0,27 (0,17)	0,21 (0,21)
	mediana	0,38	0,37	0,20	0,15
	mínimo	0,04	0,04	0,07	0,01
	máximo	0,61	0,62	0,52	0,62
	n	9,00	8,00	6,00	8,00
fundo μM	média	24,80 (53,59)	17,42 (45,87)	0,75 (1,14)	0,19 (0,18)
	mediana	1,70	1,38	0,33	0,15
	mínimo	0,03	0,01	0,08	0,05
	máximo	211,52	176,05	3,05	0,43
	n	17,00	15,00	6,00	4,00

() desvio padrão da média

A necessidade de utilizar análises estatísticas não paramétricas para essas variáveis limnológicas pode estar associada à diferentes fatores como:

- o comportamento naturalmente não gaussiano do ecossistema quanto os processos de formação e transporte de CH₄;
- os erros inerentes ou causados pela utilização dos métodos de amostragem e quantificação; ou
- o fato da amostragem ter sido realizada nas bordas dos bancos de macrófitas, o que pode ter influenciado na representatividade das amostras para cada classe.

4.2.5 - FLUXO DE CH₄ NO RESERVATÓRIO DA UHE TUCURUÍ

Os fluxos de CH₄ do reservatório para atmosfera estimados pelos métodos das câmaras estáticas flutuantes (CEF) e do *Thin Boundary Layer* (TBL) são apresentados na Figura 4.8 e na Tabela 4.3.

TABELA 4.3 - FLUXOS DE CH₄ ESTIMADOS NA UHE TUCURUÍ

Fluxo		permanente	temporária	inicial	não ocupada
CEF mgCH ₄ .m-2.dia-1	média	75,44 (36,59)	94,25 (79,90)	34,31 (16,91)	-
	mediana	79,93	63,21	29,64	-
	mínimo	18,69	14,76	20,53	-
	máximo	141,92	248,63	66,75	-
	n	14	12	6	-
TBL mgCH ₄ .m-2.dia-1	média	7,61 (4,02)	7,39 (4,34)	6,03 (3,59)	4,32 (4,49)
	mediana	8,1	7,81	5,45	3,07
	mínimo	0,85	0,85	1,39	0,15
	máximo	12,84	13,14	11,01	13,19
	n	9	8	6	8

() desvio padrão da média

Os fluxos de CH₄ estimados pelo método CEF foram uma ordem de magnitude maiores que os estimados pelo modelo TBL. Duchemin et al. (1997) obtiveram resultados semelhantes no reservatório de Québec, onde os processos de emissão são principalmente difusivos. No caso de Tucuruí, a emissão por bolhas pode ser um fator determinante das

ao nível de significância de 0,05. Os fluxos obtidos por este método foram de 0,85-13,14 $\text{mgCH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ para os tributários e de 0,15-13,19 $\text{mgCH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ para o canal principal. Tomando o reservatório como um todo, as classes permanente e temporária compreendem 11% (308 km^2) do reservatório e as classes inicial e não ocupada 89% (2.492 km^2). Com isto, apesar de apresentarem maiores taxas de emissão (CEF), os tributários emitem cerca de $\sim 26 \times 10^3 \text{ kg CH}_4 \cdot \text{d}^{-1}$, ao passo que a calha central emite $\sim 85,5 \times 10^3 \text{ kg CH}_4 \cdot \text{d}^{-1}$, correspondente a mais de 76% do total diário emitido pelo reservatório no período estudado.

A análise de correlação entre os fluxos calculados pelos dois métodos foi significativa ($p < 0,05$), entretanto regiões que apresentavam maiores fluxos pelo método CEF tiveram menores fluxos pelo método TBL (correlação negativa). Estes resultados podem estar relacionados aos processos de estratificação térmica e de densidade da coluna d'água nos tributários, os quais tendem a diminuir o fluxo difuso (estimado pelo método TBL) nessas áreas. Por outro lado, os menores fluxos CEF nas áreas iniciais (margem do Tocantins) podem estar relacionado à ausência de emissão por bolhas e um predomínio do fluxo difusivo, dado que a maioria destas regiões encontravam-se com o hipolímnio oxigenado.

Duchemin et al. (1997) comparando os métodos CEF e TBL também verificaram diferenças significativas. Deste modo, a diferença dos dois métodos entre as classes do mapa pode ser devida aos erros inerentes de cada método e não necessariamente condicionada à fatores ambientais. É possível também que os valores de concentração de CH_4 na superfície estejam subestimados (Tabela 4.2), minimizando os valores de fluxo obtidos pelo método TBL.

4.2.6 - INTER-RELAÇÃO ENTRE OS DADOS AMBIENTAIS E ENTRE AS CLASSES: UMA VISÃO GLOBAL DO RESERVATÓRIO

Muitas correlações entre as variáveis mostraram-se significativas. Por exemplo, um aumento da concentração de CH_4 e de CO_2 no hipolímnio é função direta da diminuição do oxigênio dissolvido e do aumento da temperatura. A Figura 4.9 apresenta os valores de CO_2^* contrastados com os valores de $U.R.O.$ e com os valores de CH_4 . A classificação de Richey et al. (1988) em ambientes aeróbicos e anaeróbicos na várzea amazônica pode ser estendida para o reservatório de Tucuruí, onde o Rio Tocantins pode ser classificado como um sistema predominantemente aeróbico e os tributários como sistemas anaeróbicos (Figura 4.9).

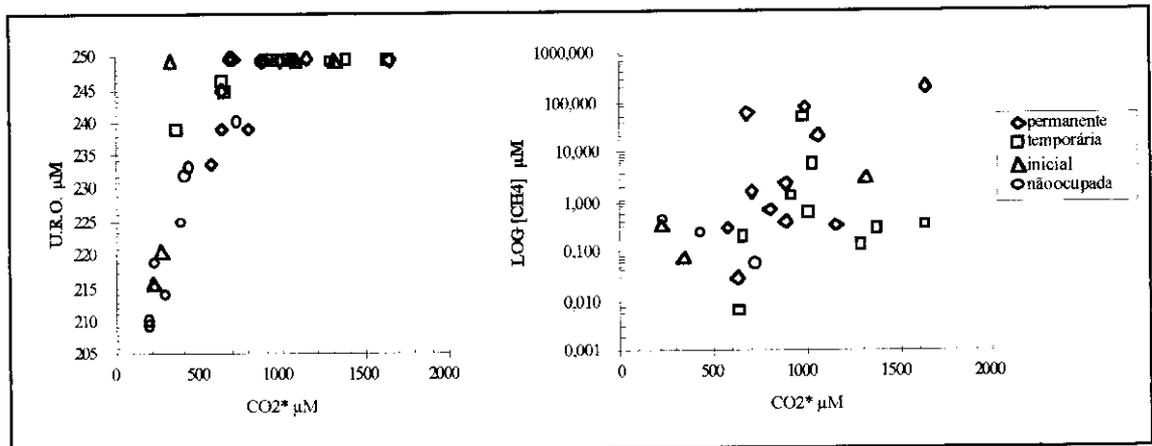


Fig. 4.9 - Valores de CO_2^* , $U.R.O.$ e CH_4 no reservatório da UHE Tucuruí.

Nos tributários, onde a presença de macrófitas é marcante, observa-se uma diferença expressiva na $U.R.O.$ e no CO_2^* em função da profundidade, enquanto que no Rio Tocantins essas diferenças não são significativas. O mesmo ocorre quando se compara a concentração de CH_4 com a CO_2^* (Figura 4.9). Percebe-se, assim, que as regiões favoráveis à

disseminação de plantas aquáticas flutuantes são também responsáveis por características físicas e químicas que promovem processos anaeróbios no hipolímnio. É claro que no Rio Tocantins esses processos também devem existir (conferir Pereira e Tassin, 1995), porém podem ocorrer numa taxa relativamente inferior, em função 1) da qualidade e da disponibilidade de matéria orgânica, 2) do tipo de sedimento e da 3) maior hidrodinâmica deste compartimento.

A Figura 4.10, elaborada a partir da normalização da distribuição espacial de cada variável pelos percentis (0-100%), apresenta uma visão geral do reservatório.

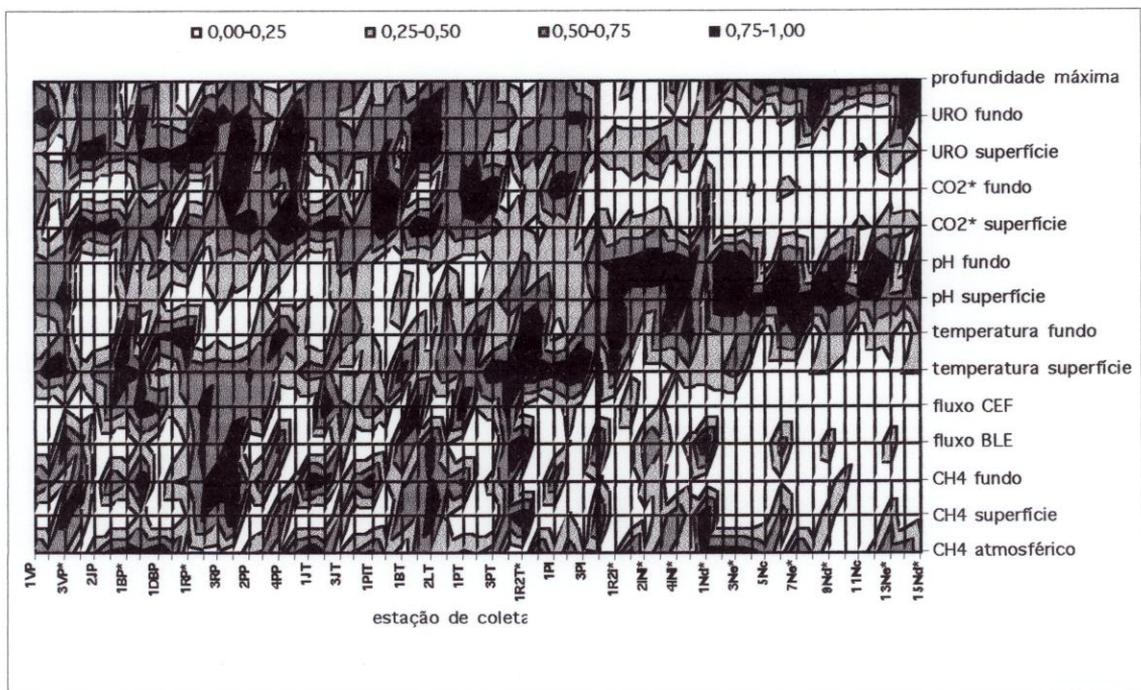


Fig. 4.10 - Distribuição dos valores de percentis das variáveis em função das estações de coleta.

Abstraindo as classes definidas no mapa de distribuição espacial e temporal de macrófitas aquáticas

flutuantes, percebe-se que o reservatório pode ser dividido em dois compartimentos (linha mais espessa em preto).

O primeiro (lado esquerdo) refere-se aos tributários, onde as concentrações e os fluxos de CH_4 são mais elevados, em função 1) da matéria orgânica fornecida pela comunidade de macrófitas, 2) das maiores temperaturas e anoxia (elevados valores de *U.R.O.*) no hipolímnio. Outra característica dessas áreas é a maior produção aparente de CO_2 (CO_2^*) e águas com valores de pH mais baixos, também evidenciando uma elevada taxa de respiração em detrimento da fotossíntese fitoplanctônica (Figura 4.10).

O outro compartimento, restrito ao Rio Tocantins, apresenta-se de modo diferenciado, particularmente em função das maiores profundidades, promovendo uma circulação da coluna d'água em torno de 25 m (Pereira e Tassin, 1995), mantendo esta camada bem oxigenada (baixos valores de *U.R.O.*) com temperaturas relativamente menores. Os baixos valores de concentração de CO_2^* e CH_4 nas margens do Tocantins, associados aos valores de pH mais alcalinos e à ausência de estratificação térmica, sugerem que, comparados aos tributários, os processos de decomposição sejam mais lentos e, possivelmente, com predomínio aeróbico.

É possível que ocorra um fluxo horizontal das águas do hipolímnio dos tributários (em função do gradiente de densidade na coluna d'água nesses ambientes) em direção ao Rio Tocantins, devido às maiores concentrações de CH_4 dissolvido no fundo da margem esquerda, onde os principais tributários do reservatório desembocam (Figura 4.11). A Figura 4.12 apresenta a variação espacial dos valores médios da concentração de CH_4 dissolvido e de CO_2^* no hipolímnio do sistema Pucuruí-Repartimento (Figuras 2.6 e 4.1).

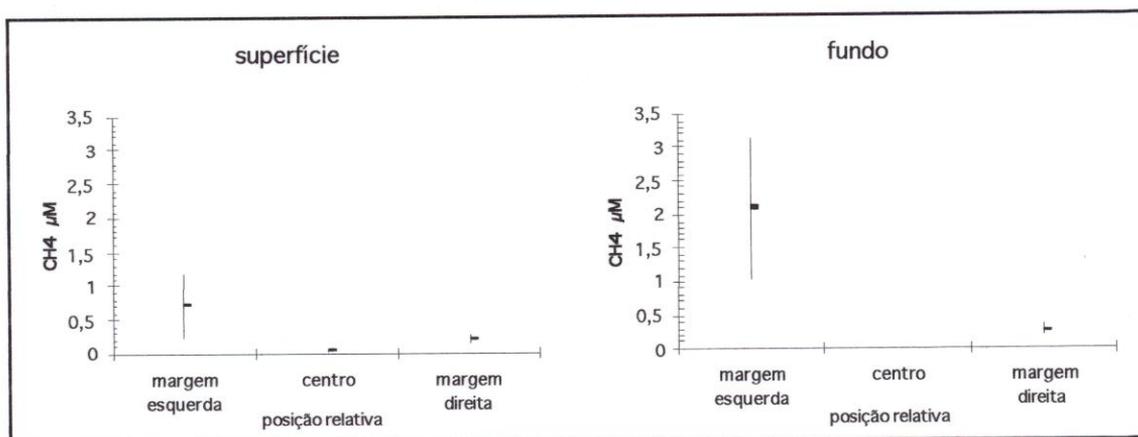


Fig. 4.11 - Valores médios e desvios padrão da concentração de CH_4 dissolvido no Rio Tocantins.

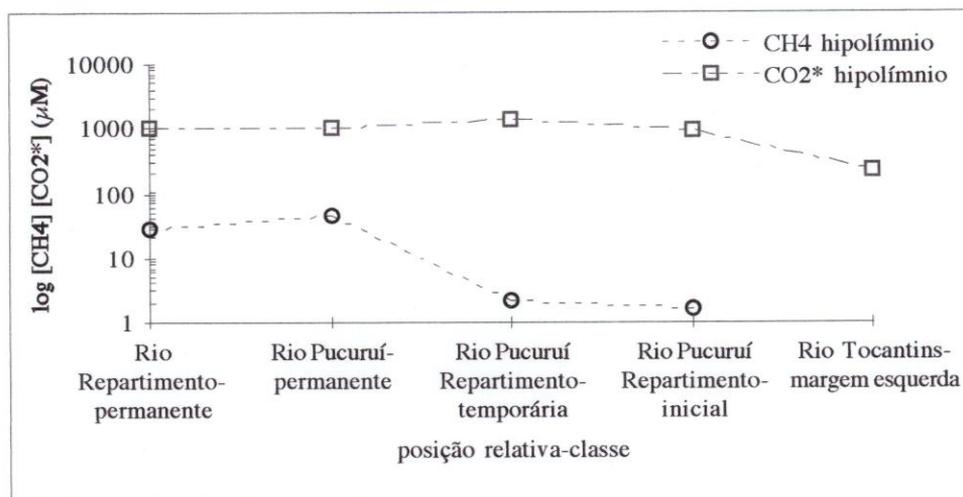


Fig. 4.12 - Gradiente dos valores médios da concentração de CH_4 e da "Produção Aparente de CO_2 " no hipolímnio do sistema Pucuruí-Repartimento.

Um gradiente de concentração é formado das regiões mais próximas das cabeceiras dos tributários (áreas permanentes) até a desembocadura no Rio Tocantins. A mesma situação foi observada no Rio Solimões, onde as fontes de CH_4 devem ser limitadas, em função da mobilidade do sedimento e da oxigenação de toda a coluna d'água, sendo as

elevadas concentrações de CH_4 associadas às descargas dos tributários (Richey et al., 1988).

Com essas informações e de acordo com as características físicas do Rio Tocantins nesta época do ano, caracterizado pela turbulência numa camada de ~25 m e baixas vazões (Figura 4.3), o fluxo de CH_4 deve ser predominantemente difusivo, sendo que a maior parte do CH_4 emitido deve ter origem na metanogênese nos rios tributários (conferir elevadas concentrações de CH_4 na margem esquerda da Figura 4.11). Apesar dos tributários serem as principais fontes de CH_4 para a atmosfera, sua extensão em relação a área total do reservatório é muito menor. Deste modo, os tributários são muito mais relevantes quanto aos processos de produção que da emissão propriamente dita, mesmo considerando a emissão por bolhas (método CEF). Por outro lado, as áreas não ocupadas, analogamente a uma usina termelétrica, devem funcionar como "chaminés" de CH_4 .

CAPÍTULO 5

CONCLUSÕES

5.1 - VANTAGENS DA UTILIZAÇÃO DO SENSORIAMENTO REMOTO

A criação de um banco de dados de imagens multitemporais para o estudo da distribuição espacial e temporal das plantas aquáticas em Tucuruí auxiliou muito na localização das estações de coleta. O mapa gerado a partir de técnicas de processamento de imagens do reservatório de Tucuruí foi útil para demonstrar a evolução de sua ocupação pela comunidade de macrófitas, desde sua formação até os dias atuais, evidenciando alguns dos fatores ideais que condicionam seu modo de distribuição.

É importante salientar que a opção de manter essas regiões adequada à proliferação de macrófitas tem implicações não apenas ligadas à emissão de CH_4 e aos problemas apresentados na Figura 2.4. No caso de Tucuruí, a presença de plantas aquáticas nos tributários pode funcionar como um "filtro" de nutrientes para o reservatório como um todo, mantendo o sistema em níveis tróficos adequados em termos de qualidade da água. As elevadas capacidades fotossintética e reprodutiva desses vegetais devem agir sinergicamente para uma fixação significativa de CO_2 atmosférico. Além disso, os bancos formados por essas plantas criam novos nichos, os quais são colonizados por diferentes grupos de organismos.

5.2 - CARACTERIZAÇÃO DO RESERVATÓRIO QUANTO AOS PROCESSOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS

Não foram constatadas diferenças nas propriedades físicas, químicas e biológicas amostradas in

situ quanto aos períodos de ocupação obtidos no mapa de distribuição espacial e temporal de plantas aquáticas. Tais diferenças foram evidentes apenas entre os tributários frequentemente ocupados por bancos de macrófitas (classes permanente e temporária), com predomínio de respiração anaeróbica e acentuada estratificação da coluna d'água, e o Rio Tocantins (classes inicial e não ocupada), onde as águas se encontravam relativamente mais oxigenadas e desestratificadas, favorecendo processos oxidativos aeróbicos.

5.3 - AVALIAÇÃO DA PROPOSTA METODOLÓGICA PARA OBTENÇÃO DE DADOS DE CAMPO

Vários problemas puderam ser identificados, principalmente no que tange:

- ao método de amostragem das concentrações de CH_4 dissolvido na coluna d'água;
- à obtenção de amostras de fluxo de CH_4 através da técnica CEF; e
- à utilização de valores empíricos de coeficientes não determinados *in situ* para o cálculo dos fluxos TBL.

5.4 - CONTRIBUIÇÃO DO RESERVATÓRIO DA UHE TUCURUÍ PARA O AQUECIMENTO GLOBAL

Verificou-se que as emissões de CH_4 apresentam uma variação espacial. Os resultados obtidos neste estudo sugerem que regiões ocupadas por macrófitas são significativas fontes de CH_4 . Isto ocorre como consequência das características físicas e químicas favoráveis tanto à

metanogênese nas áreas situadas nas cabeceiras e na porção intermediária dos rios tributários.

As emissões de CH_4 pelo reservatório da UHE Tucuruí devem também variar em função do período sazonal, tendo em vista as flutuações da cota do reservatório (Figura 2.1) e das vazões (Figura 4.3) e da entrada de matéria orgânica proveniente das macrófitas. Assim, a utilização dos valores de fluxo obtidos neste trabalho fica restrita para análises de grande escala, como por exemplo a emissão anual.

Os resultados atingidos sugerem que o reservatório da UHE Tucuruí é uma fonte considerável de CH_4 para a atmosfera no período de estiagem e que uma significativa fonte de material orgânico são os bancos de macrófitas. Na planície do Rio Amazonas, Bartlett et al. (1988) obtiveram valores médios de fluxo de CH_4 para áreas recobertas por macrófitas de $230 \text{ mgCH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e para áreas não ocupadas de $27 \text{ mgCH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Comparativamente e considerando apenas as estimativas de fluxo CEF, o reservatório da UHE Tucuruí apresentou valores médios de emissão de 84,1 e 34,3 $\text{mgCH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ para esses ambientes, respectivamente. As estimativas de emissão realizadas por Bartlett et al. (1988) foram realizadas com câmaras com sensores infravermelho e com um sistema de simulação das condições atmosféricas, pelos quais era possível distinguir os fluxos difusivos e os ebulientes. Talvez, por utilizar um método menos preciso, as estimativas de emissão para os tributários da UHE Tucuruí, onde a emissão por bolhas é visivelmente acentuada, sejam menores em uma ordem de grandeza às apresentadas em Bartlett et al. (1988).

Por constituírem 89% do reservatório as áreas não ocupadas por macrófitas apresentam as maiores emissões diárias, apesar de apresentarem as menores taxas de fluxo de

emissão de CH_4 . Além dos fluxos ebulientes e difusivos nos tributários, os resultados sugerem que ocorre uma migração de parte do CH_4 produzido no sedimento destes ambientes para a calha central do Tocantins, o qual deve emitir por processos difusivos porção significativa do CH_4 que não é oxidado. Analogamente a uma usina termelétrica, a calha do Tocantins deve funcionar como uma "chaminé" de CH_4 .

De qualquer modo, do ponto de vista de obtenção de energia elétrica, as usinas movidas por combustíveis fósseis, além de emitirem CO_2 continuamente até o esgotamento da fonte, agem no ciclo do carbono em uma única via, ao passo que nas usinas hidrelétricas, por se tratarem de sistemas vivos, ocorrem trocas em função da produtividade primária líquida (macrófitas e fitoplâncton) e dos processos respiratórios (biota) que, a longo prazo, devem tender a uma homeostase.

5.5 - PERSPECTIVAS FUTURAS

As técnicas de processamento de imagens foram relativamente simples e estudos desta natureza em outros reservatórios amazônicos, como os de Balbina e Samuel, poderão ser conduzidos. As informações obtidas por séries temporais de imagens de reservatórios já existentes poderão ser utilizadas também na construção de futuros reservatórios na região para identificar com antecedência regiões propícias à instalação permanente de macrófitas.

As metodologias empregadas que apresentaram falhas deverão sofrer ajustes e modificações, como por exemplo:

- o tempo de agitação das amostras, a utilização de He e HgCl_2 na técnica *headspace* para a

determinação da concentração de CH_4 dissolvido na coluna d'água;

- a aquisição (elaboração) de câmaras estáticas flutuantes acopladas a um sensor infravermelho para detecção instantânea da concentração de CH_4 , viabilizando medidas mais precisas do fluxo de CH_4 para a atmosfera e a distinção entre os fluxos difusivo e ebuliente;
- a criação de um sistema de mistura do ar no interior das câmaras para simulação de ventos; e
- o aumento da representatividade das amostras através de uma maior penetração nos bancos de macrófitas por meio de acessórios semelhantes aos utilizados para andar na neve em países temperados, com os quais deverá ser possível caminhar sobre os bancos.

Outras variáveis também deveram ser quantificadas em campo, como a intensidade dos ventos, a temperatura e a pressão da atmosfera.

Em Tucuruí, a região do Rio Caraipé foi desmatada, sendo esta uma das prováveis causas da não ocupação por plantas aquáticas flutuantes. No futuro essas áreas também deverão ser amostradas. Ainda mais, as medições de campo em todo reservatório deverão ser realizadas em períodos sazonais distintos, contribuindo para a compreensão da relação das macrófitas aquáticas, das variações da cota e das vazões com a produção/emissão de CH_4 no reservatório.

Para comparações entre termelétricas e hidrelétricas quanto à contribuição para o efeito estufa,

serão necessários, além de informações mais consistentes de fluxos de CH_4 e CO_2 , dados sobre a produtividade da Floresta de Terra Firme e dos reservatórios hidrelétricos. Deste modo, deverá ser possível estimar o balanço total de carbono desses ambientes.

Dispondo deste conjunto de informações para os reservatórios de Tucuruí, Balbina e Samuel, com características geomorfológicas distintas, deverá ser possível estimar as influências no aquecimento global desses empreendimentos, fornecendo subsídios para as definições energéticas para o Brasil e principalmente para o desenvolvimento e uso racional da região amazônica no próximo século.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdon, M.M.; Figueiredo, M. **Áreas de macrófitas classificadas através de índices de vegetação extraídos de imagens Landsat/TM.** São José dos Campos, INPE, 1989. (INPE-4880-PRE/1489).
- 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 junho, 1990, **Anais.** São José dos Campos, INPE, v. 4, p.545-548.
- Abdon, M.M. **Differentiation of genus of aquatic macrophytes through remote sensing in the Tucuruí reservoir.** São José dos Campos, INPE, 1991. (INPE-5315-PRE/1712).
- Alemanha. Research on the greenhouse effect/climate research. In: **The Federal Minister for Research and Technology: Conceptual framework for research on global change 1992-1995.** Bonn, 1992. 78p.
- Alvalá, P.C. **Observações do metano atmosférico no Brasil.** São José dos Campos. 107p. (INPE-5969-TDI/573) Tese (Doutorado em Ciência Espacial) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 1995.
- Apsimon, H.; Thornton, I.; Fyfe W.; Hong, Y.; Leggett, J.; Nriagu, J.O.; Pacyna, J.M.; Page, A.L.; Skinner, B.; Steinnes, E.; Yim, W. Anthropologically induced global change - report of working group 3, IUGS Workshop Global Change Past and Present. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology (Global and Planetary Change Section)**, 82(1):97-111, 1990.

- Ballester, M.V.R. **Dinâmica de gases biogênicos (CH₄, O₂ e CO₂) em ecossistemas aquáticos da planície de inundação do Rio Mogi-Guaçu (Estação Ecológica de Jataí, São Paulo)**. (Tese de Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 1994. 169p.
- Ballester, M.V.R. **Dificuldades em avaliar as diferenças entre métodos de estimativa de fluxo de CH₄ na interface água-atmosfera**. São José dos Campos, dez. 1997a. Comunicação pessoal.
- Ballester, M.V.R. **Importância relativa dos elementos empregados pelas bactérias metanogênicas**. São José dos Campos, dez. 1997b. Comunicação pessoal.
- Bartlett, K.B.; Harris, R.C. Review and assessment of methane emissions from wetlands. **Chemosphere**, 26(1-4):261-320, 1993.
- Bartlett, K.B.; Crill, P.M.; Sebacher, D.I.; Harris, R.C.; Wilson, J.O.; Melack, J.M. Methane flux from the central Amazonian floodplain. **Journal of Geophysical Research**, 93(D2):1571-1582, 1988.
- Best, R.G.; Wehde, M.E.; Linder, R.L. Spectral reflectance of hydrophytes. **Remote Sensing of Environment**, 11(1):27-35, 1981.
- Bianchini Jr., I. The degradation process of organic matter in reservoirs. In: L. P. Rosa, M. A. Santos ed. **Hydropower plants and greenhouse gas emissions**. Rio de Janeiro, COPPE, 1997. p.6-27.

- Blake D. R.; Rowland, F.S. Continuing world wide increasing in tropospheric methane, 1978 to 1987. **Science**, 239: 1129-1131, mar. 1988.
- Broecker, W.S.; Peng, T.H. Gas exchange rates between air and sea. **Tellus**, 26:21-35, 1974.
- Bryant, J. AMOEBA clustering revisited. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 56(1):41-47, 1990.
- Burrough, P.A. **Principles of geographical information systems for land resources assessment**. Oxford, Oxford University, 1986. 193p.
- Câmara, G.; Casanova, M.A.; Hemerly, A.S.; Magalhães, G.C.; Medeiros, C.M.B. **Anatomia de sistemas de informação geográfica**. Campinas, Unicamp, 1996. 193p.
- Canuel, R.; Duchemin E.; Luccote, M. Handbook on greenhouse gases sampling and analytical techniques. In: **International Workshop Greenhouse Gases from Hydroelectric Reservoirs: Production, Fate and Means of Study**. Santarém, Pará, Brazil. **Handbook**. Québec, ENERGIE/COOPE/UFRJ/CNPq, 1997. p.5-27.
- Chanton, J.P.; Martens, C.S.; Kelley, C.A.; Crill, P.M. Showers, W.J. Methane transport mechanisms and isotopic fractionation in emergent macrophytes of an Alaskan Tundra Lake. **Journal of Geophysical Research**, 97(D15):16681-16688, 1992.
- Chen, S. C. **Informações espectrais e texturais de vegetação da região amazônica a partir de dados do sensor TM do satélite Landsat**. Tese de Doutorado pela Faculdade de

Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo. São Paulo, USP, 1996. 135p.

Chuvieco, E. **Fundamentos de teledetección espacial.** Madrid, Rialp, 1990. 453p.

Cibula, W.G.; Zetka, E.F.; Rickman, D.L. Response of the mapper bands to plant water stress. **International Journal of Remote Sensing**, 13(10):1869-1880, 1992.

Ciola, R. **Fundamentos de cromatografia a gás.** São Paulo, Edgard Blucher, 1985. 297p.

Copeland, J.J.; Duffer, W.R. Use of a clear plastic dome to measure gaseous diffusion rates in natural waters. **Limnology Oceanography**, 9(4):494-499, 1964.

Crill, P.M.; Bartlett, K.B.; Wilson, J.O.; Sebacher, D.I.; Harris, R.C. Tropospheric methane from an Amazonian floodplain lake. **Journal of Geophysical Research**, 93(D2):1564-1570, 1988.

Davis, F.W.; Simonett, D.S. GIS and remote sensing. In: Maguire, D.J., Goodchild, M.F., Rhind D.W. ed. **Geographical information systems: principles and applications.** New York, Longman, 1991. p.191-213.

Devol, A.H.; Quay, P.D.; Richey, J.E.; Martinelli, L.A. The role of gas exchange in the inorganic carbon, oxygen, and ²²²Rn budgets of the Amazon River. **Limnology Oceanography**, 32(1):235-248, 1987.

Devol, A.H.; Richey, J.E.; Clark, W.A.; King, S.L.; Martinelli, L.A. Methane emissions to the troposphere

from the Amazon floodplain. **Journal of Geophysical Research**, 93(D2):1583-1592, 1988.

Duchemin E.; Luccote, M.; Canuel, R. Comparison of the static chamber and boundary layer equation methods for the determination of CH₄ and CO₂ emissions fluxes at the water-air interface. In: **International Workshop Greenhouse Gases from Hydroelectric Reservoirs: Production, Fate and Means of Study**. Santarém, Pará, Brazil. **Handbook**. Québec, ENERGIE/COOPE/UFRJ/CNPq, 1997. p. 37-51.

Centrais Elétricas Brasileiras (ELETROBRÁS). **Plano Diretor de Meio Ambiente do Setor Elétrico 1991/1993: fundamentos**. Rio de Janeiro, 1990. v.1, 115p.

Centrais Elétricas do Norte do Brasil (ELETRONORTE). **Energizando o desenvolvimento da Amazônia**. s.d.

Estes, J.E.; Hajic, E.J.; Tinney, L.R. Fundamentals of image analysis: analysis of visible and thermal infrared data. In: American Society of Photogrammetric (ASP). **Manual of remote sensing**. Falls Church, 1983. v.1, p.987-1124.

Esteves, C. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro, Guanabara, 1988. 575p.

Faure, H. Changes in the global continental reservoir of carbon. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology (Global and Planetary Change Section)**, 82(1):47-52, 1990.

Fankhauser, S. The economic cost of global warming damage: a survey. **Global Environmental Change** 4(4):301-309, 1994.

Forsberg, B.R. **Metilação de mercúrio em sistemas aquáticos**. São José dos Campos, nov. 1997. Comunicação pessoal.

Fray-Casanova, W. **Segunda etapa de geração da UHE Tucuruí**. Tucuruí, mar. 1998. Comunicação pessoal.

Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Geografia do Brasil: Região Norte**. Rio de Janeiro, 1977.

Fung, I.; John, J.; Lerner, J.; Matthews, E.; Prather, M.; Steele, L.P.; Fraser, P.J. Three dimensional model synthesis of the global methane cycle. **Journal of Geophysical Research**, 96(D7):13033-13065, 1991.

Gagnon, L.; Chamberland, A. Emission from hydroelectric reservoirs and comparison of hydroelectricity, natural gas and oil. **Ambio** 22(8):568-569, 1993.

Gallo, K.P.; Daughtry, C.S.T. Differences in vegetation indices for simulated Landsat-5 MSS and TM, NOAA-9 AVHRR, and SPOT-1 sensor systems. **Remote Sensing of Environment**, 23(4):439-452, 1987.

Gausman, H.M. Leaf reflectance of near-infrared. **Photogrammetric Engineering**, 40(2):183-191, 1974.

Goodland, R.; Juras, A.; Pachauri, R. Can hydroreservoirs in tropical moist forest be made environmentally acceptable? **Energy Policy**, 20(6):507-515, 1992.

- Hall, F.G.; Strebel, D.E.; Nickeson, J.E.; Goetz, S.J.
Radiometric rectification: towards a common radiometric response among multidate, multisensor images. **Remote Sensing of Environment**, 35(1):11-27, 1991.
- Haralick, R.M.; Fu, K. Pattern recognition and classification. In: American Society of Photogrammetric. (ASP) **Manual of remote sensing**. Falls Church, 1983. v.1, p.793-805.
- Hecky, R.E.; Schindler, D.W.; Melack, J.; Robinson, G. Experimental and time series approaches to aquatic global change research in the Americas: a proposal to the IAI for coordination and action. Apresentado no **Inter American Institute (IAI) Workshop**, Canadá, 1996.
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Manual do Spring [on line]**. <www.inpe.br/spring/portugues/manuais.html>. Mar. 1997.
- Jensen, J.R.; Davis, B.A. Remote sensing of aquatic macrophyte distribution in selected South Carolina reservoirs. In: ASPRS-ACSM Annual Convention, 53. ACSM, Annual Meeting 47., Baltimore, Mar. 29 - Apr. 3, 1987, **Remote Sensing**. Falls Church, ASP, 1987. v.1, p.57-65.
- Jensen, J.R.; Narumalani, S.; Weatherbee, O.; Mackey Jr., H.E. Measurement of seasonal and yearly cattail and waterlily changes using multidate SPOT panchromatic data. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 59(4):519-525, 1993.
- Jensen, J.R.; Rutchey, K.; Koch, M.S.; Narumalani, S. Inland wetland change detection in the everglades water conservation area 2A using a time series of normalized

- remotely sensed data. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 61(2):199-209, 1995.
- Junk, W.J.; Howard-Williams, C. Ecology of aquatic macrophytes in Amazonia. In: Sioli, H. ed. **The Amazon**, 1984. p.269-293.
- Junk, W.J.; Mello, J.A.S.N. de. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. **Estudos Avançados**, 4(8):126-143, 1990.
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: species diversity and adaptations to the flood pulse. **Amazoniana**, 12(3/4):467-484, 1993.
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. Species diversity and distribution of herbaceous plants in the floodplain of the middle Amazon. **Verhandlungen Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, 24:1862-1865, junho 1994.
- Knipling, E.B. Physical and physiological basis for the reflectance of visible e near-infrared radiation from vegetation. **Remote Sensing of Environment**, 1(3):155-159, 1970.
- Lelieveld, J.; Crutzen, P.J. Methane emissions into the atmosphere: an overview. In: International IPCC Workshop. Methane and Nitrous Oxide: methods in national emissions inventories and options for control. Amersfoort, Feb. 3-5, 1993. **Proceedings**. Bilthoven, RIVM, 1993. p.17-25.
- Lehninger, A.L. **Princípios de bioquímica**. São Paulo, Sarvier, 1989. 725p.

- Liss, P.S.; Slater, P.G. Flux of gases across the air-sea interface. **Nature**, 247:181-184, 1974.
- McAullife, C. GC Determination of solutes by multiple phase equilibration. **Chemical Technology**, 1(1):46-51, 1971.
- Mantovani, J.E. **Dados de reflectância de macrófitas no reservatório da UHE Tucuruí**. Jun. 1997. Comunicação pessoal.
- Margalef R. **Ecologia**. Barcelona, Omega, 1982. 951p.
- Markham, B.L.; Barker, J.L. Radiometric properties of US processed Landsat MSS data. **Remote Sensing of Environment**, 22(1):39-71, 1987.
- Massambani, O.; Artaxo, P.E. Proteção da atmosfera. In: O. Massambani e P.E. Artaxo. ed. **Meio ambiente e desenvolvimento - forum USP**. São Paulo, EDUSP, 1992. p.15-34.
- Medeiros, J.S.; Câmara, G. **Curso de geoprocessamento para projetos ambientais - parte 1**. São José dos Campos, 1996. Curso ministrado no INPE em junho de 1996.
- Mera, P.A.S. Estudo das macrófitas aquáticas. In: **CNPq.INPA relatório semestral**. Manaus, INPA/ELETRONORTE/CNPq, 1982. v.2 limnologia, macrófitas, fitomassa, degradação da fitomassa, doenças endêmicas e solos. p.1-11.
- Mozeto, A.A; Stone, T.A.; Brow, I.F.; Skole, D. O uso de sistema de informação geográfica e de sensoriamento remoto na avaliação do impacto ambiental na estação

- ecológica da UHE Samuel, Rondônia, Brasil. **Interciência**, 15(5):265-271, 1990.
- Müller, A.C. **Hidrelétricas, meio ambiente e desenvolvimento**. São Paulo, Makron do Brasil, 1996. 412p.
- Natrella, M.G. **Experimental statistics**. United States department of commerce. National Bureau of Standards Handbook. **Handbook**. Whashington, 1963. 390p.
- 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(1-3):143-153, 1994.
- Novo, E.M.L.M.; Costa, M.F.; Mantovani, J.E.; Tavares de Lima, I.B.T.; Pereira Filho, W.; Ballester, M.V.R. **Avaliação de imagens orbitais de radar no estudo de ambientes aquáticos naturais e de origem antrópica na Amazônia: Lago Grande de Monte Alegre e Reservatório da UHE Tucuruí**. São Paulo, FAPESP, 1997. 98p. (processo número 96/4523-0)
- Novo, E.M.L.M. **Atual área do reservatório de Tucuruí**. São José dos Campos, fev. 1997. Comunicação pessoal.
- Odum, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro, Guanabara, 1983. 434p.
- PCI. **Using PCI software**. Canadá, 1993. v.2, 278p.
- Pereira, A.; Tassin, B. Modelo de qualidade da água para reservatórios amazônicos: calibração e validação.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 13(2):115-139, 1995.

Piedade, M.T.F.; Junk, W.J.; Long, S.P. The productivity of C₄ grass *Echinochloa polystachya* on the Amazon floodplain. **Ecology**, 72(4):1456-1463, 1991.

Piedade, M.T.F.; Junk, W.J.; Mello, J.A.N. de. A floodplain grassland of the central Amazon. In: Long, S.P.; Jones, B.J.; Roberts, M.J. ed. **Primary Productivity of Grass Ecosystems of the Tropics and Sub-Tropics**. New York, Chapman Hall/UNEP, 1992. p.127-158.

Piedade, M.T.F.; Long, S.P.; Junk, W.J. Leaf and canopy photosynthetic CO₂ uptake of a stand of *Echinochloa polystachya* on the central Amazon floodplain. **Oecology**, 97(3):193-201, 1994.

Price, J.C. Radiometric calibration of satellites sensors in the visible and near infrared: history and outlook. **Remote Sensing of Environment**, 22(1):3-9, 1987.

Ramanathan, V.; Cicerone, R.J.; Singh, H.B.; Kiehl, J.T. Trace gas trends and their potential role in climate change. **Journal of Geophysical Research**, 90(D3):5547-5566, 1985.

Revilla, J.D.; Kahn, F.L.; Guillaumet, J.L. Estimativa da fitomassa no reservatório da UHE Tucuruí. In: **CNPq.INPA relatório semestral**. Manaus, INPA/ELETRONORTE/CNPq, 1982. v.2 limnologia, macrófitas, fitomassa, degradação da fitomassa, doenças endêmicas e solos. p.1-11.

Revilla, J.D. **Estimativas da fitomassa do reservatório de Tucuruí**. Manaus, INPA/ELETRONORTE, 1984. 21p.

Richards, J. A. **Remote sensing digital image analysis.**
Berlin, Springer-Verlag, 1986. 281p.

Richey, J.E.; Devol, A.H.; Wofsy, R.; Victoria, R.; Ribeiro, M.N.G. Biogenic gases and the oxidation and reduction of carbon in Amazon river and floodplain waters. **Limnology Oceanography**, 33(4):551-561, 1988.

Romanowicz, E.A.; Siegel, D.I.; Chanton, J.P.; Glaser, P.H. Temporal variations in dissolved methane deep in the lake Agassiz peatland, Minnesota. **Global Biogeochemical Cycles**, 9(2):197-212, 1995.

Rosa, L.P.; Schaeffer, R. Greenhouse gases emissions from hydroelectric reservoirs. In: L.P. Rosa and R. Schaeffer ed. **Carbon dioxide and methane emissions: a developing country perspective.** Rio de Janeiro, COOPE/UFRJ, 1996. p.71-77.

Roulet N.T.; Matthews, E. Methane emissions from natural wetlands. In: International IPCC Workshop. Methane and Nitrous Oxide: methods in national emissions inventories and options for control. Amersfoort, Feb. 3-5, 1993. **Proceedings.** Bilthoven, RIVM, 1993. p.163-170.

Rudd, J.W.M.; Harris, R.; Kelly, C.A.; Hecky, R.E. Are hydroelectric reservoirs significant sources of greenhouse gases? **Ambio**, 22(4):246-248, 1993.

Schowengerdt, R.A. **Techniques for image processing and classification in remote sensing.** New York, Academic, 1983. 249p.

Singer, A.; Eshel, A.; Agami, M.; Beer, S. The contribution of aerenchymal CO₂ to the photosynthesis of emergent and

- submerged culms of *Scirpus lacustris* and *Cyperus papyrus*.
Aquatic Botany, 49:107-116, 1994.
- Skirrow, G. The dissolved gases - carbon dioxide. In:
RILEY, J.P. & SKIRROW, G. ed. **Chemical oceanography**.
London, Academic. 1975. P. 227-322.
- Sokal, R.R.; Rohlf, F.J. **Biometry: the principles and
practice of statistics in biological research**. San
Francisco, Freeman, 1969. 776p.
- Steffen, C.A. **Reflectância**. São José dos Campos, INPE,
1995. (INPE-5638-PUD/070).
- Stauffer, B.; Fischer, G.; Neftel, A.; Oeschger, H. Increase
of atmospheric methane recorder in antartic ice core.
Science, 229:1386-1388, Sept. 1985.
- Steel, R.G.D.; Torrie, J.H. **Principles and procedures of
statistics**. New York, McGraw-Hill, 1960. 481p.
- Stumm, W.; Morgan, J.J. **Aquatic Chemistry**. New York, Wiley,
1981. 780p.
- Svensson, B.S. e Ericson, S.O. Does hydroelectric power
increase global warming? **Ambio**, 22(8):569-570, 1993.
- Tyler, S.C.; Brailsford, G.W.; Yagi, K.; Minami, K.;
Ciceroni, R.J. Seasonal variations in the methane flux
and $\delta^{13}\text{CH}_4$ values for rice paddies in Japan and their
implications. **Global Biogeochemical Cycles**, 8(1):1-12,
1994.
- United Nations Environment Programme (UNEP). Protection of
the atmosphere [on line]. In: **Report of the United**

Nations Conference on Environment and Development. Rio de Janeiro, 3-14 June, 1992.
<gopher://unepq.unep.org:70/00/un/unced/agenda21/english/a21c09.txt>. Mar. 1997.

United States Environmental Protection Agency (EPA).

Options for reducing methane emissions internationally:
International opportunities for reducing methane emissions, s.l., July, 1993. v.2. (EPA 430-R93-006 B).

van der Gor, H.A.C.D.; Neue, H.U. Impact of gypsum application on the methane emission from wetland rice field. **Global Biogeochemical Cycles**, 8(2):127-134, 1994.

van der Gor, H.A.C.D.; Neue, H.U. Influence of organic matter incorporation on the methane emission from a wetland rice field. **Global Biogeochemical Cycles**, 9(1):11-22, 1995.

Whalen, M.; Tanaka, N.; Henty, R.; Deck, B.; Zeglen, J.; Vogel, J.S.; Southon, J.; Shemesh, A.; Fairbanks, R.; Broecker, W. Carbon 14 in methane sources in atmospheric methane. The contribution from fossil carbon. **Science**, 245:286-290, July 1989.

Wilson, R.; Spann, M. **Image segmentation and uncertainty.** New York, Wiley, 1988. 180p.

Yavitt, J.B.; Lang, G.E.; Sexstone, A.J. Methane fluxes in wetland and forest soils, beaver ponds, and low-order streams of a temperate forest ecosystem. **Journal of Geophysical Research**, 95(D13):22463-22474, 1990.

APÊNDICE AALGORITMO DE SIMULAÇÃO DE OPERAÇÕES BOOLEANAS

```

#include <stdio.h>
#include <string.h>
#include <stdlib.h>

int main()
{
char inputf[8][200];
char output[200];
char header[29];
FILE *fpi[8];
FILE *fpo;
int nlin, ncol, nima;
int lin, col, ima;
char *bufi[8],
    *bufo;

printf("\nEntre numero de linhas : ");
scanf("%d",&nlin);
printf("\nEntre numero de colunas : ");
scanf("%d",&ncol);
printf("\nEntre numero de imagens : ");
scanf("%d",&nima);

for( int i = 0; i < nima; ){
printf("\nEntre nome da imagem %d : ", i+1);
scanf("%s",inputf[i]);
if( ( fpi[i] = fopen( inputf[i], "rb" ) ) == NULL
){
printf("\n Nao foi possivel abrir %s",
inputf[i] );
printf("\nEntre com nome novamente\n");
}
else{
fseek( fpi[i], (long)29, SEEK_SET );
if( ( bufi[i] = new char[ncol] ) == NULL ){
printf("\nMemoria nao disponivel\n");
exit(0);
}
i++;
}
}
}

```

```

printf("\nEntre nome da imagem de saida : ");
scanf("%s",output);
if( ( fpo = fopen( output, "w+b" ) ) == NULL ){
    printf("\nNao foi possivel abrir %s\n", output );
    exit(0);
}
memset( header, 0, 29 );
if( fwrite( header, 1, 29, fpo ) != 29 ){
    printf("\nErro de escrita em %s\n", output );
    exit(0);
}
if( ( bufo = new char[ncol] ) == NULL ){
    printf("\nMemoria nao disponivel\n");
    exit(0);
}

for( lin = 0; lin < nlin; lin++ ){
    for( ima = 0; ima < nima; ima++ ){
        if( fread( bufi[ima], 1, ncol, fpi[ima] ) !=
ncol ){
            printf("\nErro de leitura em %s\n",
inputf[ima]);
            exit(0);
        }
        for( col = 0; col < ncol; col++ ){
            bufo[col] = 0;
            for( ima = 0; ima < nima; ima++ )
                bufo[col] |= ( (bufi[ima][col] != 0) ?
(1<<ima) : (0) );
        }
        if( fwrite( bufo, 1, ncol, fpo ) != ncol ){
            printf("\nErro de escrita em %s\n",
output);
            exit(0);
        }
    }

    for( ima = 0; ima < nima; ima++ )fclose( fpi[ima] );
    fclose( fpo );
}

```