EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SOLOS PRÉ-EXISTENTES À FORMAÇÃO DE RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS NA AMAZÔNIA: O CASO DA USINA HIDRELÉTRICA DE BELO MONTE

Ana Carolina da Rocha Lessa

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Planejamento Energético, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Planejamento Energético.

Orientador: Marco Aurélio dos Santos

Rio de Janeiro

Fevereiro de 2016

EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SOLOS PRÉ-EXISTENTES À FORMAÇÃO DE RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS NA AMAZÔNIA: O CASO DA USINA HIDRELÉTRICA DE BELO MONTE

Ana Carolina da Rocha Lessa

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO ISNTITUTO ALBERTO LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISISTOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS EM PLANEJAMENTO ENERGÉTICO.

Examinado por:

_____
Prof. Marco Aurélio dos Santos, D.Sc.

_____
Prof. Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas, D.Sc

_____
Prof. Luiz Pinguelli Rosa, D. Sc.

_____
Dr. Jorge Machado Damázio, D.Sc.

_____
Prof. John Edmund Lewis Maddock, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL
FEVEREIRO DE 2016

Lessa, Ana Carolina da Rocha

Emissão de gases de efeito estufa em áreas pré-existentes à formação de reservatórios hidrelétricos na Amazônia: o caso da usina hidrelétrica de Belo Monte/Ana Carolina da Rocha Lessa – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2016.

XIII, 67 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Marco Aurélio dos Santos

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, 2016.

Referências Bibliográficas: p. 55 - 67.

1. Emissões de solos. 2. Emissões líquidas 3. Mudança no uso da terra I. Santos, Marco Aurélio dos. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Planejamento Energético. III. Título.

"Lembra que o Senhor uma vez nos falou
Sobre a promessa de um dia colher?
O fruto que hoje temos nas mãos
É o que nos fazia sonhar.
Com muito trabalho e guardando a visão,
As vezes chorando mas sempre com fé.
Valeu a pena esperar no Senhor que mais uma vez foi fiel!
A nossa boca se encheu de alegria
E a nossa língua de júbilo.
Em toda a terra um canto se ouvia
Grandes coisas fez o Senhor.
A nossa boca se encheu de alegria
E a nossa língua de júbilo.
A nossa colheita tem sido abundante
Cumpriu-se a palavra de Deus."

(Cântico da Colheita - Carlos Gouveia & Edson Feitosa)

Dedico este trabalho aos meus amados pais Elizeu e Maria e ao marido Diego.

Agradecimentos

Agradeço a Deus pela oportunidade de expandir meus conhecimentos e me aprimorar.

Agradeço aos meus pais, Elizeu e Maria, pelo amor incondicional e apoio de sempre e meus irmãos, cunhados e sobrinhos, Alexandre, Rosana, Henrique, Isabel, Adriano, Flávia, Maitê, Tito, Raul, Fernanda, Pablo e Theo por todo incentivo e exemplo.

Agradeço ao meu marido, Diego, pelo apoio, incentivo e compreensão sempre dedicados a mim. Obrigada por acreditar em mim!

Agradeço ao meu orientador Dr. Marco Aurélio pela parceria e oportunidade de realização do trabalho.

Agradeço a minha amiga Débora, pelo companheirismo. E também aos companheiros de trabalho e viagens John, Thalita, Diego, Marcelo, Nordino, Cláudio e outros que tornaram os momentos de cansaço e saudade mais agradáveis.

Agradeço ao Orleno pela ajuda na confecção dos mapas. A Juliana pela ajuda nas análises estatísticas. Agradeço ao Dr. Bruno Alves e ao Selmo da Embrapa Agrobiologia que me auxiliaram em algumas análises de solo.

Agradeço aos professores e funcionários do PPE pelos conhecimentos proporcionados e pelo auxilio durante o curso.

Agradeço a CHESF/CEPEL/MME – Projeto Balcar por possibilitar e financiar a realização deste projeto, e ao CNPq pela concessão da bolsa de estudo.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Doutor em Ciências (D. Sc.)

EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SOLOS PRÉ-EXISTENTES À FORMAÇÃO DE RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS NA AMAZÔNIA: O CASO DA USINA HIDRELÉTRICA DE BELO MONTE

Ana Carolina da Rocha Lessa

Fevereiro/2016

Orientador: Marco Aurélio dos Santos
Programa: Planejamento Energético

A geração hidrelétrica é importante em muitos países. No Brasil, é responsável por mais de 65% da geração elétrica. Apesar de ser uma fonte de energia renovável, existe uma grande preocupação com potenciais emissões de gases de efeito estufa (GEE) produzidos pelos reservatórios hidrelétricos. Emissões de áreas pré-existente a criação dos reservatórios, devem ser consideradas para o cálculo da contribuição líquida de cada projeto. O presente estudo foi desenvolvido para avaliar as emissões de áreas terrestres pré-existentes ao futuro reservatório do Complexo Hidrelétrico de Belo Monte, localizado na região amazônica. Quatro campanhas foram realizadas ao longo de um ano, dezesseis áreas foram amostradas em cada campanha, sendo áreas com cobertura vegetal de floresta e pastagens. Os fluxos de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) dos solos foram medidos, e algumas características químicas e físicas do solo foram avaliadas. Os valores das medianas de emissões de CH_4 foram 9,97 ± 3,55 mg CH_4 m^{-2} d^{-1} e 11,34 ± 1,62 mg CH_4 m^{-2} d^{-1} para pastagem e floresta, respectivamente. Para CO_2 no pasto foi 10.448,41 ± 3.036,48 mg CO_2 m^{-2} d^{-1} e ± 8.004,50 1.314,98 mg CO_2 m^{-2} d^{-1} para floresta. Os fluxos de N_2O foram próximos a zero, variando de 0,78 ± 0,56 mg N_2O m^{-2} d^{-1} para pastagem e 0,67 ± 0,29 mg N_2O m^{-2} d^{-1} para floresta. As variáveis dos solos avaliadas apresentaram baixa correlação com os fluxos dos gases. O estudo mostrou que as áreas terrestres, no pré-enchimento dos reservatórios, podem atuar como potenciais emissoras de GEE.

Abstract of Thesis presente to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D. Sc.)

EMISSIONS OF GREENHOUSE GASES IN TERRESTRIAL AREAS PRE-EXISTING TO HYDROELECTRIC PLANT RESERVOIRS IN THE AMAZON: THE CASE OF BELO MONTE HYDROELECTRIC PLANT

Ana Carolina da Rocha Lessa

February/2016

Advisor: Marco Aurélio dos Santos
Departament: Energy Planning

Hydroelectric generation is important in many countries. In Brazil, it accounts for over 65% of the electric. Despite a renewable energy source, there is great concern about potential emissions of greenhouse gases (GHG) produced by the hydropower reservoirs. Pre-existing reservoirs creation, the GHG measurements should considered to calculating the net contribution of each project. This study was developed to evaluate emissions of pre-existing terrestrial areas of the future reservoir of Belo Monte Hydroeletric Complex, located in the Amazon region. Four campaigns were carried out over a year, sixteen areas were sampled in each campaign, scattered in areas with vegetation of forest and grassland. The emission flux of carbon dioxide (CO_2), methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) of soil were measured, and some chemical and physical characteristics of the soil were evaluated. The average values of CH_4 emissions were 9.97 ± 3.55 mg CH_4 m^{-2} d^{-1} and 11.34 ± 1.62 mg CH_4 m^{-2} d^{-1} for grassland and forest, respectively. For CO_2 in the pasture was 10448.41 ± 3036.48 mg CO_2 m^{-2} d^{-1} and 8004.50 ± 1314.98 mg CO_2 m^{-2} d^{-1} for the forest. The N_2O fluxes were close to zero, ranging from 0.78 ± 0.56 mg N_2O m^{-2} d^{-1} for pasture and 0.67 ± 0.29 mg N_2O m^{-2} d^{-1} to the forest. The gas fluxes showed low correlation to the evaluated soil variables. The study showed that the land areas, pre-filling of reservoirs, can act as potential emitters of greenhouse gases.

SUMÁRIO

1. Introdução 1

2. Objetivos 4

2.1 Geral 4

2.2 Específicos 4

3. Revisão de Literatura 5

3.1 A Geração hidrelétrica 5

3.2 A produção de gases de efeito estufa em reservatórios hidrelétricos 9

3.3 Emissão de gases de efeito estufa pelos solos 13

3.3.1 Mudança do uso da terra e emissões de gases de efeito estufa 16

3.3.2 Importância do cálculo de emissões líquidas em áreas alagadas por reservatórios hidrelétricos 22

4. Material e métodos 26

4.1 Descrição da área 26

4.2 Coleta e análise de solo e gases de efeito estufa 28

4.3 Experiência de campo 38

5. Resultados e discussão 39

6. Conclusões 53

7. Referências bibliográficas 55

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Participação mundial das fontes geradoras de energia primária em 2013. Adaptado de IEA, 2015. 5

Figura 2. Esquema de como funciona a emissão de gases de efeito estufa em reservatórios hidrelétricos (Adaptado de SANTOS et al., 2005a). 11

Figura 3. Modelo conceitual "hole-in-the-pipe" (Adaptado de FIRESTONE & DAVIDSON, 1989). 15

Figura 4. Contribuição de cada gás no setor da mudança de uso da terra em 2012 (adaptado de MCTI, 2014). 17

Figura 5. Participação dos diferentes setores nas emissões de gases de efeito estufa no Brasil nos anos de 2005 e 2012 (Adaptado de MCTI, 2014) 18

Figura 6. Emissões brutas, remoções e emissões líquidas de CO2 do bioma Amazônia, por estado, no período 1994-2002 (Fonte: MCTI, 2014). 19

Figura 7. Localização geográfica e distribuição do uso e cobertura da terra na bacia de drenagem do reservatório da usina hidrelétrica de Belo Monte. 26

Figura 8. Variação da vazão média do rio Xingu e da pluviosidade média na área do Complexo Hidrelétrico de Belo Monte. Fonte: Fonte: Sistema de informações Hidrológicas – Agência Nacional de Águas. Adaptado pelo autor. 27

Figura 9. Distribuição do uso e cobertura da terra na bacia de drenagem do reservatório da usina hidrelétrica de Belo Monte. Fonte: BRASIL, 2014b, adaptado pelo autor. 28

Figura 10. Precipitação média diária no período de amostragem (Estação meteorológica convencional de Altamira do INMET). 29

Figura 11. Mapa da área do reservatório da UHE Belo Monte com a localização dos pontos de amostragem e respectivos usos do solo. Elaboração própria. 30

Figura 12. Foto de uma área de amostragem com cobertura vegetal de mata ás margens do rio Xingu. 31

Figura 13. Foto de uma área de amostragem com cobertura vegetal de mata ás margens do rio Xingu. 32

Figura 14. Foto de uma área de amostragem com cobertura vegetal de pastagem em futura área de reservatório do CHE Belo Monte. 32

Figura 15. Foto de uma área de amostragem com cobertura vegetal de pastagem em futura área de reservatório do CHE Belo Monte. 33

Figura 16. Câmara de PVC para coleta de amostras de gases no solo. 35

Figura 17. Preparação da solução do solo no agitador para análise de N mineral. 36

Figura 18. Coleta de amostra de solo indeformada através do uso do anel volumétrico. 37

Figura 19. Precipitação acumulada no período de amostragem e temperatura média do ar durante a realização das quatro campanhas na região de construção da usina hidrelétrica de Belo Monte – PA. 39

Figura 20. Valor de tendência central (mediana) dos fluxos de CH_4, CO_2 e N_2O dos solos avaliados das áreas de pasto e mata que serão inundadas pela construção do reservatório da usina hidrelétrica de Belo Monte - PA. As barras representam o valor mínimo e máximo dos fluxos encontrados. 41

Figura 21. Fluxos de CH4 (medianas) dos solos das áreas de pastagem e mata ciliar avaliadas nas quatro campanhas. As setas maiores indicam o período de chuvas e as setas menores indicam o período de seca. 43

Figura 22. Porcentagem de espaço poroso saturado com água (EPSA) dos solos das áreas de mata e pasto amostradas. 44

Figura 23. Valores médios das concentrações de amônio nas amostras de solo dos pontos de pastagem e mata avaliados. As barras indicam o erro padrão das médias..... 47

Figura 24. Valores médios das concentrações de nitrato nas amostras de solo dos pontos de pastagem e mata avaliados. As barras indicam o erro padrão das médias..... 48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Principais países produtores de energia hidrelétrica e suas respectivas potências instaladas referenciadas no ano 2013. 7

Tabela 2. Expansão hidrelétrica no Brasil entre os anos de 2015 e 2024..... 8

Tabela 3. Oferta brasileira interna de energia primária para geração de eletricidade. 9

Tabela 4. Contribuição dos setores da mudança do uso da terra nas emissões brasileira de gases de efeito estufa no ano de 2014..... 19

Tabela 5. Classe de solos encontradas na região do Complexo Hidrelétrico de Belo Monte e a descrição de suas principais características. 30

Tabela 6. Coordenadas geográficas, caracterização do tipo e uso dos solos dos pontos de pastagem e mata amostrados..... 34

Tabela 7. Valores das medianas dos fluxos de GEE emitidos pelas áreas terrestres, seguidos dos valores de erro padrão das medianas. 40

Tabela 8. Valores médios de umidade do solo obtidos nas áreas de pastagem e mata ciliar amostradas nas quatro diferentes campanhas (C1, C2, C3 e C4), e valores das densidades do solo (Ds) calculado para cada área..... 45

Tabela 9. Resumo dos resultados dos fluxos de GEE encontrados no presente estudo e valores comparativos presentes na literatura. 49

Tabela 10. Resultados das análises de fertilidade do solo dos pontos amostrados nas áreas de pastagem e mata..... 50

Tabela 11. Resultado do coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis do solo avaliadas e os fluxos de GEE. 51

1. Introdução

A energia hidrelétrica é hoje a maior fonte de energia renovável no mundo, fornecendo 16% da eletricidade mundial a preços competitivos. Ela é a principal fonte de energia elétrica em diversos países, desenvolvidos, emergentes ou em desenvolvimento, com é o caso do Brasil (IEA, 2012a). Em 2014 representou 65,2% do total da oferta interna de energia elétrica brasileira (EPE, 2015).

A utilização de fontes renováveis de energia é estratégica para qualquer país, principalmente quando este apresenta abundância e diversidade de recursos. Por ser uma fonte renovável de baixo custo de energia elétrica, as hidrelétricas apresentam um grande potencial hidrelétrico não utilizado, pois mundialmente existem pressões para redução da dependência de fontes esgotáveis, logo, a geração hidrelétrica tende a permanecer, ainda por muito tempo, como a principal fonte de energia elétrica de alguns países.

A construção de usinas hidrelétricas gera alguns impactos ambientais, que são sentidos não somente na esfera ambiental, como também na social. O deslocamento de famílias em função do alagamento de algumas áreas para criação de reservatórios é um exemplo de impacto que atinge tanto o ambiente como a sociedade, ademais existem alterações hídricas, climáticas e edáficas que são resultantes das construções de usinas hidrelétricas (SANTOS et al., 2013). Tal fato tem contribuído para o retardamento da aprovação de novos projetos em todo o mundo, reduzindo o aproveitamento energético dessa fonte.

Por muito tempo as usinas hidrelétricas foram consideradas uma fonte de energia limpa e renovável, fato esse que tem sofrido alterações desde a década de noventa com o surgimento de questionamentos a respeito das emissões de gases de efeito estufa (GEE) advindas de seus reservatórios (RUDD et al., 1993; KELLY et al., 1994; ROSA et al., 1996).

Comprovadamente os reservatórios hidrelétricos são responsáveis por emissões de GEE como óxido nitroso (N_2O), dióxido de carbono (CO_2) e, principalmente, metano (CH_4). Essas emissões tornam-se mais expressivas nos primeiros anos de existência do reservatório, fase onde a quantidade de material orgânico que fica submerso na água é maior. Com o tempo, a tendência é que essas emissões sejam reduzidas e se estabilizarem em um patamar menor (SANTOS et al., 2008).

A Amazônia brasileira é muito conhecida por sua abundância hídrica, o que tem atraído cada vez mais investimentos hidrelétricos para essa região. Além da riqueza de seus rios, a Amazônia é rica em diversidade biológica, possuindo uma floresta com expressiva densidade de matéria orgânica que cicla continuamente pelos diversos compartimentos desse Bioma.

Logo, é de se esperar que as usinas hidrelétricas construídas nessa região, em função desta riqueza e grande densidade de biomassa, sejam potenciais emissoras de GEE devido à localização de seus reservatórios. Porém, é preciso investigar o assunto com mais cautela antes de prover a sociedade com generalizações com poucas medidas de fluxos realizadas "in situ".

A alteração antropogênica de ecossistemas naturais e sua conversão em áreas alagadas, não só alteram o ambiente aquático, mudando o armazenamento de nutrientes e suas taxas de reciclagem, como também influenciam no balanço de carbono, nos fluxos de GEE e na química da água de superfície e sub-superfície, o que aparece como um fator limitante a sustentabilidade desse tipo de empreendimento (SANTOS, 2006).

Todavia, as áreas destinadas à construção de reservatórios hidrelétricos apresentam emissões prévias a sua implantação, sejam elas áreas naturais ou áreas que passaram por processos antrópicos, como é o caso de áreas desmatadas e convertidas à agricultura e pecuária.

Essas atividades são potencialmente emissoras de GEE e responsáveis pelo grande impacto causado pela mudança do uso da terra. Os solos naturalmente emitem gases como CO_2, CH_4 e N_2O em maiores ou menores quantidades, em função de variáveis como as características físico-químicas do solo, e variando conforme a cobertura vegetal e condições climáticas.

As emissões líquidas provenientes dos reservatórios hidrelétricos podem estar sendo superestimadas devido à falta de conhecimento das emissões anteriores ao represamento.

Estas emissões deveriam ser consideradas e descontadas em cálculos de emissões futuras desses gases quando um reservatório inunda um determinado tipo de ambiente. Dessa forma garante-se que os dados obtidos após a inundação representam realmente o aumento na emissão de GEE provocado pela inundação da área pelo reservatório hidrelétrico.

De forma a se obter as emissões líquidas das hidrelétricas, novos estudos propõem a incorporação de emissões líquidas pré-existentes à formação dos reservatórios (IHA, 2011 e IEA, 2012b).

Dessa forma, faz-se necessário a obtenção de dados que mostrem o real balanço das emissões de GEE em áreas que serão represadas para usinas hidrelétricas, a fim de se obter as emissões líquidas, ou seja, aquelas que são realmente resultantes do processo de inundação e represamento das áreas. Além, disso o conhecimento das características edafoclimáticas, e da relação dessas com as emissões de GEE permitem um maior entendimento do processo.

2. Objetivos

2.1 Geral

Quantificar as emissões de N_2O, CO_2 e CH_4 dos solos nas áreas terrestres da futura área do reservatório hidrelétrico de Belo Monte, sob diferentes usos dos mesmos.

Fornecer uma referência metodológica para estudos posteriores neste tópico.

2.2 Específicos

a) Identificação dos principais tipos de solo, de suas características e dos principais usos na futura área de reservatório da usina hidrelétrica de Belo Monte.
b) Descrição de características químicas e físicas dos solos e variáveis envolvidas nas emissões dos GEE.
c) Medição dos fluxos de solos em áreas terrestres do CHE de Belo Monte.
d) Correlação entre os fluxos obtidos e as características dos solos.

3. Revisão de Literatura

3.1 A Geração hidrelétrica

A energia hídrica tem se desenvolvido como uma fonte segura, confiável e capaz de fornecer energia elétrica a um baixo custo.

O conhecimento de como gerir de forma responsável os impactos ambientais e sociais tem melhorado consideravelmente nas últimas décadas, atingindo um nível satisfatório com a realização de avaliações de impactos que antecedem a construção das usinas.

Apesar das críticas de ecologistas, a gestão dos problemas ambientais oriundos da construção de hidrelétricas, bem como as estratégias de mitigação tem evoluído ao longo do tempo, e são parte fundamental dos projetos implantação de novas usinas.

Considerando-se as fontes primárias de energia, a energia hídrica, juntamente com os biocombustíveis e resíduos respondem por uma parte significativa (12,3%) da produção mundial de energia (Figura 1). Como são fontes renováveis, apresentam ainda um grande potencial para expansão, o fará com que a geração hidrelétrica permaneça, ainda por muito tempo, como a principal fonte de energia elétrica de alguns países, como é o caso do Brasil.

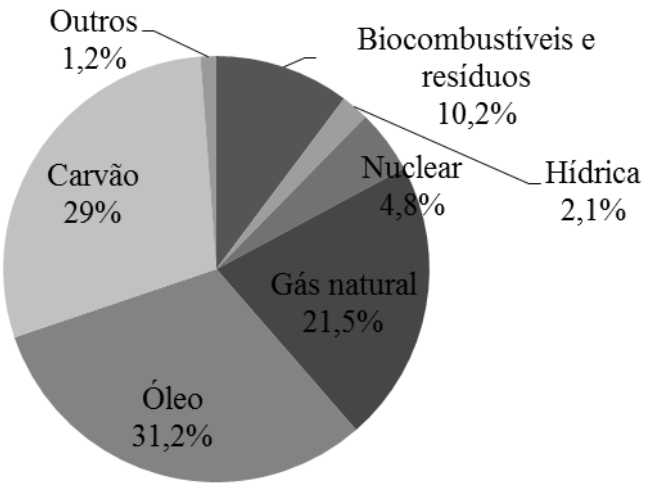

Figura 1. Participação mundial das fontes geradoras de energia primária em 2013. Adaptado de IEA, 2015.

Em função de sua dimensão e complexidade, o desenvolvimento de hidrelétricas enfrenta obstáculos consideráveis, pois exige uma injeção significativa de investimentos

necessários para a sua construção, bem como investimentos em linhas de transmissão e infraestrutura para transportar a energia para os centros de maior carga, bem como considerados a minimização dos impactos socioambientais associados à construção de grandes barragens.

Muitas barragens e reservatórios servem a propósitos múltiplos, incluindo controle de cheias e irrigação, tornando-os mais valiosos do que uma usina de energia de um único objetivo, que é típico de quase todos os outros meios de geração de energia elétrica.

Além disso, como todas as energias renováveis, as usinas hidrelétricas têm baixos custos operacionais e sem custos de combustível.

A construção de usinas hidrelétricas apresenta impactos ambientais negativos que desencadeiam grandes discussões. Os principais impactos estão relacionados com grandes barragens e reservatórios de uma forma geral.

Alguns desses impactos são referentes as alterações hidrológicas, como interrupção do contínuo do rio, alteração de vazão e inundação de grandes áreas. Impactos na flora e fauna também são referenciados, como a perda da biodiversidade, devido a submersão de algumas espécies e deslocamento de outras; fragmentação de ecossistemas e aumento da incidência de algumas doenças devido a multiplicação de vetores (SANTOS et al., 2013). E também são observados impactos sociais referentes a realocação de famílias devido a inundação das regiões em que vivem (KOIFMAN, 2001).

A hidroeletricidade é considerada uma tecnologia madura, sendo atualmente utilizada em aproximadamente 160 países, respondendo por cerca de 16% do fornecimento de eletricidade mundial (IEA, 2015). Esse valor é pequeno quando comparado a fontes fósseis de energia, que representam mais de 60%, porém expressivo quando comparado a outras fontes de energia renováveis, como a eólica, a solar, a geotermal e outras, que respondem por menos de 4% (IEA, 2015).

Os principais países geradores de energia hidroelétrica (Tabela 1), China, Estados Unidos, Brasil e Canadá, são responsáveis por metade da geração de energia hidroelétrica mundial. Esses países somados a Rússia, Noruega, Índia, Japão e França, representam 70% do total (IEA, 2015).

Tabela 1. Principais países produtores de energia hidrelétrica e suas respectivas potências instaladas referenciadas no ano 2013.

Países	GW
China	194
Estados Unidos	102
Brasil	86
Canadá	76
Rússia	50
Japão	49
Índia	40
Noruega	31
França	25

Fonte: IEA, 2015

É interessante observar que dentre os principais países produtores de energia hidrelétrica no mundo, alguns são altamente dependentes dessa fonte para a geração de energia, como a Noruega, onde a hidroeletricidade representa 96,1% do seu total de energia interna produzida. O mesmo ocorre pra Venezuela, com 67,8% e Canadá com 60,1% (IEA, 2015).

A geração de eletricidade no Brasil baseia-se fundamentalmente em fontes renováveis, representando 79,3% oferta interna de eletricidade no ano de 2013 (EPE, 2014).

Segundo Ministério de Minas e Energia e a Empresa de Pesquisa Energética (2015) a capacidade de geração hidráulica do Brasil deverá passar de 90 GW para 117 GW de 2015 a 2024. Na região Norte ocorrerá a maior expansão hidrelétrica, devido à entrada em operação de grandes empreendimentos (Tabela 2).

As regiões Sudeste e Sul do Brasil apresentam boa parte do seu potencial hidrelétrico já aproveitado, sendo essas regiões consideradas saturadas e com baixas perspectivas de novos empreendimentos (ELETROBRAS, 2012).

Tabela 2. Expansão hidrelétrica no Brasil entre os anos de 2015 e 2024.

Entrada em operação Ano	Projeto	Rio	Potência (MW)	UF
2015	UHE Teles Pires	Teles Pires	1.820	PA
2016	UHE Belo Monte	Xingu	11.233	PA
	UHE Colider	Teles Pires	300	MT
	UHE Salto Apiacás	Apiacás	45	MT
	UHE São Roque	Canoas	135	SC
2017	UHE Cachoeira Caldeirão	Araguari	219	AP
	UHE Baixo Iguaçu	Iguaçu	350	PR
2018	UHE São Manoel	Teles Pires	700	PA
	UHE Sinop	Teles Pires	400	MT
2019	UHE Itaocara I	Praíba do Sul	150	RJ
2021	UHE São Luiz do Tapajós	Tapajós	8.040	PA
	UHE Tabajara	Jiparaná	350	RO
	UHE Apertados	Piquiri	139	PR
2022	UHE Foz Piquiri	Piquiri	93	PR
	UHE Talêmaco Borba	Tibagi	118	PR
	UHE Ecrilândia	Piquiri	87	PR
2023	UHE Comissário	Piquiri	140	PR
	UHE Paranhos	Chopim	67	PR
	UHE Jatobá	Tapajós	2.338	PA
2024	UHE Castanheira	Arinos	192	MT
	UHE Bem Querer	Branco	708	RR
	UHE Itapiranga	Uruguai	725	SC/RS

Estima-se que capacidade de geração hidráulica do Brasil aumente mais de 30% até o ano de 2024, com a entrada desses novos empreendimentos novos empreendimentos, principalmente na região Norte do país, como as usinas do complexo do rio Tapajós, com destaque para a usina hidrelétrica de Belo Monte, na bacia do rio Xingu, no Estado do Pará (BRASIL, 2014a).

Apesar da tendência de aumento de outras fontes de energia (Tabela 3), devido a restrições socioeconômicas e ambientais de projetos hidrelétricos e aos avanços tecnológicos no aproveitamento de fontes não convencionais, tudo indica que a energia

hidráulica continuará sendo, por muitos anos, a principal fonte geradora de energia elétrica nacional.

Tabela 3. Oferta brasileira interna de energia primária para geração de eletricidade.

	Ano				
	2010	2011	2012	2013	2014
Fonte	%				
Hidráulica	80,5	81,9	76,9	72,7	65,2
Biomassa	4,7	6,6	6,8	7,8	7,3
Eólica	0,4	0,5	0,9	1,1	2
Gás natural	6,8	4,4	7,8	11,6	13
Derivados do petróleo	3,6	2,5	3,3	4,5	6,9
Nuclear	2,7	2,7	2,7	2,5	2,5
Carvão e derivados	1,3	1,4	1,6	2,7	3,2

Fonte: EPE 2011, 2012, 2013, 2014, 2015.

Como existe uma prospecção da manutenção da dependência da hidroeletricidade e sua expansão em algumas regiões brasileiras para os próximos anos, torna-se cada vez mais necessária a avaliação dos impactos causados pela implantação de hidrelétricas, uma vez que a demanda de energia aumenta a cada ano.

3.2 A produção de gases de efeito estufa em reservatórios hidrelétricos

Nos reservatórios hidrelétricos são produzidos gases de origem biogênica, produto da decomposição da matéria orgânica por micro-organismos aquáticos por via aeróbia e anaeróbia. Entre os gases produzidos encontram-se algumas espécies químicas de comprovada ação com o fenômeno do aquecimento global. Entre estes gases estão CO_2, CH_4 e N_2O.

As fontes de matéria orgânica para este processo podem ser o carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono orgânico particulado (COP) e detritos que são lixiviados de áreas vizinhas, e também pela decomposição da matéria orgânica, que pode ser da biomassa pré-existente que foi submersa, ou da biomassa gerada no reservatório.

O trabalho pioneiro que investigou a questão das emissões de gases de efeito estufa de reservatórios hidrelétricos foi de uma equipe de pesquisadores canadenses, ligados ao Freshwater Institute (RUDD et al., 1993). Neste trabalho, os autores fizeram estimativas que sugeriam que por unidade de energia hidráulica produzida, o fluxo de GEE de

alguns reservatórios hidrelétricos poderia ser significativo quando comparados à emissão de GEE por geração de eletricidade empregando-se combustível fóssil.

Alguns estudos desenvolvidos em reservatórios hidrelétricos ao redor do mundo (SVENSSON& ERICSSON, 1993; ROSA et al., 1996; TREMBLAY et al., 2005) tem demonstrado valores menos intensos de emissões de GEE quando comparados aos estudos desenvolvido inicialmente por Rudd et al. (1993).

Tal afirmação despertou na comunidade científica a necessidade de maiores investigações sobre emissões de GEE em reservatórios hidrelétricos, para serem consideradas nas definições estratégicas de políticas energéticas, legislações e regulamentações.

No Brasil, também na década de 90, estudos tiveram início com a medição de fluxos de gases nas hidrelétricas de Balbina, Tucuruí e Samuel, encontrando um resultado expressivo nas emissões de CH_4 por bolhas nos reservatórios (ROSA et al., 1996).

As emissões de gases de efeito estufa em reservatórios são controladas pelo transporte físico destes gases a partir do sedimento do fundo e da coluna d'água.

Os caminhos dessas emissões para atmosfera a partir do reservatório, segundo Goldenfum (2012), podem ocorrer através de:

- Fluxo difusivo: Quando a descarga de GEE ocorre a partir da interface ar-água.

- Ebulição: Quando a descarga ocorre na forma de bolhas de substâncias gasosas no corpo d'água. Esse caminho é uma das principais vias para as emissões de CH_4, principalmente em ambientes mais rasos, devido a decomposição da matéria orgânica presente nos sedimentos de fundo.

- Desgaseificação: Quando a emissão acontece na descarga das tomadas de baixo nível, que é o caso das turbinas, elas são induzidas por mudanças de pressão drásticas apenas a jusante do reservatório.

A liberação repentina de gases dissolvidos na água passa na turbina da usina, é mais um mecanismo de emissão de GEE. Nessa passagem da água a turbina cria uma mudança brusca na pressão e temperatura, o que faz com que a solubilidade do metano e dióxido de carbono sejam reduzidas. Logo, a maior parte do metano e dióxido de carbono presente na água antes de passar pela turbina é liberado para atmosfera assim que a água passa pela turbina (Figura 2) (SANTOS et al., 2008).

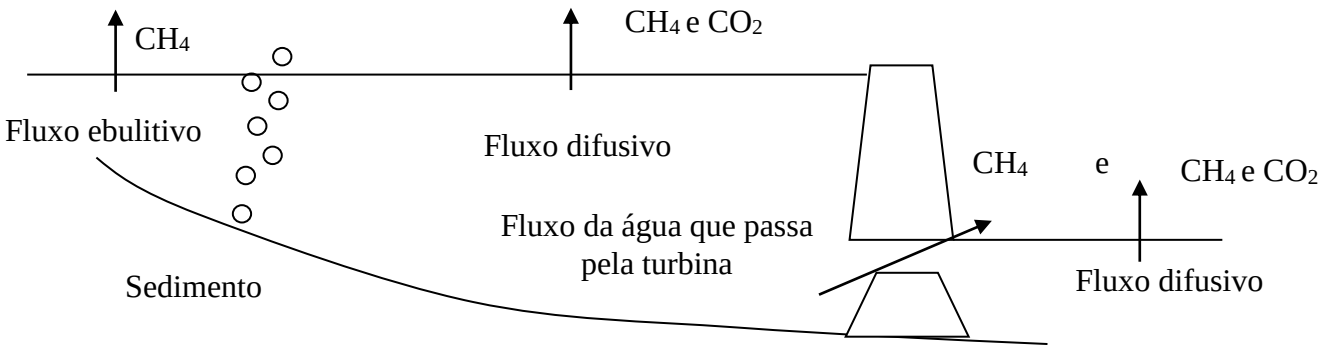

Figura 2. Esquema de como funciona a emissão de gases de efeito estufa em reservatórios hidrelétricos (Adaptado de SANTOS et al., 2005a).

Na camada óxica de água, o CO_2 é principalmente produzido por decomposição aeróbica de COD e COP e da oxidação biológica do CH_4 gerado na coluna de água. Nas camadas anóxicas da coluna d'água ou do sedimento ocorre à decomposição anaeróbica da matéria orgânica que resulta em CH_4 da metanogênese (ROSA et al., 2004).

As diferentes faixas de profundidade dos reservatórios têm sido apontadas como fator preponderante nas emissões de GEE, uma vez que as baixas profundidades coincidem com as áreas periodicamente expostas e colonizadas por nova vegetação terrestre, favorecendo o aporte de matéria orgânica e consequente aumento na produção de GEE (SANTOS et al., 2008).

Santos et al. (2008) relatam que as emissões nos reservatórios das regiões tropicais são dividias em duas fases distintas. A primeira vai do estágio inicial de enchimento do reservatório até seus primeiros anos de existência (aproximadamente de 3 a 5 anos), onde as emissões crescem rapidamente atingindo um pico em curto prazo, tendendo a decrescer ao longo dos anos. Esta fase é dominada pela formação de gases oriundos da decomposição da biomassa pré-existente na área do reservatório.

A segunda fase corresponde às emissões permanentes do reservatório. Nesta fase, as principais fontes dos gases é a biomassa formada no próprio reservatório e a que chega ao reservatório pelos seus tributários e uma pequena contribuição da biomassa residual anterior ao afogamento. Essas emissões de GEE tendem a diminuir ao longo do tempo e atingirem níveis naturais (comparado a lagos e rios) em muitos casos pesquisados.

Tal padrão também foi identificado por Glay-Lacaux et al. (1999) em reservatório na Guiana Francesa, e também por Tremblay et al. (2005) para região boreal, onde as emissões de gases atingem o seu valor máximo entre os primeiros 3-5 anos após o

enchimento do reservatório, reduzindo para níveis naturais em cerca de 10 anos para CO_2 e 4 anos para CH_4.

Em um estudo realizado por Dones et al., (2003) contrastando as emissões de GEE em sistemas de energia fóssil, nuclear e renovável, resultados demonstraram que as emissões de GEE por unidade de eletricidade gerada, são, geralmente, mais elevadas para gás industrial, lignito, hulha, petróleo e gás natural, respectivamente. As emissões advindas de hidrelétricas foram consideradas baixas em regiões boreais e temperadas, contudo, os autores ressaltaram que em regiões de clima tropical estas emissões podem ser de 5 a 20 vezes superiores, o que resulta na sua equiparação às fontes fósseis.

No Brasil diferentes estudos já foram realizados em usinas ao longo do território brasileiro (SANTOS, 2000; SANTOS et al., 2005b; BRASIL, 2010; OMETTO et al., 2013; BRASIL, 2014b) demonstrando que em regra geral as emissões dos reservatórios pesquisados são inferiores a tecnologias de geração termelétrica, baseadas em combustíveis fósseis.

Alguns casos isolados como a hidrelétrica de Balbina (localizada no estado do Amazonas), apresentam emissões superiores a termelétricas produzindo energia na mesma proporção (SANTOS, 2000; ROSA et al., 2004).

Através de dois períodos de amostragem em 1993, os fluxos de bolhas de CH_4 e CO_2 na superfície do reservatório foram medidos por Rosa et al. (1996), onde estimou-se uma contribuição anual de 28.000t de carbono contidos no CH_4. Valores ainda maiores foram encontrados em estudo desenvolvido por Kemenes et al. (2007), onde atingiu-se uma contribuição anual de 34.000t de carbono na forma de CH_4.

Outras usinas hidrelétricas amazônicas também foram alvos de estudos, como Tucuruí e Samuel (localizadas no estado do Pará e Rondônia, respectivamente). Lima (2002) considera que o reservatório de Tucuruí emite em média 13,82±22,94 mg CH_4 m^{-2} d^{-1} e que o reservatório de Samuel 71±107,4 mg CH_4 m^{-2} d^{-1}. O primeiro é considerado um reservatório de lago profundo e o segundo de lago raso.

O estudo de Rosa et al. (2003) encontrou fluxos de difusão variando de 0.5 a 30 mg CH_4 m^{-2} d^{-1}para o reservatório de Tucuruí e de 10 a 80 mg CH_4 m^{-2} d^{-1} para o de Samuel, ambos apresentando fluxos de CO_2 variando de 1.000 a 10.000 mg CO_2 m^{-2} $d^{-1.}$

Em estudos dos fluxos de GEE em usinas hidrelétricas brasileiras, Brasil (2014) obteve fluxos das usinas de Balbina e de Tucuruí.

Foram realizadas medidas de fluxos ebulitivos, difusivos e degassing para obtenção das emissões e remoções de GEE resultantes dos reservatórios. A usina de Balbina está

em funcionamento desde 1989, e as amostragens do estudo foram realizadas no ano de 2012, apresentando como resultado total de fluxos de 107, 61 t CH_4 d^{-1}, 2.754,11 t CO_2 d^{-1} e 0,77 t N_2O d^{-1}.

Esses valores, comparados aos dados anteriormente mencionados de Rosa et al. (1996) e Kemenes et al. (2007) referentes as emissões de CH_4, o que pode ser demonstrativo da variabilidade das amostragens, já que o esperado seria a redução dessas emissões com o envelhecimento do reservatório.

A usina de Tucuruí, em operação desde 1984, e amostragens feitas entre os anos de 2011 e 2012, apresentou como resultado total de fluxos 50,75 t CH_4 d^{-1}, 3.167,56 t CO_2 d^{-1} e 1,35 t N_2O d^{-1}. Comparando com os resultados obtidos acima por Rosa et al. (2003) para os fluxos de CH_4, observa-se que o reservatório Tucuruí (área equivalente a 2.850 km2) emitia entre 1,4 e 85,5 t CH_4 d^1, sendo o valor médio inferior ao encontrado por amostragens mais recentes, semelhantemente a Balbina.

3.3 Emissão de gases de efeito estufa pelos solos

Naturalmente os solos emitem ou absorvem GEE em maiores ou menores concentrações, característica essa que irá variar em função de uma série de fatores bióticos e abióticos do solo, como por exemplo, matéria orgânica, comunidade microbiana e de plantas, estrutura de sedimentos, umidade, temperatura e aeração, além de teores de nutrientes e pH (SANHUEZA et al., 1990; DAVIDSON et al., 1993; CARVALHO & BUSTAMANTE, 2007).

Os solos que são os principais responsáveis por emissões de CH_4 são os que permanecem saturados com água por longos períodos. Nessas condições a produção do gás é afetada pela composição e textura do solo e pelo teor de aceptores inorgânicos de elétrons, podendo o início do processo de produção de CH_4, ou seja, da metanogênese, ser mais rápido ou mais demorado em função desses fatores (MOSIER et al., 2004).

Com a inundação do solo, a flora microbiana edáfica é alterada, fazendo com que a concentração de O_2 diminua. Logo, o processo de fermentação passa a ser um dos principais processos bioquímicos responsáveis pela decomposição de matéria orgânica, resultando como principais produtos do processo fermentativo nestes solos o N_2O, o CH_4 e o CO_2 que normalmente constituem a maior parte da fase gasosa dos solos alagados (MOSIER et al., 2004).

Os solos aerados podem atuar como sumidouro ou fonte de CH_4. A absorção desse gás é controlada pela taxa de difusão e a demanda biológica; por sua vez, a difusão é regulada por fatores físicos, e a demanda biológica por ambientes físicos e químicos (SMITH et al., 2003; CAST, 2004).

As emissões de N_2O pelos solos ocorrem naturalmente através dos processos de nitrificação e desnitrificação, embora esse gás não seja o principal produto final desses processos. A nitrificação é um processo de oxidação microbiana do amônio a nitrato, já a desnitrificação constitui um processo anaeróbico de redução do nitrato a gás nitrogênio (N_2) (MOSIER et al., 2004).

Os principais fatores que influenciam de forma consistente o fluxo de N_2O no solo são a umidade do solo, temperatura do solo e concentração de N mineral no solo (DOBBIE et al., 1999).

Firestone e Davidson (1989) desenvolveram um modelo conceitual conhecido como "cano furado" descrevendo a produção de N_2O e óxido nítrico (NO) nos solos, envolvendo processos comuns de produção e consumo microbiológico.

Esse modelo descreve a emissão de N_2O e NO como sendo regulada em dois níveis (Figura 3). Inicialmente, a quantidade de fluido que passa pelo tubo é análoga à taxa de ciclagem de N em geral, ou especificamente às taxas de oxidação de NH_4^+ por bactérias nitrificantes e redução de NO_3^- por bactérias desnitrificantes.

Já em um segundo momento, a quantidade de N que passa para fora do tubo, através do "cano", como óxido de N é determinada em função das propriedades do solo. Esse modelo propõe principalmente que a produção desses gases é em função da disponibilidade de N no solo.

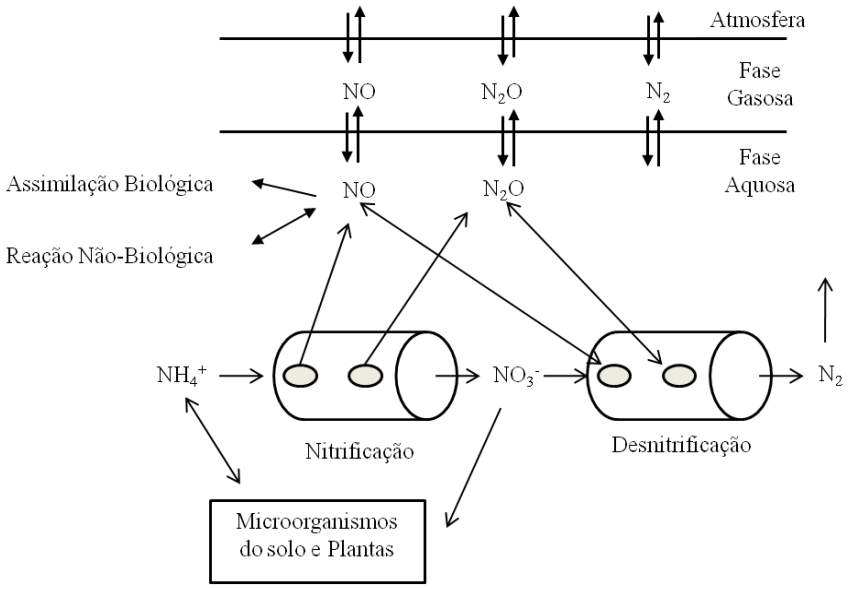

Figura 3. Modelo conceitual "cano furado" (Adaptado de FIRESTONE & DAVIDSON, 1989).

Linn e Doran (1984) relataram que há grandes variações nas emissões de N_2O em função da umidade do solo. Eles demonstraram que a taxa de nitrificação aumenta com a saturação com água do espaço poroso (EPSA) até um valor de 60%, quando começa a decrescer. Já a desnitrificação é pouco expressiva até 60%, mas aumenta com o incremento da umidade, alcançando o seu máximo próximo da saturação. Dessa forma, a umidade influencia a atividade microbiológica do solo, alterando a produção de N_2O.

As temperaturas do ar e do solo também estão relacionadas com os fluxos de N_2O dos solos, afetando sua magnitude, uma vez que temperaturas mais elevadas favorecem ao aumento da velocidade de reações, acelerando as taxas de desnitrificação (SKIBA & SMITH, 2000).

Temperaturas mais elevadas também podem levar à aceleração da respiração microbiana, que consome o O_2, podendo gerar condição favorável à ocorrência de desnitrificação, mesmo com umidade baixa (GRANT et al., 2004).

A forma de N mineral predominante nos solos, ou seja, variações nas concentrações de nitrato (NO_3^-) ou amônio (NH_4^+) irá influenciar as reações de nitrificação e desnitrificação, e, consequentemente, as emissões de N_2O.

Dobbie et al. (1999), encontraram que as emissões de N_2O respondem aos aumentos de EPSA somente quando se omitem os dias em que são baixas as concentrações de NO_3^- no solo (< 5 mg N-NO_3^- kg^{-1}), demonstrando que há um nível crítico de nitrato no solo abaixo do qual as emissões de N_2O podem ser muito reduzidas.

Com relação a emissão de CO_2 pelos solos, essas estão naturalmente relacionadas à respiração pelas raízes e organismos do solo, bem como a decomposição de material orgânico ao longo do tempo. Quando a respiração é superior à deposição de material orgânico ocorrem perdas de C do solo (BUSTAMANTE et al., 2006).

O solo representa o maior reservatório terrestre de C, contendo aproximadamente 1.550 Pg deste elemento (LAL, 2004; 2008), o que equivale a mais de duas vezes a quantidade estocada na vegetação ou na atmosfera (CERRI et al., 2007; ANDERSON-TEIXEIRA et al., 2009).

Quando ocorrem intervenções antrópicas nesse "pool", principalmente pelas mudanças no uso da terra, especialmente pela conversão de florestas em pastagem ou em sistemas agrícolas, as perdas de C, ou seja, ás emissões de CO_2 são intensificadas (MCTI, 2013).

O CO_2 nos solos se movimenta principalmente através do processo de difusão, ou seja, o gás sempre flui da região de maior concentração para a de menor (BALL & SMITH, 1991), sendo seu fluxo influenciado, principalmente, por características do solo como temperatura e a umidade (DUKER & LAL, 2000).

3.3.1 Mudança do uso da terra e emissões de gases de efeito estufa

Segundo o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2014), o total de emissões antrópicas mundiais de GEE tem aumentado continuamente ao longo de 1970-2010, sendo os maiores aumentos absolutos entre 2000 e 2012, apesar do crescente número de políticas de mitigação.

As emissões antrópicas mundiais de GEE em 2010 atingiram o valor de 49±4,5 Gt de CO_2 eq/ano, sendo 65% deste devido as emissões de CO_2 pelos combustíveis fósseis e processos industriais, 11% devido as emissões de CO_2 pela mudança do uso da terra e florestas, que está associado principalmente ao desmatamento, e o restante está distribuído entre as emissões de CH_4 (16%), N_2O (6,2%) e gases fluorados (2%) (IPCC, 2014).

No Brasil, no ano de 2012 a mudança do uso da terra e florestas representou 15% das emissões nacionais de gases de efeito estufa, contribuindo com 175.658 Gg CO_2eq. Sendo 90% desse total devidos as emissões de CO_2 (Figura 4)(MCTI, 2014).

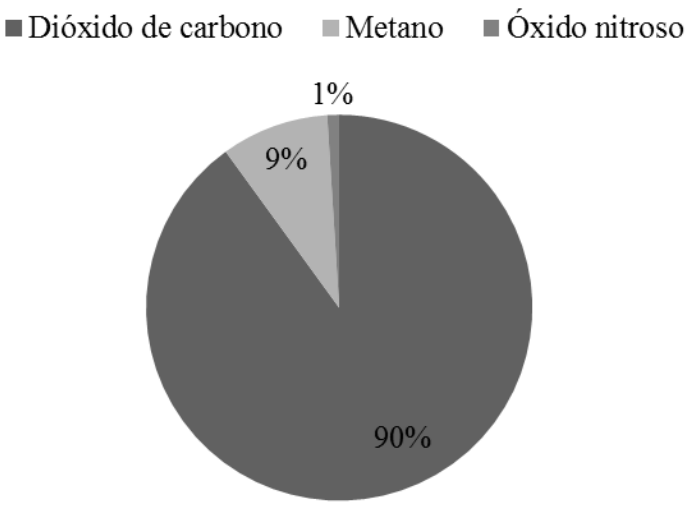

Figura 4. Contribuição de cada gás no setor da mudança de uso da terra em 2012 (adaptado de MCTI, 2014).

Esse valor de emissão do ano de 2012, quando comparado ao obtido no ano de 2005 de 1.179.067 Gg CO2eq., que representava 58% das emissões nacionais (Figura 5), é bem inferior. Tal expressiva diminuição foi resultado da redução do desmatamento ocorrido na região amazônica (MCTI, 2014).

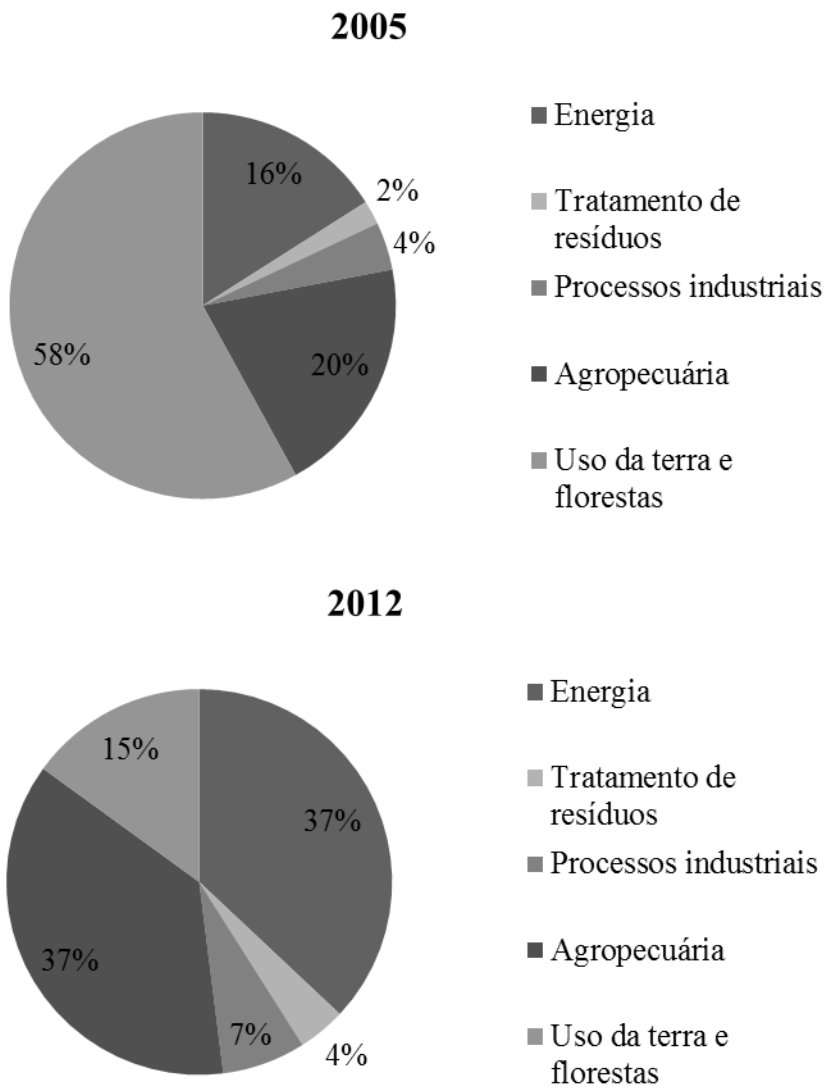

Figura 5. Participação dos diferentes setores nas emissões antropogênicas de gases de efeito estufa no Brasil nos anos de 2005 e 2012 (Adaptado de MCTI, 2014)

A região amazônica é alvo de um intenso processo de mudança de uso da terra, que pode ser observado através de um levantamento do desmatamento da Amazônia, com base em imagens de satélite, onde nos últimos anos se encontraram valores em torno de 6,4 e 7,4 milhões de hectares desmatados (PRODES, 2011).

Esse valor, apesar de menor que os encontrados em anos anteriores, contribui expressivamente para emissões resultantes da mudança do uso da terra (Tabela 4).

Tabela 4. Contribuição dos setores da mudança do uso da terra nas emissões brasileira de gases de efeito estufa no ano de 2014.

Setor	Emissões de GEE (Tg CO_2eq)	Contribuição (%)
Bioma Amazônia	33	18,7
Bioma Cerrado	109	62
Bioma Pampa	16	8,9
Calagem	15	8,5
Bioma Caatinga	6	3,3
Bioma Pantanal	2	1,4
Bioma Mata Atlântica	-5	-2,8

Fonte: MCTI, 2014.

O estado do Pará foi o que mais sofreu com o desmatamento nas três últimas décadas, o que fez com que ele estivesse entre os estados que mais contribuíram para as emissões de gases de efeito estufa oriundos do bioma Amazônia (MCTI, 2014).

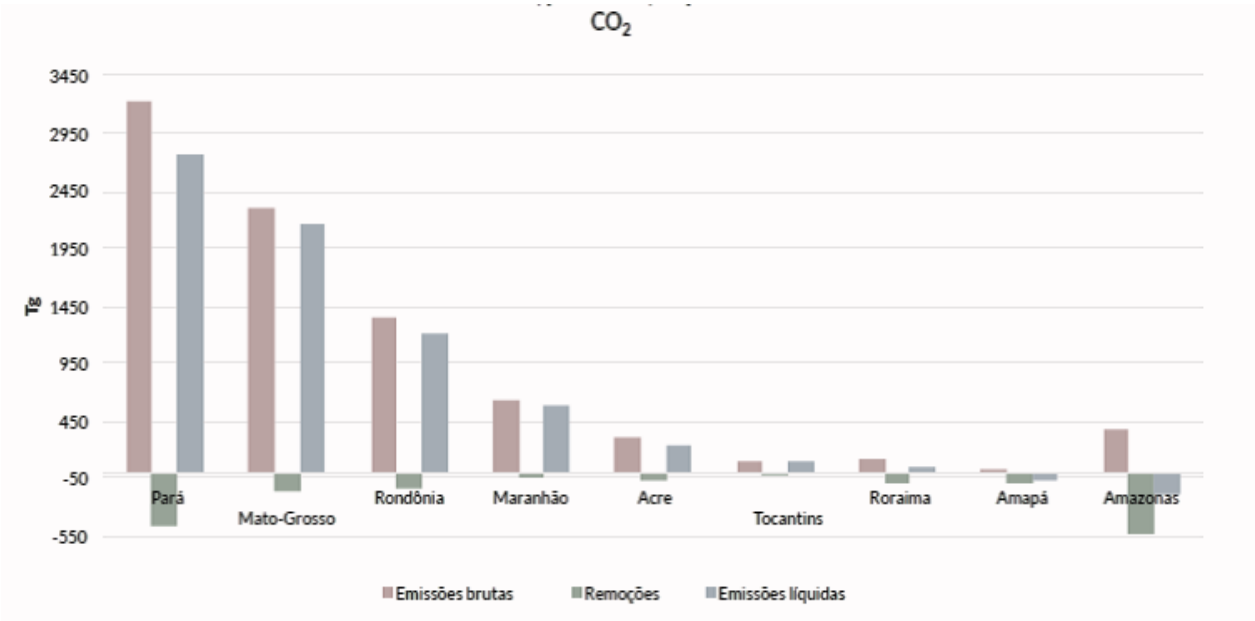

Figura 6. Emissões brutas, remoções e emissões líquidas de CO2 do bioma Amazônia, por estado, no período 1994-2002 (Fonte: MCTI, 2014).

Grande parte do desmatamento na região amazônica é considerado fruto da continuidade da tradicional forma de expansão da fronteira agrícola brasileira, que, em geral, costuma ocorrer através das seguintes etapas: a ocupação de terras virgens (privadas ou públicas), a extração de sua madeira de lei, a instalação da pecuária e, por fim, o desenvolvimento de uma agropecuária mais moderna.

No longo prazo, as terras ou permanecem com pecuária mais intensiva, ou, se existir demanda, serão convertidas para grãos ou outra atividade econômica (REYDON, 2011).

As florestas do Brasil representam enorme estoque de carbono. A Amazônia, reservatório de cerca de 47 bilhões de toneladas de carbono, sequestra permanentemente mais de 10 vezes o volume emitido globalmente a cada ano (BANCO MUNDIAL, 2010). Ao mesmo tempo, atualmente é o segundo bioma maior emissor de CO_2 como resultado do desmatamento. Algo que não é surpreendente é que o setor de uso da terra, mudanças no uso da terra e florestas responde por quase 15% das emissões brutas de GEE do Brasil, onde a maior parte desse volume resulta do desmatamento, sendo o restante originário da produção agrícola e da pecuária. (MCTI, 2014).

As emissões de GEE geradas pela produção agrícola são principalmente causadas por modificações nos estoques de carbono no solo e, em menor intensidade, por fertilizantes e resíduos, pelo cultivo de arroz irrigado de várzea, pela queima de resíduos agriculturais e pelo uso de combustíveis fósseis nas operações agrícolas (BANCO MUNDIAL, 2010).

O processo de estocagem de carbono no solo, ou seja, o aumento do estoque de matéria orgânica do solo (MOS) é um processo lento e necessita de um manejo adequado, notadamente em regiões de clima tropical, onde a taxa de decomposição é mais acentuada devido às altas temperaturas e umidade do solo (SIX et al., 2002).

Com a introdução de um sistema agrícola em área de mata nativa, o material orgânico no solo é facilmente decomposto, quando se realizam práticas de manejo não conservacionistas, causando agravamento no efeito estufa, devido à liberação de GEE, como CO_2, CH_4 e N_2O (CERRI et al., 2007).

A pecuária bovina (pastagens) é o uso do solo mais importante em todos estados da Amazônia, pois é uma atividade, que, em geral, tem apresentado crescimento em todos os Estados. De 1990 a 2006, o rebanho bovino cresceu a uma taxa de 6,74% ao ano^{-1}, na região, enquanto no resto do Brasil o crescimento médio do rebanho foi de 0,57% ao ano^{-1} (IBGE, 2007). Logo, a pecuária bovina torna-se uma atividade de grande impacto ambiental na região, pois é a atividade mais fortemente correlacionada com a mudança no uso da terra.

Em uma análise que inclui apenas a pecuária bovina, encontrou-se um coeficiente de correlação de 0,7345 entre o número de cabeças de gado e o desmatamento (RIVERO et al., 2009).

Logo, fica claro que a presença dessas atividades em terras anteriormente ocupadas por vegetação nativa leva a emissões de GEE tanto em função da mudança no uso da terra, como devido a presença do próprio sistema pecuário.

Segundo Maia et al. (2008), pastagens mal manejadas efetivamente emitem pequenas quantidades de C à atmosfera variando 0 a 270 kg de $C.ha^{-1}.ano^{-1}$ (MAIA et al., 2008). Por outro lado, em uma pastagem bem manejada há um acúmulo de C abaixo da superfície do solo, ao longo do tempo, encontrando-se valores entre 0,27 e 6 toneladas de $C.ha^{-1}.ano^{-1}$ (MAIA et al., 2008 e BUSTAMANTE et al., 2006).

Porém, em função da presença dos animais, aplicação de fertilizantes, liberação das excretas, e outros fatores de manejo, pode haver uma emissão elevada de outros gases causadores do efeito estufa como o N_2O.

Segundo o Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (2014), o setor agropecuário contribui com cerca de 450 mil Gg CO_2eq anualmente, sendo os animais em pastagens responsáveis por 41% das emissões diretas de N_2O e cerca de 13% das emissões de CH_4. Esses valores de contribuição elevados nas emissões de N_2O estão relacionados principalmente a grandes entradas de N no solo que ocorrem através das excretas dos animais. Segundo o IPCC (2006), para finalidade de cálculos de inventário de gases de efeito estufa, considera-se que 2% do N contido nas excretas bovinas são perdidos na forma de N_2O.

Lessa et al. (2014) em experimentos desenvolvidos no estado de Goiás para avaliação de emissões de N_2O de excretas bovinas em pastagens, encontraram valores para fator de emissão inferiores ao sugerido pelo IPPC. Os resultados mostraram que existem diferenças de emissões em função das estações do ano e o tipo de excreta, sendo obtido nesse estudo um valor de 0,7% do N contido nas excretas bovinas perdidos na forma de N_2O. Logo, fica demonstrado que os valores da contribuição dessa atividade para as emissões de N_2O podem estar superestimados e variam em função das condições edafoclimáticas de cada região.

O efeito da mudança no uso da terra de floresta ou pastagem para a agricultura pode reduzir pela metade ou em dois terços a capacidade do solo de atuar como dreno de CH_4 (SMITH & CONEM, 2004). Segundo Ball et al. (1999) a taxa de oxidação de metano pode ser reduzida pelo preparo do solo devido à perturbação dos microrganismos metanotróficos, mas é também influenciada pela difusividade gasosa ao afetar a taxa de fornecimento de CH_4 atmosférico.

Em suma, fica evidente que a mudança no uso da terra, seja para agricultura ou pecuária, apresenta uma grande contribuição nas emissões de GEE para atmosfera. Uma vez que, essas atividades encontram-se instaladas em áreas que receberão reservatórios de usinas hidrelétricas, é de extrema importância a avaliação dessas emissões quando se deseja obter as emissões líquidas oriundas dos reservatórios, pois essas emissões podem ser superestimadas, quando não se leva em consideração as mudanças no uso da terra.

3.3.2 Importância do cálculo de emissões líquidas em áreas alagadas por reservatórios hidrelétricos

"Terras alagadas", conforme denominação do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), incluem regiões em que as ações antrópicas têm causado alteração na área de superfície coberta por água, o que abrange os reservatórios hidrelétricos. Tais regiões podem emitir CO_2, CH_4 e NO_2 em quantidades significativas, dependendo de algumas características como idade, uso da terra anterior ao enchimento, clima e práticas de gerenciamento. As emissões são variáveis no tempo e no espaço (IPCC, 2006).

Dentre os fatores que influenciam os fluxos dos gases nas áreas de reservatório hidrelétrico, o uso da terra anterior ao enchimento representa forte influência no que diz respeito às emissões líquidas atribuídas ao empreendimento.

De acordo com IEA (2012d) e Brasil (2012, 2014), as emissões líquidas representam aquelas resultantes da diferença entre os balanços de emissões e remoções de GEE pós-enchimento, excluindo emissões provocadas por fontes antropogênicas não relacionadas com o reservatório, e os balanços de emissões e remoções de GEE pré-enchimento.

A Agência Internacional de Energia (IEA) estabeleceu em seu guia para análises quantitativas das emissões líquidas de GEE de reservatórios (IEA, 2012c), algumas regras para os cálculos das estimativas dessas emissões:

1 - Os cálculos devem ser feitos separadamente para cada gás e para as condições pré e pós-enchimento do reservatório;

2 - As estimativas das taxas de sedimentação permanente de carbono devem ser consideradas junto das estimativas dos fluxos de CO_2;

3 - O balanço das estimativas de fluxos entre superfície e atmosfera de um gás específico para as condições da fase de pré-enchimento fornece a estimativa das emissões pré-enchimento desse gás;

4 - O balanço das estimativas de fluxos entre superfície e atmosfera de um gás específico para as condições da fase de pós-enchimento fornece a estimativa das emissões pós-enchimento desse gás;

5 - Estimativas das emissões de um gás específico que podem ser atribuídas a fontes antropogênicas não relacionadas com o reservatório devem ser excluídas nos balanços de fluxos para estimativa das emissões pós-enchimento;

6 - Diferenças entre estimativas de emissões pré e pós-enchimento de certo gás fornecem estimativas de emissões líquidas para aquele gás.

Naturalmente os ambientes que recebem reservatórios hidrelétricos emitem GEE, sejam essas áreas aquáticas (rios, lagos, lagoas, alagadiços, etc.) em áreas terrestres como as florestas (vários estágios sucessionais e biomas) ou mesmo áreas que já sofreram intervenção antrópica, como áreas de pastagens, plantações e residenciais.

Tais emissões não podem ser acrescidas as emissões provenientes dos reservatórios, já que o uso da terra na fase do pré-enchimento é considerado como de responsabilidade de outra atividade antrópica.

Em estudo sobre o efeito na mudança do uso da terra em emissões de reservatórios brasileiros, Santos et al. (2009) concluíram que as emissões na superfície dos reservatórios podem ser superestimadas em função da mudança do uso da terra ou as ações antropogênicas ocorridas ao redor da bacia hidrográfica, uma vez que essas atividades contribuem para elevação do aporte de carbono e consequente aumento da das emissões de GEE nos reservatórios.

Predominantemente os dados disponíveis na literatura sobre emissões de GEE em hidrelétricas levam em consideração somente “emissões brutas”, principalmente por ser um tipo de investigação mais recente e estudos prévios a construção dos empreendimentos serem, em sua maioria, inexistentes.

Com o conceito de “emissões líquidas”, surge a necessidade de medição, descrição e consequente compreensão de processos que afetam o armazenamento e transporte de carbono e nitrogênio na área do alagamento antes e depois do enchimento do reservatório.

Segue aqui uma revisão dos estudos até o momento realizados sobre o tema.

Em estudo realizado durante sete anos em períodos pré e pós-enchimento do reservatório de Eastmain-1 no Quebec, Canadá, Teodoru et al. (2012) encontraram valores referentes aos fluxos de GEE nas áreas pré-enchimento (incluindo áreas aquáticas e terrestres) equivalentes a 17 mg C m^{-2} d^{-1} de CO_2 e 7,6 mg C m^{-2} d^{-1} de CH_4, e, no primeiro ano pós-enchimento de 2.364 mg C m^{-2} d^{-1} de CO_2 e 7,3 mg C m^{-2} d^{-1}de CH_4.

Nesse estudo, considerando-se apenas os dados pré-enchimento das áreas de floresta, os resultados para os fluxos de CO_2 variaram de -250 a 15,5 mg C m^{-2} d^{-1}, indicando que os solos estavam atuando na captura de CO_2 da atmosfera antes do enchimento do reservatório.

As emissões líquidas de GEE do reservatório resultaram em valores equivalentes a 183 t C-CO_2eq GW h^{-1} no primeiro ano de funcionamento, sendo os valores nos três anos subsequentes 35%, 54% e 65% menores que o inicialmente medido para uma energia gerada de 2,7 TWh. Tal estudo permitiu a elaboração de modelos e projeções referentes às emissões de GEE do reservatório da usina, colaborando com a compreensão dos processos envolvidos no ciclo do carbono.

Uma das grandes preocupações referentes à implantação de hidrelétricas na Amazônia associada às emissões de GEE é a inundação de áreas florestais, que submergem uma grande quantidade de material orgânico, funcionando como fonte para o aumento das emissões de CH_4 e CO_2.

Porém, nem todas as regiões projetadas para receber reservatórios na região amazônica são áreas de mata virgem (ELETROBRAS, 2009), algumas são áreas desmatadas com uso destinado a pastagens e plantações. Tais atividades correspondem a ações antrópicas de mudança no uso da terra, a maior vilã das emissões de GEE pelo Brasil (2012, 2014).

Entre os anos de 1999 e 2008 as emissões provenientes do desmatamento da floresta amazônica contabilizaram cerca de 750 Mton CO_2 ano^{-1}, o que equivale a um desmatamento médio de 19.500 km² ano^{-1}(INPE, 2009).

Tal valor considera aspectos da dinâmica do processo de desmatamento em si, como velocidade de derrubada e queima, porcentagem de biomassa retirada para exploração da madeira e processo de restabelecimento de vegetação secundária.

O desmatamento nessa região vem sofrendo redução considerável nos últimos anos, ainda assim, valores consideráveis de desmatamento são computados.

No ano de 2013 a Amazônia Legal apresentou uma taxa de desmatamento de 5.843 km^2 ano^{-1} (INPE, 2014), o que é indicativo de que essa região sofre constantes desmatamentos, sejam eles com finalidade de exploração madeireira ou agropecuária. Independentemente da atividade, tal região sofre com a ação antrópica, e consequentemente, contribui para o aumento das emissões de GEE.

Logo, cabe destacar a importância de se obter emissões líquidas de GEE advindas de reservatórios hidrelétricos, considerando-se os usos prévios que são feitos nas regiões que irão recebê-los e as emissões advindas de tais atividades, uma vez que ao considerá-las com fluxos dos reservatórios, pode se estar superestimando as emissões e contribuindo para a uma visão distorcida dos empreendimentos hidrelétricos, principalmente na região Amazônica.

4. Material e métodos

4.1 Descrição da área

O estudo de caso foi realizado no reservatório do Complexo Hidrelétrico (CHE) de Belo Monte, localizado no município de Altamira, Pará, Brasil (Figura 7).

A usina encontra-se em fase final de enchimento dos reservatórios, tendo suas obras iniciadas em junho de 2011.

A princípio a previsão para o início de seu funcionamento seria em 2015, porém, este foi adiado para 2016. No final do ano de 2015 se deu o início do enchimento do reservatório intermediário, com o desvio das águas do Xingu (reservatório principal) pelo canal de derivação, que fornecerá água à casa de força principal em Belo Monte (NORTE ENREGIA, 2016).

O complexo hidrelétrico, em construção no rio Xingu, funcionará a fio d'água, com

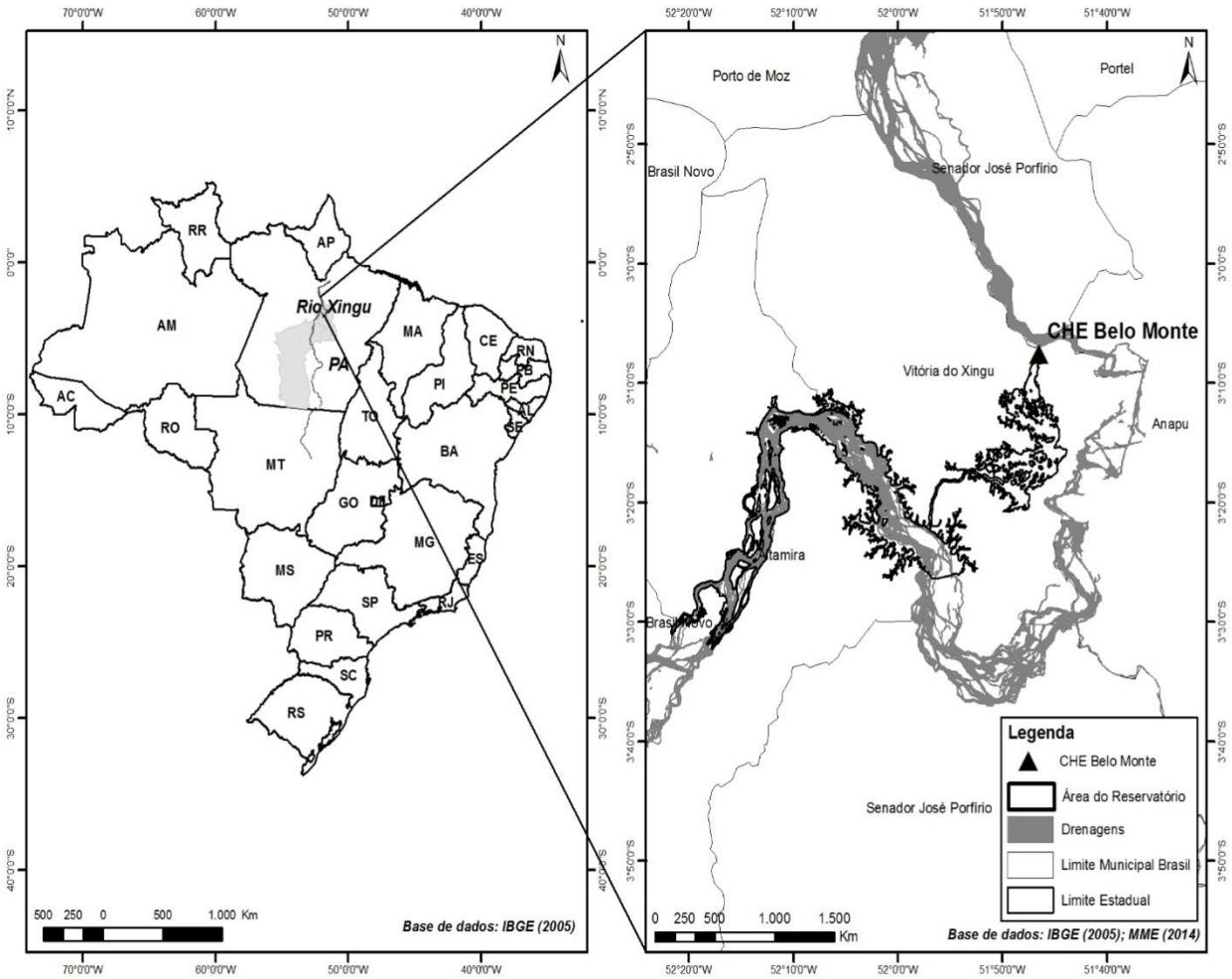

Figura 7. Localização geográfica e distribuição do uso e cobertura da terra na bacia de drenagem do reservatório da usina hidrelétrica de Belo Monte.

Fonte: Elaboração própria.

uma área inundada de 516 km², ou seja, a geração de energia elétrica irá variar de acordo com a vazão afluente do rio a cada período do ano. Sua potência instalada será de 11.233 MW; devendo produzir cerca de 39,5 TWh por ano.

O CHE de Belo Monte será a terceira maior usina geradora de energia elétrica do mundo, atrás da chinesa Três Gargantas, com 22,5 mil MW, e da binacional Itaipu, com 14 mil MW (ELETROBRAS, 2009).

O regime fluvial do rio Xingu acompanha o regime pluviométrico dominante na região Amazônica, apresentando o período de enchentes de dezembro a maio, com picos em março e abril. E o período de vazante fica concentrado entre os meses de maio e novembro, tendo seus picos nos meses de agosto a outubro (Figura 8).

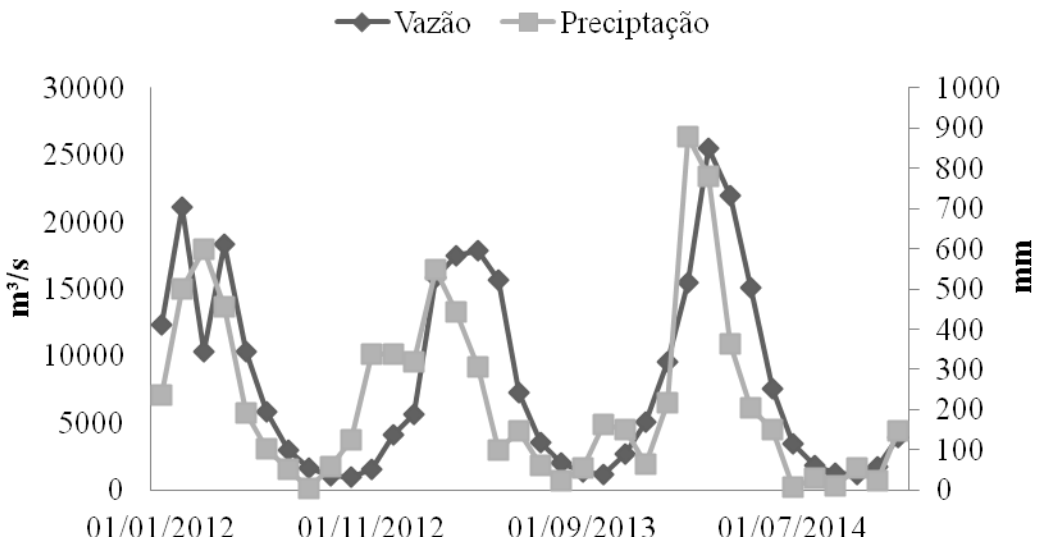

Figura 8. Variação da vazão média do rio Xingu e da pluviosidade média na área do Complexo Hidrelétrico de Belo Monte. Fonte: Fonte: Sistema de informações Hidrológicas – Agência Nacional de Águas. Adaptado pelo autor.

A bacia de drenagem do CHE Belo Monte à montante do reservatório tem uma área de aproximadamente 450.000 km^2. Embora a cobertura dominante seja floresta, existem áreas onde o processo de desmatamento foi intensificado para entrada de atividades de agricultura e pecuária (Figura 9).

A cobertura original de floresta encontra-se preservada principalmente devido à existência do Parque Indígena do Xingu, criado na década de 1960, situado ao norte do Mato Grosso, e que ocupa uma área de 30 mil km^2.

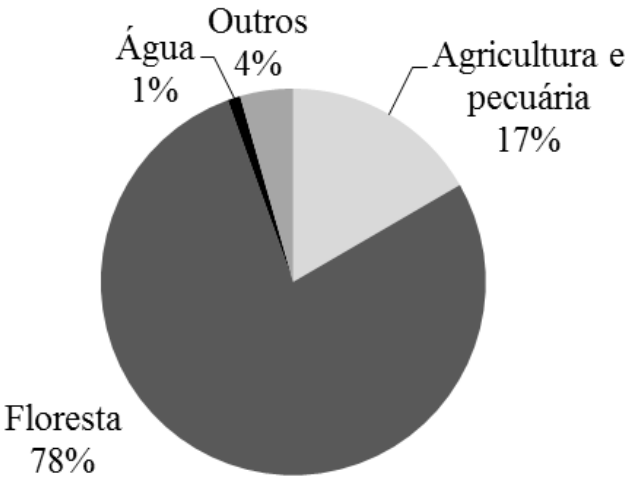

Figura 9. Distribuição do uso e cobertura da terra na bacia de drenagem do reservatório da usina hidrelétrica de Belo Monte. Fonte: BRASIL, 2014b, adaptado pelo autor.

Da área total dos reservatórios do CHE Belo Monte, 42% correspondem ao próprio rio Xingu, 24% são áreas de florestas e os demais 34% restantes estão divididos em áreas urbanas, pastagens, cultivos e outras.

Os reservatórios dividem-se em dois, sendo o reservatório do rio e o reservatório dos canais. No reservatório do rio, a maior parte que será ocupada pelo reservatório já corresponde atualmente à própria calha do rio (cerca de 57% da área a ser diretamente afetada por este reservatório). As áreas de Florestas de Terra Firme e de Florestas Aluviais representam 19% do total. Já no reservatório dos canais, que será construído, as áreas de florestas ocupam 38% da área do futuro reservatório e são, em sua maioria, de Floresta de Terra Firme (ELETROBRAS, 2009).

4.2 Coleta e análise de solo e gases de efeito estufa

De forma a se obter o fluxo de GEE dos solos antes de serem alagados com a criação do reservatório da usina Belo Monte foram realizadas quatro campanhas de amostragens no período de aproximadamente um ano.

As amostras foram coletadas nos meses de março, julho e novembro de 2012 e janeiro de 2013. Os meses de março de 2012 e janeiro de 2013 foram considerados “épocas chuvosas”, quando o rio atinge volumes mais elevados, enquanto que os meses de julho e novembro de 2012 foram “épocas secas” com consequente redução do

volume de água. A precipitação média diária no período das campanhas pode ser observada na figura 10.

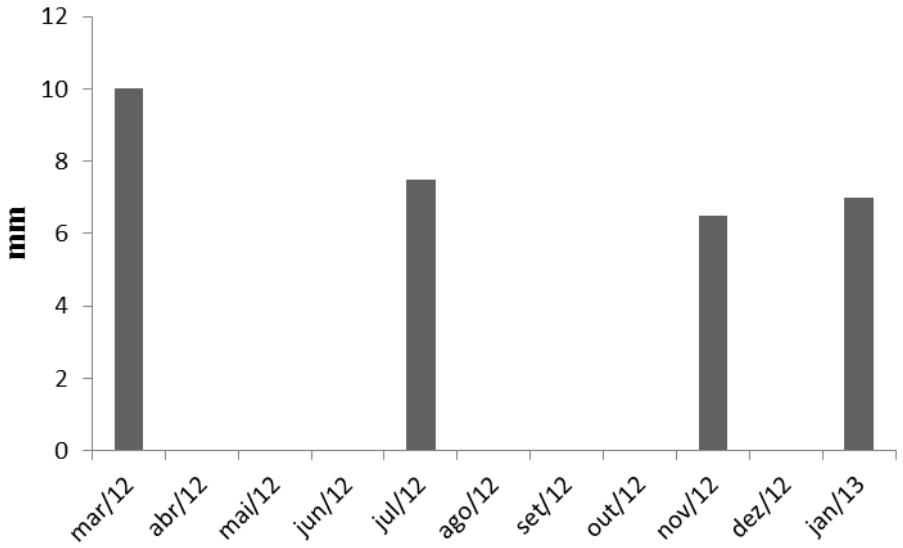

Figura 10. Precipitação média diária no período de amostragem (Estação meteorológica convencional de Altamira do INMET).

As áreas selecionadas para a amostragem foram escolhidas através de características que fossem as mais predominantes na área do reservatório, como a cobertura e uso do solo e tipologia predominante de solos, além disso, a acessibilidade ao local também foi considerada (Figura 11).

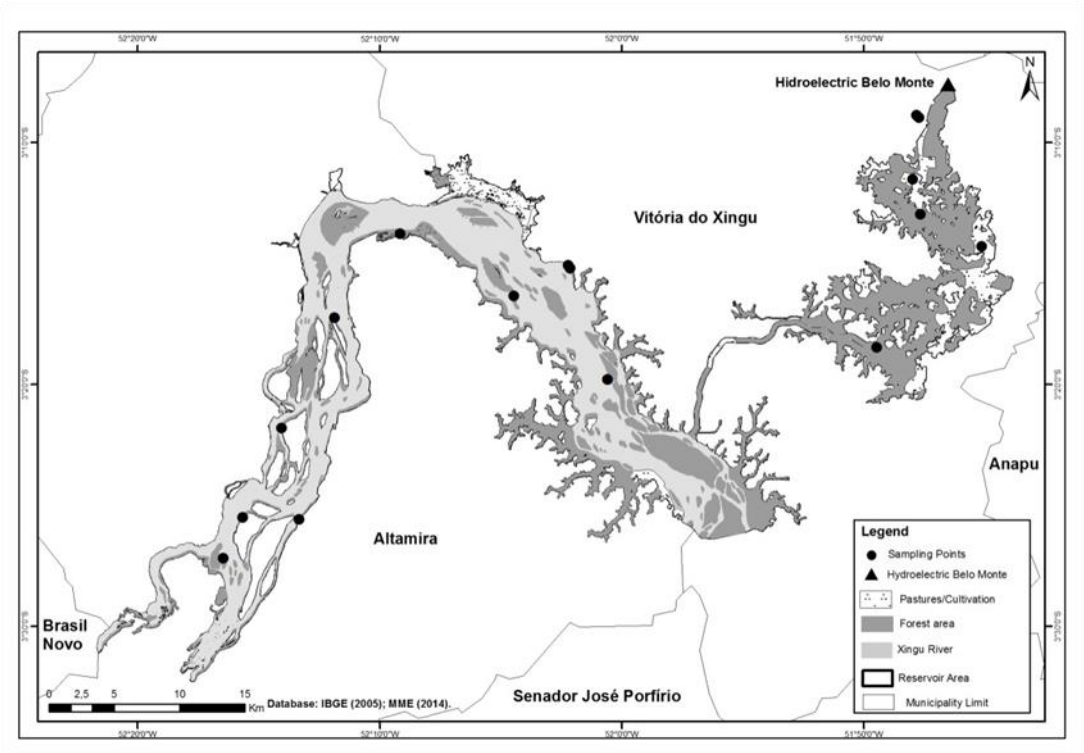

Figura 11. Mapa da área do reservatório da UHE Belo Monte com a localização dos pontos de amostragem e respectivos usos do solo. Elaboração própria.

Na região do CHE de Belo Monte existe uma variedade de classes de solos representadas, como os Cambissolos, Espodossolos, Gleissolos, Latossolos, Nitossolos, Planossolos e Plintossolos, sendo os solos de maior representatividade os Argissolos e Neossolos que se encontram descritos na tabela a seguir (Tabela 5).

Tabela 5. Classe de solos encontradas na região do Complexo Hidrelétrico de Belo Monte e a descrição de suas principais características.

Classes de solos	Descrição
Argissolo	São solos que apresentam um aumento substancial no teor de argila, variando a partir da superfície de arenosa a argilosa; são bem estruturados; apresentam profundidade variável e cores predominantemente avermelhadas ou amareladas; sua fertilidade natural é variável, com predomínio de solos de relativa pobreza de nutrientes.
Neossolo	São solos pouco evoluídos, seja pela reduzida atuação dos processos de formação ou por características inerentes ao material originário. Pouca diferenciação de horizontes.

Fonte: Adaptado de EMBRAPA, 2014.

Portanto, para avaliação nesse estudo, foram escolhidas áreas que apresentavam solos das classes Argissolo e Neossolo que predominam na área que receberá o reservatório (ELETROBRAS, 2009).

No total, foram coletadas amostras de solos e medição de fluxo de gases em dezesseis áreas (Tabela 6), espalhadas em regiões com cobertura vegetal de mata (Figuras 12 e 13) e pastagem (Figuras 14 e 15). Das quatro campanhas realizadas foram coletadas ao todo 80 amostras de gases e 7 amostras de solo por área avaliada. Os sítios de amostragem se estenderam por áreas das ilhas na calha do rio Xingu e na área do futuro reservatório que será formado com o desvio do rio.

Figura 12. Foto de uma área de amostragem com cobertura vegetal de mata ás margens do rio Xingu.

Figura 13. Foto de uma área de amostragem com cobertura vegetal de mata ás margens do rio Xingu.

Figura 14. Foto de uma área de amostragem com cobertura vegetal de pastagem em futura área de reservatório do CHE Belo Monte.

Figura 15. Foto de uma área de amostragem com cobertura vegetal de pastagem em futura área de reservatório do CHE Belo Monte.

Tabela 6. Coordenadas geográficas, caracterização do tipo e uso dos solos dos pontos de pastagem e mata amostrados.

Pontos amostrados		Localização		Tipo de solo*	Uso do solo **
Pastagem	1	51°47'48,6" W	03°08'52,4" S	Argissolo Vermelho-amarelo	Pecuária, culturas cíclicas, vegetação secundária, floresta Ombrófila Densa
	2	51°47'43,5" W	03°08'58,9" S	Argissolo Vermelho-amarelo	Pecuária, culturas cíclicas, vegetação secundária, floresta Ombrófila Densa
	3	51°47'58,9" W	03°11'31,2" S	Argissolo Vermelho-amarelo	Pecuária, culturas cíclicas, vegetação secundária, floresta Ombrófila Densa
	4	51°47'39,0" W	03°12'58,8" S	Argissolo Vermelho-amarelo	Pecuária, culturas cíclicas, vegetação secundária, floresta Ombrófila Densa
	5	52°02'12,9" W	03°15'05,6" S	Argissolo Vermelho-amarelo	Floresta Ombrófila Densa Submontana, culturas cíclicas, vegetação secundária com palmeiras
Mata	1	51°45'07,0" W	03°14'18,2" S	Argissolo Vermelho-amarelo	Floresta Ombrófila Densa Submontana, culturas cíclicas, vegetação secundária com palmeiras
	2	51°49'27,0" W	03°18'28,0" S	Cambissolo Háplico	Floresta Ombrófila Densa Submontana, culturas cíclicas, vegetação secundária com palmeiras
	3	52°11'52,8" W	03°17'15,6" S	Neossolo Flúvico	Floresta Ombrófila Densa Aluvial dossel uniforme
	4	52°14'03,4" W	03°21'48,2" S	Neossolo Flúvico	Floresta Ombrófila Densa Aluvial dossel uniforme
	5	52°15'39,7" W	03°25'30,9" S	Neossolo Flúvico	Floresta Ombrófila Densa Aluvial dossel uniforme
	6	03°25'35,0" W	52°13'19,7" S	Neossolo Flúvico	Floresta Ombrófila Densa Aluvial dossel uniforme
	7	03°30'00,4" W	52°16'14,8" S	Neossolo Flúvico	Floresta Ombrófila Densa Aluvial dossel uniforme
	8	03°13'46,3" W	52°09'09,4" S	Neossolo Flúvico	Floresta Ombrófila Densa Submontana
	9	03°19'47,0" W	52°00'35,5" S	Neossolo Flúvico	Floresta Ombrófila Densa Aluvial dossel uniforme
	10	52°02'07,2" W	03°15'12,7" S	Neossolo Flúvico	Floresta Ombrófila Densa Submontana, culturas cíclicas, vegetação secundária com palmeiras
	11	52°04'27,5" W	03°16'20,5" S	Neossolo Flúvico	Floresta Ombrófila Densa Aluvial dossel uniforme

Dados adaptados do Mapa de vegetação* e mapa de solos** da área de influência indireta – CHE Belo Monte - EIA/RIMA (2009).

Os fluxos de gases oriundos do solo foram medidos pelo método de câmaras estáticas (MADDOCK &SANTOS, 1997; LIVINGSTON& HUTCHINSON, 1995).

As câmaras constituem-se de um anel de PVC de 30 cm de diâmetro e 14 cm de altura, com tampa equipada com respirador capilar de cobre e septo para amostragem com seringas (Figura 16).

Figura 16. Câmara de PVC para coleta de amostras de gases no solo.

As câmaras foram inseridas no solo em profundidades variando de 2 a 20 mm para assegurar a vedação, sendo em seguida tomadas amostras de 30 ml de ar da câmara com uma seringa de 60 ml de polipropileno.

As amostras foram tomadas em intervalos de 0, 5, 10, 15 e 20 minutos após a introdução das câmaras ao solo no caso de CH_4 e CO_2 e de 0, 5, 15, 20 e 30 minutos para N_2O. Posteriormente as amostras de gases foram transferidas para ampolas de vidro pré-evacuados e mantidas até a análise.

As concentrações dos gases nas amostras foram determinadas por cromatografia gasosa, no mesmo dia da amostragem. As concentrações de CH_4, CO_2 e N_2O foram determinadas através de cromatógrafo gasoso usando colunas de Porapack-Q e detectores FID, TCD, ECD respectivamente.

A temperatura do ar e a precipitação local foram acompanhadas por dados disponíveis em estação meteorológica próxima ao local. As temperaturas do solo e do interior das câmaras na hora da amostragem foram medidas através de termômetros digitais e os dados foram utilizados para os cálculos dos valores dos fluxos.

Os fluxos dos gases foram calculados a partir de regressão linear obtida através das concentrações dos gases e os tempos correspondentes a essas alterações após a inserção da câmara no solo (MADDOCK &SANTOS, 1997). Por fim, realizaram-se cálculos dos valores de medianas dos fluxos e erros padrões correspondentes. Os fluxos dos gases também foram representados em gráficos construídos a partir das médias dos fluxos de cada tratamento e os respectivos erros padrões para as datas de amostragem.

Nessas áreas, foram retiradas amostras de solo da profundidade de 0-10 cm com auxílio de trado, para análises de N mineral (NO_3^- e NH_4^+), de acordo com Alves et al. (1999) (Figura 17), sendo a quantificação por espectrofotometria na região do visível através de análise por injeção de fluxo no FIAlab-2500, e umidade gravimétrica. Também foi retirada amostra de solo para determinação da densidade do solo pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997) (Figura 18) e posterior cálculo de espaço poroso saturado por água (EPSA).

Figura 17. Preparação da solução do solo no agitador para análise de N mineral.

Figura 18. Coleta de amostra de solo indeformada através do uso do anel volumétrico.

O EPSA representa o volume de poros do solo que está preenchido por água. Seu valor foi obtido pela equação: %EPSA = Θ/[((1-Ds)/Dp)100], onde Θ é a umidade gravimétrica; Ds é a densidade do solo e Dp a densidade das partículas, nesse caso foi utilizado o valor de 2,65 $kg.dm^{-3}$.

As amostras de solo, ainda foram secas ao ar e peneiradas. A fração inferior a 2 mm foi submetida as seguintes análises químicas (Embrapa, 1997): pH em água (relação solo: solução 1:2,5); teores de cálcio, magnésio e alumínio trocáveis, extraídos com solução de KCl 1 $mol.L^{-1}$, sendo quantificados por espectrofotometria de absorção atômica, e o Al^{3+} por titulação com solução NaOH 0,025 $mol.L^{-1}$; potássio trocável extraído com solução de HCl 0,05 mol L-1 e quantificado por fotometria de chama; fósforo disponível, extraído com solução de HCl 0,05 mol L^{-1} + H_2SO_4 0,0125 mol L^{-1} e determinado por colorimetria.

Os teores de C foram determinados pelo método Walkley Black (NELSON & SOMMERS, 1982) e de N total pelo método de Kjeldahl (ALVES et al., 1999).

Para verificar a associação entre os resultados dos fluxos de GEE e os resultados dos dados dos solos das áreas avaliadas foi calculado o coeficiente de correlação de Pearson (r). Para tal, os dados foram normalizados e tabelados em banco de dados. Foi feita a correlação de Pearson bivariada, que relaciona as variáveis par a par, utilizando-se o programa estatístico SPSS.

Variáveis qualitativas como uso do solo, que indica a finalidade para qual aquele solo está sendo utilizada, ou seja, se é pastagem ou mata ciliar, bem como o tipo de solo, que indica a classe de solo a que ele pertence, também foram correlacionadas nesse teste.

A significância dos valores de r para todas as combinações entre os gases e as variáveis do solo foi determinada pelo teste t, a 5% de probabilidade.

Os coeficientes de correlação linear expressam tanto a força quanto o sentido da correlação e oscilam entre -1,00 e +1,00, e o valor zero indica que não existe correlação entre as variáveis (a correlação é nula), de acordo com Levin (1987).

4.3 Experiência de campo

A coleta de amostras para realização do presente trabalho teve seu período de tempo e número de campanhas limitados em função da liberação de acesso as áreas de construção do CHE Belo Monte, bem como a disponibilização de verbas de pesquisa para realização do deslocamento de pessoas e equipamentos.

O trabalho de campo contou com aluguéis de barcos, carros tracionados e guias da região para que o acesso até as áreas de amostragem fosse possível. Alguns locais eram de difícil acesso, sendo em algumas áreas terrestres necessário atravessar de carro por pontes improvisadas de madeira.

As amostras de solo foram conservadas em refrigeração e trazidas de avião para o Rio de Janeiro, onde foram feitas as avaliações. Tal logística limitou a quantidade de amostras retiradas de cada área, bem como os tipos de análises que poderiam ser realizadas.

5. Resultados e discussão

Durante a realização das quatro campanhas os valores de precipitação acumulados no período de amostragem foram condizentes com a separação das estações seca e chuvosa, já que, os maiores valores corresponderam aos meses de março e janeiro, sendo bem superiores aos de julho e novembro (Figura 19). A temperatura do ar manteve-se acima dos 25°C com médias próximas aos 30°C em todas as quatro campanhas realizadas. Esse padrão vai de encontro com as pequenas variações sazonais que o Estado do Pará apresenta, sendo comum temperaturas médias acima de 25ºC em todos os meses do ano (INMET, 1992).

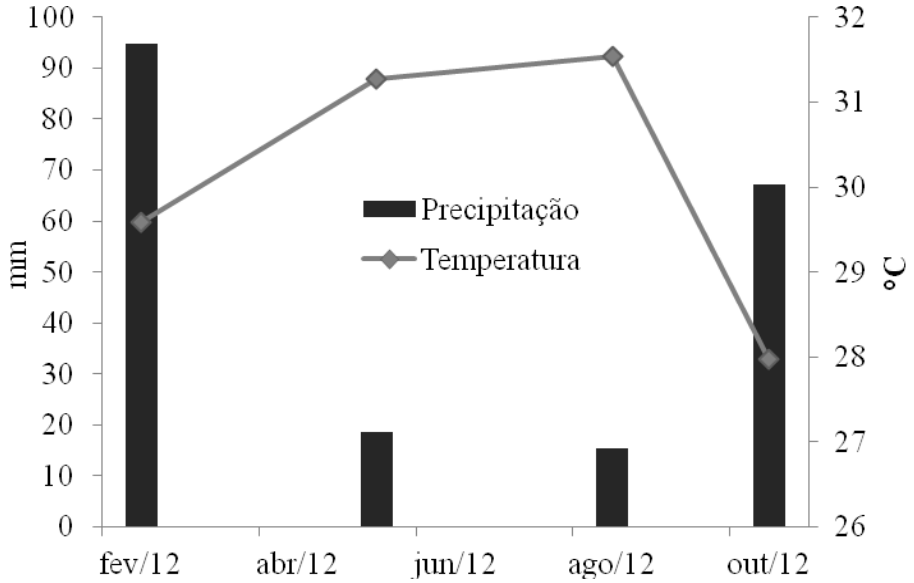

Figura 19. Precipitação acumulada no período de amostragem e temperatura média do ar durante a realização das quatro campanhas na região de construção da usina hidrelétrica de Belo Monte – PA.

Os fluxos medidos apresentaram grande variabilidade amostral em relação aos valores médios encontrados em ambos os ambientes pesquisados (mata ciliar e pastagem), o que pode ser constatado pelo erro padrão (Tabela 7).

Tabela 7. Valores das medianas dos fluxos de GEE emitidos pelas áreas terrestres, seguidos dos valores de erro padrão das medianas.

	Mata			Pasto		
	CO_2	CH_4	N_2O	CO_2	CH_4	N_2O
	$mgm^{-2}d^{-1}$			$mgm^{-2}d^{-1}$		
03/2012	7.342±610,70	17,84±2,39	1,6±0,53	5.977±528,30	12,62±5,24	1,3±0,37
06/2012	7.608,48±1.522	9,16±2,45	0,43±0,25	5.348,64±3.252,95	6,99±2,98	0,58±0,29
10/2012	6.507,50±1.227,22	6,40±0,73	0,3±0,21	5.177±1.568,80	5,26±1,68	0,85±1,45
01/2013	10.560±1.900	11,98±0,91	0,35±0,17	25.291±6.795,85	15±4,32	0,4±0,15

Os fluxos de CH_4 encontrados, tanto para pastagem como para mata, foram sempre positivos, não sendo observados valores mínimos negativos em nenhuma das campanhas (Figura 20).

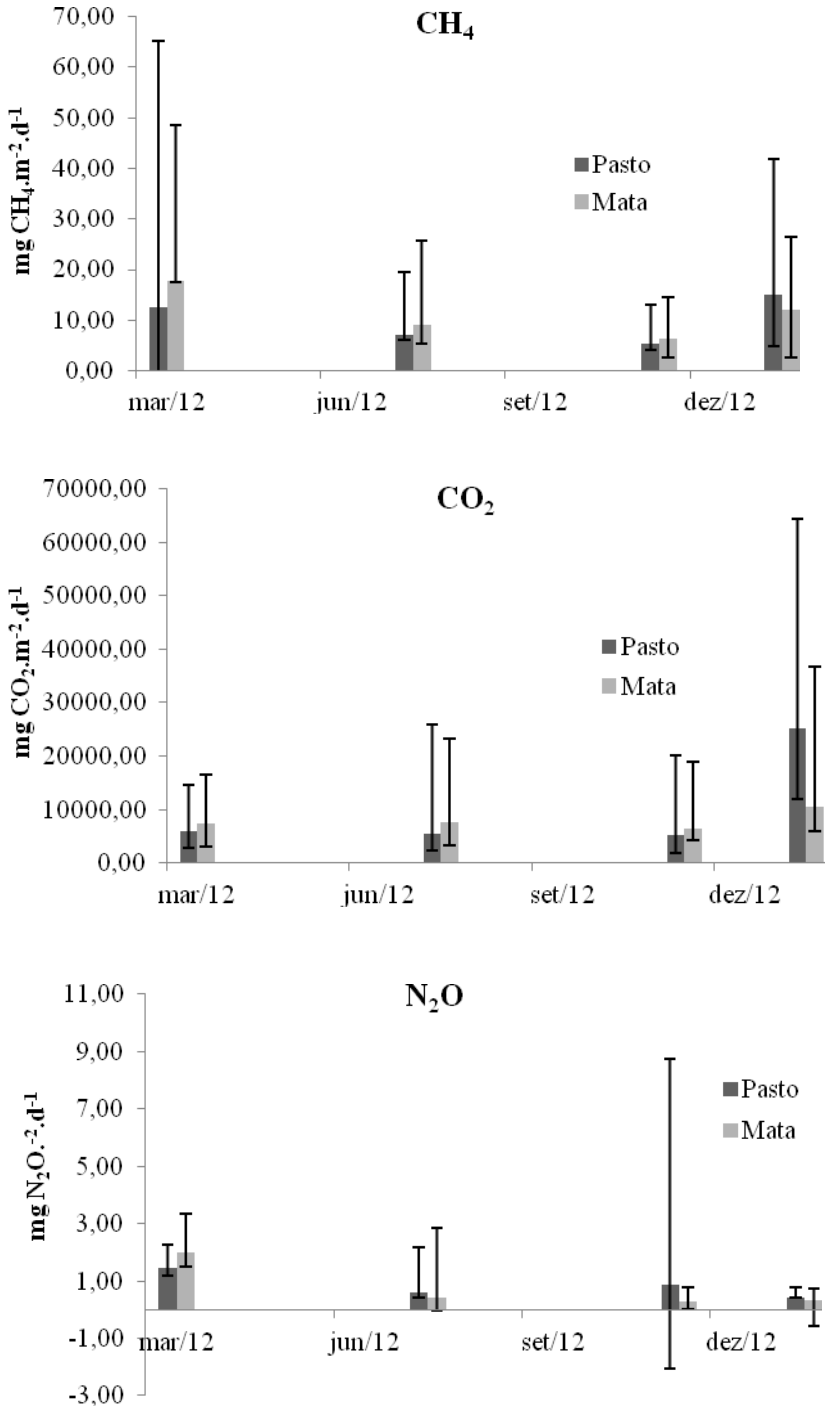

Figura 20. Valor de tendência central (mediana) dos fluxos de CH_4, CO_2 e N_2O dos solos avaliados das áreas de pasto e mata que serão inundadas pela construção do reservatório da usina hidrelétrica de Belo Monte - PA. As barras representam o valor mínimo e máximo dos fluxos encontrados.

Os valores médios totais das emissões de CH_4 para as quatro campanhas foram de 9,97±3,55 $mgCH_4m^{-2}d^{-1}$ para pastagem e 11,34±1,62 $mgCH_4m^{-2}d^{-1}$ para área de mata.

Tal resultado não é indicativo da ação do solo como sumidouro desse gás, diferindo de dados da literatura que indicam a ação do solo da região amazônica, principalmente da área de floresta, como sumidouro de CH_4(DAVIDSON& ARTAXO, 2004;WICK et al., 2005; KELLER et al., 2005)

Porém, outros dados corroboram com os achados nesse estudo. Artaxo et al. (2005) descreveu que a floresta amazônica contribui com uma parcela importante das emissões de CH_4 em suas áreas de solos alagáveis, sendo um dos componentes da ciclagem de carbono na floresta.

Pereira (2010) também encontrou valores positivos de CH_4 emitidos pelo solo em avaliações feitas em áreas que sofreram mudança do uso da terra na região do Cerrado. Os valores de emissão de CH_4 médios ficaram entre 4,63 e 31,5 mgC $m^{-2}.h^{-1}$, sendo os maiores valores encontrados em área com histórico de mudança de Cerradão (vegetação natural) para plantação de *Eucalyptus citriodora*.

Os valores positivos de fluxos de CH_4 obtidos nas áreas de mata nesse estudo podem ter sido favorecidos pela alta taxa de respiração do solo, uma vez que, altas taxas de respiração do solo criam microssítios anaeróbicos resultando na produção de CH_4 (BUSTAMANTE et al., 2009).

As áreas de mata próximas às margens do rio tem, somado a esse fator, as condições de anaerobiose causadas pela variação do nível do rio nas camadas subsuperficiais do solo. É possível observar que nas amostragens feitas no período considerado chuvoso, as emissões do CH_4 foram superiores às do período considerado seco (Figura 21).

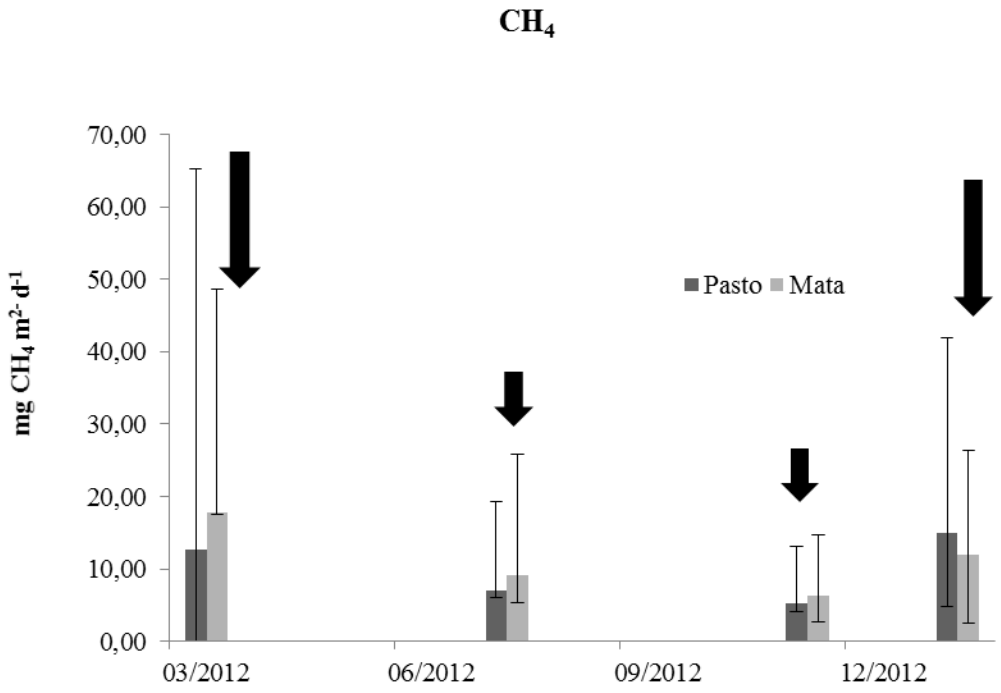

Figura 21. Fluxos de CH4 (medianas) dos solos das áreas de pastagem e mata ciliar avaliadas nas quatro campanhas. As setas maiores indicam o período de chuvas e as setas menores indicam o período de seca.

Somando-se isto aos resultados de EPSA (Figura 22), onde no período chuvoso foram observados maiores valores de EPSA, sendo esses superiores a 60% e próximos a saturação, é possível relacionar que em condições de elevada saturação de água no solo, existe favorecimento das emissões de CH4.

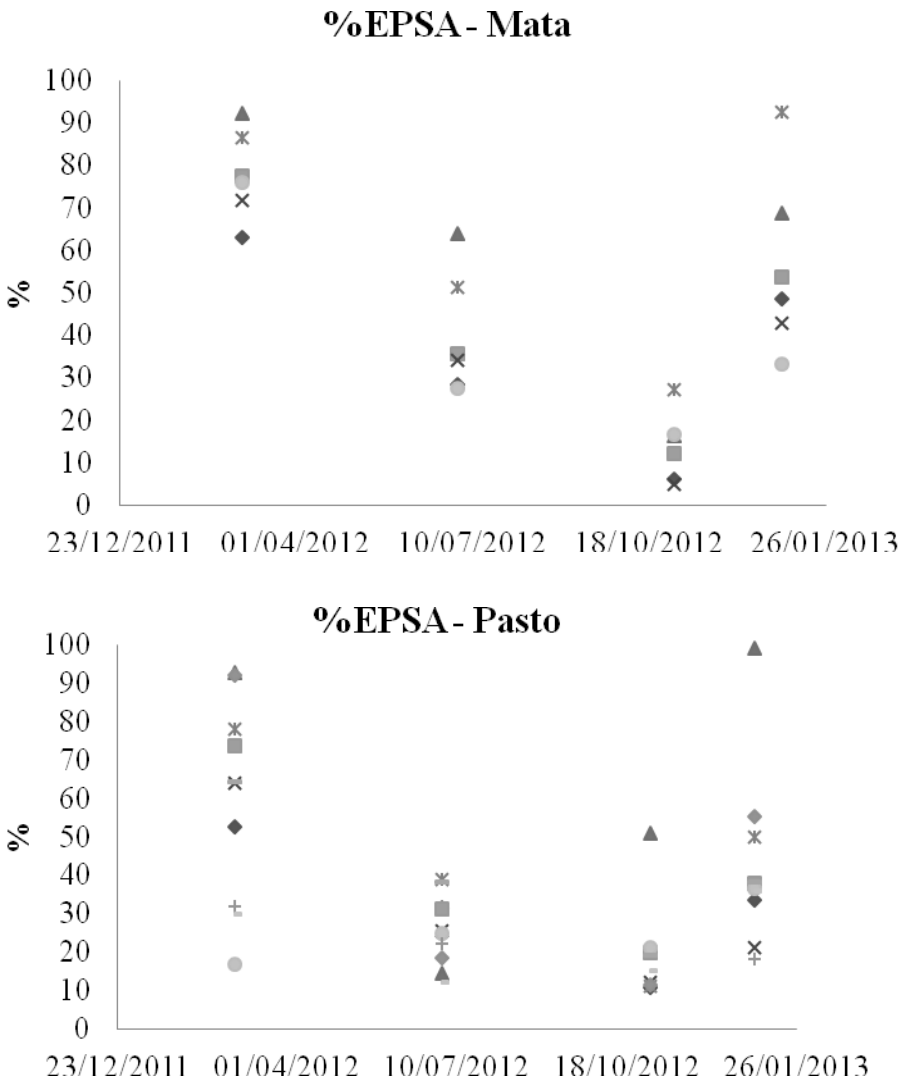

Figura 22. Porcentagem de espaço poroso saturado com água (EPSA) dos solos das áreas de mata e pasto amostradas.

Conforme descrito em material e métodos, para o cálculo de EPSA foram utilizados os valores de umidade gravimétrica e densidade do solo obtidos em cada área. Os presentes resultados estão apresentados na tabela abaixo (Tabela 8).

Tabela 8. Valores médios de umidade do solo obtidos nas áreas de pastagem e mata ciliar amostradas nas quatro diferentes campanhas (C1, C2, C3 e C4), e valores das densidades do solo (Ds) calculado para cada área.

		Umidade gravimétrica do solo média (%)				Ds ($g.cm^{-3}$)
	Áreas	C1	C2	C3	C4	
Pasto	1	32	14,4	3,1	25	1,12
	2	37	17	5,8	26	1,16
	3	44	30,5	7,8	33	1,16
	4	19	9	1,3	11	1,54
	5	44	26	13,8	47	1,12
Mata	6	72	25,9	15,7	32	0,75
	7	25	15	5,12	16	1,16
	8	33	14	8,8	17	1,2
	9	45	7	24,7	48	1,15
	10	42	16,8	7,9	14	0,96
	11	39	19,4	5,6	25	1,13
	12	23	34,1	28,8	50	0,57
	13	65	45,3	23,5	37	0,41
	14	10	4	5	12	1,39
	15	37	22	11,1	22	1,04
	16	40	8	4,9	24	1,22

Já os fluxos positivos encontrados nas áreas de pastagem podem estar associados ao aumento da compactação do solo que normalmente ocorrem devido à conversão da mata nativa em pastagem e ao pisoteio animal, causando deficiência de aeração no solo e favorecendo a condições de anaerobiose (KELLER et al., 1990).

Os fluxos médios de CO_2 das quatro campanhas encontrados para as áreas de pastagem e mata foram, respectivamente, de 10.448,41±3.036,48 mg CO_2 m^{-2} d^{-1} e 8.004,50±1.314,98 mg CO_2 m^{-2} d^{-1}.

Esses valores foram bem superiores aos fluxos encontrados para os outros dois gases avaliados. Tais valores podem estar associados à respiração bacteriana dos solos e das raízes, a decomposição da liteira na superfície e a decomposição de matéria orgânica do solo, que são apontados como os três componentes principais do efluxo de CO_2 dos solos (RAICH et al., 1990).

Pinto Júnior et al. (2009) em estudo na floresta transição Amazônica Cerrado obtiveram média de efluxo de CO_2 do solo de 5,48±0,66 $\mu mol.m^{-2}.s^{-1}$, sendo também avaliadas áreas de pastagem, as quais apresentaram efluxo médio de CO_2 de 4,95±1,59 $\mu mol.m^{-2}.s^{-1}$.

Dias (2006) também avaliando os fluxos de CO_2 do solo em áreas da região Amazônica encontrou valores entre 0,76 e 12,78 µmol CO_2 $m^{-2}.s^{-1}$, sendo os maiores fluxos do solo para atmosfera encontrados na estação chuvosa, semelhante ao que ocorreu no presente estudo, onde os maiores fluxos de CO_2 foram observados na campanha 4 que ocorreu no período de chuvas (Figura 20).

Os fluxos médios de N_2O encontrados para as áreas de pastagem e de mata foram bem próximos à zero, sendo alguns valores mínimos negativos, indicativo de remoção pelo solo (Figura 20). Os fluxos médios totais das quatro campanhas foram de 0,78±0,56 mg N_2O $m^{-2}d^{-1}$ e de 0,67±0,29 mg N_2O m^{-2} d^{-1} para pastagem e mata, respectivamente.

Tais resultados podem estar associados às baixas concentrações de nitrogênio (N) mineral encontradas (Figuras 23 e 24), o que é um fator comum nessa região, principalmente nas áreas de pastagem, que apresentam concentrações tipicamente baixas de $N\text{-}NO_3^-$ no solo, bem como baixas taxas de mineralização e nitrificação líquida do N (RAICH et al., 1990).

Carmo et al. (2005) também encontraram fluxos negativos e próximos a zero de N_2O em pastagens na Amazônia variando de -0,33 a 0,73 $mg.m^{-2}.h^{-1}$ de N_2O. As pastagens avaliadas apresentavam mais de quinze anos de formação e eram mantidas pelo sistema tradicional. Tal resultado foi associado aos baixos teores de N mineral encontrados no solo.

A ausência dos animais em pastagem também pode ter colaborado com os baixos fluxos encontrados, uma vez que, a maior parte dos moradores das regiões próximas às obras da usina foi removida e consequentemente a maioria das áreas de pastagem já se encontravam sem a presença do gado.

Normalmente, em áreas de pastagem, com a presença dos animais, esperam-se fluxos bem superiores a estes, uma vez que a excretas são ricas em N, e em condições de umidade do solo elevada, esse N é rapidamente emitido para a atmosfera na forma de N_2O, principalmente o da urina. Segundo o IPCC (2006) essas perdas representam 2% do N total da excreta.

Lessa et al. (2014) avaliaram as emissões de N_2O de excretas bovinas em pastagem no estado de Goiás. Tal estudo demostrou que cada excreta tem uma participação diferente nas emissões desse gás. A urina em condições de chuva, chegou a perder para atmosfera 2,55 % do N na forma de N_2O, enquanto que as fezes perderam somente

0,1%. Esses resultados mudam drasticamente em função da época do ano, pois na estação seca esses valores foram próximos a zero.

Portanto, fica evidente que a ausência de animais em pastagem reduziu o potencial de emissão de N_2O das áreas de pasto avaliadas nesse estudo

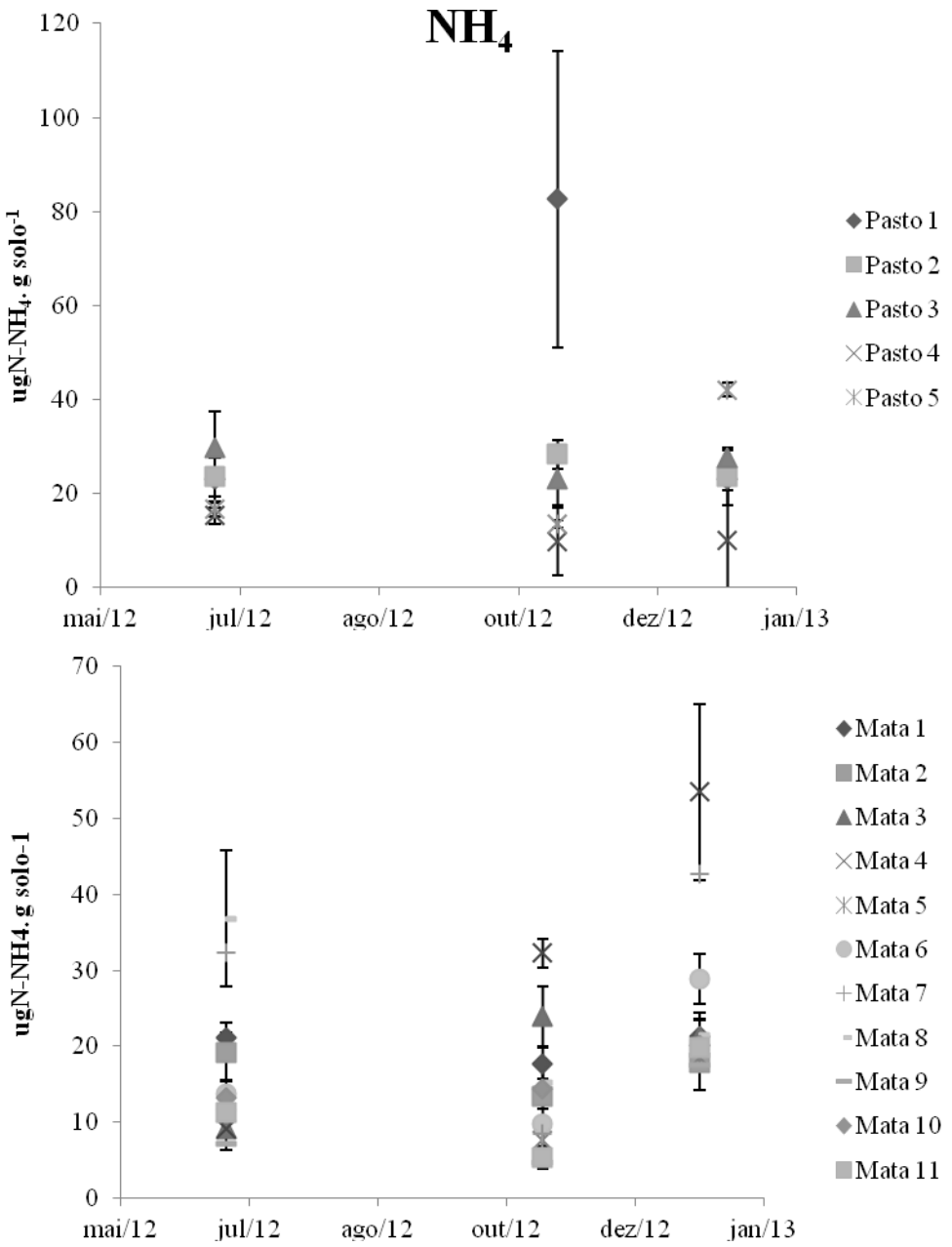

Figura 23. Valores médios das concentrações de amônio nas amostras de solo dos pontos de pastagem e mata avaliados. As barras indicam o erro padrão das médias.

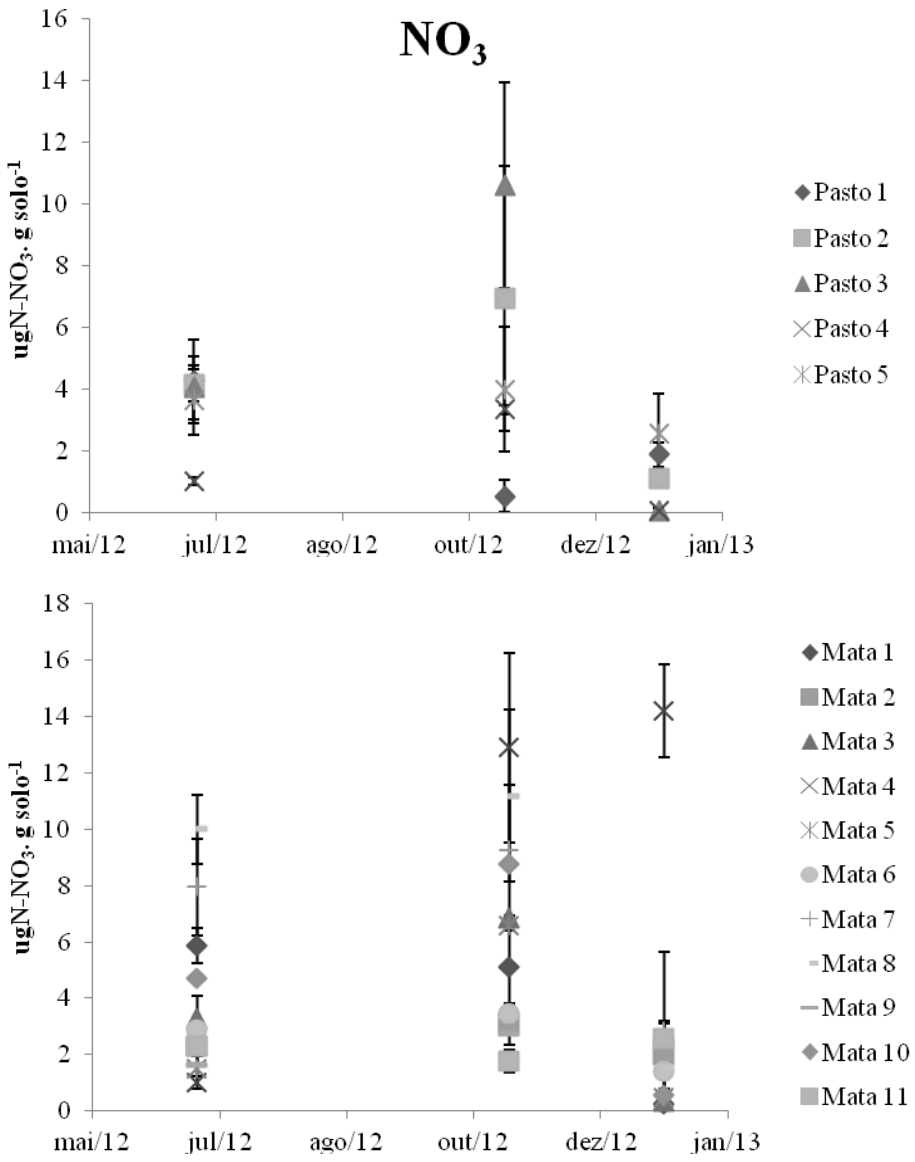

Figura 24. Valores médios das concentrações de nitrato nas amostras de solo dos pontos de pastagem e mata avaliados. As barras indicam o erro padrão das médias.

Em estudo realizado na região subtropical da República Democrática Popular do Laos para quantificação líquida de GEE no reservatório de Nam Theun, Deshmukh (2013) obteve valores da área terrestre e aquática que indicaram que antes do enchimento do reservatório a área atuava como um sumidouro de CO_2 (-73±225 Gg CO_2 eq. ano^{-1}), era mais ou menos neutra quanto as emissões de CH_4 (7±11 Gg CO_2 eq. ano^{-1}) e uma fonte de N_2O (345±158 Gg CO_2 eq. ano^{-1}).

De forma semelhante, Teodoru et al. (2012) também encontrou resultados de áreas terrestres pré-enchimento ao reservatório de Eastmain-1 no Quebec, Canadá, atuando como sumidouro de CO_2 (-250 a 15,5 mg C m^{-2} d^{-1}).

Esses valores e tendências diferem do padrão encontrado no presente estudo, onde as áreas avaliadas estavam atuando com fontes de CO_2 e CH_4 e se mostraram neutras quanto as emissões de N_2O.

A tabela a seguir (tabela 9) resumi os resultados encontrados para os fluxos de GEE avaliados nesse estudo e também os comparativos de resultados da literatura transformados para as mesmas unidades, para facilitar a compreensão.

Tabela 9. Resumo dos resultados dos fluxos de GEE encontrados no presente estudo e valores comparativos presentes na literatura.

Uso do solo	Tipo de solo predominante	Fluxos encontrados nesse estudo	
Pastagem	Argissolo	CO2	8.004,50 $mgCO_2m^{-2}d^{-1}$
		CH4	11,34 $mgCH_4m^{-2}d^{-1}$
		N2O	0,78 $mgN_2Om^{-2}d^{-1}$
Mata ciliar/Floresta	Neossolo	CO2	10.448,41 mgCO2m-2d-1
		CH4	9,97 mgCH4m-2d-1
		N2O	0,78 mgN2Om2d-1
Resultados fluxos de solos na literatura			
Região Amazônica 33.440 - 562.320 mgCO2.m-2.s-1 (DIAS, 2006)			
Floresta transição Amazônia - Cerrado 241.120 mgCO2m-2s-1 (PINTO JR., 2009)			
Pastagem transição Amazônia - Cerrado 271.800 mgCO2m-2d-1 (PINTO JR., 2009)			
Pastagem Cerrado 3,08 - 21 mg CH4m-2d-1 (PEREIRA, 2010)			
Pastagem Amazônica -0,33 a 0,73 mg N2Om-2d-1 (CARMO et. al, 2005)			

Os resultados das avaliações da fertilidade dos solos amostrados (Tabela 10) foram compatíveis com as características comuns aos solos predominantes na região Amazônica, nesse caso o Argissolo, que são solos que apresentam fertilidade natural relativamente baixa, altos níveis de acidez, baixo conteúdo de fósforo, baixos níveis de trocas de cátions e altos níveis de toxidade de alumínio (COCHARNE & SANCHEZ, 1982; MOREIRA & MALAVOLTA, 2012).

Tabela 10. Resultados das análises de fertilidade do solo dos pontos amostrados nas áreas de pastagem e mata.

Pontos amostrados		Al	Ca	H+Al	Mg	K	P	N	C	Ph
		cmolc/dm^3				mg/L		g/kg		
Pastagem	1	0,24	1,44	5,1	0,47	60	1,17	1,5	14	5,33
	2	0,18	2,02	7,64	1,09	52	1,59	2,3	24,1	5,4
	3	0,08	1,41	4,19	0,95	120	4,26	1,7	14,6	5,34
	4	0,17	0,48	2,72	0,24	310	1,45	1,1	11,3	6,42
	5	2,93	0,2	10,49	0	33	4,26	2,5	20,8	4,33
Mata	1	0,7	0,5	4,87	0,12	28	3,91	1,3	8,8	4,79
	2	0,03	3,92	4,52	0,89	60	3,05	1,7	14,8	5,69
	3	0,5	0,26	2,89	0	19	5,1	0,6	6,7	4,7
	4	0,28	0,36	2,34	0	17	4,61	0,3	3,3	5,21
	5	1,09	1,47	7,64	0,23	44	4,33	1,6	14,6	5,08
	6	1,03	0,53	5,46	0,22	40	1,24	1	8,1	4,77
	7	1,49	0,73	7,79	0,17	45	5,31	3,9	32	4,54
	8	1,36	1,36	11,2	0,38	44	3,63	3,9	42,2	4,65
	9	0,22	0,43	2,69	0	13	7,14	0,5	4	5,25
	10	1,42	0,77	8,71	0,08	32	2,65	2,3	19,7	4,89
	11	1,01	0,22	6,02	0,02	25	2,15	1,1	11,4	4,95

A concentração de P no solo é considerada muito baixa quando menor que 4,4 mg/L e de K quando menor que 41 mg/L (EPAMIG, 2012).

Observa-se que na maioria das amostras avaliadas os valores enquadram-se nessa classificação. Porém, para os valores de K no solo, algumas amostras apresentaram concentrações muito altas, sendo essas observadas em solos com cobertura vegetal de pastagem.

Com relação as bases do solo, a concentração de Ca é considerada muito baixa quando menor que 1,21 cmolc/dm^3, e de Mg quando menor que 0,46 cmolc/dm^3 (EPAMIG, 2012).

A maioria dos solos avaliados apresentaram concentração de Ca e Mg muito baixas, sendo essas condizentes com as características dos solos típicos da região. Essa condição de empobrecimento de bases do solo é favorecida pelas constantes chuvas na região que favorecem ao processo de intemperismo e lixiviação de bases do solo (vide tabela).

Apesar de fatores como concentração de N e C no solo, estrutura de sedimentos, umidade, temperatura e aeração, além de teores de nutrientes e pH influenciarem diretamente nas emissões de GEE pelos solos (SANHUEZA et al., 1990; DAVIDSON

et al., 1993; CARVALHO & BUSTAMANTE, 2007), a correlação entre essas características e as emissões desses gases não pode ser observada de forma marcante nesse estudo (Tabela 11).

Segundo a classificação de Hopkins (2008), as correlações de Pearson podem ser divididas em classes, sendo: $0,0 < r \leq 0,1$ (Muito baixa), $0,1 < r \leq 0,3$ (Baixa) $0,3 < r \leq 0,5$ (Moderada), $0,5 < r \leq 0,7$ (Alta), $0,7 < r \leq 0,9$ (Muito alta) e $0,9 < r \leq 1,0$ (Extremamente alta). Das variáveis do solo avaliadas, a maior parte apresentou correlação MUITO BAIXA, sendo algumas um pouco mais acentuadas, mas ainda assim consideradas BAIXA.

As baixas correlações encontradas entre as amostras de solo e os fluxos de GEE podem ser justificadas pela limitação da avaliação do solo, já que as análises foram feitas apenas na camada mais superficial, e algumas características podem ter sido mais evidentes nas camadas subsuperficiais, e estarem influenciando com maior intensidade os fluxos dos gases. As análises não abrangeram as camadas mais profundas por fatores logísticos, como foi relatado anteriormente.

Tabela 11. Resultado do coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis do solo avaliadas e os fluxos de GEE.

	CO_2 mg.m^{-2}.d	CH_4 mg.m^{-2}.d	N_2O mg.m^{-2}.d
Uso Solo	-0,145	0,123	-0,111
Tipo de Solo	-0,218	0,142	-0,070
Temperatura do solo (°C)	-0,014	-0,099	0,021
NO_3 (ugC/g solo)	-0,184	-0,230	0,081
NH_4 (ugC/g solo)	0,140	0,026	0,047
EPSA %	0,057	0,254*	0,142
pH solo	0,169	-0,055	0,294*
N (g/kg)	-0,169	-0,192	0,102
C (g/kg)	-0,185	-0,204	0,082
Al (cmolc/dm^3)	-0,207	0,031	0,353*
Ca (cmolc/dm^3)	-0,031	-0,226	-0,111
H+Al (cmolc/dm^3)	-0,256	-0,117	0,255
K (mg/l)	0,187	0,013	-0,181
Mg (cmolc/dm^3)	0,091	-0,211	-0,100
P (mg/l)	-0,030	-0,014	0,117
Umidade %	0,006	0,255	0,140
DS	0,046	-0,105	-0,139

*Valores de r significativos a 5% de probabilidade.

As variáveis que apresentaram um pouco mais de correlação com os fluxos de GEE, foram Al+H para CO_2 (r = - 0,256); umidade e EPSA para CH_4 (r = 0,255 e r = 0,255, respectivamente) e Al, Al + H e Ph para N_2O (r = 0,353; r = 0,255 e r = 0,294, respectivamente).

A correlação positiva de umidade do solo e EPSA com os fluxos de CH_4 encontrados, demostra que de fato existe uma associação do aumento dos fluxos de CH_4 com o aumento da saturação de água no solo, o que nesse trabalho pode ser principalmente observado nos meses de avaliação que corresponderam ao período de chuvas na região.

Neto et. al (2011), também encontrou correlação de Pearson positiva entres fluxos de CH_4 e a umidade do solo em avaliação feita no Bioma Cerrado. Em tal trabalho foi possível observar o aumento das emissões de CH_4 durante a estação chuvosa, enquanto que na estação de seca os fluxos observados foram negativos.

Com relação as variáveis que apresentaram correlação com os fluxos de N_2O, é importante observar que as três com maiores valores estão relacionadas com a acidez do solo, sendo o pH relativo a acidez ativa, ou seja, aquela que está associada a solução do solo, e Al+H e Al relativos a acidez potencial, que é resultante da adsorção desses elementos as partículas do solo.

A correlação positiva entre os fluxos de N_2O e o pH indica que com a elevação do pH do solo, ou, neste caso, com uma redução da acidez, existe um aumento nos fluxos de N_2O. O valor do pH do solo está relacionado, principalmente a limitações da atividade enzimática. Estudos de Stevens & Laughlin (1998) e Simek & Cooper (2002) indicaram que a atividade enzimática e a produção de N_2O são desfavorecidas em solos ácidos. Por outro lado, valores de pH entre 6,5 e 8 otimizam os processos de produção de N_2O no solo (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

Por fim, a correlação entre emissões de CO_2 e as concentrações de Al+H no solo pode estar relacionada com os microrganismos que tem seu metabolismo limitado em função do aumento da concentração desses íons (representativos da acidez trocável) no solo. Ou seja, com o aumento da acidez trocável, ocorre redução do pH e consequente redução da atividade de microrganismos, o que leva a valores menores de emissões de CO_2 (ALVEZ & MARTINS, 2015; SILVA et al., 2014).

6. Conclusões

Mundialmente a hidroeletricidade tem se mostrado uma importante fonte renovável de energia. No Brasil ela continuará a ser, por muitos anos, a principal fonte de energia elétrica, sendo seu principal sítio de expansão concentrado no Norte do país.

A emissão de GEE de reservatórios hidrelétricos constituem uma preocupação quanto à viabilidade e a qualidade da energia produzida pelo empreendimento. Sendo cada vez mais necessários estudos que avaliem o processo e quantifiquem as emissões de GEE, principalmente emissões líquidas de gases antes do fechamento dos reservatórios.

Na área do CHE de Belo Monte foi observado um predomínio das classes de solo Argissolo seguida de Neossolo. Esses solos apresentaram como cobertura vegetal dominante pastagem e mata ciliar, que constituíram as áreas avaliadas nesse estudo, pois são os usos do solo mais representativos da região.

O estudo demonstrou que as áreas terrestres do CHE Belo Monte que receberão os reservatórios podem atuar como potenciais emissoras de GEE e, portanto, devem ser pré-avaliadas e consideradas nos cálculos de emissões de GEE de reservatórios. Tanto as áreas de mata como de pastagem apresentaram fluxos positivos de CH_4, um dos gases de maior significância emitido pelos reservatórios hidrelétricos.

Os fluxos de N_2O medidos foram próximos a zero, fato que pode estar associado a baixa concentração de N mineral no solo, tanto na forma de NH_4 quanto NO_3, condição comum aos solos da região amazônica, principalmente quando submetidos a conversão de terras naturais em pastagem.

O baixo fluxo de N_2O e baixas concentrações de N mineral observados nas áreas de pastagem podem estar relacionados a ausência de animais em pastagem, uma vez que a remoção dos animais já havia sido realizada pelos responsáveis pela obra da usina.

Os valores médios dos fluxos de GEE de áreas terrestres do futuro reservatório da usina de Belo Monte durante as quatro campanhas de avaliação foram de 9,97±3,55 $mgCH_4m^{-2}d^{-1}$ e 11,34±1,62 $mgCH_4m^{-2}d^{-1}$, 10.448,41±3.036,48 $mgCO_2m^{-2}d^{-1}$ e 8.004,50±1.314,98 $mgCO_2m^{-2}d^{-1}$, 0,78±0,56 $mgN_2Om^{-2}d^{-1}$ e de 0,67±0,29 mg $N_2Om^{-2}d^{-1}$ para pastagem e mata, respectivamente.

Tanto os solos com cobertura de mata, como os com cobertura de pasto apresentaram valores característicos de solos de baixa fertilidade, fator comumente observado nas Região Amazônica.

Os fluxos dos GEE avaliados no trabalho apresentaram baixa correlação linear com as variáveis dos solos estudadas. Sendo as variáveis que apresentaram um pouco mais de correlação com os fluxos de GEE, foram Al+H para CO_2; umidade e EPSA para CH_4 e Al, Al + H e Ph para N_2O.

Assim como o CHE Belo Monte, sítios de aproveitamentos hidrelétricos em construção, onde os reservatórios ainda não foram implantados, constituem-se como uma grande oportunidade para a realização de medições de fluxos de gases na fase de pré-enchimento, possibilitando a obtenção de emissões líquidas dos reservatórios após o enchimento.

Dessa forma é possível concluir estimativas de emissões líquidas totalmente baseadas em medições em campo, o que permite a ampliação da base de dados disponíveis para subsidiar estimativas de emissões de pré-enchimento de reservatórios existentes.

7. Referências bibliográficas

ALVES, B. J. R.; BAÊTA, A. M.; ALVES, J. V. Protocolo da Embrapa Agrobiologia para análise de nitrogênio em adubos orgânicos, solo e tecidos. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, Embrapa-CNPAB. 1999, 17p. (Documentos, 100).

ALVES, M. S.; MARTINS, J. D. L. Uso de gesso e silicatos no carbono orgânico do solo em sistema de semeadura direta. Journal of agronomic sciences. Umuarana – Pr, v. 4, n. especial, p. 201-231, 2015.

ANDERSON-TEIXEIRA, C.J.; DAVIS, C.D.; MASTERS, M. D.; DELUCIA, E. H. Changes in soil carbon under biofuels crops. Global Change Biology, Oxford, v. 1, p. 75-96, 2009.

ARTAXO, P.; GATTI, L. V.; LEAL, A. M. C.; LONGO, K. M.; FREITAS, S. R.; LARA, L. L.; PAULIQUEVIS, T. M.; PROCÓPIO, A. S.; RIZZO, L. V. Química atmosférica na Amazônia: A floresta e as emissões de queimadas controlando a composição da atmosfera amazônica. Acta Amazônica, v. 35 (2), p. 185-196, 2005.

BALL, B. C.; SCOTT, A.; PARKER, J. P. Field N_2O, CO_2 and CH_4 fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. Soil & Tillage Research, 53, p. 29-39, 1999.

BALL, B. C.; SMITH, K. A. Gas movement. In: SMITH, K. A.; MULLINS, C. E. (Ed.). Soils analysis: physical methods, New York: Marcel Dekrep. 511-549, 1991.

BANCO MUNDIAL. Estudo de baixo carbono para o Brasil. Relatório de síntese técnica. Uso da terra, mudança do uso da terra e florestas. 292 p., 2010. Disponível em:http://www.esmap.org/esmap/sites/esmap.org/files/Relatorio_BM_Principal_Portugues_SumarioExecutivo.pdf

BRASIL, MCTI – Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Inventário brasileiro de emissões antrópicas por fonte e remoção por sumidouros de gases de efeito estufa não controlados pelo protocolo de Montreal. Parte 2. 280 p. Brasíli, DF: MCTI, 2010.

BRASIL, MME - Ministério de Minas e Energia; EPE - Empresa de Pesquisa Energética. Plano Decenal de Expansão de Energia 2023. Brasília, 433 p., 2014a.

BRASIL, MME – Ministério das Minas e Energia. Emissões de Gases de Efeito Estufa em Reservatórios de Centrais Hidrelétricas, 1 ed, v.1, 416 p., 2014b.

BUSTAMANTE, M.M.C.; CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; ROSCOE, R. Soil carbon and sequestration potential in the Cerrado Region of Brazil. In: LAL, R.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J. & CERRI, C.E.P. Carbon sequestration in soils of Latin America. New York, Haworth, p.285-304, 2006.

BUSTAMANTE, M. M. C.; KELLER, M.; SILVA, D. A. Sources and sinks of trace gases in Amazonia and the Cerrado. In: KELLER, M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; GASH, J.; DIAS, P. L. (Org.). Amazonia and Global Change. 1a.ed.Washington: American Geophysical Union, 2009, v. 1, p. 337-354.

CARVALHO, A. M.; BUSTAMANTE, M. M. C. Emissões de NO, N_2O e CO_2 em agroecossistemas do Cerrado. Empresa brasileira de pesquisa agropecuária. Documento 188. 26 p. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2007.

CAST – Council for Agricultural Science and Technology. Climatic change and greenhouse gas mitigation: challenges and opportunities for agriculture. Task force report, n. 141. CAST, Ames, IA, USA, 120 p., 2004.

CERRI, C.C.; MAIA, S.M.F.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. Scientia Agricola, Piracicaba, v. 66, n. 6, p. 831-843, 2009.

CERRI, C.E.P.; SPAROVEK, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W.E.; MELILLO,

J.M. & CERRI, C.C. Tropical agriculture and global warming: Impacts and mitigation options. Sci. Agric., n. 64, p. 83-99, 2007.

COCHARNE, T. T.; SANCHEZ, P. A. Land resouces, soil and their management in the Amazon region: a state of knowledge report. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Cali, Colombia, 1982.

DAVIDSON, E. A.; ARTAXO, P. Globally significant changes in biological processes of the Amazon Basin: Results of large-scale biosphere-atmosphere experiment. Global change biol., v. 10, p. 529-529, 2004.

DAVIDSON, E. A.; MATSON, P. M.; VITOUSEK, R.; RILEY, R. DUNKIN, K.; GARCIA-MENDEZ, G.; MAASS, J. M. Processes regulating emissions of NO and N2O in a seasonally dry tropical forest. Ecology, v. 74, p. 130-139, 1993.

DESHMUKH, C. Greenhouse gas emissions (CH4, CO2 and N20) from newly flooded hydroeletric reservior in subtropical South Asia: The case of Nam Theun 2 reservoir, Lao PDR. Ocena, Athmosphere. Université Paul Sabatier – Toulouse III, 2013, 234 p.

DIAS, J. D. Fluxos de CO_2 proveniente da respiração do solo em áreas de floresta nativa da Amazônia. Dissertação de mestrado em ecologia de agroecossitemas. Universidade de São Paulo. Escola superior de agricultura “Luiz de Queiroz. 88 p, 2006.

DOBBIE, K. E.; MCTAGGART, I. P., SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: Variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. Journal of Geophysical Research, v. 104, n. 21, p. 26.891–26.899, 1999.

DONES, R.; HECK, T.; HIRSCHBERG, S. Greenhouse gas emissions from energy systems: Comparison and overview. In: PSI annual report 2003 annex IV, Paul Scherrer Institute, Villigen, Switzerland, p. 27-40, 2003.

DUIKER, S. W.; LAL, R. Carbon budge study using CO_2 flux measurements from a no till system in Central Ohio. Soil and Tillage Research, Amsterdam, v. 54, p. 21-39, 2000.

ELETROBRAS; MME – Ministério de Minas e Energia. RIMA – Relatório de impacto ambiental aproveitamento hidrelétrico de belo monte. 100p., 2009.

ELETROBRAS. Sistema de informação do potencial hidrelétrico brasileiro – SIPOT. Potencial hidrelétrico brasileiro, fevereiro de 2012.Disponível em: <http://www.eletrobras.com>

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Solos (Rio de Janeiro). Solos para todos: perguntas e respostas. Organizadores, Moema de Almeida Batista, Denise Werneck de Paiva, Alexandre Marcolino. Rio de Janeiro: Empraba Solos, 2014. 87p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro). Manual de métodos de análise de solo. 2ª ed. SPI, Brasília, 212 p., 1997.

EPE. Balanço Energético Nacional 2011: Ano base 2010 / Empresa de Pesquisa Energética. – Rio de Janeiro, 2011.

EPE. Balanço Energético Nacional 2012: Ano base 2011 / Empresa de Pesquisa Energética. – Rio de Janeiro, 2012.

EPE. Balanço Energético Nacional 2013: Ano base 2012 / Empresa de Pesquisa Energética. – Rio de Janeiro, 2013.

EPE. Balanço Energético Nacional 2014: Ano base 2013 / Empresa de Pesquisa Energética. – Rio de Janeiro, 2014.

EPE. Balanço Energético Nacional 2015: Ano base 2014 / Empresa de Pesquisa Energética. – Rio de Janeiro, 2015.

GALY-LACAUX, C.; DELMAS, R.; KOUADIO, J.; RICHARD, S.; GOSSE, P. Long-term greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in Tropical Forest regions, Global biogeochemical cycles, 13:503-517,1999.

GRANT, B.; SMITH, W. N.; DESJARDINS, R.; LEMKE, R.; LI, C. Estimated N2O and CO2 emissions as influenced by agricultural practices in Canada. Climatic Change, v. 65, p.315–332, 2004.

GOLDENFUM, J. A. Challenges and solutions for assessing the impact of freshwater reservoirs on natural GHG emissions. Ecohydrology & Hydrobiology. Vol. 12, 2, p. 115-122, 2012.

HOPKINS, W.G. A new view of statistics. Internet Society for Sport Science. http://www.sportsci.org/resource/stats/. 2008.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Censo Agropecuário 2006. Comunicado social, Dezembro de 2007. Disponível em www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias.

IEA – International Energy Agency. Energy technology perspectives 2012. Pathways to a clean energy system. França, 690 p., 2012a.

IEA - International Energy Agency. Technology Roadmap: Hydropower. Paris, 68 p., 2012b.

IEA - International Energy Agency. IEA Hydropower Annex XII: Guidelines for Quantitative Analysis of Net GHG Emissions from Reservoirs - Volume 1: Measurement Programs and Data Analysis. October 2012c.

IEA – International Energy Agency. Key World energy statistics. Paris, 81 p., 2015.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Relatório técnico sintético. Estimativas das emissões de CO_2 por desmatamento na Amazônia Brasileira. São Paulo, 26 p., 2009.

INPE – Banco de dados PRODES - Taxas anuais do desmatamento – 1988 até 2013. 2014. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2013.htm. Acessoemjunho de 2014

IHA – International Hydropower Association. A summary report of the IHA World congress 2011. IIsd Reporting services, v. 139, n.7, 2011.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2014: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the Fifth assessment report of the IPCC [Core writing team, R. K. Pachauri and L. A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151p.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Agriculture, Forestry and Other Land Use, v.4, 2006.

KELLER, M., MITRE, M. E.; STALLARD. Consumption of atmospheric methane in soils of central Panama effects of agricultural development. Global Biogeochemical Cycles, v. 4, p. 21-27, 1990.

KELLY, C.A.; RUDD, J.W.M.; St. LOUIS, V.L.; MOORE, T. Turning attention to reservoir surfaces, a neglected area in greenhouse studies. EOS, Transactions American Geophysical Union, v. 75, n. 29, p. 332-334, 1994.

KELLER, M. ; VARNER, R.; DIAS, J. D.; CRILL, H. S. P.; OLIVEIRA, R. C. J.; ASNER, G. P. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, methane, and carbon dioxide in logged and undisturbed Forest in the Tapajos National Forest, Brazil. Earth Interact, n.9, v.23, 2005. E1125, DOI: 10.1175/e1125.1.

KEMENES, A.; FORSBERG, B. R.; MELACK, J. M. Methane release below a tropical hydroelectric dam. Geophysicalresearchletters, v. 34, L12809, doi:10.1029/2007GL029479, 2007.

KOIFMAN, S. Electric power generation and transmission: The impact on indigenous peoples in Brazil. Cad. Saúde pública, Rio de Janeiro, 17(2):413-423, mar-abr, 2001.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. Science, Washington, v. 304, p. 1623-1627, 2004.

LAL, R. Carbon sequestration. Philosophical Transactions of The Royal Society B. London, v. 363, p. 815-830, 2008.

LESSA, A. C. R.; MADARI, B. E.; PAREDES, D. S.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; ALVES, B. J. R. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. Agriculture, ecosystemsandenvironment. V. 190, p. 104-111, 2014.

LEVISN, J. Correlação. In: LEVIN, J. Estatística aplicada a ciências humanas. 2 ed. São Paulo: Editora Harba; 1987, p. 276-316.

LIMA, I. B. T. Emissão de metano por reservatórios hidrelétricos amazônicos através de leis da potência. Tese de doutorado, CENA, Universidade de São Paulo, Piraciba, São Paulo, 108 p., 2002.

LINN, D. M.; DORAN J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and no tilled soils. Soil Science Society American Journal, v. 48, p. 1267-1272, 1984.

LIU, X. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; REULE, C. A.; ZHANG, F. S. Dinitrogen and N_2O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. Soil Biology and Biochemistry, v. 39, p. 2362–2370, 2007.

LIVINGSTON, G.P., HUTCHINSON, G.L., 1995. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: applications and sources of error. In: Matson, P.A., Harriss, R.C. (Eds.), Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 14–51.

MADDOCK, J. E. L.; SANTOS, M. B. S. Measurements of small fluxes of greenhouse gases to the earts's surface, using static chamber. Na. Acad. Bras. Ciências, v. 68, sup. 1, p. 95-99, 1997.

MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. E. P. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. Geoderma, v. 149, 84-91 p., 2008.

MCTI – Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil. 2013. 81 p.

MME – Ministério de Minas e Energia/EPE – Empresa de Pesquisa Energética. Plano decenal de expansão de energia 2024. 2015, 466p.

MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E. Variação das propriedades químicas e físicas do solo e na matéria orgânica em agroecossistemas da Amazônia Ocidental (Amazonas). Piracicaba: CENA/USP, 2002. 79 P.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Microbiologia e Bioquímica do Solo. 2 ed. Lavras: UFLA, 2006, 729 p.

MOSIER, A.; WASSMANN, R.; VERCHOT L., KING J.; PALM C. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. Environment, Development and Sustainabilityvol 6, p. 11–49, 2004.

NLSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page, A.L.; Miller, R.H.; Keeney, D.R. (ed.) Methods of soil analysis – chemical and

microbiological properties. Part 2, 2 ed. Madison: American Society of Agronomy e Soil Science Society of America, 1982. cap. 29, p.539-579.

NETO, M. S.; PICCOLO, M. C.; JUNIOR, C. C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no Bioma Cerrado. Revista brasileira de ciências do solo, 35: 63-76, 2011.

NORTE ENERGIA. Informe Norte Energia 24. Disponível em: http://www.norteenergia.com.br/site/2016/01/12/informe-norte-energia-24/ (Acesso em 15 de janeiro de 2015). Centro de energia nuclear na agricultura da Universidade de São Paulo. 100 p., 2010.

PEREIRA, P. R. B. Distribuição espacial do carbono no solo e avaliação dos fluxos dos gases de efeito estufa (CO_2, CH_4 e N_2O) em área de vegetação de Cerrado, Pinus spp e Eucalyptus spp na estação experimental de Mogi Mirim (IF/SMA – SP). Tese de doutorado.

PINTO-JUNIOR, O. B.; SANCHES, L.; DALMOLIN, A. C.; NOGUEIRA, J. S. Efluxo de CO2 do solo em floresta de transição Amazônia Cerrado e em área de pastagem. Acta Amazônica, v. 39(4), p. 812-822, 2009.

PRODES, 2011. Taxas de desmatamento da Amazônia Legal, Projeto PRODES. Ministério da Ciência e Tecnologia. IBAMA. Ministério do Meio Ambiente. INPE. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2010.htm.

RAICH, J.W.; BOWDEN, R.D.; STEUDLER, P.A. Comparison of Two Static Chamber Techniques for Determining Carbon Dioxide Efflux from Forest Soil. Soil Science SocietyofAmericaJournal, 54: 1754-1757, 1990.

REYDON, B. P. O desmatamento da floresta amazônica: causas e soluções. Política ambiental, v. 1, n. 8, p. 143-155, 2011.

RIVERO, S.; ALMEIDA, O., ÁVILA, S.; OLIVEIRA, W. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. Nova Economia, Belo Horizonte – MG, n. 19, v. 1, p. 41-66, 2009.

ROSA, L. P.; SANTOS, M. A.; MATVIENKO, B.; SANTOS, E. O.; SIKAR, E. Greenhousegasemissionsfromhydroeletricreservoirs in tropical regions. Climaticchange, n. 66, p. 9-21, 2004.

ROSA, L. P.; SANTOS, M. A.; MATVIENKO, B.; SIKAR, E.; LOURENÇO, R. S. M.; MENEZES, C. F. Biogenicgasproductionfrom major Amazonreservoirs, Brazil. Hydrolagical processes, n. 17, p. 1443-1450, 2003.

ROSA, L.P.; SCHAEFFER, R.; SANTOS, M.A. Are hydroelectric dams in the brazilian amazon significant sources of greenhouse gases. Environmental Conservation, n. 66, p. 2-6, 1996.

RUDD, J. W. M.; HARRIS, R.; KELLY, C. A.; HECKY, R. E. Are hydroelectric reservoirs significant sources of greenhouse gas. Ambio, v. 22, 1993.

SANHUEZA, E.; HAO, H.M.; SCHARFFE D.; DONOSO, L. CRUTZEN, P. J. N2O and NO emissions from soils of the northern part of the Guayana Shield, Venezuela. Journal of Geophysical Research, v. 95, p. 22481-22488, 1990.

SANTOS, E. O. Contabilização das emissões líquidas de gases de efeito estufa de hidrelétricas: uma análise comparativa entre ambientes naturais e reservatórios hidrelétricos. Tese (Doutorado em planejamento energético) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE. 165 p., 2006.

SANTOS, M. A. Inventário de emissões de gases de efeito estufa derivados de hidrelétricas. Rio de Janeiro, Brasil. Tese de doutorado em planejamento energético. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 147p., 2000.

SANTOS, M. A.; MAGRINI, A.; SKLO, A. S.; ROVERE, E. L.; ROSA, L; P; AROURA, M. C.; FREITAS, M. A. V. Fontes de energia nova e renovável. 1 ed. Rio de Janeiro: Livros técnicos e científicos – LTC, 2013, v.1, 208p.

SANTOS, M. A.; MATVIENKO, B.; ROSA, L. P.; SIKAR, E.; SANTOS, E. O. Gross greenhouse gas emissions from braziliam hydro reservior. In: TREMBALY, A.; VARFALVY, L.; ROEHM, C. GARNEU, M. Greenhouse gas emissions – Fluxes and processes – Hydrelectric reservoirs and natural environments. Srpinger – Verlag, 267-291, 2005a.

SANTOS, M. A.; ROSA, L. P.; MATVIENKO, B.; SIKAR, E.; SANTOS, E. O. Gross greenhouse gas fluxes from hydro-power reservoir compared to thermo-power plants. Energy Policy, The Netherlands, v. 34, n.1, p. 481-488, 2005b.

SANTOS, M. A., ROSA, L. P., MATVIENKO, B., SANTOS, E. O., ROCHA, C. H. E. D. A., SIKAR, E., SILVA, M. B., BENTES JR, A. M. P. Emissões de gases de efeito estufa por reservatórios de hidrelétricas. Oecol. Bras., n. 12, v. 1, p. 141-154, 2008.

SANTOS, E. O.; SILVA, C.; SANTOS, M. A.; MATVIENKO, B., ROCHA, C. H. E. D. A.; ROSA, L. P.; SIKAR, E.; SILVA, M. B., BENTES JR., A. M. P. The importance of land use change analysis in the greenhouse gases emissions from hydroelectric reservoirs. Verh. Internat.Limnol., v. 30, p. 845-849, 2009.

SILVA, E. F.; MOITINHO, M. R.; TEIXEIRA, D. B.; PEREIRA, G. T.; SCALA JR., N. Emissões de CO2 do solo associada à calagem em área de conversão de laranja para cana-de-açúcar. Engenharia Agrícola. Jaboticabal, v.34, n. 5, p. 885-898, 2014.

SIMEK, M.; COOPER, J. E. The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. European Journal of Soil Science, Oxford, v. 53, n. 3, p. 345-354, 2002.

SIX, J.; FELLER, C.; DENEF, K.; OGLE, S.M.; MORAES, J.C.; ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – Effects of no-tillage. Agronomie, n. 22, p. 755-775, 2002.

SKIBA, U.; SMITH, K. A. The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. Chemosphere - Global Change Science, v.2, p. 379-386, 2000.

SMITH, K. A.; BALL, T.; CONEN, F.; DOBBIE, K. E.; MASSHEDER, J.; REY, A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. European Journal of Soil Science, 54, p. 779-791, 2003.

SMITH, K. A.; CONEN, F. Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. Soil Use Manage. 2004; 20:255-263. Doi: 10.1079/SUM2004238.

STEVENS, R. J.; LAUGHLIN, R. J. Measurement of nitrous oxide and dinitrogen emissions from agricultural soils. Nutrient Cycling in Agroecosystems, Dordrecht, v. 52, n. 2-3, p. 131-139, 1998.

SVENSSON, B. S.; ERICSSON, S. O. Does hydroelectric power increase global warming? Ambio, v. 22, n. 8, p. 569-570, 1993.

TEODORU, C. R.; BASTIEN, J.; BONNEVILLE, M. C.; GIORGIO, P. A.; DEMARTY, M.; GARNEAU, M.; HÉLIE, J. F.; PELLETIER, L.; PRAIRIE, Y.; ROULET, N.; STRACHAN, I. B.; TREMBLAY, A. The net carbon footprint of newly created boreal hydroelectric reservoir. Global biogeochemical cycles, v. 26, 14 p., 2012.

TREMBLAY, A.; VARFALVY, L. ROEHM, C.; GARNEU, M. Greenhouse gas emissions: fluxes and porcesses, hydroelectric reservoirs and natural environments. Environmental science series, 72 p., 2005.

WICK, B.; VELDKAMP, E. W. Z.; MELLO, M. K.; CRILL, P. Nitrous oxide fluxes and nitrogen cycling along a pasture chronosequence in central Amazonia, Brazil, Biogeosci. Discuss., v. 2, p.499 – 535, 2005.