

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM

**ESTIMATIVA DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (CO₂ E CH₄)
PELA HIDRELÉTRICA DE BALBINA, AMAZÔNIA CENTRAL, BRASIL.**

Alexandre Kemenes

Manaus, AM.

2006

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM

**ESTIMATIVA DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (CO₂ E CH₄)
PELA HIDRELÉTRICA DE BALBINA, AMAZÔNIA CENTRAL, BRASIL.**

Alexandre Kemenes

Orientador: Doutor Bruce Rider Forsberg

Fontes Financiadoras: NASA, WWF, CNPq.

Tese apresentada ao Programa Integrado de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do Convênio INPA-UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas na área de concentração em Biologia de Água Doce e Pesca Interior.

Manaus, AM.

2006

KEMENES, A.

**ESTIMATIVA DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (CO₂ E CH₄)
PELA HIDRELÉTRICA DE BALBINA, AMAZÔNIA CENTRAL, BRASIL.**

TESE - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Coordenação em Biologia Aquática e Pesca Interior, Manaus, 2006. 96 pp.

Temas: 1) Limnologia, 2) Ecologia Aquática, 3) Modelagem Ambiental, 4) Poluição Ambiental, 5) Impactos Humanos, 6) Ecologia Humana.

Sinopse

Um aumento recente das emissões de gases de efeito estufa (GEEs) tem resultado em mudanças significativas na temperatura atmosférica e no clima global. As hidrelétricas podem ter contribuído para isso a partir da liberação de metano e gás carbônico pela decomposição de material orgânico em áreas alagadas profundas. Esse trabalho tem o objetivo de quantificar as emissões de GEEs de uma hidrelétrica amazônica, UHE Balbina, e avaliar sua contribuição ao balanço regional e global desses gases.

Palavras-chave: 1. Amazônia Central, 2. Gases de Efeito Estufa, 3. Metano, 4. Gás Carbônico, 5. Modelagem Espacial, 6. Estimativa de Emissão de Gases.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos os amigos, colegas de laboratório, pesquisadores e professores que direta ou indiretamente contribuíram para a realização dessa TESE.

A todas as instituições que ajudaram tecnicamente, cientificamente ou financeiramente, **Manaus Energia, WWF, NASA, INPA, UFAM, UCSB, INPE, SIPAM.**

Em especial: **Dr. Carlos Edwar, Dr. Arnaldo Carneiro, Dr. Bruce Nelson, Dr. Phillip Fearnside, Dra. Ângela Varela, M.S. Lauren Belger, M.S. Marcelo Gordo, M.S. Arley Arruda, e Sr. Cláudio Silva** pelo apoio, sempre que se mostrou necessário.

A **Dr. John Michael Melack** pela confiança, apoio técnico, científico e financeiro.

Principalmente, a todo o apoio, conselhos profissionais, pessoais, e amizade do orientador **Dr. Bruce Rider Forsberg.**

*A meus queridos e saudosos avós,
Dr. Alexander Kemenes, Sra. Julia Lilla Kemenes e Sra. Elma Scatenna,
pela lição de vida e constante inspiração durante o trabalho árduo,*

Ofereço.

**ESTIMATIVA DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (CO₂ E CH₄)
PELA HIDRELÉTRICA DE BALBINA, AMAZÔNIA CENTRAL, BRASIL.**

Alexandre Kemenes

Orientador: Bruce Rider Forsberg

RESUMO: A temperatura relativamente constante e moderada do planeta se deve a interação entre alguns gases na troposfera e a radiação solar, num fenômeno natural chamado de efeito estufa. Atualmente, as emissões antrópicas de CO₂, CH₄ e outros gases de efeito estufa, ameaçam esse delicado equilíbrio. A construção de novas usinas hidrelétricas, que ocorre predominantemente em regiões tropicais, pode contribuir significativamente para o aumento de CO₂ e CH₄ na atmosfera. Esses gases podem ser produzidos ao longo da vida útil das usinas, principalmente, pela decomposição do material orgânico terrestre existente antes do alagamento na formação das represas. Uma das represas amazônicas com maior potencial para a geração de gases de efeito estufa (GEEs) é Balbina. Localizada em Presidente Figueiredo, na Amazônia Central, a represa de Balbina foi criada em 1987 e alagou uma área florestada de cerca de 3.000 km². O objetivo do presente trabalho é de estimar as emissões de GEEs à montante e à jusante da barragem de Balbina. A emissão de gases por difusão foi estimada, utilizando câmaras estáticas. A taxa de ebulição foi estimada utilizando funis invertidos submersos no reservatório, e pela diferença entre as concentrações de gases na entrada e saída das turbinas, a jusante da barragem. Um mapa batimétrico, um modelo de inundação e um mapa de habitats foram confeccionados a partir da análise de imagens de satélite e utilizados para a interpolação espacial e temporal de medidas de emissão no reservatório. A soma das emissões anuais a montante e a jusante da barragem para CH₄ e CO₂, foram estimadas em 485 e 2554 Gg de C de CO₂, respectivamente. Também foram feitas comparações com outros reservatórios hidrelétricos amazônicos. O estudo possibilitará a avaliação da contribuição desse reservatório amazônico à poluição atmosférica global, fornecerá subsídios para o planejamento de unidades energéticas e contribuirá para a adequação da matriz energética regional e nacional.

**GREENHOUSE GAS EMISSIONS (CH₄ AND CO₂) FROM
BALBINA HYDROELECTRIC DAM, AMAZONIA CENTRAL, BRASIL.**

Alexandre Kemenes

Dr. Bruce Rider Forsberg

ABSTRACT. The relatively constant temperature of the Earth is due to the presence of gases in the troposphere, which retain solar energy and thus regulate the global climate, a natural phenomenon called the greenhouse effect. The construction of new hydroelectric reservoirs has contributed to the recent increase in two of these greenhouse gases: CO₂ and CH₄. In reservoirs, these gases are produced by the anaerobic and aerobic decomposition, principally, of pre-existing terrestrial. The site with one of the largest potentials for generating greenhouse gases (GHGs) in the Brazilian Amazon is the Balbina dam. Created in 1987, the Balbina reservoir inundated over 3.000 km² of upland tropical forest. The objective of the present study was to estimate the emissions of CO₂ e CH₄ from Balbina complex both upstream and downstream from the dam. Diffusive emissions were estimated with static chambers. Bubble fluxes were estimated with submerged inverted funnels in the reservoir and from the difference in methane concentrations at the entrance and outflow of the turbines downstream from the dam. Detailed bathymetric and habitat maps were used together with a hydrological model for the temporal and spatial interpolation of emission measurements in the reservoir. The sum of annual emissions upstream and downstream of the dam for CO₂ and CH₄ were estimated as 2554 and 485 Gg CO₂ equivalent C, respectively. The study should help us to evaluate the contribution of this and other Amazonian reservoirs to global atmospheric pollution and contribute to the development of ecologically sustainable strategies for energy generation at the regional and national levels.

Sumário	Página
1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	20
3. MATERIAL E MÉTODOS	20
3.1. Descrição da área	20
3.2. Métodos para estimar a emissão de GEEs a montante da barragem	23
3.2.1 Variáveis independentes	24
3.2.2. Variáveis dependentes (<i>Fluxos de GEEs</i>)	25
3.2.2.1. Metodologia do campo	25
3.2.2.2. Metodologia de laboratório	27
3.2.2.3. Cálculo das emissões de gases por área inundada	30
3.2.3. Análises estatísticas.	31
3.2.4. Interpolação de dados	31
3.3. Métodos que estimaram a emissão de GEEs à jusante da barragem	36
3.3.1. Emissão na saída das turbinas	36
3.3.2. O rio Uatumã	37
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
4.1. Emissões de metano e gás carbônico a montante da barragem de Balbina	39
4.1.1 Variação na concentração e emissão de CO ₂ e CH ₄	39
4.1.2. A variação de fatores ambientais e sua influência sobre as concentrações e emissões de GEEs no reservatório	42
4.1.3. Interpolação espaço-temporal das emissões de gases	56
4.2. Emissões de metano e gás carbônico a jusante da barragem de Balbina	63
4.3. As emissões das hidrelétricas na região amazônica e a matriz energética nacional	75
5. CONCLUSÕES	82
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	86

Tabelas	Página
Tabela 3.1.	22
Tabela 4.1.1.	40
Tabela 4.1.2.	41
Tabela 4.1.3.	43
Tabela 4.1.4.	50
Tabela 4.1.5.	54
Tabela 4.1.6.	55
Tabela 4.1.7.	60
Tabela 4.1.8.	60
Tabela 4.2.1.	65
Tabela 4.2.2.	65
Tabela 4.2.3.	71
Tabela 4.2.4.	73
Tabela 4.2.5.	74
Tabela 4.3.1.	76
Tabela 4.3.2.	79

Figuras	Página
Figura 3.1.	21
Figura 3.2.	24
Figura 3.3.	25
Figura 3.4.	27
Figura 3.5.	28
Figura 3.6.	32
Figura 3.7.	33
Figura 3.8.	35
Figure 3.9.	38
Figure 3.10.	39
Figura 4.1.1.	44
Figura 4.1.2.	45
Figura 4.1.3.	46
Figura 4.1.4.	49
Figura 4.1.5.	52
Figura 4.1.6.	53
Figura 4.1.7.	57
Figura 4.1.8.	59
Figura 4.1.9.	62
Figura 4.2.1.	64
Figura 4.2.2.	67
Figura 4.2.3.	68
Figura 4.2.4.	69
Figura 4.2.5.	70
Figura 4.2.6.	74
Figura 4.3.1.	81

ANEXOS

Anexo 1

Anexo 2

Página

92

96

1. INTRODUÇÃO

O planeta Terra é um sistema heterogêneo único, com propriedades químicas, físicas e biológicas distintas. Sua superfície pode ser dividida em quatro grandes domínios, a atmosfera, a hidrosfera, a litosfera e a biosfera. Aproximadamente 99 % da atmosfera terrestre é composta de N_2 e de O_2 ; entretanto, o H_2O e o CO_2 também são componentes abundantes (Lovelock, 1991). Alterações na proporção desses gases podem gerar modificações no clima, na quantidade e qualidade da radiação solar que atinge o solo e na constituição do ar que respiramos.

A temperatura relativamente constante e o clima moderado do planeta se devem ao “efeito estufa”, um fenômeno dependente de alguns gases presentes na troposfera terrestre. O CH_4 (metano), o CO_2 (gás carbônico), o N_2O (óxido nitroso), os CFC11, os CFC12 (clorofluorcarbonetos), o O_3 e o H_2O são os GEEs (gases de efeito estufa) mais conhecidos (Schlesinger, 1997). A entrada da radiação solar na atmosfera é balanceada pelo retorno dessa energia re-emitida pela superfície do solo na forma de ondas longas de luz na faixa infravermelha. Uma boa parte dessa radiação refletida é absorvida por GEEs na troposfera, resultando num aquecimento da camada atmosférica inferior. Esse fenômeno natural regula a temperatura e o clima, possibilitando o desenvolvimento da vida (Lovelock, 1991). Entretanto, um aumento significativo de GEEs foi registrado nos últimos séculos, atribuído principalmente às atividades humanas como a queima de combustíveis fósseis e florestas, o desmatamento e as mudanças no uso do solo e água. Esse incremento na concentração de GEEs tem resultado num aumento gradual da temperatura e umidade, alterando padrões de precipitação e evapotranspiração, causando mudanças significativas em vários sistemas físicos e biológicos do mundo.

Os processos biológicos têm um papel central nos ciclos biogeoquímicos do carbono. Todos os seres vivos são basicamente compostos por carbono. É estimado que a biosfera contenha $5 \cdot 10^{18}$ g C, dos quais 20% estaria na forma de organismos vivos e o restante na forma de detrito orgânico acumulado e em decomposição (Schesinger, 1997). Os processos metabólicos geram grandes quantidades de CO_2 e CH_4 que podem alterar as concentrações desses gases na atmosfera, produzindo profundas mudanças no clima global. Analisando o balanço anual de CO_2 no globo, foi constatado que a fotossíntese terrestre absorve $120 \cdot 10^{15}$ g C enquanto que a respiração emite $122 \cdot 10^{15}$ g C (Schesinger, 1997). Os oceanos também absorvem $107 \cdot 10^{15}$ g C e emitem $105 \cdot 10^{15}$ g C na forma de CO_2 , anualmente. As emissões de CO_2 devido à queima de combustíveis fósseis e à destruição de florestas foram estimadas em $8 \cdot 10^{15}$ g C (Schlesinger, 1997). Considerando todos esses processos, foi encontrado um incremento líquido de 0,4% ao ano da concentração de CO_2 na atmosfera (cerca de 2 ppmv) (Keeling & Whorf, 2003). Esse incremento só não é maior devido ao seqüestro de carbono pelas florestas. Estudos em florestas tropicais de terra firme indicam que o saldo entre o seqüestro e a emissão de GEEs é positivo e que esse valor anual é de duas toneladas de carbono por hectare (Ometto *et al.*, 2005).

Quanto ao metano (CH_4), esse é o menor componente gasoso do ciclo do carbono. As emissões naturais de metano são geralmente menores que as do gás carbônico (CO_2). Richey *et al.* (2002) calcularam que as emissões difusivas de gás carbônico da Amazônia Central (um quadrante de cerca de $1,77 \cdot 10^6$ km² de área) podem chegar a $210 \text{ TgC} \cdot \text{ano}^{-1}$ enquanto que numa mesma área Melack *et al.* (2004) calcularam as emissões superficiais de metano em até $6,8 \text{ TgC} \cdot \text{ano}^{-1}$. Entretanto, o impacto de uma molécula de CH_4 sobre o aquecimento global, integrado durante um período de 100 anos, é 21 vezes maior do que o de uma molécula de CO_2 (Lelieveld *et al.*, 1998). Assim, apesar da menor taxa de emissão e

concentração atmosférica, a contribuição do metano para as mudanças climáticas é bem significativa (Rosenberg *et al.*, 1997). A concentração atmosférica de metano é de 1,7 ppmv enquanto que a do CO₂ fica em torno de 373 ppmv (Dlugokencky *et al.*, 2003; Roberson, 2006). O metabolismo anaeróbico associado às mudanças no uso da terra e água tem contribuído para um aumento de CH₄ em menos de 1% ao ano (Crutzen *et al.*, 1986; Devol *et al.*, 1990; Gagnon & Chamberland, 1993; Dlugokencky *et al.*, 2003). Os gases liberados na decomposição da matéria orgânica em áreas alagadas tropicais naturais podem representar 60 % das emissões globais de CH₄ deste tipo de habitat (Bartlett & Harriss, 1993).

Os processos biogeoquímicos influenciam significativamente a qualidade da água e a emissão de GEEs em ambientes alagados amazônicos (Melack *et al.*, 2004). Os processos microbianos nos solos hidromórficos e anóxicos diferem dos encontrados em solos bem drenados. A decomposição de substratos orgânicos para a liberação de GEEs é bem mais lenta, embora contínua (Schlesinger, 1997). A metanogênese é um processo exclusivamente anaeróbico realizado por um grupo de metanobactérias (Archaeobacteria) quimiotróficas em locais alagados (Matson & Harris, 1995). A produção de gases pelas metanobactérias em água doce é dominada em 60 % pela quebra do acetato, $\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{CH}_4$, obtido durante a fermentação da matéria orgânica e 40% pela reação quimioautotrófica da redução do gás carbônico, $\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$ (Matson & Harris, 1995). Como essa última reação requer muito hidrogênio e processos catabólicos sofisticados ela tende a ser limitada às áreas mal drenadas com muito sedimento em suspensão. Além de ser produzido pela metanogênese, o CO₂ também resulta do metabolismo aeróbico de material orgânico, $\text{CH}_2\text{O} + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$ (Matson & Harris, 1995). Segundo Richey *et al.* (1988), o CO₂

encontrado nas águas amazônicas superficiais é o resultado da somatória dos processos de metanogênese, oxidação e respiração celular. Já o CH₄ é produzido por metanogênese no fundo anóxico dos lagos e outros ambientes alagáveis estratificados. A concentração de metano é fortemente reduzida na superfície por um grupo de bactérias aeróbias metamórficas que o oxidam, através da reação $\text{CH}_4 + 4 \text{O}_2 \rightarrow \text{HCHO} + \text{H}_2\text{O} + 2 \text{O}_3$, o formaldeído gasoso produzido é convertido para CO com o contato da atmosfera e oxidado através de duas reações instantâneas, $\text{CO} + \text{OH} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}$ e $\text{CO} + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{O}_3$ (Schlesinger, 1997). Dessa forma, podemos considerar os solos bem drenados e as águas oxigenadas como sumidouros de CH₄ (Kammann *et al.*, 2001). Assim, as concentrações dos gases CO₂, CH₄ e O₂ em amostras de água podem alertar sobre a ocorrência de atividades biológicas em ambientes aquáticos (Devol *et al.*, 1990).

Segundo Fearnside (2001), as represas hidrelétricas existentes na Amazônia, em 1990, liberaram cerca de $0,27 \cdot 10^6$ toneladas de metano e $37 \cdot 10^6$ toneladas de gás carbônico por ano. Fearnside (2002) também estimou que somente a usina hidroelétrica de Tucuruí, no ano de 1990, emitiu uma quantidade de GEEs com um potencial de aquecimento atmosférico duas vezes maior do que aquele gerado pela queima de combustíveis fósseis na cidade de São Paulo. Essas estimativas são preliminares, já que foram baseadas na extrapolação de dados limitados obtidos em outros reservatórios (Fearnside 2001, 2002, 2004b e 2005). Dados reais com medidas sazonais contínuas dos fluxos de GEEs em reservatórios amazônicos são escassos. Existem globalmente cerca de 40 mil grandes reservatórios destinados à produção de energia hidrelétrica que alagaram uma área agregada de 600 mil km² (Rosenberg *et al.*, 1997). Foi estimado que estas hidrelétricas são responsáveis por 4 % das emissões antrópicas de CO₂ e 18 % das emissões

antrópicas de CH₄, globalmente (Saint Louis *et al.* 2000). A maioria dos novos reservatórios está sendo criada em regiões tropicais, onde existe o maior potencial hidrelétrico sub-explorado e são crescentes as necessidades energéticas. O Brasil tem necessidade de acrescentar quatro mil MW por ano à capacidade energética já instalada através de um plano audacioso (Plano 2010) para a construção de 80 hidrelétricas somente na região amazônica. Segundo Fearnside (1995), isso aumentaria demais a contribuição do Brasil às emissões globais de GEEs.

Alguns desses empreendimentos já estão concluídos: Balbina, Tucuruí, Samuel e Curuá-Uma; outros estão numa difícil fase de planejamento e implementação como Belo Monte (rio Xingu), Santo Antônio e Jirau (rio Madeira) e o restante dificilmente será iniciado ainda nessa década. A escolha das usinas a serem construídas deveria seguir uma rigorosa análise entre custo e benefício. Além das dificuldades habituais como o transporte de materiais, doenças tropicais e política tradicional, os custos ambientais também deveriam ser contabilizados. O Plano 2010 utilizou uma série de coeficientes para avaliar os potenciais custos e benefícios dos empreendimentos. Entre eles, a razão dos megawatts gerados por unidade de área inundada foi considerado o melhor índice de benefícios frente aos custos ambientais. A expectativa de um maior rendimento energético por área alagada foi uma das principais justificativas na criação da usina de Tucuruí (Rosa *et al.*, 1995). Já Belo Monte foi considerada uma obra estratégica do governo Fernando Henrique Cardoso, por proporcionar com Tucuruí uma integração energética Norte e Sul. Foi considerada “a melhor hidrelétrica do mundo” pelo Sr. José Muniz Lopes, presidente da ELETRONORTE (ELETRONORTE, 2002). Esse projeto inicial previu uma área inundada de 1.225 km² e foi alvo de inúmeras críticas. Para facilitar seu licenciamento junto ao Senado Federal, a área alagada foi reduzida a 400 km², diminuindo sua potência instalada para 11.180 MW

(ELETRONORTE, 2002). Segundo Rosa *et al.* (1995), "A realização de Belo Monte será marcante na política das UHs em ambientes amazônicos e no desenvolvimento da região, podendo estimular a proliferação dessas unidades por toda Amazônia". Entretanto, devido a problemas quanto à licitação e na elaboração do EIA/RIMA, o Ministério Público mantém suspensas às atividades em Belo Monte (O Estado de São Paulo, três de junho de 2002). Em 2003 o Dr. Luis Pingueli Rosa assumiu a presidência da ELETROBRÁS e declarou à imprensa que o projeto Belo Monte seria rediscutido, levando em conta a diminuição da potência instalada. Através de duas simulações realizadas pelo modelo *Hydrosin*, em 2003, foi apontado que para a série de hidrelétricas, em cascata no rio Xingu, a meta energética estipulada pela Eletronorte seria atingida; entretanto, com a construção isolada de Belo Monte o resultado seria muito inferior à meta prevista. A ausência dos reservatórios a montante de Belo Monte iria desregular o abastecimento de água, impedindo o ganho energético previsto pela empresa (Cicogna, 2003). Num estudo posterior sobre a viabilidade técnica e ambiental desse empreendimento foram utilizados dois cenários: o primeiro considerou a potência energética anunciada pela empresa e o segundo a potência prevista pelo modelo *Hydrosin*. Somente o primeiro foi considerado viável (Leitão, 2005).

O potencial hidroelétrico realmente viável na Amazônia é claramente inferior ao previsto pelo Plano 2010. Os rios que deveriam ser mais explorados seriam o Xingu, o Tocantins e o Madeira (Rosa *et al.*, 1995). Entretanto, esses sistemas são de grande importância para o transporte regional de pessoas e de cargas, na produção pesqueira, na exploração dos recursos naturais renováveis e no padrão socio-cultural de vida dos ribeirinhos. O barramento de um rio e as mudanças no uso da terra necessárias à produção elétrica implicariam numa série de transformações drásticas do ecossistema aquático em um tempo relativamente curto como o aumento da profundidade, diminuição da correnteza,

aumento da temperatura, estratificação termal da coluna de água, emissão de gases de efeito estufa e diminuição da diversidade biológica no sistema. A transformação de um ambiente lótico para um lêntico resulta no desaparecimento de espécies estritamente fluviais e no rearranjo geral das remanescentes (Castro & Arcifa, 1987; Tundisi, 1986). Obviamente nem todas as espécies serão capazes de se adaptar, sendo esperada uma fauna menos diversificada que a do rio original (Lowe-McConnell, 1975). As populações de espécies migratórias serão reduzidas drasticamente e até mesmo eliminadas, sendo beneficiadas aquelas capazes de reproduzir em água parada (Castro & Arcifa, 1987).

A represa com a maior área alagada e um dos maiores potenciais para a geração de GEEs da Amazônia é o reservatório de Balbina, localizada no município de Presidente Figueiredo, superada apenas por Tucuruí que apresenta maior vazão de água e maior emissão de GEEs. Existem poucas medidas reais da emissão superficial de CO₂ e CH₄ no reservatório a montante da usina de Balbina. Entretanto, é conhecido que condições ambientais em águas profundas de lagos tropicais favorecem a metanogênese (Richey *et al.*, 1988) e que as concentrações de metano dissolvido aumentam significativamente com a profundidade em reservatórios tropicais (Galy-Lacaux *et al.*, 1999). Como o lago de Balbina possui uma profundidade máxima de cerca de 30 m, é também esperada uma forte emissão de GEEs. Os estudos sobre emissões de GEEs a jusante das barragens amazônicas são praticamente inexistentes. Além de conter altas concentrações de GEEs, as águas profundas dos reservatórios também são caracterizadas por elevada pressão hidrostática. Quando estas águas passam pelas turbinas de uma usina hidrelétrica, a pressão hidrostática cai abruptamente e uma grande parte dos GEEs é liberada instantaneamente para a atmosfera. Abril *et al.* (2005) demonstraram que 70% das emissões de metano pela usina hidrelétrica Petit Saut (Guiana Francesa) ocorreram à jusante da barragem. Como a entrada

das turbinas de Balbina fica a aproximadamente 30 m abaixo da superfície da represa, a queda de pressão hidrostática e a liberação de metano na saída também devem ser expressivas.

A elevação da concentração de metano e outros GEES na atmosfera terrestre durante o último século tem alterado muito o clima da Terra (Hansen *et al.* 2006). As evidências dessas mudanças globais têm estimulado uma busca de acordos políticos para controlar as emissões de GEEs. Para a implementação destes acordos, é essencial que cada país contabilize suas emissões e desenvolva estratégias de médio e longo prazo para reduzi-las. Cerca de 80 % da energia elétrica no Brasil é produzida por hidrelétricas, porém a emissão de GEEs associada a esta produção ainda não foi adequadamente estudada. O presente estudo pretende fornecer dados inéditos sobre a emissão de GEEs pela usina hidrelétrica de Balbina que devem contribuir na contabilização das emissões regionais e nacionais de GEEs e fornecer subsídios para a adequação da matriz energética nacional às novas normas ambientais.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral desse estudo é de estimar a emissão total dos gases de efeito estufa, CO₂ e CH₄, pela hidrelétrica de Balbina. Os objetivos específicos são:

- 1) Estimar a emissão de GEEs à montante da barragem;
- 2) Estimar a emissão de GEEs à jusante da barragem;
- 3) Contribuir na contabilização da emissão de gases para o Parque Hidrelétrico Nacional.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Descrição da área

A barragem de Balbina foi construída na Amazônia Central com o objetivo de fornecer energia elétrica para a cidade de Manaus (Figura 3.1). A represa foi criada em 1987 pelo barramento do rio Uatumã. Melack & Wang (1998) calcularam uma área de 2.500 km² para o lago de Balbina e classificaram sua vegetação. As demais características limnológicas da represa estão indicadas na Tabela 3.1.

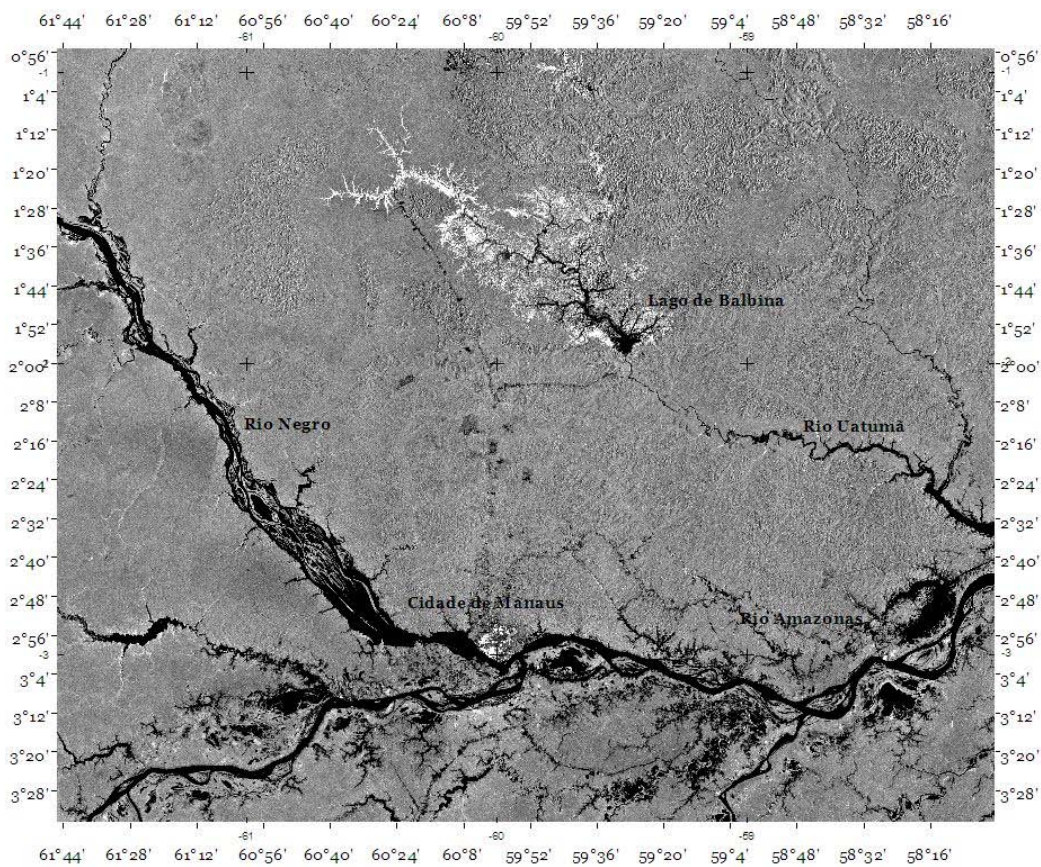


Figura 3.1. Localização geográfica do lago de Balbina (imagem de radar do período de cheia, JERS-1 SAR).

Na represa de Balbina foi realizado apenas o desmatamento da parte do lago principal próximo à barragem, contrariando a Lei 3.824/60 que obriga a limpeza completa de açudes, represas e lagos artificiais. A justificativa da ELETRONORTE foi de que a água seria destinada apenas à geração de energia e não ao consumo (A Crítica, oito de novembro de 1985). Logo após o represamento, a maioria da vegetação terrestre alagada morreu e entrou em decomposição, produzindo condições anóxicas na maior parte do reservatório e um aumento das emissões de GEEs para a atmosfera.

Tabela 3.1. Características da hidrelétrica de Balbina registradas entre 1987 – presente (ELETRONORTE, 2006).

Dados hidrológicos	
Área de drenagem da bacia a montante da barragem	18.450 km ²
Vazão máxima registrada	1750 m ³ s ⁻¹
Vazão mínima registrada	4,9 m ³ s ⁻¹
Altura máxima da barragem em relação ao leito do rio	33,5 m
Profundidade máxima registrada	31,11 m
Profundidade mínima registrada	26 m
Volume útil	5.960x10 ⁶ m ³
Volume total acumulado	17.533x10 ⁶ m ³
Tempo de residência	11,7 meses

A capacidade instalada de Balbina é de 250 MW, com cinco geradores de 50 MW cada. Entretanto, a vazão de água e a capacidade real de geração de Balbina é menor devido à pequena bacia hidrográfica a montante da barragem e a variação sazonal da vazão característica dos rios dessa região. A produção média da represa foi estimada em apenas 112 MW, com uma capacidade geradora por unidade de área inundada de 0,11 MW km⁻² (Fearnside, 1989).

Características limnológicas e meteorológicas registradas para a represa de Balbina durante o período específico das coletas de 2004 e 2005 foram cedidas pela Manaus Energia. A média mensal da vazão de água pelas turbinas durante esse período foi de 561,57 m³ s⁻¹, sendo 694,03 m³ s⁻¹ nos meses chuvosos (dezembro a abril) e 432,51 m³ s⁻¹ nos meses mais secos (junho a outubro). A média mensal de pluviosidade na região

durante o mesmo período foi de $9,65 \text{ cm dia}^{-1}$, sendo de $13,76 \text{ cm dia}^{-1}$ nos meses chuvosos e $7,61 \text{ cm dia}^{-1}$ nos meses secos. Quanto a temperatura da água superficial da represa, a média mensal foi de $28,74 \text{ }^\circ\text{C}$, sendo $28,04 \text{ }^\circ\text{C}$ nos meses de inverno e $29,96 \text{ }^\circ\text{C}$ nos meses de verão. A média mensal da velocidade do vento que atingiu a barragem foi de $2,14 \text{ m s}^{-1}$, sendo $3,42 \text{ m s}^{-1}$ nos meses úmidos e $1,73 \text{ m s}^{-1}$ nos meses secos.

3.2. Métodos para estimar a emissão de GEEs a montante da barragem

Para estimar a emissão anual de GEEs no reservatório à montante da barragem foram realizadas medidas de emissão total e ebulitiva de metano e gás carbônico em até 14 pontos por período de coleta (a cada dois meses), distribuídos na represa durante os anos de 2004 e 2005 (Figura 3.2). Uma série de variáveis independentes foram avaliadas simultaneamente para investigar a influência desses parâmetros sobre as taxas de emissão e para auxiliar a interpolação espacial e temporal das medidas de fluxo. Essas variáveis incluíram: profundidade, temperatura superficial e do fundo, concentração de oxigênio dissolvido na superfície e no fundo, transparência da água, velocidade de vento, temperatura do ar, variação da cota e pluviosidade. Um mapa batimétrico, um modelo espaço-temporal de inundação e um mapa de habitats também foram desenvolvidos para a interpolação espacial e temporal dos dados.

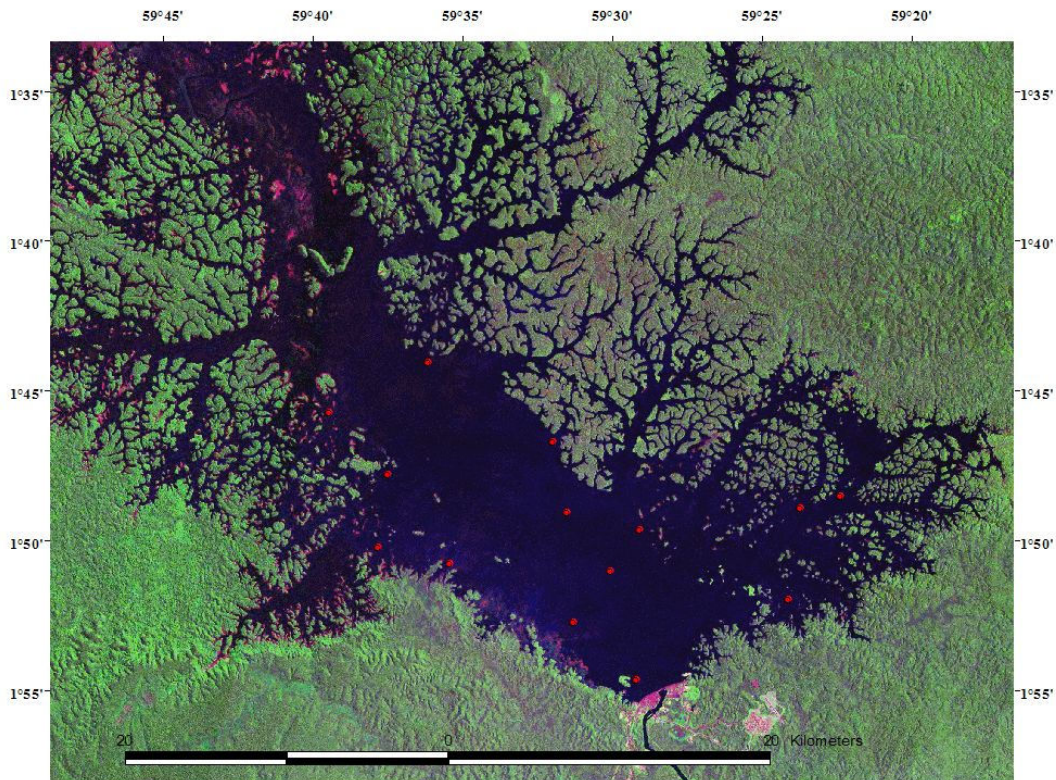


Figura 3.2. Distribuição dos pontos de coleta de dados a montante da barragem de Balbina.

3.2.1 Variáveis independentes

Valores da velocidade do vento (m s^{-1}), da pluviosidade (cm), da temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$) e da cota do reservatório (m) nos dias de coleta foram obtidos junto à equipe técnica da Manaus Energia. A velocidade do vento foi medida por um anemômetro (Campbell Scientific, INC.), a pluviosidade por um pluviômetro *Ville de Paris* (JCTM) com uma área de captação de 400 cm^2 e a temperatura do ar com um termômetro digital (JCTM), todos fixados sobre a barragem. A transparência da água foi medida com um disco de SECCHI (30 cm de diâmetro) nos pontos de coleta. A temperatura e concentração de oxigênio na

superfície e fundo em cada ponto de coleta foram estimadas com um termistro/oxímetro com cabo blindado de 15 m com um sensor estanque e submersível (Yellow Springs Instrumentos, Modelo 85, Figura 3.3A). Para profundidades maiores, foram realizadas coletas de água com uma garrafa de RUTNER e as medidas de temperatura e de oxigênio dissolvido foram realizadas com o termistro/oxímetro na embarcação na superfície (Figura 3.3B). A profundidade na ponta da coleta foi estimada com um lastro e linha métrica.

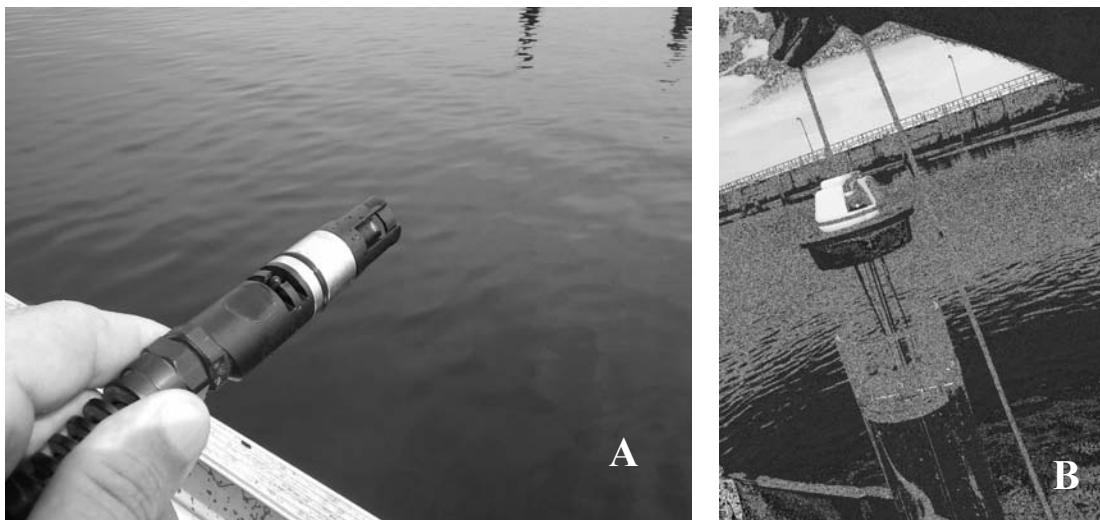


Figura 3.3. Sensor estanque (A) com cabo de 15 m submersível para medidas de temperatura e O_2 dissolvido na água; e a garrafa de RUTNER (B).

3.2.2. Variáveis dependentes (*Fluxos de GEEs*)

3.2.2.1. Metodologia do campo

Para estimar as emissões por ebulição foram utilizados funis invertidos, com 30 cm de diâmetro de boca (área da boca: $0,28 \text{ m}^2$), distribuídos em alguns pontos e fixados logo abaixo da superfície do lago (Figura 3.4A). No final superior desse funil invertido, foi colocada uma válvula para retirar as bolhas de gás que acumulavam no equipamento. O tempo de permanência do funil na água foi de cerca de 24 h. Todo o gás acumulado durante este período foi retirado e seu volume anotado. As amostras de gás foram coletadas em frascos de 30 ml, com tampas de borracha densa, previamente preenchidos com água destilada. Na hora de coleta do gás, duas agulhas foram introduzidas na tampa; a amostra foi levada ao frasco por uma seringa fixada numa das agulhas sendo que a água destilada foi expulsa do frasco pela segunda agulha.

A taxa de emissão total superficial (interface água-ar) foi estimada utilizando câmaras estáticas flutuantes (Figura 3.4B). A câmara estática era composta de uma caixa plástica invertida, arredondada, refletiva e flutuante, com o volume interno fixo (volume: $0,06 \text{ m}^3$, área da boca: $0,23 \text{ m}^2$) e uma válvula externa para coleta com um tubo fino. Cada caixa também possuía um ventilador interno (12 V) para garantir a mistura de gases durante a medida. As medidas de emissão duravam 15 minutos. Quatro amostras de gás foram retiradas da câmara em intervalos de cinco minutos com seringas de polietileno de 60 ml. Uma amostra de ar atmosférico, uma amostra de água superficial, e outra do fundo do lago também foram coletadas em cada ponto. As amostras de água foram processadas pelo método *headspace* para determinar a concentração dissolvida de gás. Neste método, 30 ml da amostra de água eram equilibradas com 30 ml de ar atmosférico e depois a amostra de gás era coletada e analisada (Johnson *et al.*, 1990). Experimentos foram realizados em campo para investigar a agitação necessária para obter uma amostra confiável. Foi determinado que cem agitações (cerca de um minuto), seguidas de dois minutos de

descanso dessa seringa na sombra foi o suficiente para obter um completo equilíbrio entre as fases. Todas as amostras de gás foram armazenadas em frascos de 30 ml, como no método já descrito acima, e transportadas para Manaus.

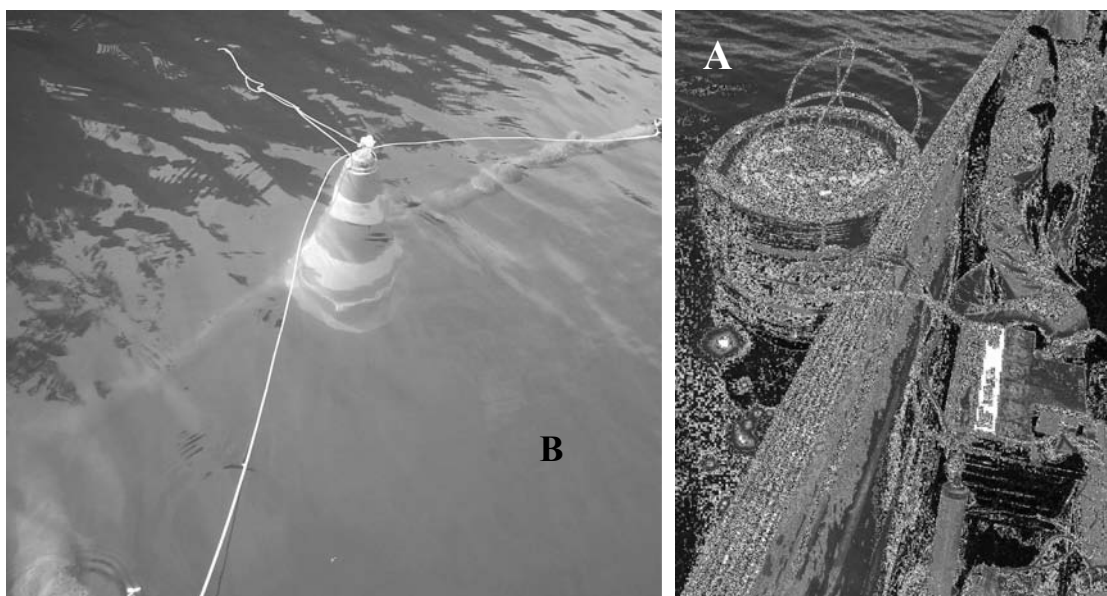


Figura 3.4. A câmara estática flutuante (A) e o funil invertido, boiando lotado de metano (B).

3.2.2.2. Metodologia de laboratório

Os metano e gás carbônico, presentes em cada amostra, foram analisados num cromatógrafo de duplo detector (GC-14A, SHIMADZU, Figura 3.5 A), segundo a metodologia descrita por Hamilton *et al.* (1995). O aparelho foi equipado com um FID para detectar o metano, um TCD para o gás carbônico e uma seqüência de colunas e válvulas

desenhadas para separar esses gases (Willett, 1987). O sistema utilizava H_2 , gerado a partir da hidrólise da água, como gás carreador e também para a queima do metano no FID (Figura 3.5 B). As amostras foram injetadas diretamente em uma entrada específica do aparelho através de uma coluna de dessecante para eliminar a umidade. Uma válvula chamada “Evento 91” introduziu a amostra no duto do gás carreador enquanto estava na posição Ev + 91. Uma segunda válvula chamada “Evento 92” transportou o gás carreador para a coluna MS-5 quando estava em posição aberta, Ev + 92 (MS bypass). A maior parte do vapor de água foi retirada do sistema depois da separação dos gases pelas colunas para

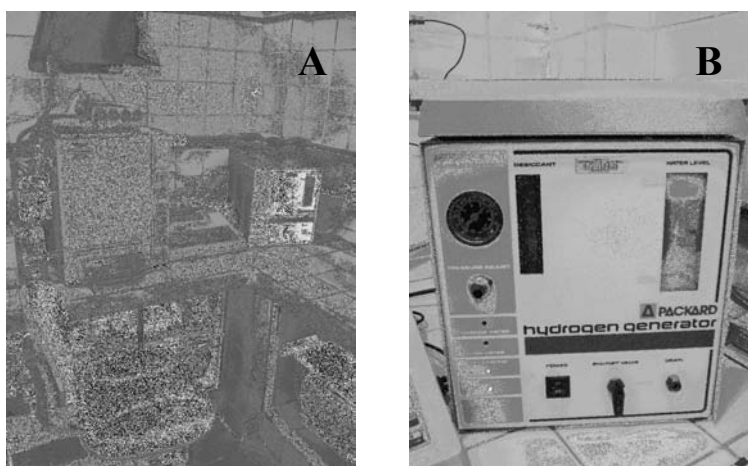


Figura 3.5. Cromatógrafo de gás (A) e gerador de H_2 (B).

reduzir o tempo total das análises seguintes. O TCD era no “Canal 1” do cromatógrafo e o FID era no “Canal 2”. O gás de arraste saiu do sistema através de três pontos: pelo fluxo do regulador pelo TCD e pelo FID. As temperaturas de operação desses elementos foram DET - T 250 °C, TCD - T 175 °C, e COL 70 °C. O gás H_2 que saiu do gerador passou pelo regulador de fluxo Nupro que dividia e controlava a passagem do fluxo para três pontos, controlados

por válvulas e mostradores distintos: Hidrogênio, Carreador P e Carreador M. O ar comprimido veio de um cilindro externo (65 psi). Utilizando H₂ como carreador, as pressões de fluxo de gases controladas foram de Carreador (Carrier P) 1,25 kg cm⁻², Hidrogênio (H₂, FID) 0,1 kg cm⁻², Ar (Air, FID) 0,55 kg cm⁻².

Limite máximo de detecção - a concentração de metano obtida nos funis invertidos, muitas vezes ultrapassou o valor máximo detectável pelo cromatógrafo utilizado (~ 30.000 ppmv). Para obter valores confiáveis foi necessário diluí-la 20 vezes com ar atmosférico, sendo essa diluição devidamente corrigida junto aos resultados finais da análise.

Tempo de validade das amostras – para investigar a estabilidade dos gases das coletas, amostras de gases padrão (metano: 50 ppmv e gás carbônico: 350 ppmv) foram coletadas em frascos de 30ml e armazenadas por diferentes períodos de tempo antes de serem analisadas para o CH₄ e CO₂. Foi detectada uma perda significativa na concentração de gás carbônico dos frascos após uma semana de descanso. Quanto ao metano, não foram encontradas alterações significativas em amostras com até um mês de descanso. A partir destes resultados foi estabelecido um tempo máximo de armazenagem de sete dias para análise dos dois gases.

Transformação dos dados brutos, concentrações de gases na água, e outras conversões - todos os dados obtidos através do cromatógrafo de gás foram expressos em ppmv, isto é, partes por milhão em volume. A partir daí, foram transformados em mg de carbono. m⁻³ utilizando as seguintes relações:

- 1 ppmv de gás (volume/volume) equivale a 1 ml m⁻³, ou seja, 1 ml/1 milhão de ml;
- 1 mole equivale a 22,4 l, sendo que 1 l = 1/22,4 = 0,044643 moles;
- 1 ml equivale a 4,4643 . 10⁻⁵ moles;

Para os gases que apresentam um átomo de C por molécula como o CO₂ e o CH₄, temos que,

$$\rightarrow 1 \text{ ml} = 4,4643 * 10^{-5} \text{ moles de C} * 12\text{g.mole}^{-1} = 5,3 * 10^{-4} \text{ g C};$$

$$\rightarrow 1 \text{ ml} = 0,535716 \text{ mg C}$$

O coeficiente de partição, Água – Ar, do CH₄ para uma mistura de 50% gás : 50% água é de aproximadamente 27 (Hansch & Leo, 1979) e o coeficiente correspondente para o CO₂ é de 1,5 (Broecker & Peng, 1982), isso a CNPT (27°C). Sendo assim,

Para o CH₄:

Expressando o coeficiente de partição como uma proporção, temos que (27 + 1): 27 = 1,037, assim,

$$\text{mgC m}^{-3} = \text{C ppmv} * 1,037 * 0,535716 = \text{C ppmv} * 0,5555 \text{ (em eq C)}$$

Para o CO₂:

Expressando o coeficiente de partição como uma proporção, temos que (1,5 + 1): 1,5 = 1,667, assim,

$$\text{mgC m}^{-3} = \text{C ppmv} * 1,667 * 0,535716 = \text{C ppmv} * 0,893 \text{ (em eq C)}.$$

3.2.2.3. Cálculo das emissões de gases por área inundada

As concentrações de gases, convertidas para unidades de carbono, foram utilizadas para estimar as taxas de emissão por unidade de área. No caso das medidas de emissão total, as concentrações das amostras coletadas foram relacionadas contra o tempo através de equações de regressão. Depois, a inclinação dessa regressão (mg C m⁻³ dia⁻¹) foi multiplicada pelo volume (m³) da câmara e dividida pela área superficial da entrada da câmara (m²) para obter a emissão diária (mg C m⁻² d⁻¹). No caso das medidas de emissão ebulitiva, a concentração de gás (mg C m⁻³) era multiplicada pelo volume acumulado (m³ d⁻¹)

¹⁾ e depois dividida pela área da entrada do funil (m^2) para obter uma emissão diária de bolhas ($mg\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$). A taxa de emissão difusiva foi estimada pela diferença entre a emissão total e ebulitiva.

3.2.3. Análises estatísticas.

As influências de variáveis independentes sobre a emissão de metano e gás carbônico no reservatório foram investigadas através de uma análise de ANCOVA, onde o tipo de habitat foi considerado uma variável categórica e as demais, contínuas.

3.2.4. Interpolação de dados

Para facilitar a interpolação espacial das taxas de emissão correlacionadas à profundidade de habitat, foram desenvolvidos mapas de profundidade e habitats. O mapa de profundidade foi aliado aos dados de cota, para desenvolver um modelo temporal de inundação que seria utilizado para a interpolação espacial e temporal de emissões médias, na ausência de relações com variáveis independentes.

Mapa batimétrico - A variação da profundidade no lago de Balbina foi registrada através de um ecobatímetro com um GPS acoplado (LMS 320, LOWRANCE) (Figura 3.6) e uma voadeira (barco de alumínio de 7 m com motor de popa MERCURY de 25 Hp). Através desses equipamentos foi realizada uma varredura de profundidade do fundo de praticamente



Figura 3.6. Ecobatímetro digital com GPS acoplado.

todo o reservatório de Balbina, sendo delimitado parte de seu relevo submerso. Realizando as devidas correções no posicionamento geográfico e na profundidade, através da cota do dia, esses pontos foram transportados sobre uma imagem LANDSAT TM (1999) georreferenciada, através do Programa ARCVIEW 3.2. A imagem LANDSAT utilizada foi adquirida quando a cota do reservatório era próxima ao valor máximo de 50 m. Portanto os limites da classe de água aberta na imagem foram considerados os limites máximos de inundação e foram atribuídos um valor de 0 m no mapa de profundidade. A área inundada nesta imagem também foi utilizada como uma máscara de inundação nessa e na análise subsequente (Figura 3.7). Os limites dessa máscara correspondem com aqueles da

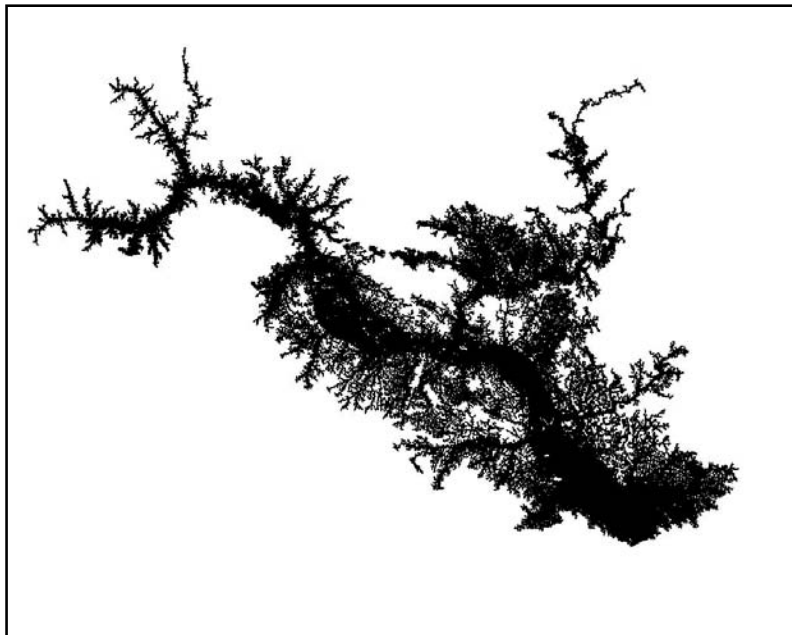


Figura 3.7. Máscara utilizada para selecionar toda a área inundada do lago de Balbina.

máscara de inundação da Amazônia central, desenvolvido por Hess *et al* (2003) e nos limites de inundação detectáveis no mosaico do radar banda L do satélite JERS-1 adquirido no período de cheia de 1996 (Figura 3.8 B).

Para aumentar a densidade e melhorar a distribuição dos pontos de profundidade, foram criadas *polylines* em ARCVEIW, conectando pontos com profundidades iguais e depois os vértices destas *polylines* foram transformados em pontos. No final todos os dados de profundidade foram interpolados até os limites de inundação utilizando a ferramenta do *Spatial Analyst*, o *Interpolate Grid*.

Modelo digital de inundação - Para interpolar a área de inundação temporalmente, foi desenvolvida uma relação entre a cota a montante da barragem de Balbina e o tamanho da área alagada, derivado do mapa batimétrico classificado por profundidade utilizando

ARCVIEW 3.2a. e Spatial Analyst. Uma regressão polinomial (STATISTICA 6.0) foi utilizada para relacionar cota à área alagada.

Mapa de habitats - Os métodos convencionais para a obtenção de dados de campo sobre a distribuição espacial de tipos vegetacionais, como a utilização de transectos e de quadrantes, têm se mostrado muito limitados junto aos trabalhos em grandes e complexas áreas alagadas (Novo *et al.*, 1998). Na prática, esses métodos são eficientes apenas para trabalhos realizados em ilhas de vegetação, isoladas e pouco extensas (Kemenes, 2003). Já o sensoriamento remoto preenche essa lacuna, fornecendo informações confiáveis sobre extensas áreas. Os sensores ópticos já foram utilizados para esse fim na Amazônia. Entretanto, eles não penetram as nuvens, as folhas da floresta e a fumaça das queimadas, sendo ineficazes em muitos períodos do ano. O uso de radar de banda L supera alguns destes problemas, já que penetra na maioria das nuvens e na vegetação de baixa densidade com relativa facilidade. O referido radar também é especialmente útil para distinguir a vegetação inundada da seca. A Figura 3.8 mostra essa capacidade claramente.

Hess *et al.* (2003) demonstraram que a variação do *backscatter* entre as imagens de radar de banda L corregistradas pode ser utilizada para classificar habitats sazonalmente alagados. Uma modificação dessa metodologia foi utilizada no presente estudo para classificar habitats alagáveis na represa de Balbina. Dois mosaicos de radar (SAR) banda L (JERS- 1, NASDA) , um referente à cota baixa (1994) e outro à cota alta (1995), foram usados nessa análise (Fig. 3.8 A e B). Os mosaicos com resolução de 90 m foram georreferenciados e corregistrados. Mudanças em número digital entre *pixels* corregistrados

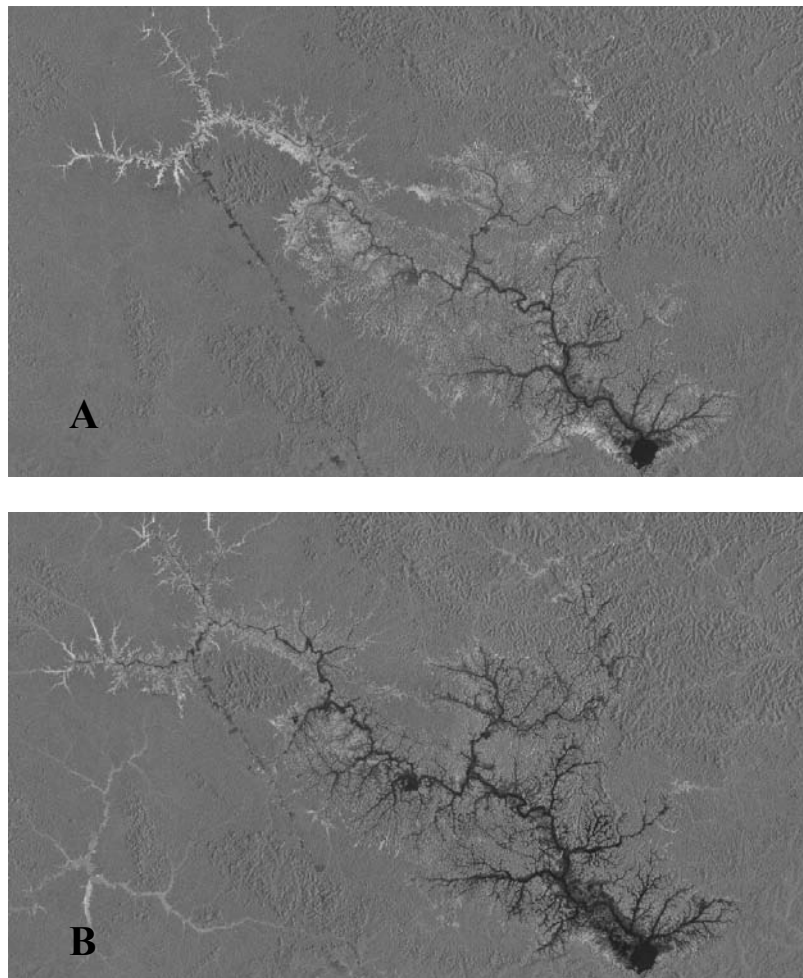


Figura 3.8. Imagens de radar JERS – 1, SAR da represa de Balbina (Seca, A; Cheia, B). A cor preta representa águas abertas; o branco indica densa floresta morta alagada, e as tonalidades de cinza são referentes à floresta seca e baixa densidade da floresta alagada.

foram avaliadas junto às informações sobre a dinâmica de inundação nessas áreas, para desenvolver classificações distintas para as duas fases de inundação. esses mapas foram convalidados utilizando fotos georeferenciadas de habitats, adquiridas em viagens de campo (ANEXO 1).

3.3. Métodos que estimaram a emissão de GEEs à jusante da barragem

As emissões de GEEs à jusante da barragem ocorreram em duas zonas distintas: 1) na saída das turbinas imediatamente abaixo da barragem, e 2) ao longo do rio Uatumã mais abaixo. As emissões na saída das turbinas e pelo rio ocorreram predominantemente por ebulição e difusão, respectivamente, sendo estimadas através de metodologias distintas. A oxidação de metano influenciou fortemente as emissões difusivas e também foi estimada ao longo do rio Uatumã. As duas formas de emissão e a taxa de oxidação foram estimadas mensalmente durante o ano de 2004.

3.3.1. Emissão na saída das turbinas

A emissão de gases na saída das turbinas (mg C d^{-1}) foi estimada multiplicando sua vazão de água ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) pelas diferenças nas concentrações de GEEs (mg C m^{-3}), medida na entrada e na saída das turbinas. A água à montante da barragem foi coletada numa profundidade de 30 m com uma garrafa de RUTNER. A água na saída das turbinas foi coletada na superfície a menos que 50 metros de distância da barragem. Em ambos os casos as amostras foram coletadas com seringas de 60 ml, processadas com o método *headspace* (Johnson *et al.*, 1990) sendo analisadas para o CH_4 e CO_2 em Manaus, utilizando os métodos já descritos.

Perfis de temperatura e concentração de oxigênio dissolvido foram determinados a montante da barragem, utilizando a metodologia explicada, para investigar o grau de estratificação termal e a anóxia na coluna de água durante cada medida sazonal. Os níveis

de temperatura e oxigênio dissolvido nas águas superficiais na saída das turbinas também foram medidos para avaliar o grau de mistura nas águas nesse ponto.

As correlações entre os fluxos de gases das turbinas e uma série de variáveis ambientais com melhor resolução temporal foram investigadas. As variáveis consideradas incluíram a vazão de água pelas turbinas, o volume de chuva, e a velocidade do vento. As equações de regressão das melhores correlações foram utilizadas para estimar a emissão ebullitiva de metano e gás carbônico pelas turbinas para todo ano em estudo.

3.3.2. O rio Uatumã

Emissões difusivas foram medidas a cada 4.000 m ao longo do canal do rio até uma distância de 70 km a jusante da barragem, utilizando as câmaras estáticas, através do método já citado (Devol *et al.*, 1990). Nesse caso, as medidas foram feitas com as câmaras e o barco à deriva, ou seja, não ancorado, para uma aquisição real das emissões superficiais de GEEs num ambiente lótico. A concentração de GEEs dissolvida, a concentração de oxigênio dissolvido e a temperatura em águas superficiais também foram medidas nestes pontos, utilizando os métodos citados. Depois das perdas de gases pela saída das turbinas, as concentrações de gás carbônico e metano caíram gradualmente, estabilizando a 30 km de distância da barragem (Figura 3.9), atingindo em níveis próximos aos registrados nos rios naturais amazônicos (1800 mg m^{-3} e 0.72 mg m^{-3} , respectivamente, Richey *et al.*, 1988). Estes valores também foram obtidos próximos às concentrações observadas em pequenos tributários do rio Uatumã. (Figura 3.10 A e B), indicando que nessa distância da barragem os dois gases foram derivados, predominantemente, da drenagem local. Portanto, para as estimativas de emissão difusiva e oxidação de metano associado à usina, foram

considerados apenas os dados referentes aos primeiros 30 km à jusante da barragem. As medidas de emissão difusiva foram integradas espacialmente, multiplicando a média de emissão entre os pontos ($\text{mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) pela área superficial do sub-trecho do rio associado e, depois, somando os valores para todos os sub-trechos entre a barragem e 30 km a jusante. Às áreas superficiais dos sub-trechos foram estimadas a partir da análise de uma imagem LANDSAT TM (1999) georreferenciada com ARCVEIW 3.2a. A oxidação de metano foi estimada pela diferença entre a perda total de metano ao longo de 30 km e a perda por difusão pelo rio. A perda total (mg C d^{-1}) foi estimada pela diferença entre as concentrações de metano no início (na saída das turbinas) e final do trecho de 30 km ($\text{mgC} \cdot \text{m}^{-3}$) e multiplicada pela vazão do rio ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$). Foi presumido que todo o CO_2 não emitido pela saída das turbinas e todo o CO_2 produzido pela oxidação de metano foi emitido por difusão nos primeiros 30 km a jusante da barragem.

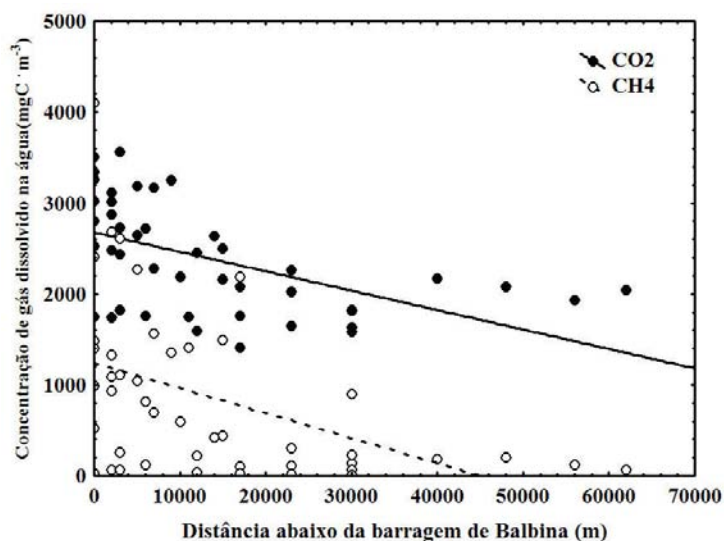


Figura 3.9. A distância da barragem sobre a concentração de gases dissolvidos na superfície da água ($\text{CO}_2 = 2250 - 0,01$ (distância da barragem) $n= 38, r^2= 0,32, p< 0.05$; $\text{CH}_4 = 895.1 - 0.02$ (distância da barragem), $n= 38, r^2= 0.56, p< 0.05$).

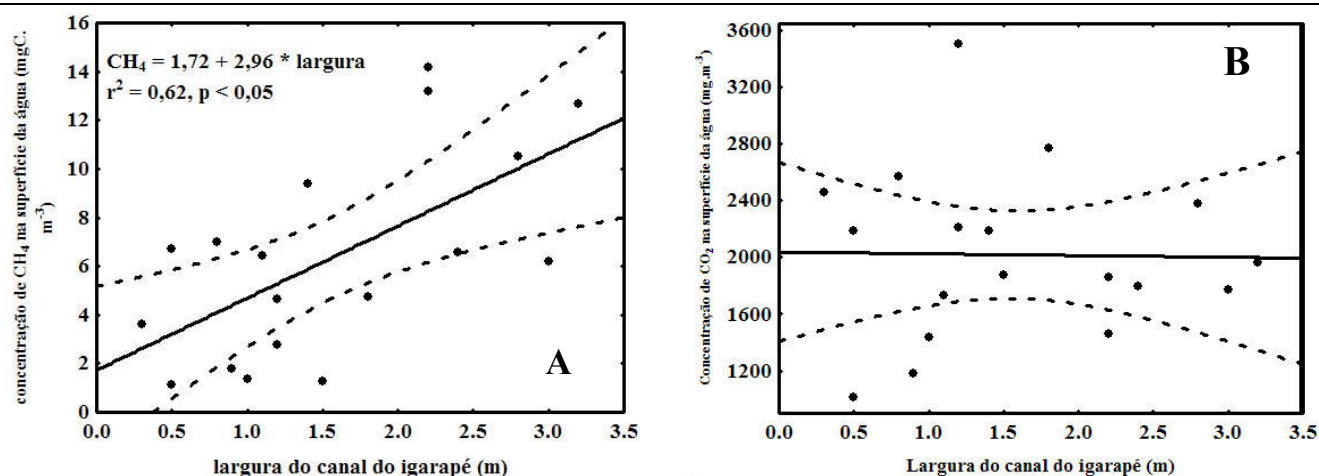


Figura 3.10. As concentrações superficiais de metano (A) e gás carbônico (B) de alguns igarapés da bacia hidrográfica do rio Uatumã.

4. Resultados e Discussão

4.1. Emissões de metano e gás carbônico a montante da barragem de Balbina

4.1.1 Variação na concentração e emissão de CO₂ e CH₄

As taxas de emissão total, difusiva e ebulitivas, e as concentrações de metano e CO₂ na superfície e no fundo encontradas no reservatório de Balbina são sumarizadas na tabela 4.1.1. A emissão média total de metano no lago de Balbina (49 mgC m⁻² d⁻¹) foi inferior à média mundial citada por Saint Louis *et al.* (2000) para reservatórios tropicais (225 mgC m⁻² d⁻¹) enquanto

Tabela 4.1.1. Estatísticas sumárias das concentrações e emissões superficiais de metano e gás carbônico no reservatório de Balbina (concentrações em mg C m^{-3} , emissões em $\text{mg C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$). Esses dados foram coletados por diversos períodos, entre os meses de janeiro e novembro de 2005.

Emissão Parâmetro	n	Máximo	Mínimo	Média	Desvio Padrão.
GÁS CARBÔNICO					
Concentração superficial	72	2.161	513	1.188	411
Concentração fundo	72	4.499	625	1.933	854
Emissão total	72	8.529	343	3.776	1.786
Emissão difusiva	72	8.528	343	3.776	1.786
Emissão ebulitiva	72	1,3	0	0,02	0,15
METANO					
Concentração superficial	72	110	1,6	11	17
Concentração fundo	72	4.419	2,1	295	928
Emissão total	72	343	4,8	49	56
Emissão difusiva	72	313	4,74	48,6	45,2
Emissão ebulitiva	72	30	0	0,5	3,5

que a taxa média de emissão total para gás carbônico (3.776 mgC d^{-1}) foi superior àquela citada para os mesmos reservatórios ($960 \text{ mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, Saint Louis *et al.* 2000). O fluxo de bolhas medido com os funis representou cerca de 1 % das emissões superficiais totais de metano e gás carbônico medidas no reservatório de Balbina, esse valor é significativamente menor do que o de 3% estimado por Abril *et al.* (2005) em Petit Saut, Guiana Francesa. Já Devol *et al.* (1990) estimou que 70% das emissões de CH_4 medidas em áreas inundadas naturais da Amazônia representavam as bolhas. A menor importância das bolhas nas emissões de reservatórios pode refletir a maior estabilidade da cota do lago desses sistemas artificiais, que é regulada para maximizar a capacidade hidrelétrica. Elevadas taxas de

ebulição em florestas inundadas naturais associadas ao rio Jaú foram atribuídas às mudanças em pressão hidrostática ligadas à grande variação no nível da água (Rosenqvist *et al.*, 2002).

Os valores médios das emissões totais de metano e CO₂ encontrados em reservatórios amazônicos são resumidas na tabela 4.1.2. As emissões médias de CO₂ em Balbina foram

Tabela 4.1.2. Estatísticas sumárias para as emissões superficiais totais de metano e gás carbônico nos reservatórios amazônicos (em mg C m⁻² d⁻¹).

Reservatórios (fonte)	CO ₂	CH ₄	Idade*, anos
Balbina (Tese)	3.777	49,0	22
Tucuruí (Lima <i>et al.</i> , 2002)	3.681	17,6	16
Samuel (Lima <i>et al.</i> , 2002)	2.863	12,3	14
Curuá-Una (Duchemin <i>et al.</i> , 2000; em Saint Louis <i>et al.</i> , 2000)	790	48,8	22
Petit Saut (Abril <i>et al.</i> , 2005)	1005	54	8

* idade do reservatório na época do estudo

bem próximas às encontradas nos reservatórios de Tucuruí e Samuel e significativamente maiores às citadas para Curuá-una e Petit Saut. Já a taxa média de emissão de metano em Balbina era similar à encontrada em Curuá-Una e Petit Saut, entretanto, maior do que às encontradas em Tucuruí e Samuel. A variação das emissões entre reservatórios amazônicos é difícil de explicar. Numa análise global de emissões de metano em reservatórios, Saint Louis *et al.* (2000) encontraram uma relação linear negativa entre a taxa média de emissão e a idade do reservatório. Uma relação similar aparentemente não existe para reservatórios tropicais já que neles, o mais novo (Petit-Saut) teve emissões de metano similares aos reservatórios mais velhos (Curuá-Una e Balbina; Tabela 4.1.2). Outros fatores, como as diferenças nas quantidades de material orgânico terrestre inundado durante a criação dos reservatórios,

tiveram poucos impactos junto às emissões de metano e gás carbônico (Matthews *et al.*, 2005).

4.1.2. A variação de fatores ambientais e sua influência sobre as concentrações e emissões de GEEs no reservatório

Alguns parâmetros ambientais que poderiam influir nas concentrações e emissões de GEEs foram medidos junto com os fluxos e concentrações de gases no lago de Balbina. Nenhum efeito significativo foi encontrado entre estas variáveis e a emissão total e ebulição de CH₄ ou a ebulição de CO₂ (veja resultados de ANCOVA em tabela 4.1.3), o que foi surpreendente considerando o número de variáveis ambientais incluídas nas análises (ver lista de variáveis ambientais na legenda da tabela 4.1.3). Foi esperada uma relação forte entre a ebulição de GEEs e a variação do nível de água no reservatório, já que estas relações são comuns em florestas alagáveis naturais (Rosenqvist *et al.*, 2002). A falta deste efeito em Balbina talvez se deva às concentrações de CO₂ e CH₄ encontradas no fundo (Tabela 4.1.1) e a baixa variabilidade no nível de água do reservatório controlado pelos engenheiros da usina. Efeitos de temperatura, profundidade, vento e pluviosidade também foram esperados já que essas variáveis podem influenciar na estratificação termal, na distribuição e na dinâmica de gases biogênicos na coluna de água. A falta destas relações podem refletir numa complexa interação entre essas variáveis ambientais e a demora necessária para o desenvolvimento dos processos metabólicos responsáveis para o acúmulo de GEEs.

Tabela 4.1.3. Resultados de ANCOVAs para diferentes emissões de GEEs contra as variáveis ambientais: tipo de habitat, profundidade, temperatura superficial e do fundo, concentração de oxigênio dissolvido na superfície e no fundo, transparência da água, velocidade de vento, temperatura do ar, variação da cota e pluviosidade no lago de Balbina.

Tipo de emissão	gás	GL	F	p	r ²
ebulição	CH ₄	(14,56)	0,92	0,53	0,18
emissão superficial total	CH ₄	(14,56)	1,03	0,43	0,06
ebulição	CO ₂	(14,56)	0,95	0,50	0,19
emissão superficial total	CO ₂	(14,56)	3,20	< 0,05	0,29

Foi encontrada uma relação significativa entre as variáveis ambientais e a emissão total de CO₂ (ANCOVA, Tabela 4.1.3), e essa relação se deve ao efeito de um único parâmetro: oxigênio dissolvido superficial (Fig 4.1.1 A). A influência de O₂ pode ser atribuída a sua co-variação com a concentração de CO₂ (Fig 4.1.1 B) e a correlação entre a concentração superficial de CO₂ com o fluxo total de CO₂, esperada a partir da Lei de Difusão do Fick (Fig. 4.1.1.C).

Algumas relações significativas foram encontradas entre as variáveis ambientais e as concentrações de CO₂ e CH₄. O vento e a pluviosidade podem ter fortes efeitos na estratificação termal e estabilidade da coluna de água, influenciando, assim, a distribuição vertical de gases. A estratificação termal efetivamente isola a camada inferior do lago da atmosfera, impedindo o equilíbrio e promovendo o consumo de oxigênio e acúmulo de gases metabólicos como CO₂ e CH₄ no fundo. As camadas superficiais de lagos tropicais (< 6 m) tendem a sofrer ciclos diários de estratificação e desestratificação (MacIntyre & Melack, 1998; Tundisi *et al.*, 1984), porém as camadas profundas (> 6m) podem estratificar por períodos mais longos, com a duração dependente da frequência de temporais de ventos fortes com chuva (Lewis, 1987). A influência destes fatores nas distribuições verticais de metano e gás carbônico no reservatório é evidente na figura 4.1.2.

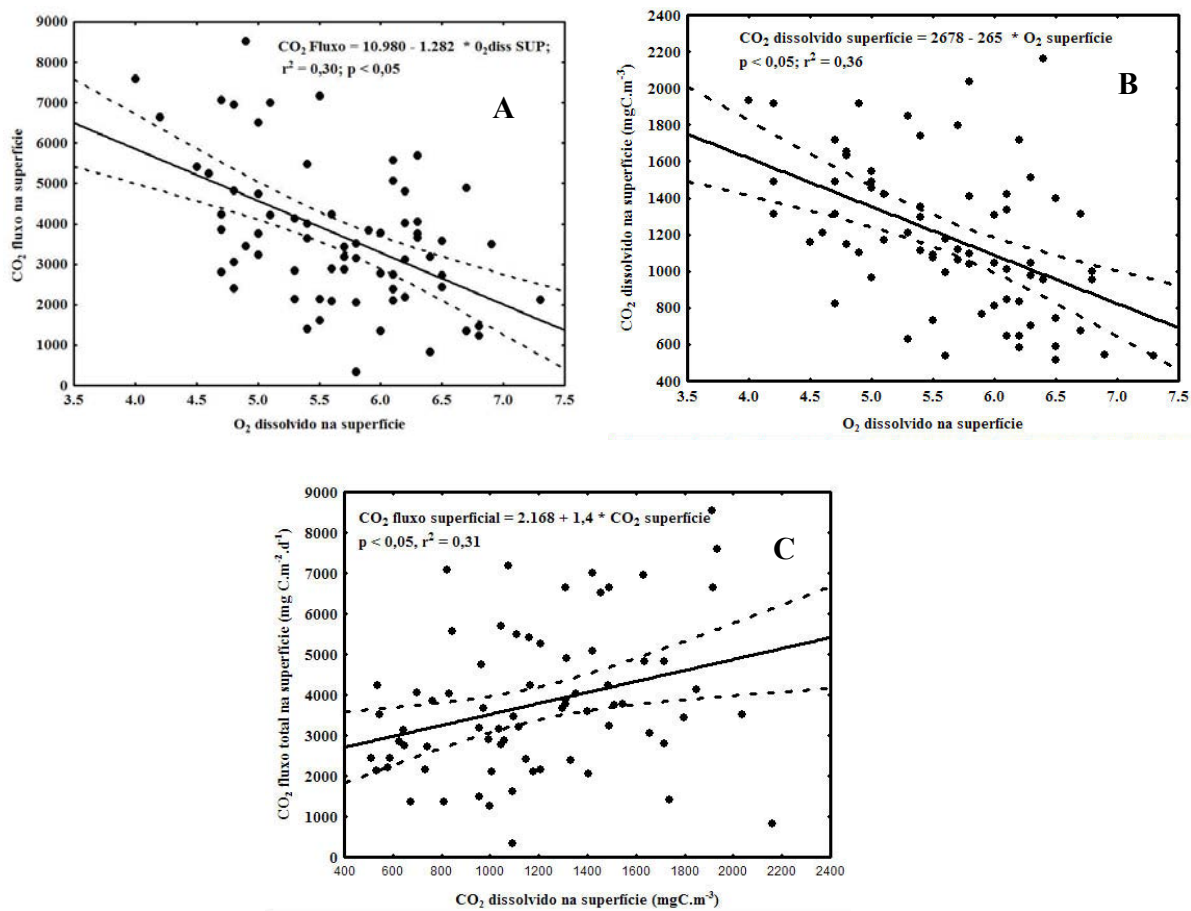


Figura 4.1.1. Relações entre: A) a concentração superficial de O_2 e o fluxo de CO_2 , B) as concentrações superficiais de O_2 e CO_2 e C) a concentração superficial de CO_2 e o fluxo de CO_2 no reservatório de Balbina. Todos os dados estão em carbono.

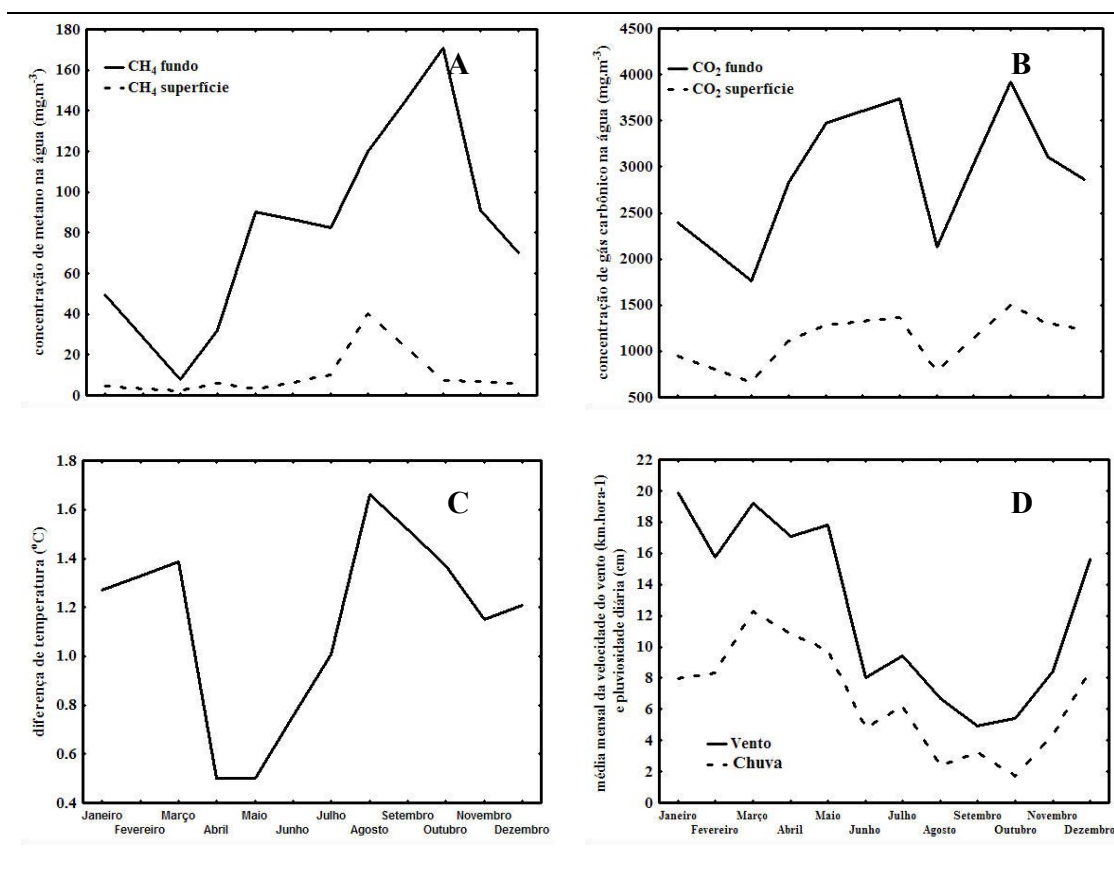


Figura 4.1.2. Variações sazonais: A) na concentração média superficial e de fundo de metano, B) na concentração média superficial e de fundo de gás carbônico, C) na diferença de temperatura entre a superfície e fundo (estratificação termal) e D) nos valores médios mensais de vento e pluviosidade na reservatório de Balbina entre fevereiro de 2005 e janeiro de 2006.

Durante o período chuvoso (dezembro – junho) havia mais vento sobre a represa e a estratificação termal diminuiu significativamente. Em conseqüência as concentrações de CO₂ e CH₄ no fundo eram menor nesta época. Diminuindo os ventos no período seco (julho – novembro), a estratificação termal aumentou e havia um maior acúmulo de metano de CO₂ no fundo da represa.

A influência da profundidade da coluna de água sobre o padrão de estratificação e a dinâmica dos gases biogênicos no fundo é indicada pela Figura 4.1.3. Em regiões rasas do

lago onde a profundidade total era menor do que 6 m, a temperatura do fundo era elevada e a estabilidade da coluna de água baixa, resultando numa maior freqüência de mistura, altas concentrações de oxigênio e baixas concentrações de CO₂. Em regiões mais profundas da represa (profundidade total > 6m) a temperatura do fundo era menor e a estabilidade da coluna alta, isolando as camadas inferiores, com um maior consumo de oxigênio e maior acúmulo de CO₂

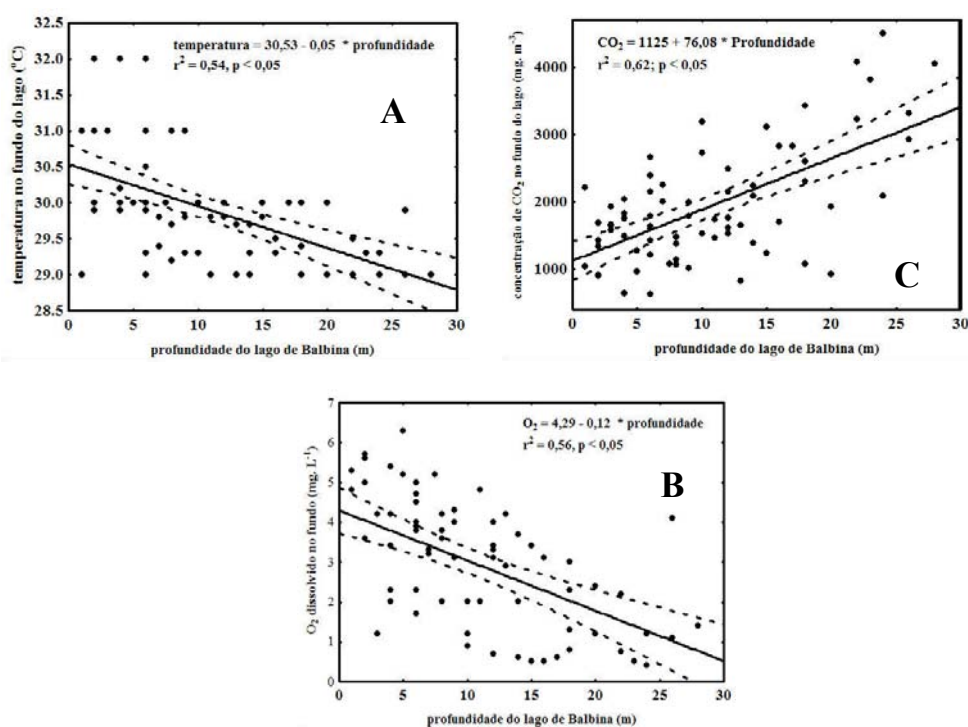


Figura 4.1.3. Relação entre a profundidade total da coluna de água e A) temperatura do fundo, B) a concentração de oxigênio dissolvido do fundo e C) a concentração de CO₂ do fundo no reservatório de Balbina.

no fundo. Uma relação similar não foi encontrada para a concentração de metano no fundo.

Diferenças entre habitats – O reservatório de Balbina apresenta um complexo mosaico de habitats aquáticos que poderia contribuir diferencialmente na produção e emissão de CO₂ e CH₄, incluindo as florestas mortas em vários estados de inundação e decomposição e as águas abertas. Bancos de macrófitas aquáticas também cobriam extensas áreas da represa

nos anos logo após o fechamento da barragem (Walker *et al.*, 1999), porém este habitat diminuiu consideravelmente em anos subseqüentes e hoje ocupa menos que 1% da área da represa. Por esta razão, este habitat não foi considerado na análise.

Com exceção da região de águas abertas próxima a barragem, que foi desmatada antes da sua criação, a maior parte da represa é coberta por florestas mortas. Estas florestas junto com o material orgânico do solo que sobrou após o alagamento representam o maior estoque de carbono orgânico presente no sistema e a mais provável fonte de energia para as bactérias aeróbicas e metanogênicas na represa. Segundo Fearnside (2002) no clima quente e úmido da Amazônia central, itens mais leves como galhos, ramos, folhas e casca, originalmente presentes no reservatório do Tucuruí, teriam sido completamente decompostos nos primeiros anos após o alagamento. Em represas de regiões tropicais e temperadas, as emissões de GEEs resultantes da decomposição de matéria orgânica morta também tendem a cair exponencialmente 3 anos após o fechamento da barragem (Galy-Lacaux *et al.*, 1999; Saint Louis *et al.*, 2000; Rosa *et al.*, 2003; Abril *et al.*, 2005). Entretanto, mesmo em reservatórios velhos, a lenta decomposição de material orgânico associada à floresta morta e solos terrestres submersos é aparentemente suficiente para suprir as necessidades energéticas das bactérias geradores de GEEs (April *et al.*, 2005, Matthews *et al.* 2005). Algas planctônicas e perifíticas proliferam no reservatório de Balbina devido à alta disponibilidade de luz e substratos submersos; essas também podem contribuir com material orgânico para a geração de GEEs, porém por serem vivas e submersas, essas plantas tendem a retirar tanto CO₂ durante à fotossíntese quanto liberam para o lago na forma de CO₂ através de metabolismo comunitário (Forsberg, 1985). Portanto, é improvável que elas tenham uma influência significativa sobre as concentrações e emissões de GEEs. O fato é que a concentração média de CO₂ nas águas superficiais do reservatório foi ~10 vezes maior do que o valor de

saturação atmosférica ($\sim 120 \text{ mgC} \cdot \text{m}^3$), indicando uma dominância do metabolismo heterotrófico nesse sistema. Esta atividade metabólica só pode ser sustentada por fontes alóctones de energia, como o material orgânico da floresta morta e do solo submerso, ambos de origem terrestre.

Como a floresta morta é a mais provável fonte de energia para as bactérias geradoras de GEEs, a variação espacial e temporal da biomassa florestal submersa deveria ter uma forte influência sobre as emissões de CO_2 e CH_4 . A proporção da biomassa florestal submersa tende a variar com topografia, com a floresta ocupando os antigos vales do rio Uatumã sendo predominantemente submersa e aquela ocupando as antigas divisas sendo predominantemente emergente. A biomassa de floresta submersa num determinado ponto também pode variar sazonalmente com a mudança da cota da represa. Em todos os casos, foi presumido que a emissão de GEEs foi proporcional à biomassa submersa sendo que as classes de floresta morta se diferenciaram com esse parâmetro. As classes florestais em ordem decrescente de biomassa submersa eram: Águas abertas (floresta morta completamente submersa) floresta morta quase submersa, floresta morta muito inundada, floresta morta inundada e floresta morta pouco inundada.

A série temporal de imagens de radar banda L foi especialmente útil para distinguir estas classes de floresta morta e caracterizar sua variação espacial e temporal. O retro-espalhamento do sinal do radar aumentava diretamente com a proporção da floresta emersa e variou inversamente com a proporção submersa. O nível de água variou relativamente pouco ($\sim 3 \text{ m}$) entre as datas de aquisição das duas imagens do JERS-1 utilizadas na classificação (Figura 4.1.4). A diferença em retro-espalhamento de radar, aliada à esta variação foi suficiente para permitir a classificação de habitats, utilizando a metodologia proposta. Para realizá-la foi estabelecida uma matriz de transição que associava cada tipo de habitat a uma

determinada faixa de número digital (retro-espalhamento) e cada transição de habitats entre os períodos cheio e seco a uma mudança específica no grau de retro-espalhamento (Tabela 4.1.4).

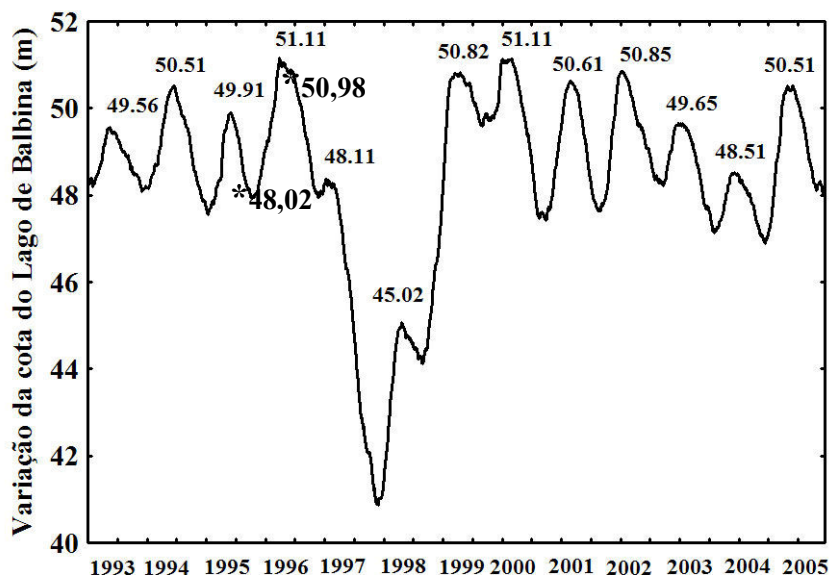


Figura 4.1.4. Distribuição temporal dos níveis de cota do lago de Balbina. Desde 1993 até 2006. Períodos marcados indicam as cotas de aquisição das imagens JERS-1 (*).

As transições consideradas ecologicamente coerentes foram atribuídas de números digitais arbitrários, entretanto, distintos (Tabela 4.1.4.). Estes números foram utilizados para gerar mapas de habitats para os períodos de cheia e seca (Figuras 4.1.5 e 4.1.6). A classificação foi convalidada utilizando fotos de habitats georeferenciadas em campo (ANEXO 1:A,B,C,D e ANEXO 2). Cinco habitats foram classificados [AA (águas abertas), FQS (floresta quase submersa), FMI (floresta muito inundada), FI (floresta inundada), FPI (floresta pouco inundada)] e são descritos em mais detalhes na Tabela 4.1.5 (Figuras 4.1.5 e 6). A classe de águas abertas inclui floresta completamente submersa, sendo que a maior parte localizada próxima à barragem é composta de floresta desmatada.

As emissões médias totais de CO₂ e CH₄ no reservatório de Balbina, agrupadas por tipo de habitats, são sumarizadas na tabela 4.1.6. Não foram encontradas diferenças significativas na emissão de CO₂ e CH₄ entre os habitats (Veja resultado de ANCOVAS, Tabela 4.1.3.), nem uma tendência consistente para um aumento das emissões nos habitats

Tabela 4.1.4. Matriz de Transição indicando: 1) faixas de números digitais (retro-espalhamento) correspondentes às diferentes classes de habitats na represa de Balbina durante as épocas de seca e cheia, derivadas das análises de imagens do satélite JERS-1 e 2) possíveis transições de habitats entre estas épocas e às mudanças associadas ao retro-espalhamento. Transições ecologicamente coerentes foram indicadas por **números digitais arbitrários em itálico**. Os habitats são: AA (águas abertas), FQS (floresta quase submersa), FMI (floresta muito inundada), FI (floresta inundada), FPI (floresta pouco inundada).

HABITATS	CHEIA→	AA	FQS	FMI	FI	FPI
SECA ↓	Número → Digital ↓	0-60	61-70	71-100	101-130	131-255
AA	0-60	<i>3</i>	<i>#</i>	<i>#</i>	<i>#</i>	<i>#</i>
FQS	61-70	<i>31</i>	<i>45</i>	<i>#</i>	<i>#</i>	<i>#</i>
FMI	71-100	<i>43</i>	<i>57</i>	<i>52</i>	<i>#</i>	<i>#</i>
FI	101-130	<i>61</i>	<i>75</i>	<i>70</i>	<i>160</i>	<i>#</i>
FPI	131-255	<i>121</i>	<i>135</i>	<i>130</i>	<i>220</i>	<i>250</i>

com mais floresta submersa como era esperado. Apesar dos fluxos e concentrações de GEEs parecerem controlados pela profundidade de cada habitat, esse parâmetro também não foi significativo na análise citada. Embora surpreendentes, esses resultados corroboram os encontrados por Matthews *et al.* (2005) que, num estudo comparativo de três reservatórios canadenses, não menciona relação significativa entre a quantidade de material orgânico e a emissão de GEEs.

Os níveis médios de emissão de metano nas florestas mortas e águas abertas de Balbina eram menores que aqueles encontrados em florestas inundadas e águas abertas de áreas alagáveis naturais da Amazônia. Devol *et al.* (1994) encontrou emissões médias na várzea central do rio Solimões/Amazonas de 74 e 53 mg C m⁻² dia⁻¹ para florestas alagadas e

águas abertas, respectivamente. Rosenqvist *et al.* (2002) encontraram uma emissão um pouco maior ($84 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) para florestas alagadas associadas ao rio Jaú, um sistema fluvial de água preta, similar ao do rio Uatumã. As emissões maiores nestes sistemas naturais provavelmente refletem um maior estoque de material orgânico fresco presente para abastecer o metabolismo heterotrófico.

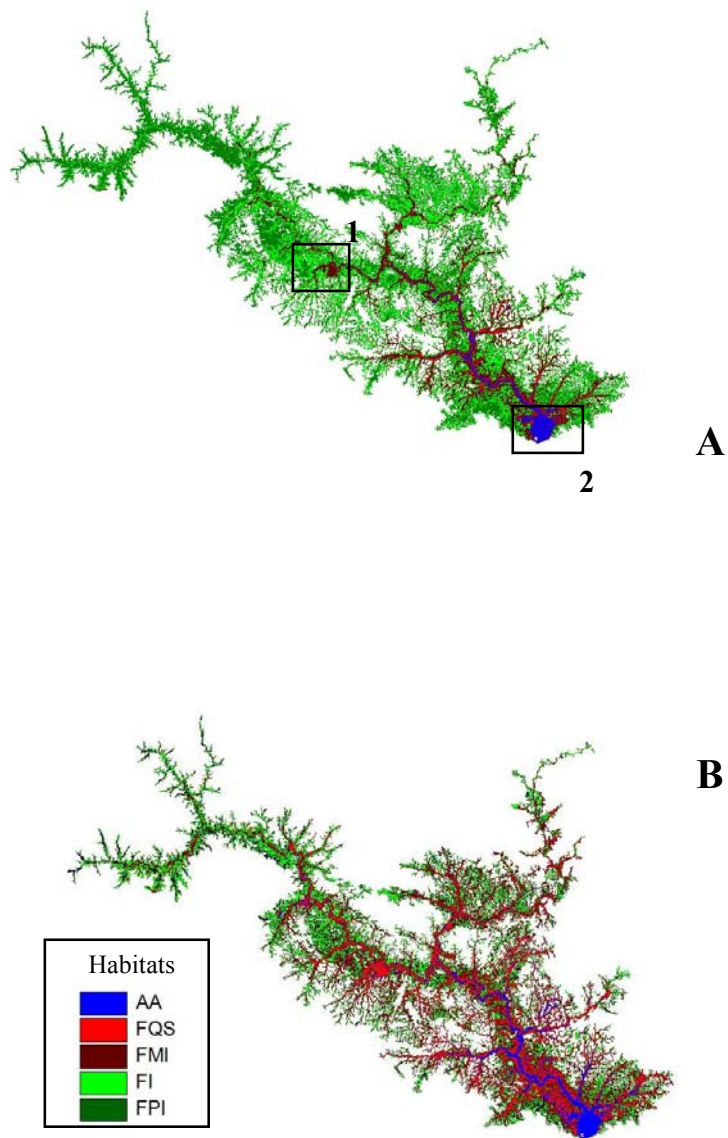


Figura 4.1.5. Distribuição espacial dos habitats identificados: AA (águas abertas), FQS (floresta quase submersa), FMI (floresta muito inundada), FI (floresta inundada), FPI (floresta pouco inundada). Os trechos (1 e 2) foram detalhados para as duas épocas em estudo.

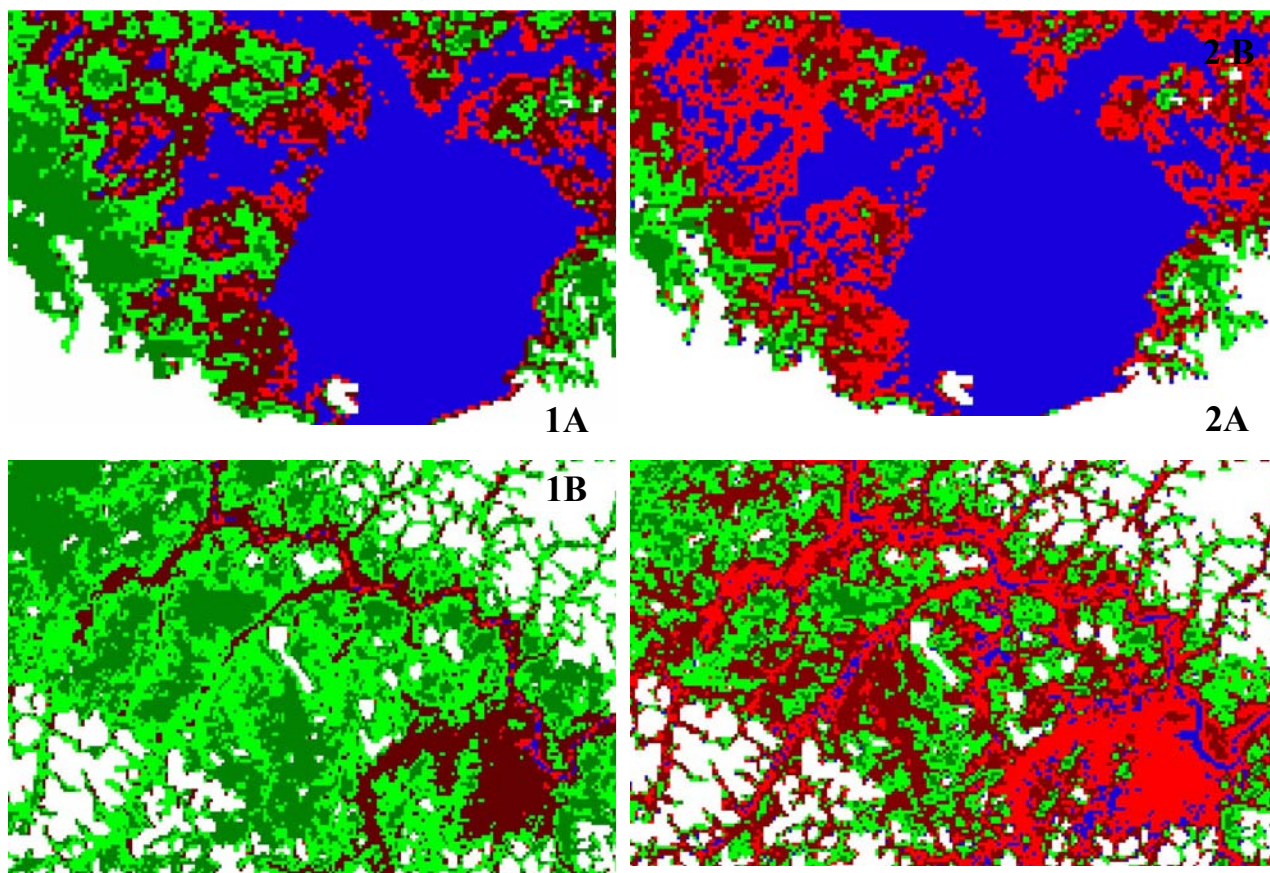


Figura 4.1.6. Detalhes da distribuição espacial dos habitats no período de seca (1A e 1B) e cheia (2A e 2B), sendo: AA ■ (águas abertas), FQS ■ (floresta quase submersa), FMI ■ (floresta muito inundada), FI ■ (floresta inundada), FPI ■ (floresta pouco inundada). A legenda de cores dos habitats é a mesma da Figura 4.1.12.

Como encontrado em sistemas naturais de forma geral (Devol *et al.*, 1988; 1990; 1994; Bartlett, 1990), a emissão de metano no Reservatório de Balbina foi menor em água aberta. Como a maioria dessas áreas não apresentava material orgânico submerso (a maior parte foi floresta desmatada inundada) foi esperada uma menor emissão de GEEs nesse habitat.

Poucos estudos de emissões de GEEs em reservatórios de hidrelétricas têm investigado diferenças entre os habitats. O trabalho mais conclusivo foi Abril *et al.*, 2005

Tabela 4.1.5. Descrição de algumas características dos habitats identificados no lago de Balbina.

Habitat	Símbolos utilizados	Matéria vegetal	Distribuição espacial	Profundidade
águas abertas	AA	Floresta desmatada submersa e floresta morta completamente submersa	Floresta desmatada próxima à barragem. Floresta submersa ao longo da calha principal do rio Uatumã	Mais de 15 m
floresta quase submersa	FQS	Ponta dos galhos das copas expostos e troncos grossos de grande comprimento	Próximo à barragem, nas margens do canal principal do rio Uatumã, e em alguns trechos na parte mais interna do lago	Mais de 15 m
floresta muito inundada	FMI	Abundância de galhos das copas com a presença de troncos compridos	Parte interna do lago, local conhecido como “paliteiro”, alta densidade de galhos	Entre 10 e 20 m
Floresta inundada	FI	Copas completamente expostas, com troncos e grandes galhos caídos	Parte interna do lago, “paliteiro”, alta densidade de galhos, margens de ilhas e bordas do lago	Entre 5 e 15 m
floresta pouco inundada	FPI	Troncos mais baixos, arbustos, galhos e troncos caídos	Margens das ilhas e bordas do lago	Menos de 10 m

onde encontraram emissões médias totais de metano de 37,2 e 62,4 mg C m⁻² dia⁻¹ em florestas inundadas e águas abertas, respectivamente, e emissões médias totais de gás carbônico de 426 e 1.584 mg C m⁻² dia⁻¹, respectivamente, para os mesmos habitats. Já Fearnside (2000) estimou fluxos por habitat, utilizando as médias das emissões totais de metano no lago de Tucuruí e o tamanho médio dos habitats alagados (Lima *et al.*, 2002). A partir desses dados, o autor calculou emissões médias totais para metano de 158,9 e 27,6 mg C m⁻² dia⁻¹ para floresta inundada e para águas abertas. As taxas de emissão de metano de floresta morta alagada em Balbina eram maiores que aquelas estimadas para Petit-Saut e menores que as estimadas para Tucuruí. Em contraste das emissões de metano por águas

abertas em Balbina, que foram menores que as estimadas para Petit-Saut e similares às de Tucuruí. As emissões de CO₂ em Balbina foram maiores do que às citadas para Petit-Saut em todos os habitats analisados.

Tabela 4.1.6. Média anual das emissões diárias totais de gases a montante da barragem de Balbina, para cada um dos cinco habitats identificados por área do lago. Os dados estão em mgC.m⁻².dia⁻¹ e são representativos para o ano de 2005.

Habitats	N	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
Águas abertas					
CH ₄	20	6,6	50,2	22,4	16,6
CO ₂	20	1.247	7.005	3474	1663
Floresta quase submersa					
CH ₄	12	5,9	152,4	50,8	41,5
CO ₂	12	343,3	7592	4559	2333
Floresta muito inundada					
CH ₄	16	4,8	313,3	63,3	96,6
CO ₂	16	2122	7075	3831	1392
Floresta inundada					
CH ₄	12	6,3	216,2	49,8	48,1
CO ₂	12	1620	8529	4089	1878
Floresta pouco inundada					
CH ₄	12	18,3	180,9	67,7	72,8
CO ₂	12	830	5248	2973	1473

4.1.3. Interpolação espaço-temporal das emissões de gases

Como não foi encontrada relação significativa entre as emissões de GEEs e as variáveis ambientais, incluindo os tipos de habitats, não foi possível utilizar essas variáveis para interpolar as emissões espacialmente e também temporalmente. A única maneira estatisticamente coerente de interpolar os dados foi presumindo que a taxa de emissão por unidade de área era espacialmente constante e multiplicar este valor pela área alagada total. A área alagada total foi estimada diariamente através de um modelo digital de inundação, derivado do mapa batimétrico. A emissão por unidade de área foi estimada mensalmente, pela média das emissões obtidas durante o mês ou a partir da interpolação de emissões nos meses onde não haviam medidas (Tabela 4.1.7).

O mapa batimétrico do reservatório de Balbina, gerado a partir do levantamento georeferenciado de um sonar, é apresentado na Figura 4.1.7. A profundidade zero no mapa foi normalizada à cota de 50 m, que é o nível máximo legal dessa represa (Figura 4.1.7).

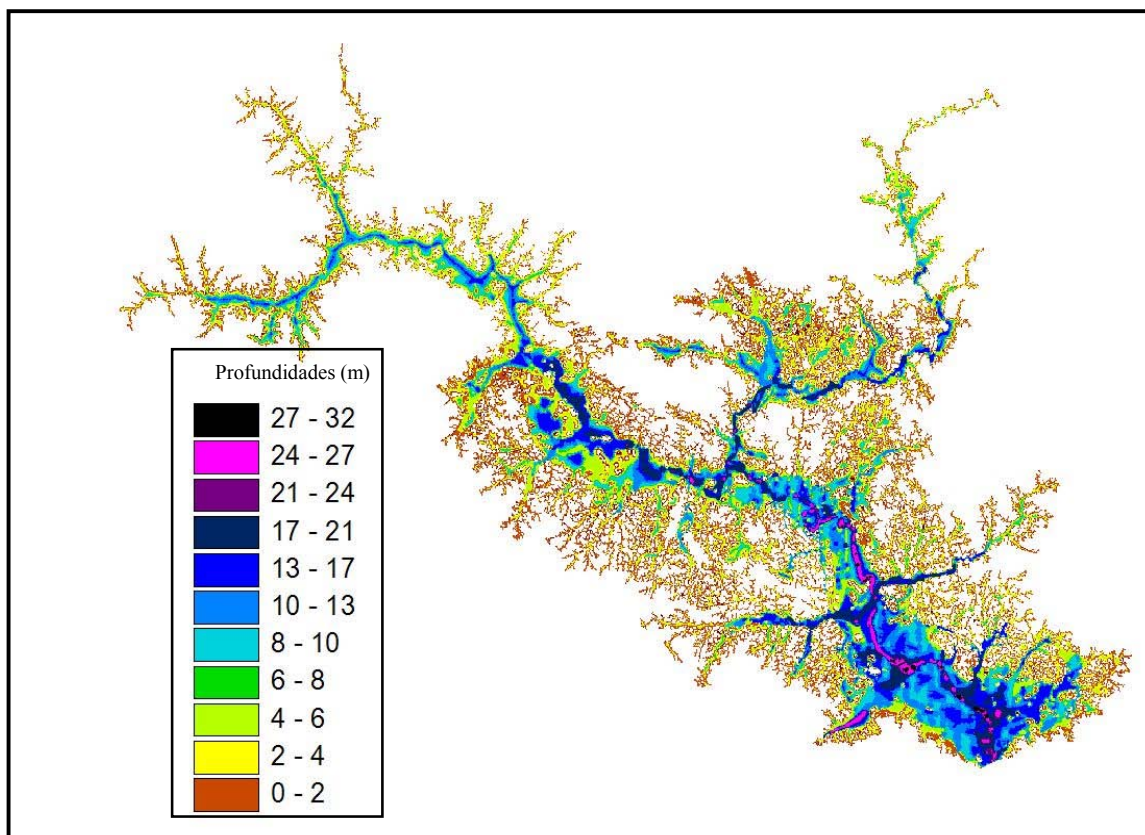


Figura 4.1.7. Mapa batimétrico do lago de Balbina com a profundidade de 0 m normalizada à cota de 50 m do reservatório.

Nessa cota, a profundidade máxima do lago de Balbina foi de 32 m e a profundidade média de 8,4 m. Registros históricos mantidos pela “Manaus Energia” mostram uma cota máxima real de 51,11 m. Neste caso extremo, a profundidade máxima chegou a mais de 33 m.

Balbina pode ser considerada um lago raso tendo 1200 km² com menos que 2 m e somente 6 km² com mais de 27 m de profundidade. Entretanto, essa profundidade baixa foi suficiente para promover uma estratificação térmica forte, possibilitando o acúmulo de GEEs nas camadas inferiores da maior parte do reservatório. A cota do leito do rio Uatumã na altura da barragem foi de 20 m. Na época em que foram realizados os estudos de campo (setembro de 2004 até novembro de 2005) a variação do nível de cota pouco ultrapassou 1 metro mostrando uma área de deplecionamento de no máximo 200 km² distribuída por um perímetro de 4000 km na margem em torno do lago e das principais ilhas, resultando numa faixa máxima que representa essa zona de deplecionamento, para essa época em estudo, de no máximo 30 m de largura (e por um período de poucos meses), sendo assim, essa área de deplecionamento não considerada significativa para a emissão de gases durante os estudos. Entretanto, existem anos onde o tamanho dessa área poderia ser considerado significativo junto às suas contribuições para o substrato do fundo do lago.

Um modelo digital de inundação, relacionando cota da represa à área alagada, foi desenvolvido a partir do mapa batimétrico. A melhor relação encontrada entre cota e área foi a equação polinomial do quarto grau indicada na Figura 4.1.8. Áreas alagadas diárias determinadas

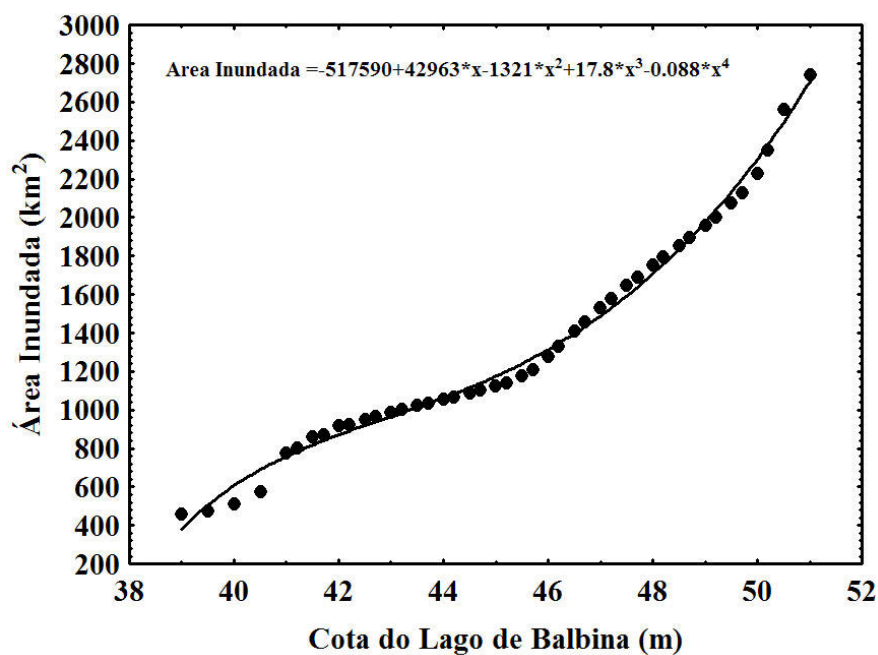


Figura 4.1.8. Modelo digital de inundação. Relação entre a cota do lago e a área inundada ($p < 0,05$; $r^2 = 0,88$; $n = 44$).

nessa relação foram utilizadas junto às emissões mensais médias por m^2 da Tabela 4.1.7 para estimar as emissões totais e ebulativas de CH_4 e CO_2 para o ano 2005 (Tabela 4.1.8). A variação sazonal da área alagada e das emissões totais de CO_2 e CH_4 , integradas espacialmente no reservatório de Balbina em 2005, é indicada em Figura 4.1.9.

Tabela 4.1.7. Médias mensais da emissão total e ebulitiva de CO₂ e CH₄ por m² (mg C m⁻² dia⁻¹) e da área alagada total para o reservatório de Balbina em 2005. Desvio padrão em parênteses.

Período de coleta	CH ₄ total	CH ₄ ebulitivo	CO ₂ total	CO ₂ ebulitivo	área do lago (km ²)
janeiro	44,5*	0,025*	3.570*	0,007*	1.351
fevereiro	47,5(30,7)	0,02(0,03)	2.161(1.343)	0,004(0,003)	1.406
março	44,6*	0,025*	2.708*	0,0035*	1.605
abril	41,8(41,9)	0,03(0,14)	3.256(1.293)	0,003(0,005)	1.867
maio	57,5(60,1)	0,08(0,1)	3.436(1.445)	0,002(0,003)	2.232
junho	37,2*	0,06*	3.769*	0,036*	2.324
julho	16,9(21,5)	0,04(0,08)	4.103(2.007)	0,07(0,28)	2.319
agosto	81,1(97,7)	0,04(0,09)	3.872(1.586)	0,005(0,009)	2.216
setembro	54,4(43,3)	0,05(0,03)	2.807(1.384)	0,001(0,002)	2.073
outubro	48,1*	0,04*	3.893*	0,005*	1.983
novembro	41,8(38,5)	0,03(0,02)	4.979(1.879)	0,01(0,008)	1.716
dezembro	44,5*	0,025*	3570*	0,007*	1.622

* as emissões nos meses sem medidas de campo foram estimadas pela média das emissões dos meses anterior e posterior.

Tabela 4.1.8. Emissões totais (difusão + ebulição) e ebulitivas anuais de CO₂ e CH₄ no reservatório de Balbina para 2005.

	CH ₄ Montante (Gg C ano ⁻¹)	CO ₂ Montante (Gg C ano ⁻¹)
Total (Difusão + Ebulição)	34	2.450
Ebulição	0,027	0,021

Durante a maior parte do ano, as emissões de metano foram correlacionadas com a área alagada do reservatório e com os maiores fluxos (que ocorreriam durante os meses de cheia). A exceção foi no mês de julho de 2005 onde foi registrado o menor fluxo de metano. Isto pode ter representado um erro nas medidas de emissão ou um fenômeno ligado às variações climáticas. Segundo Crill *et al.* (1988), eventos meteorológicos podem incrementar a variabilidade diurna das emissões de GEEs em lagos tropicais. A maior emissão de metano foi registrada para o mês de agosto de 2005 quando foi encontrada a maior estabilidade da

coluna de água (Figura 4.1.2.C) e o maior acúmulo de metano no fundo do lago (Figura 4.1.2.A). As emissões de CO₂ também foram correlacionadas com a área alagada do reservatório durante a maior parte do ano (Figura 4.1.9). Entretanto, nos últimos meses, a taxa de emissão subiu no início do período seco, atingindo níveis similares aos encontrados no período de cheia. Esse pico pode representar um aumento da atividade das bactérias aeróbicas associado à maior disponibilidade de oxigênio nos ambiente bênticos devido ao menor nível de água. O maior fluxo de CO₂ ocorreu no mês de julho, correspondendo a menor emissão de metano. Esta relação inversa também aponta a ocorrência de um evento climático forte durante o mês. A desestratificação completa ou parcial da coluna de água durante um temporal resultaria numa oxidação de metano no lago com um conseqüente aumento na concentração de CO₂.

A forte correlação encontrada entre as emissões de GEEs e a área alagada do reservatório pode resultar em variações significativas entre anos. Emissões anuais maiores são esperadas em anos com níveis de água mais altos como 1996, 1999 e 2000 (Fig. 4.1.4) e fluxos menores são esperados em anos mais secos como 1997 e 1998 em que ocorreram o fenômeno de El Niño.

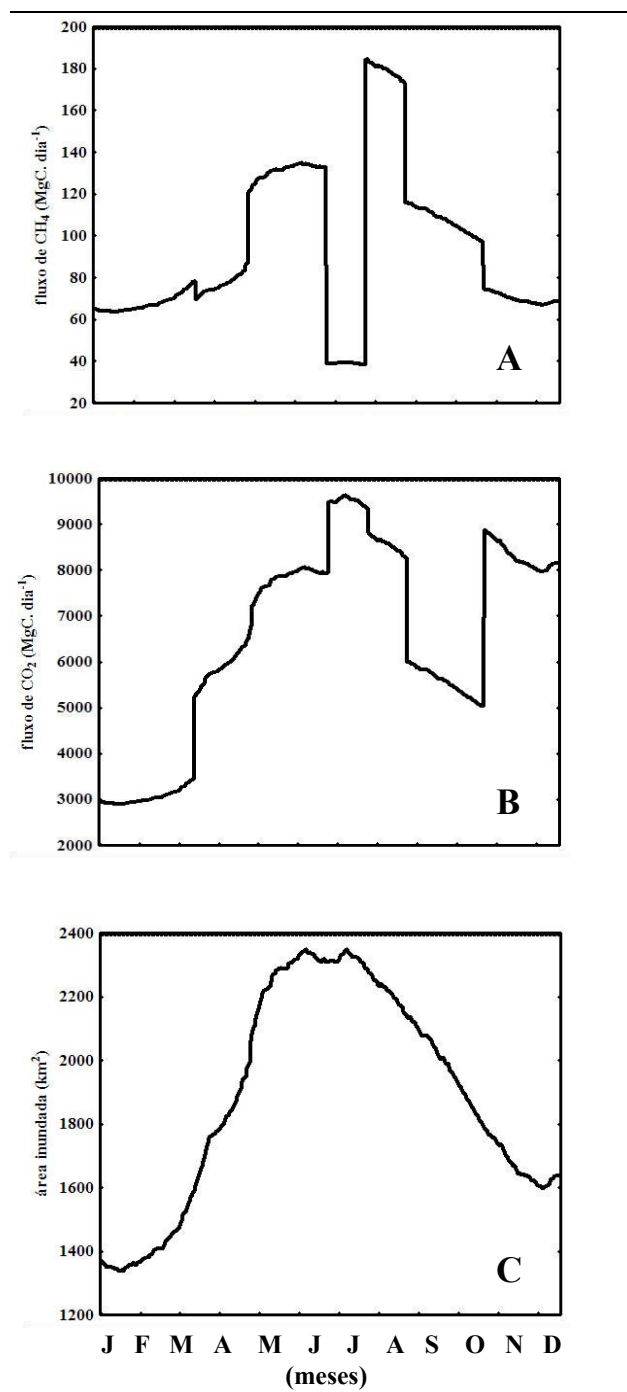


Figura 4.1.9. Variação sazonal diária das emissões totais superficiais de A) metano e B) gás carbônico em relação ao C) tamanho da área alagada.

4.2. Emissões de metano e gás carbônico à jusante da barragem de Balbina

Estudos de emissões de GEEs em hidrelétricas têm focado predominantemente os fluxos superficiais nos reservatórios à montante das barragens. Entretanto, alguns estudos de hidrelétricas tropicais têm demonstrado que as emissões de GEEs à jusante das barragens também podem ser significativas (Galy-Lacaux *et al.*, 1999; Fearnside, 2002; 2004; Abril *et al.*, 2005). Os resultados do presente estudo apóiam esse argumento.

Como na maioria de hidrelétricas, a água que abastece as turbinas de Balbina vem do fundo do reservatório. Nessa profundidade existem altas concentrações de gases biogênicos mantidos em solução por forte pressão hidrostática. Esses gases acumulam devido à estratificação termal que isola a camada inferior da coluna de água promovendo o esgotamento de oxigênio e o aumento nas concentrações GEEs (Figuras 4.2.1 A,B,C e D). Uma grande parte desses gases é emitida quase instantaneamente devido à liberação da pressão após a brusca passagem de água pelas turbinas da hidrelétrica (Abril *et al.*, 2005). O restante dos gases que passam pelas turbinas e ainda estão dissolvidos na água é emitido ao longo do rio, à jusante da barragem.

Ebulição - Valores médios das concentrações de CO₂ e CH₄ dissolvidos e medidos na entrada e saída das turbinas, da vazão total de gases passando pelas turbinas e da ebulição imediatamente à jusante das turbinas de Balbina estão na tabela 4.2.1. As concentrações de GEEs na saída das turbinas eram sempre menores do que as medidas na entrada, devido à perda por ebulição. Os valores médios de ebulição para CO₂ e CH₄ em Balbina foram similares aos valores máximos encontrado por Abril *et al.* (2005) na saída das turbinas da barragem de Petit-Saut (82 e 109 Mg C dia⁻¹ para o CO₂ e CH₄, respectivamente).

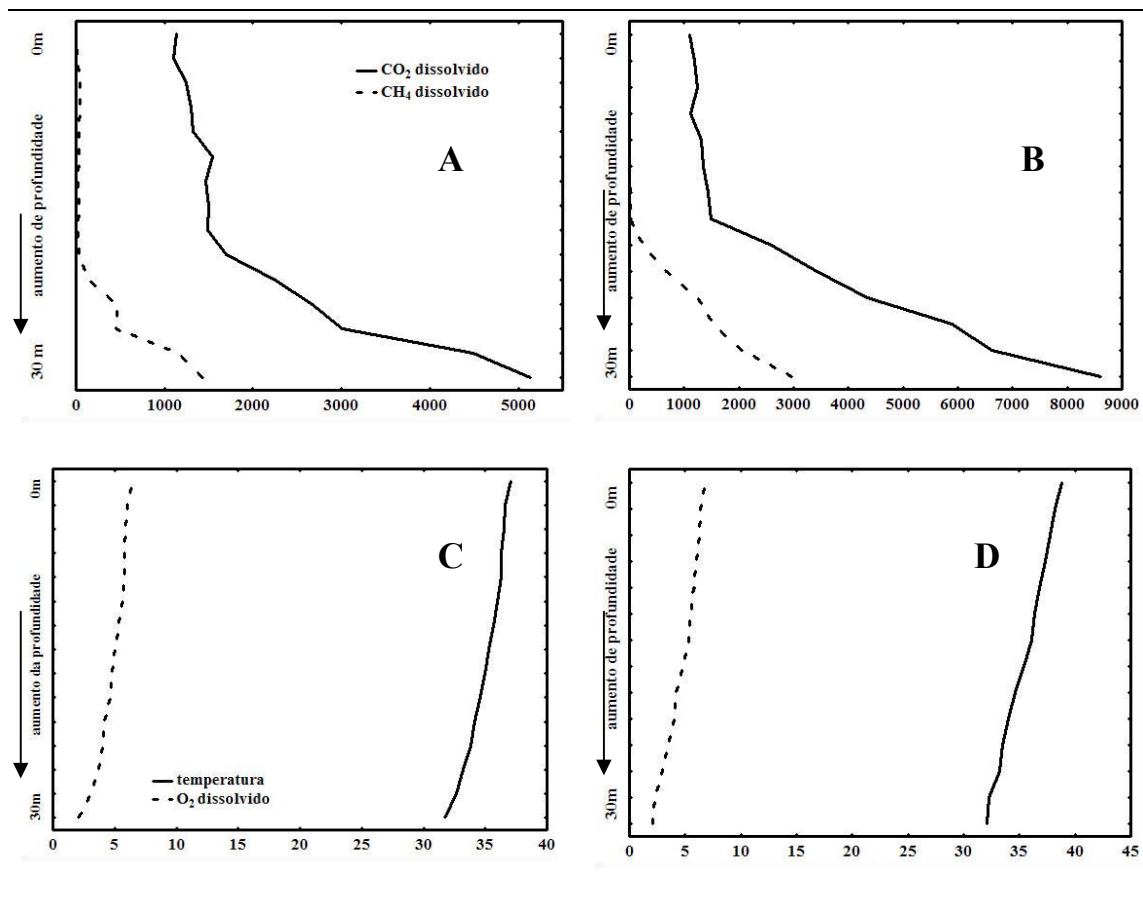


Figura 4.2.1. Perfis verticais médios das concentrações de metano e gás carbônico dissolvido (mgC m^{-3}) para os períodos de cheia (A) e seca (B) no reservatório de Balbina, imediatamente a montante das turbinas. Perfis verticais médios de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e de oxigênio dissolvido (mg l^{-1}) para os períodos de cheia (C) e seca (D), no mesmo local. Valores médios derivados de dados coletados no reservatório de Balbina durante 13 excursões entre julho de 2004 e fevereiro de 2006.

Tabela 4.2.1. Valores médios das concentrações de CO₂ e CH₄ dissolvidos medidos na entrada e saída das turbinas, da vazão total de gases passando pelas turbinas e da emissão por ebulição imediatamente a jusante das turbinas de Balbina. Dados coletados durante 13 excursões entre julho de 2004 e fevereiro de 2006. (todos os valores em C).

EMISSÃO PARÂMETRO	n	média	DP
concentração de CH ₄ à montante (mg m ⁻³)	13	2.015	2.354
concentração de CH ₄ à jusante (mg m ⁻³)	13	1.031	1.114
concentração de CO ₂ à montante (mg m ⁻³)	13	4.542	1.835
concentração de CO ₂ à jusante (mg m ⁻³)	13	2.574	790
ebulição pelas turbinas de CH ₄ (ton dia ⁻¹)	13	55,8	67,5
vazão total de CH ₄ pelas turbinas (ton dia ⁻¹)	13	89,9	110,2
ebulição pelas turbinas de CO ₂ (ton dia ⁻¹)	13	99,8	74,2
vazão total de CO ₂ pelas turbinas (ton dia ⁻¹)	13	226,8	95,9

Difusão e oxidação no rio – Os valores médios das concentrações superficiais e emissões difusivas por m² de CO₂ e CH₄, encontrados ao longo do rio Uatumã a até uma distância de 30 km à jusante da barragem de Balbina, estão sumarizadas pela tabela 4.2.2, junto com o valor médio da oxidação para o metano estimado num mesmo trecho.

Tabela 4.2.2. Valores médios das concentrações superficiais e emissões difusivas por m² de CO₂ e CH₄ ao longo do rio Uatumã até uma distância de 30 km à jusante da barragem de Balbina. O valor médio da oxidação de CH₄ estimado para este mesmo trecho também é indicado. Médias baseadas em medidas feitas durante oito coletas em sete pontos equidistantes entre julho de 2004 e novembro de 2005 (todos os dados em C).

EMISSÃO PARÂMETRO	N	Média	Desvio Padrão
GÁS CARBÔNICO			
difusão (mg m ⁻² d ⁻¹)	58	6.335	5.373
concentração superficial (mg m ⁻³)	58	2.190	656
METANO			
difusão (mg m ⁻² d ⁻¹)	58	3.037	3.986
concentração superficial (mg m ⁻³)	58	660	808

As concentrações superficiais e emissões de GEEs à jusante da barragem eram muito maiores do que aquelas estimadas no reservatório à montante, devido à alta concentração de gases na água hipolimnética que passava pelas turbinas. Abril *et al.* (2005) encontraram uma emissão difusiva média de CO₂ 11.400 mg C m⁻² dia⁻¹ no rio Sinnamary até 40 km abaixo da

barragem de Petit-Saut, quase duas vezes maior do que aquela encontrada em Balbina. Em contraste, a emissão difusiva de metano no mesmo trecho do rio Sinnamary foi somente 1.080 mg C m⁻² dia⁻¹, quase 3 vezes inferior ao estimado pelo rio Uatumã. A diferença no comportamento desses dois gases pode refletir as condições de turbulência na saída das turbinas, que é maior na usina de Petit-Saut, devida à presença de cascatas de aeração. A maior turbulência, neste caso, resultaria numa maior perda ebulitiva do metano (70%; Abril *et al.*, 2005) com relação ao CO₂, devido à menor solubilidade do metano.

Fluxos anuais à jusante - a vazão total anual de GEEs pelas turbinas e a ebulição anual de GEEs imediatamente à montante, foram estimadas a partir de regressões estatísticas destes parâmetros contra variáveis ambientais. Três variáveis ambientais foram consideradas no desenvolvimento dessas relações: o fluxo de água pelas turbinas, pluviosidade e a velocidade do vento. A variação sazonal nestes três parâmetros é indicada na Figura 4.2.2.

A vazão de água pelas turbinas é controlada pelos engenheiros da usina e tende a ser menor em períodos chuvosos e maior em períodos de estiagem (Figura 4.2.2A). Algumas relações significativas foram encontradas com esse parâmetro, porém, apenas para os primeiros seis meses de estudos durante o ano de 2004 (Figura 4.2.3). Devido ao baixo número de pontos, estas relações foram consideradas pouco confiáveis.

A pluviosidade na barragem variou sazonalmente, sendo mais alta durante os meses de janeiro a maio e menor durante no período de junho a dezembro (Figura 4.2.2 B). Foram encontradas relações negativas e significativas entre este parâmetro e as emissões ebulitivas e vazões totais de metano e gás carbônico (Figura 4.2.4). Estas relações incluíram um maior número de pontos e assim foram consideradas mais confiáveis.

A velocidade do vento também variou sazonalmente, sendo mais elevada no início do período chuvoso (Figura 4.2.2 C). Foram encontradas apenas relações significativas entre a emissão ebulitiva e a vazão total pelas turbinas de CO₂ (Figura 4.2.5).

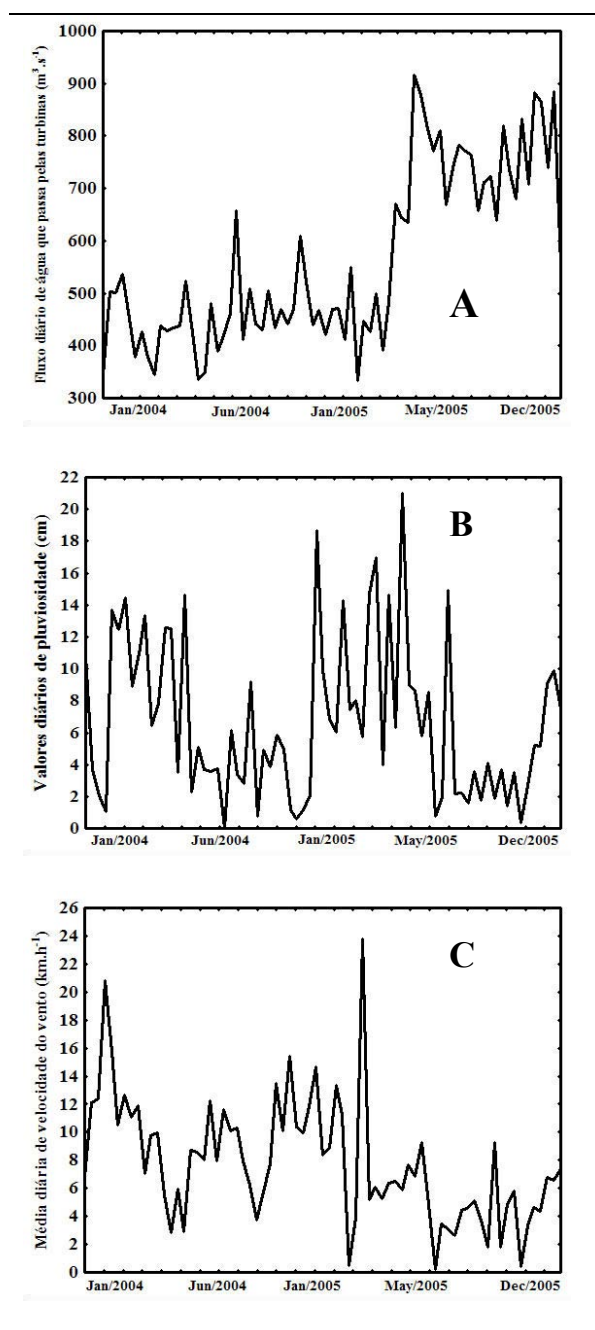


Figura 4.2.2. Variação diária do A) fluxo de água que passa pelas turbinas, B) da pluviosidade e C) da velocidade do vento sobre a hidrelétrica de Balbina entre janeiro de 2004 e dezembro de 2005.

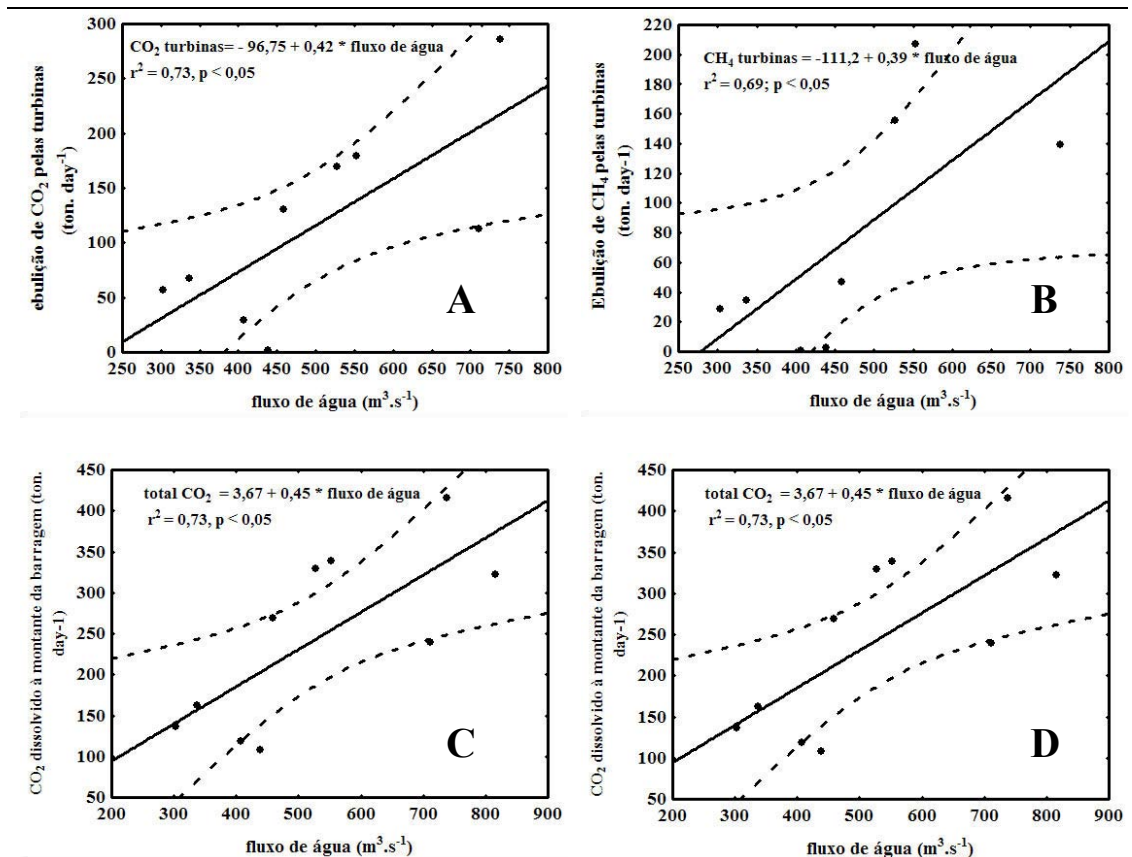


Figura 4.2.3. Relações entre a vazão de água pelas turbinas e A) a emissão ebulitiva de CO₂, B) a emissão ebulitiva de CH₄, C) a vazão total de CO₂ dissolvida pelas turbinas e D) a vazão total de CH₄ pelas turbinas na hidrelétrica de Balbina. **Todos os valores estão em carbono.**

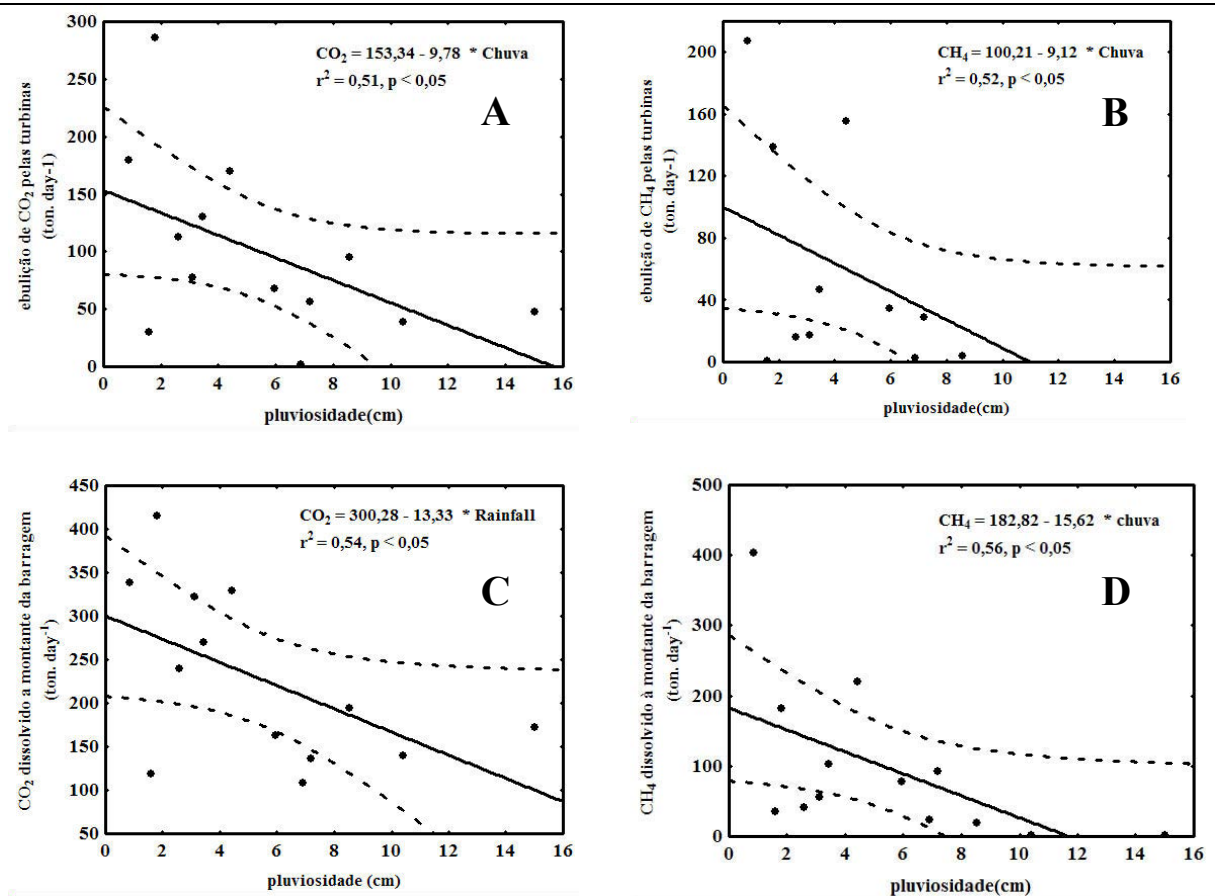


Figura 4.2.4. Relações entre pluviosidade e A) a emissão ebulitiva de CO₂, B) a emissão ebulitiva de CH₄, C) a vazão total de CO₂ dissolvida pelas turbinas e D) a vazão total de CH₄ pelas turbinas na hidrelétrica de Balbina. **Todos os valores estão em carbono.**

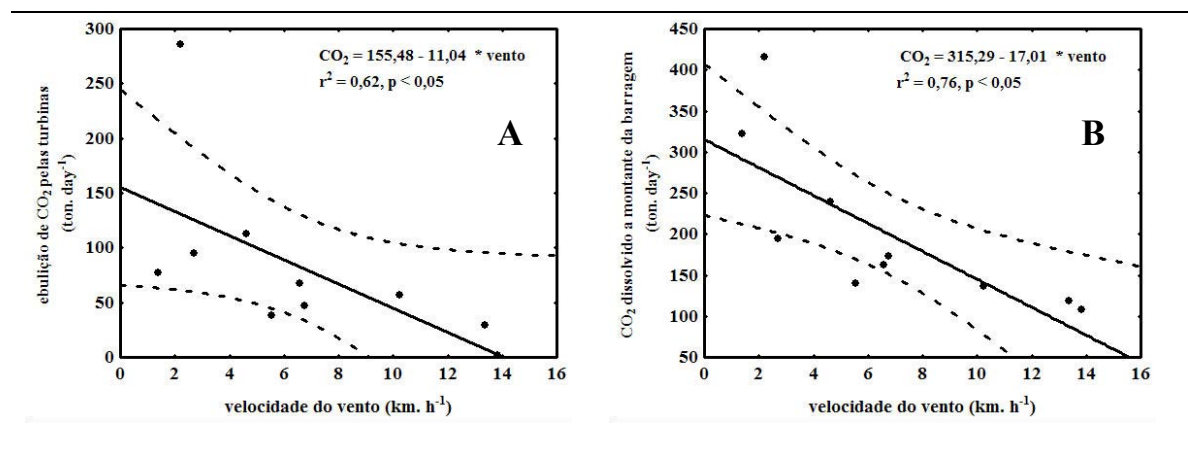


Figura 4.2.5. A relação entre a velocidade do vento que atingiu a barragem de Balbina e as concentrações de gás carbônico antes das turbinas e suas emissões ebulitivas. Sendo, A) a emissão ebulitiva de CO₂ pelas turbinas, B) a vazão total de CO₂ dissolvido pelas turbinas. n = 12. **Todos os valores estão em carbono.**

As melhores relações encontradas para estimar as emissões ebulitivas e vazão de GEEs na entrada das turbinas foram regressões múltiplas, incluem uma combinação de variáveis ambientais. A melhor relação ($p < 0,05$, $r^2 = 0,48$, $n = 13$) para a vazão total de CO₂ pelas turbinas, vCO_2^{total} é:

$$vCO_2^{\text{total}} = 397,8 - 11,9 * (\text{vento}) - 14,8 * (\text{chuva}) \quad (1)$$

A melhor relação ($p < 0,05$, $r^2 = 0,42$, $n = 13$) para a vazão de CO₂ abaixo da barragem, vCO_2^{jusante} é:

$$vCO_2^{\text{jusante}} = 215,6 - 7,6 * (\text{vento}) - 10,7 * (\text{chuva}) \quad (2)$$

A emissão ebulitiva diária de CO₂ foi estimada a partir de equações 1 e 2 pela diferença entre vCO_2^{total} e vCO_2^{jusante} . As melhores relações para estimar a emissão ebulitiva de metano

e vazão total de metano pelas turbinas foram às regressões simples já descritas, utilizando a pluviosidade como variável dependente (Figura 4.2.4 B e D). As emissões ebulitivas totais de CO₂ e CH₄ à jusante da barragem, estimadas pelos quatro métodos descritos acima, estão na Tabela 4.2.3.

Tabela 4.2.3. A estimativa dos fluxos anuais de CO₂ e CH₄ abaixo da barragem de Balbina (todos os valores estão em Gg de carbono por ano) através do uso de três parâmetros ambientais através de regressões lineares, 1) fluxo de água, 2) volume de chuva, 3) velocidade do vento, e 4) combinação entre velocidade do vento e volume de chuva. Os dados são representativos para períodos de coleta entre os meses de julho de 2004 e novembro de 2005.

MÉTODO →	1		2		3		4 melhor	
	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂
COMPONENTES DE EMISSÃO								
total inicial	64,7	88,2	55,3	85,7	-	57,9	55,3	78,2
Ebulição das turbinas	34,4	42,7	25,0	41,08	-	22,1	25,0	41,3
Difusão do rio	4,5	71,3	4,5	70,42	-	61,6	4,5	62,7
Oxidação do rio	25,8	-	25,8	-	-	-	25,8	-
Emissão total	38,9	114,0	29,5	111,5	-	83,7	29,5	104
Emissão total (CO₂-C equiv.)	297,1*	114,0	225,3	111,5	-	83,7	225,3	104

* convertido em C equivalentes em dióxido de carbono utilizando o fator de aquecimento 21 (kgCO₂/ kgCH₄), calculado para um horizonte de tempo de 100 anos (Lelieveld *et al.*, 1998).

O restante de gás que passou pela barragem, ainda dissolvido, foi emitido ou oxidado ao longo do canal do rio (Galy-Lacaux *et al.*, 1999; Abril *et al.*, 2005). Não foram encontradas relações significativas entre estes fluxos e os parâmetros climáticos e ambientais. Entretanto, outros métodos foram utilizados para calculá-los.

No caso do metano, a emissão difusiva e oxidação anual foram estimadas multiplicando a vazão inicial de metano à jusante da barragem após a ebulição pelas porcentagens médias

atribuídas por cada processo, baseados nos fluxos integrados até 30 km abaixo da barragem. A emissão difusiva de metano representou, em média, 15 % do fluxo inicial, resultando numa emissão anual de 4,5 Gg C ano⁻¹ de CH₄. A perda média de metano por oxidação foi de 85%, o que resultou numa oxidação anual de 25,8 Gg C. Abril *et al.* (2005) encontrou uma emissão difusiva de 1,56 Gg C de CH₄ e uma perda por oxidação de 61-70% até uma distância de 40 km abaixo da barragem de Petit-Saut, na Guiana Francesa. A emissão difusiva, neste caso, foi de quase 3 vezes aquela encontrada no rio Uatumã, provavelmente devido a maior perda ebullitiva nas saídas das turbinas de Petit-Saut.

A emissão difusiva anual de CO₂ à jusante da barragem foi estimada através da soma do fluxo inicial à jusante da barragem após a ebulição mais o equivalente molar de 100% do metano oxidado ao longo do rio Uatumã, presumindo um cociente respiratório de valor 1,0. A emissão total por difusão foi estimada em 62,7 Gg C ano⁻¹ de CO₂. A emissão difusiva total de CO₂ pelo rio Sinnamary a até 40 km em baixo da barragem de Petit-Saut foi de 75 Gg C, pouco superior à estimativa para rio Uatumã (Abril *et al.*, 2005).

A emissão total de CO₂ à jusante da barragem de Balbina, incluindo a difusão e ebulição, estimada com as melhores relações e variáveis ambientais foi estimada em 104,4 Gg C.ano⁻¹. Já a emissão total anual de CH₄ à jusante da barragem, incluindo a difusão superficial pelo rio Uatumã e a ebulição das turbinas em 29,5 Gg C, ou 225,3 Gg em C de CO₂. Esses valores estão comparados com estimativas de emissões de GEEs a jusante de outras hidrelétricas na Tabela 4.2.4. Não existe uma relação clara entre emissões à jusante e a idade das hidrelétricas. Apesar disso, foi encontrada uma relação positiva e significativa entre a emissão e o potencial energético da hidrelétrica (Figura 4.2.6).

Tabela 4.2.4. Emissões médias anuais de metano e gás carbônico à jusante de algumas barragens tropicais (em Gg C ano⁻¹).

Reservatórios (referência)	CO₂	CH₄	MW	Idade
Balbina (esta Tese)	104	29	250	22*
Tucuruí 1 (Fearnside, 2002)	-	580	4000	16*
Samuel (Fearnside, 2005)	-	30	240	14*
Curuá-Una (Fearnside, 2004b)	-	14	60	22*
Petit Saut (Abril <i>et al.</i>, 2005)	125	31	120	8*

* idade do reservatório na época do estudo (anos), - sem informação.

Esta relação faz sentido se for lembrado de que tanto a emissão de metano à jusante quanto o potencial elétrico devem aumentar proporcionalmente com a vazão das turbinas das usinas.

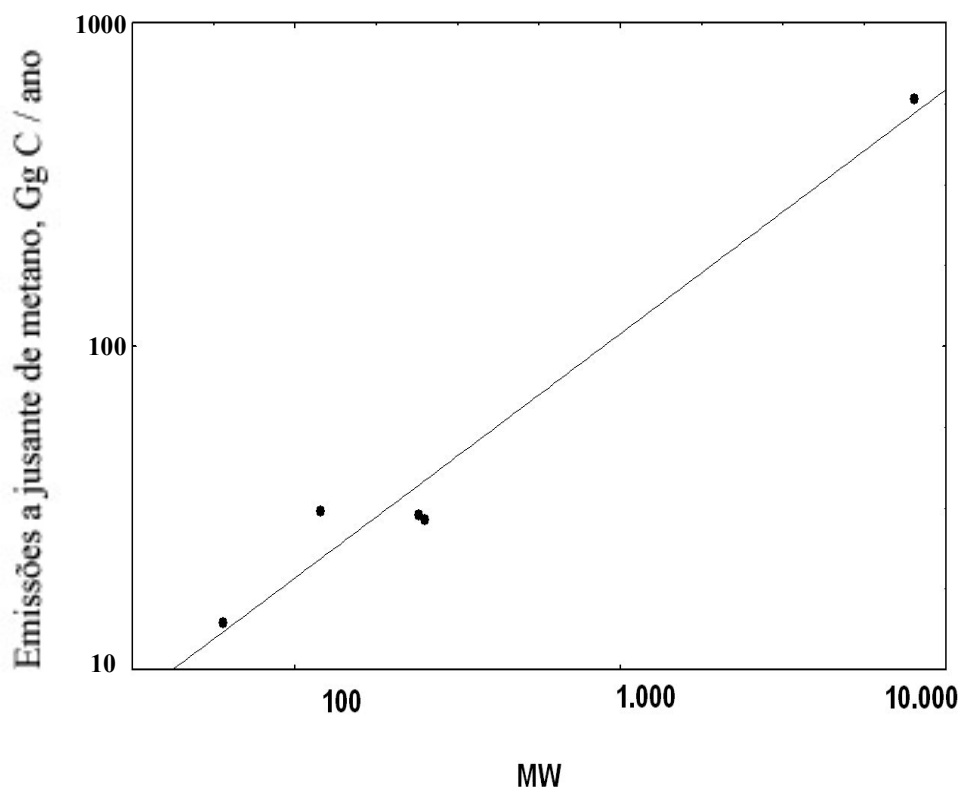


Figura 4.2.6. Relação entre a potência instalada e as emissões à jusante de hidrelétricas tropicais.

Emissões totais – As emissões anuais totais de CO₂ e CH₄ da hidrelétrica de

Balbina, incluindo todos os fluxos à montante e à jusante são sumarizadas na Tabela 4.2.5.

Tabela 4.2.5. Emissões anuais totais para a hidrelétrica de Balbina, incluindo fluxos à montante e à jusante. Os valores estão em Gg C ano⁻¹ (porcentagem em relação ao total entre parênteses).

Componente da emissão	CH ₄	CO ₂	
Emissão difusiva e ebulitiva à montante	34 (1,3 %)	2.450 (93,5 %)	
Emissão ebulitiva e difusiva à jusante	29,5 (1,2 %)	104 (4 %)	
TOTAL em C	63,5	2.554	
TOTAL em C - CO₂*	485	2.554	Total: 3,04 Tg

*fluxo de metano convertido em C equivalentes em dióxido de carbono utilizando o fator de aquecimento de 21 (kgCO₂/ kgCH₄), calculado para um horizonte de tempo de 100 anos (Lelieveld *et al.*, 1998).

4.3. As emissões das hidrelétricas na região amazônica e a matriz energética nacional

Existem atualmente no planeta cerca de 39 mil grandes reservatórios destinados à produção de energia hidrelétrica (Rosenberg *et al.*, 1997; Saint Louis *et al.*, 2000).

Provavelmente, daqui a algumas décadas 50% dos rios estarão represados, criando uma nova realidade estrutural e política aliada à oferta e ao consumo de água doce na Terra.

Estimativas indicam que as emissões superficiais de metano e gás carbônico já poderiam ter alcançado $339 \cdot 10^{14} \text{ g ano}^{-1}$ em C de CO_2 , em reservatórios artificiais; isso foi o equivalente à cerca de 7 % do potencial de aquecimento global das emissões antrópicas de carbono (Saint Louis *et al.*, 2000), sem contar com emissões à jusante das barragens. A tabela 4.3.1 apresenta as emissões de metano e gás carbônico por alguns reservatórios do mundo.

A maioria dos novos reservatórios está sendo criada em regiões tropicais e em países subdesenvolvidos, onde existe um maior potencial hidrelétrico ainda não explorado e um menor número de estudos de campo. Reservatórios artificiais tropicais têm demonstrado emissões grandes de metano e gás carbônico (Galy-Lacaux *et al.*, 1999; Lima *et al.*, 2002; Rosa *et al.*, 2003; Abril *et al.*, 2005; Lima, 2005). Segundo as estimativas de Fearnside (2001), somente as represas hidrelétricas da Amazônia liberaram cerca de 0,27 Tg de metano e 37 Tg de gás carbônico em 1990. Porém, essas estimativas foram baseadas na extrapolação de dados obtidos por outros reservatórios, principalmente Petit-Saut (Galy-Lacaux *et al.*, 1999). Medidas sazonais reais e contínuas sobre os fluxos de GEEs (gases de efeito estufa) por reservatórios são praticamente inexistentes. A represa com a maior área alagada e um dos maiores potenciais na geração

Tabela 4.3.1. Fluxos superficiais totais médios de gases à montante das barragens, tamanho da área inundada e o tempo de funcionamento dos reservatórios no mundo. Os fluxos estão em $\text{mg C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$; - sem informação (tabela adaptada de Saint Louis *et al.*, 2000).

reservatórios	área (km^2)	tempo (anos)	montante	
			CO_2	CH_4
Laforge-1 (Quebec)	1.000	5	627	9,8
Robert-Bourassa (Quebec)	2.500	19	410	9,8
Eastmain-Opinica (Quebec)	1.000	13	940	6
Cabonga (Quebec)	400	70	382	13,5
Revelstoke (Columbia Britânica)	120	8	600	-
Kinsbasket (Columbia Britânica)	430	19	144	-
Arrow (Columbia Britânica)	520	22	354	-
Whatshan (Columbia Britânica)	15	40	182	-
Dillon Lake (Colorado)	13	29	-	16
Day Lake (Wisconsin)	2	27	190	5,3
Tigercat Lake (Wisconsin)	3	60	60	8,3
Nelson Lake (Wisconsin)	25	61	194	4,5
Chippewa Lake (Wisconsin)	61	73	106	5,3
Moose Lake (Wisconsin)	7	73	355	2,3
Lokkaf (Finlândia)	417	28	550	59,3
Porttipahtaf (Finlândia)	214	25	573	9,8
Média fluxos temperada			382	15
Gatun Lake (Panamá)	430	78	-	402
Balbina (Brasil)	2.800	22	3.777	49
Curuá Una (Brasil)	80	28	790	48,8
Samuel (Brasil)	550		2.863	12,3
Tucuruí (Brasil)	2.800	20	3.681	17,6
Serra da Mesa (Brasil)	1.800	8	1.090	60
Petit Saut (Guiana Francesa)	370	8	1.005	54
Média fluxos tropical			2.167	85

de GEEs na Amazônia é o reservatório de Balbina. Existiam poucos dados sobre as emissões superficiais de CO₂ e CH₄ pelo reservatório à montante da barragem de Balbina e menos informações ainda sobre a jusante.

A emissão de gás carbônico foi mais intensa do que a de metano pela hidrelétrica de Balbina, tanto à montante quanto à jusante da barragem, apesar de ser relevante à montante. Resultado semelhante foi encontrado em Petit-Saut (Galy-Lacaux, 1999; Abril *et al.*, 2005). Entretanto, as emissões de gás carbônico são bem diferentes do metano em características como os impactos junto ao fenômeno de efeito estufa e no aquecimento global. O metano é acumulado na atmosfera e não entra, diretamente, nos processos de fotossíntese e crescimento florestal (Fearnside, 2004c). Apesar de quantias menores, o metano é considerado com maior potencial de aquecimento. O impacto de uma tonelada de CH₄ sobre o aquecimento global, integrado durante 100 anos, é 21 vezes maior do que de CO₂ (Lelieveld *et al.*, 1998). Assim, a principal questão a ser avaliada no momento seria a importância de cada gás produzido no reservatório junto ao fenômeno de aquecimento global.

Como foi dito, a vagarosa decomposição que ocorre na floresta morta alagada e no solo submerso estariam sustentando o metabolismo anaeróbico das bactérias do fundo dos lagos das hidrelétricas (Abril *et al.*, 2005). Não sendo uma fonte renovável de carbono, essa decomposição torna significativa as emissões superficiais de CO₂ junto ao processo de aquecimento global. Outros estudos indicaram que as algas perifíticas poderiam ser um componente importante, pois abasteciam os mecanismos para emissão de gases em reservatórios artificiais e ainda não foram devidamente contabilizadas (Matthews *et al.*, 2005). O perifíton tem grande importância junto às cadeias tróficas em ambientes naturais (Thorp & Delong, 2002). Como a maioria dos lagos de hidrelétricas foi fracamente

desmatada, esses apresentam uma abundância de substrato físico para a adesão das algas. Entretanto, as algas tendem a retirar tanto CO₂ durante fotossíntese quanto elas liberam. Portanto, como já foi explicado junto às descrições dos habitats nos resultados 4.1, é improvável que as algas tenham uma influência significativa sobre as emissões de GEEs. Isso demonstra que os GEEs estudados no reservatório de Balbina (CH₄ e CO₂) tenham importância significativa junto ao fenômeno de aquecimento global.

Alguns trabalhos publicados sobre estimativas anuais das emissões de metano nas hidrelétricas tropicais de Tucuruí, Curuá-Una, Petit-Saut e Samuel (Galy-Lacaux *et al.*, 1999; Fearnside 2001; 2002; 2004b e 2005; Abril *et al.*, 2005; Lima *et al.*, 2002; Saint Louis *et al.*, 2002) foram utilizados nas comparações a seguir sobre os resultados de Balbina. Entretanto, os resultados sobre as pesquisas realizadas nas usinas de Tucuruí, Curuá-Una e Samuel, principalmente à jusante das barragens, deveriam ser complementados para que fossem resolvidas discussões sobre o assunto (Fearnside, 2005; Rosa *et al.* 2006; Cullenward & Victor, 2006). Recentemente, as emissões de CO₂ e CH₄ nos reservatórios amazônicos de Tucuruí e Samuel foram reportadas parcialmente (Lima *et al.*, 2002; Lima, 2005), não incluindo a sazonalidade do período de um ano ou as emissões à jusante dessas barragens. Já sendo demonstrados que os fluxos de GEEs são variáveis que oscilam sazonalmente e que as emissões à jusante das barragens são contribuições atmosféricas significativas (Abril *et al.*, 2005).

Tabela 4.3.2. O capacidade instalada, tamanho máximo da área alagada, e a relação entre potencial energético e área alagada (PGA) para algumas hidrelétricas tropicais, a potência instalada.

Barragem Hidrelétrica	Capacidade instalada (MW)	Área inundada (km ²)	PGA (MW. km ⁻²)
Balbina	250	3.000	0,09
Samuel	240	550	0,43
Curuá-Una	60	80	0,73
Tucuruí	4.000	2.430	1,64
Petit-Saut	120	365	0,33

Devido às suas áreas inundadas e às baixas gerações energéticas, a maioria das hidrelétricas amazônicas pode ser considerada como exemplo negativo da produção de energia limpa (Fearnside, 2004a). Dessas, a que apresentou o menor potencial de geração energética em relação à área inundada foi Balbina com 0,09 MW km⁻², e o maior foi Tucuruí com 1,6 MW km⁻² (Tabela 4.3.2).

Utilizando as estimativas disponíveis sobre emissão superficial total de gás metano à montante das barragens tropicais, foi estimado em 63 Gg de C, ou 482 Gg C de CO₂, o fluxo anual emitido para a atmosfera terrestre, incluindo os lagos de: Tucuruí com 17 Gg C e 2,6 Gg C em Samuel (Lima *et al.*, 2002), em Curuá-Una como 1,4 Gg C (Saint Louis *et al.*, 2000); em Petit-Saut 8 Gg C (Abril *et al.*, 2005); e para Balbina (Tese) em 34 Gg C. Já o gás carbônico emitido, anualmente, à montante das barragens foi calculado em 5,92 Tg C de CO₂, sendo de 2,45 Tg C em Balbina (Tese), em Tucuruí e Samuel em 2,7 e 0,6 Tg C, respectivamente (Lima *et al.*, 2002), Curuá-Una em 0,03 Tg C (Fearnside, 2005) e Petit-Saut como 0,14 Tg C (Abril *et al.*, 2005).

Já quanto ao total de metano que passou diluído na água pelas turbinas das hidrelétricas analisadas, temos, em Tucuruí 580 Gg C, Curuá-Una 14 Gg C e em Samuel 30 Gg C (Fearnside 2001; 2002; 2004b e 2005); em Petit-Saut 31 Gg de C (Abril *et al.*, 2005); e em

Balbina (Tese) 46 Gg C. Tudo isso representa, se não contar com a oxidação rio abaixo, uma emissão total de 693 Gg C, ou seja, 5,3 Tg C de CO₂. Quanto ao CO₂ à jusante das barragens tropicais, só foi possível informar as emissões de Balbina como 104 Gg C. ano⁻¹ (através dessa Tese) e Petit-Saut em 125 Gg C. ano⁻¹ (Abril *et al.*, 2005), isso representa uma emissão total de 230 Gg C de CO₂.

Como ambos os gases estudados foram considerados prejudiciais junto ao aquecimento global, eles foram unidos para a realização de uma análise gráfica entre o fluxo total de GEEs (CH₄ e CO₂) e o potencial energético das hidrelétricas (Figura 4.3.1). Com isso, das usinas analisadas, Balbina foi considerada a hidrelétrica com a maior produção de GEEs em comparação ao seu potencial energético, como já era esperado. As hidrelétricas de Petit-Saut, Samuel e Curuá-Una, respectivamente, e em forma decrescente, também foram consideradas como não compensatórias do ponto de vista energético/ambiental. Tucuruí, por outro lado, surgiu como o único empreendimento compensatório ambientalmente, devido sua capacidade instalada de 4.000 MW (Tabela 4.3.2).

O potencial hidrelétrico da região Norte é considerado o maior do Brasil, devido à extensa Bacia Hidrográfica Amazônica, sendo grande também em relação aos padrões mundiais, foi estimado em 112 GW (Plano Nacional de Energia 2030, 2006). Desse valor, menos de 10 % é aproveitado, sendo que as hidrelétricas em funcionamento hoje na Amazônia apresentam um potencial energético de cerca de 8,7 GW.

A oferta de energia elétrica para todo o Brasil no ano de 2005 foi de 441 TW h. A energia hidráulica correspondeu a 77%, representando 340 TW h (Plano

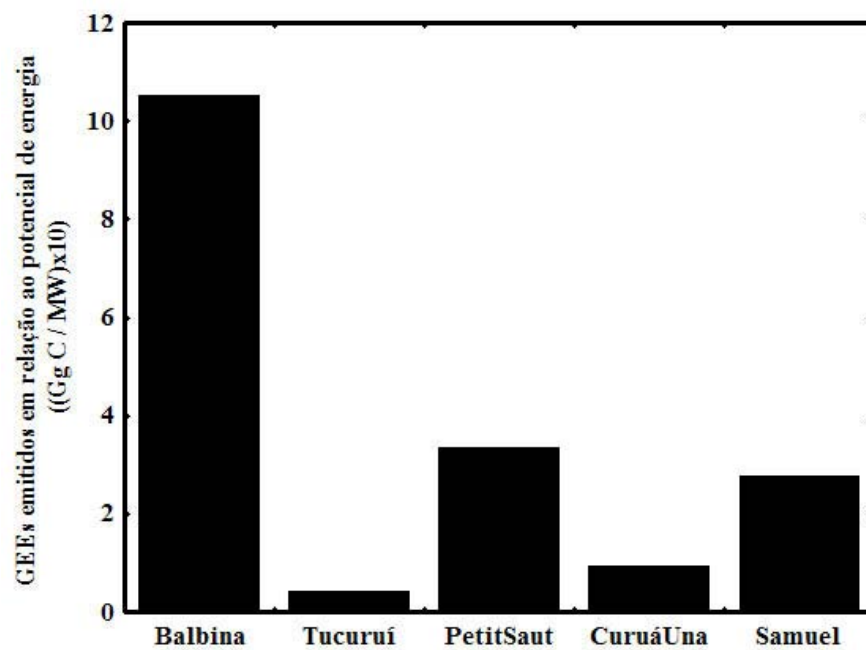


Figura 4.3.1. A soma total anual das emissões de metano e gás carbônico à montante e à jusante das barragens amazônicas (em GgC) sobre a capacidade instalada das hidrelétricas tropicais.

Nacional de Energia 2030, 2006).

Para as hidrelétricas amazônicas (Tucuruí, Balbina, Samuel e Curuá-Una), juntamente com Petit-Saut, foram estimados fluxos totais de GEEs de 0,9 e 6 Tg C ano⁻¹, de metano e de gás carbônico, respectivamente. Como o estudo sobre as emissões de gases de efeito estufa ainda é deficiente e a dinâmica das emissões em hidrelétricas é variável sazonalmente e geograficamente. Estimar a emissão total de GEEs pelas hidrelétricas em todo mundo apartir das relações já existentes sobre as emissões de GEEs, o potencial energético e/ou o tamanho da área alagada, poderia ser um resultado tendencioso, longe de uma realidade científica. Entretanto, pela necessidade de respostas imediatas sobre as contribuições de GEEs pelos reservatórios do mundo, essas estimativas foram realizadas nessa Tese de forma preliminar.

O tamanho da área alagada mostrou ser uma característica significativa junto às emissões de GEEs à montante das barragens, tanto em ambientes temperados como tropicais, esse valor foi utilizado de Saint Louis *et al.*, 2000 (600.000 km²: tropical e 900.000 km²: temperada). Assim, as emissões de GEEs à montante dos reservatórios tropicais e temperados foram estimadas em 23,5 Tg C (4,9 Tg C: zona temperada + 18,6 Tg C: zona tropical) e 600,1 Tg C (125,5 Tg C: zona temperada + 474,6 Tg C: zona tropical), de metano e gás carbônico, respectivamente. Para isso, foi utilizado o tamanho total da área alagada e a média mundial das emissões por unidade de área (Tabela 4.3.1). Já, as emissões totais de GEEs à jusante dos reservatórios de Balbina e Petit-Saut foram o equivalente a uma média de 261 % e 46,7 % das emissões, à montante dessas mesmas barragens, de metano e gás carbônico, respectivamente. Sendo assim, foram estimados em 61,3 Tg e 280,2 Tg o total anual de C emitido à jusante das barragens no mundo, em metano e gás carbônico, respectivamente. No total, foi estimado que estão sendo emitidos, anualmente, pelas hidrelétricas do mundo 647 Tg e 880 Tg de metano e gás carbônico, respectivamente, em C equivalentes de CO₂.

5. Conclusões

A emissão total à montante da barragem de Balbina representa menos de 3 % e 4 %, de metano e gás carbônico, respectivamente, emitidos anualmente pela várzea central amazônica (Melack *et al.*, 2004; Richey *et al.*, 2002). Com a soma das emissões desses dois gases, à montante da barragem, foi obtido o equivalente a 50 % de todo o gás carbônico emitido anualmente pela cidade de São Paulo, na queima de combustíveis fósseis (La Rovere, 1996).

As emissões de metano à jusante da barragem de Balbina atingem 60 % do total de gás metano emitido pela hidrelétrica. Valor próximo à Petit-Saut, que foi de 70 % (Abril *et al.*, 2005). Quanto ao CO₂ emitido pelas turbinas representou 1,6 % do total desse gás. No total foram emitidos, à jusante da barragem de Balbina apenas 3 % de todo CO₂. À jusante da barragem de Balbina, a emissão instantânea pelas turbinas representa cerca de 3 % do total anual de CH₄ emitido pela várzea central amazônica (Melack *et al.*, 2004).

Somando as emissões de metano à jusante e à montante da barragem de Balbina, foram emitidos pouco menos de 10 % do total de gás carbônico lançado pela cidade de São Paulo em 1990, na queima de combustíveis (La Rovere, 1996). O total de CO₂ emitido pela hidrelétrica de Balbina foi de 2,5 Tg em C de CO₂ ao ano, ou seja, um equivalendo a 5 % de todo gás carbônico emitido pela várzea da Amazônia Central (Richey *et al.*, 2002), equivale também, a 50 % do gás carbônico emitido pela queima de combustíveis fósseis na metrópole de São Paulo em 1990 (La Rovere, 1996). O CO₂ emitido por difusão superficial à montante da barragem de Balbina representa 95 % do gás emitido por essa hidrelétrica, mais representativo que os 61 % obtidos em Petit-Saut (Abril *et al.*, 2005). Isso comprova uma intensa oxidação da densa floresta morta alagada, o que ocasiona a formação de muitos gases no fundo do lago à montante da barragem de Balbina.

Avaliando as hidrelétricas estudadas (Tucuruí, Balbina, Curuá-Una, Samuel e Petit-Saut) foram encontradas emissões totais de 0,9 e 6 Tg C por ano de metano e gás carbônico, respectivamente. Balbina representou 8,8 % e 42 %, do metano e gás carbônico, emitidos por essas unidades energéticas. O total estimado pelas cinco hidrelétricas em estudo representou mais de 200 % de todo o gás carbônico emitido anualmente pela queima de combustíveis fósseis na metrópole de São Paulo (La Rovere, 1996).

Para o total estimado das emissões de GEEs por hidrelétricas tropicais, Balbina representou 0,43 % e 0,53 % das emissões de metano e gás carbônico. O total anual de gases emitidos pelos reservatórios do mundo em C de CO₂ representaram um equivalente à cerca de 14.000 % do gás carbônico emitido anualmente por São Paulo, segundo já descrito (La Rovere, 1996).

A energia sempre foi essencial para o desenvolvimento social e econômico do mundo civilizado. Apesar de todos os problemas ambientais relacionados à sua produção e consumo, ela é indispensável. Hoje, grande parte é produzida, transportada e consumida de maneira não sustentável ou renovável, principalmente pela queima de combustíveis fósseis. Dos empreendimentos energéticos brasileiros, 80 % da energia é gerada em hidrelétricas; o restante, por termelétricas movidas a combustíveis fósseis (Plano 2030, 2006). O aproveitamento das perdas e a melhor utilização do potencial energético se dará pela aquisição de novas tecnologias de ponta, representando um aumento no rendimento de até 8 % (O Estado de São Paulo, 31 de março de 2003). O potencial que poderia ser gerado no Brasil por fontes renováveis e alternativas como a biomassa, a energia solar e a eólica poderia superar muito o atual potencial oferecido. O Atlas Eólico gerado pelo Ministério de Minas e Energia estimou esse potencial em 143 mil MW.h⁻¹. Dois grandes reservatórios de gás natural, Urucu (a 600 Km de Manaus) e Uatumã (a apenas 200 Km de Manaus) foram encontrados pela Petrobrás. É fato que o gás natural tem a vantagem de ser pouco poluente, econômico energeticamente e largamente aproveitado, tanto indiretamente (na produção de energia elétrica) quanto diretamente (para o transporte de passageiros e de cargas). Devido a sua localização geográfica, o Uatumã seria a mais econômica e rentável fonte de gás para Manaus, com capacidade funcional de cerca de 370 mil m³ dia⁻¹, teria a facilidade de

manter um gasoduto acompanhando a rodovia AM-010 até a sua distribuição em Manaus (A CRÍTICA, nove de maio de 2002).

O atual modelo energético faz com que os problemas ambientais sejam ainda mais agravados. O grupo formado pelos oito países mais ricos do mundo é responsável por mais de 50 % das emissões de GEEs para a atmosfera no planeta. O Brasil, apesar de ser um país em desenvolvimento, não se afasta dessa realidade. Temos como exemplo a cidade de São Paulo, onde a população enfrenta condições atmosféricas inadequadas e até mesmo intoleráveis, tornando-se necessária a implantação do rodízio de veículos particulares (La Rovere, 1996). A emissão abusiva de GEEs, em todo o mundo, extrapola a capacidade de reciclagem e absorção natural dos ecossistemas existentes. Torna-se imprescindível o controle imediato das emissões de gases que provocam o efeito estufa. Isso pode ser feito, principalmente, com o desenvolvimento de novas modalidades de produção de energia. As hidrelétricas, apesar de não serem consideradas produtoras de energia limpa, poderiam solucionar parte do problema, aumentando a eficiência energética ao evitar manter unidades onde as emissões abusivas de GEEs não compensam as baixas produções energéticas. A diminuição das áreas alagadas dos futuros empreendimentos, o aumento da eficiência das turbinas e geradores e a diminuição das perdas durante a produção, transporte e consumo seriam alguns avanços iniciais e imediatos. Esses processos poderão diminuir as emissões de GEEs para a atmosfera e evitar os danos ambientais que seriam reversíveis apenas a longo prazo. Além disso, essas medidas possibilitarão converter a não emissão de GEEs em créditos de carbono. Finalmente, essas iniciativas mitigariam os efeitos catastróficos das mudanças climáticas atuais, observadas regularmente hoje no planeta, e quase todas sendo atribuídas à abundância das emissões antrópicas de GEEs.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abril, G.; Guerin, F.; Richard, S.; Delmas, R.; Galy-Lacaux, C.; Gosse, P.; Tremblay, A.; Varfalvy, L.; Santos, M. A. & Matvienko, B. 2005. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global Biogeochemical Cycles* 19: 1-16.
- Bartlett, K.B.; Crill, P.M.; Sebacher, D.I.; Harris, R.C.; Wilson, J.O. & Melack, J.M. 1990. Methane flux from the central Amazon floodplain. *Journal of Geophysical Research* 93: 1571-1582.
- Bartlett, K.B. & Harris, R.C. 1993. Review and assessment of methane emissions from wetlands. *Chemosphere* 26: 261-320.
- Broecker, W.S. & Peng, T. H. 1982. *Traces in the sea*. Eldigio Press, New York.
- Cicogna, A.M. 2003. Sistema de suporte a decisão para o planejamento e a programação da operação de sistemas de energia elétrica. *Tese de Doutorado*. UNICAMP. Campinas, SP.
- Castro, R.M.C. & Arcifa M.S. 1987. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 47: 493-500.
- Crill, P.M., K.B. Bartlett, J. Wilson, D.I. Sebacher, R.C. Harriss, J.M. Melack, S. MacIntyre, L. Lesack & L. Smith Morrill. 1988. Tropospheric methane from Amazonian lake. *Journal of Geophysical Research* 93: 1564-1570.
- Crill, P.M., K.B. Bartlett, J. Wilson, D.I. Sebacher, R.C. Harriss, J.M. Melack, S. MacIntyre, L. Lesack and L. Smith Morrill Cullenward, D. & D. G. Victor. 2006. The dam debate and its discontents: an editorial comment. *Climatic Change*: publicação disponível na rede (DOI: 10.1007/s10584-006-9085-7).
- Devol, A. H.; Richey, J. E.; Forsberg, B. R. & Martinelli, L. A. 1994. Environmental methane in the Amazon river floodplain. In: Mitsch, W. J. [ed.] *Global Wetlands*. Elsevier, Amsterdam.
- Devol, A. H.; Richey, J. E.; Forsberg, B. R. & Martinelli, L. A. 1990. Seasonal dynamics in methane emissions from the Amazon River floodplain to the troposphere. *Journal of Geophysical Research* 95: 16417– 16426.

- Devol, A.H.; Richey, J.E.; Clark, W.A.; King, S.L. & Martinelli, L.A. 1988. Methane emission to the troposphere from the Amazonian floodplain. *Journal of Geophysical Research* 93: 1756-1768.
- Dlugokencky, E. J; Houweling, S.; Bruhwiler, L.; Masarie, K. A.; Lang, P. M.; Miller, J. B. & Tans, P. P. 2003. Atmospheric methane levels off: Temporary pause or a new steady state? *Geophysical Research Letters* 30 (19): 1- 4.
- Duchemin, E.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Queiroz, A.G; Almeida, D.C; Pereira, H.C. & Dezincourt, J. 2000. Comparison of greenhouse gas emissions from an old tropical reservoir with those of 355 other reservoirs worldwide. *Verhandlungen International Vereinigung für Limnologie* 27, 1391–1395.
- ELETRONORTE. 2002. Complexo Hidrelétrico de Belo Monte: relatório de viabilidade (Tomos I e II). Brasília, DF. *Fornecido pela Internet*.
- ELETRONORTE. 2006. Centrais Elétricas do Norte do Brasil. Brasília, DF. *Fornecido pela Internet*.
- Fearnside, P. M. 1989. Brazil's Balbina Dam: environmental versus the legacy of the pharaohs in Amazonia. *Environmental Management* 13: 401-423.
- Fearnside, P.M. 1995. Hydroelectric dams in Brazilian Amazon as sources of "greenhouse" gases. *Environmental Conservation* 22: 7-15.
- Fearnside, P.M. 2001. Avança Brasil: conseqüências ambientais e sociais na Amazônia. *Cadernos Adenauer* 2: 101-124.
- Fearnside, P.M. 2002. Greenhouse gas emission from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí dam) and the energy policy implications. *Water, Air, and Soil Pollution* 133: 69-96.
- Fearnside, P.M. 2004a. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams: controversies provided a springboard for rethinking a supposedly clean energy source, Editorial Comment. *Climatic Change* 66: 1-8.
- Fearnside, P.M. 2005. Do hydroelectric dams mitigate global warming? The case of Brazil's Curuá-Una Dam. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 10(4): 675-691.
- Fearnside, P.M. 2004c. Gases de efeito estufa em hidrelétricas da Amazônia. *Ciência Hoje* 211: 41-44.

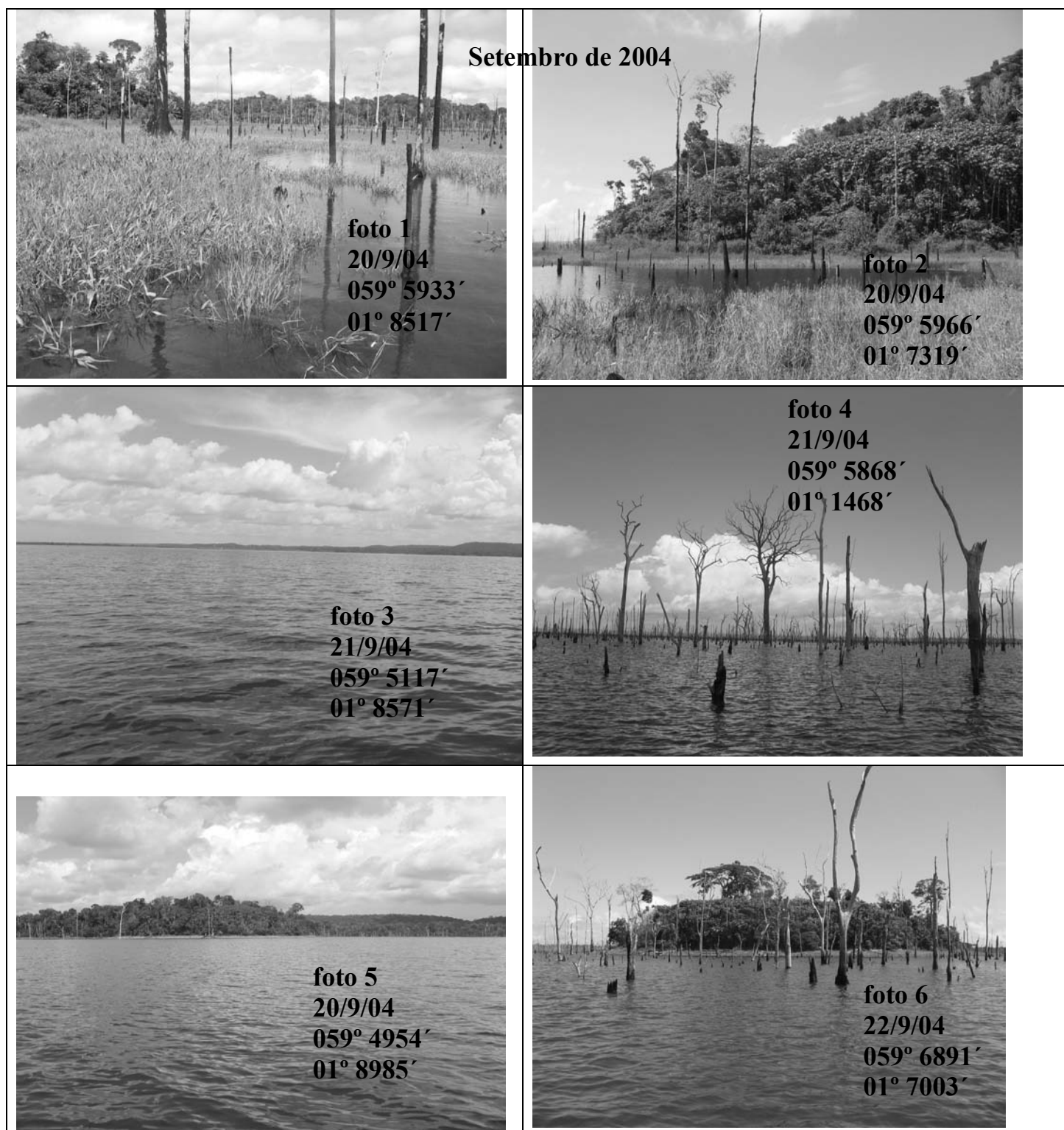
- Fearnside, P.M. 2005. Brazil's Samuel Dam: lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environmental Management* 35: 1–19.
- Fearnside, P.M. 2006. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams: Reply to Rosa *et al.* *Climatic Change* 75(1-2): 103-109.
- Forsberg, B.R. 1985. The fate of plankton primary production. *Limnology and Oceanography* 30: 807-819.
- Gagnon, I. & Chamberland, A. 1993. Emissions from hydroelectric reservoirs and comparison of hydroelectricity, natural gas and oil. *Ambio* 22: 568-569.
- Galy-Lacaux, C.; Delmas, R.; Kouadio, G.; Richard, S. & Grosse, P. 1999. Long-term Greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical forest regions. *Global Biogeochemical Cycles* 13: 503-517.
- Hamilton, S.K.; Sippel, S.J. & Melack, J.M., 1995. Oxygen depletion, carbon dioxide and methane production in waters of Pantanal wetland of Brazil. *Biogeochemistry* 30: 115–141.
- Hansch C.; Leo, A.J. 1979. *Substitute constants for correlation analysis in chemistry and biology*. Wiley, New York.
- Hansen, J.; Sato, M.; Ruedy, R.; Lo, K.; Lea, D.W.; Medina-Elizade, M. 2006. Global temperature change. *Proceeding of the National Academy of Science* 103: 14288-14293.
- Hess, L. L.; Melack, J. M.; Novo, E. M. L. M.; Barbosa, C.C.F. & Gastil, M. 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the Central Amazon basin. *Remote Sensing of Environment* 87: 404-428.
- Johnson, K.M.; Hughes, J.E.; Donaghay, P.L. & Sieburth, J.M. 1990. Bottle-calibration static head space method for determination of methane dissolved in seawater. *Anal. Chem.* 62: 2408-2412.
- Kammann, C.; Grunhage, L.; Jager, H.J. & Wachinger, G. 2001. Methane fluxes from differentially managed grassland study plots: the important role of CH₄ oxidation in grassland with a high potential for CH₄ production. *Environmental Pollution* 115: 261-273.
- Kemenes, A. 2003. Distribuição espacial da flora terrestre fanerogâmica do Parque Nacional Marinho de Abrolhos, BA. *Revista Brasileira de Botânica* 26: 141-150.

- Keeling, C.D.; Whorf, T.P. 2003. *Atmospheric carbon dioxide record from Mauna Loa. Period of record 1958-2003*. Carbon Dioxide Research Group, Scripps Institution of Oceanography, University of California. Fornecido pela Internet.
- La Rovere, E.L. 1996. The prevention of global climate changes and sustainable energy development in Brazil. *In. Greenhouse Gas Emissions under a Developing Country's Point of View*. Rosa L.P. & Santos M.A. Coordenação do Programa de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil p. 215-225.
- Leitão, N.C.S. 2005. Avaliação sócio-econômica e ambiental do Complexo Hidrelétrico de Belo Monte. *Dissertação de Mestrado*. ITA. São José dos Campos, SP.
- Lelieveld, J.; Crutzen P.J. & Dentener, F.J. 1998. Changing concentration, lifetime and climate forcing of atmospheric methane. *Tellus* 50B: 128–150.
- Lewis, W. M. Jr. 1987. Tropical Limnology. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18: 159-184.
- Lima, I.B.T.; Victoria, R.L.; Novo, E.M.L.M.; Freigl, B.J.; Ballester, M.V.R. & Ometto, J.P. 2002. Methane, carbon dioxide and nitrous oxide emissions from two Amazonian Reservoir during high water table. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 438-442.
- Lima, I.B.T. 2005. Biogeochemical distinction of methane releases from two Amazon hydroreservoirs. *Chemosphere* 59: 1697-1702.
- Lowe-McConnell, R.H. 1975. *Fish communities in tropical freshwaters*. Longman, New York.
- Lovelock, J. 1991. *A Gaia Original*. Crown Publishers, New York.
- MacIntyre, S. & J.M. Melack. 1988. Frequency and depth of vertical mixing in an Amazon floodplain lake (L. Calado, Brazil). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 80-85
- Matson, P.A. & Harris, R.C. 1995. *Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water*. Blackwell Science, Oxford.
- Matthews, C.J.D.; Joyce, E.M.; St. Louis, V.L.; Schiff, S.L.; Venkiteswaran, J.J.; Hall, B.D.; Bodaly, R.A. & Beaty, K.G. 2005. Carbon dioxide and methane production in small reservoirs flooding upland boreal forest. *Ecosystems* 8: 267–285.
- Melack J.M.; Hess, L.L.; Gastil, M.; Forsberg, B.R.; Hamilton, S.K.; Lima, I.B.T. & Novon, E.M.L.M. 2004. Regionalization of methane emission in the Amazon Basin with microwave remote sensing. *Global Change Biology* 10: 530-544.

- Melack, J.M. and Y. Wang. 1998. Delineation of flooded area and flooded vegetation in Balbina Reservoir (Amazonas, Brazil) with synthetic aperture radar. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26:2374-2377.
- Novo, E.M.L.de M.; Costa, M.P. F. & Mantovani, J.E. 1998. RADARSAT exploratory survey on macrophyte biophysical parameters in tropical reservoirs. *Canadian Journal of Remote Sensing* 24: 367-375.
- Plano Nacional de Energia 2030. Empresa de Pesquisa Energética (EPE). *Relatório apresentado ao Ministério de Minas e Energia*. Brasília, 18 de abril de 2006.
- Richey, J.E.; Devol, A.H.; Wofsy, S.C.; Victoria, R. & Ribeiro, M.N.G. 1988. Biogenic gases and oxidation and reduction of carbon in Amazon River and floodplain waters. *Limnol. Oceanogr.* 33: 551-561.
- Richey, J.E.; Melack, J.M.; Aufdenkampe, K.; Ballester, V.M. & Hess, L.L. 2002. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source at atmospheric CO₂. *Nature* 416: 617-620.
- Robertson, D.S. 2006. Health effects of increase in concentration of carbon dioxide in the atmosphere. *Current Science* 90: 1607-1609.
- Rosa, L. P. & Schaeffer, R. 1995. Global warming potentials: the case of emissions from dams. *Energy Policy* 23 (2): 149–158.
- Rosa, L.P.; Santos, M.A.; Matvienko, E.; Sikar, E.; Lourenço, R.S.M. & Menezes, C.F. 2003. Biogenic gas production from major Amazon reservoir, Brazil. *Hydrol. Processes* 17: 1443-1450.
- Rosa, L.P.; Santos, M.A. Matvienko, B.; Santos, E.O.; Sikar, E. 2006. Scientific errors in the Fearnside comments on greenhouse gases emissions (GHG) from hydroelectric dams and response to his political claiming. *Climatic Change* 75(1-2): 91-102.
- Rosenberg, D.M.; Berkes, F.; Bodaly, R.A.; Hecky, R.E.; Kelly, C.A. & Rudd, J.W.M. 1997. Large-scale impacts of hydroelectric development. *Environmental Review* 5: 27-54.
- Rosenqvist, A.; Forsberg, B.R.; Pimentel, B.R.; Rauste, Y.A. & Richey, J.E. 2002. The use of spaceborne radar data to model inundation patterns and trace gas emissions in the central Amazon floodplain. *Remote Sensing* 7: 1303-1328.
- Schlesinger, W.H. 1997. *Biogeochemistry*. Academic Press, New York.

- Saint Louis, V.C.; Kelly, C.; Duchemin, E.; Rudd, J.W.M. & Rosenberg, D.M. 2000. Reservoir surface as sources of greenhouse gases to the atmosphere: a global estimate. *Bioscience* 20: 766-775.
- Tundisi, J.G. 1986. Ambientes, represas e barragens. *Ciência Hoje* 5: 191-196.
- Tundisi, J.G.; Forsberg, B.R.; Devol, A.H.; Zaret, T.M.; Tundisi, T. M.; Dos Santos, A.; Ribeiro, J.S. & Hardy, E.R. 1984. *Hydrobiologia* 108: 3-15.
- Thorp, J. H. & DeLong, M. D. 2002. Dominance of autochthonous autotrophic carbon in food webs of heterotrophic rivers. *OIKOS* 96 (3): 543-550.
- Walker, I.; Miyai, R & De Melo, M.D.A. 1999. Observation on aquatic macrophyte dynamics in the reservoir of the Balbina hydroelectric power plant, Amazonas state, Brazil. *Acta Amazonica* 29: 243-265.
- Willett, J.E. 1987. Gas Chromatography: analytical chemistry by open learning. Crown Copyright, London.

Anexo 1 A. Fotos Digitais a montante da barragem de Balbina, lago de Balbina.



Anexo 1 B. Fotos Digitais a montante da barragem de Balbina, lago de Balbina.

Outubro de 2004

**foto 7 (2)
22 X 2004
059° 9275'
01° 5131'**

**foto 8 (4)
22 X 2004
059° 9916'
01° 0487'**

**foto 9(6)
22 X 2004
060° 1065'
01° 5200'**

**foto 10(9)
22 X 2004
060° 0847'
01° 4886'**

**foto 11(10)
22 X 2004
060° 0023'
01° 4772'**

**foto 12(13)
22 X 2004
059° 8840'
01° 5338'**

Anexo 1 C. Fotos Digitais a montante da barragem de Balbina, lago de Balbina.

Outubro de 2004



foto 13(9)
23 X 2004
059° 7646'
01° 4029'



foto 14(8)
23 X 2004
059° 7521'
01° 4023'



foto 15(3)
23 X 2004
059° 8468'
01° 4792'



foto 16(1)
23 X 2004
059° 8428'
01° 4792'



foto 17(7)
21 X 2004
060° 1777'
01° 4027'



foto 18(5)
21 X 2004
060° 1179'
01° 3824'

Anexo 1 D. Fotos Digitais a montante da barragem de Balbina, lago de Balbina.

Dezembro de 2004



foto 19(3)
3/12/04
059° 8057'
01° 3028'



foto 20(4)
3/12/04
059° 8115'
01° 2630'



foto 21(11)
4/12/04
059° 5550'
01° 3605'



foto 22(8)
4/12/04
059° 5539'
01° 2879'



foto 23(13)
4/12/04
059° 6176'
01° 3899'



foto 24(15)
4/12/04
059° 7441'
01° 4133'

ANEXO 2. Distribuição de fotos digitais de habitats (LANDSAT, 1999) no lago de Balbina, a montante da barragem (ver em Anexo 1), utilizadas na convalidação da classificação supervisionada de habitats.

