The text that follows is a REPRINT
O texto que segue é um REPRINT.

Please cite as:
Favor citar como:

Fearnside, P.M. 2005. Hidrelétricas Planejadas no Rio Xingu como Fontes de Gases do Efeito Estufa: Belo Monte (Kararaô) e Altamira (Babaquara). pp. 204-241 In: Sevá Filho, A.O. (ed.) ***Tenotã-mõ: Alertas sobre as conseqüências dos projetos hidrelétricos no rio Xingu, Pará, Brasil*****. International Rivers Network, São Paulo, Brazil. 344 pp.**

ISBN 85-99214-01-2

Copyright International Rivers Network, São Paulo, Brazil.
\
The original publication is available from:
A publicação original está disponível de:

International Rivers Network, Berkeley, California, USA

Capítulo 8

Hidrelétricas planejadas no rio Xingu como fontes de gases do efeito estufa: Belo Monte (Kararaô) e Altamira (Babaquara)

Philip M. Fearnside

Resumo

Calcular as emissões de gases de efeito estufa de barragens hidrelétricas é importante no processo de tomada de decisão em investimentos públicos nas várias opções para geração e conservação de energia elétrica. A proposta da hidrelétrica de Belo Monte (antigamente Kararaô) e sua contrapartida rio acima, a hidrelétrica de Altamira (mais conhecida por seu nome anterior: Babaquara), está no centro das controvérsias sobre como deveriam ser calculadas as emissões de gases de efeito estufa de represas. A hidrelétrica de Belo Monte por si só teria uma área de reservatório pequena (440 km^2) e capacidade instalada grande (11.181,3 MW), mas a represa de Babaquara que regularizaria a vazão do rio Xingu (aumentando assim a geração de energia de Belo Monte) inundaria uma vasta área (6.140 km^2).

Está previsto que, em cada ano, o nível d'água em Babaquara vai variar em 23 m, expondo assim repetidamente uma área de 3.580 km^2 (a zona de deplecionamento) a uma vegetação herbácea, de fácil decomposição, que cresceria rapidamente. Esta vegetação se decomporia a cada ano no fundo do reservatório quando o nível d'água sobe, produzindo metano. O metano oriundo da vegetação da zona de deplecionamento representa uma fonte permanente deste gás de efeito estufa, diferente do grande pulso de emissão oriunda da decomposição dos estoques iniciais de carbono no solo e nas folhas e liteira (serapilheira ou foliço) da floresta original. As turbinas e vertedouros puxam água de níveis abaixo do termoclino, isto é, da barreira de estratificação por temperatura que isola a água do fundo do reservatório, rica em metano, da camada superficial que está em contato com o ar. Quando a água do fundo emerge das turbinas e dos vertedouros, grande parte da sua carga de metano dissolvido é liberado para a atmosfera. O gás carbônico oriundo da decomposição da parte superior das árvores da floresta inundada, que fica acima d'água, representa outra fonte significativa de emissão de gás de efeito estufa nos primeiros anos depois da formação de um reservatório.

Belo Monte e Babaquara representam um desafio ao ainda principiante sistema brasileiro de avaliação de impacto ambiental e licenciamento de obras. O procedimento atual considera cada projeto de infra-estrutura isoladamente, em lugar de avaliar a gama completa de impactos que o conjunto como um todo provocaria. Neste caso, as características excepcionalmente favoráveis da primeira barragem (Belo Monte) são altamente enganadoras como indicações das conseqüências ambientais de uma decisão para construir aquela obra. Os impactos principais serão provocados pelos reservatórios muito maiores rio acima, começando pelo de Babaquara e, possivelmente, outras quatro represas planejadas na bacia do Xingu, que inundariam grandes áreas de floresta tropical e terra indígena, além de emitir gases de efeito estufa.

A presente análise indica que o complexo Belo Monte/Babaquara não teria um saldo positivo, em termos de emissões de gases de efeito estufa,

comparado ao gás natural, até 41 anos após o enchimento da primeira represa. Isto, na forma de cálculo mais favorável para hidrelétricas, com zero de desconto para os impactos no aquecimento global, essencialmente como se o impacto pesado nos primeiros anos fosse um empréstimo sem juros. A aplicação de qualquer taxa de desconto acima de 1,5% ao ano resulta no complexo não ter um saldo positivo, comparado ao gás natural, até o final do horizonte de tempo de 50 anos usado no Brasil em avaliações de projetos propostos de energia. O impacto sobre o aquecimento global de represas é uma indicação da necessidade de o País reavaliar as suas políticas atuais, que alocam grandes quantias de energia da rede nacional para uma indústria subsidiada de exportação de alumínio.

I. O Rio Xingu e as Barragens mais Controversas da Amazônia

A proposta da hidrelétrica de Belo Monte, no rio Xingu (um afluente do rio Amazonas no Estado do Pará), é o foco de intensa controvérsia devido à magnitude e à natureza dos seus impactos. A hidrelétrica de Belo Monte ficou conhecida pela ameaça que representa aos povos indígenas por facilitar uma série de represas planejadas rio acima em áreas indígenas. O impacto de Belo Monte sobre o efeito estufa provém das represas rio acima, projetadas para aumentar substancialmente a produção elétrica de Belo Monte e para regularizar a vazão do rio Xingu, altamente sazonal. O reservatório de Belo Monte é pequeno relativamente à capacidade de suas duas casas de força, mas os cinco reservatórios rio acima seriam grandes, até mesmo pelos padrões amazônicos. O maior desses reservatórios é a represa de Babaquara, recentemente renomeada de "Altamira", num esforço aparentemente com o propósito de escapar do ônus da crítica que os planos para Babaquara atraíram ao longo das últimas duas décadas (o inventário inicial para a obra começou em outubro de 1975).

"Barrageiros" ou construtores de barragens representam uma subcultura distinta na sociedade brasileira (veja Fearnside, 1989, 1990). A barragem de Belo Monte tem um lugar especial na cultura dos barrageiros. Um dos engenheiros envolvidos no planejamento da barragem explicou a natureza especial da obra assim: "Deus só faz um lugar como Belo Monte de vez em quando. Este lugar foi feito para uma barragem". Com 87,5 m de queda e uma vazão média de 7.851 m^3/segundo (média no período de 1931 a 2000), outro local como Belo Monte é difícil de se encontrar. Apesar da variação sazonal alta no fluxo d'água, que diminui o potencial de energia que o local (por si só) pode oferece, a questão principal levantada pela hidrelétrica de Belo Monte é mais profunda que os impactos diretos no local do reservatório: é o sistema pelo qual as decisões sobre construção de barragens acontecem. Em um Brasil ideal, Belo Monte poderia produzir, pelo menos em grande parte, os benefícios que seus promotores retratam. Mas no Brasil real de hoje, em lugar disso, a obra levaria a impactos sociais e ambientais desastrosos em troca do pouco benefício para a população brasileira. A existência de Belo Monte forneceria a justificativa técnica para a construção de represas rio acima que inundariam vastas áreas de terra indígena, praticamente todas sob floresta tropical, em troca de subsidiar os lucros de companhias de alumínio multinacionais que empregam pouca mão-de-obra no Brasil (veja outros capítulos neste volume).

A hidrelétrica de Belo Monte propriamente dita é apenas a "ponta do iceberg" do impacto do projeto. O impacto principal vem da cadeia de represas rio acima, presumindo que o embalo político começado pela Belo Monte aniquilasse o sistema de licenciamento ambiental, ainda frágil, do Brasil. Este é o quadro provável da situação para a maioria dos observadores não ligados à indústria hidrelétrica. Das represas rio acima, o reservatório de Babaquara, com duas vezes a área inundada da barragem de Balbina, seria o primeiro a ser criado. Autoridades do setor elétrico se esforçam para separar o projeto Belo Monte propriamente dito do seu impacto principal, que é o de incentivar as megabarragens planejadas a montante.

Embora estudos iniciais, completados em 1989, tenham analisado o projeto para Belo Monte com inclusão dos benefícios da regularização da vazão por represas rio acima, a dificuldade em obter uma aprovação rápida logo ficou patente às autoridades do setor elétrico. A exigência de um estudo de impacto ambiental (EIA) no Brasil entrou em vigor em janeiro de 1986, e a constituição federal de outubro de 1988 estipulou a exigência de aprovação pelo Congresso Nacional para projetos que inundam áreas indígenas. Um estudo novo foi elaborado, então, para Belo Monte sem a presunção da regularização da vazão por represas a montante. O estudo revisado (atual) afirma:

"O estudo energético em questão considera apenas a existência do Complexo Hidrelétrico Belo Monte no rio Xingu, o que acarreta que o mesmo não aufira qualquer benefício de regularização a montante. Embora os estudos de inventário hidrelétrico do rio Xingu realizados no final da década

de 70 tivessem identificado 5 aproveitamentos hidrelétricos a montante de Belo Monte, optou-se por não considerá-los nas avaliações aqui desenvolvidas, em virtude da necessidade de reavaliação deste inventário sob uma nova ótica econômica e sócio-ambiental. Frisa-se, porém, que a implantação de qualquer empreendimento hidrelétrico com reservatório de regularização a montante de Belo Monte aumentará o conteúdo energético dessa usina". (Brasil, ELETRONORTE. s/d [C. 2002]a, p. 6-82).

Em outras palavras, embora uma decisão política tenha sido tomada para restringir a análise oficial somente à Belo Monte como uma conveniência necessária para obter a aprovação do projeto, as vantagens técnicas de construir também as represas rio acima (especialmente Babaquara) permanecem as mesmas. Na realidade, nem a ELETRONORTE nem qualquer outra autoridade governamental prometeram deixar de construir essas barragens, mas apenas adiar uma decisão sobre elas. Este é o ponto crucial do problema.

Todo mundo já ouviu o provérbio do "camelo-na-barraca": um beduíno acampado no deserto pode ser tentado a deixar o seu camelo pôr a cabeça dentro da barraca, à noite, para se proteger de uma tempestade de areia. Mas ao acordar na manhã seguinte, com certeza o homem encontrará o camelo de corpo inteiro dentro da barraca. Esta é exatamente a situação com Belo Monte: uma vez que a Belo Monte comece, nós, provavelmente, vamos acordar e encontrar Babaquara já instalada.

O enredo do "camelo-na-barraca" já aconteceu com projetos da ELETRONORTE em pelo menos duas ocasiões paralelas. A primeira ocorreu durante o enchimento do reservatório de Balbina. Em setembro de 1987, menos de um mês antes do começo do enchimento do reservatório, a ELETRONORTE emitiu um "esclarecimento público" declarando que o reservatório seria enchido somente até a cota de 46 m sobre o nível médio do mar (abaixo do nível originalmente planejado de 50 m). Uma série de estudos ambientais seria realizada durante vários anos para monitorar a qualidade da água antes de tomar uma decisão separada sobre o enchimento do reservatório até a cota de 50 m (Brasil, ELETRONORTE, 1987a). Porém, quando o nível d'água alcançou a cota de 46 m, o processo de enchimento não parou durante um único segundo para os estudos ambientais planejados, e o enchimento continuou sem interrupção até a cota de 50 m e até mesmo além deste nível (veja Fearnside, 1989, 1990). Na realidade, o plano em vigor durante todo o processo de encher a represa indicava enchimento direto até o nível de 50 m (Brasil, ELETRONORTE, 1987b). Hoje a represa é operada, sem nenhuma justificativa, com um nível máximo operacional de 51 m.

O segundo exemplo é a expansão em 4.000 W da capacidade instalada em Tucuruí (*i.e.*, Tucuruí-II). Um estudo de impacto ambiental estava sendo elaborado para o projeto de Tucuruí-II, já que a constituição brasileira de 1988 exige um EIA para qualquer hidrelétrica com 10 MW ou mais de capacidade instalada. Porém, o EIA foi truncado quando a ELETRONORTE começou a construir o projeto sem um estudo ambiental em 1998 (veja Fearnside, 2001). O raciocínio era que a obra não teria nenhum impacto ambiental porque o nível máximo operacional normal da água no reservatório permaneceria inalterado em 72 m sobre o nível médio do mar (Indriunas, 1998). No entanto, enquanto a construção estava em andamento, a decisão foi mudada discretamente para elevar o nível d'água até 74 m, como era o plano original. A represa está sendo operada neste nível desde 2002, também sem justificativa.

Essa estratégia também é percebida para Belo Monte. O estudo de viabilidade admite que

"...os serviços de infra-estrutura (acessos, canteiros, sistema de transmissão, vila residencial, alojamentos) terão início tão logo a sua licença de instalação seja aprovada, o que deve ocorrer separadamente da aprovação da licença para as obras civis principais, no decorrer do denominado ano "zero"de obra." (Brasil, ELETRONORTE, 2002, Tomo II, p. 8-155).

Isto significa que o estudo ambiental e o processo de licenciamento para a barragem de Belo Monte são vistos como uma mera formalidade burocrática para legalizar uma decisão que já foi tomada. Se o licenciamento ambiental fosse visto como uma contribuição essencial à própria decisão sobre se o projeto deveria ou não ir adiante, então não haveria razão para começar o trabalho de infra-estrutura complementar enquanto o projeto principal (a barragem) continua sob consideração.

Estes exemplos são indicações pouco favoráveis para o futuro do Xingu. Eles sugerem que, embora as autoridades possam dizer agora o que bem quiserem sobre planos para Belo Monte operar com uma única barragem, quando, no decorrer do tempo chegar a hora para começar o trabalho na segunda barragem (Babaquara), é provável que a obra vá adiante de qualquer maneira. Isto significa que os impactos de represas a montante devem ser considerados, e, se estes impactos forem julgados inaceitáveis, então qualquer decisão para construir Belo Monte deve ser acompanhada de um mecanismo confiável para garantir que as barragens rio acima não serão construídas.

Se a Belo Monte é realmente economicamente viável sem Babaquara, como afirma a ELETRONORTE, isto não diminuiria o perigo da história se desdobrar para produzir os desastres ambientais e sociais implícitos no esquema de Babaquara. Isto porque, depois da conclusão de Belo Monte, o processo de tomada de decisão sobre a construção de Babaquara seria dominado por argumentos de que a Babaquara seria altamente lucrativa como meio de aumentar o potencial elétrico de Belo Monte.

Porém, a Belo Monte poderia conduzir a um resultado diferente. Antes de se decidir sobre a construção de Belo Monte, o sistema de tomada de decisão sobre barragens hidrelétricas deve ser mudado radicalmente. Devem ser enfrentadas as perguntas básicas sobre o que é feito com a energia, assim como também a questão de quanta energia realmente é necessária. O governo brasileiro deveria deixar de encorajar a expansão de indústrias intensivas de energia. Além disso, estas indústrias, especialmente a de alumínio, deveriam ser fortemente penalizadas, cobrando-as pelo dano ambiental que o uso intensivo de energia implica. Ademais, o governo brasileiro precisa desenvolver uma base institucional confiável, por meio da qual um compromisso possa ser feito para não se construir nenhuma das barragens planejadas a montante de Belo Monte. Devido à série de precedentes na história recente de construção de barragens no Brasil, onde o resultado oposto aconteceu, uma estrutura institucional requereria alguns testes reais antes de ganhar credibilidade adequada para controlar um caso como Belo Monte, onde as tentações para voltar atrás em qualquer promessa desse tipo são extraordinariamente poderosas. Esperar a evolução das instituições ambientais para poder lidar com a Belo Monte não implica a perda do seu potencial futuro: se nenhuma barragem for construída no local de Belo Monte nos próximas anos, a opção de se construir uma barragem lá ainda permanecerá aberta.

Também são necessárias mudanças para conter o papel das empresas de construção em influenciar as prioridades de desenvolvimento no favorecimento de grandes obras de infra-estrutura. A grande atratividade que a Belo Monte tem para a comunidade de barrageiros, poderia servir, potencialmente, como um bom motivo para induzir todas estas reformulações. Porém, os perigos são múltiplos, e o risco de dar impulso à construção da Babaquara paira como uma espada pendurada em cima de todas as discussões de Belo Monte.

Entre os muitos impactos das represas a montante que devem ser avaliados, um é o papel delas na emissão de gases de efeito estufa. Na presente análise, serão apresentadas estimativas preliminares para as emissões de Belo Monte e de Babaquara. Se as outras quatro barragens planejadas forem construídas, elas teriam impactos adicionais a serem considerados.

II. Hidrelétricas e Emissões de Gases de Efeito Estufa

A Belo Monte está no centro das controvérsias em curso sobre a magnitude do impacto no aquecimento global das represas hidrelétricas e sobre a maneira apropriada deste impacto ser quantificado e considerado no processo de tomada de decisão. Quando os primeiros cálculos de emissão de gases de efeito estufa das represas existentes na Amazônia brasileira indicaram impacto significativo (Fearnside, 1995a), esta conclusão foi atacada, apresentando um caso hipotético que correspondeu à Belo Monte, com uma densidade energética de mais de 10 Watts de capacidade instalada por m^2 de área de superfície de reservatório (Rosa *et al.*, 1996). Além de a metodologia adotada provocar cálculos hipotéticos que subestimem o impacto sobre emissão de gases de efeito estufa, o problema principal é omitir as emissões da hidrelétrica de Babaquara, com 6.140 km^2 rio acima de Belo Monte (Fearnside, 1996a). Este problema básico permanece hoje, mesmo depois de muitos avanços em estimativas de emissões de gases de efeito estufa.

A área relativamente pequena da hidrelétrica de Belo Monte, sozinha, indica que as emissões de gases de efeito estufa da superfície do reservatório serão modestas, e quando estas emissões são divididas pelos 11,181 MW de capacidade instalada da barragem, o impacto parece ser baixo em comparação aos benefícios. Esta é a razão de se usar a "densidade energética" (Watts de capacidade instalada por metro quadrado de área d'água) como a medida do impacto de uma represa sobre o aquecimento global. Apresentando a Belo Monte como uma represa ideal sob uma perspectiva de aquecimento global, Luis Pinguelli Rosa e colaboradores (1996) calcularam esta relação como excedendo ligeiramente 10 W/m^2, baseado na área do reservatório originalmente planejada de 1.225 km^2 (o índice seria de 25 W/m^2 sob as mesmas hipóteses, quando considerada a área atualmente planejada de 440 km^2).

Os regulamentos do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) do Protocolo de Kyoto atualmente permitem crédito de carbono para grandes represas sem restrições, más foi proposto pelo

Árvores aprodrecendo no reservatório da hidrelétrica Tucuruí, *Miguel Chikaoka*

conselho executivo do MDL, reunindo em Buenos Aires em dezembro de 2004, que estes créditos sejam restritos a barragens com densidades energéticas de pelo menos 10 W/m^2 de área de reservatório (UN-FCCC, 2004, p. 4), coincidentemente a marca alcançada para Belo Monte segundo o calculo de Rosa *et al.* (1996). A possibilidade de reivindicar crédito de carbono para Belo Monte foi levantada em várias ocasiões tanto por funcionários do governo brasileiro como do Banco Mundial. Uma densidade energética tão alta quanto 10 W/m^2 para Belo Monte requer que esta barragem seja considerada independente da represa de Babaquara que regularizaria a vazão em Belo Monte, armazenando água rio acima. A configuração atual para as duas barragens juntas, com 11.000 + 181,3 + 6.274 = 17.455 MW de capacidade instalada, e 440 + 6.140 = 6.580 milhões de m^2 de área de reservatório é de 2,65 W/m^2 de reservatório. Isto não é muito melhor que a densidade energética de Tucuruí-I (1,86 W/m^2), e muito inferior ao número mágico de 10 W/m^2.

No caso de Belo Monte, duas razões fazem com que este índice seja altamente enganador como medida do impacto do projeto sobre o efeito estufa. Primeiro, as emissões de superfície (que são proporcionais à área do reservatório) representam apenas uma parte do impacto de aquecimento global de projetos hidrelétricos: as quantidades de metano liberadas pela passagem da água pelas turbinas (e vertedouros) dependem muito dos volumes de água que atravessam estas estruturas. O volume deste fluxo pode ser grande, até mesmo quando a área do reservatório é pequena, como em Belo Monte. A segunda razão é que o maior impacto do projeto global é das represas rio acima. Para cumprir o papel de armazenamento e liberação da água para abastecer Belo Monte durante a estação seca, as represas a montante devem ser manejadas com a maior oscilação possível nos seus níveis d'água. Afinal de contas, se estas barragens fossem usadas "a fio d'água" (*i.e.*, sem oscilações do nível d'água no reservatório) o resultado não seria nada melhor que o rio sem a vazão regulada, do ponto de vista de aumentar a produção de Belo Monte. É esta flutuação no nível d'água que faz das represas rio acima fontes potencialmente grandes de gases de efeito estufa, especialmente a de Babaquara. É esperada uma variação no nível d'água do reservatório de Babaquara de 23 m ao longo do curso de cada ano (Brasil, ELETRONORTE, s/d. [C. 1989]). Para fins de comparação, o nível d'água no reservatório de Itaipu varia em apenas 30-40 cm. Cada vez que o nível d'água em Babaquara atingisse seu nível mínimo operacional normal, seria exposto um vasto lamaçal de 3.580 km^2 (aproximadamente o tamanho do reservatório de Balbina inteiro!). Vegetação herbácea, de fácil decomposição, cresceria rapidamente nesta zona, conhecida como a zona de "deplecionamento", ou de "drawdown". Quando o nível d'água subisse subseqüentemente, conseqüentemente a biomassa se decomporia no fundo do reservatório, produzindo metano.

Reservatórios são estratificados de modo térmico, com uma faixa (termoclino) tipicamente localizada de 2 a 3 m de profundidade. A temperatura da água diminui abruptamente abaixo do termoclino, e a água presa debaixo desta camada não se mistura com a água da superfície. Esta água funda (o hipolimnion) logo se torna anóxica, e a vegetação herbácea da zona de deplecionamento que se decompõe sob estas condições produz metano (CH_4) em lugar de gás carbônico (CO_2). Uma tonelada de CH_4 provoca 21 vezes mais impacto sobre o efeito estufa que uma tonelada de CO_2, se utilizamos o fator de conversão (potencial de aquecimento global, ou GWP) adotado pelo Protocolo de Kyoto (Schimel *et al.*, 1996), ou 23 vezes mais se o valor mais recente calculado pelo Painel Intergovernmental sobre Mudança do Clima (IPCC) for utilizado (Ramaswamy *et al.*, 2001, pág. 388). Por tonelada (megagrama = Mg) de carbono liberado em cada forma, CH_4 tem 7,6 vezes mais impacto, considerando o GWP de 21.

Não se acredita que a madeira nas árvores submersas seja uma fonte significativa de carbono para a produção de metano porque o tecido vegetal lignificado (madeira) decompõe-se a uma

taxa extraordinariamente lenta sob condições anaeróbicas. Árvores ainda são utilizáveis como madeira mesmo depois de permanecerem várias décadas submersas, como é mostrado pela experiência em Tucuruí onde, 20 anos depois do enchimento em 1984, a represa ainda é cena de disputas entre vários pretendentes interessados na exploração do estoque de madeira subaquática. Em contrapartida, a vegetação herbácea verde decompõe-se rapidamente, liberando assim seu estoque de carbono na forma de gases, alguns dos quais são liberados para a atmosfera.

O recrescimento da vegetação na zona de deplecionamento do reservatório, a cada ano, remove gás carbônico da atmosfera pela fotossíntese, e reemite o carbono na forma de metano quando a vegetação é inundada. O reservatório age, então, como uma verdadeira fábrica de metano, convertendo continuamente o CO_2 em CH_4. A fonte de carbono da inundação anual da zona de deplecionamento é permanente, diferente do carbono da liteira fina, folhas e carbono instável (lábil) orgânico do solo da floresta original. Estes estoques de carbono se decompõem durante os primeiros anos depois do enchimento do reservatório. Tapetes de macrófitas (plantas aquáticas), outra fonte de biomassa facilmente decomposta, diminuem a níveis reduzidos quando a fertilidade da água alcançar um equilíbrio mais baixo depois de esgotar o pulso inicial de nutrientes que segue o enchimento do reservatório. Emissões de represas hidrelétricas são muito mais altas durante os primeiros anos, tanto de CH_4 gerado pela decomposição subaquática da biomassa herbácea do reservatório e do CO_2 oriundo da decomposição da parte acima d'água das árvores da floresta original deixada em pé no reservatório. Porém, a provisão ininterrupta de biomassa herbácea da zona de deplecionamento, e de macrófitas, garante um certo nível de emissão permanente. A vasta zona de deplecionamento de Babaquara assegura que esta fonte será significativa.

III. Características das Barragens de Belo Monte e Babaquara

A) Belo Monte

A configuração do reservatório de Belo Monte é altamente incomum, e os cálculos de gases de efeito estufa deveriam ser desenvolvidos especificamente para estas características. O reservatório é dividido em duas partes independentes. O "Reservatório da Calha do Rio Xingu" ocupa o curso do rio Xingu acima da barragem principal, localizada em Sítio Pimental (Figura 1). O vertedouro principal tira água deste reservatório, assim como uma pequena "casa de força complementar" (181,3 MW de capacidade instalada) que, em períodos de alta vazão, fará uso de parte da água que não pode ser usada pela casa de força principal. Quantidade maior da água será desviada a partir da lateral do Reservatório da Calha, por meio de canais de adução, até o Reservatório dos Canais, ao término do qual se encontram as tomadas d'água para as turbinas na casa de força principal (11.000 MW). O Reservatório dos Canais também dispõe de pequeno vertedouro para casos de emergência. São apresentadas as características dos reservatórios na Tabela 1.

Para abastecer as turbinas da principal casa de força, com capacidade de

Figura 1. Reservatório de Babaquara (Altamira) e Reservatórios de Belo Monte (da Calha e dos Canais).
Fontes: Babaquara: Brasil, ELETRONORTE, s/d[C. 1988]; Belo Monte: Brasil, ELETRONORTE, s/d[C. 2002]a.

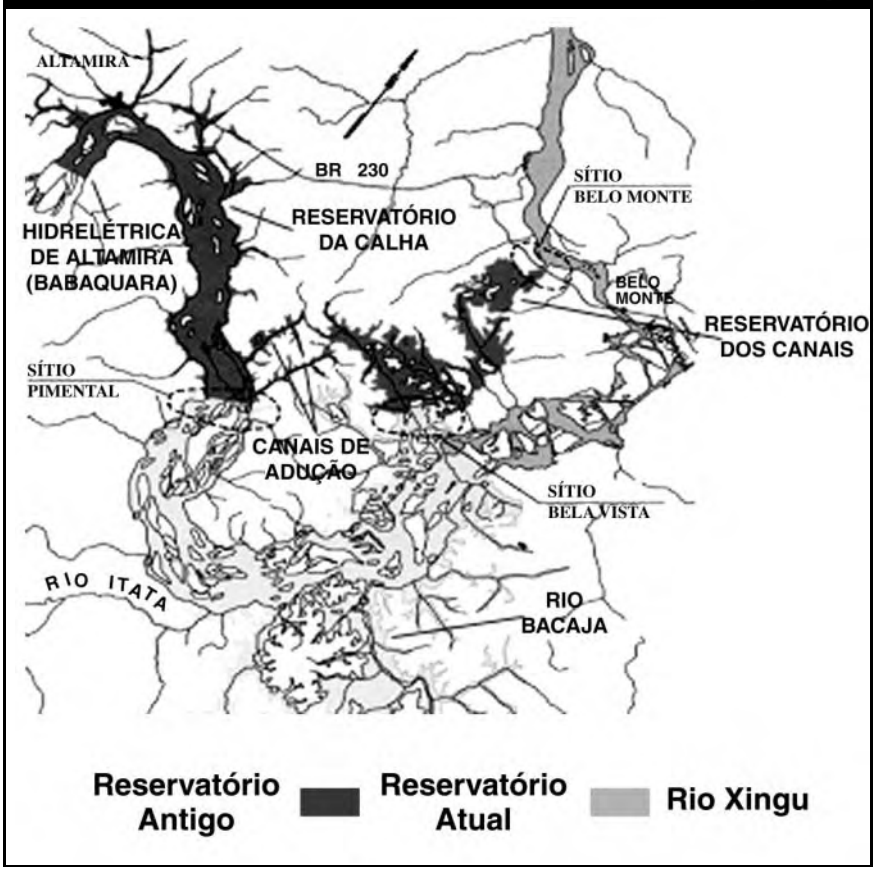


Tabela 1: Características Técnicas das Represas de Belo Monte (Kararaô) e Babaquara (Altamira)

Item	Unidades	Belo Monte (Kararaô) Reservatório da Calha	Belo Monte (Kararaô) Reservatório dos canais	Total Belo Monte	Babaquara (Altamira)	Nota
Área do reservatório no nível máximo operacional normal	km^2	333	107	440	6.140	
Área do reservatório no nível mínimo operacional normal	km^2	333	102	438	2.560	
Área de deplecionamento	km^2	0	5	5	3.580	
Variação do nível d'água	m	0	1		23	
Volume no nível máximo operacional normal	Bilhão de m^3	2,07	1,89	3,96	143,5	
Volume no nível mínimo operacional normal	Bilhão de m^3	2,07	1,79	3,86	47,16	
Volume de armazenamento vivo	Bilhão de m^3	0	0,11	0,11	96,34	
Profundidade média	m	6.2	17,7	9.0	23,4	
Tempo de residência média	dias	3.1	2,8	5.8	211,6	(a)
Comprimento do reservatório	km	60	87	147	564	
Comprimento do perímetro da margem	km	361	268	629	2.413	(b)
Número de turbinas	Número	7	20	27	18	
Produção de máximo por turbina	MW	25,9	550	—	348,6	
Capacidade instalada	MW	181,3	11.000	11.181,3	6.274	
Consumo de água por turbina	m^3/s	253	695	—	672	
Consumo de água total	m^3/s	1.771	13.900	15.671	12.096	
Vazão média	m^3/s			7.851	7.851	(c)
Elevações						
Nível máximo operacional normal	m sobre o mar	97	97	—	165	
Nível mínimo operacional normal	m sobre o mar	97	96	—	142	(d)
Nivel do vertedouro	m sobre o mar	76	79,52	—	145	(e)
Nível do canal de adução	m sobre o mar	—	84	—	—	
Eixo da entrada das turbinas	m sobre o mar	80	65	—	116,5	
Outros parâmetros						
Área de drenagem	km^2			447.719		
Evaporação anual	mm			1.575		
Precipitação anual	mm			1.891		
Localização	Latitude Longitude	03º 26' S 51º 56' O	3º 7' 35" S 51º 46' 30" O		3º 18' 0" S 5. º 12' 30" O	

Notas

(a) Presume que toda a água é usada pela casa de força principal em Belo Monte.

(b) Presume-se que Babaquara tem a mesma a relação entre o perímetro da margem e o comprimento que em Belo Monte.

(c) Vazão é a média para 1931-2000 calculada no EIA para Belo Monte. Um vazão "sintético" mais alto de 8.041 m^3/s foi calculado por Maceira & Damázio (s/d) para Babaquara.

turbinar 13.900 m^3/segundo, água entrando nos canais fluiria numa velocidade média de 7,5 km/hora num canal de 13 m de profundidade, levando aproximadamente 2,3 horas para percorrer os 17 km do Reservatório da Calha até o Reservatório dos Canais. Isto será semelhante a um rio, ao invés de um reservatório. O Reservatório dos Canais, pelo qual a água levará, em média, 1,6 dias para passar, é de uma forma talvez sem igual na história de construção de barragens. Em vez do habitual vale inundado, onde a água flui pelo reservatório que segue a topografia descendente natural de um rio e seus afluentes, a água no Reservatório dos Canais estará fluindo por uma série de vales perpendiculares à direção normal de fluxo d'água. A água passará entre cinco bacias diferentes, na medida em que atravessa os cursos dos igarapés que terão sido inundados, passando por gargalos rasos quando a água cruza cada um dos antigos interfluvios. Cada uma destas passagens, algumas das quais serão em canais escavados como parte do projeto de construção, oferecerá a oportunidade para quebrar qualquer termoclino que possa ter-se formado nos fundos de vale. É possível que só água da superfície, relativamente bem oxigenada e de baixo teor de metano, fará a passagem por estes gargalos, deixando camadas relativamente permanentes de água rica em metano no fundo de cada vale. Portanto, o Reservatório dos Canais, de 60 km de comprimento, é uma cadeia de cinco reservatórios, cada um com um diferente tempo de reposição, sistema associado de "braços mortos" e potencial para estratificação. Quando a água alcançar o trecho final antes das tomadas d'água das turbinas, permanecerá lá apenas durante um tempo curto.

B.) Babaquara

Em contraste com o volume pequeno do reservatório e tempo curto de reposição dos dois reservatórios de Belo Monte, o reservatório de Babaquara tem várias características que o fazem excepcionalmente nocivo como fonte de metano. Uma é a sua área enorme, do tamanho de Tucuruí e Balbina juntos. Outra é a área de deplecionamento extraordinariamente grande que será alternadamente inundada e exposta: 3.580 km^2 (Brasil, ELETRONORTE, s/d. [C. 1989]).

O reservatório de Babaquara é dividido em dois braços, um dos quais terá um tempo de reposição muito lento. O reservatório inundará os vales dos rios Xingu e Iriri. Medidas grosseiras das áreas do reservatório (a partir de um mapa no Brasil, ELETRONORTE, s/d. [C. 1988]) indicam que 27% da área de reservatório, aproximadamente, se encontra na bacia do rio Xingu abaixo da confluência dos dois rios, outros 27% na bacia do Xingu acima do ponto de confluência e 26% na bacia do rio Iriri. A vazão média (1976-1995) do rio Iriri é de 2.667 m^3/segundo (Brasil, ANEEL, 2001), enquanto a vazão no local da barragem de Babaquara (*i.e.*, abaixo da confluência) é de 8.041 m^3/segundo (Maceira & Damázio, s/d). Presumindo que a porção do reservatório abaixo da confluência (a porção mais próxima à represa) é três vezes mais funda, então, em média, com os outros dois segmentos, o tempo de residência no reservatório de Babaquara da água que desce o rio Xingu é de 164 dias e de 293 dias para a água que desce do rio Iriri. Embora o tempo de residência seja muito longo em ambos os casos, tempo bastante para acumular uma grande carga de metano, o tempo para a parte no Iriri quase alcança o do tempo de residência de 355 dias da notória represa de Balbina! A tremenda diferença entre Babaquara e Belo Monte, com oscilações verticais em níveis d'água que variam desde zero no Reservatório dos Canais de Belo Monte até 23 m em Babaquara, indica que um modelo explícito dos estoques de carbono e da sua decomposição é necessário, em lugar de uma extrapolação simples de medidas de concentrações de CH_4 e emissões em outras represas. O modelo desenvolvido para este propósito é descrito nas seções seguintes.

IV. Fontes de Carbono e Caminhos de Liberação de Gases de Efeito Estufa

A.) Metano

O metano produzido por decomposição subaquática pode ser liberado de vários modos. Uma é a ebulição e a difusão pela superfície do reservatório. Ebulição permite que o CH_4 atravesse a barreira do termoclino, e é altamente dependente da profundidade da água em cada ponto no reservatório, com emissões de bolhas muito maiores a profundidades mais rasas. A difusão é importante no primeiro ano, mas não depois disso; isto porque as populações bacterianas na água de superfície (epilimnion) aumentam, resultando que qualquer metano que se difunde por esta camada é oxidado para CO_2 antes de alcançar a superfície (Dumestre *et al.*, 1999; Galy-Lacaux *et al.*, 1997). As emissões de superfície também são mais altas nos primeiros anos depois do enchimento porque o estoque de carbono nas folhas e liteira de foliça da floresta original e na fração instável do carbono de solo está sendo liberado do fundo do reservatório na forma de metano. Estes estoques de carbono

iniciais diminuirão na medida em que eles são progressivamente exauridos e, nos anos posteriores, o carbono somente estará disponível de fontes renováveis, tais como as macrófitas e o recrescimento na zona de deplecionamento (assim como também o carbono do solo que entra no reservatório oriundo de erosão rio acima).

Estão faltando estudos para quantificar o papel relativo de diferentes fontes de carbono. No caso do reservatório de Petit Saut, na Guiana francesa, Galy-Lacaux *et al.* (1999) acreditam que o carbono do solo é a fonte principal nos primeiros anos. O estoque de carbono instável do solo é relativamente grande, comparado aos outros estoques de carbono facilmente degradado. O presente cálculo usa o estoque de carbono instável (hidrossolúvel) do solo de 54 Mg C/ha medido nos 60 cm superficiais de um Ultisolo amazônico típico (Trumbore *et al.*, 1990, pág. 411). Suposições relativas à taxa de decomposição dos estoques produzem um total teórico para o carbono liberado na água na forma de CH_4. Considerando o efeito de diluição pelos influxos de água para o reservatório, a quantidade de carbono que se decompõe anaerobicamente por bilhão de metros cúbicos de água pode ser calculada. Esta quantidade foi calculada para dois reservatórios existentes em áreas de floresta tropical (Petit Saut e Tucuruí) e relacionado à concentração de CH_4 na água a uma profundidade padronizada (30 m) nos mesmos reservatórios.

A quantidade de carbono que se decompõe anaerobicamente é a soma das porções que se decompõe de folhas originais e liteira de foliça, carbono instável do solo, macrófitas não encalhadas e vegetação inundada na zona de deplecionamento.

A quantidade de água é o volume do reservatório ao final do mês, mais os influxos durante o mês e o mês anterior. A quantidade de carbono que se decompõe anaerobicamente (calculada de acordo com as suposições dadas acima) relacionada à concentração de CH_4 aos 30 m de profundidade é mostrada na Figura 2. Os dados de concentração são de Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.*, 1999), com a exceção do ponto extremo no lado esquerdo, com 6 mg CH_4/litro aos 30 m de profundidade, que é de Tucuruí (J.G. Tundisi, citado por Rosa *et al.*, 1997, pág. 43). A faixa de valores para a quantidade de carbono que se decompõe anaerobicamente é dividido em três segmentos para o cálculo da concentração de CH_4 aos 30 m de profundidade (equações 1-3).

Para decomposição anaeróbica = 684,4 Mg C/bilhão de m^3 de água:

$$Y = 0{,}00877\ X \qquad \text{(eq. 1)}$$

Para decomposição anaeróbica entre 684,5 e 15.000 Mg C/bilhão de m^3 de água:

$$Y = 0{,}000978\ X + 6 \qquad \text{(eq. 2)}$$

Para decomposição anaeróbica > 15.000 Mg C/bilhão de m^3 de água:

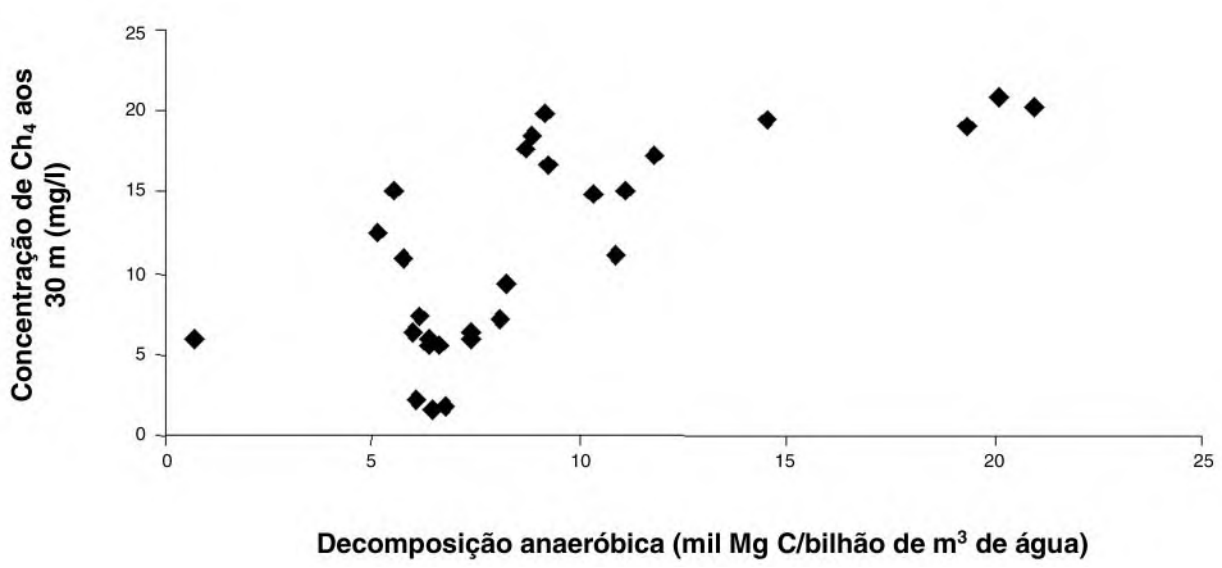
$$Y = 20 \qquad \text{(eq. 3)}$$

Onde: X = decomposição anaeróbica (Mg C/bilhão de m^3 de água)

Y = concentração de CH_4 aos 30 m de profundidade (mg/litro)

A razão entre a concentração de metano a diferentes profundidades e a concentração aos 30 metros depende da idade do reservatório, já que esta razão muda com o passar do tempo à medida

Figura 2 - Concentração de Ch_4 aos 30 m de profundidade versus Mg C/bilhão de m^3 de água



que as populações bacterianas nas águas de superfície fiquem mais capazes de degradar o metano para gás carbônico. Dados do reservatório de Samuel quando isto tinha cinco meses de idade (J.G. Tundisi, citado por Rosa *et al.*, 1997, pág. 43) são usados para representar reservatórios até 12 meses depois do enchimento; dados de Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.*, 1999) são usados para representar reservatórios do 13º até o 36º mês, e dados de Tucuruí coletados 44 meses depois do enchimento (J.G. Tundisi, citado por Rosa *et al.*, 1997, pág. 43) são usados para representar reservatórios depois do 36º mês. As razões são calculadas usando as equações na Tabela 2.

As emissões de ebulição e de difusão podem ser relacionadas à concentração de CH_4 a uma profundidade padronizada de 30 m. A Tabela 3 apresenta equações para estas emissões para água com profundidades diferentes. Estas razões resultaram das medidas em Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.*, 1999). A concentração de CH_4 prevista aos 30 m de profundidade é estreitamente relacionada às emissões de ebulição observadas em cada faixa de profundidade nos dados de Petit Saut (0-3 m, 4-6 m e 7-8 m) (Figura 3a, b e c). As emissões de difusão em Petit Saut, independente da profundidade, também são estreitamente relacionadas à concentração de CH_4 prognosticada aos 30 m (Figura 3d).

Usando os dados derivados acima, as concentrações de CH_4 em Babaquara e nos dois reservatórios de Belo Monte podem ser calculadas. A calibração da liberação de carbono calculada por decomposição anaerobica aos dados existentes sobre concentração de CH_4 em reservatórios semelhantes é importante para reduzir qualquer possível viés oriundo das presunções relativas à magnitude das taxas de decomposição dos vários estoques subaquáticos de carbono. A água que entra em um reservatório a partir de igarapés e do fluxo normal do rio, como a água que entra em Babaquara, não contém praticamente nada de CH_4, como foi mostrado pelas medidas em Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.*, 1997). No caso de Belo Monte, no entanto, a água que entra diretamente de Babaquara conterá quantidades apreciáveis de CH_4.

Presume-se que o manejo d'água em Babaquara siga uma lógica baseada em prover a quantidade máxima possível de água anualmente a Belo Monte, dentro das limitações colocadas pelo ciclo sazonal de vazões do rio, o máximo que pode ser usado pelas turbinas em Babaquara, e o volume de armazenamento vivo do reservatório. Isto resulta na esperada subida e descida anual do nível d'água. Durante cada mês ao longo de um período de 50 anos um cálculo é feito da área de zona de deplecionamento que permanece exposta durante um mês, dois meses, e assim sucessivamente até um ano, e uma categoria separada que é mantida para área de deplecionamento exposta durante mais de um ano. A área que é submersa

Tabela 2: Razão das concentrações de CH_4 em diferentes profundidades para a concentração aos 30 m de profundidade

Gama de profundidade (m)	Idade = 12 meses[a]	Idade 12,1-36 meses[b]	Idade > 36 meses [c]
0 – 0,9	0,33	0	0
1 – 1,9	0,50	0	0
2 – 4,9	0,75	0	0
5 – 9,9	0,83	0	0,34
10 – 14,9	0,67	0	0,63
15 – 19,9	0,75	0,33	0,71
20 – 24,9	0,83	0,50	0,79
25 – 29,9	0,92	0,83	0,89
30 – 30,0	1,00	1,00	1,00
≥ 31	(d)	(d)	(d)

(a) Dados do reservatório de Samuel, 5 meses depois de encher (J.G. Tundisi, citado por Rosa *et al.*, 1997, pág. 43).
(b) Dados de Petit Saut (Galy-Lacaux *et a*l., 1999).
(c) Dados de Tucurui 44 meses depois de encher (J.G. Tundisi, citado por Rosa *et al.*, 1997, pág. 43).
(D) Y = 1 + (0,0165 (X - 30)) onde:
Y = Razão entre a concentração de CH_4 e a concentração aos 30 m de profundidade
X = Profundidade debaixo da superfície (m)

Figura 3a. Emissões de ebuliação para 0-3 m de profundidade

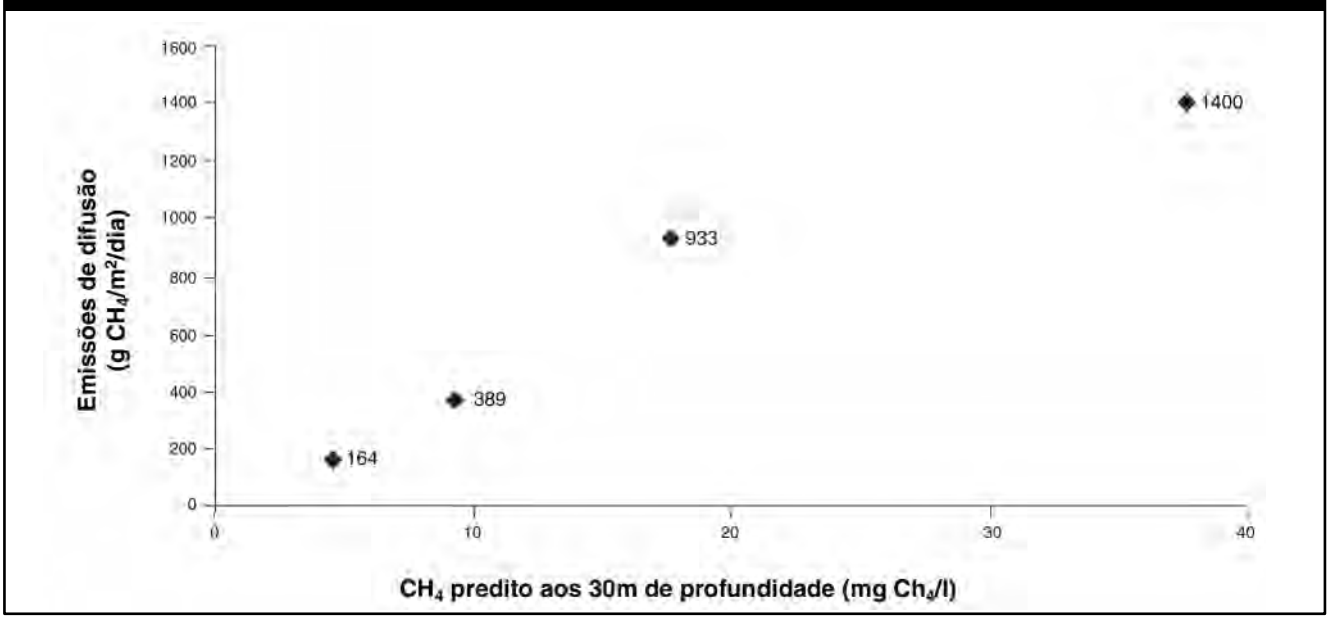


Figura 3b. Emissões de ebuliação para 4-6 m de profundidade

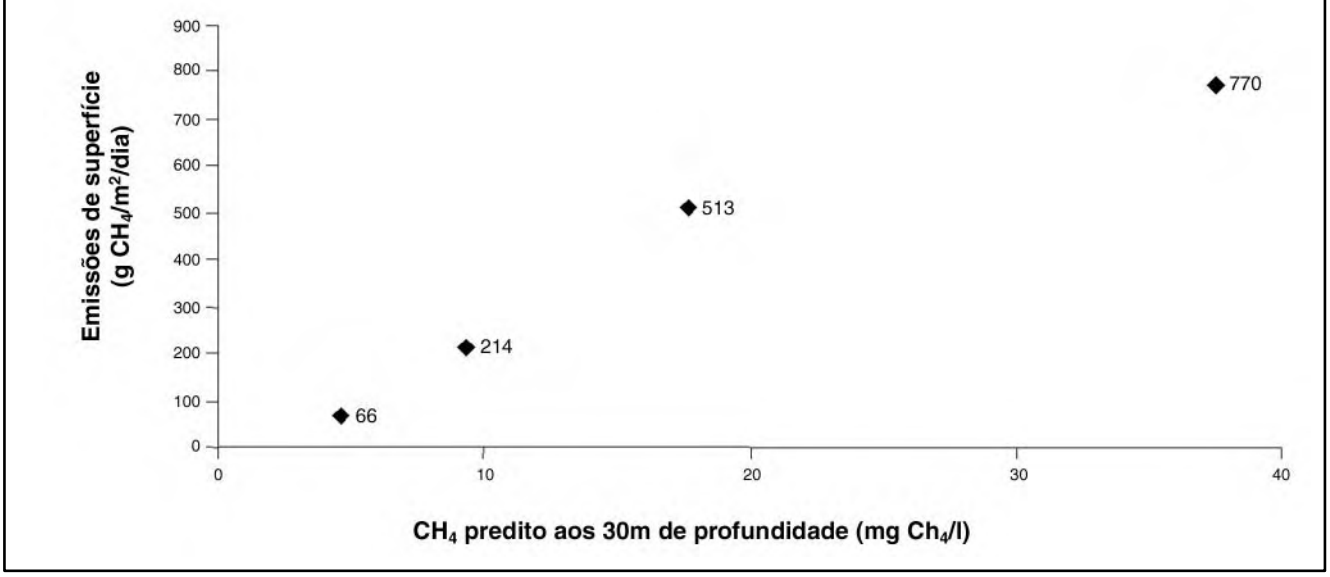


Figura 3c. Emissões de ebuliação para 7-8 m de profundidade

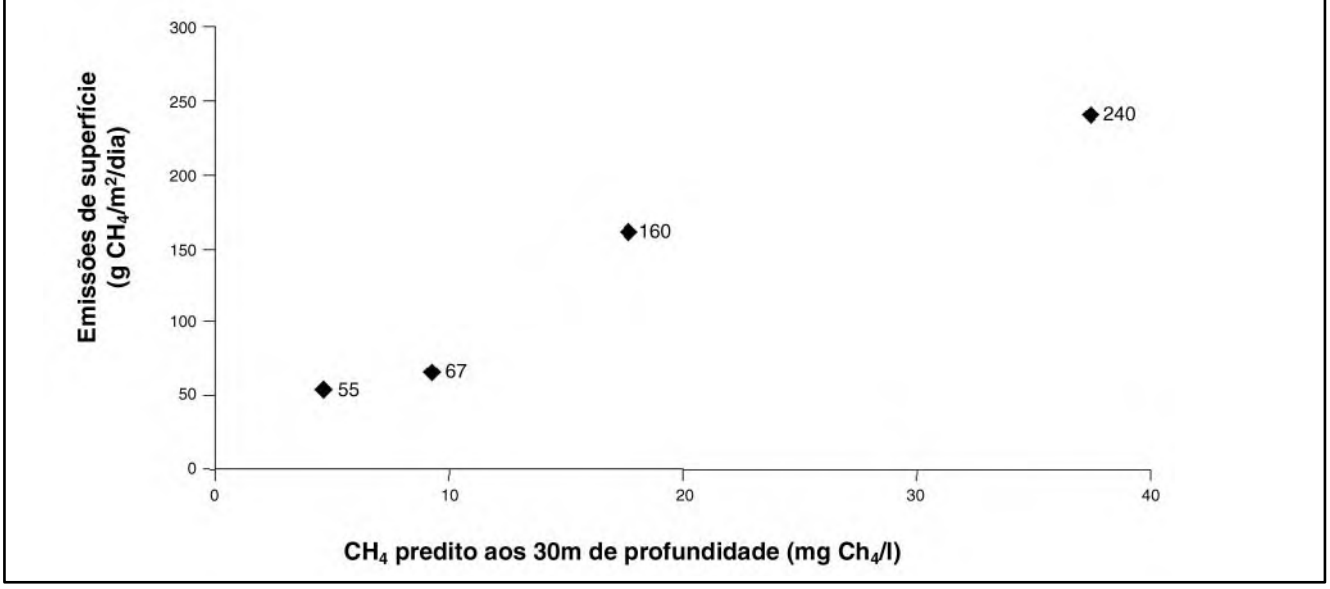


Figura 3d. Emissões de difusão

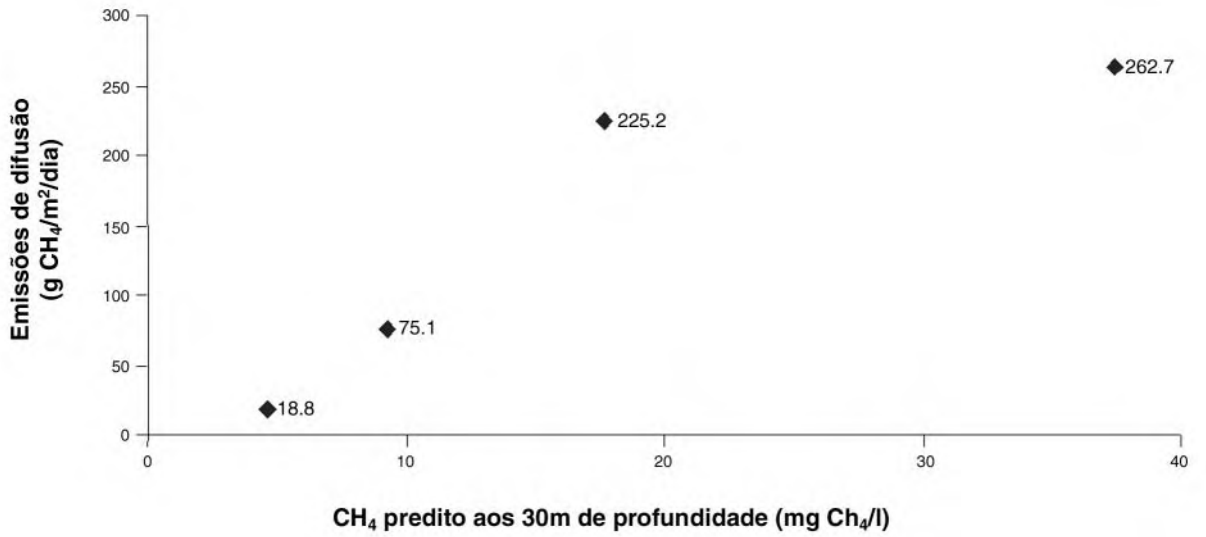


Tabela 3: Emissões ebulição e de difusão de concentração de CH_4 aos 30 m de profundidade [(a)]

Caminho de emissão	Gama de profundidade (m)	Gama de concentração de CH_4 aos 30 m de profundidade (mg/litro)	Declive	Intercepte
Ebulição	0-3 m	0-9,2	47,572	-54,214
		9,3-1,6	64,979	-216,344
		≥ 17,7	23,562	516,453
Ebulição	4-6 m	0-9,2	31,284	-77,499
		9,3-17,6	35,738	-118,989
		≥ 17,7	12,959	284,049
Ebulição	7-8 m	0-4.5	0	0
		4,6-9,2	2,468	43,680
		9,3-17,6	11,139	-37,087
		≥ 17,7	4,039	88,535
Difusão	Todas as profundidades	0-9,2	11,909	-35,860
		9,3-17,6	17,917	-91,822
		≥ 17,7	1,895	191,656

(a) Y = m X + b ; onde: Y = Emissão de CH_4 ($mg/m^2/dia$) ; X = Concentração de CH_4 aos 30 m de profundidade (mg/litro) e m = Declive b = Intercepte

em cada classe de idade é calculada dur ante cada mês. Isto per mite um cálculo da quantia de biomassa herbácea que é inundada, baseado em suposições relativas à taxa de crescimento da vegetação na zona de deplecionamento. A categoria para vegetação com mais de um ano de idade contém biomassa menos macia, já que o crescimento depois do primeiro ano é, em gran de parte, alocado à produção de madeira, em lugar de tecidos mais macios (a biomassa de folhas da floresta é usada para esta categoria).

Macrófitas são uma fonte importante de biomassa macia, facilmente decomposta. As populações destas plantas aquáticas aumentam com exuberância para cobrir uma parte significativa de um reservatório novo, como acontecido em Brokopondo, no Suriname (Paiva, 1977), Curuá-Una, no Pará (Junk *et al*., 1981), Tucuruí, no Pará (de Lima, 2002), Balbina, no Amazonas (Walker *et al*., 1999), e Samuel, em Rondônia (Fearnside, s / d-a). Imagens do satélite LANDSAT indicam que as macrófitas em Tucuruí cobriram 40% da superfície do reservatório dois anos depois do enchimento, diminuindo subseqüentemente a 10% depois de uma década (de Lima *et al*., 2002). Baseado em monitoramento em Samuel e Tucuruí, Ivan Tavares de Lima (2002) desenvolveu uma equação (eq. 4) para descrever a evolução da cobert ura de macrófitas, que é usada na presente análise:

$$Y = 0,2 X^{-0,5} \quad \text{(eq. 4)}$$

onde:

X = anos desde o enchimento

Y = a fração do reservatório coberta por macrófitas.

As macrófitas morrem a uma determinada taxa no reservatório e a biomassa morta afunda. Em lagos de várzea, a mortalidade das macrófitas resulta em uma reposição da biomassa 2-3 vezes por ano (Melack & Forsberg, 2001, pág. 248). O ponto central desta faixa (4,8 meses) implica que 14,4% da biomassa de macrófita morrem em cada mês. Esta taxa foi adotada para mortalidade de macrófita nos reservatórios. Além desta mortalidade, é encalhada uma parte da biomassa de macrófita quando o nível da água desce. Porque os ventos prevalecentes (que sopram de leste para oeste) empurrem as macrófitas flutuantes contra apenas uma margem, uma parte do tapete de plantas flutuantes necessariamente é posicionada onde será encalhada sempre que o nível d'água desce. As quantidades envolvidas são impressionantes, como é evidente em Tucuruí (veja Fearnside, 2001). Porque as macrófitas concentram-se ao longo de apenas uma margem do reservatório, somente a metade da zona de deplecionamento é considerada na computação das áreas de macrófitas encalhadas. Quando encalhadas, as macrófitas morrem e decompõem-se aerobicamente. No entanto, se o nível d'água sobe novamente antes do processo de decomposição ser completado, o estoque de carbono remanescente em macrófitas encalhadas é acrescentada ao estoque de carbono subaquático que pode produzir metano. Aqui se presume que, se uma área estiver exposta durante apenas um mês, então a metade das macrófitas encalhadas ainda estará presente quando estas áreas forem reinundadas.

A cobertura de macrófitas em reservatórios amazônicos sofre uma sucessão regular de espécies, começando com *Eicchornia* e terminando com *Salvinia*, como aconteceu em Curuá-Una (Vieira, 1982) e Balbina (Walker *et al.*, 1999). *Eicchornia* e outras espécies que predominam nos primeiros anos têm significativamente mais biomassa por hectare que *Salvinia.* Em Balbina a substituição de macrófitas de biomassa alta por *Salvina* aconteceu entre o sétimo e o oitavo ano depois do enchimento (Walker *et al.*, 1999, pág. 252). Nos presentes cálculos presume-se que a troca para *Salvinia* acontece sete anos depois de enchimento do reservatório para as represas do Xingu. Macrófitas flutuantes como *Eicchornia* e *Salvinia* são muito comuns em reservatórios, mas algumas espécies enraizadas também ocorrem.

Presume-se que a biomassa de macrófitas é de 11,1 Mg/ha de peso seco durante os primeiros seis anos, baseado em um tapete de *Eicchornia* mensurado em Lago Miritî, um lago de várzea perto de Manacapuru, Amazonas (P.M. Fearnside, dados não publicados). Para comparação, em lagos de várzea, espécies de *Oryza* tiveram 9-10 Mg/ha de peso seco, enquanto *Pasalum* teve 10-20 Mg/ha (T.R. Fisher, D. Engle & R. Doyle, dados inéditos citados por Melack & Forsberg, 2001, pág. 248). Em outra medida em lagos de várzea (onde a disponibilidade nutrientes é maior como nas represas no Xingu), nove medidas de macrófitas enraizadas na várzea depois de aproximadamente três meses de crescimento resultaram em uma média de 5,7 Mg/ha de biomassa seca (DP=1,7, variação=3,2-8,7) (Junk & Piedade, 1997, pág. 170). O valor presumido de 11,1 Mg/ha nas represas do Xingu está na faixa para biomassa de macrófitas flutuantes e submersas em outras partes do mundo. Por exemplo, as macrófitas submersas em Lago Biwa, no Japão tem 7-10 Mg/ha de biomassa seca (Ikusima, 1980, pág. 856).

Depois que a transição para *Salvina* acontece, a biomassa por hectare de macrófitas é mais baixa. O valor de biomassa usado no cálculo é de 1,5 Mg/ha de peso seco que é a biomassa de tapetes de *Salvinia auriculata* (Junk & Piedade, 1997, pág. 169).

O metano da água que é presa debaixo do termoclino será exportado dos reservatórios na água puxada pelas turbinas e pelo vertedouro. Esta é uma característica de represas hidrelétricas, completamente diferente dos corpos d'água naturais, tais como lagos de várzea, que são fontes globalmente significativas de CH_4 apenas com emissões de superfície. Abrir as entradas para as turbinas e para o vertedouro é como tirar a tampa do ralo em uma banheira: a água é tirada do fundo, ou pelo menos da porção mais funda (hipolimnion) do reservatório. Debaixo do termoclino a concentração de CH_4 aumenta à medida que se desce na coluna d'água. Uma observação importante de Petit Saut é que, dentro de um mesmo reservatório, a concentração de CH_4, em qualquer determinado ponto é aproximadamente constante a qualquer dada profundidade abaixo da superfície, independente da profundidade até o fundo do local em questão (Galy-Lacaux *et al.*, 1997). A presente análise calcula para cada mês a profundidade abaixo da superfície do vertedouro e das entradas da turbina, para então calcular a concentração de CH_4 correspondente na água liberada por estas estruturas.

À medida que se desce pela coluna d'água, a pressão aumenta e a temperatura diminui. Ambos

efeitos agem para aumentar a concentração de CH_4 a profundidades maiores. Pela Lei de Henry, a solubilidade de um gás é diretamente proporcional à pressão, enquanto o Princípio de Le Chatelier reza que a solubilidade de um gás é inversamente proporcional à temperatura. Embora ambos os efeitos sejam importantes, o efeito da pressão predomina (Fearnside, 2004). A pressão é quase cinco atmosferas aos 48 m de profundidade da entrada das turbinas no nível operacional normal em Babaquara. Quando a água emergir das turbinas, a pressão cai imediatamente para uma atmosfera. São liberados gases dissolvidos quando a pressão cair, da mesma maneira que bolhas de CO_2 emergem imediatamente quando se abre uma garrafa de Coca Cola. A queda de pressão quando uma garrafa de Coca Cola é aberta é muito menor que a queda de pressão quando a água emerge das turbinas de uma hidrelétrica, a liberação de gases é ainda mais rápida na hidrelétrica. A facilidade com que cada gás sai da solução é determinada pelo constante da Lei de Henry do gás. Essa constante é mais alta para CH_4 do que para CO_2, fazendo com que, também por esta razão, o metano seja liberado mais prontamente que as bolhas de gás carbônico de uma garrafa de Coca Cola. Em Petit Saut, por exemplo, a água que entrava nas turbinas em 1995 apresentava uma razão de CO_2 para CH_4 de 9:1, mas no ar na nuvem imediatamente abaixo da barragem, a relação era de 1:1, significando assim que, proporcionalmente, muito mais metano dissolvido é liberado (Galy-Lacaux *et al.*, 1997).

A fração do CH_4 dissolvido que é liberado no transcurso da água pelo vertedouro e pelas turbinas dependerá da configuração destas estruturas. No caso do vertedouro em Babaquara, a queda de 48 m depois de emergir das comportas (Tabela 1) deveria garantir uma liberação praticamente completa. No caso das turbinas, porém, alguma parte do conteúdo de CH_4 provavelmente será repassada para o reservatório de Belo Monte, imediatamente a jusante de Babaquara. O reservatório de Belo Monte é planejado para chegar até o pé da barragem de Babaquara, fazendo com que seja injetada a água que emerge das turbinas de Babaquara diretamente no reservatório de Belo Monte, em lugar de fluir em um trecho de rio normal antes de entrar no reservatório. Como a água puxada do fundo da coluna d'água do reservatório de Babaquara estará a baixa temperatura, provavelmente afundará imediatamente no hipolimnion uma vez que entra diretamente no reservatório de Belo Monte. Seu conteúdo de CH_4 seria, então, parcialmente preservado, e estaria sujeito a liberação quando a água emergir posteriormente das turbinas de Belo Monte.

B) Gás carbônico

Diferente do metano, o gás carbônico é tirado da atmosfera pela fotossíntese quando as plantas crescem. Portanto, o CO_2 liberado pela decomposição de biomassa herbácea que cresce no reservatório e na sua zona de deplecionamento não pode ser contado como um impacto no aquecimento global, já que este CO_2 está sendo apenas reciclado, repetidamente, entre a biomassa e a atmosfera. A biomassa nas árvores da floresta que foram mortas quando o reservatório foi criado é uma questão diferente, e o CO_2 que elas liberam constitui um impacto líquido sobre o efeito estufa. Somente a porção acima d'água desta biomassa se decompõe a uma taxa apreciável.

A biomassa de madeira acima d'água é modelada em algum detalhe, baseado no que é conhecido a partir da experiência em Balbina (que foi enchido ao longo do período 1987-1989). Os troncos das árvores se partem no ponto atingido pelo nível alto da água, deixando tocos projetando fora da água quando o nível decai. Até oito anos depois de ser inundadas, aproximadamente 50% das árvores de e ≥ 25 cm de diâmetro e 90% das árvores de < 25 cm de diâmetro tinham-se partidos (Walker *et al.*, 1999). Além disso, os galhos continuamente caem das árvores em pé. Aproximadamente 40% das árvores de terra firme flutuam em água (veja Fearnside, 1997a). As árvores que se afundam permanecem onde elas estão, seja na zona permanentemente inundada ou nas áreas mais rasas que estão periodicamente expostas na zona de deplecionamento. Os troncos que flutuam são empurrados pelo vento e pelas ondas até a margem e serão expostas à decomposição aeróbia na zona de deplecionamento quando o nível d'água descer. São calculados os estoques e as taxas de decomposição para cada categoria. A decomposição aeróbica contribui para a emissão de CO_2 da biomassa acima da água. Parâmetros para a dinâmica e decomposição aeróbica da biomassa acima d'água são apresentados na Tabela 4.

As emissões de biomassa acima d'água consideradas aqui são conservadoras por duas razões. Uma é que elas estão baseadas na vazão média do rio em cada mês e na suposição de que o manejo da água respeite o limite do nível mínimo normal previsto para o reservatório. Nenhuma consideração foi feita quanto à possibilidade de que o nível da água poderia ser abaixado além deste nível

Tabela 4: Parâmetros para a emissão gases da biomassa acima da água no reservatório de Babaquara

Parâmetro	Valor	Unidades	Fonte
Fração acima do solo	0,759		Fearnside 1997b, pág. 337
Profundidade médio de zona de água de superfície	1	metro	Suposição, baseado em deterioração de madeira comercial,
Taxa de decomposição de folhas na zona sazonalmente inundada	-0,5	Fração/ano	Suposição.
Taxa de decomposição acima d'água (0-4 anos)	-0,1680	Fração/ano	Presumido mesmo como floresta derrubada (Fearnside, 1996b, pág, 611)
Taxa de decomposição acima d'água (5-7 anos)	-0,1841	Fração/ano	Presumido mesmo como floresta derrubada (Fearnside, 1996b, pág, 611)
Taxa de decomposição acima d'água (8-10 anos)	-0,0848	Fração/ano	Presumido mesmo como floresta derrubada (Fearnside, 1996b, pág. 611)
Taxa de decomposição acima d'água (>10 anos)	-0,0987	Fração/ano	Presumido mesmo como floresta derrubada (Fearnside, 1996b, pág, 611)
Conteúdo de carbono de madeira	0,50		Fearnside *et al*., 1993
Biomassa total médio de floresta a Babaquara	244	Mg/ha	Revilla Cardenas (1988) para biomassa acima do solo; Fração acima do solo como acima.
Profundidade de água médio ao nível mínimo operacional normal	18,4	metros	A 142 m sobre o mar
Profundidade de água médio ao nível operacional normal	23,4	metros	A 165 m sobre o mar
Biomassa inicial presente: folhas	4,1	Mg/ha	Calculado de biomassa total e de Fearnside (1995a, pág. 12), 13.77 De Revilla-Cardenas, 1988, pp. 75 & 77
Biomassa inicial presente: madeira acima d'água	138,8	Mg/ha	Calculado de biomassa total e de Fearnside (1995a, pág. 12),
Biomassa inicial presente: debaixo do solo	58,8	Mg/ha	Calculado de biomassa total e de Fearnside (1995a, pág. 12),
Liberação de metano por térmitas em floresta	0,687	kg CH_4/ha/ano	Martius *et al*,, 1996, pág. 527
Liberação de metano por térmitas em biomassa acima d'água por Mg C se deteriorado por térmitas	0,0023	Mg CH_4	Martius *et al*., 1993
Por cento de decomposição mediado por térmitas acima do nível d'água máximo operacional normal	4,23	%	Martius *et al*. 1996, pág. 527 para biomassa derrubada
Por cento de decomposição mediado por térmitas abaixo da linha d'água do nível máximo operacional normal	0	%	Baseado em Walker *et al*., 1999.
Área total do reservatório ao nível operacional normal	6.140	km^2	
Área do leito fluvial	136	km^2	Revilla-Cardenas, 1988, pág. 87
Área desmatada antes de inundar (zona de inundação permanente)	0	km^2	
Área total de floresta inundada	6.004	km^2	Calculado por diferença
Área de floresta original na zona de inundação permanente	2.424	km^2	Área da zona, menos o leito fluvial e a área previamente desmatada
Área de floresta original de zona de deplecionamento	3.580	km^2	Calculado por diferença de área de floresta de total

Tabela 4: Parâmetros para a emissão gases da biomassa acima da água no reservatório de Babaquara (cont.)

Parâmetro	Valor	Unidades	Fonte
Taxa de quebra de troncos na altura da linha d'água para árvores > 25 cm DAP	0,063	Fração do estoque original/ano	Baseado em Walker *et al*., 1999, pág. 245
Taxa de troncos que quebram na linha de água para árvores < 25 cm DAP	0,113	Fração do estoque original/ano	Baseado em Walker *et al*., 1999, pág. 245
Taxa de queda de galhos (e presumida queda de troncos acima do primeiro galho)	0,094	Fração do estoque original/ano	Baseado em Walker *et al*., 1999, pág. 245
Por cento da biomassa acima do solo de madeira viva em galhos e tronco acima do primeiro galho	30,2	%	Fearnside, 1995a, pág. 12 baseado em Klinge & Rodrigues, 1973
Por cento da biomassa de madeira acima do solo em troncos	69,8	%	Fearnside, 1995a, pág. 12 baseado em Klinge & Rodrigues, 1973
Por cento de biomassa de tronco > 25 cm DAP	66,0	%	Calculado abaixo
10-25 cm DAP como por cento de biomassa de fuste total em árvores vivos > 10 cm DAP	22	%	Brown & Lugo, 1992,
0-10 cm DAP como por cento de biomassa vivo total acima do solo	12	%	Jordan & Uhl, 1978,
Bole como por cento de Biomassa de sobre-chão ao vivo total em árvores ao vivo > 10 cm DAP	57,47	%	Baseado em fator de expansão de biomassa de 1,74 para bole biomassa > 190 Mg/ha em árvores ao vivo > 10 cm DAP (Brown e Lugo, 1992).
Biomassa viva acima do solo < 10 cm DAP	22,2	Mg/ha	Calculado a partir de informações acima
Galhos como porcentagem de biomassa de fuste viva	51,4	%	Baseado em Brown & Lugo, 1992
Biomassa de filial	55,9	Mg/ha	Calculado a partir de informações acima
Biomassa acima do solo de floresta	185,3	Mg/ha	Calculado de total e fração acima do solo
Sobre-chão Biomassa de madeira ao vivo	155,5	Mg/ha	Total-folhas-morto
Sobre-chão Biomassa de madeira morto	25,6	Mg/ha	Klinge, 1973, pág. 179
Biomassa de bole ao vivo	108,6	Mg/ha	Aporcionamento baseado em Brown & Lugo, 1992
Biomassa de fuste vivo 10-25 cm DAP	23,9	Mg/ha	Aporcionamento baseado em Brown & Lugo, 1992
Biomassa de fuste vivo < 10 cm DAP	13,0	Mg/ha	Jordan & Uhl,1978
Biomassa de fuste vivo 0-25 cm DAP	36,9	Mg/ha	Somado de acima
Biomassa de fuste vivo > 25 cm DAP	71,7	Mg/ha	Partioning baseado em Brown & Lugo, 1992
Biomassa de fuste vivo: acima da linha d'água	96,4	Mg/ha	Distribuição vertical interpolou de Klinge & Rodrigues, 1973,
Biomassa de fuste vivo: 0-25 cm DAP: acima da linha d'água	32,8	Mg/ha	Distribuição vertical interpolou de Klinge & Rodrigues, 1973,
Biomassa de fuste vivo: > 25 cm DAP: acima da linha d'água	63,6	Mg/ha	Distribuição vertical interpolou de Klinge & Rodrigues, 1973,
Fração das árvores que flutuam	0,4	Fração	Richard Bruce, comunicação pessoal, 1993; veja Fearnside, 1997a, pág., 61
Fração de filiais originais em árvores restantes que caem por ano	0,094	Fração	Calculado de Walker *et al*., 1999.
Fração médio de área de drawdown de ano expôs	0,5	Fração	Estimativa aproximada baseado no nivel do reservatório em 2000 em Balbina.

mínimo em anos extremamente secos, como em eventos de El Niño. A outra suposição conservadora é que a biomassa na zona de deplecionamento nunca se queima. Queimar é um evento ocasional, mas afeta quantidades significativas de biomassa quando isso acontecer. Durante a seca do El Niño de 1997-1998, os reservatórios de Balbina e de Samuel atingiram cotas muito inferiores aos níveis de operação oficialmente tidos como "mínimos", e áreas grandes das zonas de deplecionamento expandidas se queimaram. Embora seja provável que tais emissões às vezes acontecerão em Babaquara, elas não foram considerados nesta análise.

Outra fonte de emissões é de árvores perto da margem do reservatório, mortas quando o lençol d'água sobe e alcança as suas raízes. Em Balbina, uma faixa de árvores mortas é evidente ao redor da margem do reservatório (Walker *et al.*, 1999). Porque o formato do contorno da margem é extremamente tortuoso e inclui as margens das muitas ilhas criadas pelo reservatório, esta faixa de mortalidade da floresta afeta uma área significativa. As árvores mortas se decompõem, liberando CO_2, e, ao longo de um período de décadas, uma floresta secundária se desenvolve (com uma absorção de carbono). A presente análise presume que a mortalidade é de 90% na faixa até 50 m além da margem do reservatório e de 70% na faixa entre 50 a 100 m dessa margem. A decomposição segue o mesmo curso que em áreas derrubadas para agricultura, e presume-se que a floresta secundária cresça à mesma taxa que as capoeiras em pousios de agricultura itinerante (Fearnside, 2000).

V. Emissões de Ecossistema de Pre-represa

As emissões dos ecossistemas presentes antes das represas serem construídas devem ser deduzidas das emissões das represas para se ter uma avaliação justa do impacto líquido do desenvolvimento hidrelétrico. A idéia de que as florestas inundadas pelos reservatórios têm emissões naturais grandes de gases de efeito estufa foi um dos principais componentes do ataque que a indústria hidrelétrica montou contra estudos que indicam emissões altas das represas hidrelétricas. Quando os primeiros estudos indicaram que a hidrelétrica de Balbina emitiu mais do que seria liberado produzindo a mesma quantidade de eletricidade a partir de combustíveis fósseis (Fearnside, 1995a), a Associação Nacional de Hidrelétricas dos EUA (USNHA) reagiu com a declaração:

"É uma asneira e é muito exagero ... O metano é produzido bastante substancialmente na floresta tropical e ninguém sugere cortar a floresta tropical."

Esta declaração de Karolyn Wolf (porta-voz da USNHA) ilustra bem a veemência com que se resistiu a este assunto (veja IRN, 2002). A Hydro-Québec foi mais longe ao afirmar que as emissões grandes de ecossistemas de várzea nas áreas inundadas por represas hidrelétricas poderiam fazer com que o impacto líquido destes projetos fosse um "assunto de soma zero" (Gagnon, 2002). Infelizmente, um exame destes argumentos indica o contrário, apontando para uma emissão líquida substancial das represas hidrelétricas. Babaquara ilustra bem isto, e vale a pena examinar este caso em algum detalhe.

As áreas dos ecossistemas naturalmente inundados e não inundados são apresentadas na Tabela 5. Os tipos de floresta sazonalmente inundados são considerados como pertencendo à "área inundada". No entanto, isto pode representar uma superestimativa da extensão verdadeira "área inundada", sendo que imagens de radar do Satélite de Recursos da Terra Japonês (JERS) indicam que praticamente nada da área do reservatório planejado tem inundação abaixo da cobertura da floresta (veja Melack & Hess, 2004). No entanto, deveria ser lembrado que lagos temporários ao longo dos rios Xingu e Iriri existem: mapas analisados por de Miranda *et al.* (1988, pág. 88) indicam de 28 a 52 lagos na área a ser inundada por Babaquara, dependendo do mapa usado na análise.

Os parâmetros para emissões de metano pela floresta não inundada (floresta de terra firme) são apresentados na Tabela 6. Estes indicam um efeito mínimo sobre o metano, com a perda de um sumidouro pequeno no solo quando inundado. Emissões de óxido nitroso (N_2O) em solo florestado não inundado são pequenas: 0,0087 Mg de gás/ha/ano (Verchot *et al.*, 1999, pág. 37), ou 0,74 Mg/ha/ano de carbono CO_2-equivalente, considerando o potencial de aquecimento global de 310 (Schimel *et al.*, 1996, pág. 121). Cálculos de óxido nitroso para floresta não inundada e para áreas inundadas são apresentados na Tabela 7. Os cálculos incluem o efeito da formação de poças temporárias em áreas de terra firme durante eventos periódicos de chuva pesada (Tabela 7).

Para áreas inundadas, é feita a suposição de que cada ponto inundado é submerso durante dois meses, em média, por ano. Claro que algumas partes da área ficariam submersas mais tempo e algumas durante períodos mais curtos, dependendo da altitude de cada ponto. O valor usado para emissões por hectare (103,8 mg CH_4/m^2/dia, DP=74,1, variação=7-230) é a média de cinco estudos em floresta de várzea de água branca revisada por

Tabela 5: Área e Biomassa de vegetação ao Belo Monte e Babaquara[a]

Tipo de vegetação	BABAQUARA Área (km^2)	Por cento	Biomassa acima do solo[b] (Mg/ha peso seco)	BELO MONTE Área (km^2)	Por cento	Biomassa acima do solo[b] (Mg/ha peso seco)
Vegetação não inundada						
Floresta aberta de terra firme [floresta aberta mista (FA) + floresta aberta submontana (FS)]	3.565,3	58,0	175,2			
Floresta aberta de terra firme sobre revelo acidentado				205,7	46,7	125,27
Floresta aberta de terra firme sobre revelo ondulado				11,9	2,7	201,9
Floresta secundária latifoliada	10,9	0,2	20,0 [c]	11,0	2,5	20,0
Vegetação inundada						
Floresta densa ciliar estacionalmente inundável ou Floresta Densa Ciliar (FC)	2.421,9	39,3	201,2	191,5	43,6	121,2
Floresta Aberta ciliar estacionalmente submersa (Formações pioneiras aluviais campestres)	5,6	0,1	60,0			
Nenhuma vegetação (canal de rio)						
Áreas sem cobertura vegetal	136,3	2,4	0,0	20,0	4,5	0,0
Totais						
Total de vegetação não inundada	3.576,3	58,2			228,5	51,9
Total de vegetação inundada	2.427,5	39,4			191,5	43,6
Vegetação total	6.003,7	97,6	185,3	420,0	95,5	122,8
Reservatório total	6.140,0	100,0			440,0	100,0

(a) Dados de Revilla Cardenas (1987, p.55; 1988, p.87), com áreas ajustadas em proporção à estimativa de área de reservatório atual (6.140 km^2 para Babaqura; 440 km^2 para Belo Monte).
(b) Valores incluem Biomassa morto (liteira e madeira morta), cipós, e o tapete de raizes.
(c) Valor para biomassa de floresta secundária acima do solo é aquele usado por Revilla Cardenas (1988) para Babaquara, baseado em dados de Tucuruí.

Wassmann e Martius (1997). Um valor semelhante de 112 mg CH_4/m^2/dia (n=68, DP=261) foi encontrado durante inundações em florestas de água preta (igapós) ao longo do rio Jaú, um afluente do rio Negro. Nas florestas de igapó na bacia do rio Jaú estudadas por Rosenqvest *et al*. (2002, pág. 1323) a taxa de emissão de metano das áreas inundadas é muito mais alta durante o período curto quando o nível d'água estiver caindo do que durante o resto do tempo que a área está debaixo d'água. Isto tenderia a fazer a emissão anual um pouco independente do período de tempo que as áreas são inundadas, e torna o resultado relativamente robusto quando extrapolado para outras bacias hidrográficas na Amazônia se expressado em termos de emissão por ciclo de inundação (em lugar de por dia inundado). Presumindo as mesmas taxas de emissão como as medidas nos estudos de várzea de água branca (o Xingu é considerado um rio de água clara, mais semelhante à água branca do que água preta), a emissão anual seria equivalente a apenas 0,043 milhões de toneladas de carbono equivalente a carbono de CO_2 em Babaquara em uma base diária, ou 0,248 milhões de toneladas de carbono CO_2-equivalente se este resultado for multiplicado por três para aproximar o efeito da estação de enchente mais curta (2 meses contra 6 meses). Os ajustes resultantes para o efeito dos ecossistemas pré-represa são muito pequenos, como será mostrado mais adiante quando serão calculadas as emissões líquidas para as duas represas.

Tabela 6: Fluxo evitado de metano da perda de floresta em Babaquara

Item	Valor	Unidades	Fonte
ABSORÇÃO PELO SOLO EM FLORESTA NÃO INUNDADA			
CH_4 anual médio suprem com gás absorção de não inundada arborize terra	-3,8	kg CH_4/ha/ano	Potter *et al*.. (1996) de 22 estudos
Área total de floresta inundada por reservatório	6.004	km^2	Baseado em 6.140 área de reservatório de km^2 e stream bed de Revilla Cardenas, 1988, p.87,
Área de floresta ribeirinha inundada por reservatório	2.427	km^2	Revilla Cardenas, 1988, pág. 87
Área de floresta de firme de terra inundada por reservatório	3.576	km^2	Calculado por diferença
Fração de ano que floresta ribeirinha inundou naturalmente	0.17	Fração	presumido ser 2 meses, em média
Absorção por ha por ano em floresta ribeirinha	-3,17	kg CH_4/ha/ano	Proporcional cronometrar não inundada
Absorção por ano em floresta ribeirinha	-768,70	Mg CH_4/ano	Absorção por ha área de X de floresta ribeirinha
Absorção por ano em floresta de firme de terra	-1.358,98	Mg CH_4/ano	Absorção por ha área de X de floresta de firme de terra
Absorção total por ano	-2.127,68	Mg CH_4/ano	Some através de tipo de floresta
Potencial de efeito estufa (GWP) de CH_4	21	Mg CO_2 suprem com gás equivalente/ Mg gás de CH_4	Schimel *et al*., 1996
CO_2 carbono equivalente/ano	-0,012	Milhões de Mg CO_2 - C/ano equivalente	Calculado de emissão de CH_4, GWP, peso atômico de C (12) e peso molecular de CO_2 (44)
EMISSÃO ATRAVÉS DE TÉRMITAS DE FLORESTA			
Emissão/ha/ano	0,5	kg CH_4/ha/ano	Fearnside, 1996b,
Equivalentes de Ha-ano de floresta	0,6	Milhões de equivalents de ha-ano	Calculado a partir de informações acima
Emissão/ano	317,0	Mg CH_4/ano	Calculado a partir de informações acima
CO_2 carbono equivalente/ano	0,0018	Milhões de Mg CO_2 - C/ano equivalente	Calculado como acima
EMISSÕES DE INUNDAÇÃO NATURAL DE FLORESTA INUNDADA PRE-REPRESA			
Emissão de metano de floresta inundada durante inundação natural	103,8mg	CH_4/m^2/dia.	Media de cinco estudos em floresta em várzea de água branca(Wassmann & Martius, 1997, pág. 140)
Dias inundados por ano	59,4		Suposição de dias, como acima.
Emissão anual por km^2	6,2	Mg CH_4/ ano/km^2.	Calculado a partir de informações acima
Emissão natural anual através de floresta inundada	14.961	Mg CH_4/ano.	Calculado a partir de informações acima
CO_2 carbono equivalente/ano	0,086	Milhões de Mg CO_2 C/ano equivalente	Calculado a partir de informações acima

Tabela 6: Fluxo evitado de metano da perda de floresta em Babaquara (cont.)

Item	Valor	Unidades	Fonte
Emissão anual anual ajustou para comprimento de ciclo	44.883	Mg CH_4/ano	Considerando emissão por ciclo (2 vs de meses 6 meses)
CO2 carbono equivalente/ano	0,257	Milhões de Mg CO_2-C/ano equivalente	Calculado de acima
EMISSÕES DE EVENTOS PERIÓDICOS DE FORMAÇÃO DE POÇAS EM FLORESTA DE TERRA FIRME			
Formação de poças em florestas de terra firme	1.801	km^2-dias/ano.	Calculado de área, 5% que inundam por evento (baseado em Mori & Becker, 1991) e presumiu freqüência de 5-ano e duração de 30 dias
Emissão quando inundado ou com formação de poças	103,8	mg CH_4/m^2/dia.	Presumido ser o mesmo que a floresta de várzea (como acima).
Emissão natural anual através de formação de poças	187,0	Mg CH_4/ano.	Calculado a partir de informações acima
CO_2 carbono equivalente/ano	0,001	Milhões de Mg CO_2 - C/ano equivalente	Calculado a partir de informações acima.
TOTAIS			
Emissão total de metano	43.259	Mg CH_4/ano	Calculado a partir de informações acima, incluindo ajuste de comprimento do ciclo.
CO_2 carbono equivalente/ano	0,248	Milhões de Mg CO_2 - C/ano equivalente.	Calculado a partir de informações acima.

Tabela 7: Emissão evitada de óxido nitroso de perda de floresta em Babaquara

Item	Valor	Unidades	Fonte
EMISSÕES DE FLORESTA NÃO INUNDADA Emissão anual média de N_2O do solo em florestas não inundadas	8,7	kg N_2O/ha/ano	Verchot *et al*., 1999, pág. 37
Área total de floresta inundada por reservatório	6.004	km^2	Baseado em 6.140 área de reservatório de km^2 e leito fluvial de Revilla Cardenas, 1988, p.87,
Área de floresta inundada submersa pelo reservatório	2.427	km^2	Revilla Cardenas, 1988, pág. 87
Área de floresta de terra firme inundada por reservatório	3.576	km^2	Calculado por diferença
Fração do ano que floresta inundada é submersa naturalmente	0,17	Fração	Assumido 2 meses média acesa
Emissão por ha por ano em floresta inundada	7,23	kg N_2O/ha/ano	Proporcional ao tempo não inundado
Emissão por ano em floresta ribeirinha	1.755,6	Mg N_2O/ano	Emissão por ha X área de floresta inundada
Emissão por ano em floresta de firme de terra	3.103,7	Mg N_2O/ano	Emissão por ha X área de floresta de terra firme
Emissão total por ano	4.859,3	Mg N_2O/ano	Some através de tipo de floresta

Tabela 7: Emissão evitada de óxido nitroso de perda de floresta em Babaquara (cont.)

Item	Valor	Unidades	Fonte
Potencial de efeito estufa (GWP) de N_2O	310	MgCO_2 suprem com gás equivalente / Mg gás de N_2O	Schimel *et al.*, 1996
CO_2 carbono equivalente/ano	0,411	Milhões de Mg CO_2 - C/ano equivalente	Calculado de área e por-hectare emissão, peso atômico de C (12) e peso molecular de CO_2 (44)
EMISSÕES DE INUNDAÇÃO			
Inundação de floresta inundada	404,6	km²-dias/ano	Calculado de área e assumiu 6 meses de inundação em médio
Emissão de formação de poças em florestas	1.801,1	km²-dias/ano	Calculado de área, 5% que inundam por de terra firme evento (baseado em Mori & Becker, 1991) e presumiu freqüência de 5 anos e uma duração de 30 dias
Emissão quando inundada	7,6	kg de N_2O/ km²-dia	7.6 mg N_2O/m²/dia(médias dos reservatórios de Tucuruí e Samuel: de Lima *et al.*, 2002)
Emissão de inundação de floresta inundada	3,1	Mg N O/ano	Inundando (km²/dia) X emissão/km²/dia
Emissão de formação de poças em florestas de terra firme	13,7	Mg N O/ano	Formação de poças (km²-dias) X Emissão/km²/dia
Emissão total de inundação	16,8	Mg N_2O/ano	Soma de emissões de inundação.
CO_2 carbono equivalente/ano	0,001	Milhões de Mg CO_2 - C/ano equivalente	Calculado de GWP como acima.
EMISSÃO TOTAL			
Emissão total de perda de floresta	4.876,0	Mg N_2O/ano	Soma de floresta de não inundada, formação de poças e emissões inundando
CO2 carbono equivalente ano	0,412	Milhões de Mg CO2 - C/ano equivalente	Calculado de GWP como acima.

VI. Emissões de Construção

Represas, obviamente, requerem muito mais materiais, como aço e cimento, do que instalações equivalentes movidas a combustível fóssil, como as usinas termoelétricas a gás que estão sendo construídas atualmente em São Paulo e em outras cidades no Centro-Sul brasileiro. São calculadas as quantidades de aço usadas na construção de Belo Monte na Tabela 8. Para Babaquara, supõe-se que a quantidade de aço usada em equipamento eletromecânico é proporcional à capacidade instalada, enquanto presume-se que a quantidade de aço em concreto armado é proporcional ao volume de concreto. As quantidades são calculadas em proporção às quantidades usadas em Belo Monte (Tabela 8).

A quantidade de cimento usada em cada barragem é determinada na Tabela 9. A Belo Monte é excepcionalmente modesta no uso de cimento porque o local permite que a barragem principal (Sitio Pimentel) seja construída em um local que é mais alto em elevação que a casa de força principal (o Sítio Belo Monte). A barragem principal tem uma altura máxima de apenas 35 m (Brasil, ELETRONORTE, 2002, Tomo I, pág. 6-33), enquanto a casa de força principal aproveita uma queda de referência de 87,5 m (Brasil, ELETRONORTE, 2002, Tomo I, pág. 3-52). A maioria dos projetos hidrelétricos, como Babaquara ou Tucuruí, tem a casa de força localizada ao pé da própria barragem, e portanto só gera energia de uma queda que corresponde à altura da barragem menos uma margem pequena para borda livre ao topo. Tucuruí, que é até agora a "campeã" de todas obras públicas brasileiras em termos de uso de cimento, usou três vezes mais cimento do que a quantidade prevista para Belo Monte

(Pinto, 2002, pág. 39). A Babaquara usaria 2,6 vezes mais cimento por MW de capacidade instalada do que a Belo Monte (Tabela 9).

É esperado que a quantidade de diesel usada para Belo Monte seja 400 X 10^3 Mg (Brasil, ELETRONORTE, 2002, Tomo II, pág. 8-145). Isto inclui um ajuste das unidades (como informado no estudo de viabilidade) para trazer os valores dentro da faixa geral de uso de combustível em outras barragens (por exemplo, Dones & Gantner, 1996 calcularam um uso médio de 12 kg diesel/TJ para barragens na Suíça). O estudo de viabilidade contém várias inconsistências internas nas unidades, que presumivelmente resultaram de erros tipográficos.

A Belo Monte exige uma quantidade bastante grande de escavação por causa da necessidade para cavar o canal de adução que conecta o Reservatório da Calha ao Reservatório dos Canais, e várias escavações menores são projetadas nos gargalos dentro do Reservatório dos Canais. A quantidade esperada de escavação para estes canais aumentou substancialmente entre a versão do estudo da viabilidade de 1989 e a de 2002 porque foram descobertos erros na cartografia topográfica da área (Brasil, ELETRONORTE, 2002, Tomo I, pág. 8-22). Para Babaquara presume-se que o uso de diesel será proporcional à quantidade de escavação planejada naquela represa, (da Cruz, 1996, pág. 18).

Tabela 8: Aço usado na construção de Belo Monte e Babaquara

Item	Peso (kN)	Número	Massa total (Mg)	Totais por categoria (Mg)
Belo Monte[(A)]				
Equipamento elétrico e mecânico				
Turbinas-casa de força principal	20.000	20	40.816	
Condutos forçados	14.150	20	28.878	
Comportas da tomada d'água	1.400	20	2.857	
Peças fixas das comportas	260	20	531	
Comportas ensecadeiras da tomada d'água principal	1.080	20	2.204	
Peças fixas das comportas ensecadeiras	157	20	320	
Pórtico rolante da tomada d'água	1.700	1	173	
Grades da tomada d'água	410	8	335	
Viga pescador das grades	60	1	6	
Máquinas limpa grades	260	2	53	
Comportas ensecadeiras dos tubos de sucção	940	2	192	
Peças fixas-comportas ensecadeiras	110	2	22	
Pórtico dos tubos de sucção	550	1	56	
Pontes rolantes da casa de força	4.800	2	980	
Ponte rolante auxiliar (Galeria do SF6)	180	1	18	
Comportas-vertedouro principal	2.300	17	3.990	
Peças fixas - comportas do vertedouro principal	52	17	90	
Comportas-ensecadeiras de montante	2.380	2	486	
Peças fixas-comportas ensecadeiras de montante	159	7	114	
Comportas ensecadeiras de jusante	1.228	2	251	
Peças fixas de comportas ensecadeiras de jusante	191	2	39	
Pórtico rolante de montante (& Tomada d'água complementar)	520	1	53	
Pórtico rolante de jusante (& casa de força complementar)	800	1	82	
Turbinas-casa de força complementar	3.000	7	2.143	
Comportas emergência (jusante)	715	7	511	
Comportas ensecadeiras tomada d'água complementar	952	4	389	
Peças fixas-comportas ensecadeiras tomada d'água complementar	78	4	32	

Tabela 8: Aço usado na construção de Belo Monte e Babaquara (cont.)

Item	Peso (kN)	Número	Massa total (Mg)	Totais por categoria (Mg)
Belo Monte[A]				
Pórtico rolante -tomada d'água comp lementar	520	1	53	
Grades da tomada d'água complementar	305	4	124	
Peças fixas-grades da tomada d'água complementar	68	4	28	
Máquinas limpa grades-tomada dágu a complementar	260	1	27	
Comportas ensecadeiras dos tubos de sucção-complementar	603	2	123	
Peças fixas-comportas ensecadeiras dos tubos de sucção-complementar	42	2	9	
Pórtico rolante dos tubos de sucção-complementar	800	1	82	
Pontes rolantes da casa de força complementar	440	2	90	
Comportas do vertedouro complementar	3.050	4	1.245	
Peças fixas-comportas do vertedouro complementar	61	4	25	
Comportas ensecadeiras de montante - complementar	2.976	1	304	
Peças fixas-comportas ensecadeiras de montante - complementar	242	1	25	
Pórtico rolante-vertedouro complementar	580	1	59	
Peças fixas-pórtico rolante vertedouro complementar	120	1	12	
Geradores-casa de força principal	27.200	20	55.510	
Geradores-casa de força complementar	1.770	7	1.264	
Sub-total				144.598
Vergulhão de concreto armado				
Armadura de concreto - casa de força			80.715	
Armadura de concreto - túnel de desvio			850	
Armadura de concreto - transições e muros de concreto			7.348	
Armadura de concreto -Vertedouros de superfície			9.836	
Armadura de concreto -Tomada d'água e adutoras			63.442	
Armadura de concreto -Canal de adução			16.472	
Armadura de concreto -Canal e/ou túnel de fuga			72	
Sub-total				178.735
Total de aço em Belo Monte				323.333
Babaquara				
Cálculo de volume concreto como sendo proporcional ao de Belo Monte				
Equipamento elétrico e mecânico (b)				
Capacidade instalada em Belo Monte	11.181,3	MW		
Capacidade instalada em Babaquara	6.274	MW		
Aço elétrico e mecânico em Belo Monte	144.598	Mg		
Aço elétrico e mecânico proporcional e Babaquara	81.136	Mg		
Vergulhão de concreto armado				
Volume concreto em Belo Monte	4.355.480	m^3		
Volume concreto em Babaquara	5.410.000	m^3		
Armadura de concreto em Belo Monte	178.735	Mg		
Peso proporcional de armadura de concreto em Babaquara	222.009	Mg		
Aço total em Babaquara	303.146	Mg		

(a) Fonte de dados: Brasil, ELETRONORTE, 2002.
(b) Além dos itens listados, faltam informações no estudo de viabilidade sobre o peso dos seguintes: elevadoras de subestações: principal (1), complementar (1), elevadores de transformadores: principal (22), complementar (5)
(c) Babaquara solidificam de da Cruz, 1996, pág., 18.

Tabela 9: Cimento usado para construção de Belo Monte e Babaquara			
	Cimento (Mg)[a]		Nota
Belo Monte			
Casa da força	215.664		
Túnel de desvio	1.780		
Transições e muros de concreto	42.882		
Vertedouros de superfície	48.049		
Tomada d'água e adutoras	183.951		
Canal de adução	356.160		
Canal e/ou túnel de fuga	180		
Total	848.666		
Babaquara			
Cálculo de cimento de volume concreto			
Volume concreto em Babaquara	5.410.000	m^3	(b)
Conteúdo de cimento médio de concreto	225	kg/m^3	(c)
Uso de cimento calculado em Babaquara	1.217.250	Mg	

(a) Fonte de dados: Brasil, ELETRONORTE, 2002.
(b) da Cruz, 1996, pág. 18
(c) Conteúdo médio de cimento de 52 barragens suiças: 225 kg/m^3 (Dones & Gantner, 1996)

As estimativas de materiais para construção de represas e linhas de transmissão são apresentadas na Tabela 10. Os totais resultantes (0,98 milhões de Mg C para a Belo Monte e 0,78 milhões de Mg C para Babaquara) são muito pequenos comparado às emissões posteriores dos reservatórios. Não foram deduzidas destes totais as emissões da construção das termoelétricas a gás equivalentes. A emissão de construção de instalações de gás natural é mínima: uma análise de ciclo de vida de usinas a gás de ciclo combinada em Manitoba, Canadá indica emissões de CO_2 de construção de apenas 0,18 Mg equivalente/GWh (McCulloch & Vadgama, 2003, pág. 11).

VII. Emissões Calculadas da Belo Monte e Babaquara

O cálculo das emissões de gases de efeito estufa requer um cenário realista para o cronograma do enchimento e da instalação das turbinas em Belo Monte e Babaquara, e para as políticas de manejo de água nas duas represas. Aqui se presume que Babaquara será enchida sete anos após Belo Monte (*i.e.*, que Belo Monte opera usando a vazão não regularizada do rio antes deste tempo). Este cronograma corresponde ao cenário menos-otimista no plano original (veja Sevá, 1990). As turbinas em ambas as represas serão instaladas a uma taxa de uma a cada três meses, ritmo (talvez otimista) previsto no estudo de viabilidade (Brasil, ELETRONORTE, 2002, Tomo II, pág. 8-171).

O presente cálculo segue os planos para enchimento do reservatório indicados no estudo de viabilidade. O Reservatório dos Canais será enchido primeiro até um nível de 91 m sobre o nível médio do mar. Isto será feito depois que a primeira enchente passar pelo vertedouro (Brasil, ELETRONORTE, 2002, pág. 8-171). Presume-se que isto aconteça no mês de julho. A casa de força complementar será usada, então, a este nível reduzido do reservatório durante um ano antes da casa de força principal estar pronta para uso, como planejado no Plano Decenal de ELETROBRÁS (Brasil, MME-CCPESE, 2002). O cenário de referência do Plano Decenal estima o começo de operação da casa de força complementar para fevereiro de 2011 e da casa de força principal para março de 2012.

Os resultados de um cálculo de 50 anos das fontes de carbono em formas facilmente degradadas para cada reservatório são apresentados na Figura 4. É evidente que todas as fontes são muito mais altas nos primeiros anos do que nos anos posteriores. Os estoques de carbono instável do solo, biomassa de madeira acima d'água e árvores mortas ao longo da margem diminuem, reduzindo assim as emissões destas fontes. As macrófitas diminuem, mas não desaparecem, provendo assim uma fonte em longo prazo que, nos anos posteriores, é de maior importância relativa, embora de menor em termos absolutos. O recrescimento da vegetação na zona de deplecionamento representa uma fonte estável

Tabela 10: Emissões de gás de efeito estufa de represa e construção de transmissão-linha

Item	Unidades	Emissão por unidade CO_2-equivalente C (kg)	Referência	Nota
Aço	Mg	600,0	(a)	(b)
Cimento	kg	0,207	(a)	(c)
Diesel	milhões de kg	863.280	(d)	
Eletricidade	TWh	139.903.200	(g)	
Substituto-total de represa				
Construção de linha de transmissão	km-MW instalado	1,9	(i)	
Total de projeto				

Item	Número de unidades	Emissão (milhões MG CO_2 equivalente C)	Referência	Nota
Belo Monte				
Aço	323.333	0,194	(c)	(a)
Cimento	848.666,000	0,176	(e)	(a)
Diesel	135,1	0,117	(f)	
Eletricidade	3,15	0,441	(h)	
Substituto-total de represa		0,928		
Construção de linha de transmissão	29.596.901	0,055	(j)	(a)
Total de projeto		0,983		

Item	Número de unidades	Emissão (milhões MG CO_2 equivalente C)	Referência	Nota
Babaquara				
Aço	303.146	0,182	(c)	(a)
Cimento	1.217.250.000	0,252	(e)	(a)
Diesel	76.8	0,066	(f)	
Eletricidade	1.79	0,251	(h)	
Substituto-total de represa		0,751		
Construção de linha de transmissão	17.046.458	0,032	(j)	
Total de projeto		0,783		

(a) Van Vate, 1995.
(b) Usa GWPs de 100 anos de IPCC 1994: CO_2=1, CH_4=24.5, N_2O=320 (Albritton *et al*., 1995).
(c) Tabela 8.
(d) Usa GWPs de 100 anos de IPCC 1995 [Kyoto Protocol valores]: CO_2=1, CH_4=21, N_2O=310 (Schimel *et al*., 1996).
(e) Tabela 9.
(f) Uso de diesel en Babaquara considerado proporcional à escavação planejada.
(g) Baseado em substituição de gás de ciclo combinado em São Paulo (veja texto).
(h) Uso de eletricidade na construção baseado em 280 kWh de electricidade por TJ (Dones & Gantner, 1996). Emissões de eletricidade consideram o baseline de geração de gás natural no São Paulo (veja texto).
(i) Média em Québec, Canadá (Peisajovich *et al*., 1996).
(j) A linha de transmissão de Belo Monte até a rede do centro-sul brasileiro vai para três destinos com uma distância má de 2647 km: Cachoeira Paulista-SP (2.662 km), Campinas-SP (2.599 km) e Ouro Preto-MG (2.680 km) (Brasil, MME-CCPESE, 2002). Babaquara tem 70 km adicionais de linha.

Figura 4a. Babaquara: Carbono decomposto anaerobicamente

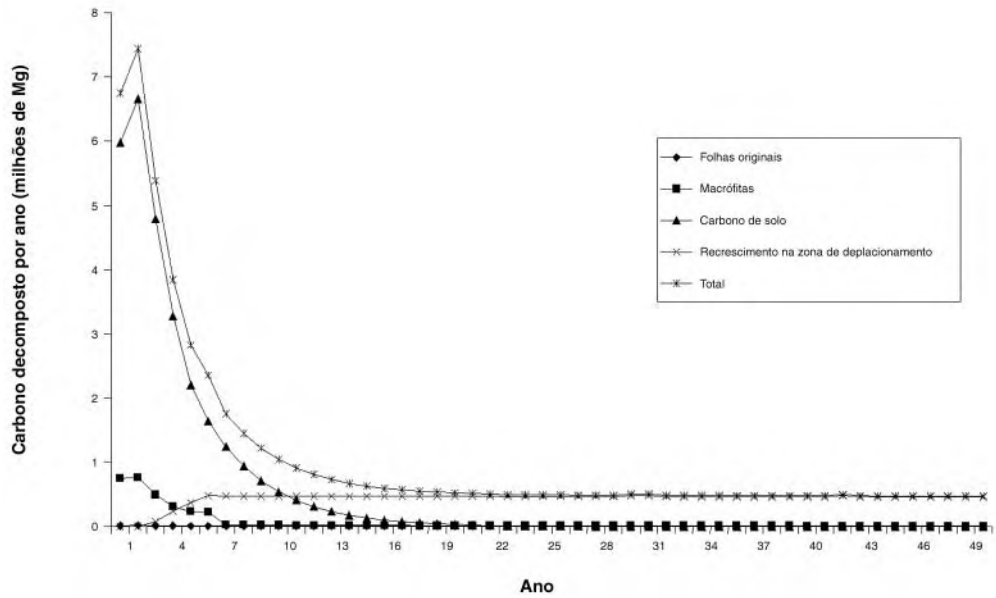


Figura 4b. Belo Monte Reservatório de calha: Carbono decomposto anaerobicamente

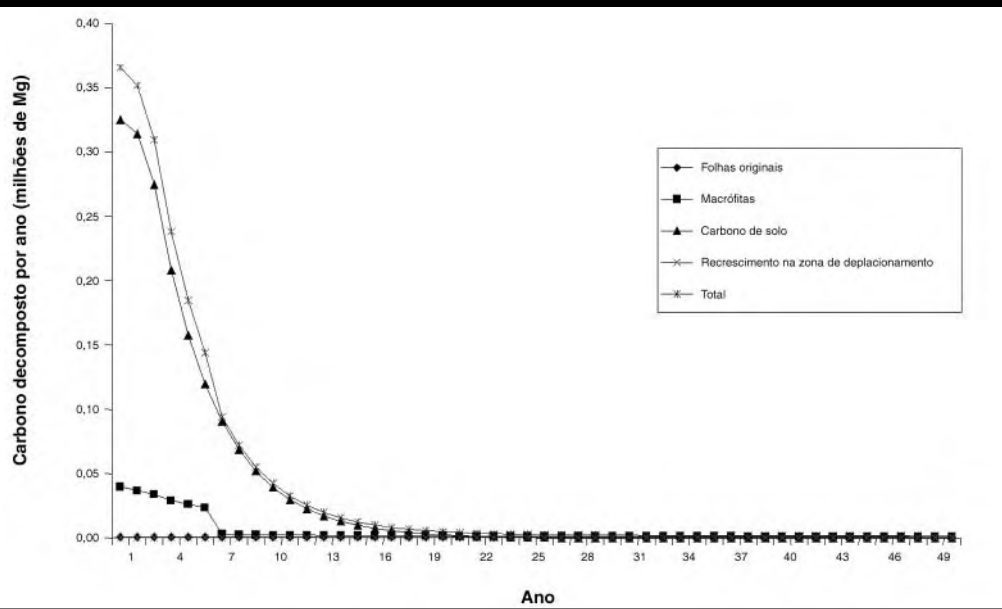


Figura. 4c. Belo Monte Reservatório dos canais: Carbono decomposto anaerobicamente

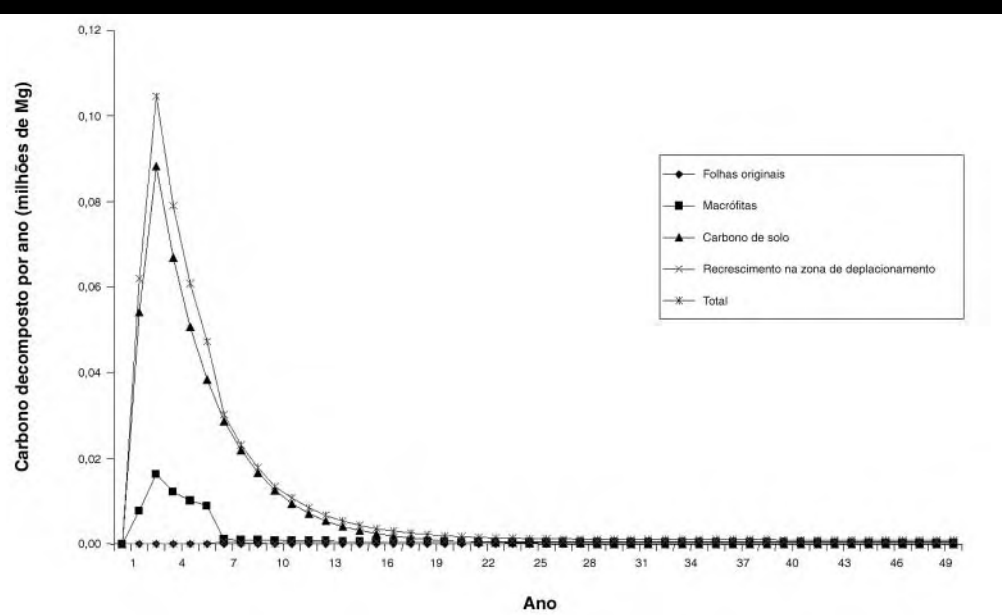


Figura 5a. Babaquara: concentração calculada de Ch_4 aos 30 m de profundidade

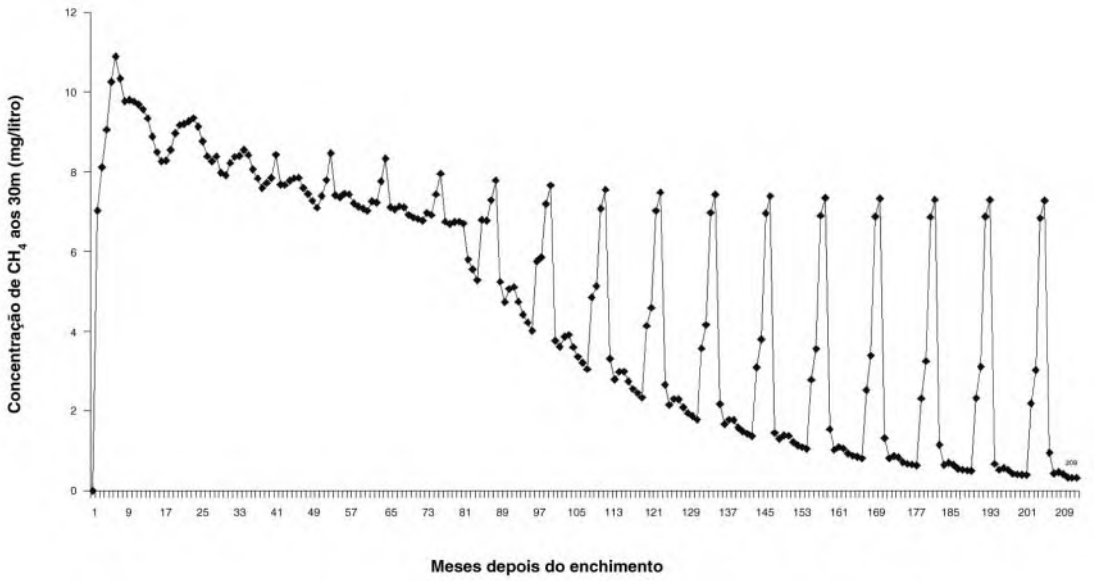


Figura 5b. Belo Monte Reservatório da calha: concentração calculada de Ch_4 aos 30 m de profundidade

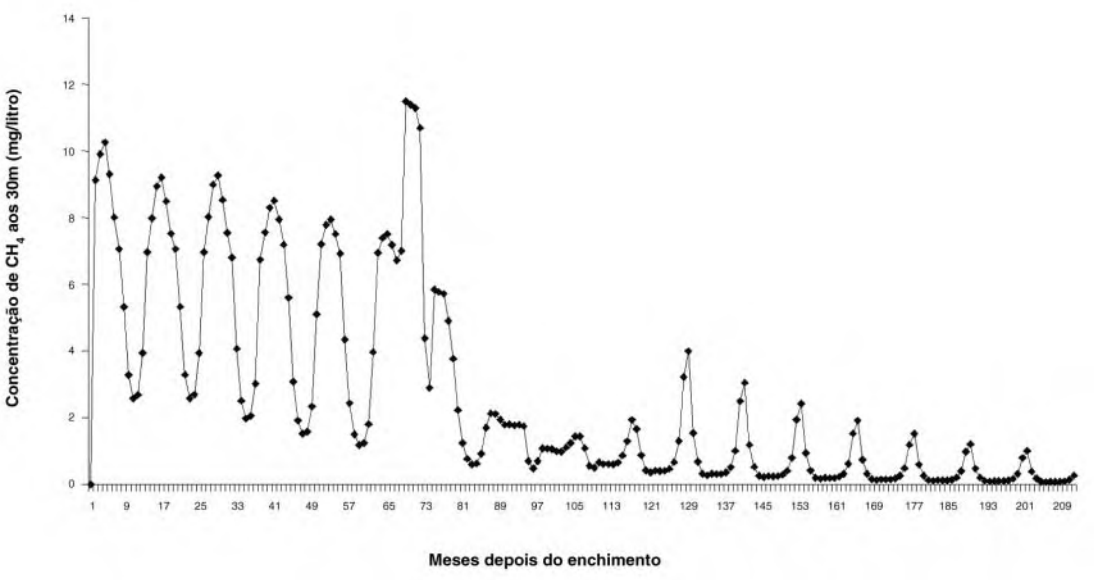
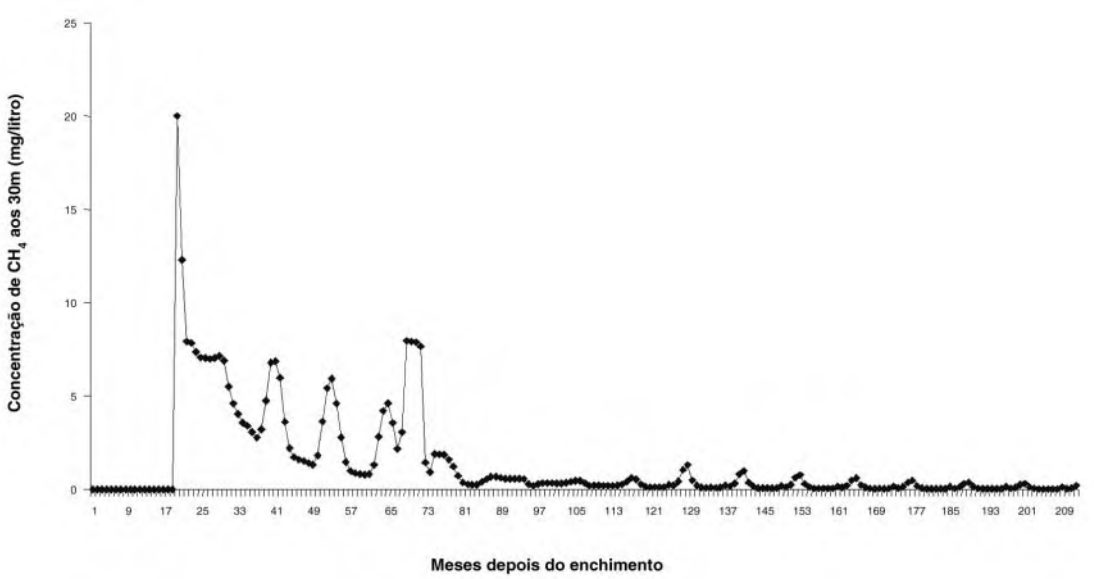


Figura 5c. Belo Monte Reservatório dos canais: concentração calculada de Ch_4 aos 30 m de profundidade



em longo prazo de carbono de fácil degradação que aumenta em importância relativa a medida que as outras fontes declinem.

São mostradas as concentrações de metano calculadas a uma profundidade padronizada de 30 m para cada reservatório na Figura 5. Estas concentrações calculadas seguem a tendência geral de oscilação sazonal e declínio assintótico observada em valores medidos em Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.*, 1999, pág. 508). As oscilações são muito grandes em Babaquara depois que as diferentes fontes de carbono da vegetação de deplecionamento diminuíssem em importância (Figura 5a). São mantidos os picos grandes em concentração de metano em Babaquara, seguido por uma diminuição das concentrações durante o resto de cada ano. Os picos altos são mantidos porque o carbono vem da inundação de vegetação de deplecionamento quando a água sobe. Os picos de concentração resultam em emissões significativas porque estes períodos correspondem a períodos de fluxo alto de turbina para maximizar produção de energia.

As emissões por diferentes caminhos para o complexo Belo Monte/Babaquara como um todo são mostradas na Figura 6. Biomassa acima d'água e mortalidade de árvores na margem diminuem até níveis insignificantes ao longo do período de 50 anos, mas a grande magnitude das emissões de biomassa acima d'água nos primeiros anos dá para esta fonte um lugar significativo na média de 50 anos. Cinqüenta anos geralmente são o período de tempo adotado pela indústria hidrelétrica em discussões da "vida útil" de represas, e cálculos são feitos freqüentemente, financeiro e ambiental, neste horizonte de tempo, como nos regulamentos aplicáveis em estudos de viabilidade para represas no Brasil (Brasil, ELETROBRÁS & DNAEE, 1997). As represas amazônicas existentes, particularmente Tucuruí, Balbina e Samuel, eram relativamente jovens em 1990, o ano padrão mundial de referência para os inventários dos gases de efeito estufa, designados pela Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima e o ano usado para vários cálculos anteriores de emissões de gases de efeito estufa (Fearnside, 1995a, 1997b, 2002a, s/d-a,b). As emissões em 1990 eram então bastante altas, e a indústria hidrelétrica freqüentemente tem contestado que estas estimativas dão um quadro negativo demais ao papel de hidrelétricas no efeito estufa (por exemplo, IHA, s/d [C. 2002]). Os cálculos atuais mostram que, mesmo ao longo de um horizonte de tempo de 50 anos, o impacto sobre o aquecimento global de uma represa como Babaquara é significativo.

VIII. Incertezas Fundamentais

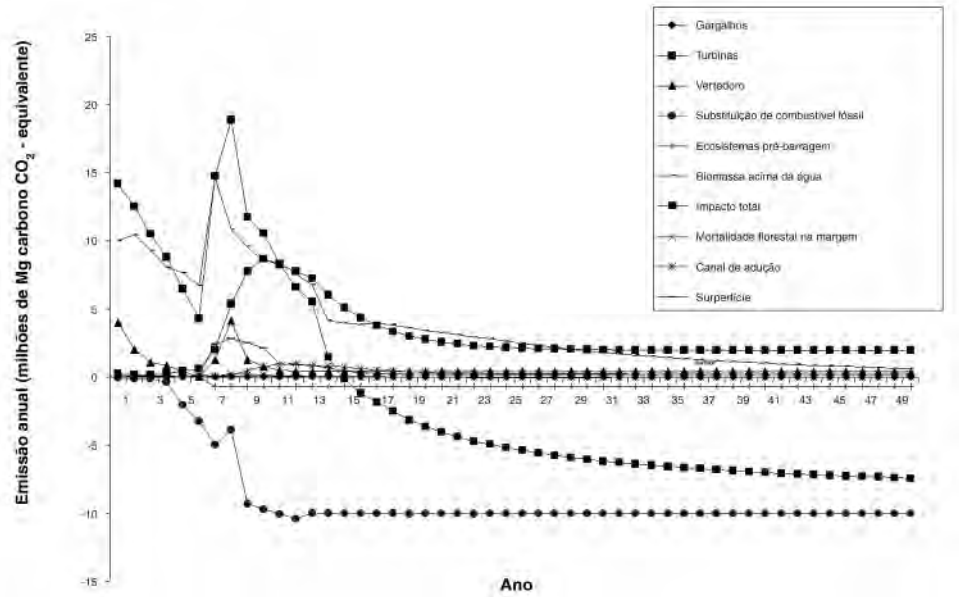
Um cálculo como o do presente estudo para o complexo Belo Monte/Babaquara envolve muita incerteza. Não obstante, o cálculo precisa ser feito, e as melhores informações disponíveis devem ser usadas para cada um dos parâmetros requeridos pelo modelo. Na medida em que pesquisas nesta área procedem, estimativas melhores para estes parâmetros se tornarão disponíveis, e o modelo poderá interpretar rapidamente estas informações em termos do resultado delas sobre as emissões de gases de efeito estufa.

Embora um conjunto completo de testes de sensitividade não tenha sido administrado ainda, o comportamento do modelo fornece várias indicações sobre quais parâmetros são os mais importantes. Nos primeiros anos depois de encher o reservatório, emissões são dominadas pelo CO_2 liberado pela decomposição da biomassa situada acima da água. Estas emissões, embora sujeitas à incerteza, são fundadas nos melhores dados disponíveis sobre decomposição em áreas desmatadas. Embora sejam valiosas medidas específicas de árvores em reservatórios, uma mudança radical no resultado não é esperada. As presunções sobre mortalidade da floresta a diferentes distâncias da margem são apenas suposições, mas neste caso a quantidade de carbono envolvido é insuficiente para fazer qualquer diferença significativa no resultado global.

Os anos iniciais também incluem uma emissão significativa da liberação de metano pelo transcurso da água pelas turbinas. Para a porcentagem do metano dissolvido que é liberado no cenário de baixas emissões adota-se os valores derivados de medidas em Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.*, 1997, 1999). Por causa de diferenças entre Petit Saut e as represas brasileiras, a faixa usada é muito larga (21-89,9%) (Veja a discussão em Fearnside, 2002a). As estimativas de emissões aqui apresentadas são os pontos médios entre os extremos dos resultados produzidos para a porcentagem emitida junto às turbinas. Acredita-se que este valor médio seja conservador.

Deve ser lembrado que, quando Belo Monte e Babaquara entrarem em operação, haverá uma certa compensação entre as duas represas que reduz o efeito global da incerteza relativo à porcentagem de metano dissolvido que é liberado junto às turbinas. Quando for usada uma baixa estimativa para este parâmetro, a emissão em Babaquara fica reduzida, mas o CH_4 não liberado é repassado para a Belo Monte, onde por conseguinte aumentam as emissões por outros caminhos (emissões de superfície e emissões no canal de adução e nos gargalos).

Figura 6. Belo Monte + Babaquara emissões de reservatório.



As fontes de carbono para emissões de CH_4 nos primeiros anos são dominadas por liberação de carbono instável do solo (Figura 4). Embora faltem medidas desta liberação para qualquer reservatório, a evolução dos valores para emissão aos valores para concentração de CH_4 aos 30 m de profundidade, usando valores observados nesta faixa nos primeiros anos, especialmente em Petit Saut, resulta em uma trajetória realística de concentrações de CH_4 e de emissões desta fonte.

Mais importantes são as incertezas relativas à emissão de CH_4 depois que o pico inicial passe. Muito menos dados de reservatórios amazônicos mais velhos estão disponíveis para calibrar esta parte da análise. O declínio em áreas de macrófita reduz a importância da incerteza relativa a esta fonte para as emissões em longo prazo. O que predomina para o complexo como um todo é a biomassa da zona de deplecionamento em Babaquara. Isto resulta em picos sazonais grandes na concentração de CH_4 no reservatório de Babaquara (Figura 5a). Uma parte deste metano é repassada para os dois reservatórios de Belo Monte (Figura 5b e 5c). A taxa de crescimento da vegetação na zona de deplecionamento é, então, crítica, e nenhuma medida atual disto existe. A suposição feita é de que este crescimento acontece linearmente, acumulando 10 Mg de matéria seca em um ano. O valor usado para o conteúdo de carbono desta e das outras formas de biomassa macia é de 45%. A taxa de crescimento presumida é extremamente conservadora, quando comparada às taxas de crescimento anuais medidas de plantas herbáceas para o período de três meses de exposição em áreas de várzea ao longo do rio Amazonas perto de Manaus: em 9 medidas por Junk & Piedade (1997, pág. 170) estas plantas acumularam, em média, 5,67 Mg / ha de peso seco (DP=1,74, variação=3,4-8,7). O valor proporcional para um ano de crescimento linear seria 22,7 Mg / ha, ou mais que o dobro do valor presumido para a zona de deplecionamento de Babaquara. Uma medida da biomassa acima do solo de gramíneas até 1,6 meses após a exposição de terras de várzea no Lago Miritií indica uma taxa de acúmulo de matéria seca equivalente a 15,2 Mg / ha / ano (P.M. Fearnside, dados não publicados). A fertilidade do solo nas zonas de sedimentação de várzea é maior do que em zona de deplecionamento de um reservatório, mas uma suposição da ordem de metade da taxa de crescimento da várzea parece segura. Não obstante, este é um ponto importante de incerteza no cálculo.

Taxas de decomposição também são importantes, e medidas sob condições anaeróbicas em reservatórios não são disponíveis. Acredita-se que a decomposição da vegetação herbácea na várzea oferece um paralelo adequado. Em medidas sob condições inundadas em várzea de água branca, a decomposição de três espécies (Furch & Junk, 1997, pág. 192; Junk & Furch, 1991) e uma experiência em um tanque de 700 litros com uma quarta espécie (Furch & Junk, 1992, 1997, pág. 195) indicaram a fração de peso seco perdida depois de um mês de submersão, em média, de 0,66 (DP = 0,19 variação = 0,425-0,9). O valor mais baixo (0,425) é da espécie medida na experiência no tanque, onde a anoxiada água foi constatada depois de aproximadamente um dia. Se as medidas sob condições naturais incluíssem alguma decomposição aeróbia, a taxa média para condições totalmente anóxicas poderia ser um pouco abaixo da média para as quatro espécies usadas aqui.

As taxas de decomposição aeróbica para macrófitas encalhadas determinam o quanto dessa biomassa ainda esteja presente se o nível d'água fosse subir novamente antes da decomposição ser completa. Uma medida de morta em Lago Miritií até 1,6 mês após o encalhamento indica uma perda de 31,4% do peso seco por mês (P.M. Fearnside, dados não publicados). O número de observações é mínimo (três parcelas de 1 m^2).

O manejo da água em Babaquara também é importante para determinar a quantidade de emissão da zona de deplecionamento. Quanto mais tempo o reservatório seja mantido a um nível baixo, mais vegetação cresce na zona de deplecionamento. A liberação subseqüente de CH_4 quando a zona de deplecionamento for inundada mais que compensa para o efeito na direção oposta que os baixos níveis d'água têm na redução da profundidade até a entrada da turbina em Babaquara, e, portanto, na concentração de CH_4 na água que passa pelas turbinas. As presunções para uso d'água utilizadas no cálculo resultam em três meses de níveis baixos de água, quatro meses de níveis altos e cinco meses de níveis intermediários.

A magnitude dos picos sazonais altos de CH_4 depende da relação entre a quantidade de carbono que degrada e o estoque (e concentração) de CH_4 quando estas variáveis estavam em níveis altos nos primeiros anos em Petit Saut (*i.e.*, dados de Galy-Lacaux *et al.*, 1997, 1999). A natureza da fonte de carbono em Petit Saut durante este tempo era diferente (acredita-se ter sido principalmente carbono do solo). A verdadeira quantidade de carbono degradada anaerobicamente em Petit Saut durante este tempo é desconhecida, e o escalamento que empresta confiança aos resultados durante os anos iniciais depois de reservatório encher, quando as fontes de carbono eram do mesmo tipo, não dá tanta confiança a estes resultados para os anos posteriores. Quantificar a relação entre a produção de CH_4 e a quantidade de decomposição de biomassa macia (como as macrófitas e especialmente a vegetação da zona de deplecionamento) deveria ser uma prioridade para pesquisa. No entanto, o resultado geral, isto é, que a vegetação da zona de deplecionamento produz um pulso grande e renovável de CH_4 dissolvido em reservatórios, não há dúvida. Um caso relevante é a experiência na hidrelétrica de Três Marias, no Estado de Minas Gerais, onde uma flutuação vertical de 9 m no nível da água resultou na exposição e inundação periódica de uma zona de deplecionamento grande, com um pico grande subseqüente de emissões de metano pela superfície do lago (Bodhan Matvienko, comunicação pessoal, 2000). Até mesmo na idade muito avançada de 36 anos, o reservatório de Três Marias emite metano por ebulição em quantidades que excedem em muito as emissões de superfície de todos os outros reservatórios brasileiros que foram estudados, inclusive Tucuruí, Samuel e Balbina (Rosa *et al.*, 2002, pág. 72).

Uma fonte adicional de incerteza é o destino da carga dissolvida de CH_4 quando a água atravessa os 17 km do canal de adução de Belo Monte e pelos quatro conjuntos de gargalos que separam as pequenas bacias hidrográficas inundadas que compõem o Reservatório dos Canais. Parte do metano é emitida, parte é oxidada, e o resto é passado para o Reservatório dos Canais. Os parâmetros usados para isto estão baseados na suposição de que o canal (largura na superfície de aproximadamente 526 m, com um fluxo em plena capacidade de 13.900 m^3/segundo) é semelhante ao trecho do rio Sinnamary, na Guiana Francesa, abaixo da barragem de Petit Saut (onde a largura média do rio é 200 m e a vazão média é apenas 267 m^3/segundo). Galy-Lacaux *et al.* (1997) calcularam concentrações de metano e fluxos ao longo de 40 km de rio abaixo da barragem de Petit Saut e calcularam as quantidades emitidas e oxidadas no rio. Os resultados deles indicam que, para o CH_4 dissolvido que entra do rio oriundo da represa, são liberados 18,7% e são oxidados 81,3% (média de medidas em três datas, com a porcentagem liberada variando de 14 a 24%). Praticamente toda a liberação e oxidação acontecem dentro nos primeiros 30 quilômetros. No rio Sinnamary, depois de uma extensão inicial de 4 km onde um processo de mistura acontece, a concentração de CH_4 na água e o fluxo da superfície diminuem linearmente, chegando a zero a 30 km abaixo da barragem (*i.e.*, ao longo de uma extensão de rio de 26 km). Considerando o estoque a cada ponto ao longo do rio, pode-se calcular que, nos primeiros 17 km de rio, são liberados 15,3% do CH_4 e são oxidados 66,5%. No cálculo para Belo Monte presume-se que estas porcentagens se aplicam ao canal de adução, e que o metano restante é repassado para o Reservatório dos Canais.

Estimativas para emissão nos gargalos foram derivadas a partir de informações sobre o comprimento deles e as porcentagens de emissão e oxidação que aconteceram ao longo de uma extensão de rio de mesmo comprimento abaixo da barragem de Petit Saut. Baseado em um mapa do reservatório (Brasil, ELETRONORTE, s/d [C. 2002]b), o primeiro compartimento é conectado ao segundo por três passagens com comprimento médio de 1,6 km, o segundo e terceiro compartimento estão conectados por duas passagens com comprimento médio de 1,7 km,

o terço e quarto compartimentos estão conectados por duas passagens com comprimento médio de 1,3 km, e os quarto e quinto compartimentos estão conectados por uma passagem larga (embora indubitavelmente rasa na divisa entre as bacias) que pode ser considerada como uma passagem de 0 km de comprimento. Supõe-se que as porcentagens de metano dissolvido liberadas e oxidadas nestes gargalos sejam proporcionais às porcentagens de liberação e oxidação que aconteceram ao longo deste mesmo comprimento de rio abaixo da barragem de Petit Saut (baseado nos dados de Galy-Lacaux *et al.*, 1997). A incerteza neste caso é muito maior do que no caso dos valores para estas porcentagens calculadas para o canal de adução porque os gargalos curtos estão dentro da extensão inicial do rio onde um processo mistura estava acontecendo. As porcentagens usadas (que são todas muito baixas) também presumem que o processo pára ao término do gargalo, em lugar de continuar ao longo de alguma distância no próximo compartimento do reservatório. O resultado líquido é que os gargalos, considerados em conjunto, só emitem 2,1% do metano, enquanto são oxidados 9,2% e 88,7% são transmitidos até o final do reservatório.

Assim como no caso das turbinas de Babaquara, há alguma compensação no sistema para incerteza nas porcentagens liberadas no canal de adução e nos gargalos. Se forem superestimadas as emissões do canal de adução e/ou dos gargalos, então a emissão nas turbinas da casa de força principal de Belo Monte serão subestimada. Observa-se que isto só se aplica aos valores para a porcentagem emitida, não aos valores usados para a porcentagem de oxidação nestes canais: qualquer erro para cima ou para baixo na porcentagem oxidada não seria compensado por uma mudança na direção oposta nas emissões das turbinas.

Em resumo, incertezas múltiplas existem no cálculo atual. Pesquisa futura, especialmente se for direcionada aos parâmetros para os quais o modelo indica que o sistema é mais sensível, ajudará a reduzir estas incertezas. No entanto, o presente cálculo representa a melhor informação atualmente disponível. Estes resultados fornecem um componente necessário para a atual discussão dos impactos potenciais destas represas.

IX. Comparação com Combustíveis Fósseis

A.) Comparações sem descontar

As emissões anuais de gases de efeito estufa diminuem com tempo, mas ainda se estabilizam num nível com impacto significativo. A evolução temporal dos impactos de gases de efeito estufa, com emissões concentradas nos primeiros anos da vida de uma represa, é uma das diferenças principais entre represas hidrelétricas e geradoras a combustíveis fósseis em termos de efeito estufa (Fearnside, 1997b). Dando maior peso aos impactos em curto prazo aumenta o impacto das hidrelétricas em relação as de combustíveis fósseis.

O carbono deslocado de combustível fóssil pode ser calculado baseado na suposição de que a alternativa é geração a partir de gás natural. Esta é uma suposição mais razoável do que o petróleo como referência, já que a expansão atual da capacidade geradora em São Paulo e em outras partes da rede elétrica no Centro-Sul do Brasil está vindo de usinas termoelétricas movidas a gás e abastecidas pelo novo gasoduto Bolívia-Brasil. O gasoduto já existe e não é considerado como parte das emissões de construção das usinas termoelétricas a gás.

Deslocamento de combustível fóssil é mostrado na Figura 7 em uma base anual. O complexo começa a ganhar terreno em compensar pelas suas emissões depois do ano 15. O equilíbrio com emissões de gases de efeito estufa em uma base cumulativa é mostrado na Figura 8. O complexo somente terá um saldo positivo em termos de seu impacto no aquecimento global 41 anos depois do enchimento da primeira represa.

São apresentadas médias em longo prazo de emissões líquidas de gases de efeito estufa na Tabela 11 para horizontes de tempo diferentes. Emissões estão separadas naquelas consideradas sob a rubrica de represas hidrelétricas nos inventários nacionais que estão sendo preparados pelos países sob a Convenção de Clima (UN-FCCC), e os outros fluxos que também são parte do impacto e benefício líquido da represa, incluindo emissões evitadas. Quanto mais longo é o horizonte de tempo, mais baixo é o impacto médio. Durante os primeiros dez anos o impacto líquido é 4,0 vezes o da alternativa de combustível fóssil. Depois de vinte anos o impacto líquido ainda é 2,5 vezes maior que o do combustível fóssil, enquanto para o horizonte de tempo completo de 50 anos o projeto repaga a sua dívida de aquecimento global (presumindo que é sem juros, isto é, calculada com desconto zero), com a média de impacto total em longo prazo sendo 70% a da alternativa de combustível fóssil.

B.) O efeito do tempo

O papel do tempo é uma parte essencial no debate sobre represas hidrelétricas e na questão do efeito estufa em geral. A maioria das decisões, tais como

Tabela 11: Médias a longo prazo de emissão líquida de gases de efeito estufa para o complexo Belo Monte/Babaquara

	Emissões de todas as fontes (milhões de Mg C CO_2-equivalente /ano)		
	Anos 1-10 média de 10 anos	Anos 1-20 média de 20 anos	Anos 1-50 média de 50 anos
Emissões de inventário			
Emissões de superfície	1,0	0,8	0,4
Turbinas	2,6	3,8	2,8
Vertedouro	1,6	1,0	0,6
Canal de adução	0,2	0,4	0,3
Gargalos	0,01	0,01	0,01
Emissões de inventário totais	5,3	6,0	4,1
Outros fluxos			
Substituição de fóssil-combustível	-3,7	-3,9	-4,1
Fluxos de ecossistema pre-represa	-0,3	-0,5	-0,6
Biomassa acima d'água	9,6	7,2	3,8
Decomposição no perímetro da margem	0,07	0,04	0,01
Outros fluxos totais	5,9	0,1	-5,5
Impacto total	11,2	6,1	-1,4
Impacto total como múltiplo da emissão de referência de combustível fóssil	4,0	2,5	0,7

uma decisão para construir uma hidrelétrica, é baseada em cálculos financeiros de custo/benefício que dão um valor explícito ao tempo, aplicando uma taxa de desconto a todos os custos e benefícios futuros. A taxa de desconto é essencialmente o oposto de uma taxa de juros, como por exemplo, o retorno que um investidor poderia ganhar em uma caderneta de poupança em um banco. Com uma poupança, quanto mais tempo se espera, maior a quantia monetária na conta, já que o saldo é multiplicado por uma porcentagem fixa ao término de cada período de tempo e os juros resultantes são acrescentados ao saldo para o próximo período. Com uma taxa de desconto, o valor atribuído a quantidades futuras diminui, em lugar de aumentar, por uma porcentagem fixa em cada período de tempo. Se um projeto como uma barragem hidrelétrica produz grandes impactos nos primeiros anos, como o tremendo pico de emissões de gás de efeito estufa mostrado aqui, enquanto os benefícios pela substituição de combustível fóssil somente se acumulam em longo prazo, então qualquer taxa de desconto positiva pesará contra a opção hidrelétrica (Fearnside, 1997b).

A evolução temporal das emissões de gases de efeito estufa aumenta mais o impacto da represa quando são contadas as emissões do cimento, aço e combustível fóssil usados na construção da obra. As emissões de construção da barragem vêm anos antes de qualquer geração de eletricidade. Uma análise de "cadeia completa de energia", ou FENCH, incluiria todas estas emissões. Porém, as emissões de construção são uma parte relativamente pequena do impacto total. São mostradas as emissões líquidas anuais descontadas a taxas de até 3% na Figura 9. Se apenas o equilíbrio instantâneo é considerado, o complexo substitui por mais carbono equivalente do que emite começando no ano 16, independente da taxa de desconto. Depois disso o complexo começa a pagar a sua dívida ambiental referente às grandes emissões líquidas dos primeiros 15 anos.

As emissões cumulativas descontadas chegam a um pico no ano 15, mas não alcançam o ponto de ter um saldo positivo até pelo menos 41 anos depois que o primeiro reservatório esteja cheio (Figura 10). Aplicar uma taxa de desconto alonga substancialmente o tempo necessário para alcançar este ponto.

O efeito de taxas de desconto anuais diferentes é mostrado na Figura 11. Com desconto zero, o impacto líquido médio representa um ganho anual de 1,4 milhões de Mg C (a média de 50 anos na Tabela 11), mas o impacto relativo atribuído à opção hidrelétrica aumenta muito quando o valor tempo é considerado. No caso do complexo Belo Monte/Babaquara, qualquer taxa de desconto anual superior a 1,5% resulta ao projeto um impacto maior sobre o efeito estufa do que a alternativa de combustível fóssil. São mostradas taxas de desconto de até 12%. Embora este autor não defenda o uso de taxas de desconto tão altas como

Figura 7. Emissões anuais e substituição de combustível fóssil.

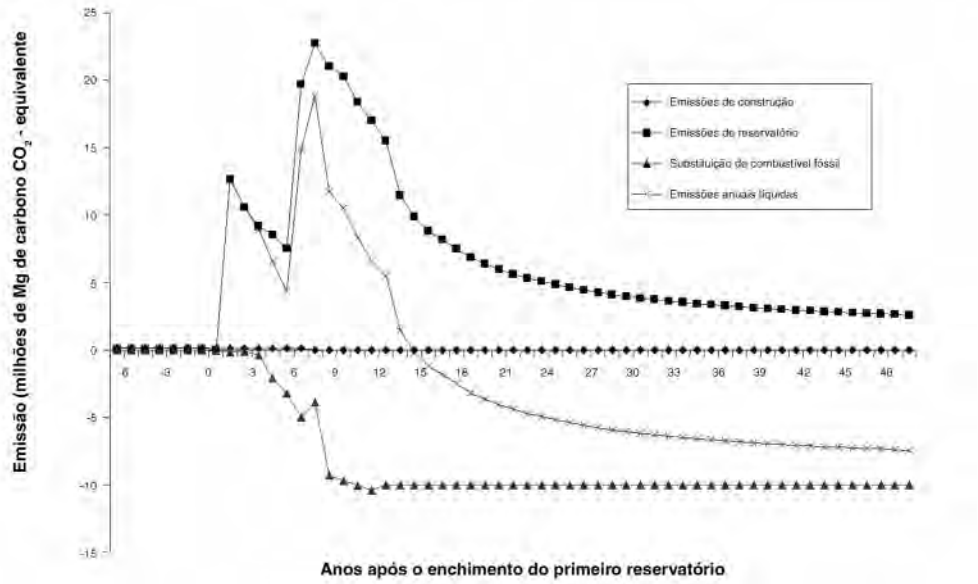


Figura 8. Impacto líquido cumulativo de Belo Monte + Babaquara

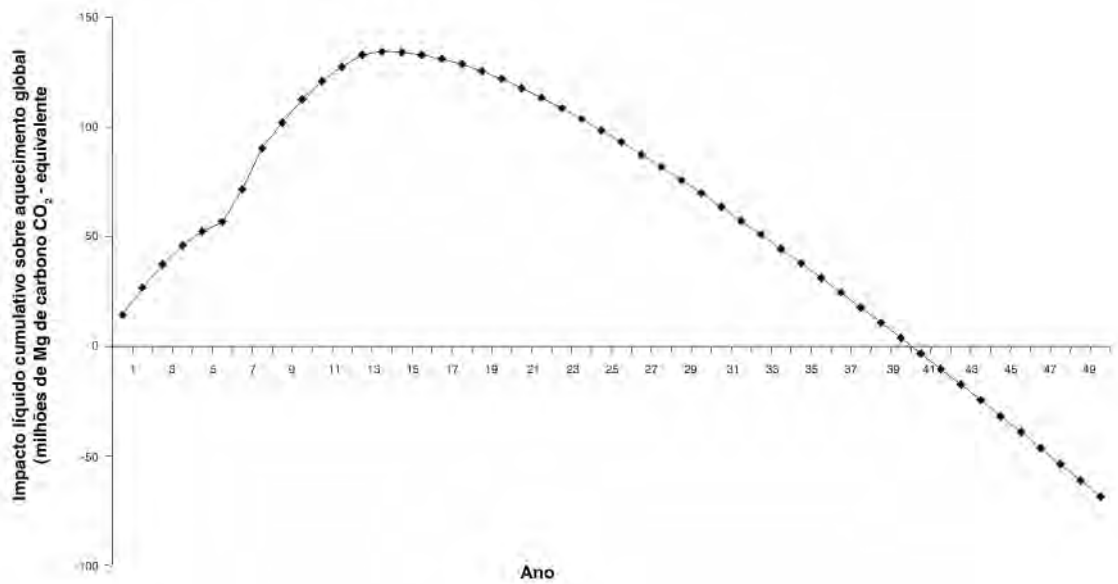


Figura 9. Emissões líquidas anuais descontadas. Em uma base anual, o complexo começa a reembolsar suas emissões iniciais depois do ano 15, independente de taxa de desconto.

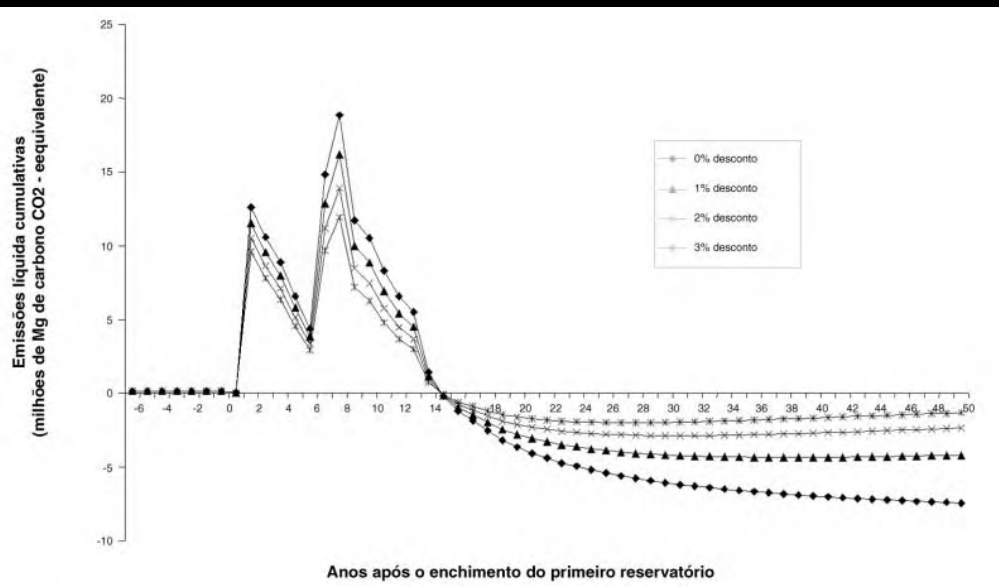


Figura 10. Emissões cumulativas descontadas. Descontando estende o tempo precisado para o complexo para conseguir um saldo positivo em termos de seu impacto acumulado.

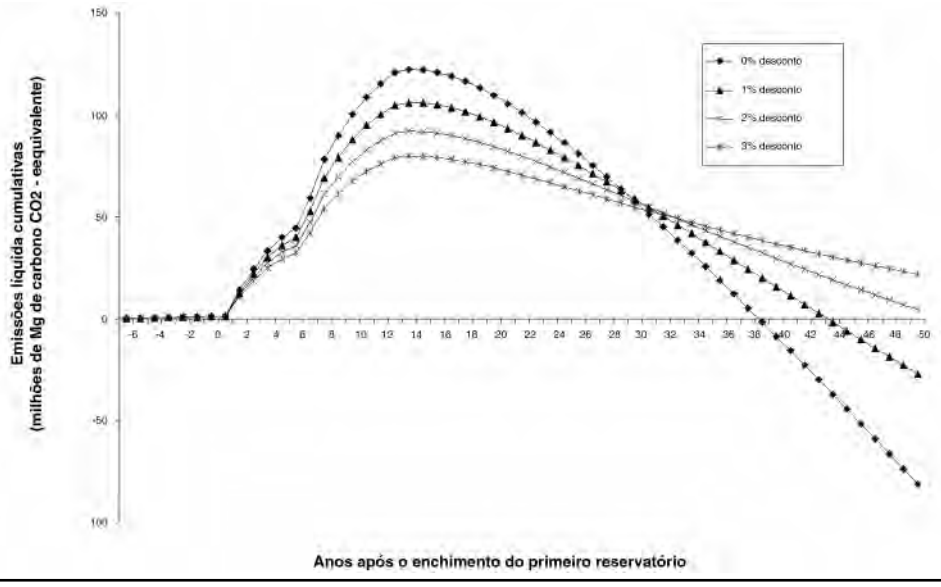
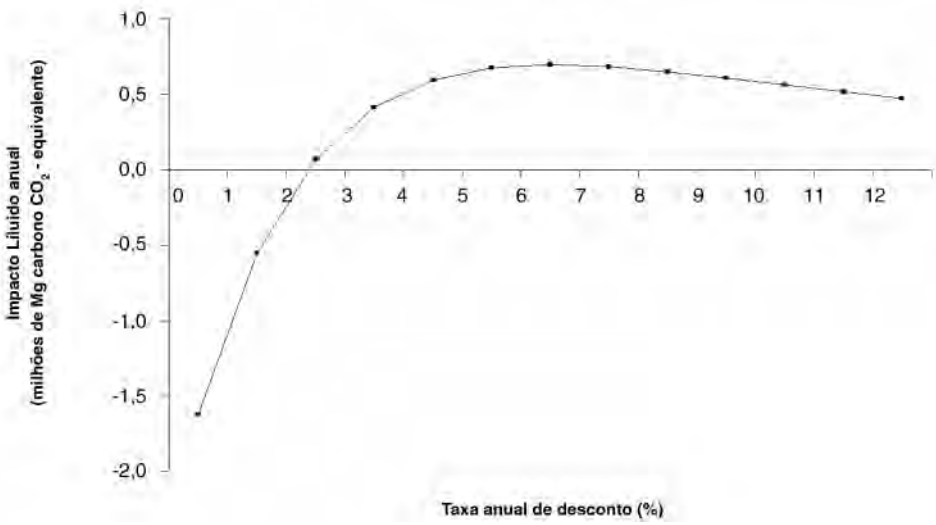


Figura 11. Efeito de taxa de desconto em emissões líquidas anuais médias ao longo de um horizonte de tempo de 50 anos. Se for usado uma taxa de desconto anual de 1,5% ou mais, o complexo tem um impacto maior sobre o efeito estufa do que a alternativa de combustível fóssil.



estas (Fearnside, 2002b,c), um contingente importante nos debates sobre a contabilidade de carbono (por exemplo, o Instituto Florestal Europeu) defende o uso das mesmas taxas de desconto para carbo no como para dinh eiro, e as análises financeiras para Belo Monte usam uma taxa de desconto de 12% para dinh eiro (Brasil, ELETRONORTE, 2002, Tomo I, pág. 6-84).

Em termos de efeito estufa, uma série de argumentos fornece uma razão para dar um valor ao tempo nos cálculos sobre emissões de gases de efeito estufa (Fearnside, 1995b, 1997b, 2002b,c; Fearnside *et al*., 2000). O efeito estufa não é um evento pontual, como uma erupção vulcânica, já que uma mud ança de temperatura seria essencialmente permanente, aumentando as probabilidades de secas e de outros impactos ambientais. Qualquer adiamento nas emissões de gases de efeito estufa , e do aumento conseqüente da temperatura, então representa um ganh o das vidas humanas e outras perdas que teriam acontecido caso contrário ao longo do período do adiamento. Isto dá para o tempo um valor que é independente de qualquer perspectiva "egoísta" da geração atual. Apesar dos benefícios de dar valor ao tempo para favorecer decisões que adiam o efeito estufa, chegar a um acordo político sobre os pesos apropriados para o tempo é extrem amente difícil. O curso de menor resistência nas primeiras rod adas de negociações sobre o Protocolo de Kyoto foi de usar um horizonte de tempo de 100 anos, sem descontar ao longo deste período, como o padrão para comparações entre os difere ntes gases de efeito estufa (*i.e.*, o potencial de aquecimento global de 21 adotado para metano). Se formulações alternativas são usadas que dão um peso ao tempo, o impacto do

complexo Belo Monte/Babaquara aumentaria, e, mais importante ainda, aumentaria o impacto de hidrelétricas comparadas a outras possíveis opções para provisão de energia.

O debate sobre provisão de energia e substituição de combustível fóssil precisa ir além de cálculos simples de combustível queimado por kWh gerado. No caso de grandes represas amazônicas, não é necessariamente verdade que, ao deixar de construir uma barragem, uma quantidade equivalente de combustível fóssil seria queimada no seu lugar. Isto porque pouco da energia gerada é usada para propósitos essenciais que seriam de difícil redução, tais como no consumo residencial e indústrias que atendem o mercado doméstico. Ao invés disso, uma porcentagem significativa e crescente da energia da rede nacional brasileira é destinada para indústrias eletrointensivas, tais como as que fabricam o alumínio. O Brasil exporta grandes quantidades de alumínio barato, e altamente subsidiado (especialmente para o Japão).

O alumínio que o Brasil exporta é beneficiado usando eletricidade de hidrelétricas que são construídas com o dinheiro dos contribuintes e consumidores residenciais brasileiros. Se menos hidrelétricas fossem construídas, o resultado provável seria diminuir o subsídio financeiro e ambiental dado ao Mundo como um todo, em lugar de continuar suprindo energia a uma indústria de exportação de alumínio com base no aumento de geração de energia a partir de combustíveis fósseis. Companhias de alumínio que atendem o mercado internacional (distinto do consumo doméstico brasileiro) teriam que se remover para outro país ou, no final das contas, teriam que produzir menos alumínio e explorar outros materiais de menor impacto. O preço do alumínio subiria para refletir o verdadeiro custo ambiental desta indústria muito esbanjadora, e o consumo global diminuiria a um nível mais baixo. Acrescentar mais uma usina hidrelétrica à rede nacional apenas posterga ligeiramente o dia quando o Brasil e o Mundo enfrentarão esta transformação fundamental. Um dia a contabilidade destes custos ambientais será feita e considerada antes de tomar decisões, tais como transações para ampliar as indústrias eletrointensivas no Brasil. A recente onda em transações industriais com a China, após uma visita presidencial àquele país em 2004, fornece um exemplo altamente pertinente. Quando são feitos acordos que demandam grandes quantidades adicionais de eletricidade, então os estudos de impacto ambiental e o processo de licenciamento para as várias barragens planejadas tendem a se tornar meros enfeites decorativos para uma série de obras predeterminadas.

X. Conclusões

O complexo hidrelétrica Belo Monte/Babaquara teria um impacto significativo sobre o efeito estufa, embora a quantidade grande de energia produzida compensaria eventualmente as emissões iniciais altas. As hipóteses usadas aqui indicam que 41 anos seriam necessários para o complexo chegar a ter um saldo positivo em termos de impacto sobre o aquecimento global no cálculo mais favorável a hidrelétricas, sem aplicação de nenhuma taxa de desconto. Apesar de incerteza alta sobre vários parâmetros fundamentais, a conclusão geral parece ser robusto. Isto é, que o complexo teria impacto significativo, e que o nível de impacto a longo prazo, embora muito mais baixo do que nos primeiros anos, seria mantido em níveis apreciáveis.

A presente análise inclui várias suposições conservadoras relativo às porcentagens de metano emitidas por caminhos diferentes. Valores mais altos para estes parâmetros estenderiam ainda mais o tempo necessário para o complexo ter um saldo positivo em termos de aquecimento global.

O impacto atribuído a represas é altamente dependente de qualquer valor dado à evolução temporal das emissões: qualquer taxa de desconto ou outro mecanismo de preferência temporal aplicado aumentaria mais o impacto calculado para hidrelétricas em comparação com geração com combustíveis fósseis. O valor de 41 anos para uma emissão de gases de efeito estufa desta magnitude é até mesmo significativo a zero desconto. O complexo Belo Monte/Babaquara não terá um saldo positivo até o final do horizonte de tempo de 50 anos com taxas de desconto anuais superiores de 1,5%.

Os casos de Belo Monte e das outras barragens do Xingu ilustram a necessidade absoluta de se considerar as interligações entre projetos diferentes de infra-estrutura e incluir estas considerações como uma condição prévia para construir ou autorizar quaisquer dos projetos. Adiar a análise dos projetos mais controversos não é uma solução.

Agradecimentos

O Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq AI 470765/01-1) e o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA PPI 1-3620) contribuíram com apoio financeiro. Agradeço a Neusa Hamada, Reinaldo Barbosa, Paulo M.L.A. Graça, Glenn Switkes e a Jadihér Assis de Oliveira pelos comentários.

Referências

LEGENDAS DAS FIGURAS

Figura 3a. Ebuliação e emissões de difusão contra concentração de metano. Dados de emissões são de Petit Saut (Galy-Lacaux et al., 1999).

Figura 3b. Ebuliação e emissões de difusão contra concentração de metano. Dados de emissões são de Petit Saut (Galy-Lacaux et al., 1999).

Figura 3c. Ebuliação e emissões de difusão contra concentração de metano. Dados de emissões são de Petit Saut (Galy-Lacaux et al., 1999).

Figura 3d. Emissões de difusão para todas as profundidades. Dados de emissões são de Petit Saut (Galy-Lacaux et al., 1999).

Figura 4a. Fontes de carbono decomposto anaerobicamente: Babaquara (Altamira) reservatório;

Figura 4b. Fontes de carbono decomposto anaerobicamente: Belo Monte Reservatório da Calha;

Figura. 4c. Fontes de carbono decomposto anaerobicamente: Belo Monte Reservatório dos Canais.

Figura 5a. Metano calculado a 30 m de profundidade: Reservatório de Babaquara (Altamira);

Figura 5b. Metano calculado a 30 m de profundidade: Belo Monte Reservatório da Calha;

Figura 5c. Metano calculado a 30 m de profundidade: Belo Monte Reservatório dos canais.

Figura 6. Emissões por caminho para o complexo Belo Monte/Babaquara (Altamira). O complexo começa a reembolsar sua dívida de emissões de gás de efeito estufa após o 15º ano depois de encher o primeiro reservatório.

Figura 8. Impacto de aquecimento globallíquido cumulativo do complexo Belo Monte/Babaquara (Altamira) (sem descontar). O complexo só consegue um saldo positivo depois de 41 anos.

Figura 9. Emissões líquidas anuais descontadas. Em uma base anual, o complexo começa a reembolsar suas emissões iniciais depois do ano 15, independente de taxa de desconto.

Figura 10. Emissões cumulativas descontadas. Descontando estende o tempo precisado para o complexo para conseguir um saldo positivo em termos de seu impacto acumulado.

Figura 11. Efeito de taxa de desconto em emissões líquidas anuais médias ao longo de um horizonte de tempo de 50 anos. Se for usado uma taxa de desconto anual de 1,5% ou mais, o complexo tem um impacto maior sobre o efeito estufa do que a alternativa de combustível fóssil.

BIBLIOGRAFIA

Albritton, D.L., R.G. Derwent, I.S.A. Isaksen, M. Lal & D.J. Wuebbles. 1995. Trace gas radiative forcing indices. p. 205-231. Em: J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, J. Bruce, Hoesung Lee, B.A. Callander, E. Haites, N. Harris & K. Maskell (eds.), *Climate Change 1994: Radiative Forcing of Climate Change and an Evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 339 p.

Brasil, ANEEL. 2001. Descargas médias de longo período: Bacia do Amazonas-Rios Tapajós/Amazonas/Iriri/Xingu. *http:// www.aneel.gov.br/cgrh/atlas/subbac/sub18_f.jpg*.

Brasil, ELETROBRÁS & DNAEE. 1997. *Instruções para Estudos de Viabilidade de Aproveitamentos Hidrelétricos*. Centrais Elétricas do Brasil (ELETROBRÁS) & Departamento Nacional de Água e Energia Elétrica (DNAEE), Brasília, DF, Brasil.

Brasil, ELETRONORTE. 1987a. Esclarecimento Público: Usina Hidrelétrica Balbina. Modulo 1, Setembro 1987. Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (ELETRONORTE), Brasília, DF, Brasil. 4 p.

Brasil, ELETRONORTE, 1987b. *UHE Balbina: Enchimento do Reservatório, Considerações Gerais*. BAL-39-2735-RE. Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (ELETRONORTE), Brasília, DF, Brasil. 12 p. + anexos.

Brasil, ELETRONORTE. 2002. *Complexo Hidrelétrico Belo Monte: Estudos De Viabilidade, Relatório Final*. Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (ELETRONORTE), Brasília, DF, Brasil. 8 vols.

Brasil, ELETRONORTE. nd. [C. 1988]. The Altamira Hydroelectric Complex. Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (ELETRONORTE), Brasília, DF, Brasil. 16 p.

Brasil, ELETRONORTE. nd. [C. 1989]. Altamira.txt. Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (ELETRONORTE), Brasília, DF, Brasil. 6 p. (disponível de: Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas-UNICAMP, Campinas, SP, Brasil).

Brasil, ELETRONORTE. s/d[C. 2002]a. *Complexo Hidrelétrico Belo Monte: Estudo de Impacto Ambiental- E I A. Versão preliminar*. Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (ELETRONORTE), Brasília, DF, Brasil. 6 vols.

Brasil, ELETRONORTE. s/d[C. 2002]b. CHE Belo Monte – Estudos de Viabilidade. Localização geral de obras, infraestrutura, acessos e rede de distribuição de energia. Ilustração 232, BEL-V 10-100-0024 R-0. Map scale: 1:200,000. Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (ELETRONORTE), Brasília, DF, Brasil.

Brasil, MME-CCPESE. 2002. *Plano Decenal de Expansão 2003-2012: Sumário Executivo*. Ministério das Minas e Energia, Comité Coordinador do Planejamento da Expansão dos Sistemas Elétricas (MME-CCPESE), Brasília, DF, Brasil. 75 p.

Brown, S. & A.E. Lugo. 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. *Interciencia* 17(1): 8-18.

da Cruz, P.T. 1996. *100 Barragens Brasileiras: Casos Históricos, Materiais de Construção, Projeto*. Oficina de Texto, São Paulo, SP, Brasil. 648 p.

de Lima, I.B.T. 2002. *Emissão de metano em reservatórios hidrelétricos amazônicos através de leis de potência*. Ph.D. thesis in nuclear energy, Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, SP, Brasil. 108 p.

de Lima, I.B.T., R.L. Victoria, E.M.L.M. Novo, B.J. Feigl, M.V.R. Ballester & J.M.

Omero. 2002. Methane, carbon dioxide and nitrous oxide emissions from two Amazonian reservoirs during high water table. *Verhandlungen International Vereinigung für Limnologie* 28(1): 438-442.

de Miranda, E.E., J.R. de Miranda & P.F. dos Santos. 1988. Efeitos ecológicos das barragens do Xingu: Uma avaliação preliminar. p. 83-102 Em: L.A.O. Santos & L.M.M. de Andrade (eds.) *As Hidrelétricas do Xingu e os Povos Indígenas*. Comissão Pró-Índio de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil. 196 p.

Dones, R. & U. Gantner. 1996. Greenhouse gas emissions from hydropower full energy chain in Switzerland. Em: *Assessment of Greenhouse Gas Emissions from the Full Energy Chain for Hydropower, Nuclear Power and Other Energy Sources. Papers Presented at an IAEA Advisory Group Meeting Jointly Organized by Hydro-Québec and the International Atomic Energy Agency, Hydro-Québec Headquarters, Montreal (Canada) 12-14 March 1996*. IAEA, Vienna, Aústria. Paginação irregular.

Dumestre, J.F., J. Guezenec, C. Galy-Lacaux, R. Delmas, S.A. Richard & L. Labroue. 1999. Influence of light intensity on methanotrophic bacterial activity in Petit-Saut reservoir, French Guiana. *Applied and Environmental Microbiology* 65(2): 534-539.

Fearnside, P.M. 1989. Brazil's Balbina Dam: Environment versus the legacy of the pharaohs in Amazonia. *Environmental Management* 13(4): 401-423.

Fearnside, P.M. 1990. *A Hidrelétrica de Balbina: O Faraonismo Irreversível versus o Meio Ambiente na Amazônia*. Instituto de Antropologia Meio-Ambiente (IAMÁ), São Paulo, SP, Brasil. 63 p.

Fearnside, P.M. 1995a. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of 'greenhouse' gases. *Environmental Conservation* 22(1): 7-19.

Fearnside, P.M. 1995b. Global warming response options in Brazil's forest sector: Comparison of project-level costs and benefits. *Biomass and Bioenergy* 8(5): 309-322.

Fearnside, P.M. 1996a. Hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: Response to Rosa, Schaeffer & dos Santos. *Environmental Conservation* 23(2): 105-108.

Fearnside, P.M. 1996b. Amazonia and global warming: Annual balance of greenhouse gas emissions from land-use change in Brazil's Amazon region. p. 606-617 Em: J. Levine (ed.), *Biomass Burning and Global Change. Volume 2: Biomass Burning in South America, Southeast Asia and Temperate and Boreal Ecosystems and the Oil Fires of Kuwait*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts, E.U.A. 902 p.

Fearnside, P.M. 1997a. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 90(1): 59-89.

Fearnside, P.M. 1997b. Greenhouse-gas emissions from Amazonian hydroelectric reservoirs: The example of Brazil's Tucuruí Dam as compared to fossil fuel alternatives. *Environmental Conservation* 24(1): 64-75.

Fearnside, P.M. 2000. Global warming and tropical land-use change: Greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change* 46(1-2): 115-158.

Fearnside, P.M. 2001. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Management* 27(3): 377-396.

Fearnside, P.M. 2002a. Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications. *Water, Air and Soil Pollution* 133(1-4): 69-96.

Fearnside, P.M. 2002b. Time preference in global warming calculations: A proposal for a unified index. *Ecological Economics* 41: 21-31.

Fearnside, P.M. 2002c. Why a 100-year time horizon should be used for global warming mitigation calculations. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 7(1): 19-30.

Fearnside, P.M. 2004. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams: Controversies provide a springboard for rethinking a supposedly "clean" energy source, *Climatic Change* (no prelo).

Fearnside, P.M. s/d. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environmental Management* (no prelo).

Fearnside, P.M., D.A. Lashof & P. Moura-Costa. 2000. Accounting for time in mitigating global warming through land-use change and forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 5(3): 239-270.

Fearnside, P.M., N. Leal Filho & F.M. Fernandes. 1993. Rainforest burning and the global carbon budget: Biomass, combustion efficiency and charcoal formation in the Brazilian Amazon'. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)* 98(D9): 16.733-16.743.

Furch, K. & W.J. Junk. 1992. Nutrient dynamics of submersed decomposing Amazonian herbaceous plant species *Paspalum fasciculatum* and *Echinochloa polystachya*. *Revue D'Hydrobiologie Tropicale* 25(2): 75-85.

Furch, K. & W.J. Junk. 1997. The chemical compostion, food value, and decomposition of herbaceous plants, leaves, and leaf litter of floodplain forests. p. 187-205. Em: W.J. Junk (ed.) *The Central Amazon Floodplain – Ecology of a Pulsing System*. Springer-Verlag, Heidelberg, Alemanha. 525 p.

Gagnon, L. 2002. The International Rivers Network statement on GHG emissions from reservoirs, a case of misleading science. International Hydropower Association, Sutton, Surrey, REINO UNIDO. (*http:// www.hydropower.org/DownLoads/ GHG-Reply-IRN-2002-v10.pdf*).

Galy-Lacaux, C., R. Delmas, C. Jambert, J.-F. Dumestre, L. Labroue, S. Richard & P. Gosse. 1997. Gaseous emissions and oxygen consumption in hydroelectric dams: A case study in French Guyana. *Global Biogeochemical Cycles* 11(4): 471-483.

Galy-Lacaux, C., R. Delmas, J. Kouadio, S. Richard & P. Gosse. 1999. Long-term greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical forest regions. *Global Biogeochemical Cycles* 13(2): 503-517.

IHA. s/d[*C*. 2002]. Greenhouse gas emissions from reservoirs. International Hydropower Association (IHA), Sutton, Surrey, Reino Unido. 2 p. http:// www.hydropower.org/ Down Loads/Emissions%20from%20 reservoirs.pdf.

Ikusima, I. 1980. The adventive spread of submerged macrophytes in Lake Biwa, Japan. p. 855-860 Em: J.I. Furtado (ed.) *Tropical Ecology and Development: Proceedings of the 5th International Symposium of Tropical Ecology, 16 21 April 1979, Kuala Lumpur, Malaysia*. International Society for Tropical Ecology (ISTE), Kuala Lumpur, Malásia. 1.383 p.

Indriunas, L. 1998. "FHC inaugura obras em viagem ao Pará". *Folha de São Paulo*. 14 de julho de 1998, p. 1-17.

IRN. 2002. *Flooding the Land, Warming the Earth: Greenhouse Gas Emissions from Dams*. International Rivers Network (IRN), Berkeley, California, E.U.A. 18 p.

Jordan, C.T. & C. Uhl. 1978. Biomass of a "tierra firme" forest of the Amazon Basin. *Oecologia Plantarum* 13(4): 387 400.

Junk, W.J. & K. Furch. 1991. Nutrient dynamics in Amazonian floodplains: Decomposition of herbaceous plants in aquatic and terrestrial environments. *Verhandlungen International Vereinigung für Limnologie* 24: 2.080-2.084.

Junk, W.J. & M.T.F. Piedade. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. Em: W.J. Junk (ed.) *The Central Amazon Floodplain – Ecology of a Pulsing System*. Springer-Verlag, Heidelberg, Alemanha. 525 p.

Junk, W.J., B.A. Robertson, A.J. Darwich & I. Vieira. 1981. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa hidrelétrica na Amazônia Central. *Acta Amazonica* 11**:** 689-716.

Klinge, H. 1973. Biomasa y materia orgánica del suelo en el ecosistema de la pluviselva centro-amazónico. *Acta Científica Venezolana* 24: 174-181.

Klinge, H. & W.A. Rodrigues. 1973. Biomass estimation in a central Amazonian rain forest. *Acta Cientifica Venezolana* 24: 225-237.

Maceira, M.E.P. & J.M. Damázio. nd. Analysis of the streamflow record extension for the Xingu River at Babaquara. Electrical Power Research Center – CEPEL, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. (*http:// www.unesco.org.uy/phi/libros/manaos/3.html*)**.**

Martius, C., P.M. Fearnside, A.G. Bandeira & R. Wassmann. 1996. Deforestation and methane release from termites in Amazonia. *Chemosphere* 33(3): 517-536.

Martius, C., R. Wassmann, U. Thein, A.G. Bandeira, H. Rennenberg, W. Junk & W. Seiler. 1993. Methane emission from wood-feeding termites in Amazonia. *Chemosphere* 26 (1-4)**:** 623-632.

McCulloch, M. & J. Vadgama. 2003. *Life-cycle evaluation of GHG emissions and land change related to selected power generation options in Manitoba.* Project 256-001, Pembina Institute for Äppropriate Development, Calgary, Älberta, Canadá. 51 p. http://www.pembina.org.

Melack, J. & B.R. Forsberg. 2001. Biogeochemistry of Amazon floodplain lakes and associated watersheds. p. 235-274 Em: M.E. McClain, R.L. Victoria & J.E. Richey (eds.) *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. Oxford University Press, New York, E.U.A. 365 p.

Melack, J.M. & L.L. Hess. 2004. Remote sensing of wetlands on a global scale. *SILnews*, No. 42: 1-5. *http:// www.limnology.org/news/silnews42.pdf*

Mori, S. A. & P. Becker. 1991. Flooding affects survival of Lecythidaceae in terra firme forest near Manaus, Brazil. *Biotropica* 23: 87-90.

Paiva, M.P. 1977. *The Environmental Impact of Man Made Lakes in the Amazonian Region of Brazil.* Centrais Elétricas Brasileiras S.A. (ELETROBRÁS), Diretoria de Coordenação, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 69 p.

Peisajovich, A., A. Chamberland & L. Gagnon. 1996. Greenhouse gases from full energy cycle of northern hydroelectricity (preliminary assessment of production and transportation). Em*: Assessment of Greenhouse Gas Emissions from theFull EnergyChain for Hydropower, Nuclear Power and Other Energy Sources. Papers Presented at an IAEA Advisory Group Meeting Jointly Organized by Hydro-Québec and the International Atomic Energy Agency, Hydro-Québec Headquarters, Montreal (Canada) 12-14 March 1996* . IAEA, Vienna, Aústria. Paginação irregular.

Pinto, L.F. 2002. *Hidrelétricas na Amazônia: Predestinação, Fatalidade ou Engodo?* Edição Jornal Pessoal, Belém, Pará, Brasil. 124 p.

Potter, C.S., E.A. Davidson & L.V. Verchot. 1996. Estimation of global biogeochemical controls and seasonality on soil methane consumption. *Chemosphere* 32: 2.219-2.246.

Ramaswamy, V. & 40 others. 2001. Radiative forcing of climate change. p. 349-416 Em: Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.G., Noguer, M., Van der Linden, R.J. & Xiausu, D. (eds.). *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 944 p.

Revilla Cardenas, J.D. 1987. *Relatório: Levantamento e Análise da Fitomassa da UHE de Kararaô, Rio Xingú*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazonas, Brasil.

Revilla Cardenas, J.D. 1988. *Relatório: Levantamento e Análise da Fitomassa da UHE de Babaquara, Rio Xingú*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazonas, Brasil.

Rosa, L.P., M.A. dos Santos, J.G. Tundisi & B.M. Sikar. 1997. Measurements of greenhouse gas emissions in Samuel, Tucuruí and Balbina Dams. p. 41-55 Em: L.P. Rosa & M.A. dos Santos (eds.), *Hydropower Plants and Greenhouse Gas Emissions.* Coordenação dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Rosa, L.P., R. Schaeffer & M.A dos Santos. 1996. Are hydroelectric dams in the Brazilian Amazon significant sources of 'greenhouse' gases? *Environmental Conservation* 23(2): 2-6.

Rosa, L.P., B.M. Sikar, M.A. dos Santos & E. M. Sikar. 2002. *Emissões de dióxido de carbono e de methano pelos reservatórios hidrelétricos brasileiros. Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicos de Gases de Efeito Estufa. Relatórios de Referência.* Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia (COPPE). Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), Brasília, DF, Brasil. 119 p. *http:// www.mct.gov.br/clima/comunic_old/pdf/metano_p.pdf*

Rosenqvest, A., B.R. Forsberg, T.P. Pimentel, Y.A. Rausch & J.E. Richey. 2002. The use of spacebourne radar data to model inundation patterns and trace gas emissions in the Central Amazon floodplain. *International Journal of Remote Sensing* 7: 1303-1328.

Schimel, D. & 75 others. 1996. Radiative forcing of climate change. p. 65-131. Em: J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg & K. Maskell (eds.) *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 572 p.

Seva, O. 1990. Works on the great bend of the Xingu—A historic trauma? p. 19-35 Em: L.A.O. Santos & L.M.M. de Andrade (eds.) *Hydroelectric Dams on Brazil's Xingu River and Indigenous Peoples.* Cultural Survival Report 30. Cultural Survival, Cambridge, Massachusetts, E.U.A. 192 p.

Trumbore, S.E., G. Bonani & W. Wölfli. 1990. The rates of carbon cycling in several soils from AMS ^{14}C measurements of fractionated soil organic matter. p. 407-414 Em: A.F. Bouman (ed.) Soils and the Greenhouse Effect. John Wiley & Sons, New York, E.U.A. 575 p.

Van de Vate, J.F. 1995. The IAEA investigations into studies on comparative assessment of FENCH emissions of GHGs of different energy sources: An update. *Assessment of Greenhouse Gas Emission from the Full Energy Chain for Nuclear Power and Other Energy Sources. IAEA, Vienna. 26-28 September 1995*. International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna, Aústria. Paginação irregular.

Verchot, L.V., E.A. Davidson, J.H. Cattânio, I.L. Akerman, H.E. Erickson, & M. Keller. 1999. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. *Global BioGeochemical Cycles* 13(1): 31-46.

Vieira, I. 1982. *Aspectos Sinecológicos da Ictiofauna de Curuá-Úna, Represa Hidroelétrica da Amazônia Brasileira*. "Livre docencia" thesis in biology, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. 107 p.

Walker, I., R. Miyai & M.D.A.de Melo. 1999. Observations on aquatic macrophyte dynamics in the reservoir of the Balbina hydroelectric powerplant, Amazonas state, Brazil. *Acta Amazonica* 29: 243-265.

Wassmann, R. & C. Martius. 1997. Methane emissions from the Amazon floodplain. p.137-143. Em: W.J. Junk (ed.) *The Central Amazon Floodplain – Ecology of a Pulsing System.* Springer-Verlag, Heidelberg, Alemanha. 525 p.

Capítulo 8

Hidrelétricas planejadas no rio Xingu como fontes de gases do efeito estufa: Belo Monte (Kararaô) e Altamira (Babaquara)

Philip M. Fearnside

Resumo

Calcular as emissões de gases de efeito estufa de barragens hidrelétricas é importante no processo de tomada de decisão em investimentos públicos nas várias opções para geração e conservação de energia elétrica. A proposta da hidrelétrica de Belo Monte (antigamente Kararaô) e sua contrapartida rio acima, a hidrelétrica de Altamira (mais conhecida por seu nome anterior: Babaquara), está no centro das controvérsias sobre como deveriam ser calculadas as emissões de gases de efeito estufa de represas. A hidrelétrica de Belo Monte por si só teria uma área de reservatório pequena (440 km^2) e capacidade instalada grande (11.181,3 MW), mas a represa de Babaquara que regularizaria a vazão do rio Xingu (aumentando assim a geração de energia de Belo Monte) inundaria uma vasta área (6.140 km^2).

Está previsto que, em cada ano, o nível d'água em Babaquara vai variar em 23 m, expondo assim repetidamente uma área de 3.580 km^2 (a zona de deplecionamento) a uma vegetação herbácea, de fácil decomposição, que cresceria rapidamente. Esta vegetação se decomporia a cada ano no fundo do reservatório quando o nível d'água sobe, produzindo metano. O metano oriundo da vegetação da zona de deplecionamento representa uma fonte permanente deste gás de efeito estufa, diferente do grande pulso de emissão oriunda da decomposição dos estoques iniciais de carbono no solo e nas folhas e liteira (serapilheira ou foliço) da floresta original. As turbinas e vertedouros puxam água de níveis abaixo do termoclino, isto é, da barreira de estratificação por temperatura que isola a água do fundo do reservatório, rica em metano, da camada superficial que está em contato com o ar. Quando a água do fundo emerge das turbinas e dos vertedouros, grande parte da sua carga de metano dissolvido é liberado para a atmosfera. O gás carbônico oriundo da decomposição da parte superior das árvores da floresta inundada, que fica acima d'água, representa outra fonte significativa de emissão de gás de efeito estufa nos primeiros anos depois da formação de um reservatório.

Belo Monte e Babaquara representam um desafio ao ainda principiante sistema brasileiro de avaliação de impacto ambiental e licenciamento de obras. O procedimento atual considera cada projeto de infra-estrutura isoladamente, em lugar de avaliar a gama completa de impactos que o conjunto como um todo provocaria. Neste caso, as características excepcionalmente favoráveis da primeira barragem (Belo Monte) são altamente enganadoras como indicações das conseqüências ambientais de uma decisão para construir aquela obra. Os impactos principais serão provocados pelos reservatórios muito maiores rio acima, começando pelo de Babaquara e, possivelmente, outras quatro represas planejadas na bacia do Xingu, que inundariam grandes áreas de floresta tropical e terra indígena, além de emitir gases de efeito estufa.

A presente análise indica que o complexo Belo Monte/Babaquara não teria um saldo positivo, em termos de emissões de gases de efeito estufa,

comparado ao gás natural, até 41 anos após o enchimento da primeira represa. Isto, na forma de cálculo mais favorável para hidrelétricas, com zero de desconto para os impactos no aquecimento global, essencialmente como se o impacto pesado nos primeiros anos fosse um empréstimo sem juros. A aplicação de qualquer taxa de desconto acima de 1,5% ao ano resulta no complexo não ter um saldo positivo, comparado ao gás natural, até o final do horizonte de tempo de 50 anos usado no Brasil em avaliações de projetos propostos de energia. O impacto sobre o aquecimento global de represas é uma indicação da necessidade de o País reavaliar as suas políticas atuais, que alocam grandes quantias de energia da rede nacional para uma indústria subsidiada de exportação de alumínio.

I. O Rio Xingu e as Barragens mais Controversas da Amazônia

A proposta da hidrelétrica de Belo Monte, no rio Xingu (um afluente do rio Amazonas no Estado do Pará), é o foco de intensa controvérsia devido à magnitude e à natureza dos seus impactos. A hidrelétrica de Belo Monte ficou conhecida pela ameaça que representa aos povos indígenas por facilitar uma série de represas planejadas rio acima em áreas indígenas. O impacto de Belo Monte sobre o efeito estufa provém das represas rio acima, projetadas para aumentar substancialmente a produção elétrica de Belo Monte e para regularizar a vazão do rio Xingu, altamente sazonal. O reservatório de Belo Monte é pequeno relativamente à capacidade de suas duas casas de força, mas os cinco reservatórios rio acima seriam grandes, até mesmo pelos padrões amazônicos. O maior desses reservatórios é a represa de Babaquara, recentemente renomeada de "Altamira", num esforço aparentemente com o propósito de escapar do ônus da crítica que os planos para Babaquara atraíram ao longo das últimas duas décadas (o inventário inicial para a obra começou em outubro de 1975).

"Barrageiros" ou construtores de barragens representam uma subcultura distinta na sociedade brasileira (veja Fearnside, 1989, 1990). A barragem de Belo Monte tem um lugar especial na cultura dos barrageiros. Um dos engenheiros envolvidos no planejamento da barragem explicou a natureza especial da obra assim: "Deus só faz um lugar como Belo Monte de vez em quando. Este lugar foi feito para uma barragem". Com 87,5 m de queda e uma vazão média de 7.851 m^3/segundo (média no período de 1931 a 2000), outro local como Belo Monte é difícil de se encontrar. Apesar da variação sazonal alta no fluxo d'água, que diminui o potencial de energia que o local (por si só) pode oferece, a questão principal levantada pela hidrelétrica de Belo Monte é mais profunda que os impactos diretos no local do reservatório: é o sistema pelo qual as decisões sobre construção de barragens acontecem. Em um Brasil ideal, Belo Monte poderia produzir, pelo menos em grande parte, os benefícios que seus promotores retratam. Mas no Brasil real de hoje, em lugar disso, a obra levaria a impactos sociais e ambientais desastrosos em troca do pouco benefício para a população brasileira. A existência de Belo Monte forneceria a justificativa técnica para a construção de represas rio acima que inundariam vastas áreas de terra indígena, praticamente todas sob floresta tropical, em troca de subsidiar os lucros de companhias de alumínio multinacionais que empregam pouca mão-de-obra no Brasil (veja outros capítulos neste volume).

A hidrelétrica de Belo Monte propriamente dita é apenas a "ponta do iceberg" do impacto do projeto. O impacto principal vem da cadeia de represas rio acima, presumindo que o embalo político começado pela Belo Monte aniquilasse o sistema de licenciamento ambiental, ainda frágil, do Brasil. Este é o quadro provável da situação para a maioria dos observadores não ligados à indústria hidrelétrica. Das represas rio acima, o reservatório de Babaquara, com duas vezes a área inundada da barragem de Balbina, seria o primeiro a ser criado. Autoridades do setor elétrico se esforçam para separar o projeto Belo Monte propriamente dito do seu impacto principal, que é o de incentivar as megabarragens planejadas a montante.

Embora estudos iniciais, completados em 1989, tenham analisado o projeto para Belo Monte com inclusão dos benefícios da regularização da vazão por represas rio acima, a dificuldade em obter uma aprovação rápida logo ficou patente às autoridades do setor elétrico. A exigência de um estudo de impacto ambiental (EIA) no Brasil entrou em vigor em janeiro de 1986, e a constituição federal de outubro de 1988 estipulou a exigência de aprovação pelo Congresso Nacional para projetos que inundam áreas indígenas. Um estudo novo foi elaborado, então, para Belo Monte sem a presunção da regularização da vazão por represas a montante. O estudo revisado (atual) afirma:

"O estudo energético em questão considera apenas a existência do Complexo Hidrelétrico Belo Monte no rio Xingu, o que acarreta que o mesmo não aufira qualquer benefício de regularização a montante. Embora os estudos de inventário hidrelétrico do rio Xingu realizados no final da década

de 70 tivessem identificado 5 aproveitamentos hidrelétricos a montante de Belo Monte, optou-se por não considerá-los nas avaliações aqui desenvolvidas, em virtude da necessidade de reavaliação deste inventário sob uma nova ótica econômica e sócio-ambiental. Frisa-se, porém, que a implantação de qualquer empreendimento hidrelétrico com reservatório de regularização a montante de Belo Monte aumentará o conteúdo energético dessa usina". (Brasil, ELETRONORTE. s/d [C. 2002]a, p. 6-82).

Em outras palavras, embora uma decisão política tenha sido tomada para restringir a análise oficial somente à Belo Monte como uma conveniência necessária para obter a aprovação do projeto, as vantagens técnicas de construir também as represas rio acima (especialmente Babaquara) permanecem as mesmas. Na realidade, nem a ELETRONORTE nem qualquer outra autoridade governamental prometeram deixar de construir essas barragens, mas apenas adiar uma decisão sobre elas. Este é o ponto crucial do problema.

Todo mundo já ouviu o provérbio do "camelo-na-barraca": um beduíno acampado no deserto pode ser tentado a deixar o seu camelo pôr a cabeça dentro da barraca, à noite, para se proteger de uma tempestade de areia. Mas ao acordar na manhã seguinte, com certeza o homem encontrará o camelo de corpo inteiro dentro da barraca. Esta é exatamente a situação com Belo Monte: uma vez que a Belo Monte comece, nós, provavelmente, vamos acordar e encontrar Babaquara já instalada.

O enredo do "camelo-na-barraca" já aconteceu com projetos da ELETRONORTE em pelo menos duas ocasiões paralelas. A primeira ocorreu durante o enchimento do reservatório de Balbina. Em setembro de 1987, menos de um mês antes do começo do enchimento do reservatório, a ELETRONORTE emitiu um "esclarecimento público" declarando que o reservatório seria enchido somente até a cota de 46 m sobre o nível médio do mar (abaixo do nível originalmente planejado de 50 m). Uma série de estudos ambientais seria realizada durante vários anos para monitorar a qualidade da água antes de tomar uma decisão separada sobre o enchimento do reservatório até a cota de 50 m (Brasil, ELETRONORTE, 1987a). Porém, quando o nível d'água alcançou a cota de 46 m, o processo de enchimento não parou durante um único segundo para os estudos ambientais planejados, e o enchimento continuou sem interrupção até a cota de 50 m e até mesmo além deste nível (veja Fearnside, 1989, 1990). Na realidade, o plano em vigor durante todo o processo de encher a represa indicava enchimento direto até o nível de 50 m (Brasil, ELETRONORTE, 1987b). Hoje a represa é operada, sem nenhuma justificativa, com um nível máximo operacional de 51 m.

O segundo exemplo é a expansão em 4.000 W da capacidade instalada em Tucuruí (*i.e.*, Tucuruí-II). Um estudo de impacto ambiental estava sendo elaborado para o projeto de Tucuruí-II, já que a constituição brasileira de 1988 exige um EIA para qualquer hidrelétrica com 10 MW ou mais de capacidade instalada. Porém, o EIA foi truncado quando a ELETRONORTE começou a construir o projeto sem um estudo ambiental em 1998 (veja Fearnside, 2001). O raciocínio era que a obra não teria nenhum impacto ambiental porque o nível máximo operacional normal da água no reservatório permaneceria inalterado em 72 m sobre o nível médio do mar (Indriunas, 1998). No entanto, enquanto a construção estava em andamento, a decisão foi mudada discretamente para elevar o nível d'água até 74 m, como era o plano original. A represa está sendo operada neste nível desde 2002, também sem justificativa.

Essa estratégia também é percebida para Belo Monte. O estudo de viabilidade admite que

"...os serviços de infra-estrutura (acessos, canteiros, sistema de transmissão, vila residencial, alojamentos) terão início tão logo a sua licença de instalação seja aprovada, o que deve ocorrer separadamente da aprovação da licença para as obras civis principais, no decorrer do denominado ano "zero"de obra." (Brasil, ELETRONORTE, 2002, Tomo II, p. 8-155).

Isto significa que o estudo ambiental e o processo de licenciamento para a barragem de Belo Monte são vistos como uma mera formalidade burocrática para legalizar uma decisão que já foi tomada. Se o licenciamento ambiental fosse visto como uma contribuição essencial à própria decisão sobre se o projeto deveria ou não ir adiante, então não haveria razão para começar o trabalho de infra-estrutura complementar enquanto o projeto principal (a barragem) continua sob consideração.

Estes exemplos são indicações pouco favoráveis para o futuro do Xingu. Eles sugerem que, embora as autoridades possam dizer agora o que bem quiserem sobre planos para Belo Monte operar com uma única barragem, quando, no decorrer do tempo chegar a hora para começar o trabalho na segunda barragem (Babaquara), é provável que a obra vá adiante de qualquer maneira. Isto significa que os impactos de represas a montante devem ser considerados, e, se estes impactos forem julgados inaceitáveis, então qualquer decisão para construir Belo Monte deve ser acompanhada de um mecanismo confiável para garantir que as barragens rio acima não serão construídas.

Se a Belo Monte é realmente economicamente viável sem Babaquara, como afirma a ELETRONORTE, isto não diminuiria o perigo da história se desdobrar para produzir os desastres ambientais e sociais implícitos no esquema de Babaquara. Isto porque, depois da conclusão de Belo Monte, o processo de tomada de decisão sobre a construção de Babaquara seria dominado por argumentos de que a Babaquara seria altamente lucrativa como meio de aumentar o potencial elétrico de Belo Monte.

Porém, a Belo Monte poderia conduzir a um resultado diferente. Antes de se decidir sobre a construção de Belo Monte, o sistema de tomada de decisão sobre barragens hidrelétricas deve ser mudado radicalmente. Devem ser enfrentadas as perguntas básicas sobre o que é feito com a energia, assim como também a questão de quanta energia realmente é necessária. O governo brasileiro deveria deixar de encorajar a expansão de indústrias intensivas de energia. Além disso, estas indústrias, especialmente a de alumínio, deveriam ser fortemente penalizadas, cobrando-as pelo dano ambiental que o uso intensivo de energia implica. Ademais, o governo brasileiro precisa desenvolver uma base institucional confiável, por meio da qual um compromisso possa ser feito para não se construir nenhuma das barragens planejadas a montante de Belo Monte. Devido à série de precedentes na história recente de construção de barragens no Brasil, onde o resultado oposto aconteceu, uma estrutura institucional requereria alguns testes reais antes de ganhar credibilidade adequada para controlar um caso como Belo Monte, onde as tentações para voltar atrás em qualquer promessa desse tipo são extraordinariamente poderosas. Esperar a evolução das instituições ambientais para poder lidar com a Belo Monte não implica a perda do seu potencial futuro: se nenhuma barragem for construída no local de Belo Monte nos próximas anos, a opção de se construir uma barragem lá ainda permanecerá aberta.

Também são necessárias mudanças para conter o papel das empresas de construção em influenciar as prioridades de desenvolvimento no favorecimento de grandes obras de infra-estrutura. A grande atratividade que a Belo Monte tem para a comunidade de barrageiros, poderia servir, potencialmente, como um bom motivo para induzir todas estas reformulações. Porém, os perigos são múltiplos, e o risco de dar impulso à construção da Babaquara paira como uma espada pendurada em cima de todas as discussões de Belo Monte.

Entre os muitos impactos das represas a montante que devem ser avaliados, um é o papel delas na emissão de gases de efeito estufa. Na presente análise, serão apresentadas estimativas preliminares para as emissões de Belo Monte e de Babaquara. Se as outras quatro barragens planejadas forem construídas, elas teriam impactos adicionais a serem considerados.

II. Hidrelétricas e Emissões de Gases de Efeito Estufa

A Belo Monte está no centro das controvérsias em curso sobre a magnitude do impacto no aquecimento global das represas hidrelétricas e sobre a maneira apropriada deste impacto ser quantificado e considerado no processo de tomada de decisão. Quando os primeiros cálculos de emissão de gases de efeito estufa das represas existentes na Amazônia brasileira indicaram impacto significativo (Fearnside, 1995a), esta conclusão foi atacada, apresentando um caso hipotético que correspondeu à Belo Monte, com uma densidade energética de mais de 10 Watts de capacidade instalada por m^2 de área de superfície de reservatório (Rosa *et al.*, 1996). Além de a metodologia adotada provocar cálculos hipotéticos que subestimem o impacto sobre emissão de gases de efeito estufa, o problema principal é omitir as emissões da hidrelétrica de Babaquara, com 6.140 km^2 rio acima de Belo Monte (Fearnside, 1996a). Este problema básico permanece hoje, mesmo depois de muitos avanços em estimativas de emissões de gases de efeito estufa.

A área relativamente pequena da hidrelétrica de Belo Monte, sozinha, indica que as emissões de gases de efeito estufa da superfície do reservatório serão modestas, e quando estas emissões são divididas pelos 11,181 MW de capacidade instalada da barragem, o impacto parece ser baixo em comparação aos benefícios. Esta é a razão de se usar a "densidade energética" (Watts de capacidade instalada por metro quadrado de área d'água) como a medida do impacto de uma represa sobre o aquecimento global. Apresentando a Belo Monte como uma represa ideal sob uma perspectiva de aquecimento global, Luis Pinguelli Rosa e colaboradores (1996) calcularam esta relação como excedendo ligeiramente 10 W/m^2, baseado na área do reservatório originalmente planejada de 1.225 km^2 (o índice seria de 25 W/m^2 sob as mesmas hipóteses, quando considerada a área atualmente planejada de 440 km^2).

Os regulamentos do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) do Protocolo de Kyoto atualmente permitem crédito de carbono para grandes represas sem restrições, más foi proposto pelo

Árvores aprodrecendo no reservatório da hidrelétrica Tucuruí, *Miguel Chikaoka*

conselho executivo do MDL, reunindo em Buenos Aires em dezembro de 2004, que estes créditos sejam restritos a barragens com densidades energéticas de pelo menos 10 W/m² de área de reservatório (UN-FCCC, 2004, p. 4), coincidentemente a marca alcançada para Belo Monte segundo o calculo de Rosa *et al.* (1996). A possibilidade de reivindicar crédito de carbono para Belo Monte foi levantada em várias ocasiões tanto por funcionários do governo brasileiro como do Banco Mundial. Uma densidade energética tão alta quanto 10 W/m² para Belo Monte requer que esta barragem seja considerada independente da represa de Babaquara que regularizaria a vazão em Belo Monte, armazenando água rio acima. A configuração atual para as duas barragens juntas, com 11.000 + 181,3 + 6.274 = 17.455 MW de capacidade instalada, e 440 + 6.140 = 6.580 milhões de m² de área de reservatório é de 2,65 W/m² de reservatório. Isto não é muito melhor que a densidade energética de Tucuruí-I (1,86 W/m²), e muito inferior ao número mágico de 10 W/m².

No caso de Belo Monte, duas razões fazem com que este índice seja altamente enganador como medida do impacto do projeto sobre o efeito estufa. Primeiro, as emissões de superfície (que são proporcionais à área do reservatório) representam apenas uma parte do impacto de aquecimento global de projetos hidrelétricos: as quantidades de metano liberadas pela passagem da água pelas turbinas (e vertedouros) dependem muito dos volumes de água que atravessam estas estruturas. O volume deste fluxo pode ser grande, até mesmo quando a área do reservatório é pequena, como em Belo Monte. A segunda razão é que o maior impacto do projeto global é das represas rio acima. Para cumprir o papel de armazenamento e liberação da água para abastecer Belo Monte durante a estação seca, as represas a montante devem ser manejadas com a maior oscilação possível nos seus níveis d'água. Afinal de contas, se estas barragens fossem usadas "a fio d'água" (*i.e.*, sem oscilações do nível d'água no reservatório) o resultado não seria nada melhor que o rio sem a vazão regulada, do ponto de vista de aumentar a produção de Belo Monte. É esta flutuação no nível d'água que faz das represas rio acima fontes potencialmente grandes de gases de efeito estufa, especialmente a de Babaquara. É esperada uma variação no nível d'água do reservatório de Babaquara de 23 m ao longo do curso de cada ano (Brasil, ELETRONORTE, s/d. [C. 1989]). Para fins de comparação, o nível d'água no reservatório de Itaipu varia em apenas 30-40 cm. Cada vez que o nível d'água em Babaquara atingisse seu nível mínimo operacional normal, seria exposto um vasto lamaçal de 3.580 km² (aproximadamente o tamanho do reservatório de Balbina inteiro!). Vegetação herbácea, de fácil decomposição, cresceria rapidamente nesta zona, conhecida como a zona de "deplecionamento", ou de "drawdown". Quando o nível d'água subisse subseqüentemente, conseqüentemente a biomassa se decomporia no fundo do reservatório, produzindo metano.

Reservatórios são estratificados de modo térmico, com uma faixa (termoclino) tipicamente localizada de 2 a 3 m de profundidade. A temperatura da água diminui abruptamente abaixo do termoclino, e a água presa debaixo desta camada não se mistura com a água da superfície. Esta água funda (o hipolimnion) logo se torna anóxica, e a vegetação herbácea da zona de deplecionamento que se decompõe sob estas condições produz metano (CH_4) em lugar de gás carbônico (CO_2). Uma tonelada de CH_4 provoca 21 vezes mais impacto sobre o efeito estufa que uma tonelada de CO_2, se utilizamos o fator de conversão (potencial de aquecimento global, ou GWP) adotado pelo Protocolo de Kyoto (Schimel *et al.*, 1996), ou 23 vezes mais se o valor mais recente calculado pelo Painel Intergovernmental sobre Mudança do Clima (IPCC) for utilizado (Ramaswamy *et al.*, 2001, pág. 388). Por tonelada (megagrama = Mg) de carbono liberado em cada forma, CH_4 tem 7,6 vezes mais impacto, considerando o GWP de 21.

Não se acredita que a madeira nas árvores submersas seja uma fonte significativa de carbono para a produção de metano porque o tecido vegetal lignificado (madeira) decompõe-se a uma

taxa extraordinariamente lenta sob condições anaeróbicas. Árvores ainda são utilizáveis como madeira mesmo depois de permanecerem várias décadas submersas, como é mostrado pela experiência em Tucuruí onde, 20 anos depois do enchimento em 1984, a represa ainda é cena de disputas entre vários pretendentes interessados na exploração do estoque de madeira subaquática. Em contrapartida, a vegetação herbácea verde decompõe-se rapidamente, liberando assim seu estoque de carbono na forma de gases, alguns dos quais são liberados para a atmosfera.

O recrescimento da vegetação na zona de deplecionamento do reservatório, a cada ano, remove gás carbônico da atmosfera pela fotossíntese, e reemite o carbono na forma de metano quando a vegetação é inundada. O reservatório age, então, como uma verdadeira fábrica de metano, convertendo continuamente o CO_2 em CH_4. A fonte de carbono da inundação anual da zona de deplecionamento é permanente, diferente do carbono da liteira fina, folhas e carbono instável (lábil) orgânico do solo da floresta original. Estes estoques de carbono se decompõem durante os primeiros anos depois do enchimento do reservatório. Tapetes de macrófitas (plantas aquáticas), outra fonte de biomassa facilmente decomposta, diminuem a níveis reduzidos quando a fertilidade da água alcançar um equilíbrio mais baixo depois de esgotar o pulso inicial de nutrientes que segue o enchimento do reservatório. Emissões de represas hidrelétricas são muito mais altas durante os primeiros anos, tanto de CH_4 gerado pela decomposição subaquática da biomassa herbácea do reservatório e do CO_2 oriundo da decomposição da parte acima d'água das árvores da floresta original deixada em pé no reservatório. Porém, a provisão ininterrupta de biomassa herbácea da zona de deplecionamento, e de macrófitas, garante um certo nível de emissão permanente. A vasta zona de deplecionamento de Babaquara assegura que esta fonte será significativa.

III. Características das Barragens de Belo Monte e Babaquara

A) Belo Monte

A configuração do reservatório de Belo Monte é altamente incomum, e os cálculos de gases de efeito estufa deveriam ser desenvolvidos especificamente para estas características. O reservatório é dividido em duas partes independentes. O "Reservatório da Calha do Rio Xingu" ocupa o curso do rio Xingu acima da barragem principal, localizada em Sítio Pimental (Figura 1). O vertedouro principal tira água deste reservatório, assim como uma pequena "casa de força complementar" (181,3 MW de capacidade instalada) que, em períodos de alta vazão, fará uso de parte da água que não pode ser usada pela casa de força principal. Quantidade maior da água será desviada a partir da lateral do Reservatório da Calha, por meio de canais de adução, até o Reservatório dos Canais, ao término do qual se encontram as tomadas d'água para as turbinas na casa de força principal (11.000 MW). O Reservatório dos Canais também dispõe de pequeno vertedouro para casos de emergência. São apresentadas as características dos reservatórios na Tabela 1.

Para abastecer as turbinas da principal casa de força, com capacidade de

Figura 1. Reservatório de Babaquara (Altamira) e Reservatórios de Belo Monte (da Calha e dos Canais).
Fontes: Babaquara: Brasil, ELETRONORTE, s/d[C. 1988]; Belo Monte: Brasil, ELETRONORTE, s/d[C. 2002]a.

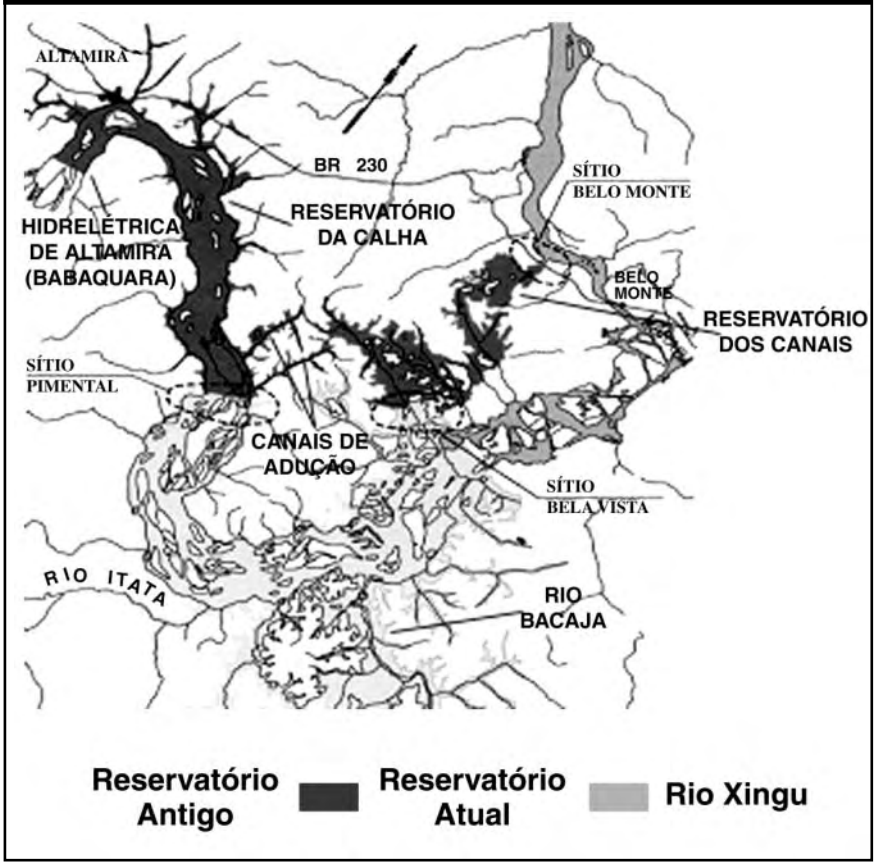


Tabela 1: Características Técnicas das Represas de Belo Monte (Kararaô) e Babaquara (Altamira)

Item	Unidades	Belo Monte (Kararaô) Reservatório da Calha	Belo Monte (Kararaô) Reservatório dos canais	Total Belo Monte	Babaquara (Altamira)	Nota
Área do reservatório no nível máximo operacional normal	km²	333	107	440	6.140	
Área do reservatório no nível mínimo operacional normal	km²	333	102	438	2.560	
Área de deplecionamento	km²	0	5	5	3.580	
Variação do nível d'água	m	0	1		23	
Volume no nível máximo operacional normal	Bilhão de m³	2,07	1,89	3,96	143,5	
Volume no nível mínimo operacional normal	Bilhão de m³	2,07	1,79	3,86	47,16	
Volume de armazenamento vivo	Bilhão de m³	0	0,11	0,11	96,34	
Profundidade média	m	6.2	17,7	9.0	23,4	
Tempo de residência média	dias	3.1	2,8	5.8	211,6	(a)
Comprimento do reservatório	km	60	87	147	564	
Comprimento do perímetro da margem	km	361	268	629	2.413	(b)
Número de turbinas	Número	7	20	27	18	
Produção de máximo por turbina	MW	25,9	550	—	348,6	
Capacidade instalada	MW	181,3	11.000	11.181,3	6.274	
Consumo de água por turbina	m³/s	253	695	—	672	
Consumo de água total	m³/s	1.771	13.900	15.671	12.096	
Vazão média	m³/s			7.851	7.851	(c)
Elevações						
Nível máximo operacional normal	m sobre o mar	97	97	—	165	
Nível mínimo operacional normal	m sobre o mar	97	96	—	142	(d)
Nivel do vertedouro	m sobre o mar	76	79,52	—	145	(e)
Nível do canal de adução	m sobre o mar	—	84	—	—	
Eixo da entrada das turbinas	m sobre o mar	80	65	—	116,5	
Outros parâmetros						
Área de drenagem	km²			447.719		
Evaporação anual	mm			1.575		
Precipitação anual	mm			1.891		
Localização	Latitude Longitude	03º 26' S 51º 56' O	3º 7' 35" S 51º 46' 30" O		3º 18' 0" S 52º 12' 30" O	

Notas

(a) Presume que toda a água é usada pela casa de força principal em Belo Monte.

(b) Presume-se que Babaquara tem a mesma a relação entre o perímetro da margem e o comprimento que em Belo Monte.

(c) Vazão é a média para 1931-2000 calculada no EIA para Belo Monte. Um vazão "sintético" mais alto de 8.041 m³/s foi calculado por Maceira & Damázio (s/d) para Babaquara.

turbinar 13.900 m^3/segundo, água entrando nos canais fluiria numa velocidade média de 7,5 km/hora num canal de 13 m de profundidade, levando aproximadamente 2,3 horas para percorrer os 17 km do Reservatório da Calha até o Reservatório dos Canais. Isto será semelhante a um rio, ao invés de um reservatório. O Reservatório dos Canais, pelo qual a água levará, em média, 1,6 dias para passar, é de uma forma talvez sem igual na história de construção de barragens. Em vez do habitual vale inundado, onde a água flui pelo reservatório que segue a topografia descendente natural de um rio e seus afluentes, a água no Reservatório dos Canais estará fluindo por uma série de vales perpendiculares à direção normal de fluxo d'água. A água passará entre cinco bacias diferentes, na medida em que atravessa os cursos dos igarapés que terão sido inundados, passando por gargalos rasos quando a água cruza cada um dos antigos interfluvios. Cada uma destas passagens, algumas das quais serão em canais escavados como parte do projeto de construção, oferecerá a oportunidade para quebrar qualquer termoclino que possa ter-se formado nos fundos de vale. É possível que só água da superfície, relativamente bem oxigenada e de baixo teor de metano, fará a passagem por estes gargalos, deixando camadas relativamente permanentes de água rica em metano no fundo de cada vale. Portanto, o Reservatório dos Canais, de 60 km de comprimento, é uma cadeia de cinco reservatórios, cada um com um diferente tempo de reposição, sistema associado de "braços mortos" e potencial para estratificação. Quando a água alcançar o trecho final antes das tomadas d'água das turbinas, permanecerá lá apenas durante um tempo curto.

B.) Babaquara

Em contraste com o volume pequeno do reservatório e tempo curto de reposição dos dois reservatórios de Belo Monte, o reservatório de Babaquara tem várias características que o fazem excepcionalmente nocivo como fonte de metano. Uma é a sua área enorme, do tamanho de Tucuruí e Balbina juntos. Outra é a área de deplecionamento extraordinariamente grande que será alternadamente inundada e exposta: 3.580 km^2 (Brasil, ELETRONORTE, s/d. [C. 1989]).

O reservatório de Babaquara é dividido em dois braços, um dos quais terá um tempo de reposição muito lento. O reservatório inundará os vales dos rios Xingu e Iriri. Medidas grosseiras das áreas do reservatório (a partir de um mapa no Brasil, ELETRONORTE, s/d. [C. 1988]) indicam que 27% da área de reservatório, aproximadamente, se encontra na bacia do rio Xingu abaixo da confluência dos dois rios, outros 27% na bacia do Xingu acima do ponto de confluência e 26% na bacia do rio Iriri. A vazão média (1976-1995) do rio Iriri é de 2.667 m^3/segundo (Brasil, ANEEL, 2001), enquanto a vazão no local da barragem de Babaquara (*i.e.*, abaixo da confluência) é de 8.041 m^3/segundo (Maceira & Damázio, s/d). Presumindo que a porção do reservatório abaixo da confluência (a porção mais próxima à represa) é três vezes mais funda, então, em média, com os outros dois segmentos, o tempo de residência no reservatório de Babaquara da água que desce o rio Xingu é de 164 dias e de 293 dias para a água que desce do rio Iriri. Embora o tempo de residência seja muito longo em ambos os casos, tempo bastante para acumular uma grande carga de metano, o tempo para a parte no Iriri quase alcança o do tempo de residência de 355 dias da notória represa de Balbina! A tremenda diferença entre Babaquara e Belo Monte, com oscilações verticais em níveis d'água que variam desde zero no Reservatório dos Canais de Belo Monte até 23 m em Babaquara, indica que um modelo explícito dos estoques de carbono e da sua decomposição é necessário, em lugar de uma extrapolação simples de medidas de concentrações de CH_4 e emissões em outras represas. O modelo desenvolvido para este propósito é descrito nas seções seguintes.

IV. Fontes de Carbono e Caminhos de Liberação de Gases de Efeito Estufa

A.) Metano

O metano produzido por decomposição subaquática pode ser liberado de vários modos. Uma é a ebulição e a difusão pela superfície do reservatório. Ebulição permite que o CH_4 atravesse a barreira do termoclino, e é altamente dependente da profundidade da água em cada ponto no reservatório, com emissões de bolhas muito maiores a profundidades mais rasas. A difusão é importante no primeiro ano, mas não depois disso; isto porque as populações bacterianas na água de superfície (epilimnion) aumentam, resultando que qualquer metano que se difunde por esta camada é oxidado para CO_2 antes de alcançar a superfície (Dumestre *et al.*, 1999; Galy-Lacaux *et al.*, 1997). As emissões de superfície também são mais altas nos primeiros anos depois do enchimento porque o estoque de carbono nas folhas e liteira de foliça da floresta original e na fração instável do carbono de solo está sendo liberado do fundo do reservatório na forma de metano. Estes estoques de carbono

iniciais diminuirão na medida em que eles são progressivamente exauridos e, nos anos posteriores, o carbono somente estará disponível de fontes renováveis, tais como as macrófitas e o recrescimento na zona de deplecionamento (assim como também o carbono do solo que entra no reservatório oriundo de erosão rio acima).

Estão faltando estudos para quantificar o papel relativo de diferentes fontes de carbono. No caso do reservatório de Petit Saut, na Guiana francesa, Galy-Lacaux *et al.* (1999) acreditam que o carbono do solo é a fonte principal nos primeiros anos. O estoque de carbono instável do solo é relativamente grande, comparado aos outros estoques de carbono facilmente degradado. O presente cálculo usa o estoque de carbono instável (hidrossolúvel) do solo de 54 Mg C/ha medido nos 60 cm superficiais de um Ultisolo amazônico típico (Trumbore *et al.*, 1990, pág. 411). Suposições relativas à taxa de decomposição dos estoques produzem um total teórico para o carbono liberado na água na forma de CH_4. Considerando o efeito de diluição pelos influxos de água para o reservatório, a quantidade de carbono que se decompõe anaerobicamente por bilhão de metros cúbicos de água pode ser calculada. Esta quantidade foi calculada para dois reservatórios existentes em áreas de floresta tropical (Petit Saut e Tucuruí) e relacionado à concentração de CH_4 na água a uma profundidade padronizada (30 m) nos mesmos reservatórios.

A quantidade de carbono que se decompõe anaerobicamente é a soma das porções que se decompõe de folhas originais e liteira de foliça, carbono instável do solo, macrófitas não encalhadas e vegetação inundada na zona de deplecionamento. A quantidade de água é o volume do reservatório ao final do mês, mais os influxos durante o mês e o mês anterior. A quantidade de carbono que se decompõe anaerobicamente (calculada de acordo com as suposições dadas acima) relacionada à concentração de CH_4 aos 30 m de profundidade é mostrada na Figura 2. Os dados de concentração são de Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.*, 1999), com a exceção do ponto extremo no lado esquerdo, com 6 mg CH_4/litro aos 30 m de profundidade, que é de Tucuruí (J.G. Tundisi, citado por Rosa *et al.*, 1997, pág. 43). A faixa de valores para a quantidade de carbono que se decompõe anaerobicamente é dividido em três segmentos para o cálculo da concentração de CH_4 aos 30 m de profundidade (equações 1-3).

Para decomposição anaeróbica = 684,4 Mg C/bilhão de m^3 de água:

$$Y = 0{,}00877\ X \qquad \text{(eq. 1)}$$

Para decomposição anaeróbica entre 684,5 e 15.000 Mg C/bilhão de m^3 de água:

$$Y = 0{,}000978\ X + 6 \qquad \text{(eq. 2)}$$

Para decomposição anaeróbica > 15.000 Mg C/bilhão de m^3 de água:

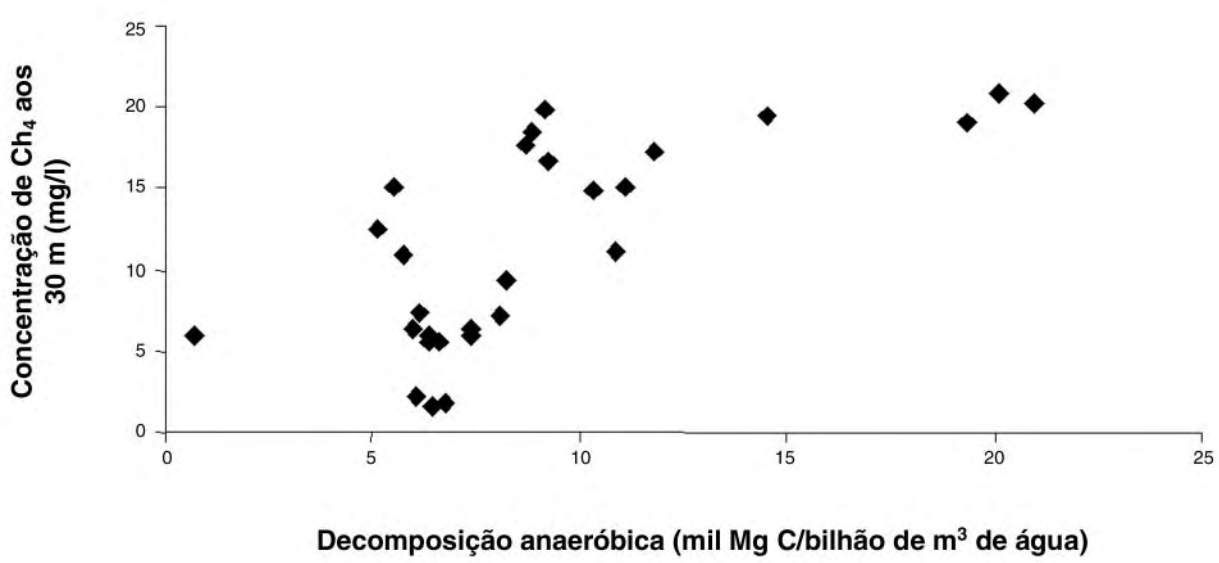
$$Y = 20 \qquad \text{(eq. 3)}$$

Onde: X = decomposição anaeróbica (Mg C/bilhão de m^3 de água)

Y = concentração de CH_4 aos 30 m de profundidade (mg/litro)

A razão entre a concentração de metano a diferentes profundidades e a concentração aos 30 metros depende da idade do reservatório, já que esta razão muda com o passar do tempo à medida

Figura 2 - Concentração de Ch_4 aos 30 m de profundidade versus Mg C/bilhão de m^3 de água



que as populações bacterianas nas águas de superfície fiquem mais capazes de degradar o metano para gás carbônico. Dados do reservatório de Samuel quando isto tinha cinco meses de idade (J.G. Tundisi, citado por Rosa *et al.*, 1997, pág. 43) são usados para representar reservatórios até 12 meses depois do enchimento; dados de Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.*, 1999) são usados para representar reservatórios do 13º até o 36º mês, e dados de Tucuruí coletados 44 meses depois do enchimento (J.G. Tundisi, citado por Rosa *et al.*, 1997, pág. 43) são usados para representar reservatórios depois do 36º mês. As razões são calculadas usando as equações na Tabela 2.

As emissões de ebulição e de difusão podem ser relacionadas à concentração de CH_4 a uma profundidade padronizada de 30 m. A Tabela 3 apresenta equações para estas emissões para água com profundidades diferentes. Estas razões resultaram das medidas em Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.*, 1999). A concentração de CH_4 prevista aos 30 m de profundidade é estreitamente relacionada às emissões de ebulição observadas em cada faixa de profundidade nos dados de Petit Saut (0-3 m, 4-6 m e 7-8 m) (Figura 3a, b e c). As emissões de difusão em Petit Saut, independente da profundidade, também são estreitamente relacionadas à concentração de CH_4 prognosticada aos 30 m (Figura 3d).

Usando os dados derivados acima, as concentrações de CH_4 em Babaquara e nos dois reservatórios de Belo Monte podem ser calculadas. A calibração da liberação de carbono calculada por decomposição anaerobica aos dados existentes sobre concentração de CH_4 em reservatórios semelhantes é importante para reduzir qualquer possível viés oriundo das presunções relativas à magnitude das taxas de decomposição dos vários estoques subaquáticos de carbono. A água que entra em um reservatório a partir de igarapés e do fluxo normal do rio, como a água que entra em Babaquara, não contém praticamente nada de CH_4, como foi mostrado pelas medidas em Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.*, 1997). No caso de Belo Monte, no entanto, a água que entra diretamente de Babaquara conterá quantidades apreciáveis de CH_4.

Presume-se que o manejo d'água em Babaquara siga uma lógica baseada em prover a quantidade máxima possível de água anualmente a Belo Monte, dentro das limitações colocadas pelo ciclo sazonal de vazões do rio, o máximo que pode ser usado pelas turbinas em Babaquara, e o volume de armazenamento vivo do reservatório. Isto resulta na esperada subida e descida anual do nível d'água. Durante cada mês ao longo de um período de 50 anos um cálculo é feito da área de zona de deplecionamento que permanece exposta durante um mês, dois meses, e assim sucessivamente até um ano, e uma categoria separada que é mantida para área de deplecionamento exposta durante mais de um ano. A área que é submersa

Tabela 2: Razão das concentrações de CH_4 em diferentes profundidades para a concentração aos 30 m de profundidade

Gama de profundidade (m)	Idade = 12 meses[a]	Idade 12,1-36 meses[b]	Idade > 36 meses [c]
0 – 0,9	0,33	0	0
1 – 1,9	0,50	0	0
2 – 4,9	0,75	0	0
5 – 9,9	0,83	0	0,34
10 – 14,9	0,67	0	0,63
15 – 19,9	0,75	0,33	0,71
20 – 24,9	0,83	0,50	0,79
25 – 29,9	0,92	0,83	0,89
30 – 30,0	1,00	1,00	1,00
≥ 31	(d)	(d)	(d)

(a) Dados do reservatório de Samuel, 5 meses depois de encher (J.G. Tundisi, citado por Rosa *et al.*, 1997, pág. 43).
(b) Dados de Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.*, 1999).
(c) Dados de Tucurui 44 meses depois de encher (J.G. Tundisi, citado por Rosa *et al.*, 1997, pág. 43).
(D) $Y = 1 + (0{,}0165 (X - 30))$ onde:
Y = Razão entre a concentração de CH_4 e a concentração aos 30 m de profundidade
X = Profundidade debaixo da superfície (m)

Figura 3a. Emissões de ebuliação para 0-3 m de profundidade

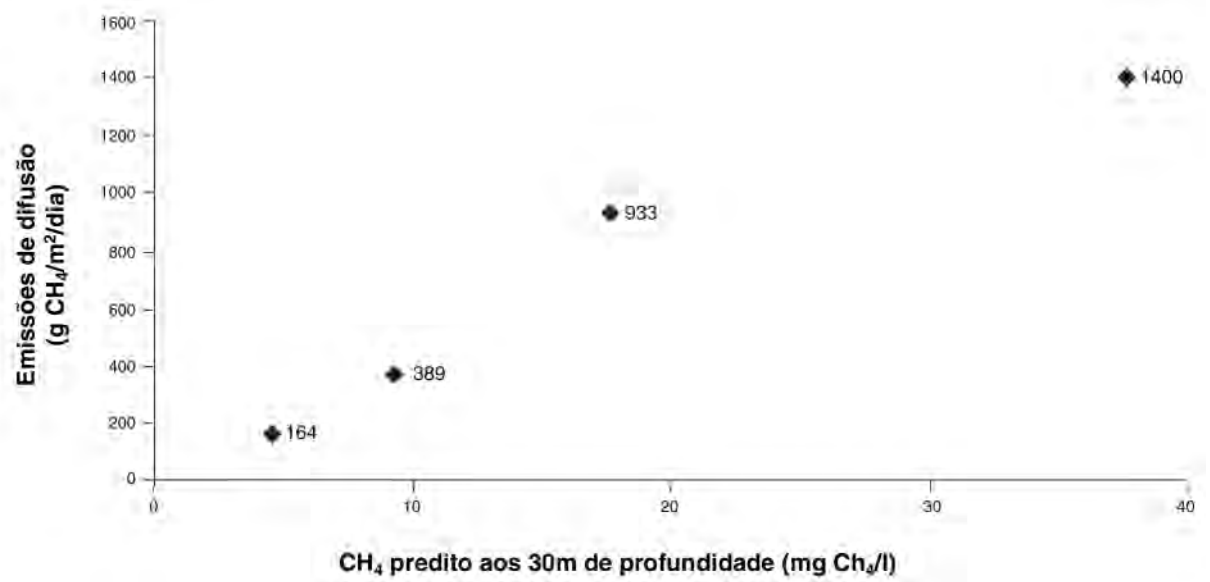


Figura 3b. Emissões de ebuliação para 4-6 m de profundidade

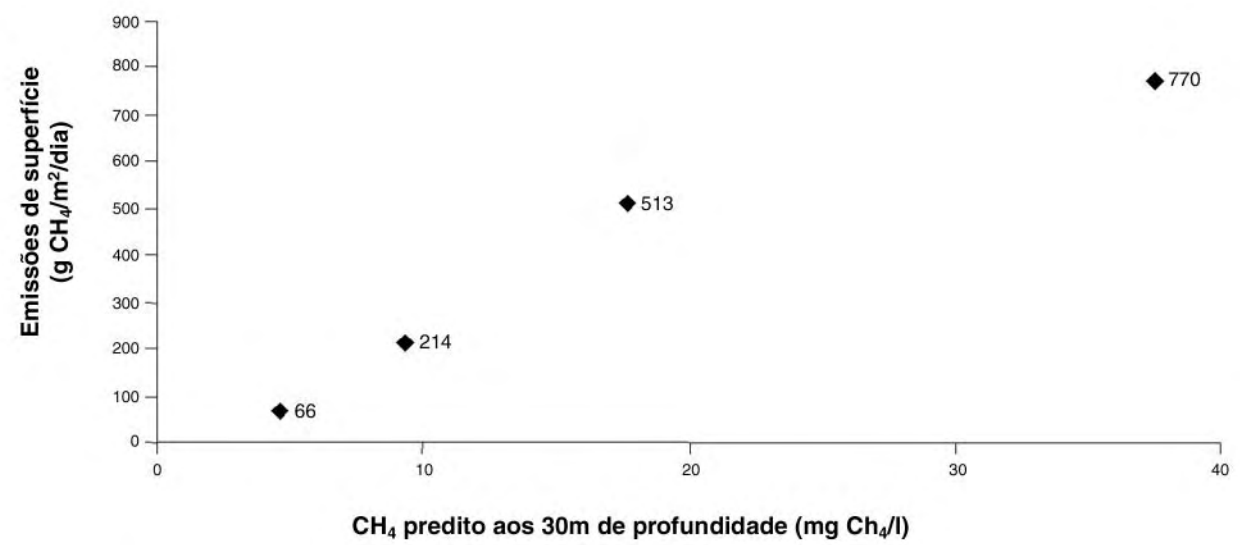


Figura 3c. Emissões de ebuliação para 7-8 m de profundidade

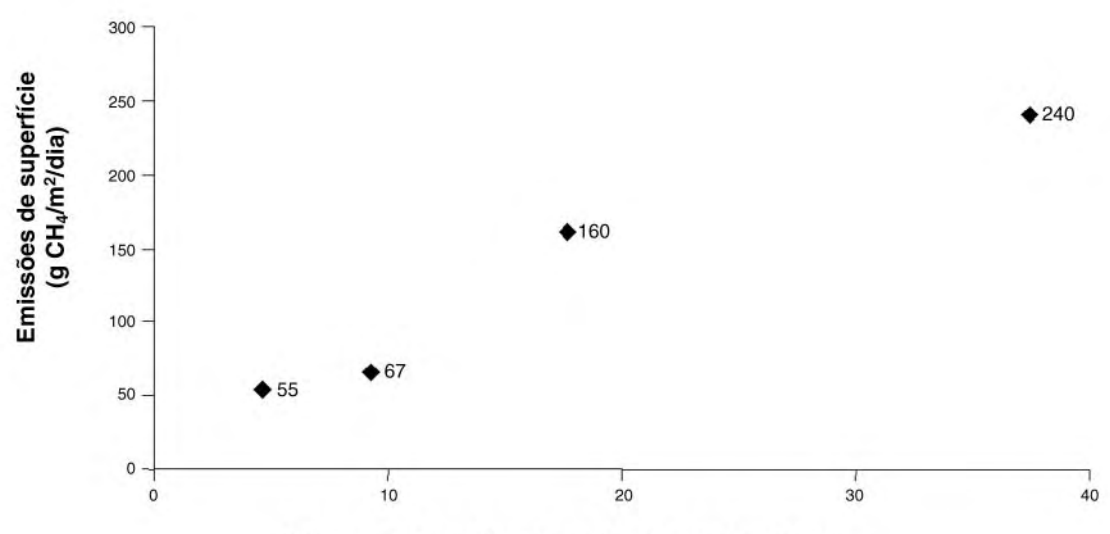


Figura 3d. Emissões de difusão

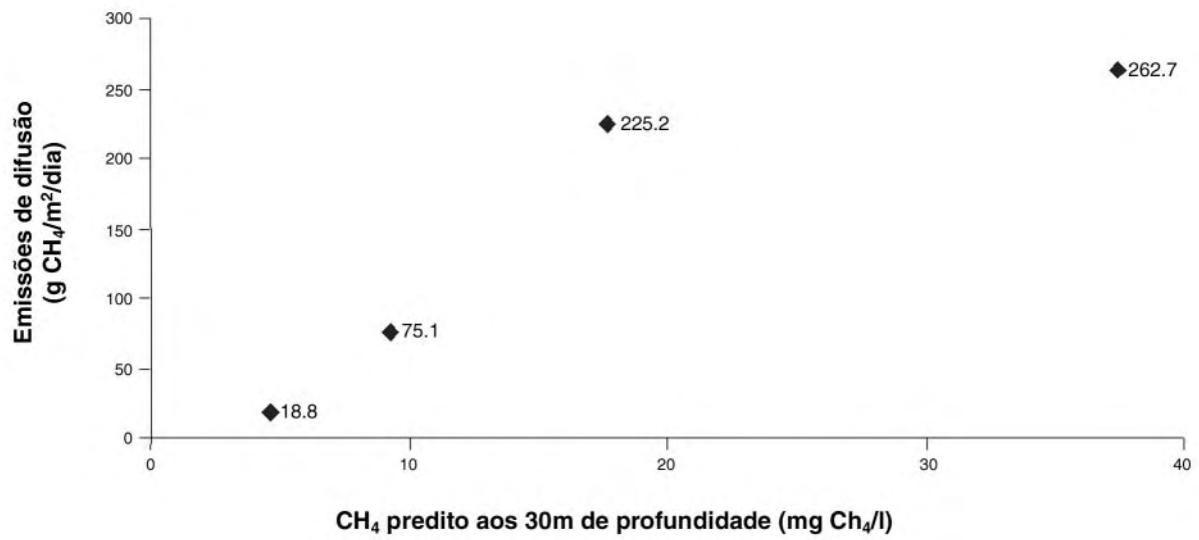


Tabela 3: Emissões ebulição e de difusão de concentração de CH_4 aos 30 m de profundidade[(a)]

Caminho de emissão	Gama de profundidade (m)	Gama de concentração de CH_4 aos 30 m de profundidade (mg/litro)	Declive	Intercepte
Ebulição	0-3 m	0-9,2	47,572	-54,214
		9,3-1,6	64,979	-216,344
		≥ 17,7	23,562	516,453
Ebulição	4-6 m	0-9,2	31,284	-77,499
		9,3-17,6	35,738	-118,989
		≥ 17,7	12,959	284,049
Ebulição	7-8 m	0-4.5	0	0
		4,6-9,2	2,468	43,680
		9,3-17,6	11,139	-37,087
		≥ 17,7	4,039	88,535
Difusão	Todas as profundidades	0-9,2	11,909	-35,860
		9,3-17,6	17,917	-91,822
		≥ 17,7	1,895	191,656

(a) Y = m X + b ; onde: Y = Emissão de CH_4 (mg/m^2/dia) ; X = Concentração de CH_4 aos 30 m de profundidade (mg/litro) e m = Declive b = Intercepte

em cada classe de idade é calculada durante cada mês. Isto permite um cálculo da quantia de biomassa herbácea que é inundada, baseado em suposições relativas à taxa de crescimento da vegetação na zona de deplecionamento. A categoria para vegetação com mais de um ano de idade contém biomassa menos macia, já que o crescimento depois do primeiro ano é, em grande parte, alocado à produção de madeira, em lugar de tecidos mais macios (a biomassa de folhas da floresta é usada para esta categoria).

Macrófitas são uma fonte importante de biomassa macia, facilmente decomposta. As populações destas plantas aquáticas aumentam com exuberância para cobrir uma parte significativa de um reservatório novo, como acontecido em Brokopondo, no Suriname (Paiva, 1977), Curuá-Una, no Pará (Junk *et al.*, 1981), Tucuruí, no Pará (de Lima, 2002), Balbina, no Amazonas (Walker *et al.*, 1999), e Samuel, em Rondônia (Fearnside, s/d-a). Imagens do satélite LANDSAT indicam que as macrófitas em Tucuruí cobriram 40% da superfície do reservatório dois anos depois do enchimento, diminuindo subseqüentemente a 10% depois de uma década (de Lima *et al.*, 2002). Baseado em monitoramento em Samuel e Tucuruí, Ivan Tavares de Lima (2002) desenvolveu uma equação (eq. 4) para descrever a evolução da cobertura de macrófitas, que é usada na presente análise:

$$Y = 0{,}2\ X^{-0{,}5} \qquad \text{(eq. 4)}$$

onde:

X = anos desde o enchimento

Y = a fração do reservatório coberta por macrófitas.

As macrófitas morrem a uma determinada taxa no reservatório e a biomassa morta afunda. Em lagos de várzea, a mortalidade das macrófitas resulta em uma reposição da biomassa 2-3 vezes por ano (Melack & Forsberg, 2001, pág. 248). O ponto central desta faixa (4,8 meses) implica que 14,4% da biomassa de macrófita morrem em cada mês. Esta taxa foi adotada para mortalidade de macrófita nos reservatórios. Além desta mortalidade, é encalhada uma parte da biomassa de macrófita quando o nível da água desce. Porque os ventos prevalecentes (que sopram de leste para oeste) empurrem as macrófitas flutuantes contra apenas uma margem, uma parte do tapete de plantas flutuantes necessariamente é posicionada onde será encalhada sempre que o nível d'água desce. As quantidades envolvidas são impressionantes, como é evidente em Tucuruí (veja Fearnside, 2001). Porque as macrófitas concentram-se ao longo de apenas uma margem do reservatório, somente a metade da zona de deplecionamento é considerada na computação das áreas de macrófitas encalhadas. Quando encalhadas, as macrófitas morrem e decompõem-se aerobicamente. No entanto, se o nível d'água sobe novamente antes do processo de decomposição ser completado, o estoque de carbono remanescente em macrófitas encalhadas é acrescentada ao estoque de carbono subaquático que pode produzir metano. Aqui se presume que, se uma área estiver exposta durante apenas um mês, então a metade das macrófitas encalhadas ainda estará presente quando estas áreas forem reinundadas.

A cobertura de macrófitas em reservatórios amazônicos sofre uma sucessão regular de espécies, começando com *Eicchornia* e terminando com *Salvinia*, como aconteceu em Curuá-Una (Vieira, 1982) e Balbina (Walker *et al.*, 1999). *Eicchornia* e outras espécies que predominam nos primeiros anos têm significativamente mais biomassa por hectare que *Salvinia*. Em Balbina a substituição de macrófitas de biomassa alta por *Salvina* aconteceu entre o sétimo e o oitavo ano depois do enchimento (Walker *et al.*, 1999, pág. 252). Nos presentes cálculos presume-se que a troca para *Salvinia* acontece sete anos depois de enchimento do reservatório para as represas do Xingu. Macrófitas flutuantes como *Eicchornia* e *Salvinia* são muito comuns em reservatórios, mas algumas espécies enraizadas também ocorrem.

Presume-se que a biomassa de macrófitas é de 11,1 Mg/ha de peso seco durante os primeiros seis anos, baseado em um tapete de *Eicchornia* mensurado em Lago Mirití, um lago de várzea perto de Manacapuru, Amazonas (P.M. Fearnside, dados não publicados). Para comparação, em lagos de várzea, espécies de *Oryza* tiveram 9-10 Mg/ha de peso seco, enquanto *Pasalum* teve 10-20 Mg/ha (T.R. Fisher, D. Engle & R. Doyle, dados inéditos citados por Melack & Forsberg, 2001, pág. 248). Em outra medida em lagos de várzea (onde a disponibilidade nutrientes é maior como nas represas no Xingu), nove medidas de macrófitas enraizadas na várzea depois de aproximadamente três meses de crescimento resultaram em uma média de 5,7 Mg/ha de biomassa seca (DP=1,7, variação=3,2-8,7) (Junk & Piedade, 1997, pág. 170). O valor presumido de 11,1 Mg/ha nas represas do Xingu está na faixa para biomassa de macrófitas flutuantes e submersas em outras partes do mundo. Por exemplo, as macrófitas submersas em Lago Biwa, no Japão tem 7-10 Mg/ha de biomassa seca (Ikusima, 1980, pág. 856).

Depois que a transição para *Salvina* acontece, a biomassa por hectare de macrófitas é mais baixa. O valor de biomassa usado no cálculo é de 1,5 Mg/ha de peso seco que é a biomassa de tapetes de *Salvinia auriculata* (Junk & Piedade, 1997, pág. 169).

O metano da água que é presa debaixo do termoclino será exportado dos reservatórios na água puxada pelas turbinas e pelo vertedouro. Esta é uma característica de represas hidrelétricas, completamente diferente dos corpos d'água naturais, tais como lagos de várzea, que são fontes globalmente significativas de CH_4 apenas com emissões de superfície. Abrir as entradas para as turbinas e para o vertedouro é como tirar a tampa do ralo em uma banheira: a água é tirada do fundo, ou pelo menos da porção mais funda (hipolimnion) do reservatório. Debaixo do termoclino a concentração de CH_4 aumenta à medida que se desce na coluna d'água. Uma observação importante de Petit Saut é que, dentro de um mesmo reservatório, a concentração de CH_4, em qualquer determinado ponto é aproximadamente constante a qualquer dada profundidade abaixo da superfície, independente da profundidade até o fundo do local em questão (Galy-Lacaux *et al.*, 1997). A presente análise calcula para cada mês a profundidade abaixo da superfície do vertedouro e das entradas da turbina, para então calcular a concentração de CH_4 correspondente na água liberada por estas estruturas.

À medida que se desce pela coluna d'água, a pressão aumenta e a temperatura diminui. Ambos

efeitos agem para aumentar a concentração de CH_4 a profundidades maiores. Pela Lei de Henry, a solubilidade de um gás é diretamente proporcional à pressão, enquanto o Princípio de Le Chatelier reza que a solubilidade de um gás é inversamente proporcional à temperatura. Embora ambos os efeitos sejam importantes, o efeito da pressão predomina (Fearnside, 2004). A pressão é quase cinco atmosferas aos 48 m de profundidade da entrada das turbinas no nível operacional normal em Babaquara. Quando a água emergir das turbinas, a pressão cai imediatamente para uma atmosfera. São liberados gases dissolvidos quando a pressão cair, da mesma maneira que bolhas de CO_2 emergem imediatamente quando se abre uma garrafa de Coca Cola. A queda de pressão quando uma garrafa de Coca Cola é aberta é muito menor que a queda de pressão quando a água emerge das turbinas de uma hidrelétrica, a liberação de gases é ainda mais rápida na hidrelétrica. A facilidade com que cada gás sai da solução é determinada pelo constante da Lei de Henry do gás. Essa constante é mais alta para CH_4 do que para CO_2, fazendo com que, também por esta razão, o metano seja liberado mais prontamente que as bolhas de gás carbônico de uma garrafa de Coca Cola. Em Petit Saut, por exemplo, a água que entrava nas turbinas em 1995 apresentava uma razão de CO_2 para CH_4 de 9:1, mas no ar na nuvem imediatamente abaixo da barragem, a relação era de 1:1, significando assim que, proporcionalmente, muito mais metano dissolvido é liberado (Galy-Lacaux *et al.*, 1997).

A fração do CH_4 dissolvido que é liberado no transcurso da água pelo vertedouro e pelas turbinas dependerá da configuração destas estruturas. No caso do vertedouro em Babaquara, a queda de 48 m depois de emergir das comportas (Tabela 1) deveria garantir uma liberação praticamente completa. No caso das turbinas, porém, alguma parte do conteúdo de CH_4 provavelmente será repassada para o reservatório de Belo Monte, imediatamente a jusante de Babaquara. O reservatório de Belo Monte é planejado para chegar até o pé da barragem de Babaquara, fazendo com que seja injetada a água que emerge das turbinas de Babaquara diretamente no reservatório de Belo Monte, em lugar de fluir em um trecho de rio normal antes de entrar no reservatório. Como a água puxada do fundo da coluna d'água do reservatório de Babaquara estará a baixa temperatura, provavelmente afundará imediatamente no hipolimnion uma vez que entra diretamente no reservatório de Belo Monte. Seu conteúdo de CH_4 seria, então, parcialmente preservado, e estaria sujeito a liberação quando a água emergir posteriormente das turbinas de Belo Monte.

B) Gás carbônico

Diferente do metano, o gás carbônico é tirado da atmosfera pela fotossíntese quando as plantas crescem. Portanto, o CO_2 liberado pela decomposição de biomassa herbácea que cresce no reservatório e na sua zona de deplecionamento não pode ser contado como um impacto no aquecimento global, já que este CO_2 está sendo apenas reciclado, repetidamente, entre a biomassa e a atmosfera. A biomassa nas árvores da floresta que foram mortas quando o reservatório foi criado é uma questão diferente, e o CO_2 que elas liberam constitui um impacto líquido sobre o efeito estufa. Somente a porção acima d'água desta biomassa se decompõe a uma taxa apreciável.

A biomassa de madeira acima d'água é modelada em algum detalhe, baseado no que é conhecido a partir da experiência em Balbina (que foi enchido ao longo do período 1987-1989). Os troncos das árvores se partem no ponto atingido pelo nível alto da água, deixando tocos projetando fora da água quando o nível decai. Até oito anos depois de ser inundadas, aproximadamente 50% das árvores de e ≥ 25 cm de diâmetro e 90% das árvores de < 25 cm de diâmetro tinham-se partidos (Walker *et al.*, 1999). Além disso, os galhos continuamente caem das árvores em pé. Aproximadamente 40% das árvores de terra firme flutuam em água (veja Fearnside, 1997a). As árvores que se afundam permanecem onde elas estão, seja na zona permanentemente inundada ou nas áreas mais rasas que estão periodicamente expostas na zona de deplecionamento. Os troncos que flutuam são empurrados pelo vento e pelas ondas até a margem e serão expostas à decomposição aeróbia na zona de deplecionamento quando o nível d'água descer. São calculados os estoques e as taxas de decomposição para cada categoria. A decomposição aeróbica contribui para a emissão de CO_2 da biomassa acima da água. Parâmetros para a dinâmica e decomposição aeróbica da biomassa acima d'água são apresentados na Tabela 4.

As emissões de biomassa acima d'água consideradas aqui são conservadoras por duas razões. Uma é que elas estão baseadas na vazão média do rio em cada mês e na suposição de que o manejo da água respeite o limite do nível mínimo normal previsto para o reservatório. Nenhuma consideração foi feita quanto à possibilidade de que o nível da água poderia ser abaixado além deste nível

Tabela 4: Parâmetros para a emissão gases da biomassa acima da água no reservatório de Babaquara

Parâmetro	Valor	Unidades	Fonte
Fração acima do solo	0,759		Fearnside 1997b, pág. 337
Profundidade médio de zona de água de superfície	1	metro	Suposição, baseado em deterioração de madeira comercial,
Taxa de decomposição de folhas na zona sazonalmente inundada	-0,5	Fração/ano	Suposição.
Taxa de decomposição acima d'água (0-4 anos)	-0,1680	Fração/ano	Presumido mesmo como floresta derrubada (Fearnside, 1996b, pág, 611)
Taxa de decomposição acima d'água (5-7 anos)	-0,1841	Fração/ano	Presumido mesmo como floresta derrubada (Fearnside, 1996b, pág, 611)
Taxa de decomposição acima d'água (8-10 anos)	-0,0848	Fração/ano	Presumido mesmo como floresta derrubada (Fearnside, 1996b, pág. 611)
Taxa de decomposição acima d'água (>10 anos)	-0,0987	Fração/ano	Presumido mesmo como floresta derrubada (Fearnside, 1996b, pág, 611)
Conteúdo de carbono de madeira	0,50		Fearnside *et al.*, 1993
Biomassa total médio de floresta a Babaquara	244	Mg/ha	Revilla Cardenas (1988) para biomassa acima do solo; Fração acima do solo como acima.
Profundidade de água médio ao nível mínimo operacional normal	18,4	metros	A 142 m sobre o mar
Profundidade de água médio ao nível operacional normal	23,4	metros	A 165 m sobre o mar
Biomassa inicial presente: folhas	4,1	Mg/ha	Calculado de biomassa total e de Fearnside (1995a, pág. 12), 13.77 De Revilla-Cardenas, 1988, pp. 75 & 77
Biomassa inicial presente: madeira acima d'água	138,8	Mg/ha	Calculado de biomassa total e de Fearnside (1995a, pág. 12),
Biomassa inicial presente: debaixo do solo	58,8	Mg/ha	Calculado de biomassa total e de Fearnside (1995a, pág. 12),
Liberação de metano por térmitas em floresta	0,687	kg CH_4/ha/ano	Martius *et al.*, 1996, pág. 527
Liberação de metano por térmitas em biomassa acima d'água por Mg C se deteriorado por térmitas	0,0023	Mg CH_4	Martius *et al.*, 1993
Por cento de decomposição mediado por térmitas acima do nível d'água máximo operacional normal	4,23	%	Martius *et al.* 1996, pág. 527 para biomassa derrubada
Por cento de decomposição mediado por térmitas abaixo da linha d'água do nível máximo operacional normal	0	%	Baseado em Walker *et al.*, 1999.
Área total do reservatório ao nível operacional normal	6.140	km^2	
Área do leito fluvial	136	km^2	Revilla-Cardenas, 1988, pág. 87
Área desmatada antes de inundar (zona de inundação permanente)	0	km^2	
Área total de floresta inundada	6.004	km^2	Calculado por diferença
Área de floresta original na zona de inundação permanente	2.424	km^2	Área da zona, menos o leito fluvial e a área previamente desmatada
Área de floresta original de zona de deplecionamento	3.580	km^2	Calculado por diferença de área de floresta de total

Tabela 4: Parâmetros para a emissão gases da biomassa acima da água no reservatório de Babaquara (cont.)

Parâmetro	Valor	Unidades	Fonte
Taxa de quebra de troncos na altura da linha d'água para árvores > 25 cm DAP	0,063	Fração do estoque original/ano	Baseado em Walker *et al.*, 1999, pág. 245
Taxa de troncos que quebram na linha de água para árvores < 25 cm DAP	0,113	Fração do estoque original/ano	Baseado em Walker *et al.*, 1999, pág. 245
Taxa de queda de galhos (e presumida queda de troncos acima do primeiro galho)	0,094	Fração do estoque original/ano	Baseado em Walker *et al.*, 1999, pág. 245
Por cento da biomassa acima do solo de madeira viva em galhos e tronco acima do primeiro galho	30,2	%	Fearnside, 1995a, pág. 12 baseado em Klinge & Rodrigues, 1973
Por cento da biomassa de madeira acima do solo em troncos	69,8	%	Fearnside, 1995a, pág. 12 baseado em Klinge & Rodrigues, 1973
Por cento de biomassa de tronco > 25 cm DAP	66,0	%	Calculado abaixo
10-25 cm DAP como por cento de biomassa de fuste total em árvores vivos > 10 cm DAP	22	%	Brown & Lugo, 1992,
0-10 cm DAP como por cento de biomassa vivo total acima do solo	12	%	Jordan & Uhl, 1978,
Bole como por cento de Biomassa de sobre-chão ao vivo total em árvores ao vivo > 10 cm DAP	57,47	%	Baseado em fator de expansão de biomassa de 1,74 para bole biomassa > 190 Mg/ha em árvores ao vivo > 10 cm DAP (Brown e Lugo, 1992).
Biomassa viva acima do solo < 10 cm DAP	22,2	Mg/ha	Calculado a partir de informações acima
Galhos como porcentagem de biomassa de fuste viva	51,4	%	Baseado em Brown & Lugo, 1992
Biomassa de filial	55,9	Mg/ha	Calculado a partir de informações acima
Biomassa acima do solo de floresta	185,3	Mg/ha	Calculado de total e fração acima do solo
Sobre-chão Biomassa de madeira ao vivo	155,5	Mg/ha	Total-folhas-morto
Sobre-chão Biomassa de madeira morto	25,6	Mg/ha	Klinge, 1973, pág. 179
Biomassa de bole ao vivo	108,6	Mg/ha	Aporcionamento baseado em Brown & Lugo, 1992
Biomassa de fuste vivo 10-25 cm DAP	23,9	Mg/ha	Aporcionamento baseado em Brown & Lugo, 1992
Biomassa de fuste vivo < 10 cm DAP	13,0	Mg/ha	Jordan & Uhl,1978
Biomassa de fuste vivo 0-25 cm DAP	36,9	Mg/ha	Somado de acima
Biomassa de fuste vivo > 25 cm DAP	71,7	Mg/ha	Partioning baseado em Brown & Lugo, 1992
Biomassa de fuste vivo: acima da linha d'água	96,4	Mg/ha	Distribuição vertical interpolou de Klinge & Rodrigues, 1973,
Biomassa de fuste vivo: 0-25 cm DAP: acima da linha d'água	32,8	Mg/ha	Distribuição vertical interpolou de Klinge & Rodrigues, 1973,
Biomassa de fuste vivo: > 25 cm DAP: acima da linha d'água	63,6	Mg/ha	Distribuição vertical interpolou de Klinge & Rodrigues, 1973,
Fração das árvores que flutuam	0,4	Fração	Richard Bruce, comunicação pessoal, 1993; veja Fearnside, 1997a, pág., 61
Fração de filiais originais em árvores restantes que caem por ano	0,094	Fração	Calculado de Walker *et al.*, 1999.
Fração médio de área de drawdown de ano expôs	0,5	Fração	Estimativa aproximada baseado no nivel do reservatório em 2000 em Balbina.

mínimo em anos extremamente secos, como em eventos de El Niño. A outra suposição conservadora é que a biomassa na zona de deplecionamento nunca se queima. Queimar é um evento ocasional, mas afeta quantidades significativas de biomassa quando isso acontecer. Durante a seca do El Niño de 1997-1998, os reservatórios de Balbina e de Samuel atingiram cotas muito inferiores aos níveis de operação oficialmente tidos como "mínimos", e áreas grandes das zonas de deplecionamento expandidas se queimaram. Embora seja provável que tais emissões às vezes acontecerão em Babaquara, elas não foram considerados nesta análise.

Outra fonte de emissões é de árvores perto da margem do reservatório, mortas quando o lençol d'água sobe e alcança as suas raízes. Em Balbina, uma faixa de árvores mortas é evidente ao redor da margem do reservatório (Walker *et al.*, 1999). Porque o formato do contorno da margem é extremamente tortuoso e inclui as margens das muitas ilhas criadas pelo reservatório, esta faixa de mortalidade da floresta afeta uma área significativa. As árvores mortas se decompõem, liberando CO_2, e, ao longo de um período de décadas, uma floresta secundária se desenvolve (com uma absorção de carbono). A presente análise presume que a mortalidade é de 90% na faixa até 50 m além da margem do reservatório e de 70% na faixa entre 50 a 100 m dessa margem. A decomposição segue o mesmo curso que em áreas derrubadas para agricultura, e presume-se que a floresta secundária cresça à mesma taxa que as capoeiras em pousios de agricultura itinerante (Fearnside, 2000).

V. Emissões de Ecossistema de Pre-represa

As emissões dos ecossistemas presentes antes das represas serem construídas devem ser deduzidas das emissões das represas para se ter uma avaliação justa do impacto líquido do desenvolvimento hidrelétrico. A idéia de que as florestas inundadas pelos reservatórios têm emissões naturais grandes de gases de efeito estufa foi um dos principais componentes do ataque que a indústria hidrelétrica montou contra estudos que indicam emissões altas das represas hidrelétricas. Quando os primeiros estudos indicaram que a hidrelétrica de Balbina emitiu mais do que seria liberado produzindo a mesma quantidade de eletricidade a partir de combustíveis fósseis (Fearnside, 1995a), a Associação Nacional de Hidrelétricas dos EUA (USNHA) reagiu com a declaração:

"É uma asneira e é muito exagero ... O metano é produzido bastante substancialmente na floresta tropical e ninguém sugere cortar a floresta tropical."

Esta declaração de Karolyn Wolf (porta-voz da USNHA) ilustra bem a veemência com que se resistiu a este assunto (veja IRN, 2002). A Hydro-Québec foi mais longe ao afirmar que as emissões grandes de ecossistemas de várzea nas áreas inundadas por represas hidrelétricas poderiam fazer com que o impacto líquido destes projetos fosse um "assunto de soma zero" (Gagnon, 2002). Infelizmente, um exame destes argumentos indica o contrário, apontando para uma emissão líquida substancial das represas hidrelétricas. Babaquara ilustra bem isto, e vale a pena examinar este caso em algum detalhe.

As áreas dos ecossistemas naturalmente inundados e não inundados são apresentadas na Tabela 5. Os tipos de floresta sazonalmente inundados são considerados como pertencendo à "área inundada". No entanto, isto pode representar uma superestimativa da extensão verdadeira "área inundada", sendo que imagens de radar do Satélite de Recursos da Terra Japonês (JERS) indicam que praticamente nada da área do reservatório planejado tem inundação abaixo da cobertura da floresta (veja Melack & Hess, 2004). No entanto, deveria ser lembrado que lagos temporários ao longo dos rios Xingu e Iriri existem: mapas analisados por de Miranda *et al.* (1988, pág. 88) indicam de 28 a 52 lagos na área a ser inundada por Babaquara, dependendo do mapa usado na análise.

Os parâmetros para emissões de metano pela floresta não inundada (floresta de terra firme) são apresentados na Tabela 6. Estes indicam um efeito mínimo sobre o metano, com a perda de um sumidouro pequeno no solo quando inundado. Emissões de óxido nitroso (N_2O) em solo florestado não inundado são pequenas: 0,0087 Mg de gás/ha/ano (Verchot *et al.*, 1999, pág. 37), ou 0,74 Mg/ha/ano de carbono CO_2-equivalente, considerando o potencial de aquecimento global de 310 (Schimel *et al.*, 1996, pág. 121). Cálculos de óxido nitroso para floresta não inundada e para áreas inundadas são apresentados na Tabela 7. Os cálculos incluem o efeito da formação de poças temporárias em áreas de terra firme durante eventos periódicos de chuva pesada (Tabela 7).

Para áreas inundadas, é feita a suposição de que cada ponto inundado é submerso durante dois meses, em média, por ano. Claro que algumas partes da área ficariam submersas mais tempo e algumas durante períodos mais curtos, dependendo da altitude de cada ponto. O valor usado para emissões por hectare (103,8 mg CH_4/m^2/dia, DP=74,1, variação=7-230) é a média de cinco estudos em floresta de várzea de água branca revisada por

Tabela 5: Área e Biomassa de vegetação ao Belo Monte e Babaquara[a]

Tipo de vegetação	BABAQUARA Área (km²)	Por cento	Biomassa acima do solo[b] (Mg/ha peso seco)	BELO MONTE Área (km²)	Por cento	Biomassa acima do solo[b] (Mg/ha peso seco)
Vegetação não inundada						
Floresta aberta de terra firme [floresta aberta mista (FA) + floresta aberta submontana (FS)]	3.565,3	58,0	175,2			
Floresta aberta de terra firme sobre revelo acidentado				205,7	46,7	125,27
Floresta aberta de terra firme sobre revelo ondulado				11,9	2,7	201,9
Floresta secundária latifoliada	10,9	0,2	20,0 [c]	11,0	2,5	20,0
Vegetação inundada						
Floresta densa ciliar estacionalmente inundável ou Floresta Densa Ciliar (FC)	2.421,9	39,3	201,2	191,5	43,6	121,2
Floresta Aberta ciliar estacionalmente submersa (Formações pioneiras aluviais campestres)	5,6	0,1	60,0			
Nenhuma vegetação (canal de rio)						
Áreas sem cobertura vegetal	136,3	2,4	0,0	20,0	4,5	0,0
Totais						
Total de vegetação não inundada	3.576,3	58,2			228,5	51,9
Total de vegetação inundada	2.427,5	39,4			191,5	43,6
Vegetação total	6.003,7	97,6	185,3	420,0	95,5	122,8
Reservatório total	6.140,0	100,0			440,0	100,0

(a) Dados de Revilla Cardenas (1987, p.55; 1988, p.87), com áreas ajustadas em proporção à estimativa de área de reservatório atual (6.140 km² para Babaqura; 440 km² para Belo Monte).
(b) Valores incluem Biomassa morto (liteira e madeira morta), cipós, e o tapete de raizes.
(c) Valor para biomassa de floresta secundária acima do solo é aquele usado por Revilla Cardenas (1988) para Babaquara, baseado em dados de Tucuruí.

Wassmann e Martius (1997). Um valor semelhante de 112 mg CH_4/m^2/dia (n=68, DP=261) foi encontrado durante inundações em florestas de água preta (igapós) ao longo do rio Jaú, um afluente do rio Negro. Nas florestas de igapó na bacia do rio Jaú estudadas por Rosenqvest *et al.* (2002, pág. 1323) a taxa de emissão de metano das áreas inundadas é muito mais alta durante o período curto quando o nível d'água estiver caindo do que durante o resto do tempo que a área está debaixo d'água. Isto tenderia a fazer a emissão anual um pouco independente do período de tempo que as áreas são inundadas, e torna o resultado relativamente robusto quando extrapolado para outras bacias hidrográficas na Amazônia se expressado em termos de emissão por ciclo de inundação (em lugar de por dia inundado). Presumindo as mesmas taxas de emissão como as medidas nos estudos de várzea de água branca (o Xingu é considerado um rio de água clara, mais semelhante à água branca do que água preta), a emissão anual seria equivalente a apenas 0,043 milhões de toneladas de carbono equivalente a carbono de CO_2 em Babaquara em uma base diária, ou 0,248 milhões de toneladas de carbono CO_2-equivalente se este resultado for multiplicado por três para aproximar o efeito da estação de enchente mais curta (2 meses contra 6 meses). Os ajustes resultantes para o efeito dos ecossistemas pré-represa são muito pequenos, como será mostrado mais adiante quando serão calculadas as emissões líquidas para as duas represas.

Tabela 6: Fluxo evitado de metano da perda de floresta em Babaquara

Item	Valor	Unidades	Fonte
ABSORÇÃO PELO SOLO EM FLORESTA NÃO INUNDADA			
CH_4 anual médio suprem com gás absorção de não inundada arborize terra	-3,8	kg CH_4/ha/ano	Potter *et al.*. (1996) de 22 estudos
Área total de floresta inundada por reservatório	6.004	km^2	Baseado em 6.140 área de reservatório de km^2 e stream bed de Revilla Cardenas, 1988, p.87,
Área de floresta ribeirinha inundada por reservatório	2.427	km^2	Revilla Cardenas, 1988, pág. 87
Área de floresta de firme de terra inundada por reservatório	3.576	km^2	Calculado por diferença
Fração de ano que floresta ribeirinha inundou naturalmente	0.17	Fração	presumido ser 2 meses, em média
Absorção por ha por ano em floresta ribeirinha	-3,17	kg CH_4/ha/ano	Proporcional cronometrar não inundada
Absorção por ano em floresta ribeirinha	-768,70	Mg CH_4/ano	Absorção por ha área de X de floresta ribeirinha
Absorção por ano em floresta de firme de terra	-1.358,98	Mg CH_4/ano	Absorção por ha área de X de floresta de firme de terra
Absorção total por ano	-2.127,68	Mg CH_4/ano	Some através de tipo de floresta
Potencial de efeito estufa (GWP) de CH_4	21	Mg CO_2 suprem com gás equivalente/ Mg gás de CH_4	Schimel *et al.*, 1996
CO_2 carbono equivalente/ano	-0,012	Milhões de Mg CO_2 - C/ano equivalente	Calculado de emissão de CH_4, GWP, peso atômico de C (12) e peso molecular de CO_2 (44)
EMISSÃO ATRAVÉS DE TÉRMITAS DE FLORESTA			
Emissão/ha/ano	0,5	kg CH_4/ha/ano	Fearnside, 1996b,
Equivalentes de Ha-ano de floresta	0,6	Milhões de equivalents de ha-ano	Calculado a partir de informações acima
Emissão/ano	317,0	Mg CH_4/ano	Calculado a partir de informações acima
CO_2 carbono equivalente/ano	0,0018	Milhões de Mg CO_2 - C/ano equivalente	Calculado como acima
EMISSÕES DE INUNDAÇÃO NATURAL DE FLORESTA INUNDADA PRE-REPRESA			
Emissão de metano de floresta inundada durante inundação natural	103,8mg CH_4/m^2/dia.		Media de cinco estudos em floresta em várzea de água branca(Wassmann & Martius, 1997, pág. 140)
Dias inundados por ano	59,4		Suposição de dias, como acima.
Emissão anual por km^2	6,2	Mg CH_4/ ano/km^2.	Calculado a partir de informações acima
Emissão natural anual através de floresta inundada	14.961	Mg CH_4/ano.	Calculado a partir de informações acima
CO_2 carbono equivalente/ano	0,086	Milhões de Mg CO_2 C/ano equivalente	Calculado a partir de informações acima

Tabela 6: Fluxo evitado de metano da perda de floresta em Babaquara (cont.)

Item	Valor	Unidades	Fonte
Emissão anual anual ajustou para comprimento de ciclo	44.883	Mg CH_4/ano	Considerando emissão por ciclo (2 vs de meses 6 meses)
CO2 carbono equivalente/ano	0,257	Milhões de Mg CO_2-C/ano equivalente	Calculado de acima
EMISSÕES DE EVENTOS PERIÓDICOS DE FORMAÇÃO DE POÇAS EM FLORESTA DE TERRA FIRME			
Formação de poças em florestas de terra firme	1.801	km^2-dias/ano.	Calculado de área, 5% que inundam por evento (baseado em Mori & Becker, 1991) e presumiu freqüência de 5-ano e duração de 30 dias
Emissão quando inundado ou com formação de poças	103,8	mg CH_4/m^2/dia.	Presumido ser o mesmo que a floresta de várzea (como acima).
Emissão natural anual através de formação de poças	187,0	Mg CH_4/ano.	Calculado a partir de informações acima
CO_2 carbono equivalente/ano	0,001	Milhões de Mg CO_2 - C/ano equivalente	Calculado a partir de informações acima.
TOTAIS			
Emissão total de metano	43.259	Mg CH_4/ano	Calculado a partir de informações acima, incluindo ajuste de comprimento do ciclo.
CO_2 carbono equivalente/ano	0,248	Milhões de Mg CO_2 - C/ano equivalente.	Calculado a partir de informações acima.

Tabela 7: Emissão evitada de óxido nitroso de perda de floresta em Babaquara

Item	Valor	Unidades	Fonte
EMISSÕES DE FLORESTA NÃO INUNDADA			
Emissão anual média de N_2O do solo em florestas não inundadas	8,7	kg N_2O/ha/ano	Verchot *et al.*, 1999, pág. 37
Área total de floresta inundada por reservatório	6.004	km^2	Baseado em 6.140 área de reservatório de km^2 e leito fluvial de Revilla Cardenas, 1988, p.87,
Área de floresta inundada submersa pelo reservatório	2.427	km^2	Revilla Cardenas, 1988, pág. 87
Área de floresta de terra firme inundada por reservatório	3.576	km^2	Calculado por diferença
Fração do ano que floresta inundada é submersa naturalmente	0,17	Fração	Assumido 2 meses média acesa
Emissão por ha por ano em floresta inundada	7,23	kg N_2O/ha/ano	Proporcional ao tempo não inundado
Emissão por ano em floresta ribeirinha	1.755,6	Mg N_2O/ano	Emissão por ha X área de floresta inundada
Emissão por ano em floresta de firme de terra	3.103,7	Mg N_2O/ano	Emissão por ha X área de floresta de terra firme
Emissão total por ano	4.859,3	Mg N_2O/ano	Some através de tipo de floresta

Tabela 7: Emissão evitada de óxido nitroso de perda de floresta em Babaquara (cont.)

Item	Valor	Unidades	Fonte
Potencial de efeito estufa (GWP) de N_2O	310	Mg CO_2 suprem com gás equivalente / Mg gás de N_2O	Schimel *et al.*, 1996
CO_2 carbono equivalente/ano	0,411	Milhões de Mg CO_2 - C/ano equivalente	Calculado de área e por-hectare emissão, peso atômico de C (12) e peso molecular de CO_2 (44)
EMISSÕES DE INUNDAÇÃO			
Inundação de floresta inundada	404,6	km²-dias/ano	Calculado de área e assumiu 6 meses de inundação em médio
Emissão de formação de poças em florestas	1.801,1	km²-dias/ano	Calculado de área, 5% que inundam por de terra firme evento (baseado em Mori & Becker, 1991) e presumiu freqüência de 5 anos e uma duração de 30 dias
Emissão quando inundada	7,6	kg de N_2O/ km²-dia	7.6 mg N_2O/m^2/dia(médias dos reservatórios de Tucuruí e Samuel: de Lima *et al.*, 2002)
Emissão de inundação de floresta inundada	3,1	Mg N_2O/ano	Inundando (km²/dia) X emissão/km²/dia
Emissão de formação de poças em florestas de terra firme	13,7	Mg N_2O/ano	Formação de poças (km²-dias) X Emissão/km²/dia
Emissão total de inundação	16,8	Mg N_2O/ano	Soma de emissões de inundação.
CO_2 carbono equivalente/ano	0,001	Milhões de Mg CO_2 - C/ano equivalente	Calculado de GWP como acima.
EMISSÃO TOTAL			
Emissão total de perda de floresta	4.876,0	Mg N_2O/ano	Soma de floresta de não inundada, formação de poças e emissões inundando
CO2 carbono equivalente ano	0,412	Milhões de Mg CO2 - C/ano equivalente	Calculado de GWP como acima.

VI. Emissões de Construção

Represas, obviamente, requerem muito mais materiais, como aço e cimento, do que instalações equivalentes movidas a combustível fóssil, como as usinas termoelétricas a gás que estão sendo construídas atualmente em São Paulo e em outras cidades no Centro-Sul brasileiro. São calculadas as quantidades de aço usadas na construção de Belo Monte na Tabela 8. Para Babaquara, supõe-se que a quantidade de aço usada em equipamento eletromecânico é proporcional à capacidade instalada, enquanto presume-se que a quantidade de aço em concreto armado é proporcional ao volume de concreto. As quantidades são calculadas em proporção às quantidades usadas em Belo Monte (Tabela 8).

A quantidade de cimento usada em cada barragem é determinada na Tabela 9. A Belo Monte é excepcionalmente modesta no uso de cimento porque o local permite que a barragem principal (Sitio Pimentel) seja construída em um local que é mais alto em elevação que a casa de força principal (o Sítio Belo Monte). A barragem principal tem uma altura máxima de apenas 35 m (Brasil, ELETRONORTE, 2002, Tomo I, pág. 6-33), enquanto a casa de força principal aproveita uma queda de referência de 87,5 m (Brasil, ELETRONORTE, 2002, Tomo I, pág. 3-52). A maioria dos projetos hidrelétricos, como Babaquara ou Tucuruí, tem a casa de força localizada ao pé da própria barragem, e portanto só gera energia de uma queda que corresponde à altura da barragem menos uma margem pequena para borda livre ao topo. Tucuruí, que é até agora a "campeã" de todas obras públicas brasileiras em termos de uso de cimento, usou três vezes mais cimento do que a quantidade prevista para Belo Monte

(Pinto, 2002, pág. 39). A Babaquara usaria 2,6 vezes mais cimento por MW de capacidade instalada do que a Belo Monte (Tabela 9).

É esperado que a quantidade de diesel usada para Belo Monte seja 400 X 10^3 Mg (Brasil, ELETRONORTE, 2002, Tomo II, pág. 8-145). Isto inclui um ajuste das unidades (como informado no estudo de viabilidade) para trazer os valores dentro da faixa geral de uso de combustível em outras barragens (por exemplo, Dones & Gantner, 1996 calcularam um uso médio de 12 kg diesel/TJ para barragens na Suíça). O estudo de viabilidade contém várias inconsistências internas nas unidades, que presumivelmente resultaram de erros tipográficos.

A Belo Monte exige uma quantidade bastante grande de escavação por causa da necessidade para cavar o canal de adução que conecta o Reservatório da Calha ao Reservatório dos Canais, e várias escavações menores são projetadas nos gargalos dentro do Reservatório dos Canais. A quantidade esperada de escavação para estes canais aumentou substancialmente entre a versão do estudo da viabilidade de 1989 e a de 2002 porque foram descobertos erros na cartografia topográfica da área (Brasil, ELETRONORTE, 2002, Tomo I, pág. 8-22). Para Babaquara presume-se que o uso de diesel será proporcional à quantidade de escavação planejada naquela represa, (da Cruz, 1996, pág. 18).

Tabela 8: Aço usado na construção de Belo Monte e Babaquara

Item	Peso (kN)	Número	Massa total (Mg)	Totais por categoria (Mg)
Belo Monte[A]				
Equipamento elétrico e mecânico				
Turbinas-casa de força principal	20.000	20	40.816	
Condutos forçados	14.150	20	28.878	
Comportas da tomada d'água	1.400	20	2.857	
Peças fixas das comportas	260	20	531	
Comportas ensecadeiras da tomada d'água principal	1.080	20	2.204	
Peças fixas das comportas ensecadeiras	157	20	320	
Pórtico rolante da tomada d'água	1.700	1	173	
Grades da tomada d'água	410	8	335	
Viga pescador das grades	60	1	6	
Máquinas limpa grades	260	2	53	
Comportas ensecadeiras dos tubos de sucção	940	2	192	
Peças fixas-comportas ensecadeiras	110	2	22	
Pórtico dos tubos de sucção	550	1	56	
Pontes rolantes da casa de força	4.800	2	980	
Ponte rolante auxiliar (Galeria do SF6)	180	1	18	
Comportas-vertedouro principal	2.300	17	3.990	
Peças fixas - comportas do vertedouro principal	52	17	90	
Comportas-ensecadeiras de montante	2.380	2	486	
Peças fixas-comportas ensecadeiras de montante	159	7	114	
Comportas ensecadeiras de jusante	1.228	2	251	
Peças fixas de comportas ensecadeiras de jusante	191	2	39	
Pórtico rolante de montante (& Tomada d'água complementar)	520	1	53	
Pórtico rolante de jusante (& casa de força complementar)	800	1	82	
Turbinas-casa de força complementar	3.000	7	2.143	
Comportas emergência (jusante)	715	7	511	
Comportas ensecadeiras tomada d'água complementar	952	4	389	
Peças fixas-comportas ensecadeiras tomada d'água complementar	78	4	32	

Tabela 8: Aço usado na construção de Belo Monte e Babaquara (cont.)

Item	Peso (kN)	Número	Massa total (Mg)	Totais por categoria (Mg)
Belo Monte[A]				
Pórtico rolante -tomada d'água complementar	520	1	53	
Grades da tomada d'água complementar	305	4	124	
Peças fixas-grades da tomada d'água complementar	68	4	28	
Máquinas limpa grades-tomada dágua complementar	260	1	27	
Comportas ensecadeiras dos tubos de sucção-complementar	603	2	123	
Peças fixas-comportas ensecadeiras dos tubos de sucção-complementar	42	2	9	
Pórtico rolante dos tubos de sucção-complementar	800	1	82	
Pontes rolantes da casa de força complementar	440	2	90	
Comportas do vertedouro complementar	3.050	4	1.245	
Peças fixas-comportas do vertedouro complementar	61	4	25	
Comportas ensecadeiras de montante - complementar	2.976	1	304	
Peças fixas-comportas ensecadeiras de montante - complementar	242	1	25	
Pórtico rolante-vertedouro complementar	580	1	59	
Peças fixas-pórtico rolante vertedouro complementar	120	1	12	
Geradores-casa de força principal	27.200	20	55.510	
Geradores-casa de força complementar	1.770	7	1.264	
Sub-total				144.598
Vergulhão de concreto armado				
Armadura de concreto - casa de força			80.715	
Armadura de concreto - túnel de desvio			850	
Armadura de concreto - transições e muros de concreto			7.348	
Armadura de concreto -Vertedouros de superfície			9.836	
Armadura de concreto -Tomada d'água e adutoras			63.442	
Armadura de concreto -Canal de adução			16.472	
Armadura de concreto -Canal e/ou túnel de fuga			72	
Sub-total				178.735
Total de aço em Belo Monte				323.333
Babaquara				
Cálculo de volume concreto como sendo proporcional ao de Belo Monte				
Equipamento elétrico e mecânico (b)				
Capacidade instalada em Belo Monte	11.181,3	MW		
Capacidade instalada em Babaquara	6.274	MW		
Aço elétrico e mecânico em Belo Monte	144.598	Mg		
Aço elétrico e mecânico proporcional em Babaquara	81.136	Mg		
Vergulhão de concreto armado				
Volume concreto em Belo Monte	4.355.480	m^3		
Volume concreto em Babaquara	5.410.000	m^3		
Armadura de concreto em Belo Monte	178.735	Mg		
Peso proporcional de armadura de concreto em Babaquara	222.009	Mg		
Aço total em Babaquara	303.146	Mg		

(a) Fonte de dados: Brasil, ELETRONORTE, 2002.
(b) Além dos itens listados, faltam informações no estudo de viabilidade sobre o peso dos seguintes: elevadoras de subestações: principal (1), complementar (1), elevadores de transformadores: principal (22), complementar (5)
(c) Babaquara solidificam de da Cruz, 1996, pág., 18.

Tabela 9: Cimento usado para construção de Belo Monte e Babaquara

	Cimento (Mg)[a]		Nota
Belo Monte			
Casa da força	215.664		
Túnel de desvio	1.780		
Transições e muros de concreto	42.882		
Vertedouros de superfície	48.049		
Tomada d'água e adutoras	183.951		
Canal de adução	356.160		
Canal e/ou túnel de fuga	180		
Total	848.666		
Babaquara			
Cálculo de cimento de volume concreto			
Volume concreto em Babaquara	5.410.000	m^3	(b)
Conteúdo de cimento médio de concreto	225	kg/m^3	(c)
Uso de cimento calculado em Babaquara	1.217.250	Mg	

(a) Fonte de dados: Brasil, ELETRONORTE, 2002.
(b) da Cruz, 1996, pág. 18
(c) Conteúdo médio de cimento de 52 barragens suiças: 225 kg/m^3 (Dones & Gantner, 1996)

As estimativas de materiais para construção de represas e linhas de transmissão são apresentadas na Tabela 10. Os totais resultantes (0,98 milhões de Mg C para a Belo Monte e 0,78 milhões de Mg C para Babaquara) são muito pequenos comparado às emissões posteriores dos reservatórios. Não foram deduzidas destes totais as emissões da construção das termoelétricas a gás equivalentes. A emissão de construção de instalações de gás natural é mínima: uma análise de ciclo de vida de usinas a gás de ciclo combinada em Manitoba, Canadá indica emissões de CO_2 de construção de apenas 0,18 Mg equivalente/GWh (McCulloch & Vadgama, 2003, pág. 11).

VII. Emissões Calculadas da Belo Monte e Babaquara

O cálculo das emissões de gases de efeito estufa requer um cenário realista para o cronograma do enchimento e da instalação das turbinas em Belo Monte e Babaquara, e para as políticas de manejo de água nas duas represas. Aqui se presume que Babaquara será enchida sete anos após Belo Monte (*i.e.*, que Belo Monte opera usando a vazão não regularizada do rio antes deste tempo). Este cronograma corresponde ao cenário menos-otimista no plano original (veja Sevá, 1990). As turbinas em ambas as represas serão instaladas a uma taxa de uma a cada três meses, ritmo (talvez otimista) previsto no estudo de viabilidade (Brasil, ELETRONORTE, 2002, Tomo II, pág. 8-171).

O presente cálculo segue os planos para enchimento do reservatório indicados no estudo de viabilidade. O Reservatório dos Canais será enchido primeiro até um nível de 91 m sobre o nível médio do mar. Isto será feito depois que a primeira enchente passar pelo vertedouro (Brasil, ELETRONORTE, 2002, pág. 8-171). Presume-se que isto aconteça no mês de julho. A casa de força complementar será usada, então, a este nível reduzido do reservatório durante um ano antes da casa de força principal estar pronta para uso, como planejado no Plano Decenal de ELETROBRÁS (Brasil, MME-CCPESE, 2002). O cenário de referência do Plano Decenal estima o começo de operação da casa de força complementar para fevereiro de 2011 e da casa de força principal para março de 2012.

Os resultados de um cálculo de 50 anos das fontes de carbono em formas facilmente degradadas para cada reservatório são apresentados na Figura 4. É evidente que todas as fontes são muito mais altas nos primeiros anos do que nos anos posteriores. Os estoques de carbono instável do solo, biomassa de madeira acima d'água e árvores mortas ao longo da margem diminuem, reduzindo assim as emissões destas fontes. As macrófitas diminuem, mas não desaparecem, provendo assim uma fonte em longo prazo que, nos anos posteriores, é de maior importância relativa, embora de menor em termos absolutos. O recrescimento da vegetação na zona de deplecionamento representa uma fonte estável

Tabela 10: Emissões de gás de efeito estufa de represa e construção de transmissão-linha

Item	Unidades	Emissão por unidade CO_2 - equivalente C (kg)	Referência	Nota
Aço	Mg	600,0	(a)	(b)
Cimento	kg	0,207	(a)	(c)
Diesel	milhões de kg	863.280	(d)	
Eletricidade	TWh	139.903.200	(g)	
Substituto-total de represa				
Construção de linha de transmissão	km-MW instalado	1,9	(i)	
Total de projeto				

Item	Número de unidades	Emissão (milhões MG CO_2 equivalente C)	Referência	Nota
Belo Monte				
Aço	323.333	0,194	(c)	(a)
Cimento	848.666,000	0,176	(e)	(a)
Diesel	135,1	0,117	(f)	
Eletricidade	3,15	0,441	(h)	
Substituto-total de represa		0,928		
Construção de linha de transmissão	29.596.901	0,055	(j)	(a)
Total de projeto		0,983		

Item	Número de unidades	Emissão (milhões MG CO_2 equivalente C)	Referência	Nota
Babaquara				
Aço	303.146	0,182	(c)	(a)
Cimento	1.217.250.000	0,252	(e)	(a)
Diesel	76.8	0,066	(f)	
Eletricidade	1.79	0,251	(h)	
Substituto-total de represa		0,751		
Construção de linha de transmissão	17.046.458	0,032	(j)	
Total de projeto		0,783		

(a) Van Vate, 1995.
(b) Usa GWPs de 100 anos de IPCC 1994: CO_2=1, CH_4=24.5, N_2O=320 (Albritton *et al.*, 1995).
(c) Tabela 8.
(d) Usa GWPs de 100 anos de IPCC 1995 [Kyoto Protocol valores]: CO_2=1, CH_4=21, N_2O=310 (Schimel *et al.*, 1996).
(e) Tabela 9.
(f) Uso de diesel en Babaquara considerado proporcional à escavação planejada.
(g) Baseado em substituição de gás de ciclo combinado em São Paulo (veja texto).
(h) Uso de eletricidade na construção baseado em 280 kWh de electricidade por TJ (Dones & Gantner, 1996). Emissões de eletricidade consideram o baseline de geração de gás natural no São Paulo (veja texto).
(i) Média em Québec, Canadá (Peisajovich *et al.*, 1996).
(j) A linha de transmissão de Belo Monte até a rede do centro-sul brasileiro vai para três destinos com uma distância má de 2647 km: Cachoeira Paulista-SP (2.662 km), Campinas-SP (2.599 km) e Ouro Preto-MG (2.680 km) (Brasil, MME-CCPESE, 2002). Babaquara tem 70 km adicionais de linha.

Figura 4a. Babaquara: Carbono decomposto anaerobicamente

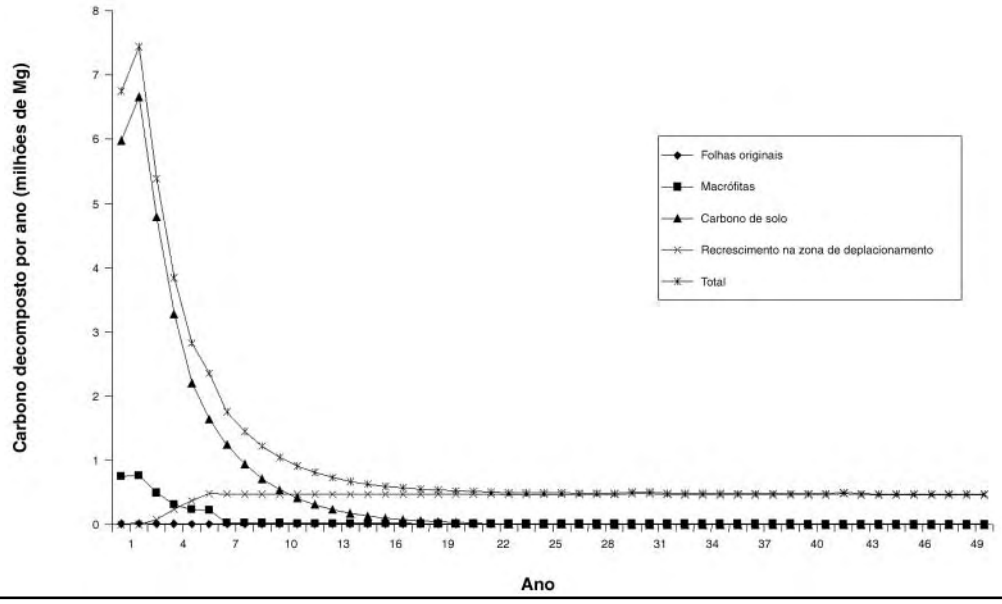


Figura 4b. Belo Monte Reservatório de calha: Carbono decomposto anaerobicamente

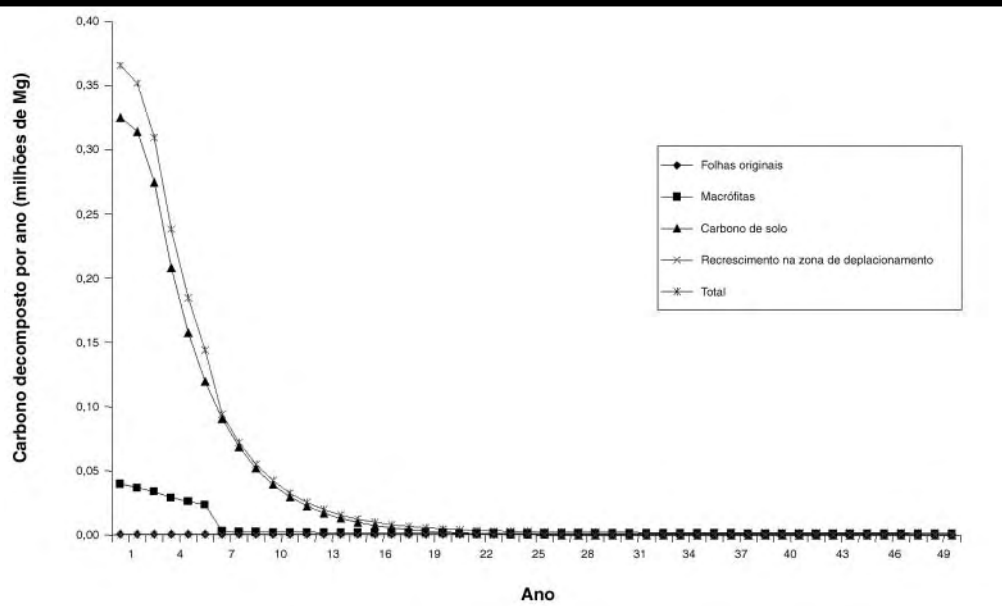


Figura. 4c. Belo Monte Reservatório dos canais: Carbono decomposto anaerobicamente

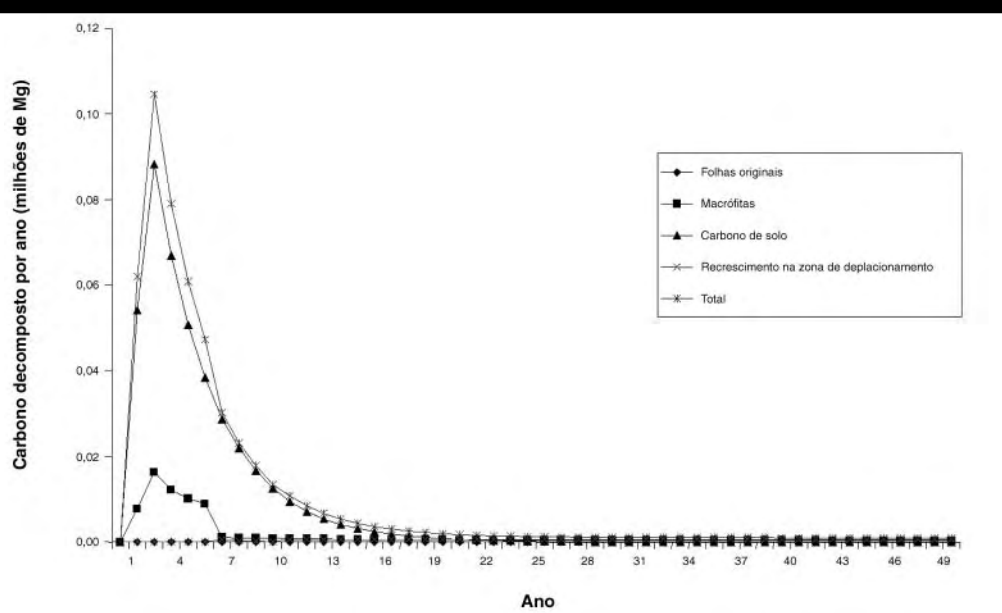


Figura 5a. Babaquara: concentração calculada de Ch_4 aos 30 m de profundidade

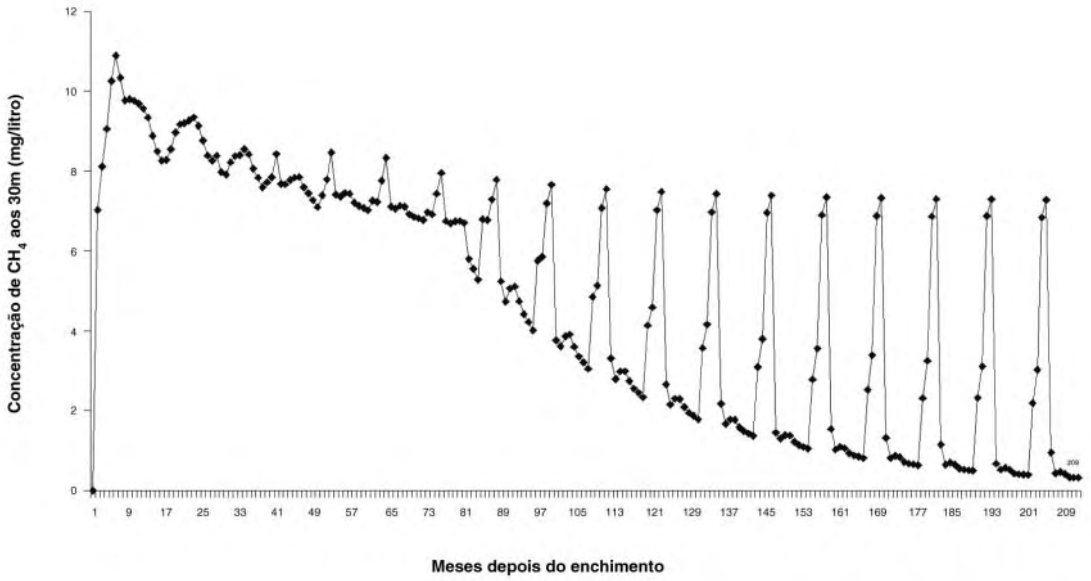


Figura 5b. Belo Monte Reservatório da calha: concentração calculada de Ch_4 aos 30 m de profundidade

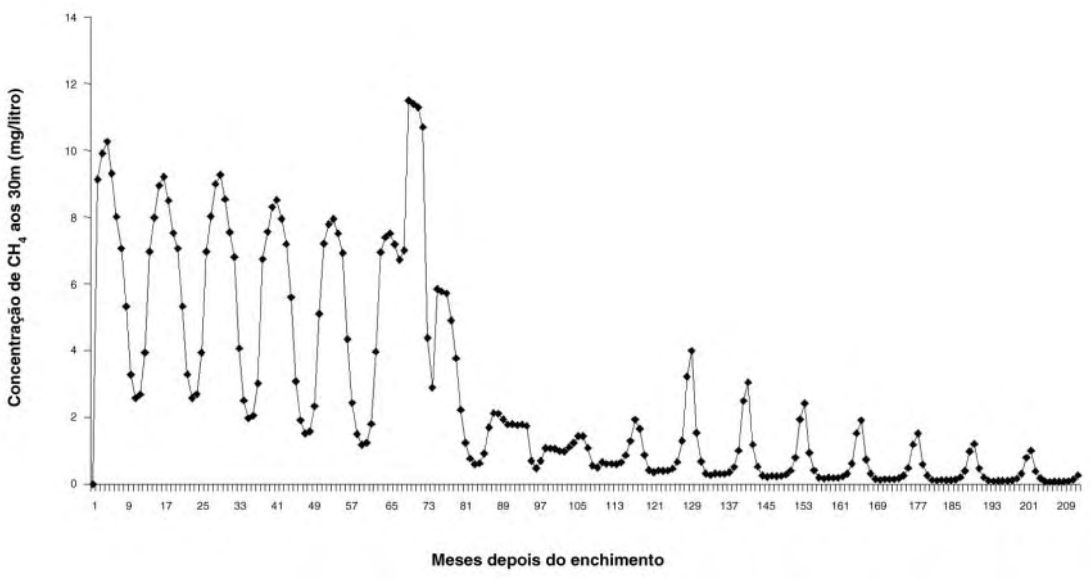
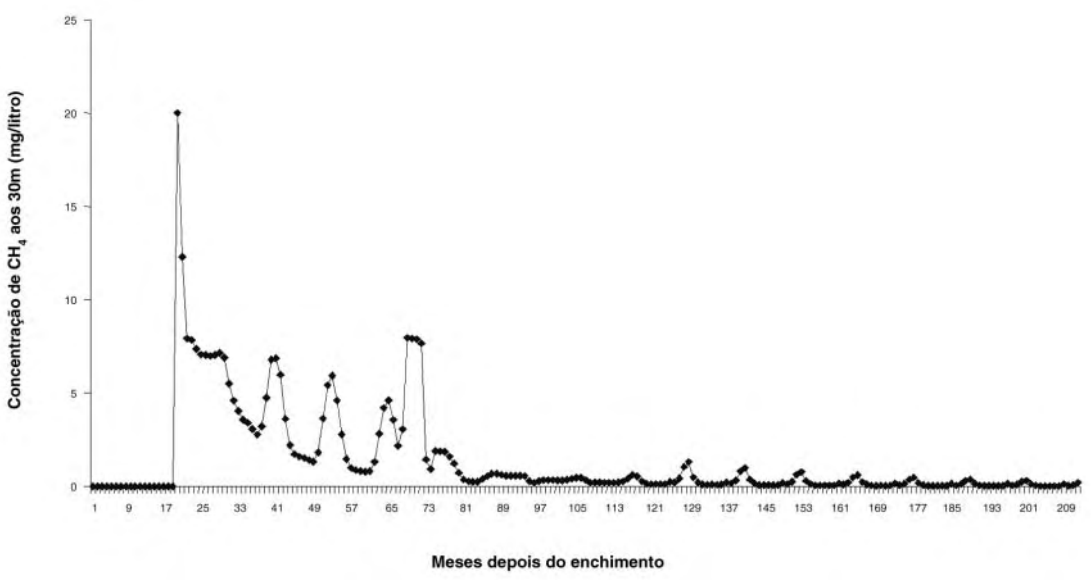


Figura 5c. Belo Monte Reservatório dos canais: concentração calculada de Ch_4 aos 30 m de profundidade



em longo prazo de carbono de fácil degradação que aumenta em importância relativa a medida que as outras fontes declinem.

São mostradas as concentrações de metano calculadas a uma profundidade padronizada de 30 m para cada reservatório na Figura 5. Estas concentrações calculadas seguem a tendência geral de oscilação sazonal e declínio assintótico observada em valores medidos em Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.*, 1999, pág. 508). As oscilações são muito grandes em Babaquara depois que as diferentes fontes de carbono da vegetação de deplecionamento diminuíssem em importância (Figura 5a). São mantidos os picos grandes em concentração de metano em Babaquara, seguido por uma diminuição das concentrações durante o resto de cada ano. Os picos altos são mantidos porque o carbono vem da inundação de vegetação de deplecionamento quando a água sobe. Os picos de concentração resultam em emissões significativas porque estes períodos correspondem a períodos de fluxo alto de turbina para maximizar produção de energia.

As emissões por diferentes caminhos para o complexo Belo Monte/Babaquara como um todo são mostradas na Figura 6. Biomassa acima d'água e mortalidade de árvores na margem diminuem até níveis insignificantes ao longo do período de 50 anos, mas a grande magnitude das emissões de biomassa acima d'água nos primeiros anos dá para esta fonte um lugar significativo na média de 50 anos. Cinqüenta anos geralmente são o período de tempo adotado pela indústria hidrelétrica em discussões da "vida útil" de represas, e cálculos são feitos freqüentemente, financeiro e ambiental, neste horizonte de tempo, como nos regulamentos aplicáveis em estudos de viabilidade para represas no Brasil (Brasil, ELETROBRÁS & DNAEE, 1997). As represas amazônicas existentes, particularmente Tucuruí, Balbina e Samuel, eram relativamente jovens em 1990, o ano padrão mundial de referência para os inventários dos gases de efeito estufa, designados pela Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima e o ano usado para vários cálculos anteriores de emissões de gases de efeito estufa (Fearnside, 1995a, 1997b, 2002a, s/d-a,b). As emissões em 1990 eram então bastante altas, e a indústria hidrelétrica freqüentemente tem contestado que estas estimativas dão um quadro negativo demais ao papel de hidrelétricas no efeito estufa (por exemplo, IHA, s/d [C. 2002]). Os cálculos atuais mostram que, mesmo ao longo de um horizonte de tempo de 50 anos, o impacto sobre o aquecimento global de uma represa como Babaquara é significativo.

VIII. Incertezas Fundamentais

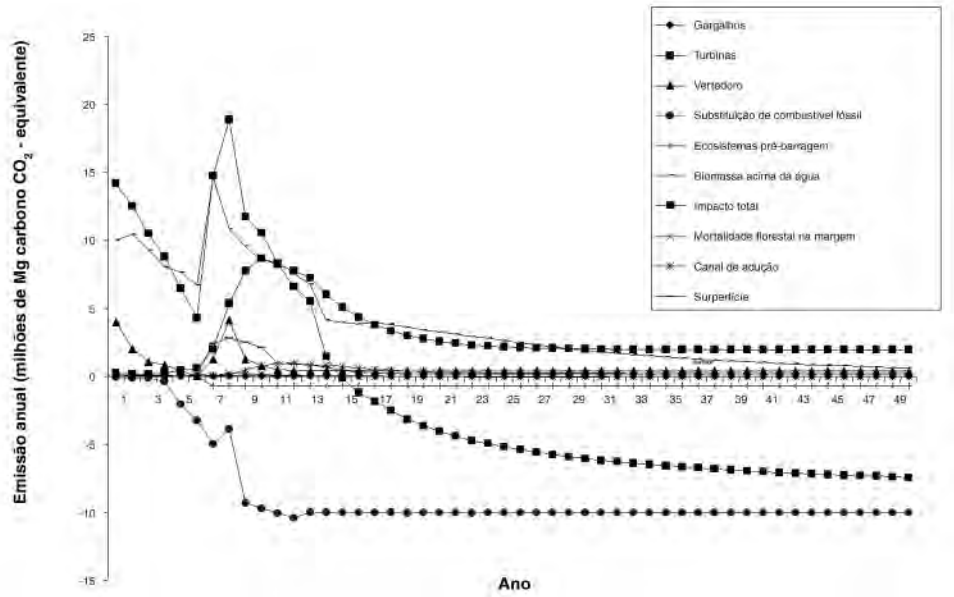
Um cálculo como o do presente estudo para o complexo Belo Monte/Babaquara envolve muita incerteza. Não obstante, o cálculo precisa ser feito, e as melhores informações disponíveis devem ser usadas para cada um dos parâmetros requeridos pelo modelo. Na medida em que pesquisas nesta área procedem, estimativas melhores para estes parâmetros se tornarão disponíveis, e o modelo poderá interpretar rapidamente estas informações em termos do resultado delas sobre as emissões de gases de efeito estufa.

Embora um conjunto completo de testes de sensitividade não tenha sido administrado ainda, o comportamento do modelo fornece várias indicações sobre quais parâmetros são os mais importantes. Nos primeiros anos depois de encher o reservatório, emissões são dominadas pelo CO_2 liberado pela decomposição da biomassa situada acima da água. Estas emissões, embora sujeitas à incerteza, são fundadas nos melhores dados disponíveis sobre decomposição em áreas desmatadas. Embora sejam valiosas medidas específicas de árvores em reservatórios, uma mudança radical no resultado não é esperada. As presunções sobre mortalidade da floresta a diferentes distâncias da margem são apenas suposições, mas neste caso a quantidade de carbono envolvido é insuficiente para fazer qualquer diferença significativa no resultado global.

Os anos iniciais também incluem uma emissão significativa da liberação de metano pelo transcurso da água pelas turbinas. Para a porcentagem do metano dissolvido que é liberado no cenário de baixas emissões adota-se os valores derivados de medidas em Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.*, 1997, 1999). Por causa de diferenças entre Petit Saut e as represas brasileiras, a faixa usada é muito larga (21-89,9%) (Veja a discussão em Fearnside, 2002a). As estimativas de emissões aqui apresentadas são os pontos médios entre os extremos dos resultados produzidos para a porcentagem emitida junto às turbinas. Acredita-se que este valor médio seja conservador.

Deve ser lembrado que, quando Belo Monte e Babaquara entrarem em operação, haverá uma certa compensação entre as duas represas que reduz o efeito global da incerteza relativo à porcentagem de metano dissolvido que é liberado junto às turbinas. Quando for usada uma baixa estimativa para este parâmetro, a emissão em Babaquara fica reduzida, mas o CH_4 não liberado é repassado para a Belo Monte, onde por conseguinte aumentam as emissões por outros caminhos (emissões de superfície e emissões no canal de adução e nos gargalos).

Figura 6. Belo Monte + Babaquara emissões de reservatório.



As fontes de carbono para emissões de CH_4 nos primeiros anos são dominadas por liberação de carbono instável do solo (Figura 4). Embora faltem medidas desta liberação para qualquer reservatório, a evolução dos valores para emissão aos valores para concentração de CH_4 aos 30 m de profundidade, usando valores observados nesta faixa nos primeiros anos, especialmente em Petit Saut, resulta em uma trajetória realística de concentrações de CH_4 e de emissões desta fonte.

Mais importantes são as incertezas relativas à emissão de CH_4 depois que o pico inicial passe. Muito menos dados de reservatórios amazônicos mais velhos estão disponíveis para calibrar esta parte da análise. O declínio em áreas de macrófita reduz a importância da incerteza relativa a esta fonte para as emissões em longo prazo. O que predomina para o complexo como um todo é a biomassa da zona de deplecionamento em Babaquara. Isto resulta em picos sazonais grandes na concentração de CH_4 no reservatório de Babaquara (Figura 5a). Uma parte deste metano é repassada para os dois reservatórios de Belo Monte (Figura 5b e 5c). A taxa de crescimento da vegetação na zona de deplecionamento é, então, crítica, e nenhuma medida atual disto existe. A suposição feita é de que este crescimento acontece linearmente, acumulando 10 Mg de matéria seca em um ano. O valor usado para o conteúdo de carbono desta e das outras formas de biomassa macia é de 45%. A taxa de crescimento presumida é extremamente conservadora, quando comparada às taxas de crescimento anuais medidas de plantas herbáceas para o período de três meses de exposição em áreas de várzea ao longo do rio Amazonas perto de Manaus: em 9 medidas por Junk & Piedade (1997, pág. 170) estas plantas acumularam, em média, 5,67 Mg / ha de peso seco (DP=1,74, variação=3,4-8,7). O valor proporcional para um ano de crescimento linear seria 22,7 Mg / ha, ou mais que o dobro do valor presumido para a zona de deplecionamento de Babaquara. Uma medida da biomassa acima do solo de gramíneas até 1,6 meses após a exposição de terras de várzea no Lago Miritĩ indica uma taxa de acúmulo de matéria seca equivalente a 15,2 Mg / ha / ano (P.M. Fearnside, dados não publicados). A fertilidade do solo nas zonas de sedimentação de várzea é maior do que em zona de deplecionamento de um reservatório, mas uma suposição da ordem de metade da taxa de crescimento da várzea parece segura. Não obstante, este é um ponto importante de incerteza no cálculo.

Taxas de decomposição também são importantes, e medidas sob condições anaeróbicas em reservatórios não são disponíveis. Acredita-se que a decomposição da vegetação herbácea na várzea oferece um paralelo adequado. Em medidas sob condições inundadas em várzea de água branca, a decomposição de três espécies (Furch & Junk, 1997, pág. 192; Junk & Furch, 1991) e uma experiência em um tanque de 700 litros com uma quarta espécie (Furch & Junk, 1992, 1997, pág. 195) indicaram a fração de peso seco perdida depois de um mês de submersão, em média, de 0,66 (DP = 0,19 variação = 0,425-0,9). O valor mais baixo (0,425) é da espécie medida na experiência no tanque, onde a anoxiada água foi constatada depois de aproximadamente um dia. Se as medidas sob condições naturais incluíssem alguma decomposição aeróbia, a taxa média para condições totalmente anóxicas poderia ser um pouco abaixo da média para as quatro espécies usadas aqui.

As taxas de decomposição aeróbica para macrófitas encalhadas determinam o quanto dessa biomassa ainda esteja presente se o nível d'água fosse subir novamente antes da decomposição ser completa. Uma medida de morta em Lago Miritií até 1,6 mês após o encalhamento indica uma perda de 31,4% do peso seco por mês (P.M. Fearnside, dados não publicados). O número de observações é mínimo (três parcelas de 1 m^2).

O manejo da água em Babaquara também é importante para determinar a quantidade de emissão da zona de deplecionamento. Quanto mais tempo o reservatório seja mantido a um nível baixo, mais vegetação cresce na zona de deplecionamento. A liberação subseqüente de CH_4 quando a zona de deplecionamento for inundada mais que compensa para o efeito na direção oposta que os baixos níveis d'água têm na redução da profundidade até a entrada da turbina em Babaquara, e, portanto, na concentração de CH_4 na água que passa pelas turbinas. As presunções para uso d'água utilizadas no cálculo resultam em três meses de níveis baixos de água, quatro meses de níveis altos e cinco meses de níveis intermediários.

A magnitude dos picos sazonais altos de CH_4 depende da relação entre a quantidade de carbono que degrada e o estoque (e concentração) de CH_4 quando estas variáveis estavam em níveis altos nos primeiros anos em Petit Saut (*i.e.*, dados de Galy-Lacaux *et al.*, 1997, 1999). A natureza da fonte de carbono em Petit Saut durante este tempo era diferente (acredita-se ter sido principalmente carbono do solo). A verdadeira quantidade de carbono degradada anaerobicamente em Petit Saut durante este tempo é desconhecida, e o escalamento que empresta confiança aos resultados durante os anos iniciais depois de reservatório encher, quando as fontes de carbono eram do mesmo tipo, não dá tanta confiança a estes resultados para os anos posteriores. Quantificar a relação entre a produção de CH_4 e a quantidade de decomposição de biomassa macia (como as macrófitas e especialmente a vegetação da zona de deplecionamento) deveria ser uma prioridade para pesquisa. No entanto, o resultado geral, isto é, que a vegetação da zona de deplecionamento produz um pulso grande e renovável de CH_4 dissolvido em reservatórios, não há dúvida. Um caso relevante é a experiência na hidrelétrica de Três Marias, no Estado de Minas Gerais, onde uma flutuação vertical de 9 m no nível da água resultou na exposição e inundação periódica de uma zona de deplecionamento grande, com um pico grande subseqüente de emissões de metano pela superfície do lago (Bodhan Matvienko, comunicação pessoal, 2000). Até mesmo na idade muito avançada de 36 anos, o reservatório de Três Marias emite metano por ebulição em quantidades que excedem em muito as emissões de superfície de todos os outros reservatórios brasileiros que foram estudados, inclusive Tucuruí, Samuel e Balbina (Rosa *et al.*, 2002, pág. 72).

Uma fonte adicional de incerteza é o destino da carga dissolvida de CH_4 quando a água atravessa os 17 km do canal de adução de Belo Monte e pelos quatro conjuntos de gargalos que separam as pequenas bacias hidrográficas inundadas que compõem o Reservatório dos Canais. Parte do metano é emitida, parte é oxidada, e o resto é passado para o Reservatório dos Canais. Os parâmetros usados para isto estão baseados na suposição de que o canal (largura na superfície de aproximadamente 526 m, com um fluxo em plena capacidade de 13.900 m^3/segundo) é semelhante ao trecho do rio Sinnamary, na Guiana Francesa, abaixo da barragem de Petit Saut (onde a largura média do rio é 200 m e a vazão média é apenas 267 m^3/segundo). Galy-Lacaux *et al.* (1997) calcularam concentrações de metano e fluxos ao longo de 40 km de rio abaixo da barragem de Petit Saut e calcularam as quantidades emitidas e oxidadas no rio. Os resultados deles indicam que, para o CH_4 dissolvido que entra do rio oriundo da represa, são liberados 18,7% e são oxidados 81,3% (média de medidas em três datas, com a porcentagem liberada variando de 14 a 24%). Praticamente toda a liberação e oxidação acontecem dentro nos primeiros 30 quilômetros. No rio Sinnamary, depois de uma extensão inicial de 4 km onde um processo de mistura acontece, a concentração de CH_4 na água e o fluxo da superfície diminuem linearmente, chegando a zero a 30 km abaixo da barragem (*i.e.*, ao longo de uma extensão de rio de 26 km). Considerando o estoque a cada ponto ao longo do rio, pode-se calcular que, nos primeiros 17 km de rio, são liberados 15,3% do CH_4 e são oxidados 66,5%. No cálculo para Belo Monte presume-se que estas porcentagens se aplicam ao canal de adução, e que o metano restante é repassado para o Reservatório dos Canais.

Estimativas para emissão nos gargalos foram derivadas a partir de informações sobre o comprimento deles e as porcentagens de emissão e oxidação que aconteceram ao longo de uma extensão de rio de mesmo comprimento abaixo da barragem de Petit Saut. Baseado em um mapa do reservatório (Brasil, ELETRONORTE, s/d [C. 2002]b), o primeiro compartimento é conectado ao segundo por três passagens com comprimento médio de 1,6 km, o segundo e terceiro compartimento estão conectados por duas passagens com comprimento médio de 1,7 km,

o terço e quarto compartimentos estão conectados por duas passagens com comprimento médio de 1,3 km, e os quarto e quinto compartimentos estão conectados por uma passagem larga (embora indubitavelmente rasa na divisa entre as bacias) que pode ser considerada como uma passagem de 0 km de comprimento. Supõe-se que as porcentagens de metano dissolvido liberadas e oxidadas nestes gargalos sejam proporcionais às porcentagens de liberação e oxidação que aconteceram ao longo deste mesmo comprimento de rio abaixo da barragem de Petit Saut (baseado nos dados de Galy-Lacaux *et al.*, 1997). A incerteza neste caso é muito maior do que no caso dos valores para estas porcentagens calculadas para o canal de adução porque os gargalos curtos estão dentro da extensão inicial do rio onde um processo mistura estava acontecendo. As porcentagens usadas (que são todas muito baixas) também presumem que o processo pára ao término do gargalo, em lugar de continuar ao longo de alguma distância no próximo compartimento do reservatório. O resultado líquido é que os gargalos, considerados em conjunto, só emitem 2,1% do metano, enquanto são oxidados 9,2% e 88,7% são transmitidos até o final do reservatório.

Assim como no caso das turbinas de Babaquara, há alguma compensação no sistema para incerteza nas porcentagens liberadas no canal de adução e nos gargalos. Se forem superestimadas as emissões do canal de adução e/ou dos gargalos, então a emissão nas turbinas da casa de força principal de Belo Monte serão subestimada. Observa-se que isto só se aplica aos valores para a porcentagem emitida, não aos valores usados para a porcentagem de oxidação nestes canais: qualquer erro para cima ou para baixo na porcentagem oxidada não seria compensado por uma mudança na direção oposta nas emissões das turbinas.

Em resumo, incertezas múltiplas existem no cálculo atual. Pesquisa futura, especialmente se for direcionada aos parâmetros para os quais o modelo indica que o sistema é mais sensível, ajudará a reduzir estas incertezas. No entanto, o presente cálculo representa a melhor informação atualmente disponível. Estes resultados fornecem um componente necessário para a atual discussão dos impactos potenciais destas represas.

IX. Comparação com Combustíveis Fósseis

A.) Comparações sem descontar

As emissões anuais de gases de efeito estufa diminuem com tempo, mas ainda se estabilizam num nível com impacto significativo. A evolução temporal dos impactos de gases de efeito estufa, com emissões concentradas nos primeiros anos da vida de uma represa, é uma das diferenças principais entre represas hidrelétricas e geradoras a combustíveis fósseis em termos de efeito estufa (Fearnside, 1997b). Dando maior peso aos impactos em curto prazo aumenta o impacto das hidrelétricas em relação as de combustíveis fósseis.

O carbono deslocado de combustível fóssil pode ser calculado baseado na suposição de que a alternativa é geração a partir de gás natural. Esta é uma suposição mais razoável do que o petróleo como referência, já que a expansão atual da capacidade geradora em São Paulo e em outras partes da rede elétrica no Centro-Sul do Brasil está vindo de usinas termoelétricas movidas a gás e abastecidas pelo novo gasoduto Bolívia-Brasil. O gasoduto já existe e não é considerado como parte das emissões de construção das usinas termoelétricas a gás.

Deslocamento de combustível fóssil é mostrado na Figura 7 em uma base anual. O complexo começa a ganhar terreno em compensar pelas suas emissões depois do ano 15. O equilíbrio com emissões de gases de efeito estufa em uma base cumulativa é mostrado na Figura 8. O complexo somente terá um saldo positivo em termos de seu impacto no aquecimento global 41 anos depois do enchimento da primeira represa.

São apresentadas médias em longo prazo de emissões líquidas de gases de efeito estufa na Tabela 11 para horizontes de tempo diferentes. Emissões estão separadas naquelas consideradas sob a rubrica de represas hidrelétricas nos inventários nacionais que estão sendo preparados pelos países sob a Convenção de Clima (UN-FCCC), e os outros fluxos que também são parte do impacto e benefício líquido da represa, incluindo emissões evitadas. Quanto mais longo é o horizonte de tempo, mais baixo é o impacto médio. Durante os primeiros dez anos o impacto líquido é 4,0 vezes o da alternativa de combustível fóssil. Depois de vinte anos o impacto líquido ainda é 2,5 vezes maior que o do combustível fóssil, enquanto para o horizonte de tempo completo de 50 anos o projeto repaga a sua dívida de aquecimento global (presumindo que é sem juros, isto é, calculada com desconto zero), com a média de impacto total em longo prazo sendo 70% a da alternativa de combustível fóssil.

B.) O efeito do tempo

O papel do tempo é uma parte essencial no debate sobre represas hidrelétricas e na questão do efeito estufa em geral. A maioria das decisões, tais como

Tabela 11: Médias a longo prazo de emissão líquida de gases de efeito estufa para o complexo Belo Monte/Babaquara

	Emissões de todas as fontes (milhões de Mg C CO_2-equivalente /ano)		
	Anos 1-10 média de 10 anos	**Anos 1-20 média de 20 anos**	**Anos 1-50 média de 50 anos**
Emissões de inventário			
Emissões de superfície	1,0	0,8	0,4
Turbinas	2,6	3,8	2,8
Vertedouro	1,6	1,0	0,6
Canal de adução	0,2	0,4	0,3
Gargalos	0,01	0,01	0,01
Emissões de inventário totais	5,3	6,0	4,1
Outros fluxos			
Substituição de fóssil-combustível	-3,7	-3,9	-4,1
Fluxos de ecossistema pre-represa	-0,3	-0,5	-0,6
Biomassa acima d'água	9,6	7,2	3,8
Decomposição no perímetro da margem	0,07	0,04	0,01
Outros fluxos totais	5,9	0,1	-5,5
Impacto total	11,2	6,1	-1,4
Impacto total como múltiplo da emissão de referência de combustível fóssil	4,0	2,5	0,7

uma decisão para construir uma hidrelétrica, é baseada em cálculos financeiros de custo/benefício que dão um valor explícito ao tempo, aplicando uma taxa de desconto a todos os custos e benefícios futuros. A taxa de desconto é essencialmente o oposto de uma taxa de juros, como por exemplo, o retorno que um investidor poderia ganhar em uma caderneta de poupança em um banco. Com uma poupança, quanto mais tempo se espera, maior a quantia monetária na conta, já que o saldo é multiplicado por uma porcentagem fixa ao término de cada período de tempo e os juros resultantes são acrescentados ao saldo para o próximo período. Com uma taxa de desconto, o valor atribuído a quantidades futuras diminui, em lugar de aumentar, por uma porcentagem fixa em cada período de tempo. Se um projeto como uma barragem hidrelétrica produz grandes impactos nos primeiros anos, como o tremendo pico de emissões de gás de efeito estufa mostrado aqui, enquanto os benefícios pela substituição de combustível fóssil somente se acumulam em longo prazo, então qualquer taxa de desconto positiva pesará contra a opção hidrelétrica (Fearnside, 1997b).

A evolução temporal das emissões de gases de efeito estufa aumenta mais o impacto da represa quando são contadas as emissões do cimento, aço e combustível fóssil usados na construção da obra. As emissões de construção da barragem vêm anos antes de qualquer geração de eletricidade. Uma análise de "cadeia completa de energia", ou FENCH, incluiria todas estas emissões. Porém, as emissões de construção são uma parte relativamente pequena do impacto total. São mostradas as emissões líquidas anuais descontadas a taxas de até 3% na Figura 9. Se apenas o equilíbrio instantâneo é considerado, o complexo substitui por mais carbono equivalente do que emite começando no ano 16, independente da taxa de desconto. Depois disso o complexo começa a pagar a sua dívida ambiental referente às grandes emissões líquidas dos primeiros 15 anos.

As emissões cumulativas descontadas chegam a um pico no ano 15, mas não alcançam o ponto de ter um saldo positivo até pelo menos 41 anos depois que o primeiro reservatório esteja cheio (Figura 10). Aplicar uma taxa de desconto alonga substancialmente o tempo necessário para alcançar este ponto.

O efeito de taxas de desconto anuais diferentes é mostrado na Figura 11. Com desconto zero, o impacto líquido médio representa um ganho anual de 1,4 milhões de Mg C (a média de 50 anos na Tabela 11), mas o impacto relativo atribuído à opção hidrelétrica aumenta muito quando o valor tempo é considerado. No caso do complexo Belo Monte/Babaquara, qualquer taxa de desconto anual superior a 1,5% resulta ao projeto um impacto maior sobre o efeito estufa do que a alternativa de combustível fóssil. São mostradas taxas de desconto de até 12%. Embora este autor não defenda o uso de taxas de desconto tão altas como

Figura 7. Emissões anuais e substituição de combustível fóssil.

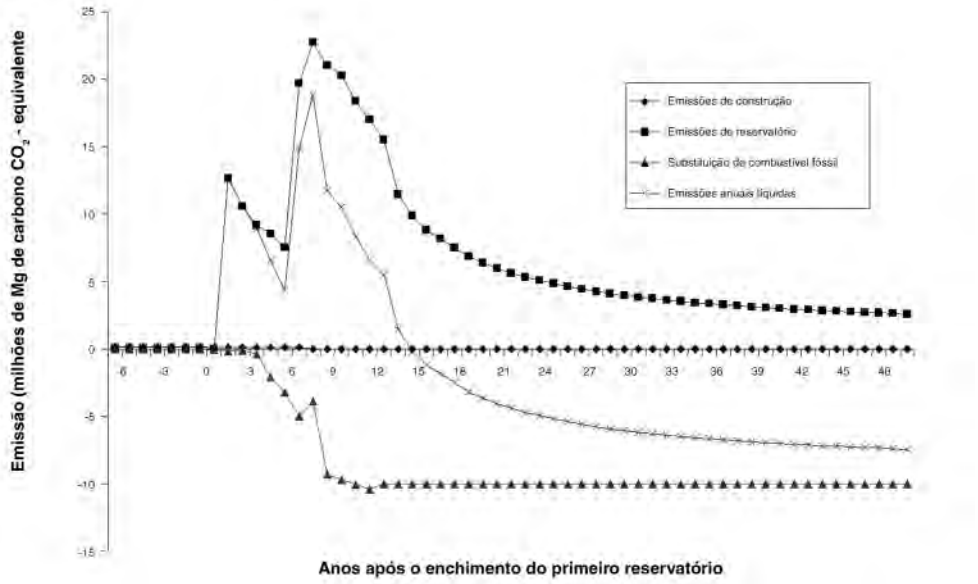


Figura 8. Impacto líquido cumulativo de Belo Monte + Babaquara

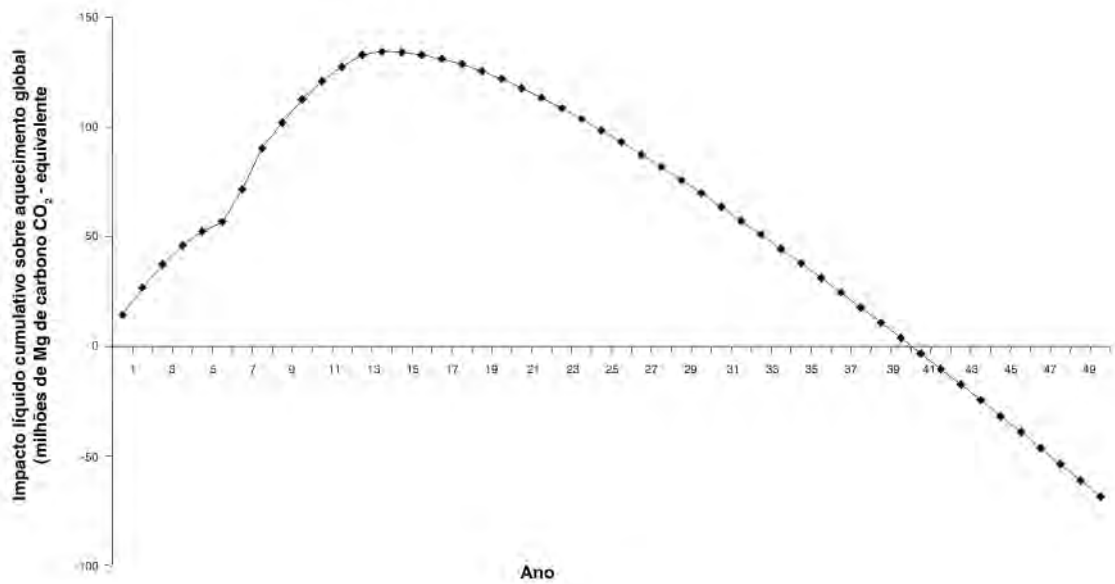


Figura 9. Emissões líquidas anuais descontadas. Em uma base anual, o complexo começa a reembolsar suas emissões iniciais depois do ano 15, independente de taxa de desconto.

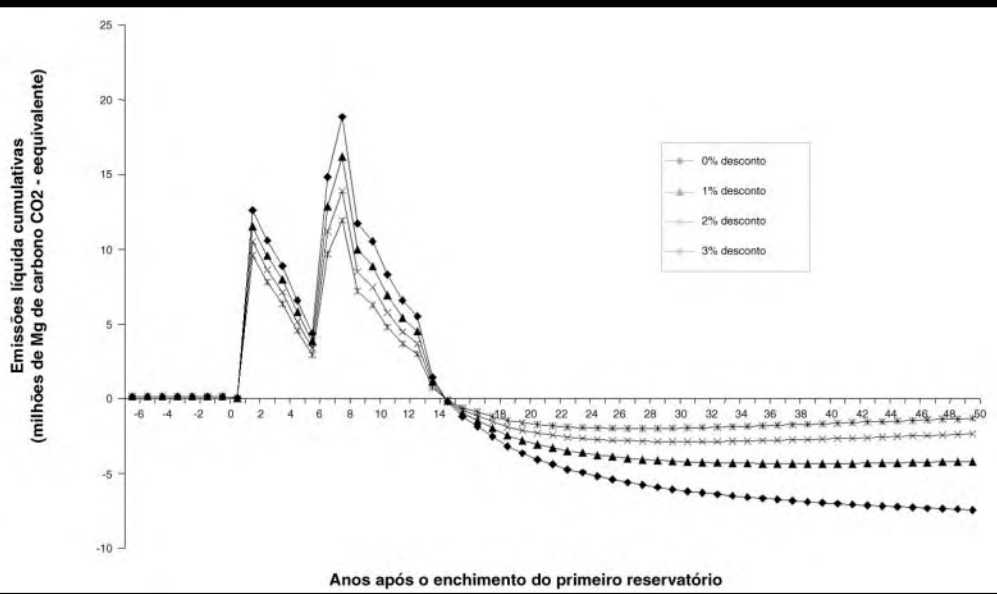


Figura 10. Emissões cumulativas descontadas. Descontando estende o tempo precisado para o complexo para conseguir um saldo positivo em termos de seu impacto acumulado.

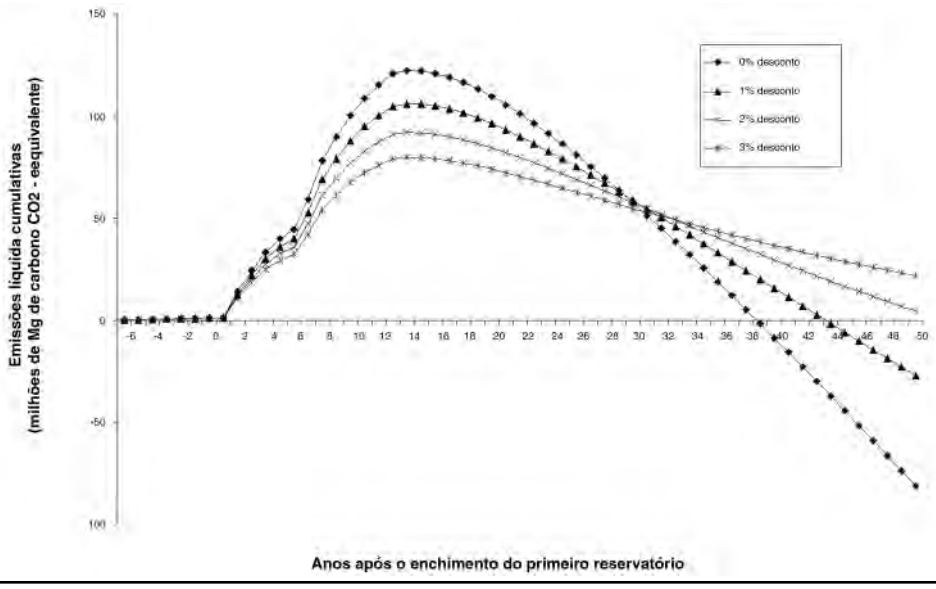
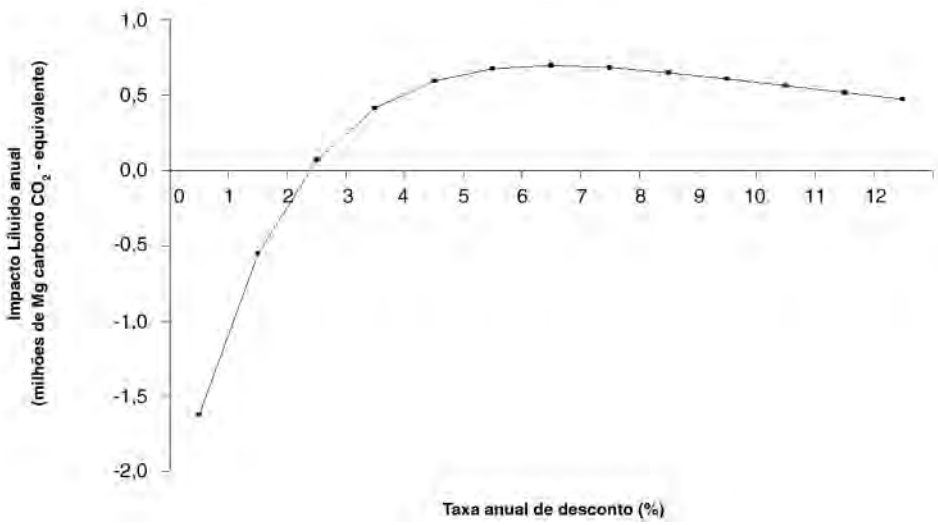


Figura 11. Efeito de taxa de desconto em emissões líquidas anuais médias ao longo de um horizonte de tempo de 50 anos. Se for usado uma taxa de desconto anual de 1,5% ou mais, o complexo tem um impacto maior sobre o efeito estufa do que a alternativa de combustível fóssil.



estas (Fearnside, 2002b,c), um contingente importante nos debates sobre a contabilidade de carbono (por exemplo, o Instituto Florestal Europeu) defende o uso das mesmas taxas de desconto para carbono como para dinheiro, e as análises financeiras para Belo Monte usam uma taxa de desconto de 12% para dinheiro (Brasil, ELETRONORTE, 2002, Tomo I, pág. 6-84).

Em termos de efeito estufa, uma série de argumentos fornece uma razão para dar um valor ao tempo nos cálculos sobre emissões de gases de efeito estufa (Fearnside, 1995b, 1997b, 2002b,c; Fearnside *et al.*, 2000). O efeito estufa não é um evento pontual, como uma erupção vulcânica, já que uma mudança de temperatura seria essencialmente permanente, aumentando as probabilidades de secas e de outros impactos ambientais. Qualquer adiamento nas emissões de gases de efeito estufa , e do aumento conseqüente da temperatura, então representa um ganho das vidas humanas e outras perdas que teriam acontecido caso contrário ao longo do período do adiamento. Isto dá para o tempo um valor que é independente de qualquer perspectiva "egoísta" da geração atual. Apesar dos benefícios de dar valor ao tempo para favorecer decisões que adiam o efeito estufa, chegar a um acordo político sobre os pesos apropriados para o tempo é extremamente difícil. O curso de menor resistência nas primeiras rodadas de negociações sobre o Protocolo de Kyoto foi de usar um horizonte de tempo de 100 anos, sem descontar ao longo deste período, como o padrão para comparações entre os diferentes gases de efeito estufa (*i.e.*, o potencial de aquecimento global de 21 adotado para metano). Se formulações alternativas são usadas que dão um peso ao tempo, o impacto do

complexo Belo Monte/Babaquara aumentaria, e, mais importante ainda, aumentaria o impacto de hidrelétricas comparadas a outras possíveis opções para provisão de energia.

O debate sobre provisão de energia e substituição de combustível fóssil precisa ir além de cálculos simples de combustível queimado por kWh gerado. No caso de grandes represas amazônicas, não é necessariamente verdade que, ao deixar de construir uma barragem, uma quantidade equivalente de combustível fóssil seria queimada no seu lugar. Isto porque pouco da energia gerada é usada para propósitos essenciais que seriam de difícil redução, tais como no consumo residencial e indústrias que atendem o mercado doméstico. Ao invés disso, uma porcentagem significativa e crescente da energia da rede nacional brasileira é destinada para indústrias eletrointensivas, tais como as que fabricam o alumínio. O Brasil exporta grandes quantidades de alumínio barato, e altamente subsidiado (especialmente para o Japão).

O alumínio que o Brasil exporta é beneficiado usando eletricidade de hidrelétricas que são construídas com o dinheiro dos contribuintes e consumidores residenciais brasileiros. Se menos hidrelétricas fossem construídas, o resultado provável seria diminuir o subsídio financeiro e ambiental dado ao Mundo como um todo, em lugar de continuar suprindo energia a uma indústria de exportação de alumínio com base no aumento de geração de energia a partir de combustíveis fósseis. Companhias de alumínio que atendem o mercado internacional (distinto do consumo doméstico brasileiro) teriam que se remover para outro país ou, no final das contas, teriam que produzir menos alumínio e explorar outros materiais de menor impacto. O preço do alumínio subiria para refletir o verdadeiro custo ambiental desta indústria muito esbanjadora, e o consumo global diminuiria a um nível mais baixo. Acrescentar mais uma usina hidrelétrica à rede nacional apenas posterga ligeiramente o dia quando o Brasil e o Mundo enfrentarão esta transformação fundamental. Um dia a contabilidade destes custos ambientais será feita e considerada antes de tomar decisões, tais como transações para ampliar as indústrias eletrointensivas no Brasil. A recente onda em transações industriais com a China, após uma visita presidencial àquele país em 2004, fornece um exemplo altamente pertinente. Quando são feitos acordos que demandam grandes quantidades adicionais de eletricidade, então os estudos de impacto ambiental e o processo de licenciamento para as várias barragens planejadas tendem a se tornar meros enfeites decorativos para uma série de obras predeterminadas.

X. Conclusões

O complexo hidrelétrica Belo Monte/Babaquara teria um impacto significativo sobre o efeito estufa, embora a quantidade grande de energia produzida compensaria eventualmente as emissões iniciais altas. As hipóteses usadas aqui indicam que 41 anos seriam necessários para o complexo chegar a ter um saldo positivo em termos de impacto sobre o aquecimento global no cálculo mais favorável a hidrelétricas, sem aplicação de nenhuma taxa de desconto. Apesar de incerteza alta sobre vários parâmetros fundamentais, a conclusão geral parece ser robusto. Isto é, que o complexo teria impacto significativo, e que o nível de impacto a longo prazo, embora muito mais baixo do que nos primeiros anos, seria mantido em níveis apreciáveis.

A presente análise inclui várias suposições conservadoras relativo às porcentagens de metano emitidas por caminhos diferentes. Valores mais altos para estes parâmetros estenderiam ainda mais o tempo necessário para o complexo ter um saldo positivo em termos de aquecimento global.

O impacto atribuído a represas é altamente dependente de qualquer valor dado à evolução temporal das emissões: qualquer taxa de desconto ou outro mecanismo de preferência temporal aplicado aumentaria mais o impacto calculado para hidrelétricas em comparação com geração com combustíveis fósseis. O valor de 41 anos para uma emissão de gases de efeito estufa desta magnitude é até mesmo significativo a zero desconto. O complexo Belo Monte/Babaquara não terá um saldo positivo até o final do horizonte de tempo de 50 anos com taxas de desconto anuais superiores de 1,5%.

Os casos de Belo Monte e das outras barragens do Xingu ilustram a necessidade absoluta de se considerar as interligações entre projetos diferentes de infra-estrutura e incluir estas considerações como uma condição prévia para construir ou autorizar quaisquer dos projetos. Adiar a análise dos projetos mais controversos não é uma solução.

Agradecimentos

O Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq AI 470765/01-1) e o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA PPI 1-3620) contribuíram com apoio financeiro. Agradeço a Neusa Hamada, Reinaldo Barbosa, Paulo M.L.A. Graça, Glenn Switkes e a Jadihér Assis de Oliveira pelos comentários.

LEGENDAS DAS FIGURAS

Figura 3a. Ebuliação e emissões de difusão contra concentração de metano. Dados de emissões são de Petit Saut (Galy-Lacaux et al., 1999).

Figura 3b. Ebuliação e emissões de difusão contra concentração de metano. Dados de emissões são de Petit Saut (Galy-Lacaux et al., 1999).

Figura 3c. Ebuliação e emissões de difusão contra concentração de metano. Dados de emissões são de Petit Saut (Galy-Lacaux et al., 1999).

Figura 3d. Emissões de difusão para todas as profundidades. Dados de emissões são de Petit Saut (Galy-Lacaux et al., 1999).

Figura 4a. Fontes de carbono decomposto anaerobicamente: Babaquara (Altamira) reservatório;

Figura 4b. Fontes de carbono decomposto anaerobicamente: Belo Monte Reservatório da Calha;

Figura. 4c. Fontes de carbono decomposto anaerobicamente: Belo Monte Reservatório dos Canais.

Figura 5a. Metano calculado a 30 m de profundidade: Reservatório de Babaquara (Altamira);

Figura 5b. Metano calculado a 30 m de profundidade: Belo Monte Reservatório da Calha;

Figura 5c. Metano calculado a 30 m de profundidade: Belo Monte Reservatório dos canais.

Figura 6. Emissões por caminho para o complexo Belo Monte/Babaquara (Altamira). O complexo começa a reembolsar sua dívida de emissões de gás de efeito estufa após o 15º ano depois de encher o primeiro reservatório.

Figura 8. Impacto de aquecimento globallíquido cumulativo do complexo Belo Monte/Babaquara (Altamira) (sem descontar). O complexo só consegue um saldo positívo depois de 41 anos.

Figura 9. Emissões líquidas anuais descontadas. Em uma base anual, o complexo começa a reembolsar suas emissões iniciais depois do ano 15, independente de taxa de desconto.

Figura 10. Emissões cumulativas descontadas. Descontando estende o tempo precisado para o complexo para conseguir um saldo positivo em termos de seu impacto acumulado.

Figura 11. Efeito de taxa de desconto em emissões líquidas anuais médias ao longo de um horizonte de tempo de 50 anos. Se for usado uma taxa de desconto anual de 1,5% ou mais, o complexo tem um impacto maior sobre o efeito estufa do que a alternativa de combustível fóssil.

BIBLIOGRAFIA

Albritton, D.L., R.G. Derwent, I.S.A. Isaksen, M. Lal & D.J. Wuebbles. 1995. Trace gas radiative forcing indices. p. 205-231. Em: J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, J. Bruce, Hoesung Lee, B.A. Callander, E. Haites, N. Harris & K. Maskell (eds.), *Climate Change 1994: Radiative Forcing of Climate Change and an Evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 339 p.

Brasil, ANEEL. 2001. Descargas médias de longo período: Bacia do Amazonas-Rios Tapajós/Amazonas/Iriri/Xingu. *http://www.aneel.gov.br/cgrh/atlas/subbac/sub18_f.jpg*.

Brasil, ELETROBRÁS & DNAEE. 1997. *Instruções para Estudos de Viabilidade de Aproveitamentos Hidrelétricos*. Centrais Elétricas do Brasil (ELETROBRÁS) & Departamento Nacional de Água e Energia Elétrica (DNAEE), Brasília, DF, Brasil.

Brasil, ELETRONORTE. 1987a. Esclarecimento Público: Usina Hidrelétrica Balbina. Modulo 1, Setembro 1987. Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (ELETRONORTE), Brasília, DF, Brasil. 4 p.

Brasil, ELETRONORTE, 1987b. *UHE Balbina: Enchimento do Reservatório, Considerações Gerais*. BAL-39-2735-RE. Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (ELETRONORTE), Brasília, DF, Brasil. 12 p. + anexos.

Brasil, ELETRONORTE. 2002. *Complexo Hidrelétrico Belo Monte: Estudos De Viabilidade, Relatório Final*. Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (ELETRONORTE), Brasília, DF, Brasil. 8 vols.

Brasil, ELETRONORTE. nd. [C. 1988]. The Altamira Hydroelectric Complex. Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (ELETRONORTE), Brasília, DF, Brasil. 16 p.

Brasil, ELETRONORTE. nd. [C. 1989]. Altamira.txt. Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (ELETRONORTE), Brasília, DF, Brasil. 6 p. (disponível de: Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas-UNICAMP, Campinas, SP, Brasil).

Brasil, ELETRONORTE. s/d[C. 2002]a. *Complexo Hidrelétrico Belo Monte: Estudo de Impacto Ambiental- E I A. Versão preliminar.* Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (ELETRONORTE), Brasília, DF, Brasil. 6 vols.

Brasil, ELETRONORTE. s/d[C. 2002]b. CHE Belo Monte – Estudos de Viabilidade. Localização geral de obras, infraestrutura, acessos e rede de distribuição de energia. Ilustração 232, BEL-V 10-100-0024 R-0. Map scale: 1:200,000. Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (ELETRONORTE), Brasília, DF, Brasil.

Brasil, MME-CCPESE. 2002. *Plano Decenal de Expansão 2003-2012: Sumário Executivo*. Ministério das Minas e Energia, Comité Coordinador do Planejamento da Expansão dos Sistemas Elétricas (MME-CCPESE), Brasília, DF, Brasil. 75 p.

Brown, S. & A.E. Lugo. 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. *Interciencia* 17(1): 8-18.

da Cruz, P.T. 1996. *100 Barragens Brasileiras: Casos Históricos, Materiais de Construção, Projeto*. Oficina de Texto, São Paulo, SP, Brasil. 648 p.

de Lima, I.B.T. 2002. *Emissão de metano em reservatórios hidrelétricos amazônicos através de leis de potência*. Ph.D. thesis in nuclear energy, Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, SP, Brasil. 108 p.

de Lima, I.B.T., R.L. Victoria, E.M.L.M. Novo, B.J. Feigl, M.V.R. Ballester & J.M.

Omero. 2002. Methane, carbon dioxide and nitrous oxide emissions from two Amazonian reservoirs during high water table. *Verhandlungen International Vereinigung für Limnologie* 28(1): 438-442.

de Miranda, E.E., J.R. de Miranda & P.F. dos Santos. 1988. Efeitos ecológicos das barragens do Xingu: Uma avaliação preliminar. p. 83-102 Em: L.A.O. Santos & L.M.M. de Andrade (eds.) *As Hidrelétricas do Xingu e os Povos Indígenas*. Comissão Pró-Índio de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil. 196 p.

Dones, R. & U. Gantner. 1996. Greenhouse gas emissions from hydropower full energy chain in Switzerland. Em: *Assessment of Greenhouse Gas Emissions from the Full Energy Chain for Hydropower, Nuclear Power and Other Energy Sources. Papers Presented at an IAEA Advisory Group Meeting Jointly Organized by Hydro-Québec and the International Atomic Energy Agency, Hydro-Québec Headquarters, Montreal (Canada) 12-14 March 1996*. IAEA, Vienna, Aústria. Paginação irregular.

Dumestre, J.F., J. Guezenec, C. Galy-Lacaux, R. Delmas, S.A. Richard & L. Labroue. 1999. Influence of light intensity on methanotrophic bacterial activity in Petit-Saut reservoir, French Guiana. *Applied and Environmental Microbiology* 65(2): 534-539.

Fearnside, P.M. 1989. Brazil's Balbina Dam: Environment versus the legacy of the pharaohs in Amazonia. *Environmental Management* 13(4): 401-423.

Fearnside, P.M. 1990. *A Hidrelétrica de Balbina: O Faraonismo Irreversível versus o Meio Ambiente na Amazônia*. Instituto de Antropologia Meio-Ambiente (IAMÁ), São Paulo, SP, Brasil. 63 p.

Fearnside, P.M. 1995a. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of 'greenhouse' gases. *Environmental Conservation* 22(1): 7-19.

Fearnside, P.M. 1995b. Global warming response options in Brazil's forest sector: Comparison of project-level costs and benefits. *Biomass and Bioenergy* 8(5): 309-322.

Fearnside, P.M. 1996a. Hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: Response to Rosa, Schaeffer & dos Santos. *Environmental Conservation* 23(2): 105-108.

Fearnside, P.M. 1996b. Amazonia and global warming: Annual balance of greenhouse gas emissions from land-use change in Brazil's Amazon region. p. 606-617 Em: J. Levine (ed.), *Biomass Burning and Global Change. Volume 2: Biomass Burning in South America, Southeast Asia and Temperate and Boreal Ecosystems and the Oil Fires of Kuwait*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts, E.U.A. 902 p.

Fearnside, P.M. 1997a. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 90(1): 59-89.

Fearnside, P.M. 1997b. Greenhouse-gas emissions from Amazonian hydroelectric reservoirs: The example of Brazil's Tucuruí Dam as compared to fossil fuel alternatives. *Environmental Conservation* 24(1): 64-75.

Fearnside, P.M. 2000. Global warming and tropical land-use change: Greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change* 46(1-2): 115-158.

Fearnside, P.M. 2001. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Management* 27(3): 377-396.

Fearnside, P.M. 2002a. Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications. *Water, Air and Soil Pollution* 133(1-4): 69-96.

Fearnside, P.M. 2002b. Time preference in global warming calculations: A proposal for a unified index. *Ecological Economics* 41: 21-31.

Fearnside, P.M. 2002c. Why a 100-year time horizon should be used for global warming mitigation calculations. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 7(1): 19-30.

Fearnside, P.M. 2004. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams: Controversies provide a springboard for rethinking a supposedly "clean" energy source, *Climatic Change* (no prelo).

Fearnside, P.M. s/d. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environmental Management* (no prelo).

Fearnside, P.M., D.A. Lashof & P. Moura-Costa. 2000. Accounting for time in mitigating global warming through land-use change and forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 5(3): 239-270.

Fearnside, P.M., N. Leal Filho & F.M. Fernandes. 1993. Rainforest burning and the global carbon budget: Biomass, combustion efficiency and charcoal formation in the Brazilian Amazon'. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)* 98(D9): 16.733-16.743.

Furch, K. & W.J. Junk. 1992. Nutrient dynamics of submersed decomposing Amazonian herbaceous plant species *Paspalum fasciculatum* and *Echinochloa polystachya*. *Revue D'Hydrobiologie Tropicale* 25(2): 75-85.

Furch, K. & W.J. Junk. 1997. The chemical compostion, food value, and decomposition of herbaceous plants, leaves, and leaf litter of floodplain forests. p. 187-205. Em: W.J. Junk (ed.) *The Central Amazon Floodplain – Ecology of a Pulsing System*. Springer-Verlag, Heidelberg, Alemanha. 525 p.

Gagnon, L. 2002. The International Rivers Network statement on GHG emissions from reservoirs, a case of misleading science. International Hydropower Association, Sutton, Surrey, REINO UNIDO. (*http://www.hydropower.org/DownLoads/GHG-Reply-IRN-2002-v10.pdf*).

Galy-Lacaux, C., R. Delmas, C. Jambert, J.-F. Dumestre, L. Labroue, S. Richard & P. Gosse. 1997. Gaseous emissions and oxygen consumption in hydroelectric dams: A case study in French Guyana. *Global Biogeochemical Cycles* 11(4): 471-483.

Galy-Lacaux, C., R. Delmas, J. Kouadio, S. Richard & P. Gosse. 1999. Long-term greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical forest regions. *Global Biogeochemical Cycles* 13(2): 503-517.

IHA. s/d[*C*. 2002]. Greenhouse gas emissions from reservoirs. International Hydropower Association (IHA), Sutton, Surrey, Reino Unido. 2 p. http:// www.hydropower.org/ Down Loads/Emissions%20from%20 reservoirs.pdf.

Ikusima, I. 1980. The adventive spread of submerged macrophytes in Lake Biwa, Japan. p. 855-860 Em: J.I. Furtado (ed.) *Tropical Ecology and Development: Proceedings of the 5th International Symposium of Tropical Ecology, 16 21 April 1979, Kuala Lumpur, Malaysia*. International Society for Tropical Ecology (ISTE), Kuala Lumpur, Malásia. 1.383 p.

Indriunas, L. 1998. "FHC inaugura obras em viagem ao Pará". *Folha de São Paulo*. 14 de julho de 1998, p. 1-17.

IRN. 2002. *Flooding the Land, Warming the Earth: Greenhouse Gas Emissions from Dams*. International Rivers Network (IRN), Berkeley, California, E.U.A. 18 p.

Jordan, C.T. & C. Uhl. 1978. Biomass of a "tierra firme" forest of the Amazon Basin. *Oecologia Plantarum* 13(4): 387 400.

Junk, W.J. & K. Furch. 1991. Nutrient dynamics in Amazonian floodplains: Decomposition of herbaceous plants in aquatic and terrestrial environments. *Verhandlungen International Vereinigung für Limnologie* 24: 2.080-2.084.

Junk, W.J. & M.T.F. Piedade. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. Em: W.J. Junk (ed.) *The Central Amazon Floodplain – Ecology of a Pulsing System*. Springer-Verlag, Heidelberg, Alemanha. 525 p.

Junk, W.J., B.A. Robertson, A.J. Darwich & I. Vieira. 1981. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa hidrelétrica na Amazônia Central. *Acta Amazonica* 11**:** 689-716.

Klinge, H. 1973. Biomasa y materia orgánica del suelo en el ecosistema de la pluviselva centro-amazónico. *Acta Científica Venezolana* 24: 174-181.

Klinge, H. & W.A. Rodrigues. 1973. Biomass estimation in a central Amazonian rain forest. *Acta Cientifica Venezolana* 24: 225-237.

Maceira, M.E.P. & J.M. Damázio. nd. Analysis of the streamflow record extension for the Xingu River at Babaquara. Electrical Power Research Center – CEPEL, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. (*http://www.unesco.org.uy/phi/libros/manaos/3.html*)**.**

Martius, C., P.M. Fearnside, A.G. Bandeira & R. Wassmann. 1996. Deforestation and methane release from termites in Amazonia. *Chemosphere* 33(3): 517-536.

Martius, C., R. Wassmann, U. Thein, A.G. Bandeira, H. Rennenberg, W. Junk & W. Seiler. 1993. Methane emission from wood-feeding termites in Amazonia. *Chemosphere* 26 (1-4)**:** 623-632.

McCulloch, M. & J. Vadgama. 2003. *Life-cycle evaluation of GHG emissions and land change related to selected power generation options in Manitoba*. Project 256-001, Pembina Institute for Äppropriate Development, Calgary, Älberta, Canadá. 51 p. http://www.pembina.org.

Melack, J. & B.R. Forsberg. 2001. Biogeochemistry of Amazon floodplain lakes and associated watersheds. p. 235-274 Em: M.E. McClain, R.L. Victoria & J.E. Richey (eds.) *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. Oxford University Press, New York, E.U.A. 365 p.

Melack, J.M. & L.L. Hess. 2004. Remote sensing of wetlands on a global scale. *SILnews*, No. 42: 1-5. *http://www.limnology.org/news/silnews42.pdf*

Mori, S. A. & P. Becker. 1991. Flooding affects survival of Lecythidaceae in terra firme forest near Manaus, Brazil. *Biotropica* 23: 87-90.

Paiva, M.P. 1977. *The Environmental Impact of Man Made Lakes in the Amazonian Region of Brazil*. Centrais Elétricas Brasileiras S.A. (ELETROBRÁS), Diretoria de Coordenação, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 69 p.

Peisajovich, A., A. Chamberland & L. Gagnon. 1996. Greenhouse gases from full energy cycle of northern hydroelectricity (preliminary assessment of production and transportation). Em*: Assessment of Greenhouse Gas Emissions from the Full Energy Chain for Hydropower, Nuclear Power and Other Energy Sources. Papers Presented at an IAEA Advisory Group Meeting Jointly Organized by Hydro-Québec and the International Atomic Energy Agency, Hydro-Québec Headquarters, Montreal (Canada) 12-14 March 1996*. IAEA, Vienna, Aústria. Paginação irregular.

Pinto, L.F. 2002. *Hidrelétricas na Amazônia: Predestinação, Fatalidade ou Engodo?* Edição Jornal Pessoal, Belém, Pará, Brasil. 124 p.

Potter, C.S., E.A. Davidson & L.V. Verchot. 1996. Estimation of global biogeochemical controls and seasonality on soil methane consumption. *Chemosphere* 32: 2.219-2.246.

Ramaswamy, V. & 40 others. 2001. Radiative forcing of climate change. p. 349-416 Em: Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.G., Noguer, M., Van der Linden, R.J. & Xiausu, D. (eds.). *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 944 p.

Revilla Cardenas, J.D. 1987. *Relatório: Levantamento e Análise da Fitomassa da UHE de Kararaô, Rio Xingú*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazonas, Brasil.

Revilla Cardenas, J.D. 1988. *Relatório: Levantamento e Análise da Fitomassa da UHE de Babaquara, Rio Xingú*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazonas, Brasil.

Rosa, L.P., M.A. dos Santos, J.G. Tundisi & B.M. Sikar. 1997. Measurements of greenhouse gas emissions in Samuel, Tucuruí and Balbina Dams. p. 41-55 Em: L.P. Rosa & M.A. dos Santos (eds.), *Hydropower Plants and Greenhouse Gas Emissions*. Coordenação dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Rosa, L.P., R. Schaeffer & M.A dos Santos. 1996. Are hydroelectric dams in the Brazilian Amazon significant sources of 'greenhouse' gases? *Environmental Conservation* 23(2): 2-6.

Rosa, L.P., B.M. Sikar, M.A. dos Santos & E. M. Sikar. 2002. *Emissões de dióxido de carbono e de methano pelos reservatórios hidrelétricos brasileiros. Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicos de Gases de Efeito Estufa. Relatórios de Referência*. Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia (COPPE). Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), Brasília, DF, Brasil. 119 p. *http://www.mct.gov.br/clima/comunic_old/pdf/metano_p.pdf*

Rosenqvest, A., B.R. Forsberg, T.P. Pimentel, Y.A. Rausch & J.E. Richey. 2002. The use of spacebourne radar data to model inundation patterns and trace gas emissions in the Central Amazon floodplain. *International Journal of Remote Sensing* 7: 1303-1328.

Schimel, D. & 75 others. 1996. Radiative forcing of climate change. p. 65-131. Em: J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg & K. Maskell (eds.) *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 572 p.

Seva, O. 1990. Works on the great bend of the Xingu—A historic trauma? p. 19-35 Em: L.A.O. Santos & L.M.M. de Andrade (eds.) *Hydroelectric Dams on Brazil's Xingu River and Indigenous Peoples*. Cultural Survival Report 30. Cultural Survival, Cambridge, Massachusetts, E.U.A. 192 p.

Trumbore, S.E., G. Bonani & W. Wölfli. 1990. The rates of carbon cycling in several soils from AMS ^{14}C measurements of fractionated soil organic matter. p. 407-414 Em: A.F. Bouman (ed.) Soils and the Greenhouse Effect. John Wiley & Sons, New York, E.U.A. 575 p.

Van de Vate, J.F. 1995. The IAEA investigations into studies on comparative assessment of FENCH emissions of GHGs of different energy sources: An update. *Assessment of Greenhouse Gas Emission from the Full Energy Chain for Nuclear Power and Other Energy Sources. IAEA, Vienna. 26-28 September 1995*. International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna, Aústria. Paginação irregular.

Verchot, L.V., E.A. Davidson, J.H. Cattânio, I.L. Akerman, H.E. Erickson, & M. Keller. 1999. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. *Global BioGeochemical Cycles* 13(1): 31-46.

Vieira, I. 1982. *Aspectos Sinecológicos da Ictiofauna de Curuá-Úna, Represa Hidroelétrica da Amazônia Brasileira*. "Livre docencia" thesis in biology, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. 107 p.

Walker, I., R. Miyai & M.D.A.de Melo. 1999. Observations on aquatic macrophyte dynamics in the reservoir of the Balbina hydroelectric powerplant, Amazonas state, Brazil. *Acta Amazonica* 29: 243-265.

Wassmann, R. & C. Martius. 1997. Methane emissions from the Amazon floodplain. p.137-143. Em: W.J. Junk (ed.) *The Central Amazon Floodplain – Ecology of a Pulsing System*. Springer-Verlag, Heidelberg, Alemanha. 525 p.