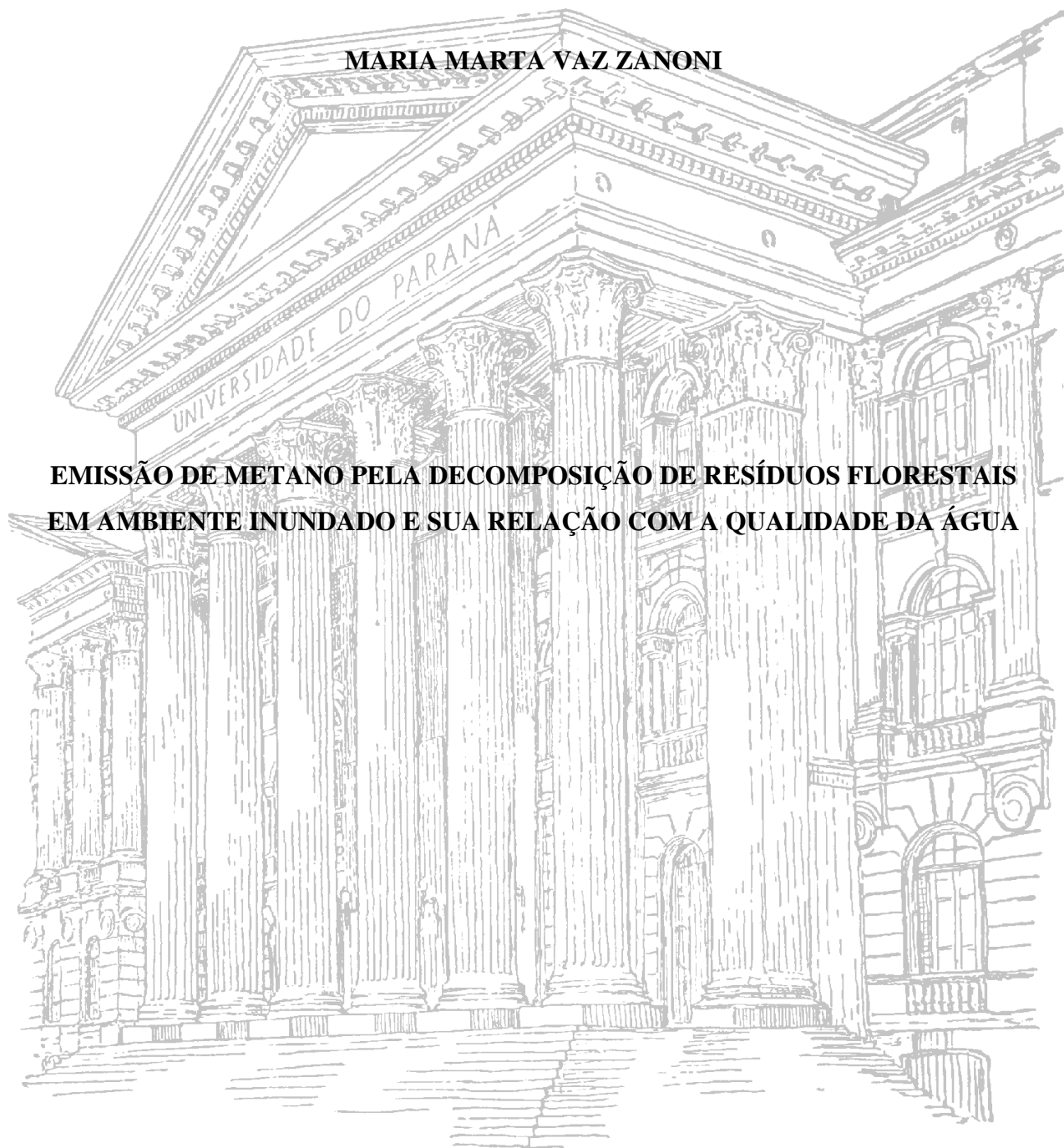


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MARIA MARTA VAZ ZANONI

**EMIÇÃO DE METANO PELA DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS FLORESTAIS
EM AMBIENTE INUNDADO E SUA RELAÇÃO COM A QUALIDADE DA ÁGUA**



CURITIBA

2013

MARIA MARTA VAZ ZANONI

**EMISSÃO DE METANO PELA DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS FLORESTAIS
EM AMBIENTE INUNDADO E SUA RELAÇÃO COM A QUALIDADE DA ÁGUA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração Solo e Ambiente, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Jeferson Dieckow

Co-orientadora: Dra. Josiléia Acordi Zanatta

CURITIBA

2013



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO
Mestrado e Doutorado



PARECER

A Banca Examinadora designada para avaliar a defesa da Dissertação de Mestrado de **MARIA MARTA VAZ ZANONI**, intitulada: “Emissão de metano pela decomposição de resíduos florestais em ambiente inundado e sua relação com qualidade de água”, do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, após análise do texto e arguição do candidato, emitem parecer pela “**APROVAÇÃO**” da referida Dissertação. O candidato atende assim um dos requisitos para a obtenção do título de **Mestre em Ciência do Solo - Área de Concentração Solo e Ambiente**.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, em Curitiba, 19 de julho de 2013.

Prof. Dr. Jeferson Dieckow, Presidente

Dr^a. Akemi Kan, I^o. Examinadora

Prof. Dr. Renato Marques, II^o. Examinador

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo – SCA – UFPR
Rua dos Funcionários, 1540 - Bairro Cabral
80035-050 - Curitiba - PR - Fone/Fax: (41) 3350-5648
pgcisolo@ufpr.br | www.pgcisolo.agrarias.ufpr.br



*“Contudo, seja qual for o grau a que chegamos,
o que importa é prosseguir decididamente.”*

Fl 3, 16

*Dedico esse trabalho a toda minha família,
em especial aos meus pais,
Maria Aparecida e Sérgio,
à minha irmã, Mariangela, e
à minha tia, Maria de Lourdes.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter providenciado tudo o que precisei para concluir este trabalho e ter me fortalecido para chegar até aqui.

À minha família, especialmente a meu pai, Sérgio, minha mãe, Cida, minha irmã, Mariangela, e tia Dinha, pelo amor, carinho e por sempre me apoiar em meus estudos, providenciando-me condições para que eu pudesse dar prioridade a esses.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Jeferson Dieckow, pela orientação, acompanhamento nas atividades e ensinamentos sobre estudo e trabalho, tanto por palavras como pelo exemplo.

À minha co-orientadora, Dra. Josiléia Acordi Zanatta, pela orientação, exemplo, grande acompanhamento, apoio e paciência, especialmente nos momentos difíceis.

À Dra. Akemi Kan, pela grande oportunidade de participar desse projeto P&D e de outras atividades, por todos os ensinamentos, conversas, ideias, incentivo e amizade.

Ao Prof. Dr. Ricardo Carvalho de Almeida, por ser um exemplo de pessoa e profissional, por sempre me incentivar nos estudos e pela sua amizade.

Ao Prof. Dr. Carlos Bruno Reissmann, pela grande colaboração na construção teórica desse experimento.

Ao Prof. Dr. André Luiz Tonso Fabiani, por ter permitido e providenciado um local, dentro de um dos galpões do CEHPAR, para o desenvolvimento do experimento.

Ao Prof. Dr. Cristóvão V. S. Fernandes, juntamente com a Prof.^a Dra. Maria Cristina C. Braga, pela concessão de utilização do laboratório de análises ambientais (LABEAM), do Programa de Pós-Graduação de Engenharia Ambiental e Recursos Hídricos da UFPR, para realização das análises de água. E, ainda, ao Prof. Cristóvão, por ter providenciado treinamento inicial referente às análises de água com a MSc. Vanessa D. Gonçalves.

Ao CNPq, pelo benefício concedido através da Lei 8010/90.

Ao SIMEPAR, pela concessão de dados meteorológicos.

Ao Eduardo Adeneski pelo auxílio nas informações sobre a classificação vegetal da área de coleta.

Ao Éder D. Borges da Silva, pela ajuda com a estatística.

Aos que, juntamente com meus orientadores, me auxiliaram nas atividades de campo, sem os quais as coletas não teriam sido possíveis: Ambrosio, Anderson, Bernardo, Diego, Elaine Vivian, Heloisa e Márcio.

Ao pessoal da oficina do CEHPAR, especialmente Ronaldo, César, Idulino, Valdinei, Iverson, Roberto e Marcos, que me auxiliaram na montagem do experimento e pela amizade de cada um.

Aos bolsistas, Anderson, Diego, Bruno e William, aos estagiários, Henrique, Letícia e Heloisa, à amiga Priscila e ao Ruan, que também me auxiliaram na montagem do experimento e nas coletas de ar.

Ao MSc. Rodrigo Soares Ferreira, pelo apoio na utilização do laboratório de cromatografia, pelos auxílios e ensinamentos.

Aos técnicos do laboratório de cromatografia do LAC, Daniel, Fernando e Martinho, à estagiária Michele e à mestranda Kássia, pelos auxílios em diversas situações e pela boa convivência no laboratório.

Às outras pessoas, além da Vanessa, com quem pude conviver no LABEAM, pela troca de experiências, em especial à Tamiris e ao Luis Fernando pelo auxílio em dúvidas.

Aos meus colegas do mestrado, pela boa convivência e troca de experiências, em especial aos amigos Priscila, Raul, Elma e Josilene.

A todos os outros colegas que estão ou já passaram pelo DVMA enquanto estive aqui, pelo exemplo, experiência do trabalho em equipe, troca de informações, apoio e pelos momentos de descontração, em especial, Akemi, Bernardo, Juliana, Elaine Vivian, Éder Gleiciane, Gheysa, Leonardo, Marines, Marianne, Rafael e Rocianne.

A todos os meus amigos. Aos do MUR e do GOU do Politécnico, que são importantíssimos na minha vida e caminhada universitária, em especial: Jana, Daiane e Jeferson, Laís, Amanda, Lucas e Surian. E aos do GOJ Jesus Vive e Reina – muito importantes na minha vida e os quais fazem parte da minha construção como pessoa –, agradeço pelos muitos anos de amizade e por todo apoio nesse período.

Muito Obrigada!

EMISSÃO DE METANO PELA DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS FLORESTAIS EM AMBIENTE INUNDADO E SUA RELAÇÃO COM A QUALIDADE DA ÁGUA¹

Autora: Maria Marta Vaz Zanoni

Orientador: Prof. Dr. Jeferson Dieckow

Co-Orientadora: Dra. Josiléia Acordi Zanatta

RESUMO

Estudos mostram que a construção de reservatórios de usinas hidrelétricas pode aumentar o fluxo de Gases do Efeito Estufa (GEE) à atmosfera, principalmente de metano (CH₄). A decomposição anaeróbica dos resíduos florestais (folhas, galhos, cascas e miscelânea) inundados contribui para as emissões desse gás. Este trabalho teve como objetivo avaliar a emissão de CH₄ a partir do alagamento do solo coberto com resíduos de uma floresta secundária da região central do Paraná. Para isso, foram construídas unidades experimentais com tubos de PVC de 3 m de comprimento, com 10 cm de solo coberto com resíduos florestais em diferentes combinações de dose, em massa seca: 0 Mg ha⁻¹ (testemunha); 21,2 Mg ha⁻¹; 42,3 Mg ha⁻¹ e 64,1 Mg ha⁻¹, e tipo de resíduo: a - original; b - galhos entre 2 e 8 cm de diâmetro e c - galhos menores que 2 mm e folhas. As unidades experimentais foram preenchidas com água até 2,8 m de altura, que foi coletada no rio Iraí (Pinhais-PR) e foram alocadas em um galpão no campus Politécnico da Universidade Federal do Paraná. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado (DIC) com arranjo fatorial e três repetições. A água, os resíduos e o solo foram caracterizados quimicamente no início do experimento. As taxas de emissão de CH₄ foram monitoradas em 19 eventos durante o período de um ano, no qual foram realizadas análises qualitativas da água em cinco delas. A relação entre emissão de CH₄ e variáveis de água foi obtida por correlação de Pearson. As taxas médias de emissão de metano ao longo do experimento concentraram-se entre 0,391 mg C m⁻² h⁻¹ e 41,8 mg C m⁻² h⁻¹. Após a inundação houve um período de aproximadamente 75 dias para o início das emissões significativas, após o qual

¹ Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba. (67 p.) Julho, 2013.

ocorreram dois picos de emissão, um aos 111 e outro aos 249 dias. As taxas médias de emissões tiveram correlação significativa com o N-NO_2^- , N-NH_4^+ , N-NO_3^- , N-total, OD, COD, CT dissolvido da água e com a temperatura local. Estima-se que houve um período de adaptação das bactérias do solo até o início da emissão líquida de CH_4 , seguida por picos de emissão que foram desencadeados por condições propícias para produção de CH_4 , estando relacionado à alta temperatura e às baixas concentrações de compostos oxigenados. As estimativas de emissão acumulada anual de CH_4 variaram de 143 a 802 g C m^{-2} , não havendo efeito do tipo de resíduo sobre essas, mas apenas da dose como um fator isolado, em função da qual se ajustou um modelo de função exponencial tendendo a um máximo ($C = 200,1554 + 225,8913(1 - 0,9017^{\text{dose}})$). Foram calculados os fatores de emissão de CH_4 para dose com bases na emissão acumulada anual: 21,87% (dose menor), 11,13% (intermediária) e 8,50% (maior). Assim, a partir desse estudo conclui-se que: as emissões de metano foram influenciadas pela presença de resíduos vegetais e que a quantidade é o fator determinante da magnitude das emissões, sem efeito da qualidade do resíduo florestal alagado.

Termos de Indexação: solo alagado; fitomassa; decomposição anaeróbica; metanogênese, gases do efeito estufa.

EMISSION OF METHANE BY THE DECOMPOSITION OF FOREST RESIDUALS IN AN FLOODED ENVIRONMENT AND ITS RELATION TO WATER QUALITY²

Authoress: Maria Marta Vaz Zanoni

Advisor: Prof. Dr. Jeferson Dieckow

Co-Advisor: Dra. Josiléia Acordi Zanatta

ABSTRACT

Studies show that the construction of hydroelectric reservoirs can increase the flow of Greenhouse Gases (GHG) into the atmosphere, mainly of methane (CH₄). Anaerobic decomposition of forest residues (leaves, twigs, bark and miscellaneous) flooded increases the emissions of this gas. This study aimed to evaluate the emission of CH₄ by the flooding of the soil covered with residues from a secondary forest of the central region of Paraná. For this, experimental units were built with PVC tubes 3 m long with 10 cm of soil covered with forest residues in different dose combinations, based in dry matter, 0 Mg ha⁻¹ (control), 21.2 Mg ha⁻¹, 42.3 Mg ha⁻¹ and 64.1 Mg ha⁻¹ and type of residue: a - original b - branches between 2 and 8 cm diameter and c – branches < 2 mm diameter and leaves. The experimental units were filled with water up to 2.8 m in height, which was collected in the river Iraí (Pinhais-PR) and were placed in a shed in the Polytechnic campus of the Federal University of Paraná. The experimental design was completely randomized design (CRD) with factorial arrangement and three replications. Water, forest residues and soil were chemically characterized in terms of their conditions at the beginning of the experiment. The emission rates of CH₄ were monitored in 19 samplings during one year. In this period, 5 samplings of the water qualitative variables were conducted. Furthermore, the relationship between CH₄ emission variables and water was obtained by Pearson's correlation.. The average rates of methane during the experiment have mainly between 0.391 mg C m⁻² h⁻¹ and 41.8 mg C m⁻² h⁻¹. After flooding there was a period of approximately 75 days for the start of the significant emissions, after which there were two emission peaks, one at 111 and

² Soil Science Master Dissertation. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba. (67p.) Julho, 2013.

another for 249 days. The average emissions had significant correlation with concentrations in water of N-NO_2^- , N-NH_4^+ , N-NO_3^- , total N, DO, DOC, dissolved TC and the local temperature. It is estimated that there was a period of adaptation of soil bacteria to the beginning of the net emission of CH_4 , followed by emission peaks that were triggered by conditions favorable for CH_4 production, being related to high temperature and low concentrations of oxygenated. The estimated annual CH_4 accumulated emission ranged from 143 to 802 g C m^{-2} , there was not effect of the type of forest residues, but just the dose as a single factor, depending on which set a model of exponential function tends to a maximum ($C = 200.1554 + 225.8913 (1 - 0.9017^{\text{dose}})$). Were calculated emission factors for CH_4 emission dose with bases in cumulative annual emission: 21.87 % (lower dose), 11.13 % (middle) and 8.50 % (greater). Thus, from this study it is concluded that: methane emissions were influenced by the presence of crop residue and that the amount is the determining factor of the magnitude of emissions without effect of forest residue flooded quality.

Index Terms: flooded soil; biomass; anaerobic decomposition; methanogenesis, greenhouse gas.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Fontes de emissão do metano e suas porcentagens de contribuição para a emissão global (a) e variações interanuais na taxa global de crescimento do CH₄ atmosférico (ppb ano-1), no período 1984-2003, calculado usando os dados dos locais de amostragem de ar do NOAA (b).....4
- Figura 2. Fases do crescimento bacteriano, limitadas pelas retas verticais e identificadas pelo número das fases acima explicadas. O eixo y está em escala logarítmica e mostra a densidade bacteriana em cada fase.6
- Figura 3. Esquema de decomposição da matéria orgânica, mostrando as quatro principais fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Os quadros mostram os diferentes componentes da matéria orgânica e os possíveis percursos desses até sua completa mineralização.....7
- Figura 4. Distribuição vertical de oxigênio, metano e gás sulfídrico em um reservatório formado sobre floresta tropical (dados hipotéticos).12
- Figura 5. Potencial redox (mV), em pH 7,0 (vetores cinza escuro) e pH 8,0 (vetores cinza claro) em que ocorrem algumas reações de oxirredução, mostrando a faixa ideal para ocorrência da metanogênese (-200 mV para pH=7,0).....14
- Figura 6. Local e pontos da coleta de resíduos florestais e solo.....20
- Figura 7. Imagens ilustrando a área de coleta referente à na porção centro-oeste do lago atualmente inundando (a), amostragem dos resíduos vegetais e separação em galhos finos e grossos no campo (b) e detalhe do gabarito utilizado para coleta e análise da densidade do solo (c).....21
- Figura 8. Ilustração da unidade experimental: (1) Camadas de solo realocadas conforme as profundidades de 0-5 e 5-10 cm; (2) Camada de resíduos florestais (varia conforme cada dose e tipo de resíduo); (3) Torneira plástica para monitoramento da qualidade da água; (4) Conexão do Tubo de PVC; (5) Superfície da camada de água; (6) Camada de ar.23
- Figura 9. Cronograma de amostragem e análise de emissões gasosas, mostrando as datas, o número de algumas coletas, em termos ordinais, e, entre parêntesis, o número de dias após o

enchimento das unidades experimentais. Na barra horizontal pode-se também acompanhar a variação das estações do ano ao longo do experimento.	27
Figura 10. Box-plot dos dados de emissões de CH ₄ ao longo de todo experimento.	30
Figura 11. Emissão de CH ₄ ao longo do tempo, com base na média geral de emissão por coleta, considerando todas as combinações dose-tipo de resíduo. As médias são representadas pelos pontos e a linha representa o ajuste quadrático das emissões em função do tempo. A dms está representada pela barra no canto superior direito.	31
Figura 12. Comportamento de: (a) N-NO ₂ ⁻ ; (b) N-NO ₃ ⁻ ; (c) N-amoniaco e (d) N-total ao longo do monitoramento do experimento.	35
Figura 13. Comportamento do COD ao longo do tempo para as duas maiores doses do tipo FR. As letras minúsculas comparam as médias pelo teste de Tukey.	37
Figura 14. Comportamento do pH em cada tipo, dentro de cada dose: 21,2 Mg ha ⁻¹ (a); 42,3 Mg ha ⁻¹ (b); 64,1 Mg ha ⁻¹ (c). As letras minúsculas comparam em cada campanha de amostragem os valores referentes aos três tipos (a testemunha é considerada como dose zero, por isso não foi comparada aos outros três), pelo teste de Tukey a 5%.	38
Figura 15. Variação da temperatura ao longo do experimento.	39
Figura 16. Comportamento do OD em função da dose, em 08/10/2012, na superfície da coluna d'água em cada tipo de resíduo: (a) FR; (b) ORIG e (c) GG.	41
Figura 17. Box-plot dos dados de emissões acumuladas de CH ₄	42
Figura 18. Comportamento da estimativa de emissão anual acumulada de CH ₄ (g C m ⁻²). As barras representam a estimativa para cada uma das combinações tipo-dose e suas repetições. A linha representa o ajuste de modelo polinomial pela regressão de todos os acumulados, exceto os hachurados, cujos valores foram excluídos por problemas nos tubos referentes a essas unidades experimentais.	43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Relação entre estado trófico ou influência externa sobre o lago e o COD.....	16
Tabela 2. Teores de lignina, celulose, hemicelulose e extrativos nos resíduos vegetais.....	22
Tabela 3. Nutrientes, Relação C/N e Relação Lignina/N nos resíduos vegetais.....	22
Tabela 4. Características granulométricas das duas camadas superficiais do solo.....	22
Tabela 5. Características químicas das duas camadas superficiais do solo.....	22
Tabela 6. Composição das unidades experimentais.....	24
Tabela 7. Caracterização Inicial da água: valores obtidos e método utilizado.....	25
Tabela 8. Datas referentes aos dias de amostragem de água. A 1ª coleta refere-se à amostragem de água anteriormente à sua colocação nos tubos. A coleta referida com (*) é a coleta realizada somente para medição de OD na superfície da coluna d'água.....	25
Tabela 9. Matriz de correlação de Pearson para os parâmetros analisados. Os locais sem valor para o coeficiente de correlação correspondem às correlações que não foram significativas ($p < 0,05$).....	34
Tabela 10. Faixa de valores encontrada para cada forma de nitrogênio e respectivos valores indicados pela resolução CONAMA 357/2005 para águas de classe I.....	36
Tabela 11. Médias de condutividade das coletas realizadas.....	37
Tabela 12. Fator de emissão, em termos de emissões de CH ₄	45

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	ESTADO DA ARTE	2
2.1	EFEITO ESTUFA E AQUECIMENTO GLOBAL	2
2.2	FONTES DE GASES DO EFEITO ESTUFA.....	3
2.3	METANO	3
2.4	DECOMPOSIÇÃO ANAERÓBICA DA MATÉRIA ORGÂNICA	5
2.5	EMISSÃO POR RESERVATÓRIOS DE USINAS HIDRELÉTRICAS	8
2.6	INFLUÊNCIA DA BIOMASSA ORIGINAL INUNDADA	10
2.7	PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA E ESTÁGIO DA DECOMPOSIÇÃO.....	11
2.7.1	pH, OXIGÊNIO DISSOLVIDO E POTENCIAL REDOX	11
2.7.2	TURBIDEZ E CONDUTIVIDADE.....	14
2.7.3	SÉRIE DE NITROGÊNIO	15
2.7.4	CARBONO.....	15
2.7.5	TEMPERATURA.....	16
3	HIPÓTESES	18
3.1	GERAL.....	18
3.2	ESPECÍFICAS.....	18
4	OBJETIVOS	19
4.1	GERAL.....	19
4.2	ESPECÍFICOS.....	19
5	MATERIAL E MÉTODOS	20
5.1	AMOSTRAGEM E CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUOS VEGETAIS E SOLO	20
5.2	MODELO EXPERIMENTAL.....	23
5.3	AMOSTRAGEM E CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DA ÁGUA	24
5.4	MONITORAMENTO DAS EMISSÕES DE CH ₄	26
5.5	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	28
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	30
6.1	TAXAS DE EMISSÃO POR COLETA.....	30
6.1.1	PERÍODO ANTERIOR AO INÍCIO DAS EMISSÕES SIGNIFICATIVAMENTE MAIORES QUE ZERO.....	32

6.1.2	OCORRÊNCIA DE DOIS PICOS DE EMISSÃO	39
6.2	ESTIMATIVA DE EMISSÃO ACUMULADA DE CH ₄	42
6.2.1	FATOR DE EMISSÃO	44
7	CONCLUSÕES	46
8	CONSIDERAÇÕES FINAIS	47
9	LITERATURA CITADA	48
10	ANEXOS	55

1 INTRODUÇÃO

Há duas décadas, de forma mais intensa, tem-se pesquisado a respeito da emissão dos chamados “Gases do Efeito Estufa” (GEE) por usinas hidrelétricas, com maior enfoque sendo dado às emissões de metano (CH_4) a partir dos reservatórios dessas. O metano é produzido na zona anaeróbica dos reservatórios, por meio da digestão anaeróbica da matéria orgânica, e emitido na interface água-ar através de bolhas ou difusão. Embora haja inúmeros estudos nessa área, ainda há dúvidas em relação a: quantidade, variação temporal, fontes e contribuição líquida dos reservatórios de hidrelétricas na produção de CH_4 à atmosfera (Fearnside, 2008). Em relação à matéria orgânica, o carbono dos gases emitidos tem origem na decomposição de três fontes principais – biomassa original inundada, biomassa formada pela fotossíntese e biomassa alóctone (Huttunen & Martikainen, 2005). Porém, em geral, os estudos possuem uma visão global do sistema, sendo muito difícil obter a contribuição em separado de cada fonte às emissões de CH_4 . Neste estudo, buscou-se abordar a emissão por apenas uma dessas fontes, a biomassa original inundada, a fim de se avaliar relações entre esses dois parâmetros (emissão vs. biomassa inundada), considerando que tanto a quantidade dessa biomassa como sua composição (qualidade), terão forte influência sobre a emissão, visto que a decomposição da matéria orgânica também depende desses fatores. A quantidade no sentido de que quanto mais biomassa for inundada na construção da represa maior será a contribuição de matéria orgânica ao meio aquoso por esta fonte autóctone. A qualidade porque a disponibilidade dessa matéria orgânica à decomposição dependerá, essencialmente, dos compostos químicos que a compõem e das interações desses com o meio aquoso.

Este trabalho teve por objetivo geral avaliar a emissão de CH_4 pelo alagamento do solo coberto com resíduos de uma floresta secundária na região central do Paraná. O estudo foi vinculado ao projeto de pesquisa intitulado “Avaliação de gases de efeito estufa (GEE) da área de influência de reservatório em construção (estudo de caso: Mauá)”, o qual teve apoio financeiro da Companhia Paranaense de Energia – COPEL, dentro do programa de P&D da ANEEL, nos ciclos 2010/2011 e 2011/2012.

2 ESTADO DA ARTE

2.1 EFEITO ESTUFA E AQUECIMENTO GLOBAL

O conceito de efeito estufa deriva de meados de 1824, quando o cientista francês Joseph Fourier associou o processo ocorrido no experimento de Saussure ao que ocorre na atmosfera. Tal experimento constituía-se de um vaso de cortiça com painéis de vidro em seu interior, através dos quais se passava a radiação solar, elevando a temperatura dos compartimentos internos. Fourier comparou isso à atmosfera, que pela sua transparência permitiria a entrada da radiação solar, porém dificultaria a passagem da radiação infravermelha reemitida pela superfície terrestre (Burgess, 1837).

Após a comparação de Fourier, Tyndall, em 1861, realizou experimentos para estudar as propriedades infravermelhas radiativas do vapor de água e dióxido de carbono, defendendo a teoria de que o vapor de água é o constituinte da atmosfera de maior importância sobre o efeito estufa. O químico sueco, Svante Arrhenius, por sua vez, em 1896, estabeleceu uma relação entre gases atmosféricos e mudanças climáticas, tendo como principal objetivo estimar o aumento na temperatura da superfície terrestre causado pelo aumento na concentração de CO₂ atmosférico. Para essa estimativa, Arrhenius utilizou dados de observações radiométricas de Langley e demonstrou como construir um modelo de balanço de radiação e energia a partir dessas observações (Ramanathan & Vogelmann, 1997; Rodhe et al., 1997; Arrhenius, 1896).

Com base nesse princípio do aquecimento da Terra ser possibilitado pela presença da atmosfera, surge o conceito de Gases de Efeito Estufa (GEE), os quais são definidos como os constituintes gasosos da atmosfera capazes de absorver e reemitir a radiação infravermelha (MCT, 2008). Dentre esses, embora o vapor d'água seja o mais importante, destacam-se o dióxido de carbono (CO₂), o metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O), que possuem considerável influência sobre o efeito estufa e têm suas dinâmicas de emissão relacionadas a processos microbiológicos que ocorrem nos solos (Paul, 2007; Silva et al., 2008). Solomon et al. (2007) cita que aumentos globais na concentração de CO₂ devem-se principalmente ao uso de combustíveis fósseis seguido pela mudança do uso da terra. É muito provável que as emissões de CH₄ sejam predominantemente devidas à agricultura e ao uso de combustíveis fósseis. E o aumento da concentração de N₂O principalmente devido à agricultura.

Embora o aquecimento natural da Terra dependa da presença desses gases, uma concentração em níveis maiores que os naturalmente encontrados na atmosfera implicaria

maior aquecimento do planeta, fenômeno denominado aquecimento global. Assim, estudos têm demonstrado que atividades humanas principalmente relacionadas à queima de combustíveis fósseis, às alterações no uso do solo e à agricultura, muito provavelmente, pelo aumento da emissão de GEE, estão intensificando o efeito estufa natural e conduzindo à ocorrência de tal processo (Solomon et al., 2007).

2.2 FONTES DE GASES DO EFEITO ESTUFA

No Brasil, o segundo inventário nacional de emissão de gases de efeito estufa identificou que para o ano de 2005 as principais fontes de GEE foram agropecuária (87% do N₂O, 90% do CH₄) e mudanças no uso da terra (76% do CO₂), seguidas pela geração de energia (19,2% do CO₂, 3% do CH₄, 2,2% do N₂O), que responde pela emissão de 328.808 Gg CO₂ equivalente, 15% do potencial de aquecimento global gerado pelo país (MCT, 2010).

Apesar da matriz energética do país ser considerada “limpa”, devido à grande participação das fontes renováveis, nos últimos anos, o setor energético apresentou um aumento em sua contribuição para as emissões de GEE: entre 1990 e 2005, registrou-se um acréscimo de 74,3%, 26,7% e 42,9% na emissão de CO₂, CH₄ e N₂O, respectivamente, pelo setor de geração de energia (MCT, 2010; Brasil, 2012). Adicionalmente, após 1990, a geração de energia elétrica por hidrelétricas passou também a ser investigada quanto ao potencial de produção de GEE em seus reservatórios, principalmente de CH₄. Porém, ainda hoje, há muita discordância em termos de quantidade, variação temporal, fontes e contribuição líquida dos reservatórios de hidrelétricas na produção desse gás à atmosfera (Rudd et al., 1993; Fearnside, 1995; Louis et al., 2000; Fearnside, 2008). Tal dúvida persiste, principalmente, pela escassez de estudos sistemáticos e abrangentes nesses ambientes (Santos, 2000; Fearnside, 2005a; Sbrissia, 2008).

2.3 METANO

O metano é o hidrocarboneto mais abundante na atmosfera e, depois do vapor d'água e do CO₂, é o GEE mais abundante na troposfera (Alvalá et al., 1999). Além disso, possui um potencial de aquecimento global (*Global Warming Potential - GWP*) de valor 25, ou seja, é 25 vezes mais eficaz em absorver e reemitir o calor à atmosfera quando comparado ao CO₂, durante um período de tempo de 100 anos (Solomon et al., 2007). Estima-se que tal gás é responsável por 20% do aquecimento global (IPCC, 2001), sendo seu tempo de vida na

atmosfera de aproximadamente 12 anos. A origem do CH₄ pode ser natural ou antropogênica como destacada na Figura 1a, que contém as principais fontes de emissão de CH₄ (USEPA, 2010; Solomon et al., 2007; Wuebbles & Hayhoe, 2002). A estimativa feita por Wuebbles & Hayhoe (2002) mostra que apenas 29% do metano mundialmente emitido são de origem natural (áreas alagadas, cupins, oceanos e outras fontes naturais), concordando com o quarto relatório do IPCC que afirma ser ‘muito provável’ que o aumento da concentração do CH₄ na atmosfera seja de origem antrópica. Sendo que, de acordo com a Figura 1, as principais fontes antrópicas do metano são: ruminantes, cultivo de arroz, aterros sanitários, queima de biomassa, mineração de carvão, gás natural, queima do carvão e indústria petrolífera. Isso deve ser considerado tendo em vista que a concentração desse gás passou de 715 ppb (fase pré-industrial) para 1732 ppb (anos 90) e 1774 ppb (em 2005), embora, nessa última década, sua taxa de crescimento tenha declinado substancialmente, mantendo muito próximas as concentrações de 1990 a 2005 (Solomon et al., 2007). Nesse sentido, Bousquet et al. (2006) afirmam que a taxa global de crescimento do metano atmosférico decresceu de 12 ± 2 ppb ano⁻¹, na década de 1980, a 4 ± 4 ppb ano⁻¹, na década de 1996 a 2006, porém, com muitas variações ano a ano, como mostra a Figura 1b.

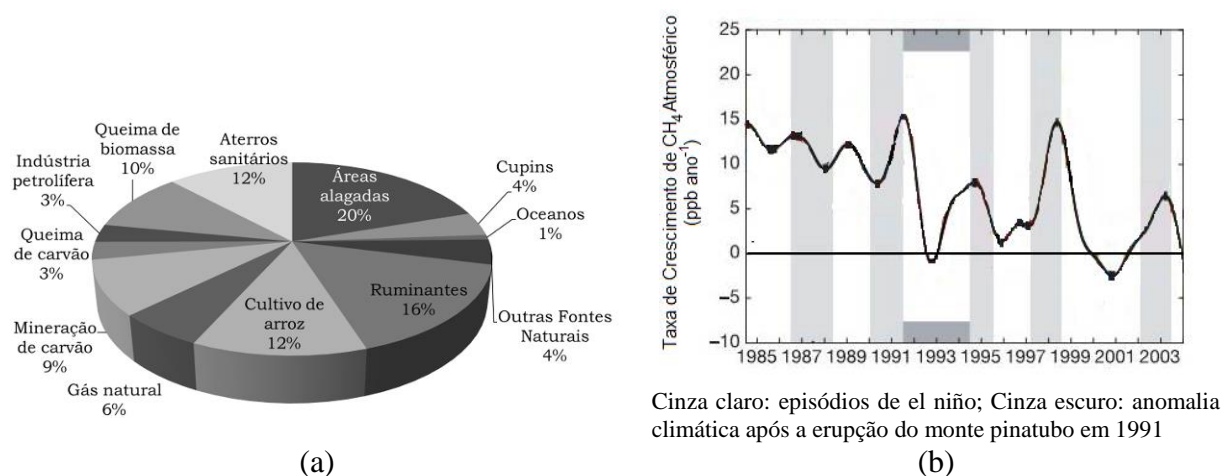


Figura 1. Fontes de emissão do metano e suas porcentagens de contribuição para a emissão global (a) e variações interanuais na taxa global de crescimento do CH₄ atmosférico (ppb ano⁻¹), no período 1984-2003, calculado usando os dados dos locais de amostragem de ar do NOAA³ (b). Fonte: adaptado de Wuebbles & Hayhoe (2002) e Bousquet et al. (2006).

³ Laboratório de Pesquisa do Sistema Terrestre NOAA, Divisão de Monitoramento Global, Boulder, Colorado 80305-3328, EUA.

Ambientes onde há solo alagado, como áreas inundadas para construção de reservatórios de hidrelétricas, em geral, possuem baixos potenciais redox e pH neutro, condições que favorecem a atividade metanogênica (Ponnamperuma, 1972). Tal atividade, nesses ambientes é controlada pelos seguintes fatores: disponibilidade de aceptores de elétrons, quantidade e qualidade dos detritos, temperatura e pH (Kiene, 1991⁴ *apud* Bianchini Jr. & Cunha-Santino, 2009).

2.4 DECOMPOSIÇÃO ANAERÓBICA DA MATÉRIA ORGÂNICA

Em se tratando de ecossistemas aquáticos, deve-se considerar que as fontes de matéria orgânica são a matéria orgânica do solo (MOS) e os detritos em suspensão ou dissolvidos na água. A decomposição (aeróbica ou anaeróbica) desses recursos resulta numa mudança de estado desses através da influência de fatores bióticos ou abióticos, e constitui-se de três principais processos: lixiviação, catabolismo e fragmentação (Swift et al., 1979).

A lixiviação é um mecanismo abiótico, pelo qual a matéria solúvel presente no recurso é removida pela água (Swift et al., 1979). Pode ocorrer mais intensamente em 24h para folhas (Petersen & Cummins, 1974) ou no período de 1 a 15 dias para matéria orgânica vegetal em geral, segundo revisão feita por Gimenes et al. (2010), os quais ainda citam que o processo pode ser acelerado por manipulações experimentais. A fase pode também se prolongar por semanas, de acordo com France et al. (1997), os quais obtiveram cerca de 18% de perda de massa em folhas frescas em duas semanas e 27% de perda em galhos e cascas em 7 semanas pela submersão desses em água de lago canadense, e para os quais, o material fresco submerso demora mais a ser lixiviado se comparado a estudos feitos com material previamente seco ao ar ou em estufa. Além disso, Gaur et al. (1992) citam que a fase abiótica (que inclui também a fragmentação física) foi responsável pela perda de 30% da massa vegetal no estudo feito por eles com decomposição de aguapés em ambientes alagados, e Petersen & Cummins (1974) estimaram uma perda de 15% da massa vegetal por lixiviação em pequenos rios.

O catabolismo ou “estabelecimento microbiano”, que ocorre pela colonização do substrato por micro-organismos (fungos e bactérias) (Gimenes et al., 2010), constitui-se de

⁴ Kiene, R. P. Production and consumption of methane in aquatic systems. In: Rogers, J.E. & Whitman, W. B. (eds.) Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides, and halomethanes. American Society for Microbiology, Washington, USA: 111-146, 1991.

uma reação ou cadeia de reações químicas enzimáticas, em que os compostos orgânicos complexos são transformados em moléculas mais simples e menores, orgânicas ou inorgânicas (Swift et al., 1979), que pode durar até meses para folhas (Petersen & Cummins, 1974). É importante considerar as seis fases do crescimento bacteriano (Monod, 1949), as quais terão influência direta sobre a decomposição e estão ilustradas na Figura 2:

- (1) Fase Lag: taxa de crescimento nula;
- (2) Fase de aceleração: taxa de crescimento aumenta;
- (3) Fase exponencial: taxa de crescimento constante;
- (4) Fase de retardamento: taxa de crescimento passa a decrescer devido ao surgimento de fatores limitantes do meio;
- (5) Fase estacionária: taxa de crescimento nula;
- (6) Fase de declínio: taxa de crescimento negativa.

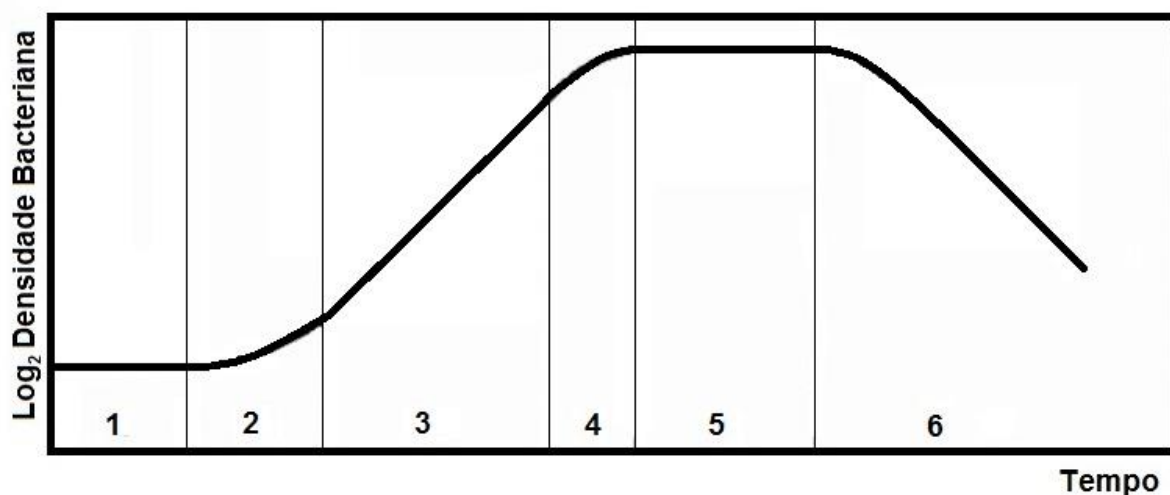


Figura 2. Fases do crescimento bacteriano, limitadas pelas retas verticais e identificadas pelo número das fases acima explicadas. O eixo y está em escala logarítmica e mostra a densidade bacteriana em cada fase. Fonte: adaptado de Monod (1949).

Quanto à fragmentação, esta pode ser um processo biótico, que ocorre pela alimentação dos macroinvertebrados (facilitada pelos micro-organismos estabelecidos no substrato) ou físico, pela abrasão dos sólidos contidos na água, em que há redução do tamanho das partículas da matéria orgânica, podendo durar meses (Swift et al., 1979; Gessner et al., 1999; Gimenes et al., 2010). Em longo prazo, os produtos desses três processos, que podem ocorrer simultaneamente, geram os compostos inorgânicos.

A mineralização, através do processo de digestão anaeróbia (ou fermentação metanogênica) da matéria orgânica, que produz CH_4 e CO_2 , somente ocorrerá em condições anaeróbicas em que haja microflora anaeróbia obrigatória que possa se desenvolver em sinergia⁵ e sintropia⁶ com outras bactérias anaeróbicas. Além disso, no meio deve haver baixo potencial de óxido-redução ($E_h < -200$ mV) e baixas concentrações de outros oxidantes. Isso porque, na degradação dos substratos, há uma sequência termodinâmica de redução de aceptores de elétrons, na qual os formadores de metano estão por último, conforme segue: NO_3^- , Mn^{4+} , Fe^{3+} , SO_4^{-2} e CO_2 ou outro composto de carbono específico (Le Mer & Roger, 2001; Woese et al., 1978). Assim, a fermentação metanogênica ocorre em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, conforme mostra a Figura 3.

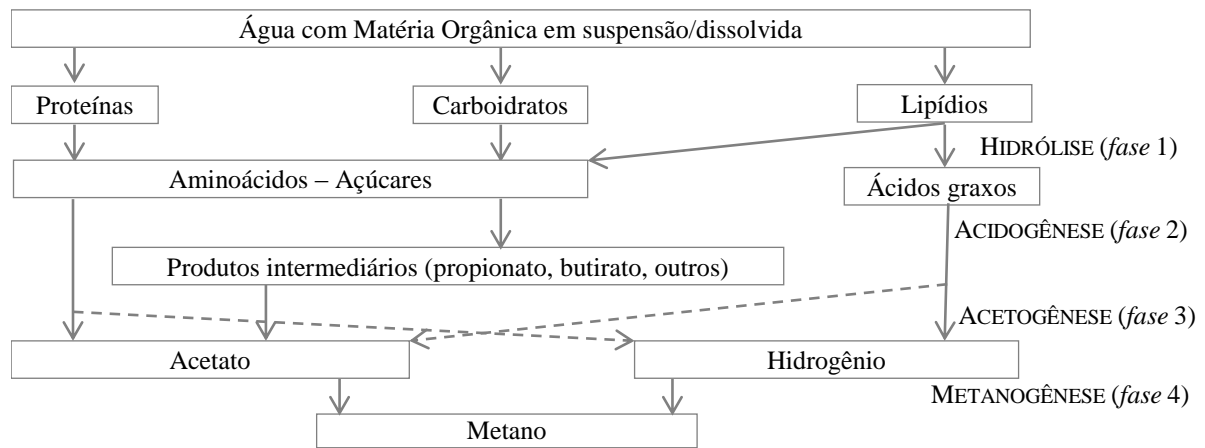


Figura 3. Esquema de decomposição da matéria orgânica, mostrando as quatro principais fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Os quadros mostram os diferentes componentes da matéria orgânica e os possíveis percursos desses até sua completa mineralização. Fonte: adaptado de Van Haandel & Lettinga (1994).

A metanogênese pode ocorrer através da decomposição de limitado número de substratos, compreendendo ácido acético, dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol e metilaminas. Os dois grupos principais de bactérias metanogênicas são: (1) acetoclásticas (utilizam ácido acético ou metanol como substrato) e (2) hidrogenotróficas (utilizam hidrogênio e dióxido de carbono), sendo esse segundo grupo constituído por uma gama maior

⁵ Cooperação.

⁶ Organização; ordenação.

de espécies. Assim, a metanogênese ocorre das duas seguintes formas, conforme o grupo de bactérias:



Em geral, a fase metanogênica é a limitante da decomposição anaeróbica, visto que as bactérias metanogênicas se reproduzem mais lentamente e são mais sensíveis a reações adversas ou a alterações das condições do ambiente em relação às acidogênicas (Souza, 1984). Porém, abaixo dos 20°C, a hidrólise pode limitar o processo, visto que nessas temperaturas, a solubilização de gorduras, polímeros e particulados é lenta, atrasando a disponibilização desses substratos às bactérias (Gujer & Zehnder, 1983; Van Haandel & Lettinga, 1994).

2.5 EMISSÃO POR RESERVATÓRIOS DE USINAS HIDRELÉTRICAS

Reservatórios de usinas hidrelétricas contêm três principais fontes de matéria orgânica: biomassa original inundada, biomassa formada pela fotossíntese e a matéria orgânica proveniente da bacia de drenagem do reservatório (biomassa alóctone) (Huttunen & Martikainen, 2005).

Considerando que a quantidade de biomassa original inundada é reduzida com a evolução temporal da decomposição, também, ao longo do tempo, diminui a contribuição dessa biomassa para a emissão, enquanto que a contribuição da biomassa formada no lago e da alóctone aumenta (Santos et al, 2005). Entretanto, nem toda biomassa original inundada decompõe-se em curto prazo, mas, comumente, parte dela acumula-se como matéria orgânica parcialmente decomposta. Isso ocorre porque a decomposição da matéria orgânica é altamente variável no tempo e regulada pela composição da comunidade biológica do solo, pela qualidade do material orgânico depositado e pelas condições físicas e químicas do ambiente (Swift et al., 1979; Batlle-Aguilar et al., 2011). Assim, em termos de emissões, Santos (2000) afirma que a mineralização da biomassa original tem sua maior contribuição nos primeiros três anos após a inundação.

Os reservatórios são considerados sistemas autótrofos, com produção primária excedendo a respiração bacteriana, e conseqüentemente funcionando como um dreno de carbono. Todavia, estudos têm demonstrado que muitos reservatórios estão funcionando como sistemas heterótrofos líquidos, emitindo dióxido de carbono para atmosfera, devido ao seu

alto grau de respiração, pelo aumento da concentração de Carbono Orgânico Dissolvido (COD) alóctone proveniente da bacia de drenagem do reservatório (Anderson & Sobek, 2006).

Dessa forma, há três fatores particularmente importantes na emissão de gases de efeito estufa de reservatórios: a quantidade de matéria orgânica na água, a profundidade do reservatório e as condições climáticas. Fatores que têm uma forte influência na produção primária dos reservatórios considerando um nível constante de entrada de nutrientes (Svensson, 2005). Santos (2000), em estudos que incluíram nove reservatórios de usinas hidrelétricas situadas de 4 °S a 26 °S de latitudes, com diversos tipos de vegetação de entorno e tempo de fechamento da barragem variando de 1 a 38 anos, concluiu que áreas profundas de reservatórios emitem menos metano que as rasas e que somente uma faixa que varia de 20 a 40 metros a partir das margens do reservatório emitem metano por ebulição (bolhas). Por outro lado, o gás carbônico é emitido uniformemente não apenas na faixa de ebulição do metano como também pelo restante do reservatório.

Louis et al. (2000) para estudar o ciclo completo de um ambiente alagado construíram, experimentalmente, um reservatório para quantificar de forma controlada a mudança líquida de fluxos de gases de efeito de estufa à atmosfera como resultado das inundações. Adicionalmente, buscaram compreender também os mecanismos que causam estas mudanças. Os autores obtiveram estimativas para esses fluxos as quais, apesar dos vieses estatísticos, mostram que esses são de magnitude similar aos outros fluxos já obtidos por outros autores para compreender as mudanças antrópicas que ocorrem no ciclo global do carbono. Para o Brasil, tais autores, através de revisão de trabalhos, encontraram os seguintes valores médios de CH₄: 2,71 mg m⁻³ h⁻¹, no reservatório de Curuá-Una, 3,33 mg m⁻³ h⁻¹, em Serra da Mesa, e 3,13 mg m⁻³ d⁻¹, em Tucuruí. Entretanto, tais valores não são fáceis de ser comparados tendo em vista que estão por unidade de volume e não de área. Assim, para os mesmos reservatórios, foram encontrados os seguintes valores, por área: Curuá-Una – 0,35 mg m⁻² h⁻¹ (Rosa et al, 1997⁷ *apud* Santos et al., 2006), 1,00 mg m⁻² h⁻¹ e 2,53 mg m⁻² h⁻¹ (Duchemin et

⁷ ROSA, L. P., DOS SANTOS, M. A., TUNDISI, J. G., & SIKAR, B. M. Measurements of greenhouse gas emissions in Samuel, Tucuruí and Balbina Dams. Hydropower Plants and Greenhouse Gas Emissions. Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, RJ, 41-55, 1997.

al., 2000⁸ *apud* Fearnside, 2005b); Serra da Mesa – 0,27 mg m⁻² h⁻¹ (Sikar et al., 2005), 2,60 mg m⁻² h⁻¹ (Santos et al., 2004⁹ *apud* Santos et al., 2006), 2,63 mg m⁻² h⁻¹ (Rosa et al., 2004) e Tucuruí – 0,15 mg m⁻² h⁻¹ a 1,05 mg m⁻² h⁻¹ (Lima, 2005), 2,34 mg m⁻² h⁻¹ (Lima & Novo, 1999¹⁰ *apud* Santos et al., 2006), 3,42 mg m⁻² h⁻¹ (Rosa et al., 2002¹¹ *apud* Santos et al., 2006), 3,50 mg m⁻² h⁻¹ (Santos, 2000).

Nessa revisão sobre o tema, Louis et al. (2000) concluíram que, em geral, os reservatórios são fontes de GEE para a atmosfera, que a maioria dos estudos não contabiliza as emissões antes do alagamento e que, daqueles realizados até então, a maior parte dizia respeito às regiões temperadas, variando grandemente em idade e tamanhos de reservatórios. Estudos no Brasil têm identificado que a produção de GEE por unidade de potência gerada, em kWh, é diferente de zero, e em algumas situações podem ser até superiores às emissões de GEE oriundas da geração de eletricidade por combustíveis fósseis (Fearnside, 2005a).

2.6 INFLUÊNCIA DA BIOMASSA ORIGINAL INUNDADA

Segundo Abril et al. (2005), nos primeiros anos após o alagamento, a principal fonte de emissão de gases em reservatórios é a decomposição da biomassa inundada. Assim sendo, a quantidade e a qualidade do material inundado deve influenciar fortemente a velocidade de decomposição dos resíduos vegetais.

Em se tratando de madeira, essa é constituída principalmente por lignina, holocelulose (celulose e hemicelulose) e extrativos. Dentre esses, a holocelulose constitui a fração total de carboidratos da madeira, livre de extrativos. Já a lignina é a fração de maior resistência à decomposição, devido à complexidade de sua estrutura. Os extrativos, por sua vez, são compostos químicos acidentais, considerados não essenciais para a estrutura da madeira, sendo solúveis em água ou outros solventes orgânicos neutros (Pereira et al., 2000).

⁸ DUCHEMIN, E.; LUCOTTE, M.; CANUEL, R.; QUEIROZ, A.G.; ALMEIDA, D.C.; PEREIRA, H.C. & DEZINCOURT, J.. Comparison of greenhouse gas emissions from an old tropical reservoir with those of other reservoirs worldwide. *Verhandlungen International Vereinigung für Limnologie* 27: 1-5. 2000.

⁹ SANTOS, M.A., SIKAR, B. M., MONTEIRO, J.L.F. et al. O Balanço de Carbono em Reservatórios de Furnas Centrais Elétricas S.A. - Estimativa de Fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O na Interface Água-Atmosfera e Coluna d'água e determinação do aporte e das taxas de sedimentação de carbono. In: Relatório de Atividades 4 – Campanhas de Serra da Mesa e de Manso, Projeto IVIG 3787 – Furnas Centrais Elétricas S.A, 2004.

¹⁰ LIMA, I.B.T. & NOVO, E.M.L. Carbon Flows in the Tucuruí Reservoir. In: Proceedings of International Workshop on Hydro Dams, Lakes and Greenhouse Gas Emissions:78-84, 1999.

¹¹ ROSA, L.P.; MATVIENKO, B.; SANTOS, M.A. et al. Emissões de Dióxido de Carbono e de Metano pelos Reservatórios Hidrelétricos Brasileiros. In: Relatório de Referência, Projeto BRA/95/G31, UNDP/ELETRORBRÁS/MCT, 2002.

Em estudo em áreas úmidas de várzea do Rio Paraná, Neiff et al. (2006) concluíram que tanto as variáveis ambientais como as de qualidade de serapilheira (ou seja, teor de N e a razão Lignina:N) são fatores importantes na regulação da decomposição dessa. Por sua vez, Lee & Bukaveckas (2002), estudando decomposição da serapilheira em solos úmidos impactados por agricultura e mineração, chegaram aos resultados de que essa decomposição foi significativamente correlacionada com a razão C:N do tecido vegetal, bem como, com as concentrações de fósforo em águas e sedimentos de zonas úmidas.

Sendo os resíduos florestais uma fonte de matéria orgânica autóctone, quanto maior a quantidade alagada desses, maior será a quantia de carbono e nitrogênio a serem dissolvidas na coluna d'água, tendo influência direta sobre a decomposição, visto que a relação C:N obtida pelas frações dissolvidas a partir do resíduo gerará condições ideais ou restritivas para a ocorrência da decomposição e estabelecimento dos micro-organismos no meio.

2.7 PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA E ESTÁGIO DA DECOMPOSIÇÃO

Os parâmetros de qualidade da água auxiliam na compreensão do estágio de decomposição da matéria orgânica em que se encontra o reservatório em estudo. A seguir serão abordados alguns parâmetros que podem auxiliar na compreensão dessa dinâmica da matéria orgânica.

2.7.1 pH, OXIGÊNIO DISSOLVIDO E POTENCIAL REDOX

O pH do meio constitui-se, ao mesmo tempo, um dos principais fatores condicionantes para que haja a decomposição e um fator-resposta desse processo. Isso porque, primeiramente, cada comunidade bacteriana tem um faixa ideal de pH para sua atividade e, em segundo plano, um declínio nos valores desse provavelmente é decorrente de intensos processos de decomposição e respiração por organismos heterotróficos, processos que geram íons hidrogênio, abaixando o pH (Esteves, 1998). O valor ideal de pH para a ocorrência da fase de acidogênese da digestão anaeróbia ocorre próximo a 6,0 e para a fase metanogênica próximo a 7,0 (Vavilin et al., 1997), sendo que as bactérias metanogênicas possuem um pH ótimo entre 6,8 e 7,2, enquanto e as acidogênicas entre 5,5 e 6,0 (Souza, 1984). Embora seja um dos parâmetros mais importantes na caracterização do meio, o pH é um dos mais difíceis de interpretar, por estar relacionado a um grande número de fatores (Esteves, 1998).

O oxigênio é um dos mais importantes gases dissolvidos na água, possuindo forte efeito sobre a dinâmica e a caracterização de ecossistemas aquáticos. Possui duas principais fontes para a água, que são a fotossíntese e a difusão, enquanto que diversas são as perdas: decomposição da matéria orgânica, atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos. Sua concentração depende da temperatura e pressão na coluna d'água, sendo que, quanto maior a temperatura, menor sua solubilidade na água. Considerando as perdas por decomposição, é fácil concluir que a construção de represas sobre áreas florestadas gera condições desfavoráveis quanto à concentração e distribuição do oxigênio dissolvido (OD), visto que a fitomassa inundada, ao se decompor, consome grande parte do OD, gerando altos déficits, como ilustrado pela Figura 4, fato que ocorre especialmente no hipolímnio¹² de lagos estratificados termicamente. Entretanto, independentemente dos ciclos de estiagem ou de estratificação térmica do ecossistema, os primeiros anos após a inundação correspondem ao período de maior déficit, muitas vezes ocorrendo desoxigenação de toda a coluna d'água. Após tal período, a fase crítica passa a se restringir ao período de estiagem, ocorrendo também elevadas concentrações de gás sulfídrico e metano no hipolímnio (Esteves, 1998).

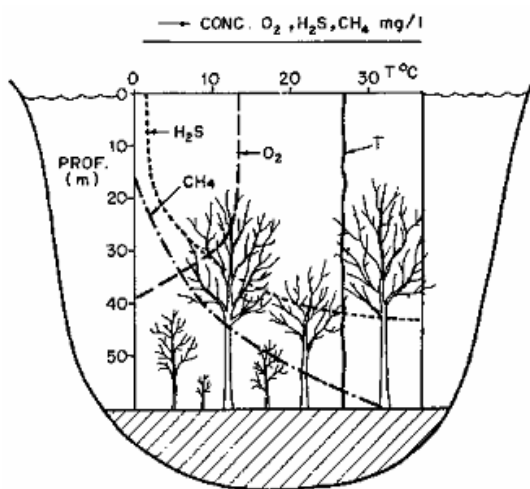


Figura 4. Distribuição vertical de oxigênio, metano e gás sulfídrico em um reservatório formado sobre floresta tropical (dados hipotéticos). Fonte: Esteves (1998).

Para que seja possível a comparação de valores de OD entre diferentes locais de estudo e com a literatura, é necessário utilizar a concentração de saturação do OD na água, ou

¹² Corresponde à camada mais profunda de lagos com estratificação térmica. Localiza-se abaixo da termoclina (faixa de variação brusca da temperatura na coluna d'água).

seja, a quantidade máxima de oxigênio que pode ser dissolvida na água em determinada pressão e temperatura (Esteves, 1998) e a partir dela obter a porcentagem de saturação do OD. A concentração é obtida através de valores tabelados, considerando a temperatura local, pressão de 760 mmHg e umidade igual a 100%. O cálculo da porcentagem de saturação do OD inclui a correção para a pressão atmosférica local com a equação (3) (Mariani, 2004):

$$\% OD = \frac{OD \times 100}{\frac{S \times P}{760}} \quad (3)$$

em que OD é a concentração de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), S é a concentração de saturação do oxigênio (mg L^{-1}) e P é a pressão atmosférica do local de coleta (mmHg).

O pH e o OD estão intimamente relacionados ao potencial redox (E_h), o qual é determinado pela concentração de oxidantes e redutores no meio. Os componentes oxidados inorgânicos incluem oxigênio, nitrato, nitrito, manganês, ferro, sulfato e gás carbônico, enquanto que os reduzidos incluem vários substratos orgânicos e inorgânicos. Assim, a reação redox geral que ocorre nos ambientes pode ser representada pela equação abaixo:



em que Ox é o componente oxidado (agente redutor), Rd é o componente reduzido (agente oxidante), m é o número de íons hidrogênio envolvidos na reação e n é o número de elétrons envolvidos na reação (De Laune & Reddy, 2005).

Pela equação (4), pode-se notar que a reação e, conseqüentemente, o potencial redox, depende da concentração de íons H^+ e, portanto, do pH. O mesmo ocorre para o OD, visto que é o primeiro agente redutor a ser utilizado na decomposição da matéria orgânica. Desse modo, a variação na concentração de OD governa os ciclos de oxirredução de várias substâncias: após a queda do OD, o potencial redox (E_h) do meio aquoso diminui e, conseqüentemente, solubiliza (reduz) as espécies que estavam precipitadas (oxidadas) no sedimento. Tal processo se inicia na superfície do sedimento, seguido pelo aparecimento de espécies solúveis nas águas intersticiais desse, as quais se difundem em direção ascendente, de acordo com o desenvolvimento dos ciclos sazonais de temperatura, estratificação e OD na coluna d'água, resultando na sequência de conversões do estado oxidado para o reduzido, conforme explicado no item 2.4 e de acordo com as faixas de potencial redox em que ocorre cada uma das reações, como ilustrado pela Figura 5 (De Laune & Reddy, 2005; Martins, 1998).

Com base nessas informações, conclui-se que esses parâmetros influenciam a produção de metano da seguinte maneira: somente ocorre metanogênese em baixos valores de

Eh, e por isso, na ausência de OD e dos outros agentes redutores, sendo maximizada a produção de metano em conjunto com pH próximo a 7,0.

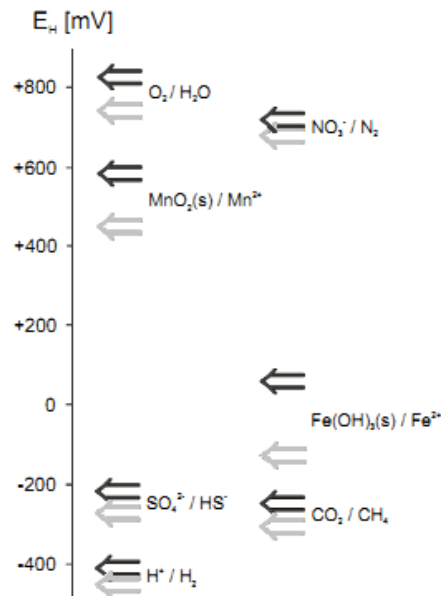


Figura 5. Potencial redox (mV), em pH 7,0 (vetores cinza escuro) e pH 8,0 (vetores cinza claro) em que ocorrem algumas reações de oxirredução, mostrando a faixa ideal para ocorrência da metanogênese (-200 mV para pH=7,0). Fonte: Sigg (2000).

2.7.2 TURBIDEZ E CONDUTIVIDADE

As partículas presentes na água possuem diâmetros que variam entre 10^{-1} e 10^{-7} mm, sendo a turbidez causada por aquelas maiores que 10^{-4} mm (particuladas), e a cor e sabor por aquelas menores que 10^{-4} mm (dissolvidas) (Grassi, 2001). Assim, a turbidez é uma medida de quanto as partículas em suspensão na coluna d'água afetam sua transparência, podendo afetar também sua cor. Altos valores de turbidez reduzem a quantidade de luz que penetra na água, reduzindo a fotossíntese e a produção de OD (USEPA, 1997). Juntamente com a Condutividade e o Carbono Inorgânico Dissolvido, trata-se de medição do balanço mineral na água (Rodríguez, 2001). Em ambientes lânticos, é principalmente devida à presença de partículas coloidais, enquanto que nos lóticos, prevalece o efeito de sólidos em suspensão.

A condutividade mede a capacidade da água em transmitir corrente elétrica, sendo afetada pela presença de sólidos dissolvidos inorgânicos, tais como: ânions (cloreto, nitrato, sulfato, entre outros) ou cátions (sódio, magnésio, cálcio, ferro, entre outros). É importante notar que compostos orgânicos, como óleo, fenol, álcool e açúcar não são bons condutores e que a condutividade possui relação direta com a temperatura, devendo ser obtida com base na

temperatura de 25 °C. Em termos práticos, enquanto a condutividade da água destilada varia de 0,5 a 3,0 $\mu\text{S cm}^{-1}$, a de rios nos Estados Unidos varia de 50 a 1500 $\mu\text{S cm}^{-1}$, podendo as águas industriais alcançar até 10000 mS cm^{-1} (USEPA, 1997).

2.7.3 SÉRIE DE NITROGÊNIO

O nitrogênio ocorre nos ambientes aquáticos sob formas oxidadas – nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e óxido nitroso (N_2O) – ou reduzidas – amônia (NH_3), amônio (NH_4^+), nitrogênio molecular (N_2) e orgânico. Porém, em valores de pH ácido e neutro, a amônia é instável, sendo convertida ao amônio ($\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$) (Esteves, 1998).

O nitrato e o amônio constituem as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários. Em altas concentrações, o amônio pode gerar altos déficits de OD ou, em pH básico, em que se torna amônia, ser tóxico aos organismos. No hipolímnio, sob baixas concentrações de OD, predominam as formas reduzidas de nitrogênio. Nessas condições, as bactérias anaeróbias facultativas utilizam-se da amonificação do nitrato ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NH}_4^+$) e desnitrificação do nitrato ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$) para obtenção de O_2 . O nitrito, fase intermediária entre a amônia e o nitrato, geralmente ocorre em maior concentração nesses ambientes, e o nitrogênio molecular geralmente satura o hipolímnio, devido às baixas temperaturas e à grande ocorrência da desnitrificação. O óxido nitroso, por sua vez, é formado tanto durante esse processo (desnitrificação), como pela oxidação de amônio e nitrito por bactérias nitrificadoras (nitrificação), podendo alcançar concentrações de até 343 $\mu\text{g L}^{-1}$ na água, embora seja prontamente reduzido a N_2 . Ainda quanto ao processo de amonificação do nitrato, esse pode ser responsável pelo aumento de concentração de NH_4^+ nos períodos iniciais de estratificação, consumindo o nitrato ainda disponível, e ocorrendo principalmente no sedimento (Esteves, 1998).

2.7.4 CARBONO

O carbono total (CT) está presente na água nas seguintes frações: carbono inorgânico (CI) (carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-), dióxido de carbono dissolvido (CO_2)) e o carbono orgânico total (COT), que inclui: o carbono orgânico dissolvido (COD) (partículas de COT menores que 0,45 μm de diâmetro), o carbono orgânico particulado (COP), os carbonos orgânicos voláteis e não voláteis (APHA, 1998).

O COD é composto principalmente por proteínas, carboidratos, lipídeos e compostos húmicos, estando associado ao estado trófico de lagos e aos tipos de influência a que são submetidos, relações estudadas por Ohle (1972¹³, *apud* Esteves, 1998) para lagos temperados e mostradas na Tabela 1. Farjalla et al. (2009) em revisão bibliográfica de valores encontrados para o COD em lagoas brasileiras altamente húmicas obtiveram valores de até 160 mg C L⁻¹. Pimenta (2007) em experimento de lixiviação com folhas, galhos e serapilheira postos em água deionizada, em escala laboratorial, encontrou valores de até 140 mg C L⁻¹, para o caso das folhas, e 40 mg C L⁻¹ para os galhos. Além disso, é importante citar que, nas primeiras etapas da decomposição, quantidades consideráveis de COD são lixiviadas do material vegetal (Bianchini Jr. e Cunha-Santino, 2009).

Tabela 1. Relação entre estado trófico ou influência externa sobre o lago e o COD (Ohle, 1972, *apud* Esteves, 1998).

Estado Trófico/Influência	COD (mg C L ⁻¹)
Oligotrófico	0,5 - 3
Mesotrófico	5 - 10
Cercado por florestas	10 - 20
Poluídos	15 - 30

O COP constitui-se essencialmente de compostos de difícil ruptura (lignina, celulose, hemicelulose, entre outros), os quais teoricamente tenderiam a se acumular e serem precursores de compostos húmicos. Entretanto, em ambientes aquáticos tropicais, a mineralização tende a superar a humificação (Bianchini Jr. et al., 2004).

O CI, por sua vez, estará presente predominantemente em uma das três formas citadas de acordo com o pH do meio: em pH < 6,4 predomina CO₂ dissolvido, pH entre 6,4 e 10,3, o HCO₃⁻ e pH > 10,3, o CO₃⁻ (Golterman et al., 1978).

2.7.5 TEMPERATURA

Na digestão anaeróbia, este fator é particularmente importante, pois afeta os processos biológicos de diversas formas, alterando a velocidade do metabolismo das bactérias, o

¹³ Ohle, W. Die Sediment des Grossen Plöner Sees als Dokumente der Zivilisation. Jahrb. Heimatkunde Plön 2: 7-27, 1972.

equilíbrio iônico do meio e a solubilidade dos substratos (principalmente lipídios) (Rittmann e McCarty, 2001).

A temperatura da água tem influência direta sobre a população de bactérias decompositoras, havendo faixas ideais de temperaturas para o crescimento ótimo de cada tipo desses organismos, os quais são classificados como: psicrófilos (<20°C), mesófilos (20-45°C) e termófilos (>45°C) (Stanier et al., 1964¹⁴ *apud* Kotzé et al., 1969), de forma que, à temperatura ambiente, prevalecem os organismos mesófilos, cujas taxas de crescimento duplicam a cada aumento de 10°C na temperatura, no intervalo de 10°C a 45°C (Rittmann e McCarty, 2001). Além disso, em estudos realizados em escala piloto para lodos, mostrou-se que, na temperatura ótima das bactérias envolvidas, a digestão anaeróbica resiste mais a altas concentrações de compostos tóxicos (Souza, 1984).

E, quanto à solubilização de substratos, como já citado anteriormente no item 2.4, abaixo dos 20°C, a solubilização de gorduras, polímeros e particulados é prejudicada (Gujer e Zehnder, 1983; Van Haandel & Lettinga, 1994).

¹⁴ STANIER R. Y.; DOUDOROFF M. & ADELBERG E.A. General Microbiology, 2 ed. Mac-millan, London, 1964.

3 HIPÓTESES

3.1 GERAL

A produção de metano pelo alagamento do solo na presença de resíduos florestais é maior do que no solo sem resíduo e depende da quantidade e da qualidade do material orgânico inundado.

3.2 ESPECÍFICAS

- a) O CH_4 gerado pelo alagamento do solo coberto com resíduos florestais depende dos atributos químicos e físicos da água de inundação (temperatura, condutividade, pH, turbidez, oxigênio dissolvido, série de nitrogênio, carbono orgânico e inorgânico)
- b) Quanto maior a quantidade de resíduo florestal alagado, maior o carbono perdido pela emissão de CH_4 .
- c) Quanto mais recalcitrante o tipo de resíduo, menor a quantidade de CH_4 emitido.

4 OBJETIVOS

4.1 GERAL

Avaliar a emissão de CH₄ a partir do alagamento do solo coberto com resíduos de uma floresta secundária da região central do Paraná.

4.2 ESPECÍFICOS

- a) Avaliar a relação entre a emissão de CH₄ e os atributos químicos e físicos da água de inundação monitorados durante o período experimental.
- b) Avaliar a influência da quantidade de resíduos florestais sobre a emissão de CH₄ em área inundada.
- c) Avaliar a influência da qualidade dos resíduos florestais sobre a emissão de CH₄ em área inundada.

5 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo da decomposição de resíduos florestais inundados foi realizado com base em experimento laboratorial, cujas fases de montagem e monitoramento estão descritas a seguir.

5.1 AMOSTRAGEM E CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUOS VEGETAIS E SOLO

Os resíduos vegetais e solo foram coletados em área de floresta secundária inserida na intercessão dos biomas Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual, no município de Telêmaco Borba, próximo ao rio Tibagi, entre as latitudes 24°10'34''S e 24°10'37''S e longitudes 50°39'46''O e 50°39'44''O (Figura 6). O local de coleta foi escolhido por compreender uma área que seria alagada para construção do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Mauá. Tal área está localizada à parte da margem direita do Rio Tibagi (Figura 6). A usina está localizada na bacia do Rio Paraná, sub-bacia do Rio Tibagi, nos municípios de Telêmaco Borba e Ortigueira, Estado do Paraná.

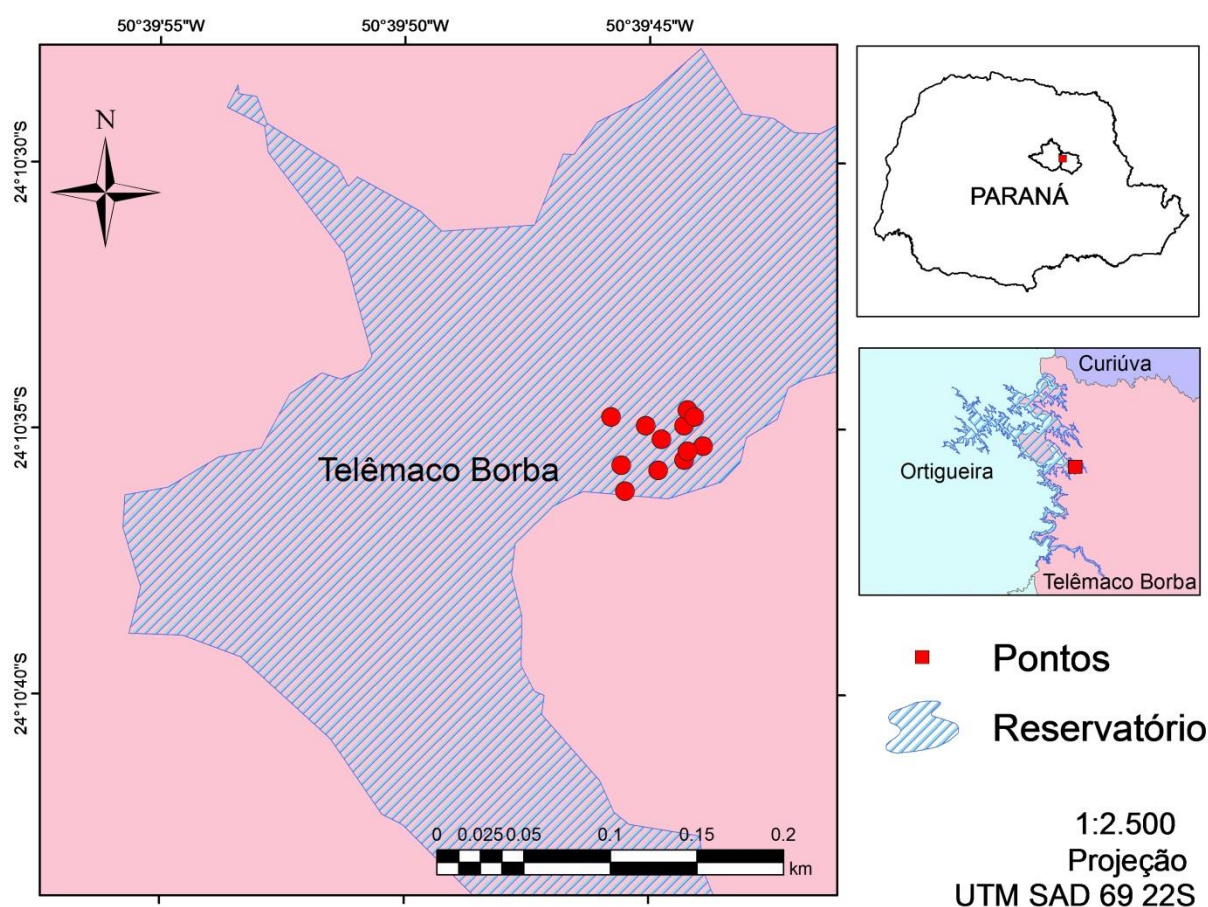


Figura 6. Local e pontos da coleta de resíduos florestais e solo. Fonte: Companhia Paranaense de Energia – COPEL.

Numa área de aproximadamente 2 ha (Figura 7a), foram alocadas 12 parcelas de 2 m por 2 m, onde se coletou todos os resíduos, classificados em folhas e miscelânea (material vegetal particulado), ramos de diâmetro menor que 2 cm e galhos entre 2 e 8 cm (Figura 7b). Foram coletadas amostras de solo de cada parcela, com o auxílio de um gabarito de 25 cm por 50 cm, nas profundidades de 0 a 5 cm e de 5 a 10 cm (Figura 7c). As amostras vegetais e de solo foram pesadas, parte dessas reservadas para constituir as amostras compostas e remontagem nas unidades experimentais e parte para as análises químicas e físicas.

A biomassa verde de resíduos média das 12 parcelas foi de $64,1 \text{ Mg ha}^{-1}$, sendo a composição original dos resíduos vegetais formada por: 24,9% de folhas, 20,0% de ramos e 55,1% de galhos. As amostras compostas de folhas e miscelânea, ramos (diâmetro $< 2 \text{ cm}$) e galhos (diâmetro de 2 a 8 cm), foram analisadas em duplicata para os teores de lignina, celulose, hemicelulose e extrativos (conforme Van Soest & Wine, 1968) e, em triplicata, as concentrações de N e C totais, P, K, Ca e Mg, conforme (Martins & Reissmann, 2007). Os valores estão apresentados na Tabela 2 e na Tabela 3, respectivamente.

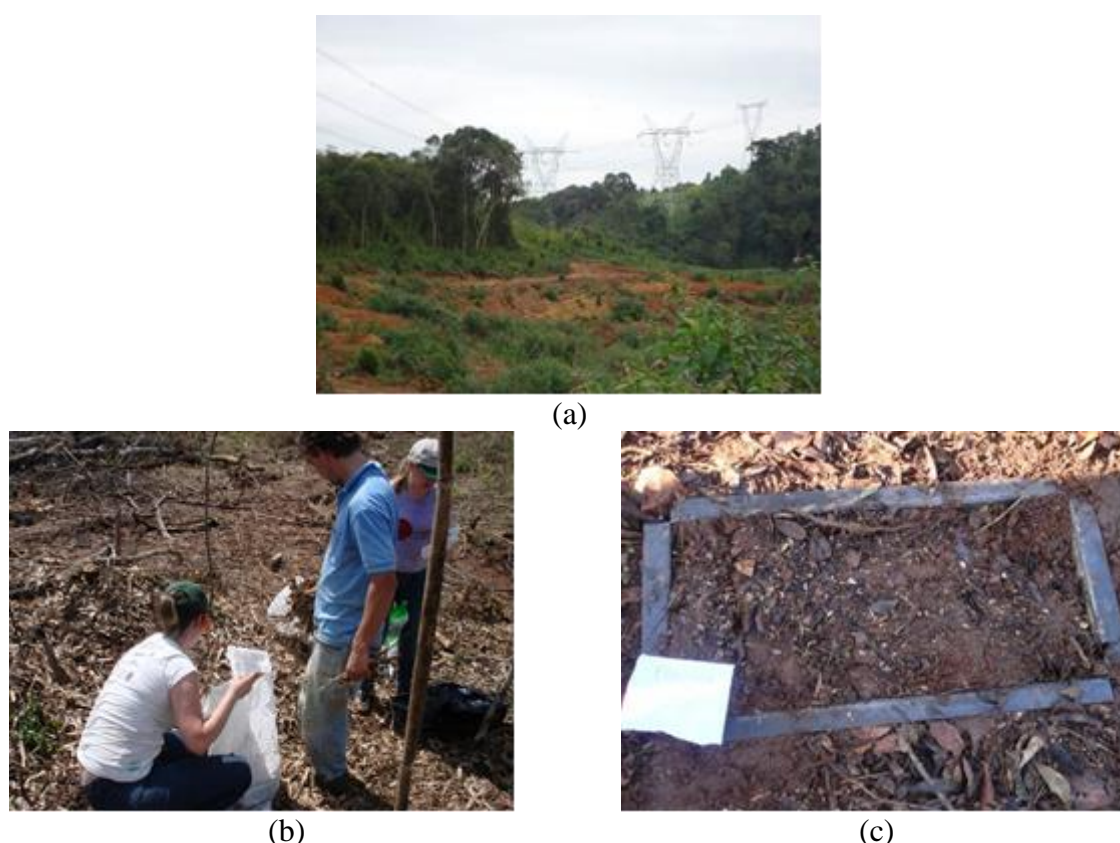


Figura 7. Imagens ilustrando a área de coleta referente à na porção centro-oeste do lago atualmente inundando (a), amostragem dos resíduos vegetais e separação em galhos finos e grossos no campo (b) e detalhe do gabarito utilizado para coleta e análise da densidade do solo (c).

Tabela 2. Teores de lignina, celulose, hemicelulose e extrativos nos resíduos vegetais.

Tipos	Lignina	Celulose	Hemicelulose	Extrativos
	g kg ⁻¹			
Folhas e Ramos	25,78	55,01	14,00	3,62
Comp. Original	23,06	56,90	13,95	3,45
Galhos	20,85	58,45	13,92	3,31

Tabela 3. Nutrientes, Relação C/N e Relação Lignina/N nos resíduos vegetais.

Tipos	P	K	Ca	Mg	C	N	Relação C/N	Relação Lignina/N
	g kg ⁻¹							
Folhas e Ramos	0,88	2,19	2,36	1,06	442,51	8,95	49,5	2,88
Comp. Original	0,63	2,03	2,88	0,80	440,68	6,46	68,2	3,57
Galhos	0,42	1,90	3,30	0,58	439,20	4,43	99,1	4,71

A densidade e a umidade gravimétrica (Tabela 4) do solo foram calculadas para cada uma das 12 parcelas de coleta e a partir dessas, obteve-se a média para cada uma das camadas de solo amostradas (0-5 cm e 5-10 cm). A densidade foi obtida *in loco*, dividindo-se a massa de solo seco pelo volume do solo no interior do gabarito utilizado para coleta. A umidade gravimétrica foi medida conforme EMBRAPA (1997).

Para a caracterização granulométrica (Tabela 4) e química (Tabela 5), as amostras compostas de solo nas duas camadas, em triplicata, foram secas em estufa a 40 °C. A granulometria foi obtida a partir do método descrito por EMBRAPA (1997). Dentre as análises químicas, foram realizadas as análises de pH (em água, CaCl₂ e SMP); carbono orgânico, Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺ e K⁺ trocáveis; CTC e P disponível conforme EMBRAPA (1997). Já o N-total do solo foi obtido pelo método Kjeldahl e o C-total pelo método Nelson & Sommers (1996).

Tabela 4. Características granulométricas das duas camadas superficiais do solo

Camada	Densidade	Umid. Grav. inicial	Areia Grossa	Areia fina	Argila	Silte
cm	kg m ⁻³		%			
0-5	1140	24,8	37,80	24,15	26,00	12,05
5-10	1400	21,2	41,35	21,40	24,00	13,25

Tabela 5. Características químicas das duas camadas superficiais do solo

Camada	pH			Al ³⁺	H+Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	SB	T	P	C	N	V	m
	Água	CaCl ₂	SMP	cmol _c dm ⁻³					mg dm ⁻³	g dm ⁻³	g kg ⁻¹	%			
0-5	4,54	3,81	5,15	1,57	9,33	1,62	0,48	0,21	2,30	11,63	7,02	24,51	22,02	19,82	40,54
5-10	4,13	3,67	5,10	2,38	9,73	0,54	0,18	0,11	0,83	10,55	3,59	17,29	26,88	7,85	74,22

5.2 MODELO EXPERIMENTAL

As unidades experimentais foram alocadas no Centro de Hidráulica e Hidrologia Prof. Parigot de Souza, localizado no campus Politécnico da Universidade Federal do Paraná.

Unidades experimentais, que consistiram de tubos de PVC com 2,95 m de comprimento, foram construídas e dispostas na vertical. Na porção mais inferior do tubo de PVC foram rearranjadas de acordo com a profundidade de campo, as camadas de 0-5 e 5-10 cm de solo, seguidas pela alocação da camada de resíduos florestal e posterior preenchimento do tubo com água de rio até 2,8 m de altura, equivalendo a uma lâmina de água de aproximadamente 2,7 m (Figura 8).

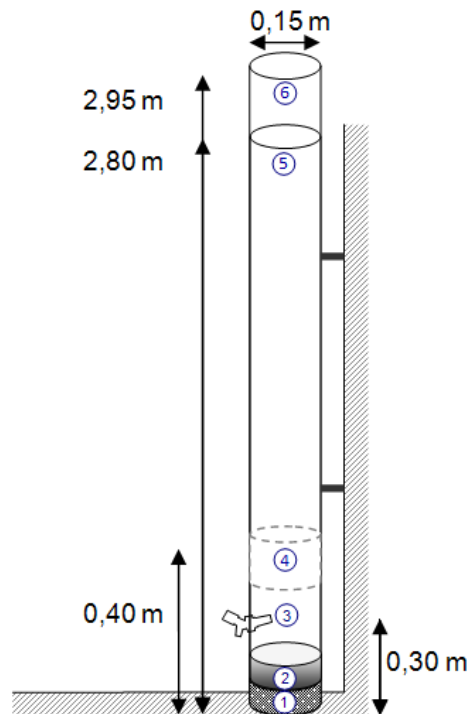


Figura 8. Ilustração da unidade experimental: (1) Camadas de solo realocadas conforme as profundidades de 0-5 e 5-10 cm; (2) Camada de resíduos florestais (varia conforme cada dose e tipo de resíduo); (3) Torneira plástica para monitoramento da qualidade da água; (4) Conexão do Tubo de PVC; (5) Superfície da camada de água; (6) Camada de ar.

As unidades experimentais constituíram-se da combinação de três doses e três tipos de resíduos (galhos; composição original; folhas e ramos), sendo todas essas composições de resíduos aplicadas sobre o solo e submersas em água e havendo uma testemunha constituída somente de solo e água, conforme mostra a Tabela 6. Para cada uma das composições, foram

monitoradas três repetições, obtendo-se, ao todo, 30 unidades experimentais (nove composições e uma testemunha, todas com três repetições).

Tabela 6. Composição das unidades experimentais.

Unidade Experimental	Dose de resíduo	Tipo de resíduo
Testemunha	Sem resíduo	-
33 FR	21,2 Mg ha ⁻¹ (33% do resíduo de campo)	Folhas e Ramos
33 CO		Composição Original
33 GG		Galhos
66 FR	42,3 Mg ha ⁻¹ (66% do resíduo de campo)	Folhas e Ramos
66 CO		Composição Original
66 GG		Galhos
100 FR	64,1 Mg ha ⁻¹ (100% do resíduo de campo)	Folhas e Ramos
100 CO		Composição Original
100 GG		Galhos

As denominações de tipos de resíduos florestais utilizadas na Tabela 6 correspondem a: (i) Folhas e Ramos: resíduos de diâmetro menor que 2 cm, incluindo ramos, folhas e serapilheira; (ii) Composição Original: todos os tipos de resíduos conforme a proporção obtida na amostragem em campo e (iii) Galhos: galhos cujo diâmetro está entre 2 e 8 cm.

Na primeira parte do estudo, os tratamentos constituíram-se da combinação de três fatores: tipo, dose e tempo. O delineamento experimental é inteiramente casualizado com fatorial 3 x 4 x n, sendo n=5 para as coletas de monitoramento dos parâmetros de qualidade da água e n=19 para as coletas de monitoramento da emissão gasosa. Na segunda parte, referente ao CH₄ acumulado ao final do monitoramento, o fatorial passou a ser apenas entre tipo e dose (3 x 3). Todos os tratamentos tiveram três repetições.

5.3 AMOSTRAGEM E CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DA ÁGUA

A água utilizada para o enchimento dos tubos foi coletada no rio Iraí, no local da estação 65006075 da SUDERHSA, situada no município de Pinhais. Optou-se por utilizar água deste ponto devido à ausência de recursos financeiros e de pessoal para realizar a coleta e transporte do volume de água necessário (aproximadamente 1500 L) a partir do rio Tibagi, próximo ao local de coleta de solo e resíduos.

Uma amostra da água, anteriormente ao enchimento nos tubos, foi caracterizada na data de 16/02/2012, conforme os parâmetros listados na Tabela 7. As análises foram feitas com base em APHA (1998), no Laboratório de Engenharia Ambiental Professor Francisco Borsari Netto, pertencente ao Departamento de Hidráulica e Saneamento, Setor de

Tecnologia, Universidade Federal do Paraná. Nessa caracterização inicial, não foi possível a realização da análise de OD, devido a problemas técnicos com o aparelho de medição na data de análise.

Tabela 7. Caracterização Inicial da água: valores obtidos e método utilizado (APHA,1998).

Parâmetros iniciais da água			Método/Equipamento utilizado
Condutividade	115,50	µS/cm	Condutivímetro Schott - modelo Handylab
pH	7,30		pH-metro digital WTM - modelo 330i
Turbidez	10,00	NTU	Turbidímetro Global Water - modelo WQ770
N-NH ₄ ⁺	1,75	mg/L	Método do Fenato/Azul de Iodofenol - Colorimetria
N-NO ₂ ⁻	0,28	mg/L	Método da Sulfanilamida /N-1-Naftil - Colorimetria
N-NO ₃ ⁻	0,37	mg/L	Método da Coluna de Cd-Cu - Colorimetria
N-total	*	mg/L	Método da digestão por Persulfato de Potássio
COD	4,283	mg/L	(Combustão a alta temperatura – Analisador TOC -
CI	3,784	mg/L	VCPH Shimadzu)
DBO ₅	8,80	mg/L	Método Respirométrico / Manométrico – Oxitop
DQO	0,031	mg/L	Método do Refluxo Fechado – Colorimétrico
P-total	0,087	mg/L	Método da Digestão Ácida e do Ácido Ascórbico

*O valor obtido para amostra do N-total inicial não foi considerado válido, por ser menor que a soma das três outras formas de nitrogênio na amostra inicial.

Ao longo do monitoramento do experimento, foram realizadas quatro coletas de água nos tubos, a fim de se acompanhar a evolução dos parâmetros de qualidade da água. Uma única análise, todavia, foi realizada para oxigênio dissolvido na superfície da coluna d'água (Tabela 8).

Tabela 8. Datas referentes aos dias de amostragem de água. A 1ª coleta refere-se à amostragem de água anteriormente à sua colocação nos tubos. A coleta referida com (*) é a coleta realizada somente para medição de OD na superfície da coluna d'água.

Coleta	Data	Dias após o alagamento
1ª	16/02/2012	-
2ª	05/03/2012	10
3ª	28/03/2012	33
4ª	10/07/2012	137
*	08/10/2012	227
5ª	23/10/2012	242

As quatro coletas foram realizadas na porção inferior do tubo, através da torneira acoplada a este, na posição imediatamente acima dos resíduos florestais (Figura 8). De cada tubo foram coletados 100 mL de água, buscando-se evitar alterações bruscas no meio. Na água retirada dos tubos, foram analisados dez parâmetros: (i) pH; (ii) Turbidez; (iii) Condutividade; (iv) Nitrogênio Amoniacal; (v) Nitrito; (vi) Nitrato; (vii) Nitrogênio Orgânico; (viii) Nitrogênio total; (ix) Carbono Orgânico Dissolvido e (x) Carbono Inorgânico, conforme APHA (1998). O volume de água retirado de cada tubo, em cada coleta, foi repostado utilizando-se o restante de água coletada no rio Iraí, reservada à parte para este fim. A reposição da água foi realizada pela superfície após a coleta de gás.

Devido a alguns imprevistos de empréstimo do equipamento, a condutividade foi medida somente em três campanhas – caracterização inicial, aos 10 dias (2ª) e aos 242 dias (5ª). O N-orgânico foi monitorado ao longo de todo o experimento, mas os valores das campanhas 1 e 2 de coleta de água não puderam ser utilizados devido à falta de valores de alguma das outras formas de nitrogênio. Isso porque o N-orgânico é igual ao N-total subtraído das frações inorgânicas (N-amoniacal, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻). Além disso, foram desconsiderados valores de N-total menores que a soma das frações inorgânicas.

Além dos parâmetros citados acima, o Oxigênio Dissolvido foi medido, mas diretamente na água do tubo. Como a água das unidades experimentais foi coletada através da torneira na parte inferior dos tubos, a pressão exercida pela coluna d'água ao abrir a torneira, muito provavelmente, solubilizaria uma maior quantidade de oxigênio do ar externo na água no momento da coleta, gerando erros de medição. Devido a isso, realizou-se somente uma campanha de análise do OD, medido na superfície da coluna d'água, na parte superior do tubo. Essa campanha foi realizada concomitantemente a uma campanha de amostragem de gás, na data de 08/10/2012, ou seja, 227 dias após o alagamento.

5.4 MONITORAMENTO DAS EMISSÕES DE CH₄

A amostragem de emissões gasosas a partir das unidades experimentais foi realizada no período de fevereiro de 2012 a março de 2013, iniciando logo após a montagem e enchimento dos tubos (Figura 9). Foram realizadas 19 coletas, que ocorreram aos: 0, 7, 12, 18, 34, 45, 55, 62, 76, 90, 111, 136, 172, 188, 227, 249, 292, 320 e 377 dias após o alagamento dos resíduos e solo.

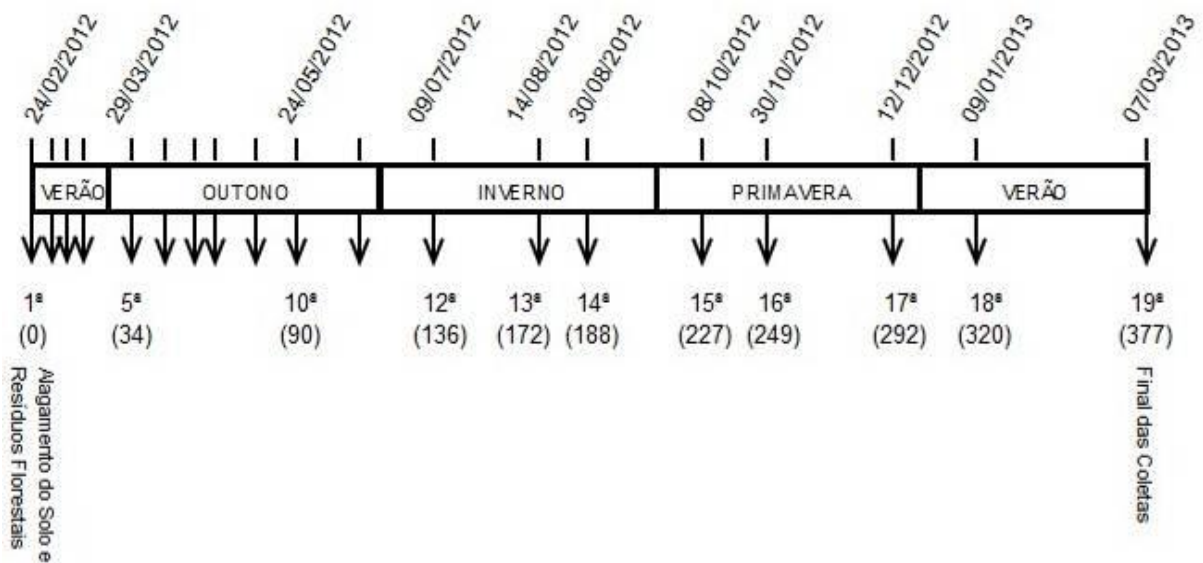


Figura 9. Cronograma de amostragem e análise de emissões gasosas, mostrando as datas, o número de algumas coletas, em termos ordinais, e, entre parêntesis, o número de dias após o enchimento das unidades experimentais. Na barra horizontal pode-se também acompanhar a variação das estações do ano ao longo do experimento.

Na coleta e quantificação do CH₄, uma adaptação ao método das câmaras estáticas propostas por Mosier (1989) e Parkin et al. (2003) foi adotado. Como câmaras foram utilizadas tampas de PVC (CAPs) encaixadas no momento da coleta na porção superior do tubo. As câmaras possuem orifício central justamente fechado com prensa-cabo e mangueira de plástico justaposta, onde foi adaptada a válvula de três posições, que acopla a seringa no momento da coleta. As amostras de ar foram coletadas com seringas de polipropileno de 20 mL, em três (coletas 1 a 7) e quatro (coletas 8 a 19) tempos de amostragem após o fechamento da câmara, seguindo procedimentos descritos em Gomes et al. (2009).

A concentração dos GEE na amostra de ar foi obtida por cromatografia gasosa, no equipamento Trace GC Ultra, operando com temperatura de forno de 70°C e equipado com detector FID para leitura de CH₄. Tal análise foi realizada no Laboratório de Cromatografia da Divisão de Química do Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (LACTEC).

A taxa de emissão de metano foi obtida pela regressão linear dos valores de concentração do gás na amostra, obtidos pela leitura no cromatógrafo, versus os tempos de medição (em minutos) realizada por unidade experimental, em cada coleta. Assim, a taxa de emissão de metano em cada campanha de amostragem refere-se à inclinação da reta obtida pela regressão linear dos dados.

Além disso, foi estimado o carbono acumulado, em g m^{-2} , ao longo de todo o experimento. Primeiro, obteve-se uma curva de taxa de emissão ao longo de todo o experimento pela ligação dos pontos referentes às taxas medidas em cada campanha, para cada uma das repetições. A curva obtida para cada unidade experimental foi então integrada ao longo dos 377 dias de coleta, obtendo-se a estimativa do acumulado.

A partir das médias de emissão acumulada para cada dose, foi calculado o fator de emissão para cada dose de resíduo, dividindo-se o valor de metano emitido na forma de carbono pela quantidade de carbono adicionado via resíduos. O valor da emissão acumulada para cada dose, nesse cálculo, foi descontado do valor emitido pela testemunha (solo e água), a fim de contabilizar-se apenas a emissão referente aos resíduos dispostos sobre o solo.

5.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os dados foram analisados conforme: (i) a taxa de emissão de CH_4 em cada campanha de coleta de gás (DIC com fatorial $3 \times 3 \times 19$, mais a testemunha); (ii) as variáveis de qualidade da água analisadas em algumas das campanhas (DIC com fatorial $3 \times 3 \times 5$, mais a testemunha) e (iii) a quantidade de CH_4 acumulado na forma de carbono em cada um dos tratamentos (DIC com fatorial 3×3 , mais a testemunha). Para análise dos resultados, a testemunha foi considerada como a dose zero de resíduos.

Anteriormente à análise de variância, foi empregado o teste de normalidade de Shapiro-Wilks, a 5% de significância, para cada conjunto de resíduos. Nesse teste, somente os parâmetros OD e CH_4 acumulado foram considerados normais. Entretanto, segundo Vieira (1999), o teste F, utilizado na ANOVA, “é bastante robusto, ou seja, pequenas transgressões à pressuposição de que os erros tem distribuição normal são usuais e não afetam, substancialmente, os resultados”. Dessa forma, a ANOVA gera bons resultados ainda que a distribuição dos erros seja apenas aproximadamente normal. Assim, embora nem todos os resíduos tenham se adequadamente à curva normal, como as transformações de dados não foram suficientes para torna-los mais próximos da normalidade e os testes não paramétricos necessitariam de amostras maiores e maiores diferenças para haver diferença significativa entre os tratamentos, optou-se por utilizar a ANOVA.

Após isso foi empregada a análise de variância (ANOVA) a 5% de significância. Posteriormente, para cada variável foi realizada a comparação entre médias pelo teste de Tukey ou o ajuste de modelos de regressão polinomiais. Para essas análises, foi utilizado o software R (R Core Team, 2013) e o software Assistat (Silva & Azevedo, 2006). Por fim, para

a análise da relação entre as variáveis analisadas foi aplicado o teste da correlação de Pearson, utilizando-se o software Sigma Plot versão 12.0 (Systat Software, 2011).

As variáveis quantitativas (tempo e dose) foram inicialmente avaliadas por ajustes de modelos por regressão e a qualitativa (tipo) pelo teste de Tukey. Entretanto, somente a emissão anual acumulada de CH₄ e o OD apresentaram ajustes de regressão considerados viáveis matematicamente e fisicamente, optando-se por analisar os outros parâmetros pelo teste de Tukey.

Na emissão acumulada de CH₄, foi plotado o ajuste de todas as observações a modelos de regressão polinomial e as médias dos valores observados nas repetições de cada tratamento, quando houve diferença significativa entre as médias e o ajuste foi considerado aceitável ($p < 0,05$) ao nível de significância de 5%.

As observações para as taxas médias de CH₄ totalizaram em 684, medidas ao longo de 377 dias de monitoramento do experimento, havendo 27 falhas de observação.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A emissão do gás metano foi analisada de duas formas: (i) ao longo do tempo e (ii) utilizando as estimativas de emissão anual acumulada de CH₄. Para facilitar a compreensão, os tipos e doses de resíduos serão referidos conforme se segue: T (Testemunha); FR (Folhas e Ramos); GG (Galhos); ORIG (Composição Original); dose menor (21,2 Mg ha⁻¹); dose intermediária (42,3 Mg ha⁻¹); dose maior (64,1 Mg ha⁻¹).

6.1 TAXAS DE EMISSÃO POR COLETA

Ao longo de todo o experimento, as taxas de emissão de CH₄ variaram de -0,020 a 242 mg m⁻² h⁻¹, no entanto, a maioria dos valores concentrou-se entre 0,391 (1º quartil) e 41,8 mg m⁻² h⁻¹ (3º quartil), sendo a mediana igual a 15,0 mg m⁻² h⁻¹ (Figura 10).

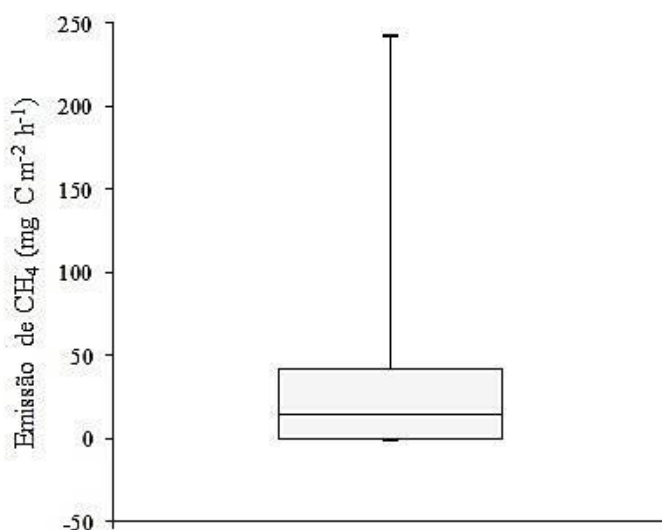


Figura 10. Box-plot dos dados de emissões de CH₄ ao longo de todo experimento.

Tais valores, maiores que 3,5 mg C m⁻² h⁻¹ são considerados muito altos se comparados aos dados de emissão medidos em reservatórios, como Curuá-uma, Serra da Mesa e Tucuruí, cujos valores mais altos observados não passavam dessa quantia (Santos et al., 2006; Sikar et al., 2005; Fearnside, 2005b; Santos, 2000). Em uma revisão mais ampla para o Brasil, encontrou-se o máximo de emissão para o reservatório da UHE Corumbá, localizada em Goiás, o qual corresponde a 18,0 mg m⁻² h⁻¹ (Bergier et al., 2011) e o valor mínimo, para a UHE Ribeirão das Lajes, localizada no Rio de Janeiro, de 0,007 mg m⁻² h⁻¹ (Silva, 2004), estando a maioria dos reservatórios brasileiros com valores próximos a 1 mg m⁻² h⁻¹ (Santos et al., 2006; Guerin et al., 2006; Sikar et al., 2005; Fearnside, 2005b; Silva, 2004;

Rosa et al., 2003). Entretanto, é necessário notar que o experimento aqui estudado foi desenvolvido sob condições laboratoriais, as quais podem ter favorecido a contabilização de metano emitido, não podendo ser comparadas diretamente com as medições em campo. Aqui apenas estão sendo citados alguns valores para que haja uma base de quanto geralmente se mede de emissões em campo.

Analisando todas as campanhas realizadas com base nos fatores dose, tipo de resíduo e tempo, não houve interação entre o tempo e os outros dois fatores. Assim a variação de emissão ao longo do tempo foi avaliada pela média de emissão de todas as unidades experimentais em cada campanha de amostragem. Esses resultados são apresentados na Figura 11, em que os pontos representam as emissões médias de metano por campanha e a diferença mínima significativa (dms) está representada pela barra no canto superior direito.

Dois resultados são bastante relevantes no que concerne a essa análise temporal: (i) tempo inicial para a emissão média ser significativamente maior que zero e (ii) a ocorrência de dois picos.

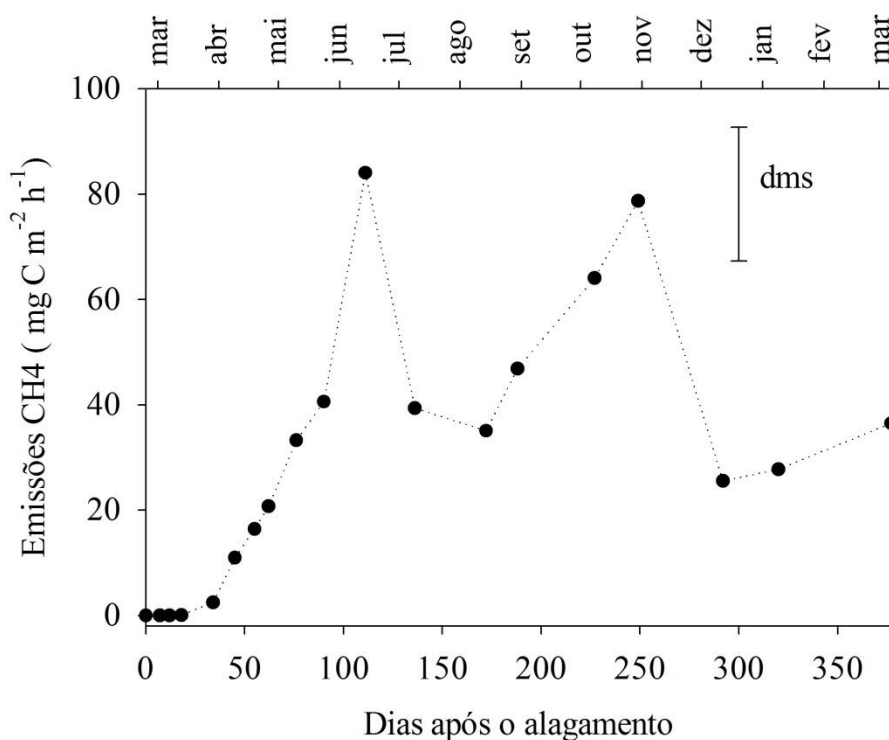


Figura 11. Emissão de CH₄ ao longo do tempo, com base na média geral de emissão por coleta, considerando todas as combinações dose-tipo de resíduo. As médias são representadas pelos pontos e a linha representa o ajuste quadrático das emissões em função do tempo. A dms está representada pela barra no canto superior direito.

Tais resultados (demora inicial para o início das emissões significativas; picos de emissão) concordam com o estudo feito por Bianchini Jr. et al. (2010) que contemplava emissões de metano e dióxido de carbono da decomposição de macrófitas aquáticas de uma lagoa tropical, sob condições controladas de anaerobiose, temperatura e sem luminosidade. Esses pesquisadores obtiveram a definição de três estágios na metanogênese: (i) Fase Lag (CH_4 não era produzido); (ii) CH_4 começa a ser produzido, alcançando taxas máximas; e (iii) decréscimo nas taxas até chegar a zero. No caso do trabalho aqui desenvolvido, pode-se observar também as duas primeiras fases, embora tenha ocorrido aqui dois picos de emissão e ainda não sendo visível a terceira fase, em que as taxas decrescem a zero.

6.1.1 PERÍODO ANTERIOR AO INÍCIO DAS EMISSÕES SIGNIFICATIVAMENTE MAIORES QUE ZERO

As emissões médias passam a ser significativamente maiores que zero somente próximo aos 75 dias de alagamento. O número de dias é alto porque os valores de emissão aqui abordados correspondem à média de todas as combinações de tipo e dose de resíduo em cada coleta, obtendo-se, pela estatística, valores altos de dms. Mas a ocorrência de um tempo inicial para aumento significativo da emissão é esperado devido às fases iniciais de degradação do substrato, que incluem a adaptação das bactérias ao meio (fase Lag – crescimento bacteriano nulo e emissão nula) e antecedem a emissão de metano.

Primeiramente ocorre a fase de lixiviação do substrato, que dura aproximadamente 1 a 15 dias (Gimenes et al., 2010), seguida pela aclimação e estabelecimento das bactérias no substrato, cuja duração média foi estimada como 30 dias para rios, por Petersen & Cummins (1974). Posteriormente, a fragmentação do substrato ainda acontece e então, a mineralização dos detritos gerados por essa degradação inicial ocorre de forma mais intensa.

Esse último processo sucede de acordo com a sequência termodinâmica de utilização dos aceptores de elétrons – NO_3^- , Mn^{4+} , Fe^{3+} , SO_4^{2-} e CO_2 (Le Mer & Roger, 2001; Woese et al., 1978), dos quais os compostos de carbono são os últimos na ordem, sendo o metano o composto final a ser formado.

Buscando-se avaliar melhor as emissões com base nas outras variáveis avaliadas que tiveram relação significativa com o metano, foi construída a matriz de correlação de Pearson entre os dados de emissões e os outros dados monitorados, a qual está na Tabela 9. A

correlação com a temperatura da água não foi analisada devido a esta ter sido estimada com base na temperatura local.

Os coeficientes de correlação (r) foram classificados conforme Dancey & Reidy (2006):

- Correlação fraca: $0,1 \leq |r| \leq 0,3$;
- Correlação moderada: $0,4 \leq |r| \leq 0,6$ e
- Correlação forte: $0,7 \leq |r| \leq 1,0$.

Houve correlação moderada e negativa com o N-NO_2^- ($r = -0,35$), fraca e negativa com o N-NH_4^+ ($r = -0,31$), o N-NO_3^- ($r = -0,27$), o N-total ($r = -0,31$) e o OD ($r = -0,34$), fraca e positiva com o COD ($r = 0,28$) e a temperatura local ($r = 0,17$).

As emissões não apresentaram correlação significativa com o pH, turbidez, condutividade, N-orgânico e CI. Os valores de condutividade, N-orgânico e CI apresentaram reduzido número de observações em relação aos outros, por isso a baixa correlação. A correlação não significativa com o pH deve estar relacionada a este ter apresentado diferença significativa ao longo do tempo somente em um dos tipos de resíduo estudados.

A seguir, serão abordadas as variáveis monitoradas em que foi possível a visualização de sua relação com as emissões de metano. O monitoramento das variáveis cujos resultados não foram expressos em totalidade nos gráficos a seguir está contido nos Anexos.

Tabela 9. Matriz de correlação de Pearson para os parâmetros analisados. Os locais sem valor para o coeficiente de correlação* correspondem às correlações que não foram significativas ($p < 0,05$).

	Dose	Dias após alagamento	T(°C) Local	T(°C) Câmara	Emissão CH ₄	pH	Turbidez	N-amon.	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	N-total	N-org	COD	CI	Cond.	OD
Tipo	-	-	-	-	-	0,30	-0,22	-0,18	-	-	-0,29	-0,25	-0,31	-	-	0,38
Dose	-	-	-	-	0,14	-0,30	0,32	0,23	-	-0,31	-	0,21	0,30	-	-	-0,72
Dias		-	0,18	-	0,66	-	-	-0,51	-0,57	-0,33	-0,42	-	0,21	-	0,24	-
T (°C) Local			-	0,88	0,17	0,27	-	-0,18	-	-	-	-	-	-	0,58	-
T(°C) Câmara				-	-	0,29	-	-	-	-	-	-	-	-	0,63	-
Emissão CH ₄					-	-	-	-0,31	-0,35	-0,27	-0,31	-	0,28	-	-	-0,34
pH						-	-0,47	-0,21	-	0,22	-0,49	-0,33	-0,90	0,50	-	-
Turbidez							-	0,26	-	-	0,40	0,33	0,60	-0,66	-	-
N-amon.								-	0,65	-	0,44	0,22	-	-0,22	-0,72	-
N-NO ₂ ⁻									-	0,19	-	-0,24	-	-0,72	-	-
N-NO ₃ ⁻										-	0,39	-	-	-0,31	-	-
N-total											-	0,76	-	-0,32	0,55	-
N-org												-	0,79	-0,39	0,35	-
COD													-	-0,50	-	-
CI														-	-	-
Cond.															-	-

*Correlação fraca: $0,1 \leq |r| \leq 0,3$; Correlação moderada: $0,4 \leq |r| \leq 0,6$; Correlação forte: $0,7 \leq |r| \leq 1,0$ (Dancey & Reidy, 2006).

Quanto ao nitrogênio, na Figura 12 é apresentado o comportamento das frações inorgânicas e de nitrogênio total dissolvido na água, ao longo do experimento. Para as frações inorgânicas, houve diferença significativa entre as doses de resíduo, sendo que o N-amoniacal apresentou diferenças entre as combinações tipo e dose. Já o nitrogênio total, somente obteve diferença entre os tipos. Devido aos gráficos conterem o comportamento de várias doses ou tipos, não foi considerado viável apresentar por meio de letras a comparação ao longo do tempo (teste de Tukey) para cada dose ou tipo, assim, essas se encontram tabeladas nos Anexos, fato que se repete para outros parâmetros analisados na sequência. Observando a Figura 12, é possível notar a correlação negativa dessas frações de nitrogênio com as emissões, mostrando uma tendência geral das emissões aumentarem com o declínio das concentrações de nitrogênio na água.

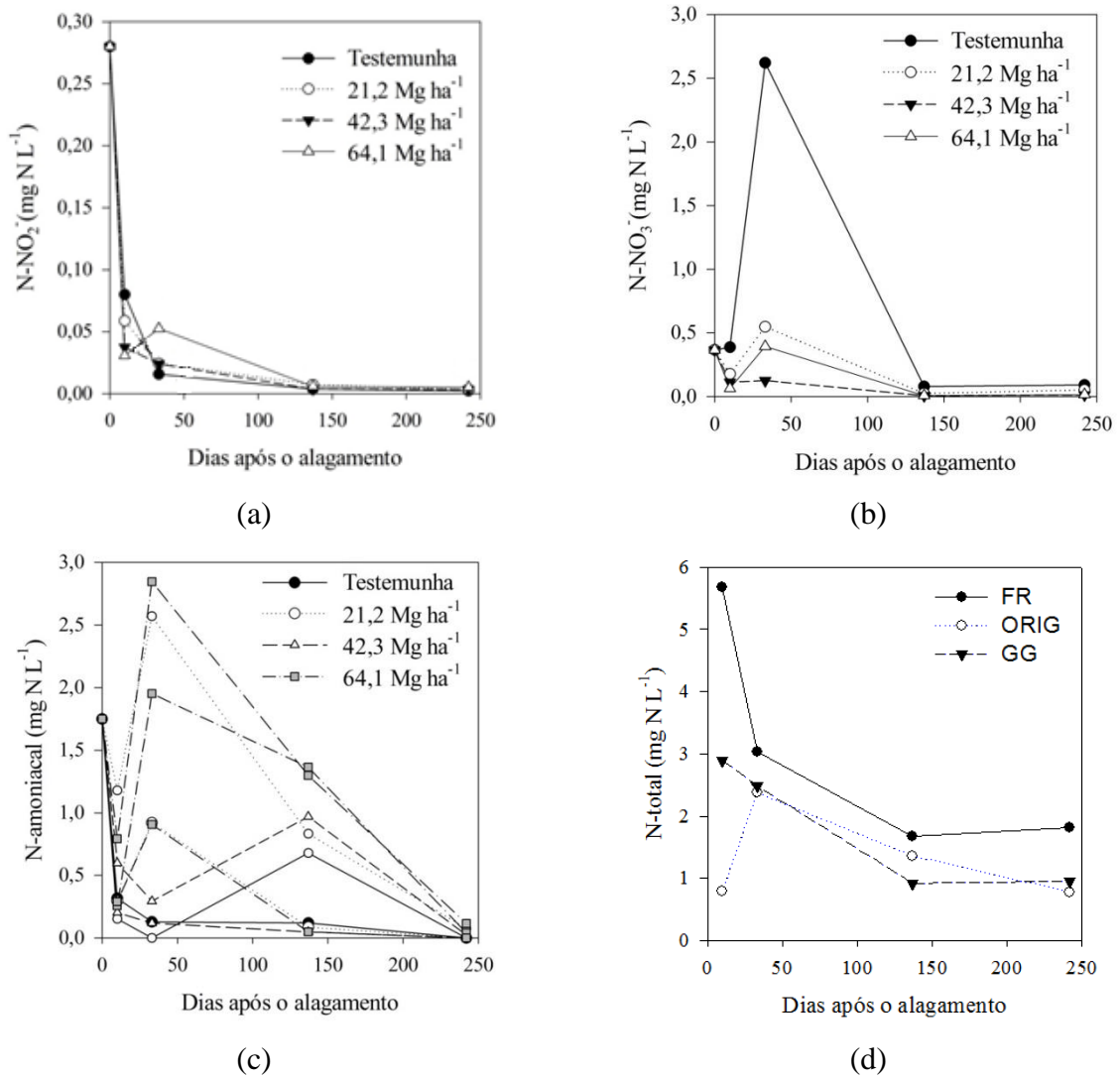


Figura 12. Comportamento de: (a) N-NO₂⁻; (b) N-NO₃⁻; (c) N-amoniacal e (d) N-total ao longo do monitoramento do experimento.

Os valores das formas de nitrogênio abordadas estão resumidos na Tabela 10.

Tabela 10. Faixa de valores encontrada para cada forma de nitrogênio e respectivos valores indicados pela resolução CONAMA 357/2005 para águas de Classe I.

Forma	Faixa de valores monitorados ao longo do experimento	Valores indicados pela Resolução Conama 357/2005 – Águas Classe I
N-NO ₂ ⁻	<0,005 a 0,28 mg L ⁻¹	1,0 mg N L ⁻¹
N-NO ₃ ⁻	<0,010 a 3,40 mg L ⁻¹	10,0 mg N L ⁻¹
N-amoniacal	<0,010 a 4,39 mg L ⁻¹	3,7 mg N L ⁻¹ (pH ≤ 7,5)
N-total	0,700 a 5,70 mg L ⁻¹	-

O comportamento das emissões com as variações no N concordam com o resultado de correlação. O N-NO₂⁻ tendeu ao esgotamento dentro do primeiro mês para todos os tipos e doses, enquanto que o N-NO₃⁻ tendeu a um leve aumento após aproximadamente um mês, tendendo a valores menores que 0,05 mg N L⁻¹ após cerca de mais 100 dias, para os três tipos de resíduo, alcançando a testemunha valores bem mais altos de pico (cerca de 2,5 mg N L⁻¹) e permanecendo depois com valores mais altos que os tratamentos com resíduo, muito provavelmente pelas maiores taxas de decaimento do OD nos tratamentos com resíduo. Quanto ao N-amoniacal, esse demorou mais que o N-NO₃⁻ para decair, visto que pode ocorrer ainda que o meio esteja próximo da anaerobiose. Por fim, o N-total mostrou também essa tendência geral a decair após a terceira coleta.

Dentre os três principais tipos de bactérias anaeróbicas, as metanogênicas são as menos tolerantes e as que mais tendem a cessar seu crescimento devido à inibição por amônia (Kayhanian, 1999). Entretanto, observando as concentrações de N-amoniacal em cada tratamento, nota-se que em nenhum deles foram alcançados níveis considerados inibitórios à digestão anaeróbica, ou seja, >1500 mg N L⁻¹, segundo McCarty (1964).

O OD também apresentou correlação negativa com as emissões, porém, sua análise será feita no próximo item, visto que seus resultados concernem a uma única coleta, ocorrida próxima ao segundo pico de emissão.

Embora não tenha havido correlação significativa com a condutividade, devido ao reduzido número de observações, através da Tabela 11, pode-se notar que houve aumento da condutividade logo após o alagamento (10 dias). Ao longo das campanhas de amostragem de água, os valores médios de condutividade, desde a caracterização inicial (115,5 µS cm⁻¹), estiveram sempre classificados como altos (>50 µS cm⁻¹), segundo a classificação de Sioli (1984). Nas coletas, variaram entre 100 e 500 µS cm⁻¹ aos 10 dias do alagamento, passando a

valores entre 200 e 300 $\mu\text{S cm}^{-1}$ após 242 dias. Aos 242 dias ocorreram valores menores que aos 10 dias, mas maiores que os observados no início do estudo. Provavelmente isso está relacionado ao maior efeito da lixiviação no início do monitoramento e, ao longo do tempo, o prevalecimento das outras fases de decomposição, que tendem a diminuir os compostos dissolvidos na água gradativamente com o aumento da mineralização desses (Gimenes et al., 2010).

Tabela 11. Médias de condutividade das coletas realizadas.

Dias após o alagamento	Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
0	115,50 c
10	317,61 a
242	239,71 b

As letras minúsculas comparam as médias pelo teste de Tukey.

Já o COD comportou-se de maneira inversa aos anteriores, possuindo correlação positiva com as emissões. Os valores médios de COD na água variaram de 4,28 a 115 mg C L^{-1} , não havendo valores estabelecidos pelo CONAMA 357 para águas doces. Porém, como citado no item 2.7.4, valores de até 160 mg C L^{-1} foram encontrados no Brasil para lagoas altamente húmicas, enquanto que lagos oligo a mesotróficos possuem valores entre 0,5 a 10 mg C L^{-1} . Deve-se considerar, entretanto, que só há três campanhas de medição para esse parâmetro e somente houve diferença significativa ao longo do tempo para as duas maiores doses do tipo FR (Figura 13).

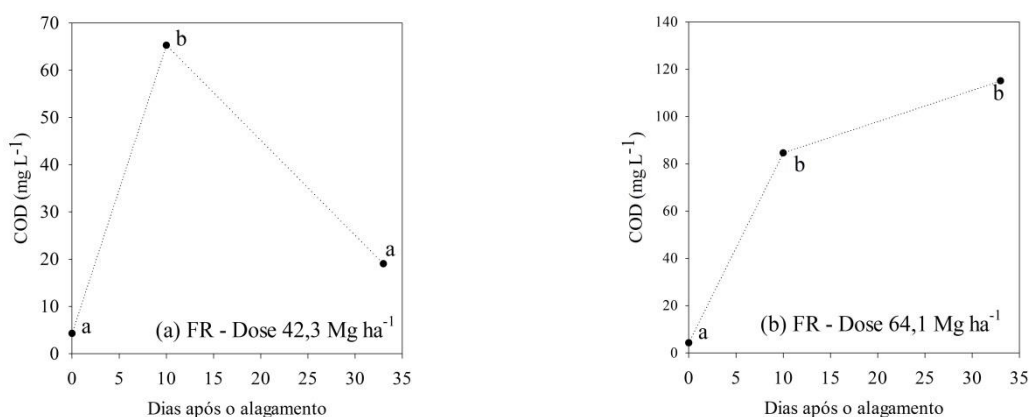


Figura 13. Comportamento do COD ao longo do tempo para as duas maiores doses do tipo FR. As letras minúsculas comparam as médias pelo teste de Tukey.

No início do experimento, o pH (Figura 14), apesar de não ter obtido coeficiente de correlação significativo com as emissões, pode ter influenciado as doses média e máxima do

tipo FR, visto que alcançou valores na faixa de 6,0-6,5, o que favoreceria a fase acidogênica da decomposição anaeróbica. Isso poderia gerar acúmulo de ácidos voláteis, prejudicial à digestão anaeróbia se a capacidade de tamponação do meio for extrapolada e o pH diminuir a níveis desfavoráveis às bactérias metanogênicas (< 6,2) (Sawyer & McCarty, 1978; McCarty, 1964, Souza, 1984; Vavilin et al., 1997). Os outros tipos e doses de resíduos não tiveram significativas alterações no pH ao longo do tempo muito provavelmente devido ao sistema-tampão gerado pelas substâncias húmicas, impedindo que houvesse grandes alterações nesse (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2004).

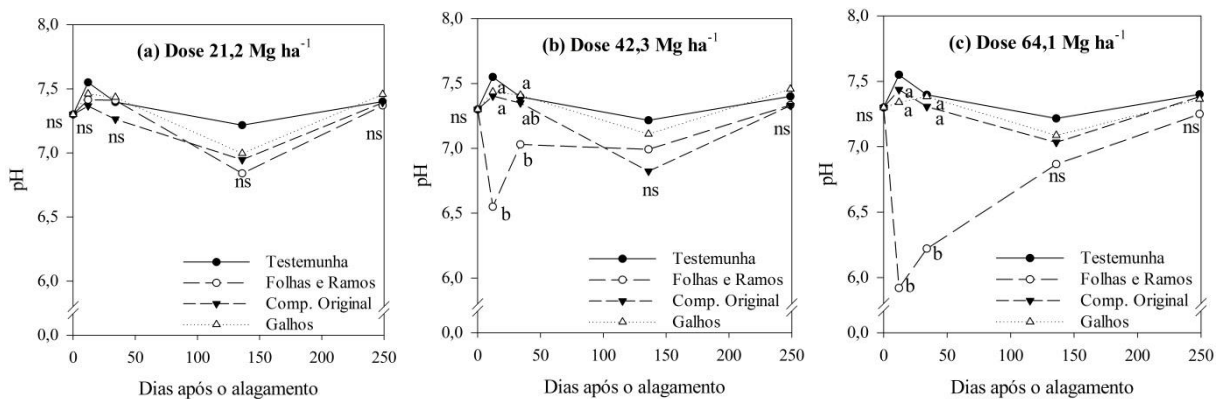


Figura 14. Comportamento do pH em cada tipo, dentro de cada dose: 21,2 Mg ha⁻¹ (a); 42,3 Mg ha⁻¹ (b); 64,1 Mg ha⁻¹ (c). As letras minúsculas comparam em cada campanha de amostragem os valores referentes aos três tipos (a testemunha é considerada como dose zero, por isso não foi comparada aos outros três), pelo teste de Tukey a 5%.

Desde a caracterização inicial (pH = 7,3) até a última coleta de água, o pH se manteve entre 5,9 e 7,7 (Figura 14), valores próximos à faixa aceitável (6 a 9) para a proteção da vida aquática pela Resolução CONAMA 357/05, e não muito distantes dos ideais para ocorrência das fases acidogênica (6,0) e metanogênica (7,0) da digestão anaeróbia (item 2.7.1), embora os valores ideais para a digestão anaeróbica situem-se entre 6,6 e 7,6 (McCarty, 1964).

Com base nesses parâmetros, observa-se que os compostos nitrogenados oxigenados decaíram mais rapidamente sua concentração em relação ao N-amoniacoal. Assim, é provável que os valores de OD tenham começado a decair anteriormente à queda dos compostos nitrogenados (considerando a sequência termodinâmica de aceptores de elétrons), onde as taxas de emissão tornam-se mais expressivas. Juntamente a isso está de acordo o aumento nas concentrações de COD em um dos tratamentos, o que também facilitou o aumento dessa emissão.

Aqui se entende que diferentes condições ao longo da coluna d'água devem ter ocorrido em termos da depleção de OD e dos outros aceptores de elétrons, ocorrendo o processo de redução dos compostos carbonílicos provavelmente na região mais próxima da interface solo-água, ainda que houvesse outros compostos sendo reduzidos em locais mais elevados da coluna d'água.

6.1.2 OCORRÊNCIA DE DOIS PICOS DE EMISSÃO

Quanto à ocorrência dos picos de emissão, alcançando valores próximos a $80 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Figura 11), estes devem estar relacionados a dois ciclos de crescimento das bactérias. O primeiro pico, aos 111 dias, ocorre no início do inverno, logo após alguns dias de temperatura do ar e da água entre 10 e 15 graus (Figura 15), o que provavelmente gerou condições desfavoráveis e decaimento na população bacteriana, dando início a um novo ciclo de crescimento bacteriano. É possível que esse segundo ciclo tenha obtido a densidade máxima bacteriana próxima aos 249 dias de alagamento, em que foi encontrado o segundo pico de emissão.

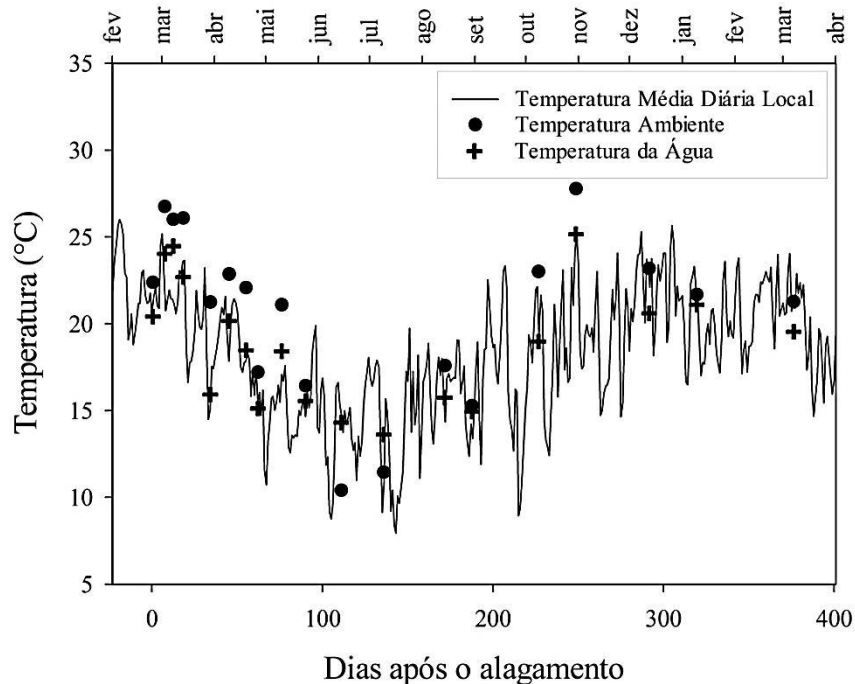


Figura 15. Variação da temperatura ao longo do experimento.

Os parâmetros de qualidade da água no período que antecede o primeiro máximo de emissão foram analisados no item anterior e mostraram-se condizentes com o aumento dessa emissão. Sendo assim, o fator que gerou a limitação da emissão deve estar relacionado à fase

de retardamento do crescimento bacteriano (Monod, 1949) e é provável que seja a queda na temperatura local e da água. Isso porque as temperaturas alcançaram valores logo abaixo de 10°C até 15°C no período seguinte ao primeiro pico enquanto que a faixa de temperatura ótima dos micro-organismos é de 20°C a 45°C (Stanier et al., 1964 *apud* Kotzé et al., 1969).

Em relação ao segundo pico, é interessante notar que, aos 249 dias de alagamento, a temperatura ambiente foi a maior medida ao longo de todo o experimento (29,3 °C), a qual ocorreu após um período de cinco dias de temperaturas médias diárias acima de 20° C. Durante esse período deve ter ocorrido significativo aumento na população de micro-organismos, cujas taxas de crescimento duplicam a cada aumento de 10°C na temperatura da água, no intervalo de 10°C a 45°C (Rittmann e McCarty, 2001). Além disso, também a solubilização da matéria orgânica deve ter aumentado, visto que temperaturas da água menores que 20 °C prejudicam a solubilização do substrato (Gujer e Zehnder, 1983; Van Haandel & Lettinga, 1994). Dois fatores que favoreceriam a produção do gás metano e o que vem a confirmar a correlação positiva da emissão com a temperatura local (dentro da faixa de temperaturas estudada nesse experimento).

Essa estreita relação com a temperatura concorda com Bianchini Jr. et al. (2010), os quais concluíram que a metanogênese foi mais sensível à variação da temperatura que os demais processos de mineralização, sendo a formação do metano mais favorecida com o incremento da temperatura em relação à de CO₂, o que também é afirmado por Romeiro & Bianchini Jr. (2008). Esses autores, também estudando decomposição de macrófitas, afirmaram que a metanogênese foi significativamente afetada pela temperatura, a qual encurtou o início do processo e aumentou a produção de CH₄. Além disso, sugerem que o aumento na temperatura tenha melhorado as taxas de decaimento de Carbono Orgânico Particulado Refratário, mas não tenha afetado o processo de lixiviação e de oxidação do lixiviado.

Bianchini Jr. et al. (2010) ainda citam que a temperatura e a composição química dos detritos são os fatores de maior influência na proporção dos produtos finais gerados pela degradação, embora outros como pH, potencial redox, salinidade e disponibilidade de nutrientes também sejam importantes. Nesse item da dissertação, a composição química dos resíduos não foi abordada porque será analisada em termos das emissões anuais acumuladas. Agora segue a análise dos outros fatores influenciadores do 2º pico de emissão.

A tendência do pH (Figura 14), no período próximo ao 2º pico, entre os 150 e 250 dias, foi a de permanecer relativamente estável com valores próximos de 7,0, nos quais a metanogênese é favorecida, provavelmente ocorrido pelo efeito-tampão citado anteriormente.

Por sua vez, o OD na superfície da coluna d'água, 11 dias após esse 2º pico de emissão (Figura 16), foi verificado em valores médios (entre 10% a 70% de saturação) a baixos (entre 5% a 10% de saturação), fato que está de acordo com as condições de baixa luminosidade do local, bem como do estágio de decomposição em que provavelmente se encontrava o meio, considerando que a coleta foi realizada no 227º dia após o alagamento, condizentes com uma alta emissão de metano. Os valores de OD foram calculados em porcentagem de saturação considerando a concentração de saturação do OD a 21°C, que equivale a 8,91 mg L⁻¹ (Montgomery et al., 1964 *apud* Mariani, 2004). Além disso, para esse parâmetro foi possível o ajuste de modelos de regressão polinomial para cada tipo de resíduo em função da dose, sendo que as curvas com melhor ajuste foram decaimentos exponenciais para os tipos mais lábeis (FR e ORIG) e uma função quadrática negativa para o tipo mais recalcitrante (GG). Em geral, quanto maior a labilidade do resíduo, mais acelerado foi o decaimento nas concentrações de OD com o aumento da dose e, independente do tipo de resíduo, quanto maior a dose, menor ou constante a baixíssimos níveis a concentração de OD.

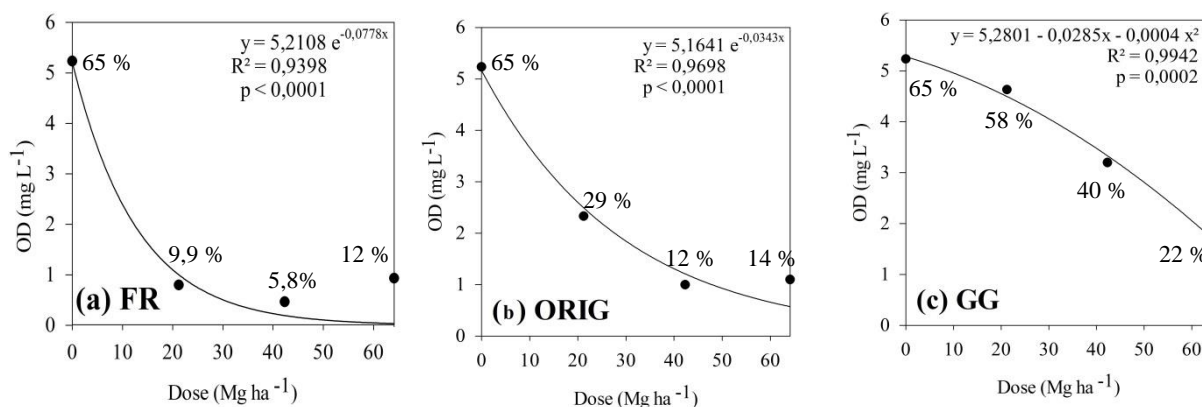


Figura 16. Comportamento do OD em função da dose, em 08/10/2012, na superfície da coluna d'água em cada tipo de resíduo: (a) FR; (b) ORIG e (c) GG.

Já a série de nitrogênio (Figura 12) estaria em fase de diminuição mais lenta das formas reduzidas, tendo as oxidadas já sido extintas ou estar próximas disso, estando também nesse período o N-total em níveis mais baixos que no início do experimento. A condutividade tem comportamento semelhante, tendendo a diminuir. Tais comportamentos concordam com Cunha-Santino & Bianchini Jr. (2004), que citam que isso pode ocorrer se a assimilação

biológica dos nutrientes for maior que: a dissolução de íons, a perda de íons como OH^- e H^+ , bem como a formação de sais inorgânicos neutros (como o CaCO_3).

6.2 ESTIMATIVA DE EMISSÃO ACUMULADA DE CH_4

As estimativas de emissão acumulada de CH_4 ao longo do experimento variaram de 143 a 802 g C m^{-2} , sendo a mediana igual a 281 g C m^{-2} e estando a maioria dos valores entre 220 (1º quartil) e 431 g C m^{-2} (3º quartil) (Figura 17).

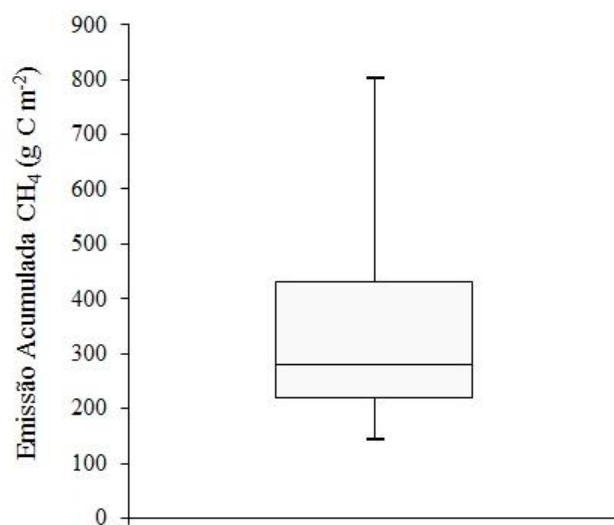


Figura 17. Box-plot dos dados de emissões acumuladas de CH_4 .

Considerando como constantes ao longo do ano as taxas de emissão citadas no item anterior para o Brasil, tais valores variariam de, no mínimo, 2,83 $\text{mg C m}^{-2} \text{ a}$, no máximo, 6,77 g C m^{-2} (Santos et al., 2006; Guerin et al., 2006; Sikar et al., 2005; Fearnside, 2005b; Silva, 2004; Rosa et al., 2003). Assim, novamente o experimento gerou valores significativamente mais altos que aqueles medidos em campo.

Para os fluxos de CH_4 acumulados foram testados dois fatores pela ANOVA: dose e tipo. Não houve interação entre tais e somente houve diferença significativa entre as emissões relativas a diferentes doses, não havendo efeito do tipo de resíduo sobre a emissão. A partir disso, buscou-se um modelo de regressão polinomial que melhor se ajustasse aos valores, como pode ser visto pela Figura 18, sendo que no ajuste foram desconsiderados dois valores, que foram classificados como unidades experimentais com erros de medição devido ao formato dessas (o tubo de PVC dessas unidades possuía um diâmetro levemente menor (erro de fabricação), o qual, mesmo utilizando-se mecanismos para vedação gerou dados duvidosos, por sempre acumular menos gases que os outros, até nos mesmos tratamentos).

Dessa forma, os acumulados apresentaram o comportamento de exponencial tendendo a um máximo em função da variação da dose, o qual mostrou maior diferença somente entre a presença ou não de resíduos, visto que todas as doses geraram acumulados médios próximos a 400 g C m^{-2} ($404,3 \text{ g C m}^{-2}$ - dose menor; $407,5 \text{ g C m}^{-2}$ - dose intermediária e $440,1 \text{ g C m}^{-2}$ - dose maior), enquanto que a testemunha gerou uma média próxima da metade disso ($200,0 \text{ g C m}^{-2}$).

O modelo de regressão tende a um máximo ($426,05 \text{ g C m}^{-2}$) na dose de 149 Mg ha^{-1} , mas desde a dose de 60 Mg ha^{-1} , já alcança valores muito próximos disso ($425,59 \text{ g C m}^{-2}$). Tal máximo deve estar relacionado às condições ideais de disponibilização de substrato e liberação de compostos em concentrações que não sejam tóxicas às bactérias metanogênicas.

A pequena diferença entre as doses e nenhuma diferença entre os tipos, pela estimativa realizada, provavelmente se deve às generalizações feitas ao se assumir que a emissão no momento da coleta era a mesma para todo o dia e mudava linearmente de coleta a coleta. A análise das acumuladas mostra claramente a diferença entre o meio alagado sem resíduos e o meio alagado com os resíduos vegetais.

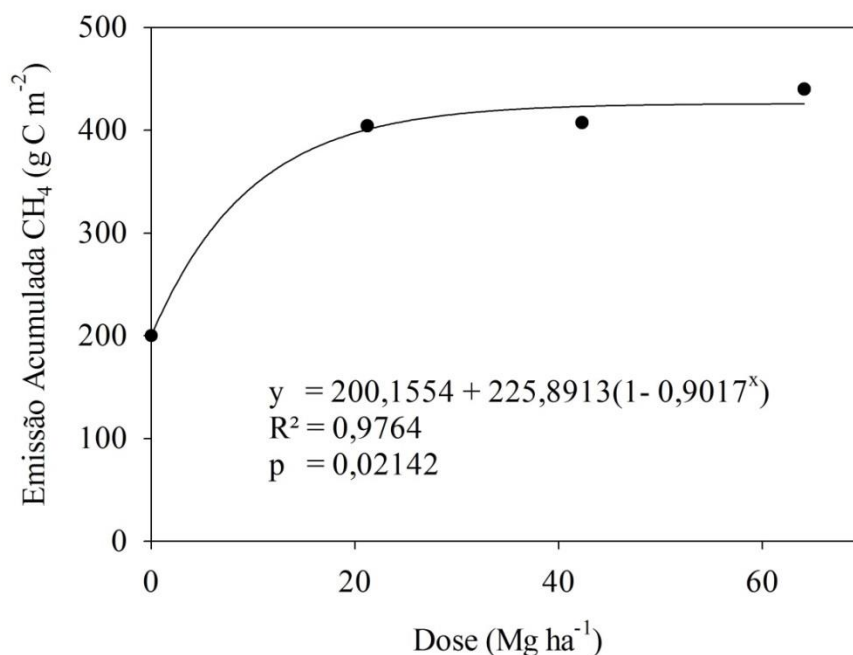


Figura 18. Comportamento da estimativa de emissão anual acumulada de CH_4 (g C m^{-2}). As barras representam a estimativa para cada uma das combinações tipo-dose e suas repetições. A linha representa o ajuste de modelo polinomial pela regressão de todos os acumulados, exceto os hachurados, cujos valores foram excluídos por problemas nos tubos referentes a essas unidades experimentais.

Em geral, as condições limitantes ou ótimas estão diretamente relacionadas às condições de crescimento da população microbiana ali presente. Ainda que haja substrato suficiente para decomposição, esse somente será decomposto se as condições do meio não forem tóxicas aos micro-organismos, e serão acentuadas quando houver condições em que seu crescimento é ótimo. Sendo assim, o fator determinante na emissão deve ser o crescimento dos micro-organismos. Tal afirmação concorda com Chen et al. (2008), os quais citam substâncias inibitórias da decomposição anaeróbica, as quais estão diretamente relacionadas a alterações adversas na população ou à inibição do crescimento das bactérias.

A lignina também poderia ser um fator tóxico às bactérias metanogênicas, porém somente em altíssimas concentrações (> 25% do material) ou altas concentrações de seus derivados com aldeídos ou substituintes apolares (Chen et al., 2008; Den Camp, 1988), o que não aconteceu nesse estudo.

Embora os resultados estatísticos não tenham obtido diferença estatística entre os tipos, é necessário observar que resíduos mais lábeis tendem a uma decomposição mais rápida de seus compostos, porém, o processo de decomposição completo não dependerá somente desse fator, dependendo essencialmente das condições que passa a ter o meio onde tal processo está ocorrendo. Nesse sentido, à medida que a matéria orgânica é decomposta em meio aquoso, novos compostos são formados e liberados no meio, alterando suas condições iniciais e, como já citado, tendo influência direta sobre as populações microbianas. Havendo assim uma alta variabilidade de emissão, inclusive entre as repetições.

O comportamento obtido para a curva de emissão acumulada assemelha-se ao do crescimento bacteriano (Monod, 1949) por ambos tenderem a um momento estacionário, seja de número de indivíduos, seja de emissões, o que confirma novamente a estreita relação entre a emissão e os fatores ótimos de crescimento das bactérias.

6.2.1 FATOR DE EMISSÃO

O fator de emissão foi calculado para cada dose de resíduo e apresentado na Tabela 12: a dose menor obteve 21,87% de emissão do carbono em metano, a intermediária, 11,13% e a maior 8,50%. Tais valores demonstram que, quanto menor a dose, maior o fator de emissão, em termos de emissões de CH₄ em carbono equivalente. Entretanto, a dose menor sobressai em relação às outras duas, que alcançam valores muito próximos. Isso deve estar diretamente relacionado aos fatores limitantes às bactérias metanogênicas passarem a ocorrer em maior escala nas duas maiores doses, visto que nessas, além de haver mais compostos de

carbono, o que favoreceria a emissão, porém, o efeito das substâncias limitantes a serem liberadas no meio é mais forte.

Tabela 12. Fator de emissão, em termos de emissões de CH₄.

Dose Mg ha ⁻¹	Emissão acumulada CH ₄ (solo e água) g C m ⁻²	Emissão acumulada CH ₄ (resíduos) g C m ⁻²	Carbono Médio nos resíduos			Fator de Emissão %
			%	Mg C ha ⁻¹	g C m ⁻²	
0	200,0	-	-	-	-	-
21,2	404,3	204,3	44,1	9,3	934,5	21,87%
42,3	407,5	207,5	44,1	18,6	1864,6	11,13%
64,1	440,1	240,2	44,1	28,3	2825,5	8,50%

7 CONCLUSÕES

Sob as condições em que esse experimento foi desenvolvido, conclui-se que:

- a) As emissões de metano tiveram influência significativa da temperatura, do carbono e nitrogênio dissolvidos na água, que também pode ser vista pela moderada correlação do tempo com esses parâmetros e forte, entre o tempo e as taxas de emissão.
- b) A quantidade de resíduo florestal alagado teve efeito sobre o CH₄ emitido, em função da qual se ajustou um modelo de função exponencial tendendo a um máximo ($C = 200,1554 + 225,8913(1 - 0,9017^{\text{dose}})$). A estimativa de CH₄ acumulado ao fim do experimento gerou maior diferença entre a presença ou não de resíduos. Isso considerando que a testemunha emitiu 200 g C m⁻² e os tratamentos com resíduos variaram somente entre 404 a 440 g C m⁻².
- c) A qualidade do resíduo florestal alagado não teve efeito sobre a emissão acumulada.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na análise desse estudo, é imprescindível considerar que as taxas de emissão de metano aqui observadas, em valores absolutos, obtiveram ordem de grandeza até três vezes superior às encontradas para medidas em campo, em reservatórios de usinas hidrelétricas.

Nesse sentido, em termos de valores absolutos, os resultados apresentados não podem ser extrapolados às condições de campo. Isso provavelmente se deve às condições em que o experimento ocorreu: (i) luminosidade muito baixa ou ausente sobre a superfície da água, devido à própria localização no galpão e utilização de tecido tipo “perfex” afixado sobre a parte superior do tubo (nos momentos em que não havia coletas) para evitar aporte de sólidos em suspensão no ar ou outros materiais na unidade experimental (sem impedir as trocas gasosas); (ii) pequena área superficial (interface água-ar) em relação ao volume total da unidade experimental; (iii) câmara de coleta utilizando toda a superfície da água para captar o ar interior, diferentemente de coletas em reservatórios de hidrelétricas em que área de captação do ar é insignificante em termos da área total desses; (iv) impossibilidade de uso de anteparo para bolhas devido a estar sendo utilizada toda a superfície de água para a coleta, não se podendo separar dados de difusão dos dados referentes à ebulição.

9 LITERATURA CITADA

ABRIL, G.; GUÉRIN, F.; RICHARD, S.; DELMAS, R.; GALY-LACAUX, C.; GOSSE, P.; TREMBLAY, A.; VARFALVY, L.; SANTOS, M. A. & MATVIENKO, B. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global biogeochemical cycles*, 19(4):1-16, 2005.

ALVALÁ, P.C.; KIRCHHOFF, V.W.J.H. & PAVÃO, H. G. Metano na Atmosfera: Produção de metano em regiões de queimadas e áreas alagadas. *Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento*, 7:40-43, 1999.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water*. 20. ed. Washington, APHA, 1998. 1220 p.

ANDERSON, E. & SOBECK, S. Comparison of mass balance and ecosystem model approach when evaluating the carbon cycling in lake ecosystem. *Ambio*, 35(8):476-483, 2006.

ARRHENIUS, S. On the Influence of Carbonic Acid in the Air upon the Temperature of the Ground. *Philosophical Magazine and Journal of Science Series*, 5(41): 237-276, 1896.

BATLLE-AGUILAR, J.; BROVELLI, A.; PORPORATO, A. & BARRY, D.A. Modeling soil carbon and nitrogen cycles during land use change – a review. *Agronomy for sustainable development*, 31(2):251-274, 2011.

BERGIER, I., NOVO, E. M., RAMOS, F. M., MAZZI, E. A., & RASERA, M. F. Carbon dioxide and methane fluxes in the littoral zone of a tropical Savanna Reservoir (Corumba, Brazil). *Oecologia Australis*, 15(3): 666-681, 2011.

BIANCHINI JR., I. & CUNHA-SANTINO, M. B. D. As rotas de liberação do carbono dos detritos de macrófitas aquáticas. *Oecologia Australis*, 12(1): 20-29, 2009.

BIANCHINI JR., I., CUNHA-SANTINO, M.B.D., ROMEIRO, F., & BITAR, A.L. Emissions of methane and carbon dioxide during anaerobic decomposition of aquatic macrophytes from a tropical lagoon (São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(2):157-164, 2010.

BIANCHINI JR., I.; SANTINO, M.B.C.; BITAR, A.L. Humification of vascular aquatic plants. In: *INTERNATIONAL MEETING OF INTERNATIONAL HUMIC SUBSTANCES SOCIETY*, 12., São Pedro, 2004. Anais, São Pedro, International Humic Substances Society, 2004. p.82-84.

BOUSQUET, P.; CIAIS, P.; MILLER, J.B.; DLUGOKENCKY, E. J.; HAUGLUSTAINE, D.A.; PRIGENT, C.; VAN DER WERF, G.R; PEYLIN, P.; BRUNKE, E.G. et al. Contribution of anthropogenic and natural sources to atmospheric methane variability, *Nature Letters*, 443:440-443, 2006.

BRASIL. Empresa de Pesquisa Energética. *Balanco Energético Nacional 2012 – Ano base 2011: Resultados Preliminares*. Rio de Janeiro, EPE, 2012, 51 p.

BURGESS, E. General remarks on the temperature of the terrestrial globe and the planetary spaces, by Baron Fourier. *American Journal of Science*, 32:1-20, 1837.

CHEN, Y.; CHENG, J.J. & CREAMER, K.S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, 99 (10):4044-4064, 2008.

CUNHA-SANTINO, M.B. & BIANCHINI Jr., I. Humic substances mineralization: the variation of pH, electrical conductivity and optical density. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(1): 63-75, 2004.

DANCEY, C. & REIDY, J. *Estatística sem matemática para psicologia: usando SPSS para Windows*. 3 ed. Porto Alegre, Artmed, 2006. 608p.

DE LAUNE, R.D. & REDDY, K.R. Redox Potential. In: Hillel, D, ed. *Encyclopedia of Soils in the Environment*. London, Elsevier Academic Press, 2005. p. 366-371.

DEN CAMP, H.J.O., VERHAGEN, F.J., KIVAISI, A.K., & DE WINDT, F.E. Effects of lignin on the anaerobic degradation of (ligno) cellulosic wastes by rumen microorganisms. *Applied microbiology and biotechnology*, 29(4):408-412,1988.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. *Manual de métodos de análises de solo*. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. 212p.

ESTEVES, F.A. *Fundamentos de Limnologia*. 2.ed. Rio de Janeiro, Interciência, 1998. 602 p.

FARJALLA, V.F.; AMADO, A.M.; SUHETT A.L. & MEIRELLES-PEREIRA F. DOC removal paradigms in highly humic aquatic ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 16:531-538, 2009.

FEARNSIDE, P.M. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environmental Management* 35(1):1-19, 2005a.

FEARNSIDE, P.M. Do hydroelectric dams mitigate global warming? The case of Brazil's Curuá-una dam. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 10:675–691, 2005b.

FEARNSIDE, P.M. Hidrelétricas como “fábricas de metano”: o papel dos reservatórios em áreas de floresta tropical na emissão de gases de efeito estufa. *Oecologia Brasiliensis*, 12:100-115, 2008.

FEARNSIDE, P.M. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of ‘greenhouse’ gases. *Environmental conservation*, 22:7-19, 1995.

FRANCE, R.; CULBERT, H.; FREEBOROUGH, C. & PETERS, R. Leaching and early mass loss of boreal leaves and wood in oligotrophic water. *Hydrobiologia*, 345(2-3):209-214, 1997.

GAUR, S.; SINGHAL, P.K. & HASIJA, S.K. Relative contributions of bacteria and fungi to water hyacinth decomposition. *Aquatic Botany*, 43(1):1-15, 1992.

GESSNER, M.O.; CHAUVET, E. & DOBSON, M. A perspective on leaf litter breakdown in stream. *Oikos*, 85(2):377-384, 1999.

GIMENES, K.Z., CUNHA-SANTINO, M.B.D., & BIANCHINI JR, I. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Australis*, 14(4):1036-1073, 2010.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S. & OHNSTAD, M.A. *Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwater*. 2.ed. Oxford, Blackwell Scientific Publications, 1978. 213 p.

GOMES, J.; BAYER, C.; COSTA, F.S.; PICCOLO, M.C.; ZANATTA, J.A.; VIEIRA, F.C.B. & SIX, J. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. *Soil Tillage Research*, 45:36-44, 2009.

GRASSI, M.T. As águas do planeta Terra. *Química Nova na Escola. Cadernos Temáticos*, 1:31-40, 2001.

GUJER, W. & ZEHNDER, A.J.B. Conversion processes in anaerobic digestion. *Water Science and Technology*, 15:127-167, 1983.

HUTTUNEM, J.T.; MARTIKAINEN P.J. Long-term net methane release from Finnish hydro reservoirs. In: SEMINAR ON GREENHOUSE FLUXES FROM HYDRO RESERVOIR AND WORKSHOP ON MODELING GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM RESERVOIR AT WATERSHED LEVEL. Rio de Janeiro. *Proceedings...*, Rio de Janeiro, ELETROBRAS, COPPE/UFRJ. 2005.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, USA, 2001. 881p.

KAYHANIAN, M. Ammonia Inhibition in High-Solids Biogasification: An Overview and Practical Solutions, *Environmental Technology*, 20(4):355-365, 1999.

KOTZÉ, J.P.; THIEL, P.G.; HATTINGH, W.H.J. Anaerobic digestion II. The characterization and control of anaerobic digestion, *Water Research*, 3(7):459-494, 1969.

LE MER, J. & ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology*, 37:25-50, 2001.

LEE, A.A. & BUKAVECKAS, P.A. Surface water nutrient concentrations and litter decomposition rates in wetlands impacted by agriculture and mining activities. *Aquatic Botany*, 74:273-285, 2002.

LIMA, I.B.T. Biogeochemical distinction of methane releases from two Amazon hydro reservoirs. *Chemosphere*, 59:1697-1702, 2005.

LOUIS, V.L.ST.; KELLY, C.A.; DUCHEMIN, E.; RUDD, J.W.M. & ROSENBERG, D.M. Reservoir Surfaces as Sources of Greenhouse Gases to the Atmosphere: A Global Estimate. *Bioscience*, 50:766-775, 2000.

MARIANI, C.F. Adaptação ao Método de Winkler descrito em descrito em Golterman et al (1969). Departamento de Ecologia, IB, Universidade de São Paulo, 2004. Disponível em: < http://ecologia.ib.usp.br/portal/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=39&Itemid=425>. Acesso em 10 fev. 2013.

MARTINS, A.P.L. & REISSMANN, C.B. Material vegetal e as rotinas laboratoriais nos procedimentos químico-analíticos. *Scientia Agraria*, 8(1):1-17, 2007.

MARTINS, M.L.N. Dinâmica química no reservatório Serra Azul, em Minas Gerais-Brasil. Disponível em: < <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/caliagua/peru/braapa286.pdf> >. Acesso em 15 ago. 2012.

MCCARTY, Perry L. Anaerobic waste treatment fundamentals. *Public works*, 95(9):107-112, 1964.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA – MCT. Convenção sobre Mudança do Clima – Editada e traduzida pelo MCT com o apoio do Ministério das relações exteriores da República Federativa do Brasil. 2008. 27p. Disponível em: < http://www.mct.gov.br/upd_blob/0005/5390.pdf >. Acesso em 10 ago. 2011.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA – MCT. Segunda Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança Global do Clima. Brasília: MCT, 2010. Disponível em: < <http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/326751.html> >. Acesso em 10 ago. 2011.

MONOD, J. The Growth of Bacterial Cultures. *Annual Review of Microbiology*, 3:371 -394, 1949.

MOSIER, A.R. Chamber and isotope techniques. In: ANDREAE, M.O. & SCHIMMEL, D.S., ed. Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere: report of the Dahlem Workshop. Chichester, John Wiley & Sons, 1989. p. 175-187.

NEIFF, A.P.; NEIFF, J.J. & CASCO, S. L. Leaf litter decomposition in three wetland types of the Paraná river floodplain. *Wetlands*, 26(2):558-566, 2006.

PARKIN, T.; MOSIER, A.; SMITH, J.; VENTEREA, R.; JOHNSON, J.; REICOSKY, D.; DOYLE, G.; MCCARTY, G. & BAKER, J. GRACenet Chamber-based trace gas flux measurement protocol. Washington, USDA-ARS, 2003.

PAUL, A. *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*, 3.ed. Fort Collins, Academic Press, 2007. 552p.

PEREIRA, J.C.D.; STURION, J.A.; HIGA, A.R.; HIGA, R.C.V.; SHIMIZU, J.Y. Características da madeira de algumas espécies de eucalipto plantadas no Brasil. Colombo: Embrapa Florestas, 2000. 113p. (Embrapa Florestas. Documentos, 38).

PETERSEN, R. C. & CUMMINS, K. W. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater biology*, 4(4):343-368, 1974.

PIMENTA, C. M. M. Evolução temporal da composição iônica e do carbono orgânico durante a decomposição anaeróbia de folhas, galhos e serapilheira. PPGEA-UERJ, Rio de Janeiro, 2007. 111 p. (Dissertação de Mestrado)

PONNAMPERUMA F. N. The chemistry of submerged soils. *Advances in Agronomy*, 24:29-96, 1972.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, 2013. Disponível em: < <http://www.R-project.org/> >. Acesso em 01 fev. 2012.

RAMANATHAN, V. & VOGELMANN, A.M. Greenhouse effect, atmospheric solar absorption and the Earth's radiation budget: From the Arrhenius-Langley era to the 1990s. *Ambio* 26(1): 38-46, 1997.

RITTMANN, B. E. & MCCARTY, P. L. Environmental biotechnology. New York: McGraw-Hill, 2001.754 p.

RODHE, H.; CHARLSON, R. & CRAWFORD E. Svante Arrhenius and the greenhouse effect. *Ambio* 26(1): 2-5, 1997.

RODRÍGUEZ, M. P. Avaliação da qualidade da água da Bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Feijão e Rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001. (Tese de Doutorado)

ROMEIRO, F. & BIANCHINI JR, I. Kinetic pathways for the anaerobic decomposition of *Ludwigia inclinata*. *Hydrobiologia*, 607(1):103-111, 2008.

ROSA, L.P., SANTOS, M.A., MATVIENKO, B., SANTOS, E.O. & SIKAR, E. Greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical regions. *Climatic Change*, 66(1-2), 9-21, 2004.

ROSA, L.P.; SANTOS, M.A. ; MATVIENKO, B.; SIKAR, E.; LOURENÇO, R.S.M. & MENEZES, C.F. Biogenic gas production from major Amazon reservoirs, Brazil. *Hydrological Processes*, 17:1443-1450, 2003.

RUDD, J. W. M.; HARRIS, R.; KELLY, C. A. & HECKY, R. E. Are hydroelectric reservoirs significant sources of greenhouse gases? *Ambio*, 22:246-248, 1993.

SANTOS, M.A. Inventário de emissões de gases de efeito estufa derivadas de Hidrelétricas. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000. 154p. (Tese de Doutorado)

SANTOS, M. A.; MATVIENKO. B.; ROSA, L. P.; SIKAR, E. Carbon dioxide and methane emissions from hydroelectric reservoirs in Brazil. In: SEMINAR ON GREENHOUSE FLUXES FROM HYDRO RESERVOIR AND WORKSHOP ON MODELING

GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM RESERVOIR AT WATERSHED LEVEL. Rio de Janeiro. Proceedings..., Rio de Janeiro: ELETROBRAS, COPPE/UFRJ. 2005.

SANTOS, M.A., ROSA, L.P., SIKAR, B., SIKAR, E. & SANTOS, E.O. Gross greenhouse gas fluxes from hydro-power reservoir compared to thermo-power plants. *Energy Policy*, 34(4), 481-488, 2006.

SAWYER, C. N. & MCCARTY, P. L. *Chemistry for environmental engineering*. McGraw Hill Book Company, New York, 1978. 532p.

SBRISSIA, R.C. Emissão de gases de efeito estufa de reservatórios de pequenas centrais hidrelétricas: estudo de caso PCH Salto natal, Campo Mourão – Paraná. Curitiba, PR, Universidade Federal do Paraná, 2008. 108p. (Dissertação de Mestrado)

SIGG, L. Redox potential measurements in natural waters: significance, concepts and problems. In: Schüring, J.; Schulz, H.D.; Fischer, W.R.; Böttcher, J.; Duijnsveld, W.H.M., eds. *Redox: Fundamentals, Processes and Applications*. Berlim, Springer-Verlag, 2000, p. 1-12.

SIKAR, E., SANTOS, M. A., MATVIENKO, B., SILVA, M. B., ROCHA, C. H., SANTOS, E., BENTES JUNIOR, A.P. & ROSA, L. P. Greenhouse gases and initial findings on the carbon circulation in two reservoirs and their watersheds. *Proceedings-international association of theoretical and applied limnology*, 29(2): 573-576, 2005.

SILVA, M. B. Aspectos do comportamento de gás metano dissolvido na água de reservatórios brasileiros. São Carlos, SP, Universidade de São Paulo, 2004. 179 p. (Tese de Doutorado)

SILVA, F. de A. S. e. & AZEVEDO, C. A. V. de. A new version of the assistat-statistical assistance software. In: *WORLD CONGRESS ON COMPUTERS IN AGRICULTURE*, 4., Orlando, 2006. Anais, Orlando, American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2006. p.393-396.

SILVA, L.S.; SOUZA, R.O. & POCOJESKI, E. Dinâmica da matéria orgânica em ambientes alagados. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELAS, L.P. & CAMARGO, F.A.O. eds. *Fundamentos da matéria orgânica do solo*. 2 ed. Porto Alegre, 2008.

SIOLI, H. 1984. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: SIOLI, H. ed. *The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Monographiar Biologicae, 56. Dr. W. Junk Publ., Dordrecht. p. 127-165.

SOLOMON, S., D. QIN, M. MANNING, Z. CHEN, M. MARQUIS, K.B. AVERYT, M. TIGNOR AND H.L. MILLER. eds. *Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. United Kingdom and New York, Cambridge University Press, 2007. 996 p.

SOUZA, M.E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. *Revista DAE*, 44(137):88-94, 1984.

SVENSSON, B. Greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs: A global perspective. In: SEMINAR ON GREENHOUSE FLUXES FROM HYDRO RESERVOIR AND WORKSHOP ON MODELING GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM RESERVOIR AT WATERSHED LEVEL. Rio de Janeiro. Proceedings..., Rio de Janeiro: ELETROBRAS, COPPE/UFRJ. 2005. p. 25-37.

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W. & ANDERSON, J.M. Decomposition in terrestrial ecosystems. Berkeley: University of California Press, 1979. 372p.

SYSTAT SOFTWARE. SigmaPlot for Windows Version 12.0. 2011.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. 2010. Methane. Disponível em: <http://www.epa.gov/outreach/scientific.html>. Acesso em 01/03/2013.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Volunteer Stream Monitoring: A Methods Manual. 1997. Disponível em: http://water.epa.gov/type/rs1/monitoring/upload/2002_08_13_volunteer_stream_stream.pdf. Acesso em 20/05/2013.

VAN HAANDEL, A.C. & LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente. Campina Grande, Epgraf, 1994. 240p.

VAN SOEST, P. J. & WINE, R. H. The determination of lignin and cellulose in acid-detergent fiber with permanganate. Journal of the Association of Official Analytical Chemists, Washington, 52:780-785, 1968.

VAVILIN, V.A.; LOKSHINA, L. YA.; RYTOV, S.V.; KOTSYURBENKO, O.R.; NOZHEVNIKOVA, A.N. & PARSHINA, S.N. Modelling methanogenesis during anaerobic conversion of complex organic matter at low temperatures. Water Science and Technology, 36(6-7):531-538, 1997.

VIEIRA, S. Estatística Experimental. São Paulo: Atlas, 1999, 185 p.

NELSON, D.W. & SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: SPARKS, D.L.; PAGA, A.L.; HELMKE, P.A.; LOEPPERT, R.H.; SOLTANPOUR, P.N.; TABATABAI, M.A.; JOHNSTON, C.T. & SUMMER, M.E., eds. Methods of soil analysis: Chemical methods. Part 3. Madison, Soil Science Society of America, 1996. p.961-1010.

WOESE, C.R.; MAGRUM, L.J. & FOX, G.E. Archaeobacteria. Journal of Molecular Evolution, 11:245-252, 1978.

WUEBBLES, D.J. & HAYHOE, K. Atmospheric methane and global change. Earth-Science Reviews 57:177-210, 2002.

10 ANEXOS

ANEXO 1. Médias de pH em cada combinação tipo-dose ao longo do tempo.

Dias	Dose (Mg ha ⁻¹)	Folhas e Ramos	Composição Original	Galhos
0	0	7,3 a	7,3 a	7,3 a
10		7,6 a	7,6 a	7,6 a
33		7,4 a	7,4 a	7,4 a
137		7,2 a	7,2 a	7,2 a
242		7,4 a	7,4 a	7,4 a
0	21	7,3 a	7,3 ab	7,3 ab
10		7,4 a	7,4 a	7,5 a
33		7,4 a	7,3 ab	7,4 a
137		6,8 b	6,9 b	7,0 b
242		7,4 a	7,4 a	7,5 a
0	42	7,3 a	7,3 a	7,3 a
10		6,6 b	7,4 a	7,4 a
33		7,0 a	7,4 a	7,4 a
137		7,0 a	6,8 b	7,1 a
242		7,3 a	7,3 a	7,5 a
0	64	7,3 a	7,3 a	7,3 a
10		5,9 c	7,4 a	7,3 a
33		6,2 c	7,3 a	7,4 a
137		6,9 b	7,0 a	7,1 a
242		7,3 ab	7,4 a	7,4 a

As letras minúsculas comparam os valores nas colunas, dentro de cada combinação tipo-dose.

ANEXO 2. Médias de OD, em mg L⁻¹ e em %, conforme o tipo e a dose de resíduo.

Tipo de Resíduo Dose (Mg ha ⁻¹)	Folhas e Ramos		Composição Original		Galhos	
	OD (mg L ⁻¹)	OD (%)	OD (mg L ⁻¹)	OD (%)	OD (mg L ⁻¹)	OD (%)
0	5,23 a	65,0	5,23 a	65,0	5,23 a	65,0
21,2	0,80 b	9,9	2,30 b	28,6	4,63 a	57,5
42,3	0,47 b	5,8	1,00 b	12,4	3,20 a	39,7
64,1	0,93 a	11,6	1,10 a	13,7	1,77 a	21,9

As letras minúsculas comparam tipos de resíduo dentro da mesma dose.

ANEXO 3. Médias de turbidez (NTU), conforme o tipo e a dose de resíduo em cada coleta.

Dias	Dose (Mg ha ⁻¹)	Folhas e Ramos		Composição Original		Galhos	
0	0	10,00	aA	10,00	aA	10,00	aA
10		3,40	aA	3,40	aA	3,40	aA
137		6,42	aA	6,42	aA	6,42	aA
242		1,87	aA	1,87	aA	1,87	aA
0	21,2	10,00	abA	10,00	aA	10,00	aA
10		1,49	bA	4,47	aA	1,82	aA
137		3,56	bA	5,30	aA	4,16	aA
242		15,24	aA	3,06	aB	2,27	aB
0	42,3	10,00	aA	10,00	bcA	10,00	aA
10		12,57	aA	1,73	cB	2,74	aAB
137		8,11	aA	14,90	abA	6,27	aA
242		7,88	aB	22,09	aA	5,00	aB
0	64,1	10,00	bA	10,00	aA	10,00	aA
10		27,43	aA	3,99	aB	3,15	aB
136		17,07	bA	3,93	aB	13,51	aA
242		12,34	bA	6,43	aA	9,98	aA

As letras minúsculas comparam os valores nas colunas dentro de cada combinação dose-tipo. As maiúsculas comparam os tipos de resíduos nas linhas, em cada dose-coleta.

ANEXO 4. Médias de N-amoniacoal (mg N L^{-1}), conforme o tipo e a dose em cada coleta.

Dias	Dose de Resíduo (Mg ha^{-1})	Folhas e Ramos		Composição Original		Galhos	
0	0	1,750	aA	1,750	aA	1,750	aA
10		0,316	bA	0,316	bA	0,316	bA
33		0,128	bA	0,128	bA	0,128	bA
137		0,120	bA	0,120	bA	0,120	bA
242		<0,010	bA	<0,010	bA	<0,010	bA
0	21,2	1,750	aA	1,750	aA	1,750	aA
10		0,010	bA	0,296	bA	0,153	bA
33		0,695	bAB	0,920	abA	<0,010	bB
137		0,312	bA	0,086	bA	0,679	bA
242		0,207	bA	<0,010	bA	<0,010	bA
0	42,3	1,750	abA	1,750	aA	1,750	aA
10		1,179	bA	0,598	bAB	0,203	bB
33		2,570	aA	0,293	bB	0,118	bB
137		0,833	bcAB	0,969	abA	0,048	bB
242		0,075	cA	0,024	bA	<0,010	bA
0	64,1	1,750	abA	1,750	aA	1,750	aA
10		0,793	bcA	0,257	bA	0,290	bA
33		2,846	aA	1,953	aAB	0,906	abB
137		1,299	bA	1,365	aA	0,049	bB
242		0,116	cA	0,041	bA	<0,010	bA

As letras minúsculas comparam os valores das colunas dentro de cada dose. As maiúsculas comparam os valores nas linhas.

ANEXO 5. Comparação das médias de N-NO_2^- (mg N L^{-1}) em cada tipo ao longo do tempo, pelo teste de Tukey.

Dias	Folhas e Ramos	Composição Original	Galhos
	----- mg N L^{-1} -----		
0	0,280 a	0,280 a	0,280 a
10	0,032 b	0,040 b	0,090 b
33	0,031 b	0,026 bc	0,031 c
137	0,005 c	<0,005 c	<0,005 d
242	0,005 c	0,007 c	<0,005 d

As letras minúsculas comparam os valores das colunas dentro de cada tipo.

ANEXO 6. Comparação das médias de N-NO_2^- (mg N L^{-1}) em cada dose ao longo do tempo, pelo teste de Tukey.

Coleta	0 Mg ha^{-1}	21,2 Mg ha^{-1}	42,3 Mg ha^{-1}	64,1 Mg ha^{-1}
	----- mg N L^{-1} -----			
0	0,280 a	0,280 a	0,280 a	0,280 a
10	0,080 b	0,059 b	0,038 b	0,031 bc
33	0,016 c	0,024 c	0,024 bc	0,053 b
137	<0,005 c	<0,005 c	<0,005 c	0,005 c
242	<0,005 c	0,007 c	<0,005 c	0,006 c

As letras minúsculas comparam os valores das colunas dentro de cada dose.

ANEXO 7. Comparação das médias de N-NO_3^- (mg N L^{-1}) em cada tipo ao longo do tempo e entre os tipos pelo teste de Tukey e entre os tipos.

Coleta	Folhas e Ramos	Composição Original	Galhos
	----- mg N L^{-1} -----		
0	0,366 bA	0,366 bA	0,366 bA
10	0,164 bA	0,185 bA	0,301 bA
33	0,787 aB	0,784 aB	1,291 aA
137	0,026 bA	0,027 bA	0,037 bA
242	0,049 bA	0,030 bA	0,052 bA

As letras minúsculas comparam os valores das colunas dentro de cada tipo. As maiúsculas comparam as linhas.

ANEXO 8. Comparação das médias de N-NO₃⁻ (mg N L⁻¹) em cada dose ao longo do tempo e entre as doses.

Coleta	0 Mg ha ⁻¹		21,2 Mg ha ⁻¹		42,3 Mg ha ⁻¹		64,1 Mg ha ⁻¹	
	----- mg N L ⁻¹ -----							
0	0,366	bA	0,366	abA	0,366	aA	0,366	aA
10	0,387	bA	0,177	abA	0,112	aA	0,064	aA
33	2,622	aA	0,548	aB	0,126	aC	0,393	aBC
137	0,079	bA	0,024	bA	0,007	aA	0,008	aA
242	0,091	bA	0,052	bA	0,012	aA	0,016	aA

As letras minúsculas comparam os valores das colunas dentro de cada dose. As maiúsculas comparam as linhas.

ANEXO 9. Médias de N-orgânico (mg N L⁻¹), conforme o tipo e a dose em cada coleta.

Dias	Dose (Mg ha ⁻¹)	Folhas e Ramos	Composição Original	Galhos
33	0	0,830 aA	0,830 aA	0,830 aA
137	0	0,700 aA	0,700 aA	0,700 aA
242	0	1,102 aA	1,102 aA	1,102 aA
33	21	1,870 aA	1,014 aA	0,830 aA
137	21	0,571 aA	0,201 aA	0,700 aA
242	21	0,719 aA	0,761 aA	1,102 aA
33	42	1,256 aA	1,099 aA	1,292 aA
137	42	1,452 aA	0,586 aA	0,696 aA
242	42	1,612 aA	1,077 aA	0,830 aA
33	64	2,344 aA	0,297 aA	1,143 aA
137	64	0,603 bA	1,502 aA	0,812 aA
242	64	3,214 aA	0,649 aB	0,605 aB

As letras minúsculas comparam os valores das colunas dentro de cada dose. As maiúsculas comparam os valores nas linhas.

ANEXO 10. Comparação das médias de N-total (teste de Tukey) entre tipos para cada data.

As letras minúsculas somente são comparáveis nas colunas.

Dias após o alagamento	10	33	137	242
Folhas e Ramos	5,673 a	3,032 a	1,674 a	1,816 a
Comp. Original	0,789 b	2,373 a	1,361 a	0,778 a
Galhos	2,897 b	2,489 a	0,919 a	0,951 a

As letras minúsculas somente são comparáveis nas colunas dentro de cada data de coleta.

ANEXO 11. Comparação de médias de COD (mg C L⁻¹) pelo teste de Tukey, entre tipos para cada combinação dose-coleta e ao longo do tempo para cada combinação tipo-dose.

Dias	Dose (Mg ha ⁻¹)	Folhas e Ramos	Composição Original	Galhos
0	0	4,28 aA	4,28 aA	4,28 aA
10	0	5,21 aA	5,21 aA	5,21 aA
33	0	6,08 aA	6,08 aA	6,08 aA
0	21	4,28 aA	4,28 aA	4,28 aA
10	21	4,46 aA	5,68 aA	6,26 aA
33	21	9,44 aA	12,44 aA	6,28 aA
0	42	4,28 aA	4,28 aA	4,28 aA
10	42	65,32 bA	7,60 aB	5,21 aB
33	42	19,02 aA	8,98 aA	6,06 aA
0	64	4,28 bA	4,28 aA	4,28 aA
10	64	84,65 aA	8,74 aB	5,85 aB
33	64	115,08 aA	14,70 aB	9,66 aB

As letras minúsculas comparam os valores das colunas dentro de cada dose. As maiúsculas comparam os valores nas linhas.

ANEXO 12. Médias de CI para cada dose, em cada coleta.

Dias após o alagamento	0 Mg ha ⁻¹	21,2 Mg ha ⁻¹	42,3 Mg ha ⁻¹	64,1 Mg ha ⁻¹
	----- mg C L ⁻¹ -----			
0	3,78 a	3,78 ab	3,78 a	3,78 a
10	3,62 a	4,69 a	3,91 a	3,82 a
33	4,66 a	2,53 b	4,45 a	2,75 a

As letras minúsculas comparam as médias nas colunas.

ANEXO 13. Comparação de médias de CI entre tipos, para cada combinação tipo-dose.

Tipo de Resíduo	0 Mg ha ⁻¹	21,2 Mg ha ⁻¹	42,3 Mg ha ⁻¹	64,1 Mg ha ⁻¹
	----- mg C L ⁻¹ -----			
Folhas e Ramos	4,02 a	3,78 a	3,54 a	4,97 a
Comp. Original	4,02 a	3,35 a	4,45 a	3,45 b
Galhos	4,02 a	3,87 a	4,22 a	1,92 c

As letras minúsculas comparam as médias nas colunas.