**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Estimativas de emissões de N_2O e CH_4 na cultura da cana-de-açúcar, no
estado de São Paulo**

Marcelo Eduardo Dias de Oliveira

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Área de concentração: Física do Ambiente
Agrícola

**Piracicaba
2014**

Marcelo Eduardo Dias de Oliveira
Engenheiro Agrônomo

Estimativas de emissões de N₂O e CH₄ na cultura da cana-de-açúcar, no estado de São Paulo

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **SERGIO OLIVEIRA MORAES**

Tese apresentada para obtenção do título Doutor em Ciências. Área de concentração: Física do Ambiente Agrícola

Piracicaba
2014

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP

Oliveira, Marcelo Eduardo Dias de

Estimativas de emissões de N₂O e CH₄ na cultura da cana-de-açúcar, no estado de São Paulo / Marcelo Eduardo Dias de Oliveira.- - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2014.

112 p: il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2014.

1. Mudanças climáticas 2. Gases de Efeito Estufa 3. Óxido Nitroso 4. Metano
5. Etanol 6. Cana-de-açúcar I. Título

CDD 633.61
O48e

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte -O autor"

*Aos meus pais, Alcides e Marcemina,
pelo exemplo, amor e dedicação aos filhos*

*À minha esposa Renata,
pelo amor e apoio incondicionais*

AGRADECIMENTOS

Ao professor Sergio Oliveira Moraes, por sua habilidade na orientação dos estudantes, por seu vasto conhecimento, e principalmente pela oportunidade a mim concedida.

Aos professores da banca.

Ao Instituto Agrônomo de Campinas, na pessoa do Dr. Gabriel Constantino Blain, por compartilhar os dados meteorológicos necessários a esta pesquisa.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais por desenvolver e fornecer os mapas do projeto Canasat.

Aos professores do departamento Jarbas Honório de Miranda, Paulo Leonel Libardi e Quirjin de Jong Van Lier, pelo convívio e pelas aulas.

Aos meus amigos pós-graduandos Adriano, André, Angélica, Cristiane, Dirceu, Fernando Henrique, Fernando Thomazini, Helon, Ismael, Luciano, Marcos, Neilo, Valéria, Verena e Roque.

Ao Programa de Pós-Graduação em Física do Ambiente Agrícola

Ao Departamento de Engenharia de Biossistemas, seus professores e funcionários, em especial Ângela, Davilmar, Fernando e Francisco.

A todos que contribuíram de uma forma ou de outra para a realização deste estudo.

"Não existe algo chamado ciência aplicada; o que existe é a ciência e suas aplicações, relacionadas uma à outra como o fruto e a árvore que o carrega."

Louis Pasteur

Sumário

RESUMO.....	11
ABSTRACT	13
LISTA DE FIGURAS.....	15
LISTA DE TABELAS.....	17
1 INTRODUÇÃO	19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
2.1 O efeito estufa	23
2.2 Aquecimento global e descrição do fenômeno	25
2.2.1 Forçante Radiativa e Potencial de Aquecimento Global	26
2.3 Agricultura e gases do efeito estufa	27
2.3.1 Nitrogênio e Agricultura	28
2.3.1.1 Emissões de N ₂ O nos solos.....	29
2.3.2 Metano e Agricultura	30
2.4 Outras implicações na atmosfera do N ₂ O e CH ₄	31
2.5 Estimativas e inventários de emissões	32
2.6 Sistemas de informações geográficas (SIG) e estudos ambientais	33
2.7 Modelagem computacional de emissões.....	34
2.7.1 Validação de modelos matemáticos.....	35
2.8 Experimentos com medição em campo de fluxos de N ₂ O e CH ₄	35
2.8.1 Experimentos Brasileiros	35
2.8.2 Experimento Australiano	37
2.8.3 Incertezas associadas às medições de fluxo no solo de N ₂ O e CH ₄	37
3 MATERIAL E MÉTODOS	41
3.1 Área de estudo e período avaliado	41
3.2 Modelo computacional.....	41
3.3 Validação do modelo DNDC	42
3.4 Entrada de dados e estimativas de emissões a partir do programa DNDC	45
3.4.1 Dados da cultura da cana-de-açúcar	45
3.4.2 Sistemas de informações geográficas e DNDC	46
3.4.2.1 Definição da projeção utilizada.....	47
3.4.2.2 Escalas e bacias hidrográficas.....	48
3.4.2.3 Mapa de solos.....	51

3.4.2.4	Classes de clima e estações meteorológicas.....	53
3.4.2.5	Declividade.....	56
3.4.2.6	Fluxograma das operações com SIG.....	58
3.4.3	Incertezas relacionadas à entrada de dados no programa.....	58
3.4.4	Análise de sensibilidade do programa.....	59
3.5	Estimativas utilizando os algoritmos do IPCC.....	59
3.5.1	Cálculo das emissões de N ₂ O.....	60
3.5.1.1	Nitrogênio sintético aplicado, corrigido para emissões de NH ₃ e NO _x - F _{SN}	60
3.5.1.2	Nitrogênio de resíduos das culturas - F _{CR}	61
3.5.1.3	Área de solos orgânicos - F _{OS}	62
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
4.1	Comparação entre dados de campo e modelados - Austrália.....	63
4.1.1	Emissões de N ₂ O.....	63
4.1.2	Emissões de CH ₄	66
4.2	Comparação DNDC e experimento de Zotelli (2012)	67
4.3	Estimativas de emissões de N ₂ O e CH ₄ para o estado de São Paulo	70
4.3.1	Estimativas utilizando algoritmos do IPCC	70
4.3.1.1	Incertezas associadas aos resultados obtidos pelos algoritmos do IPCC.....	72
4.3.2	Estimativas utilizando-se o modelo computacional DNDC.....	72
4.3.2.1	Emissões de N ₂ O.....	72
4.3.2.1.1	Estimativas na escala estadual sem subdivisões por bacias hidrográficas.....	74
4.3.2.1.2	Estimativas para as bacias de nível três e quatro de Otto Pfafstetter.....	74
4.3.2.2	Emissões de CH ₄	79
4.3.2.3	Incertezas associadas às estimativas pelo modelo DNDC.....	81
4.4	Análise de sensibilidade do programa para emissões de N ₂ O e CH ₄	84
4.4.1	Textura do solo e emissões.....	84
4.4.2	Conteúdo de carbono orgânico no solo e emissões.....	84
4.4.3	pH do solo e emissões	85
4.4.4	Tipo de fertilizante e emissões	86
4.4.5	Dados climáticos	88
4.5	Gases de efeito estufa e biocombustíveis	88
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	91
6	CONCLUSÕES.....	93
	REFERÊNCIAS.....	95
	APÊNDICES.....	105

RESUMO

Estimativas de emissões de N_2O e CH_4 na cultura da cana-de-açúcar, no estado de São Paulo

Atualmente a questão das mudanças climáticas causada por gases do efeito estufa (GEE), desperta grande interesse. Diante dos possíveis impactos que tais mudanças podem causar, buscam-se alternativas visando diminuir as emissões desses gases associadas a atividades antrópicas. Entre essas alternativas está a utilização de biocombustíveis, que no caso do Brasil é representado pelo etanol proveniente da cana-de-açúcar. Existe um debate sobre a magnitude da redução de emissões de GEE que tal opção de combustível representa. Fatores como mudança do uso da terra e fluxos de óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4) nas plantações de cana-de-açúcar, ainda estão sendo estudados. O propósito deste trabalho foi avaliar, com auxílio de modelagem computacional e sistemas de informações geográficas (SIG), as emissões de GEE associadas ao cultivo da cana-de-açúcar no estado de São Paulo, nos anos de 2003 e 2010, comparando os resultados com os obtidos a partir das diretrizes do “Intergovernmental Panel on Climate Change” (IPCC). Também foi avaliada a influência nos resultados quando os dois métodos são utilizados em diferentes escalas espaciais. O programa computacional de emissões utilizado foi o “Denitrification Decomposition” - DNDC. Inicialmente foram comparados valores de emissão simulados pelo programa com valores de um experimento com medição contínua desses gases numa plantação de cana-de-açúcar na região de Quensland - Austrália. Os resultados da simulação foram quantitativamente semelhantes aos obtidos no experimento no caso dos fluxos de N_2O , e qualitativamente satisfatórios com relação aos fluxos CH_4 . As estimativas estaduais de emissões de N_2O , obtidas através do programa DNDC foram significativamente maiores do que as obtidas pelas diretrizes do IPCC, em todas as escalas consideradas. Também foram observadas variações significativas entre as estimativas nas diversas escalas espaciais quando utilizado o programa computacional, o mesmo não sendo verificado quando utilizados os algoritmos do IPCC. Em ambos os casos também se notou um aumento na estimativa de emissões de N_2O para o ano de 2010 em relação a 2003. A simulação computacional indicou que os fluxos de N_2O e CH_4 na cultura da cana-de-açúcar, são influenciados pelo tipo de solo e condições climáticas, sendo que tais fatores não são levados em consideração quando as estimativas são baseadas nos algoritmos do IPCC.

Palavras-chave: Mudanças climáticas; Gases de efeito estufa; Óxido nitroso; Metano; Etanol; Cana-de-açúcar

ABSTRACT

Estimates of N₂O and CH₄ emissions from sugarcane crops, in the state of São Paulo

Currently the climate change issue caused by greenhouse gases (GHG) attracts great interest. Given the potential impacts that such changes might cause, option aiming to reduce emissions of these gases associated with anthropogenic activities are currently being sought. Among these options is the use of biofuels, which in the case of Brazil is represented by sugarcane ethanol. There is a debate about the magnitude of GHG emission reduction that this option represents. Issues like land use change and fluxes of nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄) on sugarcane plantations are still being investigated. The purpose of this work is to evaluate, with the assistance of computational modeling and geographic information systems (GIS), greenhouse gases emissions associated with the cultivation of sugarcane in the state of São Paulo, in the years 2003 e 2010, comparing the results with the ones obtained by the International Panel on Climate Change (IPCC) guidelines. The influence on the results when both methods are used at different spatial scales was also evaluated. The computer program used to simulate GHG emissions was the “Denitrification Decomposition” – DNDC. Initially, emissions values simulated by the computer program were compared with values obtained in an experiment with continuous measurements of such gases in a plantation of sugarcane in the region of Queensland-Australia. The simulation results were quantitatively similar to those obtained in the experiment in the case of N₂O fluxes, and of a satisfactory quality with respect to CH₄ fluxes. The statewide estimates for N₂O emissions, obtained through the DNDC program were significantly greater than the ones obtained by the IPCC guidelines, at all scales considered. Significant variations between estimates were also observed at different spatial scales when using the computer program, the same thing was not observed when using IPCC algorithms. In both cases it was also notice an increase on the estimates of N₂O emissions for the year 2010 compared to 2003. The computer simulation indicated that the flows of N₂O and CH₄ in sugarcane crops are influenced by soil types and climatic conditions, and these factors are not taken into account when estimates are based on the IPCC algorithms.

Keywords: Climate change; Greenhouse gases; Nitrous oxide; Methane; Ethanol; Sugarcane

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Concentração atmosférica de metano	24
Figura 2 - Concentração atmosférica de N ₂ O nos últimos 12 anos	25
Figura 3- Balanço da densidade de fluxo de energia proveniente do sol para um modelo em equilíbrio global	26
Figura 4 - Processos microbiológicos no solo que produzem gases de nitrogênio durante a nitrificação e desnitrificação. Schlesinger (1997) - modificado de FiresMge et al. 1989)	29
Figura 5- Comparação entre concentrações observadas de CH ₄ a partir de amostras de gelo da Antártica e concentrações projetadas levando-se em conta as oscilações naturais. Fonte: Ruddiman (2003)	30
Figura 6 - Representação de um terreno pelos modelos "raster" e vetor	34
Figura 7- Variação espacial de emissões de N ₂ O obtida por Mathieu <i>et al.</i> (2006)	38
Figura 8 - Estrutura do modelo DNCD, mostrando seus componentes e submodelos	42
Figura 9 - Mapa na projeção “World Polyconic” das plantações de cana-de-açúcar no estado de São Paulo de acordo com o projeto Canasat.	48
Figura 10 - Bacias hidrográficas de nível um de Otto Pfafstetter no território brasileiro - Fonte: ANA	49
Figura 11 - Bacias hidrográficas de nível três de Otto Pfafstetter do estado de São Paulo	50
Figura 12 - Bacias hidrográficas de nível quatro de Otto Pfafstetter no estado de São Paulo	50
Figura 13 - Mapa de solos do estado de São Paulo	51
Figura 14 - Mapa de classes climáticas e localização das estações meteorológicas do estado de São Paulo	55
Figura 15 - Quadrículas representando subdivisões de arquivos de MDE para o estado de São Paulo	56
Figura 16 - Classes de declividade do estado de São Paulo	57
Figura 17 - Representação de uma bacia hidrográfica individualmente – Bacia do Piracicaba	57
Figura 18 - Emissões diárias de N-N ₂ O durante o período do experimento	63
Figura 19 - Emissões diárias de N-N ₂ O nos primeiros 20 dias após a adubação nitrogenada	64
Figura 20 - Emissões diárias de N-N ₂ O entre o 20º e 60º dias após a adubação nitrogenada	64
Figura 21 – Emissões diárias de N-N ₂ O a partir de 60 dias após a adubação nitrogenada	65
Figura 22 - Emissões acumuladas de N-N ₂ O durante o período do experimento	65

Figura 23 - Comparação entre emissões de C-CH ₄ simuladas e medidas no campo.....	67
Figura 24 - Emissões de N-N ₂ O nas escalas consideradas,	73
Figura 25 - Emissões de N-N ₂ O nas bacias de nível três.	75
Figura 26 - Percentagem de N-N ₂ O emitido em relação à quantidade de N aplicado como fertilizante, nas bacias de nível quatro do estado de São Paulo	77
Figura 27 - Comparação entre teor de carbono no solo e quantidade de C-CH ₄ oxidado	80
Figura 28 – Variação do teor de argila no solo e emissões de N-N ₂ O.....	84
Figura 29 – Variação no teor de argila no solo e consumo de C-CH ₄	84
Figura 30 - Variação no teor de Carbono no solo e emissões de N-N ₂ O.....	85
Figura 31 - Variação do teor de Carbono no solo e consumo de C-CH ₄	85
Figura 32 - Variação do pH do solo e emissões de N-N ₂ O	86
Figura 33 - Variação do pH do solo e consumo de C-CH ₄	86
Figura 34 - Tipos de fertilizante nitrogenado e emissões de N-N ₂ O	87
Figura 35 - Tipos de fertilizante nitrogenado e emissões de N-N ₂ O	87

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição do ar seco ao nível do mar	23
Tabela 2 - Fatores determinantes das classes de clima para o estado de São Paulo, de acordo com DGC/CREN	54
Tabela 3 - Classes de climas do estado de São Paulo.....	55
Tabela 4 - Classes de declividade do estado de São Paulo.....	56
Tabela 5—Índices estatísticos de comparação entre emissões de N-N ₂ O simuladas e medidas em campo	66
Tabela 6 - Índices estatísticos de comparação entre emissões de C-CH ₄ simuladas e medidas em campo	67
Tabela 7 – Emissões de N-N ₂ O medidas em campo de acordo com o experimento de Zotelli (2012).....	68
Tabela 8 - Emissões de N-N ₂ O simuladas para o experimento de Zotelli (2012).....	69
Tabela 9 - Estimativas de emissões de N-N ₂ O utilizando algoritmos IPCC	71
Tabela 10 - Estimativas de emissões simuladas de N-N ₂ O em várias escalas	73
Tabela 11 - Estimativas de emissões simuladas de C-CH ₄	79
Tabela 12 - Produtividade real da cana-de-açúcar no estado de São Paulo entre os anos de 2003 e 2010.....	83
Tabela 13 - Produtividade da cana-de-açúcar estimada pelo programa DNDC.....	83

1 INTRODUÇÃO

Existe atualmente grande preocupação com emissões antropogênicas de gases do efeito estufa (GEE). A partir da revolução industrial o nível desses gases na atmosfera aumentou consideravelmente, principalmente devido ao uso de combustíveis fósseis. Neste contexto, o etanol combustível proveniente da cana-de-açúcar aparece como uma fonte energética sustentável com emissões reduzidas de GEE comparado aos tradicionais combustíveis fósseis. Durante a primeira década do século XXI o etanol voltou a ganhar importância no país como uma alternativa de combustível ecologicamente mais eficiente. Presenciou-se então, um aumento na produção de etanol no Brasil e consequente aumento na área ocupada pela lavoura da cana-de-açúcar.

A atividade agrícola porém é uma importante fonte emissora de GEE principalmente de CH_4 e N_2O . Em 2005, 10 - 12% das emissões antropogênicas de GEE foram provenientes da agricultura. Globalmente, emissões de CH_4 e N_2O provenientes dessa atividade aumentaram aproximadamente 17% entre 1990 e 2005 (IPCC 2007).

Tanto o CH_4 como o N_2O têm potencial para contribuir com o efeito estufa maior do que o CO_2 . Cada molécula de CH_4 contribui 25 vezes mais do que uma de CO_2 , já uma molécula de N_2O tem contribuição 300 vezes maior (Schlesinger, 1997). Apesar da importância desses gases, há no Brasil relativamente poucos trabalhos medindo emissões diretas dos mesmos na agricultura, e consequentemente na cultura da cana-de-açúcar. Em termos ambientais, CH_4 e N_2O não são importantes apenas sob a ótica das mudanças climáticas, já que participam de processos e reações químicas relevantes associadas à destruição da camada de ozônio (O_3) na estratosfera, e formação de (O_3) na troposfera.

Como país signatário da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (CQNUMC), o Brasil tem como uma de suas principais obrigações a elaboração e atualização periódica do Inventário Nacional de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases do Efeito Estufa, não controlados pelo Protocolo de Montreal (Brasil, 2004). Os inventários contemplam estimativas de emissões de GEE pela indústria, transportes, setor energético, mineração, tratamento de resíduos, agropecuária e mudanças de uso da terra. Os mesmos são elaborados de acordo com premissas e algoritmos estabelecidos pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC). No caso de emissões agropecuárias, mais especificamente para a cultura da cana-de-açúcar, são estimadas nos inventários emissões de CH_4 e N_2O provenientes da queima de resíduos e de N_2O provenientes do uso de

fertilizantes nitrogenados, incorporação ao solo de resíduos de colheita, e mineralização de nitrogênio associada ao cultivo em solos orgânicos.

No entanto, estimativas de emissão para tais gases em grande escala, como é o caso dos inventários, apresentam uma série de dificuldades e limitações. A diversidade de práticas agrícolas em grandes áreas geográficas, onde também ocorrem variações significativas tanto de solos, como de clima, tornam as estimativas de emissões difíceis e complexas (Smith *et al.*, 2010). Sendo assim, a relativa simplicidade dos algoritmos estabelecidos pelo IPCC, ao mesmo tempo em que facilita de certa forma os cálculos, aumenta a incerteza sobre os mesmos, principalmente no setor agropecuário. No Brasil, de acordo com Brasil (2002), a busca e coleta de informações não são adequadas devido ao custo de armazenamento de dados e ao fato de haver pouca preocupação institucional com a organização ou fornecimento de informações. Por outro lado, muitas vezes, medições não se justificam para o inventário de emissões por si só, devido ao custo relativamente alto. Além dessas dificuldades, como salienta Brasil (2002), a metodologia do IPCC tem, como referência, pesquisas realizadas e metodologias elaboradas por especialistas de países desenvolvidos, onde a maior parte das emissões é proveniente da queima de combustíveis fósseis. Em consequência, setores importantes para os países em desenvolvimento, como a agricultura e a mudança no uso da terra, não são tratados com a profundidade necessária. Desta maneira, os fatores de emissão “default” ou até mesmo a metodologia devem ser analisados com cautela, uma vez que não refletem necessariamente, as realidades nacionais. Mesmo em países desenvolvidos onde foram concebidas as metodologias para as emissões agrícolas, as incertezas nos inventários são grandes. Como exemplo, em inventários europeus, a incerteza relacionada a emissões de N_2O do solo na maioria das vezes é maior que 100% chegando a 424% no caso do Reino Unido. Em muitos casos, valores altos de incerteza são reportados exatamente por países que investem mais esforços na quantificação de tais incertezas (Leip, 2010). As margens de erro associadas a tais emissões reportadas no primeiro e segundo inventários brasileiros foram de 63 e 52% respectivamente.

Outro problema associado à questão da escala espacial dos levantamentos, é que, de acordo com Osborne *et al.* (2010), a maioria das estimativas é baseada em determinações em pequenas parcelas, usando valores que muitas vezes são relevantes apenas em escalas regionais.

Diante das dificuldades mencionadas, associadas à expansão da cultura de cana-de-açúcar no estado, surgiu o interesse em estimar em diferentes escalas espaciais, as emissões de CH_4 e N_2O provenientes do solo nesta cultura, utilizando-se de algoritmos do IPCC e de programas

computacionais de emissões. A agência de proteção ambiental dos Estados Unidos – “Environmental Protection Agency” (EPA), faz uso de programas computacionais para determinação das emissões de N_2O do inventário americano, Del Grosso *et al.* (2006).

É importante ressaltar que tais inventários servem de auxílio na tomada de decisões e escolha de políticas ambientais. Dessa maneira, quanto melhor o entendimento relativo ao assunto, mais bem direcionadas serão tais decisões e políticas.

Diante do exposto, definiram-se os seguintes objetivos para o trabalho:

- Elaborar e comparar, utilizando programas computacionais e algoritmos do IPCC, estimativas estaduais de emissões de CH_4 e N_2O na cultura da cana-de-açúcar, em diferentes escalas espaciais;
- Elaborar conforme os inventários norte-americanos, um inventário de emissões da cana-de-açúcar com auxílio de programas computacionais simuladores de emissões e de sistemas de informações geográficas;
- Verificar precisão, vantagens e desvantagens de cada método.

O exposto, e respectivos objetivos levam à formulação das seguintes hipóteses:

- Os resultados das emissões estaduais de CH_4 e N_2O estimadas pelo programa computacional, em qualquer escala considerada, diferem dos resultados obtidos pelos algoritmos do IPCC, sendo a diferença entre os métodos maior do que a incerteza referente às estimativas de emissões de N_2O provenientes do solo, reportada no segundo inventário brasileiro de emissões antrópicas. Salientando-se que o IPCC só define algoritmos de emissões de CH_4 provenientes do solo para cultura do arroz;
- Entre os anos de 2003 e 2010, ocorreu aumento nas emissões estimadas de N_2O e CH_4 por quantidade de cana-de-açúcar produzida, quando calculada tanto pelos algoritmos do IPCC como pelo programa computacional, sendo esse aumento superior aos 5% definidos como meta de redução pelo Protocolo de Kyoto de 1988.

É importante ressaltar que este trabalho conta com o auxílio de mapas das plantações de cana do estado de São Paulo em formato vetorial, desenvolvidos pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Como estão disponíveis mapas a partir da safra de 2003, estabeleceu-se o período de estudo entre 2003 e 2010.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 O efeito estufa

Existe atualmente grande preocupação com emissões antropogênicas de gases do efeito estufa (GEE). Embora esse fenômeno já venha sendo estudado desde meados do século XIX (IPCC, 2007b), recentemente a preocupação ganhou proporções globais e a questão tem sido amplamente estudada e discutida.

Esse fenômeno ocorre devido à absorção por certos gases presentes na atmosfera, da radiação de ondas longas emitida pela superfície da terra, sendo que parte desta radiação absorvida é reemitida para a terra. Os principais gases responsáveis por esse fenômeno são o vapor d'água (H_2O), o gás carbônico (CO_2), o metano (CH_4), e o óxido nitroso (N_2O). Embora o vapor d'água seja, pela quantidade presente na atmosfera, o mais importante, geralmente não é considerado preocupante visto que as atividades humanas não interferem significativamente em sua quantidade. Considerando os outros principais componentes da atmosfera (Tabela 1), os que estão aumentando significativamente suas concentrações são CO_2 , CH_4 , N_2O , ou seja, exatamente os gases que exercem o efeito estufa.

Tabela 1 - Composição do ar seco ao nível do maremoto

Gás	Fórmula Química	Razão de Mistura (massa gás/massa total dos gases)
Nitrogênio	N_2	0,78
Oxigênio	O_2	0,21
Argônio	Ar	$9,34 \times 10^{-3}$
Dióxido de Carbono	CO_2	$3,6 \times 10^{-3}$
Neon	Ne	$18,18 \times 10^{-6}$
Hélio	He	$5,24 \times 10^{-6}$
Metano	CH_4	$1,7 \times 10^{-6}$
Hidrogênio	H_2	$0,55 \times 10^{-6}$
Óxido Nitroso	N_2O	$0,31 \times 10^{-6}$
Ozônio	O_3	$10-500 \times 10^{-9}$
Monóxido de Carbono	CO	$50-200 \times 10^{-9}$

Fonte: Mackenzie e Mackenzie (1995).

A concentração de CO_2 na atmosfera aumentou de 315 ppm em 1957 para 360 ppm em 2006, a concentração atual de N_2O é de aproximadamente 320 ppb representando um aumento de 16% em relação aos níveis pré-industriais de 275 ppb (Masters e Ela, 2008); a concentração de CH_4 manteve-se em aproximadamente 800 ppb por centenas de anos apresentando uma rápida elevação (entre 1,2 e 1,9 % ao ano) a partir do século XVIII (Stauffer *et al.*, 1985), sendo sua concentração atual em torno de 1,8 ppm. Nos primeiros anos do século XXI essa concentração apresentou uma estabilidade, mas voltou a crescer ao final da década (Figura 1).

Figura 1- Concentração atmosférica de metano

Disponível em: <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/aggi/> – Acesso no dia 31/08/2013

No princípio da década de 70, supunha-se que o metano não exercia influência direta no clima, sendo considerado como sem importância para tais efeitos. Em meados da década de 80 porém, o metano, assim como uma série de gases distintos do CO_2 foram reconhecidos por sua contribuição ao fenômeno das mudanças climáticas (Shine e Sturges, 2007). Atualmente, juntamente com CO_2 e N_2O , é considerado um dos principais gases do efeito estufa (Robertson *et al.* 2000). O N_2O é outro gás que ocorre naturalmente e que vem aumentando em concentração devido a atividades humanas (Figura 2). Sua concentração na atmosfera é de aproximadamente 325 ppb, o que representa um aumento de aproximadamente 18% em relação aos níveis pré-industriais (Masters e Ela, 2008). Nos últimos 10 anos essa concentração teve um aumento médio de 0,8 ppb por ano.

Figura 2 - Concentração atmosférica de N₂O nos últimos 12 anos

Disponível em: http://www.esrl.noaa.gov/gmd/aggi/aggi_2013_fig2.png – acesso em: 10 jan.2012.

2.2 Aquecimento global e descrição do fenômeno

Do total de radiação de ondas curtas provenientes do sol, parte é refletida de volta para o espaço (31%), parte é absorvida pela camada superior da atmosfera (20%), e os restantes 49% atingem a superfície terrestre e são absorvidos. Desta energia absorvida, 79% é emitida de volta como radiação de onda longa. Embora a atmosfera transmita cerca de metade das ondas curtas, absorve 90% da radiação emitida pela superfície (Figura 3). Gases como o vapor de água, dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) são responsáveis por esta absorção de energia térmica. Uma parte dessa energia absorvida é dirigida de volta à superfície em um fenômeno conhecido como efeito estufa, (Chapin *et al.*, 2002). Sem esses gases, a temperatura da Terra poderia ser aproximadamente 33°C menor, e o planeta seria coberto de gelo, essa estimativa pode ser encontrada por exemplo, em Xavier e Kerr (2008). No entanto, as concentrações atuais desses gases na atmosfera estão aumentando acima dos níveis desejáveis, levantando preocupações de que essa tendência possa resultar em significativos impactos ambientais globais. Ainda não há consenso sobre a magnitude dos impactos que o aumento da concentração atmosférica dos GEE pode causar, e muitos dos fenômenos atribuídos a esse aumento podem ser explicados por oscilações naturais na órbita terrestre que influenciam a quantidade de radiação solar que atinge o planeta. Essas alterações são conhecidas como ciclos de Milankovitch, e de acordo com Haffer (1992), esses ciclos são devidos a processos celestiais resultantes de: (1) variação da distância Terra-Sol devida a

interações gravitacionais da terra com outros planetas e o Sol (ciclos de precessão; 23 mil e 19 mil anos), (2) o aumento e decréscimo da inclinação do equador na órbita terrestre ao redor do Sol (ciclos de obliquidade; 41 mil e 54 mil anos) e (3) variação na forma da órbita da Terra ao redor do Sol (ciclos de excentricidade; 95 mil, 123 mil e 413 mil anos).

Entretanto, é inegável que atividades antropogênicas como o uso de combustíveis fósseis e a agricultura, contribuíram para um aumento acelerado das concentrações desses gases a partir da revolução industrial. A tendência ao incremento populacional verificado a partir do século XX irá demandar quantidades crescentes de combustíveis e alimentos, acentuando o problema.

Figura 3- Balanço da densidade de fluxo de energia proveniente do sol para um modelo em equilíbrio global
Fonte: Kiehl e Trenberth (1997)

2.2.1 Forçante Radiativa e Potencial de Aquecimento Global

Para comparações quantitativas da ação de diferentes agentes no efeito estufa, são utilizados os conceitos de Forçante Radiativa (FR) e Potencial de Aquecimento Global (GWP em inglês).

A FR associada a um determinado fator ou agente, é um indicador do impacto no balanço radiativo terrestre causado por uma mudança na sua concentração ou intensidade. Existem agentes que não dependem da interferência humana (como radiação solar e aerossóis resultantes de erupções vulcânicas) e os que resultam de atividades antropogênicas, como os GEE e aerossóis resultantes do uso de combustíveis fósseis. De acordo com o IPCC (2007), o efeito combinado das contribuições antropogênicas aumentou a intensidade da FR em $2,63 \pm 0,26 \text{ W/m}^2$. O maior contribuinte para essa alteração é o CO_2 com um valor estimado de $1,66 \pm 0,17 \text{ W/m}^2$, em seguida vem o metano com $0,48 \pm 0,05 \text{ W/m}^2$. Os outros gases somados, incluindo N_2O , O_3 e Clorofluorcarbonetos (CFCs) contribuem com adicionais $0,5 \text{ W/m}^2$. Entretanto Shindell *et al.* (2005), afirmam que as emissões antropogênicas de metano,

contribuíram para um aumento na FR estimado entre 0,8 e 0,9 W/m², isto por que o metano é quimicamente reativo na atmosfera, podendo, por exemplo, contribuir na formação de O₃, que também é um GEE.

GWP por outro lado, é um fator que permite comparações entre os impactos cumulativos de um determinado GEE e uma quantidade equivalente em massa de CO₂, num determinado período (Masters e Ela, 2008).

Matematicamente, é representado por uma função onde 1 kg do GEE em questão e 1kg de CO₂ são emitidos ao mesmo tempo, assim o GWP de um gás é dado por:

$$GWP = \frac{\int_0^T F_g \cdot R_g(t) dt}{\int_0^T F_{CO_2} \cdot R_{CO_2}(t) dt} \quad (1)$$

Onde,

GWP = potencial de aquecimento global (CO₂-eq);

F_g = forçante radiativa do gás em questão (W/m²)/kg;

F_{CO_2} = forçante radiativa do CO₂ (W/m²)/kg;

$R_g(t)$ = fração remanescente do gás na atmosfera no tempo t;

R_{CO_2} = fração remanescente do CO₂ no tempo t;

T = período considerado (normalmente 100 anos, como no protocolo de Kyoto).

A partir desse cálculo o valor de GWP de um determinado gás é dado em equivalentes de dióxido de carbono (CO₂-eq).

2.3 Agricultura e gases do efeito estufa

Estima-se que as emissões de GEE da agricultura representaram no ano de 2005 entre 5,1 a 6,1 Gt CO₂-eq/ano. Esses valores representam algo em torno de 10-12% do total global de emissões antropogênicas de GEE. O CH₄ contribuiu com 3,3 Gt CO₂-eq/ano e o N₂O com 2,8 Gt CO₂-eq/ano. Das emissões globais em 2005, a agricultura contabiliza cerca de 60% das emissões de N₂O e por volta de 50% das emissões de CH₄. Emissões de CH₄ e N₂O provenientes da agricultura aumentaram aproximadamente 17% entre 1990 e 2005, representando um aumento anual médio de aproximadamente 60 Mt CO₂-eq/ano. Com relação ao CO₂, apesar dos grandes volumes de troca entre a atmosfera e áreas agrícolas, estima-se que o fluxo líquido é aproximadamente balanceado, com emissões em torno de apenas 0,04 Gt CO₂/ano (IPCC, 2007).

2.3.1 Nitrogênio e Agricultura

A importância do nitrogênio (N), na produção agrícola só foi reconhecida a partir de meados do século XIX. Entre os cientistas que contribuíram para essa descoberta está Von Liebig, que desenvolveu a teoria do “elemento” limitante na produção vegetal (Galloway e Cowling, 2002)

A atmosfera terrestre constitui-se em um abundante e bem distribuído reservatório de nitrogênio, 78% de seu volume é de dinitrogênio (N₂), sendo o N₂ indisponível para a maioria dos organismos. O nitrogênio só é prontamente assimilado por plantas e micróbios nas formas de nitrato (NO₃⁻) e amônio (NH₄⁺). Somente certos tipos de bactérias, conhecidas como fixadoras de nitrogênio, têm a capacidade de quebrar as ligações triplas do N₂ e “fixá-lo” em NH₄⁺ (Chappin *et al.*, 2002). Assim, apesar de sua abundância na atmosfera, o nitrogênio é o principal fator limitante do crescimento das plantas em terra ou nos oceanos (Schlesinger, 1997).

Segundo Galloway e Cowling (2002), por volta do final do século XIX, depósitos de guano em ilhas do Oceano Pacífico e de desertos da América do Sul, supriam nitrato para o crescimento das plantações. Ainda de acordo com os autores, menos de 50 anos após o N ser identificado como um nutriente essencial para plantas e animais, percebeu-se que o aumento em sua demanda estava excedendo as fontes conhecidas. Esse aumento devia-se principalmente ao contínuo crescimento da população mundial e a consequente elevação na demanda por alimentos.

Em 1913, foi desenvolvido um processo químico (Haber-Bosch), capaz de converter N₂ atmosférico em NH₃, permitindo pela primeira vez, um suprimento praticamente ilimitado de nitrogênio em formas assimiláveis pelas plantas. Neste processo, gás natural é queimado para produzir hidrogênio (H₂), que combina com N₂ em condições de alta temperatura e pressão, de acordo com as seguintes fórmulas (Schlesinger, 1997).

O crescimento populacional verificado principalmente a partir do século XX implicou num aumento da demanda por alimentos e consequentemente de fertilizantes nitrogenados. Estima-se que em 1913, a população mundial fosse de aproximadamente um bilhão de pessoas (Galloway e Cowling, 2002), estando atualmente em torno de 7 bilhões (US and World Population Clock (<http://www.census.gov/main/www/popclock.html> - acesso no dia 07/09/2013)). Para se ter uma ideia da importância do processo Haber-Bosch, em 1990 este foi responsável pela criação de aproximadamente 85 Terragramas (Tg) de N reativo. Desse total,

78 Tg foram utilizados como fertilizantes, e o restante pela fabricação e uso de explosivos, combustíveis de foguetes, refrigerantes, plásticos, fibras sintéticas, entre outros. Comparativamente, no mesmo ano, estima-se que a queima de combustíveis fósseis resultou na emissão de 21 Terragramas de N, sendo 90% provenientes da produção de energia (Galloway e Cowling, 2002). É importante notar que o processo Haber-Bosch, que se tornou fundamental para o suprimento de nutrientes na agricultura, causou um desequilíbrio no ciclo do nitrogênio.

2.3.1.1 Emissões de N₂O nos solos

Durante as transformações do nitrogênio no solo, uma variedade de gases incluindo NH₃, NO, N₂O e N₂ são gerados como produtos ou sub-produtos da atividade microbiana, principalmente da nitrificação e desnitrificação (Figura 4).

Figura 4 - Processos microbiológicos no solo que produzem gases de nitrogênio durante a nitrificação e desnitrificação. Schlesinger (1997) - modificado de Firestone *et al.* (1989)

Nitrificação é a conversão de amônia (NH₄⁺) em nitrato (NO₃⁻), e desnitrificação é a conversão de nitrato em dinitrogênio (N₂), como ilustrado nas reações a seguir.

Nitrificação:

Desnitrificação:

Emissões decorrentes dos processos de nitrificação e desnitrificação são consideradas como a maior fonte global de N₂O, e emissões particularmente elevadas desse gás são encontradas a partir de solos tropicais. Conversões de florestas tropicais em terras cultivadas e pastos resultaram em grandes emissões de N₂O, e seu fluxo aumenta quando as terras agrícolas e florestas são fertilizadas ou adubadas (Schlesinger, 1997). Entre os fatores que

influenciam as emissões de N_2O estão, textura, conteúdo de carbono, pH e quantidade de água no solo, além do tipo de fertilizante nitrogenado aplicado.

2.3.2 Metano e Agricultura

De acordo com Ruddiman (2003), as concentrações de CH_4 e CO_2 foram controladas por variações orbitais por centenas de milhares de anos, mas desenvolveram tendências anômalas a partir da metade do Holoceno (Figura 5), que corresponde ao período iniciado a cerca de 11 mil anos atrás, até o presente. Segundo o autor, essa mudança de tendência coincide como o surgimento das primeiras atividades agrícolas há cerca de 5000 anos. O autor atribui às emissões de metano dessas atividades a diferença entre as concentrações observadas e previstas.

Figura 5- Comparação entre concentrações observadas de CH_4 a partir de amostras de gelo da Antártica e concentrações projetadas levando-se em conta as oscilações naturais. Fonte: Ruddiman (2003)

Notadamente, grande parte das emissões de metano na agricultura provém da fermentação entérica de ruminantes (Neftel *et al.*, 2006) e plantações alagadas de arroz (Mosier *et al.*, 2006). Porém, menor atenção é dada às emissões de metano em outras atividades agrícolas, e segundo Keppler *et al.* (2006), as recentes estimativas sugerem que a contribuição do CH_4 para o efeito estufa podem estar significativamente abaixo do valor real, fazendo-se necessária uma reavaliação.

Nos solos o metano é formado pela quebra microbiana de compostos orgânicos em condições estritamente anaeróbicas, com baixo potencial de redução (Smith *et al.*, 2003).

Certos fatores como disponibilidade de O_2 , umidade, potencial de redução (Eh), conteúdo de matéria orgânica, entre outros, afetam ou a formação de metano (metanogênese),

ou sua oxidação (metanotrofia). O balanço entre esses dois processos é o que determina se um ambiente absorve ou emite metano (Le Mer e Roger, 2001).

2.4 Outras implicações na atmosfera do N_2O e CH_4 .

A preocupação tanto com o N_2O como com o CH_4 , não se deve apenas aos seus potenciais como GEE.

A atmosfera terrestre é dividida em várias camadas, entre as quais estão a troposfera e a estratosfera. A camada inferior ou troposfera estende-se até cerca de 10 km acima da superfície, e a partir daí começa a estratosfera que se estende até cerca de 50 km de altitude (Jacob, 1999). A molécula de N_2O é extremamente estável e tem um longo tempo de residência na atmosfera (120 anos). Em vista disso, o N_2O emitido na troposfera pode alcançar a estratosfera onde contribui para destruição da camada ozônio (O_3), que protege a Terra de boa parte dos raios ultravioleta provenientes do sol (Seinfeld e Pandis, 2006). O único mecanismo significativo de remoção de N_2O ocorre justamente na estratosfera, onde as moléculas de N_2O são fotoliticamente oxidadas a NO, que reage com O_3 estratosférico destruindo-o. Estima-se que dobrando a concentração de N_2O na atmosfera ocorra a destruição de 10% da camada de ozônio, o que teria como consequência um aumento de 46% nos casos de câncer de pele no mundo (Seinfeld and Pandis, 2006).

O CH_4 por sua vez pode ser precursor da formação de ozônio na troposfera, que além de ser um GEE, é importante poluente nessa camada da atmosfera.

O ozônio é um gás que ocorre em duas camadas distintas da atmosfera: na troposfera e na estratosfera. Na estratosfera bloqueia grande parte da radiação ultravioleta proveniente do sol. Na troposfera, é um poluente cuja inalação pode provocar ou agravar uma série de problemas de saúde. O ozônio também provoca efeitos adversos nas plantas como lesões nas folhas e redução no crescimento (Fuhrer *et al.*, 1997), afetando, portanto a produtividade agrícola.

Resumidamente, a formação de ozônio na troposfera ocorre pela interação entre compostos orgânicos voláteis (COVs), óxidos de nitrogênio (NO e NO_2), normalmente agrupados como NO_x , radiação solar, e o radical hidroxila ($OH^\cdot$). Uma intrincada rede de reações envolvendo esses compostos e catalisada pelos óxidos de nitrogênio leva à formação de O_3 a partir da oxidação do metano. Cada molécula de metano em teoria pode formar, dependendo da sequência de reações químicas envolvidas, cinco moléculas de O_3 , (Seinfeld e Pandis, 2006).

2.5 Estimativas e inventários de emissões

Como país signatário das Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (CQNUMC), o Brasil tem como uma de suas principais obrigações a elaboração e atualização periódica do Inventário Nacional de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases do Efeito Estufa, não controlados pelo Protocolo de Montreal (Brasil 2002). Este protocolo de 1987, é um acordo assinado por vários países com o intuito de reduzir e eliminar substâncias químicas, notadamente os CFCs que destroem a camada de ozônio da estratosfera (Baird e Cann, 2008).

Os inventários nacionais contemplam estimativas de emissões de GEE na indústria, transportes, setor energético, mineração, tratamento de resíduos, agropecuária, e mudanças de uso da terra.

O setor do IPCC que orienta a elaboração de inventários de emissões relacionados à Agricultura, Floresta e Outros Usos da Terra (AFOLU em inglês), considera três diferentes níveis de detalhe (“Tiers”) para o cálculo das emissões. A escolha do nível a ser utilizado depende basicamente da disponibilidade de dados. O nível 1 (“Tier 1”), é o método onde os valores usados nos algoritmos são os valores padrão fornecidos pelo IPCC. Como exemplo pode-se citar como valor padrão o fator de emissão direta de nitrogênio aplicado aos solos agrícolas (0,01 segundo o IPCC). O nível 2 (“Tier 2”), usa a mesma abordagem do nível 1, mas com fatores de emissão específicos mais apropriados para a região ou regiões consideradas. O nível 3 (“Tier 3”), utiliza métodos mais elaborados tais como modelagem computacional. Podem ser utilizadas também neste nível, coletas de campo distribuídas em toda área estudada, e em intervalos de tempo regulares, utilizando-se ou não sistemas de informações geográficas (SIG) para dados de solo, uso da terra, tratos culturais e clima, já que em muitos casos ocorrem variações de emissões durante as estações do ano. Atualmente, a modelagem computacional com auxílio de programas de SIG é utilizada nos inventários de emissões de N_2O dos solos nos Estados Unidos. O nível 3 seria o que mais se aproxima do atual estudo, embora, devido principalmente à disponibilidade de dados, não possa ser considerado como uma estimativa de nível ou “tier” 3. Pode, no entanto, ser considerado como um primeiro passo na elaboração de um inventário nesse nível, de emissões em solos cultivados com cana-de-açúcar ou da agricultura estadual.

2.6 Sistemas de informações geográficas (SIG) e estudos ambientais

Em termos práticos, um SIG é um conjunto de ferramentas computacionais que permite trabalhar com dados referentes a uma localização particular na superfície da terra, com o propósito de prover estruturas espaciais para o suporte de decisões. Frequentemente um SIG apresenta informações através de mapas e símbolos. Diferenciando-se da cartografia “tradicional”, um SIG possibilita vários tipos de interações e análises espaciais tendo assim uma série de aplicações, tais como, planejamento de uso da terra, gerenciamento ambiental, análises socioeconômicas, “marketing” entre outras. Entre suas capacidades, está a de permitir trabalhar e interagir ao mesmo tempo com vários mapas de uma determinada área, cada um representando um particular aspecto ou topologia, como solos, vegetação, relevo etc.

Os programas de SIG também se beneficiaram dos avanços computacionais. Devido ao uso intensivo que exige a armazenagem e processamento de dados espaciais, esses sistemas se limitavam a grandes computadores ou estações de trabalho (Workstations). Atualmente podem rodar em computadores pessoais (baseado em Mitchell 1999; e Price 2008).

Muitos formatos diferentes foram inventados para codificar dados em programas de SIG, entretanto a maioria segue um dos seguintes: o modelo vetor ou o modelo “raster”. Em ambos, a tarefa crítica é representar a informação em um ponto no espaço usando coordenadas x e y (e em algumas vezes, z para altitude ou altura). A informação representada, como tipo de solo ou análise química da água de um poço é chamada atributo. Ambos os modelos armazenam dados espaciais e atributos, mas o fazem de modos diferentes. No modelo vetorial existem três tipos básicos de objetos: pontos, linhas e polígonos. Pontos são usados para representar objetos sem dimensões, tais como um poço ou um ponto de coleta amostral. Linhas representam objetos de uma dimensão como estradas, e polígonos são usados para representar áreas, tais como um talhão. Um ponto consiste em uma única coordenada x-y, uma linha inclui duas ou mais coordenadas e um polígono um grupo de vértices que define uma área fechada. Adicionalmente, cada objeto contém uma tabela descrevendo seus atributos (nome, comprimento, área, etc.). O modelo “raster” refere-se um conjunto de dados espaciais representados por uma série de pequenos quadrados chamados “pixels”. Cada pixel possui um código numérico indicando um atributo, como por exemplo, tipo de solo ou uso da terra. Um modelo “raster” é definido por uma série de linhas e colunas. Cada “pixel” possui um endereço indicado por sua posição na matriz. Dois estilos de dados “raster” podem ser armazenados: o discreto, que abrange relativamente poucos valores possíveis que tendem a se repetir nas células adjacentes, tal como tipo de solo; e o contínuo, onde cada “pixel” pode

assumir um grande intervalo de valores, os quais variam suavemente de um local para o outro, como a altitude nos Modelos de Elevação Digital (MED) (Price, 2008). A diferença da representação “raster” e vetorial em um mesmo terreno pode ser visualizada na Figura 6.

Figura 6 - Representação de um terreno pelos modelos "raster" e vetor

Fonte: Center for Study in Demography and Ecology (CSDE) University of Washington – EUA.

2.7 Modelagem computacional de emissões

Os avanços na informática observados nas últimas décadas facilitaram o desenvolvimento de programas computacionais aplicados às mais diversas áreas, tais como, produção industrial, economia e ciências ambientais. Esses programas são representações simplificadas da realidade e auxiliam o melhor entendimento de processos complexos bem como a previsão de cenários futuros. Normalmente são chamados modelos e podem variar em grau de complexidade. De acordo com Masters e Ela (2008), os mais sofisticados modelos utilizados em estudos ambientais são os chamados modelos de circulação geral (GCM - General Circulation Models, em inglês). São modelos globais que se esforçam em tentar prever prováveis impactos causados por perturbações no clima da Terra. Ainda segundo Masters e Ela (2008), nem mesmo os maiores supercomputadores conseguem manipular toda a complexidade matemática que poderia ser incluída em tais modelos. Outras aplicações em ciências ambientais envolvem, por exemplo, modelagem de poluição atmosférica, hidrologia, transporte de poluentes em solos e água etc.

De acordo com Jopp *et al.* (2010), o meio ambiente é repleto de diversidade, mudanças e alterações dinâmicas as vezes difíceis de serem entendidas, o que torna o campo de modelagem ambiental excitante. Ainda segundo os autores os modelos nesse caso representariam uma das possibilidades de adquirir uma visão melhor do fenômeno estudado. Há também situações, como a deste estudo, em que as escalas espaciais ou temporais dos

fenômenos sendo analisados dificultam logística e economicamente a elaboração e execução de experimentos. A utilização de um programa computacional para simulações de emissões de GEE permite superar alguns destes problemas. As simulações são relativamente rápidas e baratas, podendo-se trabalhar com um número grande de variáveis, o que seria praticamente impossível em experimentos de campo.

2.7.1 Validação de modelos matemáticos

O uso de modelos matemáticos, seja por meio de computadores ou não, requer que os mesmos sejam validados para o propósito em questão. A Validação é uma etapa obrigatória no complexo processo de simulação (Mayer e Butler, 1993), e significa que o modelo é aceitável para o uso proposto por atender os requisitos de desempenho especificados (Rykiel, 1996).

O processo de validação envolve a comparação entre dados simulados e dados provenientes de observações medidas no sistema real (Mayer e Butler, 1993). A avaliação da performance do modelo deve incluir tanto critérios estatísticos como análise de gráficos, sendo que uma completa avaliação requer também uma análise da consistência dos resultados previstos pelo modelo a partir do conhecimento científico predominante (Loague e Green, 1991).

Para Smith e Smith (2007), a análise do comportamento do modelo, ou seja, como o mesmo responde à mudanças nas condições de simulação, e a identificação de quais componentes são mais importantes na determinação dos resultados é fundamental. Tal análise de comportamento é conhecida como análise de sensibilidade.

2.8 Experimentos com medição em campo de fluxos de N₂O e CH₄

2.8.1 Experimentos Brasileiros

Conforme mencionado, há relativamente poucos trabalhos no Brasil que envolvem medições de campo de N₂O e CH₄ na cultura da cana. Em seu trabalho de mestrado Oliveira (2010), também publicado em Oliveira *et al.* (2013), foram investigadas as influências da aplicação de vinhaça e da queima da cana na pré-colheita, nos fluxos de CH₄ e N₂O durante um período de 15 dias. O experimento foi conduzido num Latossolo Vermelho distrófico (LVd) na região de Piracicaba-SP, e delineado de modo que metade da área recebesse 200m³ ha⁻¹ de vinhaça, e a outra metade a mesma quantidade de água por irrigação. Essas sub-áreas foram novamente divididas em duas partes, uma que foi submetida à queima de pré-colheita e outra que foi colhida mecanicamente. No total foram coletadas amostras por dez vezes em

um período de quinze dias. A partir do dia de aplicação da vinhaça foram feitas coletas de gás diariamente por cinco dias, e a cada dois dias a partir de então.

Foram observados fluxos negativos (consumo) de CH_4 em todos os casos. Na área que foi submetida à queima, esses valores foram equivalentes a $-0,02$ e $-0,07 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1}$ na área controle e na que recebeu vinhaça. Na área submetida à colheita mecânica, observaram-se fluxos de $-0,05 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1}$ na área controle e $-0,02 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1}$ para a que recebeu vinhaça. De acordo com os autores, não houve diferença significativa entre os tratamentos. Os valores dos fluxos de CH_4 em todos os casos são próximos dos valores obtidos no experimento australiano. Em todos os casos a mesma tendência se verifica, isto é, a de consumo de CH_4 pelo solo em culturas de cana-de-açúcar.

Com relação ao N_2O , os fluxos foram positivos em todos os tratamentos. Os autores afirmam que tanto a aplicação de vinhaça como a presença de palha potencializaram as emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$. Na área em que a cultura foi submetida à queima, os fluxos foram equivalentes a $0,4$ e $0,08 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ para o tratamento com vinhaça e o tratamento controle (aplicação de água). Já na área de colheita mecânica foram observados fluxos equivalentes a $0,26$ e $0,46 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ para os tratamentos controle e com aplicação de vinhaça respectivamente. A influência da vinhaça em tais emissões foi observada até o quarto dia de avaliação, sendo que a partir de então não foram verificadas diferenças significativas, mas apenas algumas variações pontuais associadas à ocorrência de chuvas. A aplicação de vinhaça pode ter acelerado a decomposição de matéria orgânica no solo resultando numa maior disponibilidade de N susceptível a perdas na forma de N_2O (Oliveira et al., 2013). Por sua vez, o aumento das emissões nas áreas de colheita mecânica está associado ao aporte de N devido à manutenção de palha na superfície do solo (Oliveira, 2010). Os fatores de emissão de N_2O , ou seja, a percentagem do N aplicado que é emitido como $\text{N-N}_2\text{O}$, calculados para as áreas com colheita mecânica e manual são de $1,00$ e $0,86\%$ respectivamente. Tais valores são semelhantes aos utilizados pelos algoritmos do IPCC. Deve-se notar entretanto que o período de coleta de amostras é de apenas 15 dias, deixando de medir grande parte das emissões de N_2O resultantes da fertilização.

Estudo semelhante foi feito por Zotelli (2012), também no município de Piracicaba-SP, entre novembro de 2010 e novembro de 2011. O solo onde foi realizado o estudo é um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd), com textura franco-argilo-arenosa, com $29,3\%$ de argila, pH de $4,5$ e densidade $1,57 \text{ kg m}^{-3}$, com teor de matéria orgânica igual a 25 g dm^{-3} . Foi aplicado fertilizante nitrogenado na forma de nitrato de amônio na taxa equivalente a 120 kg N ha^{-1} . Em alguns delineamentos também foi aplicado nitrogênio na forma de

vinhaça, na taxa equivalente a 26 kg N ha^{-1} . Foram instaladas câmeras de gás na cultura da cana em diferentes condições de manejo, que incluíam presença ou não de resíduos em diferentes quantidades (0, 7, 14 e 21 Mg ha^{-1}), e aplicação ou não de vinhaça. O delineamento foi feito de modo que cada tratamento foi repetido quatro vezes. No mês da aplicação de fertilizante foram coletadas onze amostras de gás, sendo duas nos dois dias seguintes à aplicação, e as restantes em intervalos variando de três a quatro dias. Após esse período as amostras foram coletadas a cada trinta dias ao longo de onze meses. As emissões diárias de $\text{N-N}_2\text{O}$ e C-CH_4 foram calculadas pela média dos fluxos de cada tratamento.

2.8.2 Experimento Australiano

Foi usado como referência para o presente estudo, um experimento com medições de emissões de N_2O e CH_4 em cultura de cana-de-açúcar realizado na Austrália. O experimento foi conduzido entre os anos de 2006 e 2007 na área rural da cidade de Mackay-QLD, localizada na região leste deste país, na latitude $21,2^\circ$ Sul. Foram coletados de maneira contínua, através de técnicas micrometeorológicas e uso de câmaras, dados de emissões de N_2O e CH_4 durante um período de 292 dias entre novembro de 2006 e setembro de 2007. O solo na área de estudo corresponde de acordo com a nomenclatura Australiana à classe Brown Chromosol, com granulometria de solo franco arenoso, apresentando 1,7% de carbono orgânico e pH 4,7 (Denmead *et al.*, 2010). A característica essencial de um Chromosol é o forte contraste de textura entre os horizontes A e B. O horizonte B possui mineralogia de argila diversa usualmente dominada por caulinita, illita e esmectita. De acordo com a cor dominante os Chromosols são subdivididos nas classes vermelha, marrom, amarela, cinza ou preta, sendo as colorações vermelha e marrom as mais comuns (Mckenzie, 2004). Como fertilizante nitrogenado foram aplicados 150 kg-N na forma de ureia.

O sistema de coletas contínuas de emissões é importante para diminuir as incertezas associadas com as medições de fluxos desses gases, as quais encontram-se descritas no item 2.8.3. Além disso, o experimento se dá em condições semelhantes ao cultivo da cana-de-açúcar no estado de São Paulo. O mesmo encontra-se em região tropical-subtropical, em latitude similar à da cidade de Ribeirão Preto, que por sua vez é localizada numa importante região produtora da cultura no estado de São Paulo.

2.8.3 Incertezas associadas às medições de fluxo no solo de N_2O e CH_4

A interpretação de resultados dos experimentos de campo descritos anteriormente deve ser feita considerando-se as incertezas associadas aos métodos utilizados.

Existe uma série de fatores físicos, biológicos e climáticos que influenciam diretamente as emissões de GEE provenientes do solo, cada um possuindo sua própria variabilidade temporal e espacial. Alguns são distribuídos uniformemente, outros não, alguns interagem de várias maneiras. A variação espacial vai desde a escala de centímetros até quilômetros (Van Den Pol-Van Dasselaar *et al.*, 1998).

Pesquisas feitas durante as últimas décadas fornecem uma compreensão de como o N_2O é produzido, os fatores que controlam sua produção, relações fonte/sumidouro e processos de movimentação do gás. No entanto, mesmo com esta grande quantidade de conhecimento, ainda não é possível prever com segurança o destino de uma unidade de N que é aplicado ou depositado num determinado campo agrícola. Estudos de emissões de N_2O em sistemas agrícolas presumivelmente "semelhantes" mostram resultados altamente variáveis no tempo e no espaço devido às complexas interações entre os processos físicos e biológicos envolvidos (Mosier *et al.*, 1996). Em um experimento realizado numa área de 400 m^2 Mathieu *et al.* (2006), coletaram 36 amostras de N_2O espaçadas igualmente no terreno. Os valores de emissão obtidos variaram entre 128 e $2525 \text{ g N ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (Figura 7)

Figura 7- Variação espacial de emissões de N_2O obtida por Mathieu *et al.* (2006)

Segundo Smith *et al.* (1995), o uso de pequenas câmeras para coleta dos gases requer trabalho intensivo e a necessidade de um grande número de repetições para “superar” a variabilidade espacial. O autor considera que a variação dos valores de fluxo citados na literatura não é causada pelas técnicas de medição e coleta, e sim pela diversidade de combinações dos fatores físicos e biológicos que controlam o fluxo dos gases.

A continuidade das medições também tem grande impacto no computo das emissões. De acordo com Henault *et al.* (2012) apesar da variabilidade temporal das emissões, na maioria dos estudos as medições são descontínuas em relação ao tempo e normalmente realizadas por

períodos muito curtos. A continuidade das medições é particularmente importante quando se trata das emissões de N_2O , pois além da já citada concentração das emissões nas primeiras semanas após aplicação de fertilizante nitrogenado, estas apresentam flutuações ao longo do dia. A ampla variação temporal de taxas de fluxos de N_2O é uma importante fonte de erro ao estimar emissões cumulativas desse gás (Flessa *et al.*, 2002), e tal variação é frequentemente correlacionada à flutuações na temperatura do solo (Christensen, 1983; Flessa *et al.*, 2002; Smith *et al.*, 2003; Zhang e Han, 2008). De acordo com Maljanen *et al.* (2002), existe grande variação ao longo do dia nos fluxos de N_2O tanto em solos florestais como agrícolas especialmente quando há ampla variação diurna na temperatura local. A variação temporal não parece um problema sério, quando são feitas medições de fluxos de CH_4 , desde que não se trate de medições em arroz irrigado. Em um experimento designado para comparar emissões medidas manualmente e através de câmaras automáticas, Yao *et al.* (2009), reportam que fluxos de CH_4 foram caracterizados por grande variação temporal, mas não ao longo do dia. Relatam que variações de fluxo dependentes de variações diurnas de temperatura não foram observadas, não havendo diferenças significativas de resultados entre os métodos. De maneira similar, observaram que os fluxos de CH_4 , durante o período de investigação também não se diferenciaram significativamente entre os métodos. Butterbach-Bahl *et al.* (2004), realizaram medições de fluxo em uma floresta tropical por um período de três meses com intervalos de uma hora entre as medições. E também observaram pouca variação temporal entre emissões de CH_4 e pequena variação entre as várias câmaras de coleta instaladas. Resultados e conclusões semelhantes foram obtidos por Flessa *et al.* (2002).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo e período avaliado

O estado de São Paulo é o maior produtor de cana-de-açúcar, e consequentemente, etanol, do país. A área ocupada por esta lavoura no estado em 2010 correspondia a 74,7% do total no país, de acordo com o IBGE (<http://www.sidra.ibge.gov.br>). Durante a última década, graças à revitalização da produção de etanol, a área de plantio de cana no estado passou de aproximadamente 3 milhões de hectares (ha) para aproximadamente 5,3 milhões de ha. A presente pesquisa refere-se aos anos de 2003 e 2010, no estado de São Paulo, tanto para poder observar eventuais consequências do avanço da produção na última década, como devido à disponibilidade de mapas determinando as localizações e áreas da cultura a partir do ano 2003.

3.2 Modelo computacional

O programa computacional a ser utilizado para estimar emissões foi escolhido após consultas pessoais com especialistas mundiais na área e chama-se “Denitrification Decomposition - (DNDC)” - versão 9.5, nos enviado pelo próprio desenvolvedor. O DNDC é utilizado por cientistas do projeto NASA-IDS (National Air Space Administration – Interdisciplinary Sciences). O projeto NASA-IDS tem como objetivo primário investigar os principais ciclos biogeoquímicos terrestres, e tem como tema central, a modelagem computacional destes ciclos visando entender a conexão entre eles e o sistema físico-climático terrestre (<http://nasa-ids.unh.edu/>). O programa computacional DNDC tem sido amplamente testado para esse fim em diversos trabalhos (Li, 2000; Tonitto et al., 2007; Giltrap, *et al.*, 2010). Trata-se de um simulador computacional dos processos biogeoquímicos do carbono e nitrogênio em agro-ecossistemas, florestas e pântanos. Ele possui dois componentes:

- O primeiro componente consiste dos sub-modelos de clima, solo, crescimento da planta, e decomposição; que simulam a temperatura do solo, umidade, pH, potencial de oxi-redução, NH_4^+ , NO_3^- e carbono orgânico dissolvido (COD).
- O segundo componente consiste dos sub-modelos de nitrificação, desnitrificação e fermentação, os quais simulam as emissões de CO_2 , CH_4 , NH_3 , NO , N_2O e N_2 , no sistema solo-planta. Esta estrutura pode ser observada na Figura 8.

Figura 8 - Estrutura do modelo DNCD, mostrando seus componentes e submodelos

Foram incorporadas ao programa leis clássicas da física, química e biologia, assim como equações empíricas geradas em estudos de laboratório, com a finalidade de parametrizar especificamente cada reação geoquímica ou bioquímica considerada. O programa forma uma ponte entre os ciclos biogeoquímicos do Carbono e Nitrogênio e seus principais componentes ecológicos.

3.3 Validação do modelo DNDC

A comparação entre valores simulados no programa e valores obtidos em medições no campo, foi feita para verificar a viabilidade do uso do programa computacional nas estimativas deste estudo. Esperava-se para validação do modelo que a diferença entre valores totais simulados e de campo não fosse maior que a margem de erro para emissões de N₂O provenientes do solo citada no segundo Inventário Brasileiro de Emissões, que é de 52%. No Brasil, conforme já mencionado as medições de emissões de N₂O e CH₄ na cultura da cana-de-açúcar são relativamente escassas, assim, para validação do modelo foram utilizados dados de emissão diárias do experimento australiano citado no item 2.8.2. Dados climáticos,

pedológicos, e de produtividade também foram obtidos e utilizados como parâmetros de entrada no programa DNDC.

Além de comparações relativas a valores totais de emissão, as mesmas se deram entre valores diários utilizando-se de índices estatísticos, e quanto aos padrões de emissões em intervalos de tempo ao longo do experimento.

As comparações de emissões diárias foram feitas de acordo com metodologia indicada por Zacharias *et al.* (1996) e Sentelhas *et al.* (1997). Os índices estatísticos utilizados para avaliação do desempenho do modelo foram: índice revisado de concordância de Willmott (dr), erro máximo (EM), erro absoluto médio (EAM), raiz do erro quadrático médio (RMSE), coeficiente de determinação (CD), eficiência (EF), e coeficiente de massa residual (CRM).

Tais índices são expressos pelas seguintes equações:

a) índice revisado de concordância de Willmott (d_r)

$$d_r = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)}{\sum_{i=1}^n (|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)} \right] \quad (2)$$

onde,

P_i – valores simulados (kg/ha);

O_i – valores observados (kg/ha);

$\bar{O}$ - media dos valores observados (kg/ha):

b) erro máximo (ME)

$$ME = \max(|O_i - P_i|)_{i=1}^n \quad (3)$$

c) erro absoluto médio (EAM)

$$EAM = \left[\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - P_i) \right] \quad (4)$$

d) raiz quadrada do erro médio quadrático normalizado (RMSE):

$$RMSE = \left[\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2 \right]^{0.5} \times \left(\frac{100}{\bar{O}} \right) \quad (5)$$

e) coeficiente de determinação (CD)

$$CD = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{O})^2} \quad (6)$$

f) eficiência (EF)

$$EF = \frac{\left[\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O}) - \sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2 \right]}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})} \quad (7)$$

g) coeficiente de massa residual (CRM)

$$CRM = \frac{\sum_{i=1}^n O_i - \sum_{i=1}^n P_i}{\sum_{i=1}^n O_i} \quad (8)$$

O índice revisado de concordância de Willmott (d_r), mede o quanto os dados estimados pelo modelo se aproximam dos observados em campo. Este índice é adimensional variando entre zero e um, sendo que o valor zero corresponde a nenhuma concordância e o valor um indica concordância perfeita. O erro máximo (ME) corresponde ao módulo da diferença máxima entre valores simulados e de campo, e possui as mesmas dimensões da variável examinada, assim como o erro absoluto médio (EAM). RMSE e EAM são medidas de erros usados para representar as diferenças médias entre os valores estimados e observados, sendo que os valores de RMSE são expressos em percentagem. Quanto mais próximos de zero forem os dois índices, mais precisos são os resultados modelados. O coeficiente de determinação (CD) é uma medida da proporção total da variação dos resultados explicada pelos dados simulados, sendo que valores de CD próximos a um indicam boa concordância entre dados simulados e observados.

EF é um coeficiente estatístico adimensional que relaciona diretamente valores previstos pelo modelo com dados observados. Os valores calculados de EF são indicadores da qualidade de ajuste entre dados simulados e medidos. O valor máximo possível para EF é um, e modelos que resultam em valores negativos de EF não são recomendados (Loague e Green, 1991). O índice CRM indica se os valores simulados estão superestimados ($CRM < 0$), ou subestimados ($CRM > 0$), sendo que quanto mais próximo de zero melhor o desempenho do modelo. Os índices CD , EF e CRM, assim como d_r são também adimensionais. Uma concordância perfeita entre valores simulados e observados resultaria em valores de ME, MAE, RMSE e CRM iguais a zero, e valores de CD e EF iguais a um.

Optou-se também por fazer uma comparação entre valores simulados e valores de campo medidos pelo experimento de Zotelli (2012). Entretanto, devido ao pequeno número de amostras deste experimento, a comparação se deu apenas em termos de valores totais e padrões de emissões, não incluindo o uso de índices estatísticos.

3.4 Entrada de dados e estimativas de emissões a partir do programa DNDC

3.4.1 Dados da cultura da cana-de-açúcar

Para simulações, o modelo requer características de solo e clima, informações fisiológicas e de produtividade da cultura, sendo que produção anual, fração de massa seca, fração de carbono e relação C/N da biomassa da cana são parâmetros necessários para a simulação. O cálculo e a entrada de tais dados baseou-se em exemplos de simulações com a cultura da cana-de-açúcar contidos no manual do usuário do programa DNDC, e trabalhos publicados (Evensen *et al.*, Weier 1998; Figueiredo e La Scala 2011). A partir das informações obtidas, concluiu-se que os valores mais adequados nas simulações seriam: 0,26 para relação entre massa fresca e massa seca dos colmos da cana; 40% para o teor de carbono na massa seca, e relação C/N na planta igual a 100. Outros dados necessários para simulações são: época de plantio e colheita, adubação nitrogenada, uso ou não de cobertura de palha no solo e inclinação do terreno. Escolheu-se o mês de maio como época de plantio por coincidir com o início da safra. Para a colheita da cana soca, também foi escolhido o mês de maio assumindo como um ano o ciclo de crescimento. Para a cana planta, foi considerado um período de crescimento de 18 meses e colheita no mês de novembro do ano seguinte ao plantio. A quantidade de adubos aplicada baseou-se nas recomendações de Sampaio Benedini e Penatti (2006), Penatti *et al.* (1989) e Rossetto e Dias (2005). Para cana planta a recomendação adotada foi de 90 kg N ha⁻¹, distribuídos em duas aplicações, a primeira no plantio de 60 kg N ha⁻¹, e a segunda de 30 kg N ha⁻¹ em cobertura trinta dias após o plantio. Já para a cana soca foi adotada a recomendação de 100 kg N ha⁻¹ em cobertura, aplicada no plantio. Como fertilizante nitrogenado foi assumido o uso da ureia em todas as simulações visto ser o mais usado nas culturas de cana do estado de acordo com Macedo *et al.* (2008). O programa DNDC não considera em suas simulações dados referentes à adubação de fósforo (P) e potássio (K).

As interações no programa DNDC, entre os dados de entrada, os parâmetros fisiológicos da planta, tratos culturais, características do solo e condições climáticas, simulam não somente as emissões de GEE como também o crescimento da planta em questão. Desta maneira, para cada simulação está associada uma produtividade de cana-de-açúcar. Assim é possível estimar não somente as emissões de N₂O e CH₄ por área plantada, mas também as emissões por megagrama de cana produzida.

3.4.2 Sistemas de informações geográficas e DNDC

O propósito do programa de SIG nesta pesquisa é auxiliar na escolha da entrada de dados pedológicos e climáticos no programa de simulação de emissões – DNDC. As escolhas dos dados de entrada, ou “inputs”, foram baseadas nos tipos e localização dos solos, localização da cultura da cana-de-açúcar, bacias hidrográficas, características climáticas e escalas espaciais. Embora o programa computacional DNDC possua um módulo que permite o uso de banco de dados de SIG, essa opção não foi utilizada por ser considerada inadequada aos dados e mapas disponíveis para a pesquisa.

Para atividades de SIG foi utilizado principalmente o programa computacional ArcGIS 10.1 desenvolvido e comercializado por “Environmental Systems Research Institute, Inc.” (ESRI) - Redlands (CA). É provavelmente o mais conhecido e utilizado programa computacional de SIG, sendo escolhido tanto pelas suas capacidades técnicas como pela nossa relativa familiaridade com o programa.

No estudo foram empregados vários mapas, cada um representando um aspecto ou topologia da área. Esses mapas encontram-se basicamente em formato vetorial, mas também se fez necessária a utilização de arquivos no formato “raster”.

Para a realização do trabalho primeiramente foi necessário estabelecer com precisão a localização das plantações de cana no estado. Para tanto recorreu-se ao projeto Canasat (<http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/>) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Este projeto consiste no monitoramento por imagens de satélites, das plantações de cana na região centro-sul do país (Rudorff *et al.*, 2005; Rudorff *et al.*, 2010), e possibilitou a obtenção de mapas em formato vetorial indicando a localização das áreas cultivadas com cana-de-açúcar no estado nos anos de 2003 e 2010. Tais mapas mostram não somente a localização das plantações como também divide-as em quatro categorias: cana soca, cana em expansão, cana reformada e cana em reforma. A cana soca corresponde àquela plantação que já sofreu pelo menos um corte. A cana em expansão representa áreas onde não havia cana na safra anterior. Cana em reforma ou reformada é a cana planta em área que já havia cana anteriormente. Também estão disponíveis junto ao projeto Canasat, mapas em formato vetorial indicando o tipo de colheita, manual (queima) ou mecânica, a partir da safra 2006/2007. Esses mapas auxiliaram nos cálculos das emissões através dos algoritmos do IPCC, o que será mostrado mais à frente.

Além dos mapas da cultura da cana, foram necessários mapas de solos, climáticos, e de divisão política do estado. Esses mapas foram obtidos junto ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), no endereço: <http://mapas.ibge.gov.br/>. Também foi

necessária a elaboração de um mapa de declividade para todo o estado de São Paulo, o que foi feito a partir de modelos digitais de elevação (MDE), obtidos junto à Embrapa Monitoramento por Satélite, no endereço eletrônico: <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br/>. Os arquivos vetoriais foram obtidos no formato “shapefile” (.shp), e os arquivos de MDE tipo “raster” no formato “tiff” (.tif).

3.4.2.1 Definição da projeção utilizada

Os mapas utilizados no estudo são provenientes de fontes diversas, cada qual gerado a partir de programa computacional e métodos de trabalho próprios. Necessário se faz padronizar tais mapas, começando pela unificação da projeção cartográfica utilizada.

Projeções podem ser definidas como um esforço cartográfico em converter locais e pontos tridimensionais num globo em um mapa bidimensional. O uso eficiente de um SIG depende em grande parte de manejar os sistemas de coordenadas corretamente. Para mostrar mapas na tela do computador, um SIG usa um sistema de coordenadas que especifica a localização e a forma de uma determinada feição no terreno (Price, 2008).

Geógrafos, criadores e usuários de mapas usam sistemas de coordenadas padrões cujas características são conhecidas de antemão. O mais comumente usado é baseado em unidades esféricas, que divide a terra em 360 graus na altura do equador, os chamados graus de longitude, que assumem valores entre -180 a +180. Latitudes medem o ângulo entre o plano do equador e a normal à superfície de referência, variando de -90 (polo sul) até +90 (polo norte), esse sistema de medidas é conhecido como sistemas de coordenadas geográficas (SCG). Embora um SCG registre localizações em uma esfera, em um SIG as coordenadas são delineadas como representando um sistema planar. A transformação de um sistema de coordenadas esféricas em coordenadas planares é chamada projeção.

Todos os mapas deste estudo foram trabalhados utilizando-se como SCG o chamado “South American Datum 1969” ou SAD69, e o sistema de coordenadas plano conhecido como “World Polyconic”. Desta maneira, padronizaram-se os mapas a partir da projeção utilizada pelo projeto Canasat (Figura 9).

Figura 9 - Mapa na projeção “World Polyconic” das plantações de cana-de-açúcar no estado de São Paulo de acordo com o projeto Canasat.

3.4.2.2 Escalas espaciais e bacias hidrográficas

A elaboração de estimativas de emissões foi feita em diferentes escalas espaciais visando investigar se características regionais de solo, clima, e tratos culturais podem influenciar no computo das emissões de N_2O e CH_4 , tanto quando se usa algoritmos do IPCC como os do programa computacional DNDC. Em cada escala utilizada, a área de estudo (Estado de São Paulo), foi subdividida para identificar tais características. As subdivisões do estado foram feitas baseadas nas subdivisões de bacias hidrográficas utilizadas pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) e pela Agência Nacional das Águas (ANA). A subdivisão das bacias hidrográficas do território brasileiro é feita de acordo com a metodologia de Otto Pfafstetter (1989), citado por Rubert e Figueiredo (2001). Segundo Rubert e Figueiredo (2001), a metodologia de Pfafstetter é aplicada inicialmente para o continente, e consiste em agrupar a rede de drenagem em três classes: aquelas que drenam diretamente para o mar, aquelas que drenam para bacias fechadas, e aquelas que são tributárias dos dois primeiros casos. Para o continente sul-americano este método delimita oito bacias. A partir desta primeira subdivisão novas subdivisões são realizadas tendo como referência o rio principal de cada bacia e seus tributários. Em cada subdivisão aumenta-se um nível na classificação de Pfafstetter. As bacias delimitadas por esse método normalmente são conhecidas como Ottobacias. Para cada escala considerada foi associado um nível de subdivisão de bacia.

Para o estudo foram consideradas três escalas, inicialmente o estado como um todo (sem subdivisões) e posteriormente subdividido em bacias do nível três e quatro de Pfafstetter. Quando a área de estudo (estado de São Paulo) é considerada como um todo, a bacia de nível dois de Pfafstetter conhecida como Bacia do Paraná engloba toda a área de produção de cana-de-açúcar de São Paulo e praticamente todo o estado. Desta forma foi considerado redundante dividir o estado em bacias do nível dois. Uma ilustração das bacias de nível um no território nacional é mostrada na Figura 10. As figuras 11 e 12 mostram a subdivisão do estado em bacias de nível três e quatro de Pfafstetter.

Figura 10 - Bacias hidrográficas de nível um de Otto Pfafstetter no território brasileiro - Fonte: ANA

Figura 11 - Bacias hidrográficas de nível três de Otto Pfafstetter do estado de São Paulo

Figura 12 - Bacias hidrográficas de nível quatro de Otto Pfafstetter no estado de São Paulo

3.4.2.3 Mapa de solos

Todo mapa é uma representação em escala reduzida da distribuição espacial de objetos. Durante o processo de mapeamento, cientistas do solo descrevem as associações entre os vários tipos ou classes de solo da melhor maneira possível. Um mapa de solos é composto de delineações concebidas para representar espacialmente a associação de unidades de tipos de solo. Uma unidade de mapeamento identifica o solo presente em uma área de acordo com a nomenclatura taxonômica. Por sua vez, uma classe taxonômica de solo é um conceito abstrato estabelecido para englobar intervalos específicos de certas propriedades pedológicas. As unidades taxonômicas consistem em conjuntos que são identificados no mapa pelo mesmo símbolo, cor, nome ou outra representação (Buol, 2003). Diferentes níveis de detalhe são então fornecidos pelos levantamentos de solo dependendo da escala em que os mapas são gerados, da região estudada, e do interesse do trabalho. Normalmente durante os trabalhos de campo encontram-se mais informações pedológicas do que são possíveis de serem registradas no mapa. Quando são representadas grandes áreas (pequenas escalas), como no caso deste estudo, os mapas de solo são mais generalizados. Normalmente não são gerados diretamente de observações de campo; mas frequentemente reduzindo-se detalhes cartográficos de levantamentos em escalas maiores, resultando em mapas que representam padrões regionais da distribuição dos solos (Buol, 2003).

O mapa de solos obtido junto ao IBGE representa toda a extensão territorial do país na escala 1:5000000. Usando o mapa político do estado de São Paulo como base, separou-se do mapa de solos brasileiro a área referente ao estado (Figura 13).

Figura 13 - Mapa de solos do estado de São Paulo

No estado de São Paulo ocorrem 13 tipos de solo classificados até o nível de subordem (ordem, subordem) que são: Argissolo Vermelho, Argissolo Vermelho Amarelo, Espodossolo Ferrocárbico, Latossolo Vermelho, Latossolo Vermelho Amarelo, Cambissolo Háplico, Cambissolo Húmico, Gleissolo Háplico, Gleissolo Sáfico, Neossolo Litólico, Neossolo Quartzarenico, Nitossolo Vermelho e Organossolo Mésico.

O programa DNDC necessita para simulações, dos seguintes parâmetros pedológicos: textura (argilosa, arenosa, etc.), densidade, pH, conteúdo de argila, carbono orgânico e declive. Outras variáveis podem assumir valores padrão ou são calculadas a partir das já citadas. São elas: capacidade de campo, ponto de murcha permanente, condutividade hidráulica, porosidade, profundidade do lençol freático, relação C/N, concentração inicial de nitrogênio na superfície e atividade microbológica. Pela disponibilidade de dados e por motivos operacionais, onde o programa permitia foram utilizados valores padrão ou calculados pelo próprio programa.

Essa pesquisa requer informações pedológicas sistemáticas de todo o estado. A obtenção desses dados foi feita a partir do Boletim 12 do antigo Serviço Nacional de Pesquisas Agronômicas (SNPA, 1960). Trata-se de um levantamento de reconhecimento dos solos do estado de São Paulo que inclui a localização aproximada, dados físicos, químicos, e descrição de 86 perfis de solo por todo o estado. Apesar de ter sido publicado em 1960 é ainda hoje referência, e dados de seus levantamentos são utilizados em publicações e estudos recentes (Alvares *et al.*, 2009; Prado, 2008; Prado, 2011; Ker, 2013). Alguns fatores obtidos junto ao Boletim, tais como quantidade de carbono orgânico, provavelmente mudaram em relação à época de publicação. Entretanto, como se trata de um levantamento que abrange todo o estado de São Paulo, usando da mesma metodologia em todos os perfis, foi considerado apropriado para obtenção de dados para esta pesquisa. Com auxílio de mapas vetoriais e de publicações recentes (Prado, 1997; Oliveira, 1999; Oliveira, 2001; Santos *et al.*, 2006; Lepsch, 2011), foi possível determinar a localização aproximada destes perfis e correlacionar a classificação de solos utilizada à época da publicação do boletim com a atual.

Para cada escala utilizada foi considerado para efeito de entrada de dados no programa DNDC, o tipo de solo predominante em cada bacia hidrográfica. Selecionou-se a seguir, quais perfis do Boletim 12 ocorriam em cada bacia, e dentre estes, quais representavam o tipo de solo predominante na mesma. Os dados físicos e químicos dos perfis selecionados foram então utilizados nas simulações. Nos casos em que foram selecionados mais de um perfil por bacia, calculou-se a média simples de cada parâmetro de interesse.

No caso das estimativas considerando o estado como um todo, foi observado que o tipo de solo predominante no estado é o Argissolo Vermelho Amarelo. Então, selecionou-se do Boletim 12, dados de todos os perfis correspondentes a argissolos vermelho-amarelos, e para cada parâmetro requerido pelo programa, foi utilizado o valor médio dos perfis.

3.4.2.4 Classes de clima e estações meteorológicas

O uso de dados climáticos é de fundamental importância para a simulação das emissões de CH₄ e N₂O no programa DNDC. Para parametrizar as condições climáticas locais é necessária a preparação de arquivos texto (.txt), com dados diários de temperatura máxima, temperatura mínima, e precipitação.

Os dados meteorológicos e as localizações de todas as estações do estado foram obtidos junto ao Instituto Agronômico de Campinas (IAC). As estações meteorológicas que tiveram seus dados utilizados no programa foram escolhidas a partir da disponibilidade de informações durante o período analisado e suas localizações. Para determinar a localização das estações foi criado, a partir de um arquivo Excel (.xlsx) contendo suas coordenadas geográficas, um arquivo vetorial com suas localizações no estado de São Paulo. Para cada bacia hidrográfica considerada foi escolhida uma estação meteorológica cujos dados foram usados nas simulações. Como o estudo contempla estimativas feitas em várias escalas, para cada escala foi usado um método para escolha de estações a partir dos seguintes critérios básicos:

- Possuir a estação dados para as safras 2003/2004 e 2010/2011, isto porque as mesmas estações foram utilizadas nas duas safras visando diminuir a variabilidade dos dados climáticos considerados nas simulações.
- Estar a estação climática localizada no máximo a 30 quilômetros de um talhão da cultura.
- Caso mais de uma estação climática atenda as condições acima, uma delas será escolhida aleatoriamente
- Caso nenhuma estação climática se encontre a essa distância máxima definida, foi então selecionada a estação mais próxima que esteja na mesma faixa de clima dos talhões em questão.

No caso em que não houve a subdivisão do estado em bacias hidrográficas, inicialmente foi feita uma estimativa utilizando dados de uma única estação meteorológica, escolhida aleatoriamente entre as localizadas na faixa de clima predominante no estado. Para

comparações, também foi feita uma estimativa utilizando dados médios de todas (14), estações que ocorriam na faixa de clima predominante.

O mapa climático foi obtido junto ao IBGE (ftp:geoftp.ibge.gov/mapas_interativos/). Este foi feito baseando-se nas normas propostas por Nirmer (1979), sendo atualizado em 2002 pela Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais da Diretoria de Geociências (DGC/CREN) do IBGE. A divisão das classes de clima é baseada a partir dos seguintes fatores: umidade ou precipitação, período de seca, e temperatura média, conforme Tabela 2.

Tabela 2 - Fatores determinantes das classes de clima para o estado de São Paulo, de acordo com DGC/CREN

Umidade	Temperatura
Super úmido	Quente – média > 18°C em todos os meses
Úmido	Sub quente – média entre 15 e 18 °C em pelo menos um mês
Semi úmido	Mesotérmico brando – média entre 10 e 15°C mês mais frio
Semiárido brando	Mesotérmico mediano – média < 10°C mês mais frio
Semiárido mediano	Nesotérmico frio – média < 0°C mês mas frio
Semiárido forte	
Semiárido muito forte	
Árido ou desértico	

No mapa o sistema delimitador referente à umidade é baseado na existência ou não de seca e na duração média deste período. É considerado seco aquele mês cuja média de precipitação em milímetros é igual ou inferior ao dobro da temperatura média em graus Celsius ($P \leq 2T$). A definição de subseca ($P \leq 3T$), foi aplicada apenas aos locais que não possuem sequer um mês seco. Este sistema define os climas *super-úmidos* (sem seca ou com subseca), *úmidos* (com 1, 2 ou 3 meses secos), *semi-úmidos* (com 4 a 5 meses secos), *semiáridos* (com 6 ou mais meses secos). Este último pode ser dividido em: *brando* (com 6 meses secos), *mediano* (com 7 a 8 meses), *forte* (com 9 a 10 meses) e *muito forte* (com 11 meses) e, finalmente, o clima *árido ou desértico* (com 12 meses secos). O segundo sistema delimitador correspondente às regiões térmicas, é baseado em índices de diferentes autores: a temperatura média de 18°C para o mês mais frio limita as regiões de clima quente (> 18°C) das regiões de clima sub-quente (< 18°C); a média de 15°C para o mês mais frio limita as regiões de clima subquente das regiões de clima mesotérmico (< 15°C). Por sua vez o clima mesotérmico é dividido em *mesotérmico brando* (15° a 10°C), *mesotérmico mediano* (10° a 0°C) e *mesotérmico frio* (<0°C). De acordo com o exposto acima e com o mapa climático, as classes de clima que ocorrem no estado estão descritas na Tabela 3.

Tabela 3 - Classes de climas do estado de São Paulo

Classe	Umidade	Seca	Temperatura
1	Super úmido	sem seca	Quente
3	Úmido	1 a 2 meses secos	Quente
4	Úmido	3 meses secos	Quente
5	Semi-úmido	4 a 5 meses secos	Quente
10	Super-úmido	sem seca	Sub quente
11	Super-úmido	sub seca	Sub quente
12	Úmido	1 a 2 meses secos	Sub quente
13	Úmido	3 meses secos	Sub quente
14	Semi-úmido	4 a 5 meses secos	Sub quente
16	Super-úmido	sem seca	Mesotérmico brando
17	Super-úmido	sub seca	Mesotérmico brando
18	Úmido	1 a 2 meses secos	Mesotérmico brando
19	Úmido	3 meses secos	Mesotérmico brando
20	Semi-úmido	4 a 5 meses secos	Mesotérmico brando
21	Super-úmido	sem seca	Mesotérmico mediano

O estado de São Paulo é dividido então em 15 classes climáticas, e a que ocupa maior área (~6 milhões de ha), é a classe 13 (nomenclatura do mapa do IBGE), que possui clima úmido com três meses secos, e subquente, isto é, com temperaturas médias entre 15 e 18°C em pelo menos um mês do ano, (Figura 14).

Figura 14 - Mapa de classes climáticas e localização das estações meteorológicas do estado de São Paulo

3.4.2.5 Declividade

Para determinação dos valores de declividade foi elaborado um mapa com as classes de declividade do estado. O primeiro passo foi obter arquivos “raster” do modelo digital de elevação (MDE) do estado de São Paulo, os quais foram obtidos na “internet” na página da Embrapa Monitoramento de Satélite, no programa Brasil em Relevo, (<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br/>). Devido a sua extensão, para representar o relevo do estado de São Paulo foram necessários 23 arquivos, cada um representando uma parte do estado como mostra a figura a seguir (Figura 15).

Figura 15 - Quadrículas representando subdivisões de arquivos de MDE para o estado de São Paulo
Fonte: Embrapa Monitoramento por Satélite

O mapa de classes de declividade do estado foi feito a partir do mosaico de arquivos MDE. Este mapa foi reclassificado e foram atribuídas ao mesmo sete classes de declividade (Tabela 4), seguindo aproximadamente o critério utilizado por Valente (2001). O mapa de declividade obtido foi então transformado de modelo “raster” para modelo vetorial (Figura 16).

Tabela 4 - Classes de declividade do estado de São Paulo

Classe	Declividade
1	<2%
2	2-5%
3	5-12%
4	12-15%
5	15-45%
6	45-70%
7	>70%

Figura 16 - Classes de declividade do estado de São Paulo

Foram determinadas então, para cada bacia e em todas as escalas consideradas, quais as classes de declividade predominantes, e esses valores foram utilizados como parâmetros de entrada no programa DNCD.

Uma ilustração de uma bacia hidrográfica com as localizações dos seus tipos de solo, plantações de cana, perfis do Boletim 12 e estações meteorológicas pode ser vista à seguir (Figura 17)

Figura 17 - Representação de uma bacia hidrográfica individualmente – Bacia do Piracicaba

3.4.2.6 Fluxograma das operações com SIG

O esquema a seguir resume as operações de SIG realizadas no presente estudo

3.4.3 Incertezas relacionadas à entrada de dados no programa

Inicialmente, a proposta era utilizar nas simulações valores máximos e mínimos de cada variável considerada pelo programa DNDC. Entretanto devido ao grande número de variáveis de entrada requeridas pelo modelo, a quantidade de simulações necessárias tornaria esta proposta impraticável. Lembrando que apenas no que se refere às características pedológicas são oito as variáveis requeridas pelo modelo, o uso de valores máximos e mínimos para cada uma implicaria na necessidade de 2^8 ; ou seja, 256 simulações para cada tipo de solo considerado. A opção foi então utilizar o valor médio de cada variável, e observar quais aparentam ter maior influência nos resultados. A partir destas observações foi feita a análise de sensibilidade do programa, o qual também conta com uma função que possibilita a avaliação de variações na entrada de dados através do método estatístico de Monte Carlo. A análise de Monte Carlo é adequada para avaliação de incertezas, particularmente quando as variáveis possuem distribuição não normal, onde os algoritmos possuem funções complexas e/ou onde ocorre correlação entre dados de entrada e fatores de emissão (IPCC 2006). O princípio do método de Monte Carlo é selecionar aleatoriamente parâmetros de entrada a

partir da distribuição de suas funções de densidade de probabilidades, e calcular as emissões a partir dos valores selecionados. Se o modelo possuir dois ou mais parâmetros de entrada, então amostras aleatórias são geradas a partir de suas funções de densidade de probabilidades, e um valor aleatório de cada parâmetro é usado pelo modelo para obter uma estimativa do resultado (emissões). Este procedimento é repetido por um determinado número de vezes para se obter múltiplas estimativas do modelo. Essas múltiplas estimativas geram a função de densidade de probabilidades de emissões, sendo que a análise desta função permite fazer inferências a respeito dos resultados obtidos (IPCC 2006). Foi aplicado o método de Monte Carlo do programa DNDC para parâmetros do solo (densidade, percentagem de carbono, percentagem de argila e pH) e de produção da cultura. Os resultados deste método estão descritos na seção 4.3.2.3.

3.4.4 Análise de sensibilidade do programa

Durante as simulações percebeu-se que as variáveis que mais afetavam as emissões de N_2O eram a textura, o conteúdo de água, e a quantidade de matéria orgânica do solo, bem como o tipo de fertilizante aplicado. Já com relação às emissões de CH_4 , observou-se que os fatores que mais influenciaram no resultado das simulações foram o conteúdo de carbono e de água do solo.

De acordo com Stehfest e Bouwman (2006), as características do solo que mais afetam as emissões de N_2O são a textura, conteúdo de carbono orgânico e pH. Já com relação aos fluxos de CH_4 , Smith *et al.*, (2003), consideram os fatores mais importantes como sendo conteúdo de água, conteúdo de matéria orgânica, pH e textura do solo, e tipo de fertilizante aplicado. Foram feitas simulações no programa DNDC variando tais fatores para observar suas influências nos resultados de fluxo dos dois gases. Foi estabelecida como simulação padrão, a estimativa estadual para a safra 2003/2004.

3.5 Estimativas utilizando os algoritmos do IPCC

Os cálculos destas estimativas foram feitos baseados nos relatórios de referência do segundo inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa (Brasil 2010). Este por sua vez, foi elaborado em sua maior parte de acordo com as diretrizes revisadas de 1996 do IPCC. Essas diretrizes consideram emissões diretas de N_2O pela adição aos solos de fertilizantes sintéticos e esterco animais, pelo cultivo de plantas fixadoras de N_2 , pela incorporação ao solo de resíduos de colheita e pela mineralização de nitrogênio associada ao cultivo em solos orgânicos. Os cálculos do inventário de referência não incluem emissões de

N₂O associadas à fixação biológica de nitrogênio. O segundo inventário salienta que não há indício de tais emissões na agricultura do país, e que as mesmas já foram retiradas da metodologia do IPCC.

Os algoritmos do IPCC contabilizam também as emissões indiretas de N₂O a partir da deposição atmosférica de NH₃ e NO_x e também a partir da lixiviação e do escoamento superficial de nitrogênio. Já as emissões diretas de CH₄ são consideradas apenas nas culturas de arroz irrigado e na queima de resíduos agrícolas. Esses fatores não foram computados neste estudo já que o interesse estava na investigação das emissões diretas de N₂O e CH₄ a partir do solo.

3.5.1 Cálculo das emissões de N₂O

As emissões diretas anuais de N₂O de solos agrícolas foram calculadas pela seguinte equação:

$$N_2O_{direta} = [(F_{SN} + F_{AW} + F_{BN} + F_{CR}) EF_1] + F_{OS} \times EF_2 \quad (9)$$

onde,

N₂O direta = emissões diretas de N₂O de solos agrícolas;

EF₁ = fator de emissão direta do nitrogênio aplicado aos solos, em kg N₂O-N/kg N (0,01 segundo IPCC 2006);

EF₂ = fator de emissão para solos orgânicos em kg N₂O-N/ha (12 segundo Inventário Brasileiro);

F_{SN} = nitrogênio sintético aplicado, corrigido para emissões de NH₃ e NO_x (kg N);

F_{AW} = nitrogênio presente no esterco utilizado como fertilizante agrícola (kg N);

F_{BN} = nitrogênio fixado biologicamente (kg N);

F_{CR} = nitrogênio de resíduos de culturas que retornam ao solo (kg N);

F_{OS} = área de solos orgânicos cultivados anualmente (em ha).

3.5.1.1 Nitrogênio sintético aplicado, corrigido para emissões de NH₃ e NO_x - F_{SN}

De acordo com o guia do IPCC, as quantidades de N como fertilizante aplicadas ao solo, devem ser ajustadas em função das quantidades volatilizadas de NH₃ e NO_x, para obtenção de F_{SN} de acordo com a seguinte equação:

$$F_{SN} = N_{FERT} \times (1 - \text{Frac}_{GASF}) \quad (10)$$

onde,

N_{FERT} = quantidade de nitrogênio aplicada na forma de fertilizante sintético (kg N/ano);

$Frac_{GASF}$ = Fração do nitrogênio do fertilizante sintético aplicado que volatiliza como NH_3 e NO_x em kg $[NH_3-N$ e $NO_x-N]/kg$ de N_2O-N aplicado, 0,1 de acordo com (IPCC 1996), lembrando que as diretrizes do IPCC (2006), não mais fazem tal correção.

Como geralmente não é aplicado esterco como fertilizante na cultura da cana-de-açúcar e considerando também que a cultura não está associada à fixação de nitrogênio não há necessidade de calcular F_{AW} e F_{BN} .

Nesse cálculo, fez-se uma pequena diferenciação em relação ao inventário brasileiro no que se refere a variável N_{FERT} (equação 10). Devido à disponibilidade de dados, foram considerados dois tipos de práticas agrícolas (cana-planta e cana-soca) em relação à quantidade de fertilizantes nitrogenados aplicados. A identificação dos talhões de cana planta e soca foi feita a partir dos mapas fornecidos pelo projeto Canasat. As quantidades de fertilizantes utilizados por hectare-ano para cana soca e planta nessa equação, são as mesmas utilizadas nas simulações com o programa computacional.

3.5.1.2 Nitrogênio de resíduos das culturas - F_{CR}

A quantidade de nitrogênio de resíduos que retorna anualmente ao solo é calculada a partir da equação:

$$F_{CR} = [(2Crop_{BF} \times Frac_{NCRBF}) + (2Crop_0 \times Frac_{NCR0})] \times (1 - Frac_R) \times (1 - Frac_{BURN}) \quad (11)$$

onde,

F_{CR} = Nitrogênio de resíduos das culturas (kg N);

$Crop_{BF}$ = produção útil, em kg de matéria seca de cultura fixadora de N_2 atmosférico;

$Frac_{NCRBF}$ = teor de nitrogênio nas culturas associadas a fixação de nitrogênio por bactérias, em kg N/kg matéria seca;

$Crop_0$ = produção útil, em kg de matéria seca de cultura não fixadora de N_2 atmosférico;

$Frac_{NCR0}$ = teor de nitrogênio nas culturas não associadas à fixação de nitrogênio por bactérias, em kg N/kg matéria seca;

$Frac_R$ = fração da biomassa da cultura que é removida do campo como colheita, em kgN/kgN - 0.5 segundo IPCC (2006) e Brasil (2010);

$Frac_{BURN}$ = fração dos restos culturais que é queimada ao invés de ser deixada no campo, que no caso brasileiro é baseada nos valores do inventário de emissões de CH_4 e N_2O pela queima de resíduos agrícolas.

Novamente, considerando que a cana-de-açúcar não está associada à fixação biológica de nitrogênio, as variáveis $Crop_{BF}$ e $Frac_{NCRBF}$ são desconsideradas no cálculo. Desta maneira o cálculo de F_{CR} segue a equação:

$$F_{CR} = (2Crop_0 \times Frac_{NCR0}) \times (1 - Frac_R) \times (1 - Frac_{BURN}) \quad (12)$$

Os valores de produtividade da cana-de-açúcar são normalmente fornecidos em megagramas de colmos (matéria fresca) por hectare. De acordo com a União da Indústria de Cana-de-Açúcar (www.unica.com.br), a produtividade por hectare nas safras 2003/2004 e 2010/2011 foram de 79,25 e 71,95 megagramas respectivamente. Para determinação da produtividade em termos de biomassa seca ($Crop_0$), foram multiplicados os valores de produtividade, por um valor de relação matéria seca/matéria fresca. Este valor (0,26 kg/kg), é o mesmo considerado na publicação de referência para simulações de cana-de-açúcar, do manual do usuário do programa DNDC. Para a variável $Frac_{NCR0}$, foi considerado o valor de 0,004 conforme tabela 4.16 do IPCC (1996). Ambos os valores também foram considerados nas simulações com o programa DNDC.

O valor da fração de resíduos exposta à queima ($Frac_{BURN}$) usado para o ano de 2003 foi de 0,74 e corresponde à percentagem da colheita manual no estado neste ano de acordo com Brasil (2010). A partir do ano de 2006 o projeto Canasat elaborou também mapas representando o modo como foi colhida a cana – mecânica ou manualmente. Então, para o ano de 2010 foi possível determinar com precisão, utilizando-se do programa ArcGIS, tanto para o estado, como também para cada bacia considerada, a fração de resíduos exposta à queima, a partir da percentagem de colheita manual.

3.5.1.3 Área de solos orgânicos - F_{OS}

A área de solos orgânicos cultivados com cana-de-açúcar foi determinada sobrepondo-se os mapas de solo e do projeto Canasat. No ano de 2003, havia 9174 ha de solos orgânicos ocupados com a cultura, no ano de 2010 essa área foi de 11278 ha.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Comparação entre dados de campo e modelados - Austrália

4.1.1 Emissões de N₂O

A comparação entre os valores totais de emissões obtidos no experimento na Austrália e os simulados indicam uma diferença de aproximadamente 20% entre os mesmos, encontrando-se assim dentro da margem de erro de 52% do segundo inventário brasileiro de emissões. Portanto, o programa DNDC foi considerado apropriado para este estudo.

Durante o período do experimento australiano, o valor acumulado das emissões medidas em campo foi de 4,70 kg N-N₂O ha⁻¹, correspondendo a 7,38 kg N₂O ha⁻¹. Os valores resultantes da simulação computacional indicam emissões acumuladas de 3,93 kg N-N₂O ha⁻¹, correspondendo a 6,18 kg N₂O ha⁻¹. Em termos de CO₂ equivalentes as emissões de campo e simuladas representam respectivamente 2214 kg CO₂-eq e 1854 kg CO₂-eq. O padrão das emissões simuladas também é semelhante, sendo que grande parte das emissões é concentrada nos primeiros 60 dias após a fertilização, diminuindo até praticamente zero após aproximadamente 100 dias depois de aplicado o fertilizante nitrogenado (Figura 18). Esse padrão de emissões está de acordo com o descrito por Osborne *et al.* (2010), que afirmam que as emissões de N₂O são caracterizadas por grandes picos após a fertilização, associados a variações sazonais da atividade microbial, reduzindo a níveis praticamente indetectáveis pelo resto do ano.

Figura 18 - Emissões diárias de N-N₂O durante o período do experimento

A liberação de maiores quantidades de N₂O do solo, segundo o modelo, ocorre imediatamente após a aplicação do fertilizante nitrogenado, ao passo que no campo essa liberação começa a partir de aproximadamente uma semana após a fertilização. A intensidade

de liberação diária do gás é maior no modelo com pico de $0,73 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, três dias após a adubação nitrogenada, ao passo que no campo este valor é de $0,23 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e sete dias após. Nos primeiros 20 dias após a aplicação de fertilizante o modelo computacional indica a emissão de $2,54 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$, ao passo que as emissões medidas no campo somam $1,65 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (Figura 19).

Figura 19 - Emissões diárias de N-N₂O nos primeiros 20 dias após a adubação nitrogenada

Entre o 20^o e 60^o dias, são os valores de emissões medidos no campo que passam a ser maiores do que os simulados. Neste período, os valores modelados indicam a emissão acumulada de $0,16 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$, e os valores de campo apontam para emissões acumuladas de $2,44 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (Figura 20).

Figura 20 - Emissões diárias de N-N₂O entre o 20^o e 60^o dias após a adubação nitrogenada

A partir do 60º dia após o início das medições, os valores simulados e de campo tornam-se mais próximos e assim permanecem até o final do período do experimento (Figura 21).

Figura 21 – Emissões diárias de N-N₂O a partir de 60 dias após a adubação nitrogenada

Quando são comparados os valores de emissões acumuladas os resultados são mais semelhantes. Por exemplo, o total das emissões nos primeiros 60 dias após o início das medições, têm valores muito próximos, de 3,91 kg N-N₂O ha⁻¹ para o valor de campo e 3,83 kg N-N₂O ha⁻¹ para o valor simulado. A Figura 22 ilustra a comparação entre resultados acumulados simulados e medidos em campo.

Figura 22 - Emissões acumuladas de N-N₂O durante o período do experimento

A Tabela 5 apresenta os valores dos índices estatísticos para emissões diárias e acumuladas.

Tabela 5—Índices estatísticos de comparação entre emissões de N-N₂O simuladas e medidas em campo

Índice	Diárias	Acumuladas	Diárias 1º- 60º dias	Diárias após 60º
d _r	0,47	0,46	0,29	0,36
ME (kg/ha)	0,74	2,28	0,74	0,23
EAM (kg/ha)	0,02	0,59	0,02	0,01
RMSE (%)	457,13	21,76	236,65	721,65
CD	0,33	1,55	0,18	0,20
EF	-2,97	0,56	-6,57	-4,62
CRM	0,02	0,15	0,29	-0,41

Onde: d é o índice revisado de concordância de Willmott, ME é o erro máximo, EAM corresponde ao erro médio absoluto, RMSE raiz quadrada do erro médio, CD coeficiente de determinação, EF eficiência, CRM coeficiente de massa residual.

4.1.2 Emissões de CH₄

Com relação ao CH₄, apenas qualitativamente os resultados são semelhantes. Tanto os valores simulados como os medidos em campo indicam uma tendência ao consumo, ou oxidação do metano nas culturas de cana. No caso das medidas em campo, os valores positivos e negativos de emissões denotam a ocorrência tanto da metanogênese como da metanotrofia, sendo o balanço levemente favorável a esta última. Já no caso das simulações não ocorre a metanogênese, sendo o balanço entre emissões e consumo totalmente relacionado com a metanotrofia (Figura 23).

O programa computacional não considera eventos de formação de metano a não ser que sejam indicados nos parâmetros de entrada períodos de alagamento no terreno. Como consequência o valor total de CH₄ atmosférico consumido durante o período do experimento indicado pelas simulações é consideravelmente maior do que o indicado nas medidas de campo. Os valores medidos em campo durante o período indicam um consumo de 0,01 kg C-CH₄ ha⁻¹, ao passo que as simulações resultaram em um consumo de 3,17 kg C-CH₄ ha⁻¹. Em termos de CO₂ equivalentes as emissões de campo e simuladas representam respectivamente 0,25 kg CO₂-eq ha⁻¹ e 79,25 kg CO₂-eq ha⁻¹. De qualquer maneira, em ambos os casos há indicação de que a cultura de cana de maneira geral, contribui para a oxidação de CH₄ atmosférico.

Figura 23 - Comparação entre emissões de C-CH_4 simuladas e medidas no campo

Como consequência dessas diferenças quantitativas a comparação estatística entre os dois métodos apresenta valores um tanto desfavoráveis (Tabela 6).

Tabela 6 - Índices estatísticos de comparação entre emissões de C-CH_4 simuladas e medidas em campo

Índice	Emissões de C-CH_4
d_r	0,11
ME (kg/ha)	0,02
EAM (kg/ha)	0,01
RMSE (%)	-40704,16
CD	0,01
EF	-114,72
CRM	-282,56

Onde: d_r é o índice revisado de concordância de Willmott, ME é o erro máximo, EAM corresponde ao erro médio absoluto, RMSE raiz quadrada do erro médio, CD coeficiente de determinação, EF eficiência, CRM coeficiente de massa residual.

Um fato importante é que não foi possível simular emissões de CH_4 onde há aplicação de vinhaça como fertilizante, visto que não existe tal opção no programa DNDC.

4.2 Comparação DNDC e experimento de Zotelli (2012)

Conforme mencionado anteriormente, foram feitas simulações com o programa DNDC observando as condições do experimento de Zotelli (2012).

No experimento, os fluxos de C-CH_4 apresentaram valores positivos e negativos em todos os tratamentos analisados, com predominância de fluxos negativos. Apenas no tratamento com quantidade de palha equivalente a 21 Mg ha^{-1} foram constatadas densidades

de fluxo positivas de C-CH₄ da ordem de 17 e 21,7 mg m² dia⁻¹, nas áreas sem e com aplicação de vinhaça respectivamente. Em todos os outros tratamentos predominou o consumo de CH₄. Os valores variaram entre -0,63 e 0,38 kg C-CH₄ ha⁻¹ onde não foi aplicada a vinhaça e entre -0,03 e 0,61 kg C-CH₄ ha⁻¹, nas áreas com vinhaça. A autora concluiu então, assim como Oliveira (2010), que a aplicação de vinhaça não favoreceu a emissão desse gás.

Os valores simulados de fluxos de C-CH₄ em todos os casos indicam, assim como no experimento, o consumo deste gás. O maior valor de fluxo da atmosfera para o solo foi de 3,71 kg C-CH₄ ha⁻¹, e ocorreu na situação com maior quantidade de palha deixada no campo. A simulação dos experimentos com 0, 7 e 14 megagramas palha ha⁻¹ apresentaram fluxos de -2,65, -2,69 e -2,70 kg C-CH₄ ha⁻¹.

Nota-se que a oxidação de CH₄ é observada em todos os experimentos citados e em todas as estimativas realizadas com o programa computacional. Weier *et al.* (1996), também observaram consumo na cultura de cana-de-açúcar em todos os delineamentos de um experimento variando a quantidade de água no solo, tipo de adubo nitrogenado e uso ou não de cobertura de palha. Os resultados condizem com a conclusão de Osborne *et al.* (2010), que afirmam que o consumo de metano pelos solos agrícolas pode ser um significativo sumidouro deste gás.

Com relação ao N₂O, foi constatado, assim como em Oliveira (2010), que tanto a presença de palha como a aplicação de vinhaça contribuem para o aumento das emissões. Os valores reportados de emissões acumuladas no ciclo anual da cana variam entre 517 a 1314 mg N-N₂O m⁻² para os tratamentos sem vinhaça, e 566 a 2420 mg N-N₂O m⁻² para tratamentos com vinhaça. Em termos de emissões por hectare os valores observados encontram-se na Tabela 7.

Tabela 7 – Emissões de N-N₂O medidas em campo de acordo com o experimento de Zotelli (2012)

Tratamentos		
	Sem Vinhaça	Com Vinhaça
Palha (Mg/ha)	N-N ₂ O (kg/ha)	N-N ₂ O (kg/ha)
0	5,17	5,66
7	7,88	7,37
14	5,87	15,32
21	13,14	24,20

No experimento, o período de emissões mais intensas engloba os primeiros dois meses após a aplicação do fertilizante nitrogenado, assim como no experimento australiano, e de acordo com observações de Osborne *et al.* (2010). O mesmo, segundo Zotelli (2012), foi

observado por Weitz *et al.* (2001), Zhang e Han (2008) e Allen *et al.* (2010). No tratamento sem vinhaça e sem palha o pico de emissões ocorreu um dia após a fertilização. Já nos tratamentos sem vinhaça e com palha os picos de emissões ocorreram entre 22 a 29 dias após a adubação nitrogenada.

Os valores de emissões acumuladas nas simulações encontram-se na Tabela 8, lembrando que o programa não simulou a aplicação de vinhaça.

Tabela 8 - Emissões de N-N₂O simuladas para o experimento de Zotelli (2012)

Palha (Mg/ha)	N-N ₂ O (kg/ha)
0	4,37
7	4,99
14	4,48
21	4,95

Nas simulações, observam-se também aumentos nas emissões onde foi adicionada a palha, mas o aumento não foi tão grande como observado no campo. Nota-se tanto no experimento como na simulação, que quando a quantidade de palha no campo é de 14 Mg ha⁻¹, as emissões são próximas à da área sem palha. O pico das emissões na simulação do experimento sem palha ocorre dois dias após a aplicação de fertilizante, ao passo que no campo ocorre um dia após. Os valores desses picos também são bem próximos, de 0,33 e 0,30 kg N-N₂O ha⁻¹ para o campo e o programa DNDC respectivamente. Zotelli (2012) também afirma que nos tratamentos com palha as emissões máximas ocorreram entre 22 a 29 dias após a adubação nitrogenada, associadas a um período de chuvas intensas e concentradas totalizando 148,8 mm. Os arquivos climáticos do local do experimento (Piracicaba) obtidos junto ao IAC, e que foram utilizados na modelagem computacional indicam de maneira semelhante um período de chuvas concentradas (171,4 mm) entre 24 e 31 dias após a adubação. Também na simulação ocorrem picos de emissões neste período porem de intensidade menor que no experimento de campo. Entretanto os valores máximos de emissões indicadas pelo programa DNDC ocorrem nos primeiros dias após a adubação em todos os casos considerados.

Nos experimentos de campo citados, as emissões de N₂O são influenciadas pela presença de palha e aplicação de vinhaça, o que não ocorreu com emissões de CH₄. De acordo com Flessa *et al.* (2002), as emissões de N₂O são provavelmente favorecidas pelo alto consumo de O₂ durante a degradação microbiológica dos resíduos e são causadas diretamente pela nitrificação e desnitrificação do N residual. É importante notar, que tanto a cobertura com palha, como a aplicação de vinhaça, implicam em aumentos na emissão de N₂O. A

vinhaça é um resíduo com alto teor de carbono orgânico e elevada demanda biológica de oxigênio (DBO), que também apresenta consideráveis quantidades de N que podem servir de substrato para o crescimento de micro-organismos. Em experimento conduzido por Lopes *et al.* (1986), constatou-se que a aplicação de vinhaça aumentou a população microbiana, as taxas de decomposição de matéria orgânica, e taxas de nitrificação e desnitrificação. Era de se esperar que o consumo de O₂ resultasse em condições anaeróbicas que favorecessem também a produção de CH₄, o que não foi observado em nenhum dos experimentos.

O recente aumento da colheita mecânica na lavoura de cana e a diminuição das queimadas, contribuíram para redução de uma série de problemas ambientais como o aumento de material particulado (Cancado *et al.*, 2002), e formação de ozônio na troposfera (Kirchhoff *et al.*, 1991). Entretanto a manutenção da palhada sobre o solo associada ao uso de vinhaça como fertilizante pode resultar num significativo impacto em termos de GEE. Em suas estimativas de balanço de GEE, Figueiredo e La Scala (2011), utilizaram o valor de 15 Mg ha⁻¹ como quantidade de resíduos deixada no campo após a colheita. No experimento de (Zotelli, 2012), a diferença de emissão entre os tratamentos com e sem vinhaça, e quantidade de palha no campo semelhante ao considerado por Figueiredo e La Scala (2011) foi de aproximadamente 9,5 kg N-N₂O ha⁻¹. Esse aumento corresponde a aproximadamente 4478 kg CO₂-eq ha⁻¹, representando aproximadamente as mesmas emissões resultantes do consumo de dois mil litros de gasolina, de acordo com EPA – (www.epa.gov/cleanenergy/energy-resources/calculator - acesso dia 17/09/2013).

Com relação ao uso de palha, os resultados estão de acordo com Abdalla *et al.* (2013), que afirmam que a maioria dos estudos comparando emissões em áreas de plantio convencional e direto indicam aumento no fluxo de N₂O associado à prática do plantio direto. Com relação ao CH₄ o mesmo estudo afirma que na maioria dos casos o plantio direto não resulta em diferenças significativas de fluxo ou redução das emissões.

4.3 Estimativas de emissões de N₂O e CH₄ para o estado de São Paulo

4.3.1 Estimativas utilizando algoritmos do IPCC

Como já mencionado apenas no caso da cultura de arroz há diretrizes do IPCC para estimar eventuais emissões de CH₄ provenientes do solo. Sendo assim todas as estimativas baseadas em algoritmos do IPCC referem-se ao N₂O.

As estimativas de emissões do óxido nitroso para os anos de 2003 e 2010 foram feitas de acordo com as equações 9 a 12 dos itens 3.5.1; sendo que os valores obtidos nos encontram-se na Tabela 9.

Tabela 9 - Estimativas de emissões de N-N₂O utilizando algoritmos IPCC

Escala	2003	2003	2010	2010
	N-N ₂ O – kg/ha	N-N ₂ O – g/Mg	N-N ₂ O – kg/ha	N-N ₂ O – g/Mg
Estadual	1,13	14,34	1,34	18,71
Bacias - Nível 3	1,13	14,36	1,32	18,36
Bacias – Nível 4	1,13	14,36	1,33	18,48

Conforme pode ser observado, os valores das estimativas praticamente não diferem nas várias escalas, sejam expressas em emissões por hectare como por megagrama de cana colhida. Isto está relacionado à relativa simplicidade dos algoritmos e às poucas variáveis envolvidas, que no caso são: aplicação de fertilizante nitrogenado, quantidade de nitrogênio dos resíduos da cultura que retorna ao solo, e área de solos orgânicos ocupados pela cultura. Estes fatores não englobam boa parte das heterogeneidades pedológicas, climáticas e de tratos culturais da cultura. Deste modo, mesmo trabalhando-se em níveis de detalhes teoricamente maiores (escalas menores), os resultados não diferem significativamente. É importante notar também que o algoritmo não faz distinção entre o tipo de fertilizante nitrogenado aplicado, o que é tido como um dos fatores que influenciam as emissões do gás N₂O, de acordo com Sangeetha *et al.* (2009).

Nota-se apenas um aumento nas emissões de N₂O no ano de 2010, devido ao aumento da colheita mecânica, da área da cultura em solos orgânicos, e da área ocupada por cana soca. O aumento da colheita mecânica implica em maior quantidade de resíduos deixados no solo, o que contribui para o aumento das emissões diretas de N₂O, como demonstram as equações 11 e 12. Já o cultivo em solos com alto teor de compostos orgânicos também implica em aumento nas emissões do gás (equação 9). A presença de matéria orgânica metabolizada, e a disponibilidade de matéria orgânica solúvel em água, estão estreitamente correlacionadas com a taxa de desnitrificação, e, portanto, com a potencial produção de N₂O (Sangeetha *et al.*, 2009). Já a cana soca requer quantidade maior de fertilizante nitrogenado que a cana planta.

Considerando-se as emissões estimadas individualmente nas bacias hidrográficas tanto do nível três como do nível quatro de Otto Pfafstetter, praticamente não houve variação dos valores obtidos. Analisando-se os resultados para as duas safras, é possível observar o aumento nas emissões para o ano de 2010 em todas as escalas. Em termos de fator de emissão, ou percentagem de N-N₂O emitido em relação à quantidade de fertilizante nitrogenado aplicado, os valores da Tabela 9 representam 1,15 e 1,37 % para os anos de 2003 e 2010 respectivamente.

Considerando os valores da Tabela 9, as emissões totais de N_2O no estado são de $5,39 \times 10^3$ e $11,16 \times 10^3$ Mg para os anos de 2003 e 2010 respectivamente, o que em termos de CO_2 -eq equivalem a $1,62 \times 10^6$ e $3,34 \times 10^6$ Mg.

4.3.1.1 Incertezas associadas aos resultados obtidos pelos algoritmos do IPCC

Existe considerável incerteza na elaboração de inventários de emissões agrícolas de GEE. Tais emissões ocorrem em vastas extensões de área, sob diferentes condições climáticas, pedológicas, microbiológicas e de tratos culturais. A medição direta ou a individualização de todas as combinações dos fatores que influenciam as emissões é praticamente impossível. Desta maneira o IPCC desenvolveu diretrizes no intuito de obter estimativas de maneira mais prática, reconhecendo o alto grau de incerteza associado a tais diretrizes. Segundo Leip (2010), na elaboração de inventários agrícolas, as emissões de N_2O provenientes do solo são as que têm maior grau de incerteza. Embora a quantidade utilizada de fertilizantes nitrogenados possa ser computada com relativa precisão por levantamentos estatísticos, como, por exemplo, da Associação Internacional da Indústria de Fertilizantes – IFA (www.fertilizer.org); os fatores de emissão (EF), podem assumir valores que variam em até uma ordem de grandeza. Como exemplo pode-se citar o fator EF_1 – da equação (9), para o qual o inventário Brasileiro adota o valor de $0,01 \text{ kg } N_2O\text{-N /kg N}$, tido como padrão do IPCC. O intervalo de possíveis valores associado a este fator varia de 0,003 a 0,03 (IPCC 2006). Já o fator EF_2 , relacionado a solos orgânicos, que no inventário assume o valor $12 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1}$, tem com padrão no IPCC (2006) o valor de $8 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1}$ e intervalo variando entre 0 e $24 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1}$. As incertezas em torno dos fatores de emissão devem-se a lacunas de conhecimento e também à grande variabilidade encontrada em medições de campo (Leip, 2010). Nos inventários brasileiros as emissões de N_2O de solos agrícolas os valores reportados de incerteza são de 60 e 52% para o primeiro e segundo relatórios respectivamente.

4.3.2 Estimativas utilizando-se o modelo computacional DNDC

4.3.2.1 Emissões de N_2O

Os valores obtidos nas estimativas de N_2O em todas as escalas consideradas são maiores do que os obtidos pelo método IPCC (Tabela 10).

Tabela 10 - Estimativas de emissões simuladas de N-N₂O em várias escalas

Escala	2003	2003	2010	2010
	N-N ₂ O – kg/ha	N-N ₂ O – g/Mg	N-N ₂ O – kg/ha	N-N ₂ O – g/Mg
Estadual	1,90	25,25	2,61	35,76
Estadual – 14 estações	1,64	21,49	2,14	30,83
Bacias - Nível 3	5,21	59,82	5,23	60,15
Bacias – Nível 4	4,68	69,22	5,41	81,84

Ocorre um acréscimo significativo das estimativas de emissões de N₂O conforme se aumenta o grau de detalhamento ou especificidade para entrada de dados (aumento da escala), principalmente quando se passa da escala estadual, para as subdivisões de bacias de nível três e quatro. As emissões estimadas nas bacias hidrográficas de nível quatro para o ano de 2003 apresentaram uma leve diminuição nas emissões por área em relação às de nível três, mas nota-se que as emissões por megagrama de cana produzida são maiores. A Figura 24 ilustra as emissões estimadas de N-N₂O nas diversas escalas.

Figura 24 - Emissões de N-N₂O nas escalas consideradas, sendo que: Estadual (1) - escala estadual utilizando dados de apenas uma estação meteorológica; Estadual (14) – escala estadual utilizando dados de todas as estações que ocorrem na faixa climática predominante; Bacias Nível 3 – escala que considera a subdivisão do estado em bacias de nível três de Otto Pfafstetter; Bacias Nível 4 – escala que considera a subdivisão do estado em bacias do nível quatro de Otto Pfafstetter

4.3.2.1.1 Estimativas na escala estadual sem subdivisões por bacias hidrográficas

Dentre as estimativas do programa DNDC, as que mais se aproximam dos valores previstos pelas diretrizes do IPCC, são os da menor escala, ou seja, de menor variação nas propriedades pedológicas e climáticas consideradas na modelagem computacional.

Nesta escala, quando as simulações consideram dados de apenas uma estação meteorológica, os valores dos fatores de emissão obtidos são de 1,92 e 2,64% para os anos de 2003 e 2010 respectivamente. Comparativamente aos valores obtidos com os algoritmos do IPCC estas emissões são 67 e 93% maiores. Em termos de emissões N-N₂O por megagrama de cana produzida, os valores quando comparados com os obtidos pelo método do IPCC representam um aumento de 76 e 91% para os anos de 2003 e 2010. Considerando os valores da Tabela 10, as emissões totais de N₂O são de $9,06 \times 10^3$ e $21,74 \times 10^3$ Mg para os anos de 2003 e 2010, representando $2,72 \times 10^6$ e $6,52 \times 10^6$ Mg de CO₂-eq, sendo que a produtividade indicada pelo programa computacional nestes casos foi de 75,07 e 75,00 Mg ha⁻¹ para os anos de 2003 e 2010 respectivamente.

No caso das simulações que utilizam dados de várias estações, os fatores de emissão estimados, quando comparados com os obtidos pelo método do IPCC, são 44 e 58% maiores para os anos de 2003 e 2010 respectivamente. Em termos de emissão por megagrama de cana produzida, as simulações indicam valores 50 e 65% maiores para 2003 e 2010. Considerando os valores da Tabela 10, as emissões totais no estado neste caso são de $7,82 \times 10^3$ e $17,83 \times 10^3$ Mg de N₂O, representando $2,34 \times 10^6$ e $5,35 \times 10^6$ Mg CO₂-eq para os anos de 2003 e 2010. A produtividade simulada nestes casos foi de 68,95 e 73,45 Mg ha⁻¹ para 2003 e 2010 respectivamente.

Portanto, pelas estimativas com o programa DNDC na escala estadual, apenas no caso onde usam-se dados climáticos de várias estações, e apenas no ano de 2003, os valores encontram-se dentro da margem de erro do segundo inventário nacional, quando comparadas com os resultados dos algoritmos do IPCC.

4.3.2.1.2 Estimativas para as bacias de níveis três e quatro de Otto Pfafstetter

As emissões estimadas quando consideradas as bacias hidrográficas do nível três de Otto Pfafstetter sugerem um aumento ainda mais significativo quando comparadas ao método IPCC, tanto para emissões por área como por megagrama de cana produzida. Para os anos de 2003 e 2010 as emissões estimadas são de 5,21 e 5,23 kg N-N₂O ha⁻¹. Esses valores representam 5,64 e 5,30% do nitrogênio aplicado como fertilizante. Considerando a produtividade também simulada, as emissões correspondem a aproximadamente 60 gramas de N-N₂O por megagrama de cana produzida. O aumento do valor estimado em relação ao método do IPCC é de 361 e 290% considerando as emissões por hectare plantado e de 317 e 221% quando se considera as emissões por megagrama de cana. A produtividade média estimada pelo programa computacional para os anos de 2003 e 2010 foi de 87,08 e 86,92

megagramas por hectare respectivamente. Há também um aumento de proporções similares na percentagem de nitrogênio emitido em relação ao fertilizante aplicado.

Existe porem, notável variação nas estimativas quando as bacias hidrográficas são analisadas individualmente. Essa variação condiz com a heterogeneidade das características pedológicas e climáticas regionais que passam a ser consideradas nessa escala espacial. As maiores emissões simuladas nas bacias de nível três foram de 7,55 e 7,31 kg N-N₂O ha⁻¹ para os anos de 2003 e 2010 respectivamente. Os valores das menores emissões estimadas foram de 2,51 e 2,58 kg N-N₂O ha⁻¹ (Figura 25).

O total de emissões estimado nesta escala para todo estado, baseado nos valores da Tabela 10 é de 24,84x10³ e 43,59x10³ Mg de N₂O para os anos de 2003 e 2010 respectivamente, correspondendo a 7,45x10⁶ e 13,1x10⁶ megagramas de CO₂-eq.

Figura 25 - Emissões de N-N₂O nas bacias de nível três. Cada bacia hidrográfica é identificada pela classificação correspondente no método de Otto Pfafstetter. A numeração corresponde às seguintes bacias: 844 – Bacia do Paranapanema; 845 – Bacia dos Aguapé/Peixe; 846 – Bacia do Tietê; 847 – S. J. dos Dourados; 848 – Bacia do Rio Grande

As bacias do rio Paranapanema e do rio Grande apresentam as maiores emissões tanto por área como por megagrama de cana. Nessas bacias o solo predominante é popularmente conhecido como “terra roxa”, atualmente classificado como Latossolo Vermelho de textura argilosa ou muito argilosa (Prado 2011). Esse solo apresenta granulometria argilosa e pH normalmente acima de 6,0. Tanto a textura argilosa como o pH elevado são decorrentes do material rochoso do qual se originam. A “terra roxa” é originária da decomposição do basalto, uma roxa básica com granulometria fina (Paiva Neto *et al.*, 1951). De acordo com Sangeetha *et al.* (2009), a produção de N₂O em solos com textura mais fina pode exceder a dos solos de

textura grossa em até 6 vezes. Segundo um trabalho de meta-análise de Stehfest e Bouwman (2006), dos fatores relacionados às condições do solo, textura, conteúdo de carbono orgânico, e pH são os que mais influenciam as emissões de N_2O . Os autores afirmam que as emissões são significativamente maiores em solos com textura fina do que com texturas médias ou grosseiras. Segundo os autores, solos com texturas mais finas possuem mais poros capilares, retendo a água do solo mais fortemente. Dessa maneira as condições anaeróbicas podem ser alcançadas e mantidas por períodos mais longos do que nos solos arenosos. As emissões de N_2O então estariam ligadas ao processo de desnitrificação. Del Grosso *et al.* (2006), observaram em simulações com o programa “Daycent” a mesma tendência, ou seja, que as emissões tendem a ser menores em solos arenosos e bem drenados do que em solos argilosos e mal drenados. De acordo com os autores, em solos de textura mais fina a difusão dos gases é prejudicada e o número maior de micro “sites” anóxicos facilitaria perdas de N_2O provenientes da desnitrificação.

Tanto nas simulações da chamada “terra roxa” como em solos de textura mais grossa, o programa DNDC indica a predominância do processo de nitrificação quando comparado à desnitrificação, principalmente após a aplicação de fertilizante. Entretanto, a razão nitrificação/desnitrificação em kg N ha^{-1} nos solos de textura grossa é até 10 vezes superior ao da “terra roxa” evidenciando no programa um aumento na participação da desnitrificação nas emissões de N_2O na “terra roxa”.

Considerando as bacias hidrográficas do nível quatro de Otto Pfafstetter, os valores estimados para todo o estado são próximos, porém um tanto maiores do que os obtidos quando consideradas as bacias do nível três. Na verdade as emissões por área do ano de 2003 são aproximadamente 10% menores, entretanto as emissões por megagrama de cana produzida apresentaram um aumento de aproximadamente 16 e 36% para os anos de 2003 e 2010. As produtividades médias calculadas pelo programa computacional foram de 67,65 e 65,65 Mg ha^{-1} para 2003 e 2010 respectivamente, sendo, portanto, bem mais baixas do que no caso da subdivisão de nível três. Em algumas bacias de nível quatro os valores estimados de produtividade são extremamente baixos alcançando apenas 47 Mg ha^{-1} de cana. Entretanto os valores maiores de $\text{N-N}_2\text{O Mg}^{-1}$ são mais influenciados pelos altos índices de emissões em algumas bacias onde também predomina a chamada “terra roxa”, do que pelos baixos índices de produtividade de outras. O programa indica produtividades mais baixas onde predominam os argissolos vermelho amarelo (PVA). Essa baixa produtividade está provavelmente mais relacionada com os baixos índices pluviométricos dessas bacias do que com o tipo de solo, já que na maioria delas onde esse solo é predominante, as produtividades simuladas são

próximas ou acima da média. Considerando-se toda a área de cana-de-açúcar no estado, as emissões de N_2O totalizam $22,31 \times 10^3$ e $45,06 \times 10^3$ Mg para os anos de 2003 e 2010 respectivamente, o que representa $6,69 \times 10^6$ e $13,452 \times 10^6$ megagramas de CO_2 -eq. Considerando-se a quantidade de N aplicado como fertilizante, as emissões de N- N_2O representaram 4,64 e 5,49% para os anos de 2003 e 2010 respectivamente. Também foi observada uma grande variação nesses valores quando analisadas as emissões estimadas em cada bacia. No ano de 2003 esses valores variaram entre 1,52 e 9,97%, já no ano de 2010 variaram entre 3,00 e 10,3% (Figura 26).

Figura 26 - Percentagem de N- N_2O emitido em relação à quantidade de N aplicado como fertilizante, nas bacias de nível quatro do estado de São Paulo

Além da variação entre bacias também é possível notar que na maioria dos casos as emissões estimadas para o ano de 2010 são maiores do que as estimadas para 2003. A provável causa é o aumento nas precipitações no período entre plantio e colheita da safra 2010/2011, em praticamente todas as bacias consideradas. A soma das precipitações imediatamente antes (dez dias), da aplicação do fertilizante nitrogenado parece também influenciar as emissões estimadas pelo programa computacional.

De maneira geral, além da textura do solo, outro fator que influenciou nos resultados de emissões simuladas de N_2O , nas várias bacias consideradas, tanto de nível três como de nível quatro, foi o teor de carbono orgânico. Stehfest e Bouwman (2006), também verificaram uma relação positiva entre conteúdo de carbono orgânico e emissões de N_2O . De acordo com experimentos de Harrison-Kirk *et al.*(2013), emissões de N_2O são maiores nos solos que

apresentam uma combinação de textura fina aliada à disponibilidade de carbono orgânico. Segundo os autores, o conteúdo de matéria orgânica no solo e a textura são importantes fatores afetando tanto a mineralização de carbono e nitrogênio como a emissão dos gases CO₂ e N₂O. Ainda de acordo com Harrison-Kirk *et al.* (2013), o efeito do aumento nas emissões de N₂O associado ao aumento da matéria orgânica é quatro vezes maior em solos argilosos do que em siltosos. Os valores de pH do solo não parecem ter influenciado os resultados de emissões simuladas de N₂O, pois não foi observado nenhum padrão de emissão relativo a mudanças no pH do solo. De acordo com Sangeetha *et al.* (2009), o processo de nitrificação é sensível a extremos de pH, sendo ótimo quando tais valores estão próximos da neutralidade. Já Stehfest e Bouwman (2006), afirmam que emissões de N₂O são maiores em solos ácidos do que em solos alcalinos.

Com relação aos fatores de emissão de N-N₂O, Mosier *et al.* (1996) afirmam que as estimativas de Bouwman (1996), de que $1,25 \pm 1,0\%$ do nitrogênio aplicado englobam aproximadamente 90% da contribuição direta dos fertilizantes para emissões de N₂O. Nas simulações com o programa DNDC, das estimativas estaduais, apenas a feita na menor escala está dentro deste intervalo. Considerando individualmente as bacias nas outras escalas, somente simulações referentes ao ano de 2003, em uma das cinco bacias de nível três, e seis das 24 bacias do nível quatro apresentam resultados dentro do referido intervalo. Já segundo Eichner (1990), emissões de óxido nitroso em culturas agrícolas que fazem uso de fertilizantes nitrogenados variam entre 0,0001 e 6,8% do nitrogênio aplicado no campo. As emissões estaduais nos três níveis considerados apresentam valores dentro deste intervalo. Considerando as bacias individualmente, nas do nível três, apenas em uma as emissões estão acima deste intervalo. Já com relação às de nível quatro, são sete bacias que apresentam estimativas superiores a 6,8%. Os maiores valores estimados para N₂O estão novamente relacionados com solos apresentando textura argilosa. Em todos os solos com essas características, em ambos os anos, as simulações indicam emissões de N-N₂O maiores que 5% em relação à quantidade de N aplicado como fertilizante.

Em linhas gerais, as emissões de N₂O estimadas pelo modelo seguem os padrões esperados. A grande variação de valores estimados entre uma bacia hidrográfica e outra; ou até de um ano para o outro na mesma bacia, está relacionada à heterogeneidade das condições pedológicas e climáticas. Ao contrário dos algoritmos do IPCC, o programa computacional considera uma gama bem maior de variáveis que sabidamente influenciam nas emissões do gás, desta maneira é natural que ocorram grandes variações nas estimativas.

É importante verificar que tanto nos estudos brasileiros citados como no exemplo australiano e nas simulações do programa DNDC, os resultados indicam que os fatores de emissão “default” do IPCC são baixos.

4.3.2.2 Emissões de CH₄

Conforme mencionado no item 4.1.2, embora quantitativamente as simulações indiquem valores discrepantes dos observados no campo, qualitativamente apresentam o mesmo padrão. Os valores simulados indicam a ocorrência de consumo ou oxidação de CH₄ assim como os experimentos de Weier (1999), Denmead (2010), Oliveira (2010) e Zotelli (2012). Diante das discrepâncias quantitativas encontradas na comparação entre valores simulados e valores medidos em campo no experimento australiano; as estimativas estaduais foram feitas apenas com o intuito de verificar se as emissões variam em diferentes escalas, e qual o comportamento das mesmas sob diferentes condições pedológicas e climáticas. Os valores obtidos encontram-se na Tabela 11.

Tabela 11 - Estimativas de emissões simuladas de C-CH₄

Escala	2003	2003	2010	2010
	C-CH ₄ – kg/ha	C-CH ₄ – g/Mg	C-CH ₄ – kg/ha	C-CH ₄ – g/Mg
Estadual	-2,05	-27,72	-2,21	-29,44
Bacias - Nível 3	-2,71	-40,12	-3,02	-46,40
Bacias – Nível 4	-1,55	-22,91	-1,46	-29,63

Como mencionado, o programa computacional não considera eventos de formação de metano a não ser que sejam indicados nos parâmetros de entrada períodos de alagamento do terreno. Sendo assim, nas estimativas estaduais, o programa indica apenas o consumo desse gás. Conforme pode ser observado na Tabela 11, as variações nas estimativas não seguem um padrão específico, seja de ano para ano ou considerando diferentes escalas. Ocorre um aumento na estimativa de oxidação de metano do nível estadual para o nível três de bacias hidrográficas, entretanto esse valor volta a diminuir para as estimativas em nível quatro. Assim como no caso das emissões de N₂O, quando as bacias hidrográficas são consideradas individualmente, tanto no nível três como no nível quatro, ocorre ampla variação de resultados. Considerando as bacias hidrográficas do nível três, os valores obtidos através do programa computacional indicam oxidação de CH₄ variando entre 2,20 e 4,63 kg C-CH₄ ha⁻¹ no ano de 2003 e entre 2,07 e 4,88 kg C-CH₄ ha⁻¹ em 2010. Em termos de oxidação de CH₄ por megagrama de cana produzida, esses valores variam entre 0,03 e 0,05 kg Mg⁻¹ em 2003 e entre 0,02 e 0,06 kg Mg⁻¹ em 2010. Já para o nível quatro as estimativas apontam consumo de

CH₄ variando entre 0,59 e 4,65 kg C-CH₄ ha⁻¹ para o ano de 2003 e entre 0,26 e 6,70 kg C-CH₄ ha⁻¹ para 2010. Considerando a relação entre emissões e produtividade, os valores representam consumo de 0,01 e 0,06 kg Mg⁻¹ tanto para o ano de 2003 como para 2010. Uma diferença importante quando simuladas as emissões das bacias de nível quatro, foi que tanto para o ano de 2003 como para 2010, várias simulações resultaram num valor nulo para CH₄, ou seja, não indicando nem formação, nem oxidação do gás (Figura 27). Como o modelo não considera a formação do gás a não ser que ocorra alagamento do terreno, o consumo zero de CH₄ nesses casos pode indicar que sob tais condições no campo esteja ocorrendo um fluxo positivo de CH₄, ou seja, emissões do gás para atmosfera. Uma análise dos parâmetros de entrada para as simulações das áreas onde o programa computacional indica um fluxo zero mostra que esses parâmetros apresentam considerável variação. O fluxo zero é observado, por exemplo, para áreas de granulometria variando de argilosa a arenosa, e de pH ácido a quase neutro. Entretanto, é possível notar que em todas as áreas que o modelo computacional indica fluxo zero, o teor de carbono orgânico no solo é baixo (< 0,5 %), (Figura 27).

Figura 27 - Comparação entre teor de carbono no solo e quantidade de C-CH₄ oxidado

De acordo com Le Mer e Roger (2001), existe uma correlação positiva entre o conteúdo de carbono orgânico no solo e potencial metanogênico. Desta maneira, seria de se esperar que a disponibilidade de carbono orgânico favorecesse a formação de CH₄ através da redução de carbono, e não sua oxidação como verificado. Entretanto, como o programa computacional não considera condições anaeróbicas a não ser que sejam indicados períodos de alagamento na cultura, provavelmente o carbono disponível é oxidado ao invés de formar CH₄ por processos de redução.

As emissões de CH₄ no programa parecem só serem influenciadas pela quantidade de carbono orgânico e umidade do solo, o que não é coerente com observações da literatura. Isto provavelmente acontece devido ao programa DNDC ter sido desenvolvido a princípio para medir fluxos de CH₄ em culturas de arroz irrigado.

4.3.2.3 Incertezas associadas às estimativas pelo modelo DNDC

Para simulações com o programa DNDC foram feitas várias suposições referentes aos dados de entrada. Essas suposições não necessariamente refletem a heterogeneidade de condições climáticas, pedológicas e de tratos culturais da cana-de-açúcar no estado de São Paulo, mesmo quando são consideradas escalas espaciais mais refinadas. As épocas de plantio e colheita, quantidade e tipo de fertilizante aplicado foram as mesmas em todas as simulações. Pôde-se, no entanto diferenciar o tipo de solo predominante tanto no estado como em cada bacia hidrográfica, algo que não é possível com os algoritmos do IPCC. Essa diferenciação permitiu a observação de variações das emissões simuladas de N₂O conforme os tipos de solos. Tais variações estão de maneira geral de acordo com o descrito na literatura. Porém, assumindo para fins de simulação, as características físicas e químicas do solo predominante no estado, ou nas bacias hidrográficas, desconsidera-se a variabilidade dessas propriedades nos outros tipos de solo em que também ocorre a cultura da cana. O uso de um valor médio para cada parâmetro pedológico no programa DNDC, também não representa a total variação das propriedades numa determinada classe de solo, já que solos com a mesma classificação pedológica também podem apresentar características distintas de região para região.

Deve ser ressaltado o fato de que a escala do mapa de solos é muito pequena (1:5000000), principalmente quando comparada ao estudo de Del Grosso *et al.* (2006). Tal estudo utiliza-se dos mapas disponibilizados por “National Resource Conservation Service – State Soil Geography Database” (NCRS - STATSGO <http://soils.usda.gov/survey/>), na escala 1:250000 Lee *et al.* (1999). Também neste caso foi utilizado o tipo de solo predominante nas subdivisões consideradas, porém, como a escala dos mapas é bem maior, as subdivisões foram feitas em nível de condado e não de bacias hidrográficas.

Os valores de porosidade e das propriedades hidráulicas dos solos (capacidade de campo, ponto de murcha permanente e condutividade hidráulica) nas estimativas, foram os padrões do programa DNDC para cada textura. A textura por sua vez foi determinada através do “Soil Texture Calculator” (<http://soils.usda.gov/technical/aids/investigations/texture/>), a partir dos dados granulométricos dos perfis do Boletim 12. O programa DNDC possui apenas um valor para as propriedades acima citadas para cada classe textural, ou seja, variações

granulométricas dentro da mesma classe não implicam em diferentes valores de condutividade hidráulica, ou capacidade de campo, por exemplo. Opcionalmente poderiam ser utilizadas funções de pedotransferência para determinar tais valores, entretanto, como já mencionado, em todas as simulações optou-se pelo uso de valores “default”, para estas variáveis. O trabalho de Del Grosso *et al.*, (2006), utiliza para tais propriedades nas simulações do programa “Daycent”, valores calculados por funções de pedotransferência pelo método de Saxton *et al.* (1986).

As informações sobre a quantidade inicial de nitrogênio na superfície, relação C/N no solo e atividade microbiana também assumem em todos os casos considerados neste estudo, valores “default” do programa DNDC.

Os dados climáticos utilizados nas simulações também podem ser uma fonte de erro ou incerteza. Tanto fluxos de N_2O como de CH_4 são altamente influenciados pelo conteúdo de água no solo. De acordo com Flessa *et al.* (2002), períodos com altas emissões de N_2O são induzidos por intensas precipitações. Em cada simulação foram utilizados dados de apenas uma estação para representar as condições climáticas de toda a área de uma bacia, ou até mesmo de todo o estado de São Paulo. No exemplo do inventário dos Estados Unidos, foram utilizados dados climáticos com uma resolução de 1 km^2 . Embora não seja possível fazer o mesmo para o estado de São Paulo, uma alternativa seria considerar nas simulações valores médios de todas as estações de determinada bacia ou do estado.

No que se refere à produtividade da cana-de-açúcar (produção por hectare), a modelagem computacional envolvendo crescimento de uma cultura e a dinâmica do N no solo é difícil, devido à natureza complexa das interações do sistema solo-planta (Ludwig *et al.*, 2011). De acordo com Zhang *et al.* (2002), os programas “Daycent” e DNDC estimam a biomassa da cultura de maneira empírica, e portanto não podem refletir bem os efeitos das condições climáticas e práticas agrícolas no crescimento da cultura, especialmente para o propósito de produção de alimentos. Ainda de acordo com Zhang *et al.* (2002), para tal fim podem ser utilizados modelos mais específicos que simulam processos fisiológicos das culturas e biogeoquímicos do solo com maior riqueza de detalhes e em escalas mais refinadas. Os autores citam o programa computacional “Ecosys” (Grant, 1998), e atentam para a quantidade e complexidade dos parâmetros de entrada no programa. Ludwig *et al.* (2011), aconselham para resultados mais satisfatórios, uma calibração do programa ajustando tanto valores de crescimento da cultura como parâmetros hidrológicos. Este último utilizando funções de pedotransferência. Nenhum destes ajustes foi feito nas simulações deste estudo, já que a intenção era utilizar os valores “default” do programa.

Na última década a produtividade real no estado variou entre 71,95 a 79,25 Mg/ha (Tabela 12).

Tabela 12 - Produtividade real da cana-de-açúcar no estado de São Paulo entre os anos de 2003 e 2010

Safra	Produção (Mg x 10 ³)	Área Colhida (ha)	Produtividade (Mg/ha)
2003/2004	207811	2622216	79,25
2004/2005	230280	2935090	78,46
2005/2006	243671	3107746	78,40
2006/2007	263870	3422875	77,09
2007/2008	296243	4012599	73,83
2008/2009	346293	4445289	77,90
2009/2010	361261	4897736	73,76
2010/2011	359503	4996454	71,95

Fonte: União da Indústria de Cana – ÚNICA(www.unica.com.br)

A produtividade simulada de cana-de-açúcar também se encontra dentro de valores aceitáveis. Os resultados do programa DNDC em todas as escalas apresentam valores ligeiramente maiores para a safra 2003/2004 do que para a safra 2010/2011. Entretanto as maiores diferenças de produção estimadas não se dão entre as safras, mas entre as escalas consideradas (Tabela 13).

Tabela 13 - Produtividade da cana-de-açúcar estimada pelo programa DNDC

Safra	Estadual (Mg/ha)	Nível 3 (Mg/ha)	Nível 4 (Mg/ha)
2003/2004	75,07	87,08	67,65
2010/2011	75,00	86,92	65,65

Também no programa DNDC as maiores e menores produções médias anuais correspondem à safra 2003/2004 e 2010/2011 respectivamente. Como mencionado no item 4.3.2.1.2, em alguns casos, a produtividade estimada foi baixa. Entretanto no geral, os valores de produtividade obtidos pelo programa DNDC foram considerados muito bons, visto que nenhum ajuste foi promovido. As simulações de Del Grosso *et al.* (2006), utilizadas para os inventários da Agência de Proteção Ambiental americana (EPA em inglês) apresentam valores de r^2 entre valores observados e simulados de produtividade variando entre 0,05 e 0,27, dependendo da cultura.

O método de Monte Carlo disponível no programa DNDC foi utilizado para estimar na escala estadual para o ano de 2003 valores de emissões de N₂O e CH₄. Os resultados indicam fluxos de 1,88 kg N-N₂O ha⁻¹ e -3,28 kg C-CH₄ ha⁻¹ respectivamente. O valor de N-N₂O é semelhante aos obtidos para a mesma escala anteriormente, já os de C-CH₄ indicam oxidação aproximadamente 60% superior.

4.4 Análise de sensibilidade do programa para emissões de N_2O e CH_4

4.4.1 Textura do solo e emissões

Em geral observou-se que texturas mais finas resultam no aumento de emissões de N_2O , principalmente quando o teor de argila é superior a 30% (Figura 28). Os fluxos de CH_4 foram todos negativos, com pouca variação, mostrando um leve declínio no consumo do gás, com o aumento do teor de argila (Figura 29).

Figura 28 – Variação do teor de argila no solo e emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$

Figura 29 – Variação no teor de argila no solo e consumo de C-CH_4

4.4.2 Conteúdo de carbono orgânico no solo e emissões

Os resultados indicam que quanto maior o teor de carbono orgânico, maiores tanto as emissões de N_2O (Figura 30) como o consumo de CH_4 (Figura 31).

Figura 30 - Variação no teor de Carbono no solo e emissões de N-N₂O

Figura 31 - Variação do teor de Carbono no solo e consumo de C-CH₄

4.4.3 pH do solo e emissões

As emissões de N₂O praticamente não variam para valores de pH entre 5 e 6,5, aumentando quando tais valores são mais ácidos, diminuindo abruptamente para valores de pH básicos ou próximos à neutralidade (Figura 32). O consumo de CH₄ praticamente não alterou com a variação de valores de pH (Figura 33)

Figura 32 - Variação do pH do solo e emissões de N-N₂O

Figura 33 - Variação do pH do solo e consumo de C-CH₄

4.4.4 Tipo de fertilizante e emissões

A aplicação de bicarbonato de amônio resultou nos maiores valores de emissões de N₂O, muito acima das emissões associadas à ureia. Altas emissões também estão associadas ao uso de sulfato de amônio (NH₄)₂SO₄ e fosfato de amônio (NH₄)₂HPO₄. Emissões associadas ao uso de, amônia anidra (NH₃), e ureia (CO(NH₂)₂), foram praticamente idênticas. As menores emissões estão associadas ao uso de nitrato (NO₃⁻) como fertilizante nitrogenado. Dados de literatura reportam que, de maneira geral, emissões de N₂O são maiores quando o nitrogênio é aplicado através de produtos que possuam em sua fórmula o grupo amina (R-NH₂) ou o íon amônio (NH₄⁺), ou seja, formas “nitrificantes” de fertilizante nitrogenado tais como ureia e sulfato de amônio, do que quando aplicado na forma de nitrato. Produtos que possuem o

grupo amina ou o íon amônio favorecem a emissão de N_2O pelo processo de nitrificação, com exceção dos casos em que a umidade do solo é elevada, o que favorece as emissões de N_2O provenientes da desnitrificação, como relatam Keller *et al.*(1988). A Figura 34 ilustra as emissões de N_2O associadas aos vários tipos de fertilizante nitrogenado.

Figura 34 - Tipos de fertilizante nitrogenado e emissões de N-N₂O

Os valores das emissões estimadas de CH₄ não variaram com o tipo de fertilizante aplicado (Figura 35)

Figura 35 - Tipos de fertilizante nitrogenado e emissões de N-N₂O

4.4.5 Dados climáticos

A utilização de dados climáticos de estações que apresentaram maior valor de precipitação resultou em aumento do valor estimado de emissões de N_2O , também foram observados aumentos do consumo de CH_4 em tais situações, conforme mencionado no item 4.3.2.

4.5 Gases de efeito estufa e biocombustíveis

A já mencionada preocupação com emissões de GEE tem levado ao incentivo de práticas que limitem ou reduzam a emissão de tais gases. Uma das alternativas que vem sendo estimulada é o uso dos chamados biocombustíveis, no Brasil representado principalmente pelo etanol proveniente da cana-de-açúcar. A produção de etanol combustível como alternativa aos derivados do petróleo é amplamente defendida na literatura especializada (Farrell *et al.*, 2006; Goldemberg, 2007; Macedo *et al.*, 2008; La Rovere *et al.*, 2011), mas também criticada por parte da mesma (Pimentel *et al.*, 2007; Fargione *et al.*, 2008; Searchinger *et al.*, 2008).

Durante a primeira década do século XXI, o etanol combustível voltou a ganhar importância no país como uma alternativa de combustível ecologicamente mais eficiente. Em vista disso, durante este período, houve um aumento na sua produção e consequentemente uma expansão na área agrícola ocupada pela cultura cana-de-açúcar.

Macedo *et al.* (2008), estimam que o consumo de um metro cúbico (m^3) de etanol combustível represente uma “economia” em torno de 2181 kg $\text{CO}_2\text{-eq}$, se usado puro, e de 2323 kg $\text{CO}_2\text{-eq}$ se misturado à gasolina numa proporção etanol/gasolina de 0,25/0,75. Os autores calcularam as emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$ provenientes da cultura da cana utilizando valores “default” do IPCC, considerando emissões provenientes da aplicação de fertilizantes e da queima de resíduos. De acordo com os autores, cada megagrama de cana produzida resulta na emissão de 8,9 kg $\text{CO}_2\text{-eq}$ de N_2O provenientes do uso de fertilizantes nitrogenados e de 1,8 kg $\text{CO}_2\text{-eq}$ provenientes da queima de resíduos. A conversão de cana-de-açúcar a etanol indicada no estudo é de aproximadamente 81 litros de etanol por megagrama de cana. Uma produtividade da cana-de-açúcar de 80 Mg ha^{-1} (Oliveira *et al.*, 2005), resultaria em aproximadamente 6,5 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de etanol, e emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$ na ordem de 856 kg $\text{CO}_2\text{-eq}$. Os 6,5 m^3 de etanol representariam uma economia entre 14176 a 15099 kg $\text{CO}_2\text{-eq}$.

Os valores de emissões líquidas de N_2O obtidos por Zotelli (2012) representam entre 1815 e 10467 kg $\text{CO}_2\text{-eq ha}^{-1}$, sendo o maior valor associado ao uso de vinhaça com fertilizante. Por outro lado, as estimativas de Macedo *et al.* (2008) sugerem emissões de N_2O de 867 kg $\text{CO}_2\text{-eq ha}^{-1}$. O menor valor obtido por Zotelli (2012) é mais que o dobro do obtido

por Macedo *et al.* (2008), e o maior valor é aproximadamente 12 vezes maior do que as estimativas de Macedo *et al.* (2008). Nas simulações com o programa DNDC, as emissões de N₂O estimadas variam de acordo com a escala adotada entre 894 e 2424 kg CO₂-eq ha⁻¹ no ano de 2003 e entre 925 e 2532 kg CO₂-eq ha⁻¹ no ano de 2010. Em ambos os casos os valores são muito superiores aos obtidos por Macedo *et al.* (2008), que utiliza, como já mencionado, de diretrizes do IPCC.

Assumindo as produtividades indicadas pelo programa DNDC, as emissões por m³ de etanol simuladas variaram entre 147 e 419 kg CO₂-eq m⁻³ para 2003 e entre 152 e 481 CO₂-eq m⁻³.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A comparação entre emissões de N_2O simuladas e as medidas em campo no experimento da Austrália, mostrou que os resultados obtidos pelo programa DNDC estão dentro da margem de erro do inventário nacional, o que permite utilizá-lo para estimativas estaduais na cana-de-açúcar. O mesmo não acontece em relação aos resultados quantitativos de simulações de CH_4 . Qualitativamente no entanto, os resultados das simulações deste gás estão de acordo com o esperado baseando-se na literatura consultada, isto é, indicam sua oxidação nos solos da cultura de cana-de-açúcar.

As emissões simuladas mostraram grande variação nos resultados, como era de se esperar, devido às várias condições pedológicas e climáticas abrangidas. Tais resultados, apoiados por dados obtidos na literatura consultada, sugerem que a correta estimativa de emissões de GEE é consideravelmente mais complexa do que indicam os algoritmos de “tier 1” do IPCC. A percepção desta complexidade só será possível se as estimativas forem feitas em escalas mais refinadas (maiores). A importância desses gases tanto devido ao potencial de efeito estufa, como na formação e destruição de ozônio na troposfera e estratosfera respectivamente, justificam maiores esforços para melhor entender e quantificar a formação ou consumo dos mesmos na agricultura.

Os resultados obtidos pelo programa, bem como os dados de todos os experimentos de campo citados também sugerem que os fatores de emissão do N_2O são maiores do que o padrão “default” indicado pelo IPCC. As emissões parecem particularmente elevadas quando o solo em questão possui textura fina ou alto teor de carbono. Desta maneira, sugerem-se estudos de emissões com medições diretas dos gases em solos com diferentes texturas e conteúdo de matéria orgânica e, preferencialmente, que estes estudos envolvam medições contínuas e com várias replicações, devido às variações temporais e espaciais.

6 CONCLUSÕES

Apesar das limitações e incertezas dos resultados aqui apresentados, a utilização neste estudo de modelagem computacional e sistemas de informações geográficas para elaboração de estimativas de emissões, contribuiu para futura elaboração de inventários em “tier 3” na agricultura. Ressalta-se a necessidade de considerável empenho, diligência e colaboração entre universidades e institutos de pesquisa para a consolidação de tal tarefa.

Com exceção da estimativa estadual para o ano de 2003, que utiliza dados climáticos de várias estações, confirma-se a hipótese de que a diferença de resultados obtidos pelo programa DNDC, quando comparados com os obtidos através das diretrizes do IPCC são maiores do que os valores de incerteza reportados nos inventários brasileiros.

Também se confirma a hipótese de que o aumento de emissões por megagrama de cana produzida é maior do que 5% entre 2003 e 2010, quando utilizadas para os cálculos as diretrizes do IPCC. Quando as emissões são calculadas pelo programa DNDC, apenas na escala das bacias de nível três esse aumento não é maior do que 5%.

REFERÊNCIAS

- ABDALLA, M.; LANINGAN, G.; FORRISTAL, D.; WILLIAMS, M.; SMITH, P.; JONES, M.B. Conservation tillage systems: a review of its consequences for greenhouse gas emissions. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 29, n. 2, p. 199-209, Jun 2013.
- ALLEN, D.; KINGSTON, G.; RENNEBERG H.; DALA, R.C.; SCHMIDT, S. Effect of nitrogen fertilizer management and waterlogging on nitrous oxide emission from subtropical sugarcane soils. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 136, n. 3/4, p. 209-217, Mar 15 2010.
- ALVARES, C. A.; GONÇALVES, J.L.M.; SILVA, C.R.; FRANCISCATTE, W.; NASCIMENTO, C.A. Variabilidade espacial dos solos florestais de Capão Bonito (SP). SIMPÓSIO DE GEOESTATÍSTICA APLICADA EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS, 2009.Botucatu. **Anais...** Botucatu, 2009. p 1-4.
- BAIRD, C.; CANN, M.C. **Environmental chemistry**. 4th.ed. New York: W.H. Freeman and Co. 2008.773p.
- BOUWMAN, A. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 46, n. 1, p. 53-70, feb 1996.
- BRASIL. **Relatório de referência**: Emissões de gases de efeito estufa na queima de resíduos agrícolas. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia. 2002. 108p.
- BRASIL. **Inventário de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa não controladas pelo protocolo de Montreal**. Ministério da Ciência e Tecnologia. Brasília: 162 p. 2004.
- BRASIL. **Relatório de referência**: Emissões de óxido nitroso de solos agrícolas e de manejo de dejetos. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia. 2010. 65p.
- BUOL, S.W. **Soil genesis and classification**. 5thed. Ames, Iowa: Iowa State Press, 2003. 494p.
- BUTTERBACH-BAHL, K.;KOCK, M.; WILLIBALD, G.; HEWETT, B.; BUHAGIAR, S.; PAPEN, H.; KIESE, R. Temporal variations of fluxes of NO, NO₂, N₂O, CO₂, and CH₄ in a tropical rain forest ecosystem. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 18, n. 3, p. 1-11, Ago 2004.
- CANCADO, J.; DAVID, J.; LARA, L.B.L.S.; PEREIRA, L.A.A.; BRAGA, A.L.F.; SALDIVA, P.H.N. The effect of sugarcane-burning air pollution on children respiratory diseases. **Epidemiology**, Baltimore, v. 13, n. 4, p. S103-S103, Jul 2002.
- CHAPIN, F.S.; MATSON, P.A.; MOONEY, H.A. **Principles of terrestrial ecosystem ecology**. New York: Springer, 2002. 436p.
- CHRISTENSEN, S. NITROUS-OXIDE EMISSION FROM A SOIL UNDER PERMANENT GRASS – Seasonal and diurnal fluctuation as influenced by manuring and fertilization. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 15, n. 5, p. 531-536, 1983.

DEL GROSSO, S.; PARTON, W.J.; MOSIER, A.R.; WALSH, M.K.; OJIMA, D.S.; THORNTON, P.E. DAYCENT national-scale simulations of nitrous oxide emissions from cropped soils in the United States. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, n. 4, p. 1451-1460, Jul-Ago 2006.

DENMEAD, O.; MACDONALD, B.C.T.; BRYANT, G.; NAYLOR, T.; WILSON, S.; GRIFFITH, D.W.T.; WANG, W.J.; SALTER, B.; WHITE, I.; MOODY, P.W. Emissions of methane and nitrous oxide from Australian sugarcane soils. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 150, n. 6, p. 748-756, Jun 2010.

EICHNER, M. Nitrous-oxide emissions from fertilized soils – summary of available data. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 19, n. 2, p. 272-280, Abr-Jun 1990.

EVENSEN, C. MUCHOW, R.C.; ELSWAIFY, A.; OSGOOD, R.V. Yield accumulation in irrigated sugarcane .1. Effect of crop age and cultivar. **Agronomy Journal**, Madison, v. 89, n. 4, p. 638-646, Jul-Ago 1997.

FARGIONE, J.; HILL, J.; TILMAN, D.; POLASKY, S.; HAWTHORNE, P. Land clearing and the biofuel carbon debt. **Science**, Washington, v. 319, n. 5867, p. 1235-1238, 2008.

FARRELL, A.E.; PLEVIN, R.J.; TURNER, B.; JONES, A.D.; O'HARE, M.; KAMMEN, D. M. Ethanol can contribute to energy and environmental goals. **Science**, Washington, v. 311, n. 5760, p. 506-508, 2006.

FIGUEIREDO, E. LA SCALA, N. Greenhouse gas balance due to the conversion of sugarcane areas from burned to green harvest in Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 141, n. 1, p. 77-85, Apr 2011.

FIRESTONE, M.; DAVIDSON, E.A.; ANDREAE, M.O; SCHIMEL, D.S.; Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. Chichester: John Wiley, 1989, chap 2, p. 7-21.

FLESSA, H.; RUSER, R.; SCHILLING, R.; LOFTFIELD, N.; MUNCH, J.C.; KAISER, E.A.; BEESE, F. N₂O and CH₄ fluxes in potato fields: automated measurement, management effects and temporal variation. **Geoderma**, Amsterdam, v. 105, n. 3/4, p. 307-325, Feb. 2002.

FUHRER, J.; SKÄRBY, L.; ASHMORE, M. Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe. **Environmental Pollution**, Barking, v. 97, n. 1, p. 91-106, 1997.

GALLOWAY, J.; COWLING, E. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. **Ambio**, Stockholm, v. 31, n. 2, p. 64-71, Mar 2002.

GILTRAP, D. L.; LI, C.; SAGGAR, S. DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 136, n. 3, p. 292-300, 2010.

GOLDEMBERG, J. Ethanol for a sustainable energy future. **Science**, Washington, v. 315, n. 5813, p. 808-810, 2007.

GRANT, R. Simulation in *ecosys* of root growth response to contrasting soil water and nitrogen. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 107, n. 2/3, p. 237-264, Apr 1998.

HAFFER, J. Ciclos de tempo e indicadores de tempos na história da Amazônia. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 6, n. 15, p. 7-39, 1992.

HARRISON-KIRK, T.; BEARE, M.H.; MEENKEN, E.D.; CONDRON, L.M. Soil organic matter and texture affect responses to dry/wet cycles: Effects on carbon dioxide and nitrous oxide emissions. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 57, p. 43-55, Feb 2013.

HENAULT, C.; GROSSEL, A.; MARY, B.; ROUSSEL, M.; LEONARD, J. Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils: A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation. *Pedosphere*, Amsterdam, v. 22, n. 4, p. 426-433, Ago 2012.

IPCC. Good Practice Guidande and Uncertainty Management in National Greenhouse Gases Inventories. MOZIER, A.; KROEZE, C. (Ed). Cambridge University Press, 1996. 94p

IPCC. Guidelines for National Greenhouse Gases Inventory. KLEIN, C.; NOVOA, R,S,A.; OGLE, S.; SMITH, K, A.; ROCHETTE, P.; WIRTH, T, C. (Ed.).Cambridge University Press, 2006. 113p

IPCC. Climate Change 2007: Mitigation.Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 4. SMITH, P,D; MARTINO, Z; (Ed.). Cambridge University Press, 2007. 92p

IPCC. Climate Change 2007: The physical Science Bases. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. SOLOMON, S.S.; MANNING, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K,B.; TIGNOR, A,M.; MILLER, H,L. (Ed.). Cambridge University Press, 2007b. 103p

JACOB, D.J. **Introduction to atmospheric chemistry**. Princeton, N.J.: Princeton University Press, 1999. 266p.

JOPP, F.; BRECKLING, B.; REUTER, H. **Modelling complex ecological dynamics**. Heildelberg: Springer, 2010. 389p.

KEPPLER, F.; HAMILTON, J.T.G.; BRAB, M.; RÖCKMANN, T. Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions. **Nature**, London, v. 439, n. 7073, p. 187-191, 2006.

KER, J. C. Latossolos do Brasil: uma revisão. **Revista Geonomos**, Belo Horizonte, v. 5, n. 1, pg 17-40, 2013.

KIEHL, J.; TRENBERTH, K. E. Earth's annual global mean energy budget. **Bulletin of the American Meteorological Society**, Boston, v. 78, n. 2, p. 197-208, 1997.

KIRCHHOFF, V.; MARINHO, E.V.A.; DIAS, P.L.S.; PEREIRA, E.B.; CALHEIROS, R.; ANDRE, R.;VOLPE, C. Enhancements of CO and O₃ from burning in sugar-cane fields. **.Journal of Atmospheric Chemistry**, Dordrecht, v. 12, n. 1, p. 87-102, Jan 1991.

- LA ROVERE, E.L.; PEREIRA, A.S.; SIMÕES, A.F. Biofuels and sustainable energy development in Brazil. **World Development**, Oxford, v. 39, n. 6, p. 1026-1036, 2011.
- LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v. 37, n. 1, p. 25-50, 2001.
- LEE, B.; WALD, J.; LUND, L. Introducing Students to Online County Soil Surveys and the STATSGO Database Using GIS. **Journal of Natural Resources and Life Sciences Education**, Madison, v. 28, p. 93-96, 1999.
- LEIP, A. - Quantitative quality assessment of the greenhouse gas inventory for agriculture in Europe. **Climate Change**, Amsterdam, v. - 103, n. 1/2, p.245-261, 2010.
- LEPSCH, I.F. Lições de Pedologia. São Paulo: Oficina de Textos, v. 456, 2011.
- LI, C. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 58, n. 1/3, p. 259-276, 2000.
- LOAGUE, K.; GREEN, R. E. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application. **Journal of Contaminant Hydrology**, Amsterdam, v. 7, p. 51-73, 1991.
- LOPES, E.S. PERON, S.C.; PORTUGAL, E.P.; CAMARGO, O.A.; FREITAS, S.S. Atividade respiratória de solo tratado com vinhaça e herbicida. *Bragantia*, Campinas, v. 45, n. 1, p. 205-210, 1986.
- LUDWIG, B.; JAGER, N.; PRIESACK, E.; FLESSA, H. Application of the DNDC model to predict N₂O emissions from sandy arable soils with differing fertilization in a long-term experiment. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, New York, v. 174, n. 3, p. 350-358, Jun 2011.
- MACEDO, I.C.; SEABRA, J.E.; SILVA, J.E. Greenhouse gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: the 2005/2006 averages and a prediction for 2020. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 32, n. 7, p. 582-595, 2008.
- MACKENZIE, F.T.; MACKENZIE, J.A. **Our changing planet**: an introduction to earth system science and global environmental change. New York: Maxwell Macmillan International, 1995. 387p.
- MALJANEN, M.; MARTIKAINEN, P.J.; AALTONEN, H.; SILVOLA, J. Short-term variation in fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide and methane in cultivated and forested organic boreal soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 34, n. 5, p. 577-584, Mai 2002.
- MASTERS, G.M.; ELA, W. **Introduction to environmental engineering and science**. 3rd ed. Upper Saddle River, N.J.: Prentice Hall, 2008. 708p.
- MATHIEU, O.; LEVEQUE, J.; HENAULT, C.; MILLOUX, M.J.; BIZOUARD, F.; ANDREUX, F. Emissions and spatial variability of N₂O, N₂ and nitrous oxide mole

fraction at the field scale, revealed with N-15 isotopic techniques. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 38, n. 5, p. 941-951, Mai 2006.

MAYER, D.G.; BUTLER, D.G. Statistical validation. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 68, p. 21-32.

MCKENZIE, N. **Australian soils and landscapes: an illustrated compendium**. Collingwood, Vic.: CSIRO Pub., 2004.416p.

MITCHELL, A. **The ESRI Guide to GIS Analysis: Geographic Patterns and Relationships**. Redlands, CA: ESRI Press, 1999. 173p

MOSIER, A.; DUXBURY, J.M.; FRENEY, J.R.; HEINEMEYER, O.; MINAMI, K. Nitrous oxide emissions from agricultural fields: Assessment, measurement and mitigation. **Plant and Soil**, The Hague, v. 181, n. 1, p. 95-108, Apr 1996.

MOSIER, A.R.; HALVORSON, A.D.; REULE, C.A.; LIU, X.J. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in northeastern Colorado. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, n. 4, p. 1584-1598, 2006.

NEFTTEL, A.; FISCHER, C.; FLECHARD, C. Measurements of greenhouse gas fluxes from agriculture. Elsevier, 2006. p.3-12. (International Congress Series).

NIMER, E. Um modelo metodológico de classificação de climas. **Revista Brasileira de Geografia cidade**, v41, n4 p. 59-89, 1979.

OLIVEIRA, B. **Vinhaça na cana-de-açúcar: fluxo de gases de efeito estufa e comunidades de archea presentes no sedimento do canal de distribuição**. 2010. 96p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2010

OLIVEIRA, B.; CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J. Soil greenhouse gas fluxes from vinasse application in Brazilian sugarcane areas. **Geoderma**, Amsterdam, v. 200, p. 77-84, Jun 2013.

OLIVEIRA, J.B. O novo sistema brasileiro de classificação de solos. **O Agrônomo**, Campinas, v. 53, n. 1, p8-11, 2001.

OLIVEIRA, J.B. Solos do Estado de São Paulo: descrição das classes registradas no mapa pedológico. **Boletim científico IAC**, Campinas, v45, 108 p. 1999.

OLIVEIRA, M.E.D.; VAUGHAN, B.; RYKIEL, E. Ethanol as fuels: Energy, carbon dioxide balances, and ecological footprint. **Bioscience**, Washington, v. 55, n. 7, p. 593-602, Jul 2005.

OSBORNE, B.; SAUNDERS, M.; WALMSLEY, D.; JONES, M.; SMITH, P. Key questions and uncertainties associated with the assessment of the cropland greenhouse gas balance. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 139, n. 3, p. 293-301, Nov 2010.

PAIVA NETO, J.D.; CATANI, H.A.; KÜPPER, A.; MEDINA, H.P.; VERDADE, F.C.; GUTMANS, M.; NASCIMENTO, A.C. Observações gerais sobre os grandes tipos de solo do Estado de São Paulo. **Bragantia**, Campinas, v. 11, n. 7/9, p. 227-253, 1951.

PENATTI, P.; ZOTARELLI, E.M.M.; BENEDINI, M.S.; CHALITA, R.; FERREIRA, E.S.; KORNDORFER, G.H.; CACERES, N.T.; CAMBRIA, S. Recomendação de adubação para a cultura da cana-de-açúcar. In: SEMINÁRIO DE TECNOLOGIA AGRONÔMICA, 4., 1989, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: Copersucar, 1989. p. 103-113.

PFAFSTETTER, O. **Classification of hydrographic basins**: coding methodology. Manuscrito não publicado, Departamento Nacional de Obras de Saneamento, August, v. 18, n. 1989, p. 1-2.

PIMENTEL, D.; PATZEK, T.; CECIL, G. Ethanol production: energy, economic, and environmental losses. In: WHITACHE, D. M. (Ed.). **Reviews of environmental contamination and toxicology**. New York: Springer, 2007. p.25-41.

PRADO, H. D. **Pedologia fácil**: aplicações na agricultura. Piracicaba: H. do Prado, 2008. 145p.

PRADO, H. D. **Pedologia Fácil**: Aplicações. Piracicaba: H. do Prado, 2011. 180p.

PRADO, H.D. **Os solos do Estado de São Paulo**: mapas pedológicos. Piracicaba: H. do Prado, 1997. 205p.

PRICE, M.H. **Mastering ArcGIS**. Boston: McGraw Hill, 2008. 607p.

ROBERTSON, G.; PAUL, E.; HARWOOD, R. Greenhouse gases in intensive agriculture: Contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. **Science**, Washington, v. 289, n. 5486, p. 1922-1925, Sept 2000.

ROSSETTO, R.; DIAS, F. Nutrição e adubação da cana-de-açúcar: indagações e reflexões. **Informações agrônômicas**, Piracicaba, v 110, n1, p. 6-11, 2005.

RUBERT, O.; FIGUEIREDO, L. Divisão Hidrográfica Nacional–Aplicação da Metodologia de Otto Pfafstetter. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 14., Aracaju. **Anais...** Aracaju, 2001. v. 25, p15-27.

RUDDIMAN, W. F. The anthropogenic greenhouse era began thousands of years ago. **Climatic Change**, Amsterdam, v. 61, n. 3, p. 261-293, 2003.

RUDORFF, B.F.T.; SUGAWARA, L.M.; MOREIRA, M.A.; DUARTE, V.; XAVIER, A.C.; ROSA, V.G.C.; SHIMABUKURO, Y.E. Imagens de satélite no mapeamento e estimativa de área de cana-de-açúcar em São Paulo: ano-safra 2003/04. **Agricultura em São Paulo**, São Paulo, v. 52, n. 1, p. 21-29, 2005.

RUDORFF, B.F.T.; AGUIAR, D.A.; SILVA, W.F.; SUGAWARA, L.M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M.A. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo State (Brazil) using Landsat data. **Remote Sensing**, New York, v. 2, n. 4, p. 1057-1076, 2010.

RYKIEL, E.J. Testing ecological models: the meaning of validation. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 90, p 229-244.

SAMPAIO BENEDINI, M.; PENATTI, C. Recomendação de adubação da cana de açúcar pela estimativa de produtividade. **STAB**, Piracicaba, v.26, n. 3, p37-38, 2008.

SANGEETHA, M.; JAYAKUMAR, R.; BHARATHI, C. NITROUS OXIDE EMISSION FROM SOILS-A REVIEW. **Agricultural Reviews**, Berkeley, v. 30, n. 2, p. 94-107, 2009.

SANTOS, H.D. JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H.C.; OLIVEIRA, V.A.; OLIVEIRA, J.B.; COELHO, M.R.; LUMBRERAS, J.F.; CUNHA, T.J.F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 2006. 306p.

SAXTON, K.; RAWLS, W.J.; ROMBERGER, J.S.; PAPENDICK, R.I. Estimating generalized soil-water characteristics from texture. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 50, n. 4, p. 1031-1036, 1986.

SCHLESINGER, W. **Biogeochemistry: An Analysis of Global Change**. 2nded. San Diego, CA: Academic Press, 1997. 588p.

SEARCHINGER, T.; HEIMLICH, R.; HOUGHTON, R.A.; DONG, F.; ELOBEID, A.; FABIOSA, J.; TOKGOZ, S.; HAYES, D.; TUN-HSIANG, Y. Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. **Science**, Washington, v. 319, n. 5867, p. 1238-1240, 2008.

SEINFELD, J.H.; PANDIS, S.N. **Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change**. 2nded. Hoboken, N.J.: John Wiley, 2006. 1091p.

SENTELHAS, P.C.; MORAES, S.O.; PIEDADE, S.M.S.; PEREIRA, A.R.; ANGELOCCI, L.R.; MARIN, F.R. Análise comparativa de dados meteorológicos obtidos por estações convencional e automática. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 5, n. 2, p. 215-221, 1997.

SHINDELL, D.; FALUVEGI, G.; BELL, N.; SCHMIDT, G.A. An emissions-based view of climate forcing by methane and tropospheric ozone. **Geophysical Research Letters**, Washington, v. 32, n. 4, p. 1-4. Fev 2005.

SHINE, K.; STURGES, W. Atmospheric science - CO₂ is not the only gas. **Science**, Washington, v. 315, n. 5820, p. 1804-1805, Mar 2007.

SMITH, J.; SMITH, P. **Environmental modelling – an introduction**. New York, N.Y. Oxford, 2007. 180p.

SMITH, K.; CLAYTON, H.; MCTAGGART, I.P.; THOMSON, P.E.; ARAH, J.R.M.; SCOTT, A. The measurement of nitrous-oxide emissions from soil by using chambers. **Philosophical Transactions of the Royal Society a-Mathematical Physical and Engineering Sciences**, Oxford, v. 351, n. 1696, p. 327-337, May 1995.

SMITH, K.; BALL, T.; CONEN, F.; DOBBIE, K.E.; MASSHEDER, J.; REY, A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 54, n. 4, p. 779-791, Dez 2003.

SMITH, P.; LANIGAN, G.; KUTSCH, W.L.; BUCHMANN, N.; EUGSTER, W.; AUBINET, M.; CESCIA, E.; BEZIAT, P.; YELURIPATI, J.B.; OSBORNE, B.; MOORS, E.J.; BRUT, A.; WATTENBACH, M.; SAUNDERS, M.; JONES, M. Measurements necessary for assessing the net ecosystem carbon budget of croplands. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 139, n. 3, p. 302-315, Nov 2010.

SNPA – Serviço Nacional de Pesquisas Agronômicas. Levantamento de reconhecimento de solos do estado de São Paulo. Ministério da Agricultura. **Boletim Nacional de Pesquisas Agronômicas, Rio de Janeiro**, v.12, p. 1-634, 1960.

STAUFFER, B.; FISCHER, G.; NEFTTEL, A.; OESCHGER, H. INCREASE OF ATMOSPHERIC METHANE RECORDED IN ANTARCTIC ICE CORE. **Science**, Washington, v. 229, n. 4720, p. 1386-1388, 1985.

STEHFEST, E.; BOUWMAN, L. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 74, n. 3, p. 207-228, Mar 2006.

TONITTO, C.; DAVID, M.B.; DRINKWATER, L.E.; LI, C. Application of the DNDC model to tile-drained Illinois agroecosystems: model calibration, validation, and uncertainty analysis. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 78, n. 1, p. 51-63, Jan 2007.

VALENTE, R.D.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP**. 2001. 144p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VAN DEN POL-VAN DASSELAAR, A.; CORRE, W.J.; PRIEME, A.; KLEMEDTSSON, A.K.; WESLIEN, P.; STEIN, A.; KLEMEDTSSON, L.; OENEMA, O. Spatial variability of methane, nitrous oxide, and carbon dioxide emissions from drained grasslands. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 62, n. 3, p. 810-817, Mai – Jun 1998.

XAVIER, M.E.R.; KERR, A.S. A análise do efeito estufa em textos paradidáticos e periódicos jornalísticos. **Caderno Brasileiro de ensino de Física**, Florianópolis, v. 21, n. 3, p. 325-349, 2008.

WEIER, K.; WILSON, J.R.; HOGARTH, D.M.; CAMPBELL, J.A.; GARSIDE, A.L. Trace gas emissions from a trash blanketed sugarcane field in tropical Australia. In: SUGARCANE 2000 SYMPOSIUM, 1996, Brisbane. Sugarcane: Research Towards Efficient and Sustainable Production. Brisbane: CSIRO, 1996. p. 271-272.

WEIER, K. Sugarcane fields: sources or sinks for greenhouse gas emissions? **Australian Journal of Agricultural Research**, Victoria, v. 49, n. 1, p. 1-9, 1998.

_____. N₂O and CH₄ emission and CH₄ consumption in a sugarcane soil after variation in nitrogen and water application. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 31, n. 14, p. 1931-1941, Dec. 1999.

WEITZ, A.; LINDER, E.; FROLKING, S.; CRILL, P.M.; KELLER, M. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 33, n. 7/8, p. 1077-1093, Jun 2001.

YAO, Z. ZHENG, X.H.; XIE, B.H.; LIU, C.Y.; MEI, B.L.; DONG, H.B.; BUTTERBACH-BAHL, K.; ZHU, J.G. Comparison of manual and automated chambers for field measurements of N₂O, CH₄, CO₂ fluxes from cultivated land. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 43, n. 11, p. 1888-1896, Apr 2009.

ZACHARIAS, S.; HEATWOLE, C.; COAKLEY, C. Robust quantitative techniques for validating pesticide transport models. **Transactions of the ASAE**, St Joseph, v. 39, n. 1, p. 47-54, Jan-Fev 1996.

ZHANG, Y.; LI, C.S.; ZHOU, X.J.; MOORE, B. A simulation model linking crop growth and soil biogeochemistry for sustainable agriculture. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 151, n. 1, p. 75-108, Mai 2002.

ZHANG, J.; HAN, X. N₂O emission from the semi-arid ecosystem under mineral fertilizer (urea and superphosphate) and increased precipitation in northern China. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 42, n. 2, p. 291-302, Jan 2008.

ZOTELLI, L. **Palha e vinhaça: Emissões de CO₂, N₂O e CH₄ em solo com cana-de-açúcar.** 2012. 78p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical). - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 2012.

APÊNDICES

APÊNDICE - ALGORITMOS DO PROGRAMA DNDC RELATIVOS AOS FLUXOS DE N₂O E CH₄ NO SOLO

Nitrogênio

Adsorção de amônio (F_{NH4}):

$$F_{NH4} = [0.41 - 0.47 \log(NH_4) \text{ clay} / \text{clay}_{\max}]$$

onde,

F_{NH4} = fração de NH₄⁺ adsorvido pelo solo

NH₄ = NH₄⁺ no solo em Kg N/ha

clay = fração de argila (<0,002mm)

clay_{max} = máxima fração de argila (0,63)

Equilíbrio entre amônio e amônia:

$$\log K_{NH4} - \log K_{H2O} = \log(NH_{4m} / NH_{3m}) + pH$$

onde,

K_{NH4} – constante de dissociação para NH₄⁺:NH₃ no equilíbrio

K_{H2O} – constante de dissociação para H⁺:OH⁻

NH_{4m} – concentração de NH₄⁺ na fase líquida (mol/l)

NH_{3m} - concentração de NH₃ na fase líquida (mol/l)

pH – pH do solo

Volatilização da amônia:

$$AM = 2NH_3 (D_{NO3,N^t} / 3.14)^{0.5}$$

onde,

AM – perda acumulada de NH₃ (KgN/ha)

NH₃ – NH₃ no solo (Kg N/ha)

D_{NO3,N^t} – coeficiente de difusão no solo do NO₃⁻ proveniente da conversão de NH₄⁺ em NO₃⁻, no tempo t (ha/kg/d)

Taxa de nitrificação:

$$NO_{3,N} = NH_4 [1 - \exp(-K_{35} f_{TN})] f_{WN} f_{pH,N}$$

onde,

NO_{3,N} – NO₃⁻ proveniente da conversão de NH₄⁺ em NO₃⁻ (kgN/ha/dia)

NH₄ = NH₄⁺ no solo em Kg N/ha

K₃₅ – taxa de nitrificação à temperatura de 35°C

f_{TN} – efeito da temperatura na nitrificação

f_{WN} – efeito da umidade do solo na nitrificação

$f_{pH,N}$ – efeito do pH do solo na nitrificação

Efeito da temperatura na nitrificação ($f_{T,N}$):

$$f_{T,N} = -0.0272(0.1T_s)^4 + 0.1566(0.1T_s)^3 - 0.2234(0.1T_s)^2 + 0.03094T_s - 0.0233$$

onde,

T_s = Temperatura do solo

Efeito da umidade do solo na nitrificação (f_{WN}):

$$f_{W,N} = -12.904W_{fps}^4 + 17.651W_{fps}^3 - 5.5368W_{fps}^2 + 0.9975W_{fps} - 0.0243$$

onde W_{fps} – umidade do solo.

Efeito do pH na nitrificação ($f_{pH,N}$):

$$f_{pH,N} = -0.0604pH^2 + 0.7347pH - 1.2314$$

onde,

pH – pH do solo

Crescimento de microorganismos desnitrificadores:

$$(dB/dt)_g = U_{DN}B(t)$$

onde,

$(dB/dt)_g$ – taxa de mortalidade da biomassa de microorganismos desnitrificadores (KgC/ha/h)

U_{DN} – taxa de crescimento relativo dos microorganismos desnitrificadores

$B(t)$ – biomassa total dos microorganismos desnitrificadores (KgC/ha)

Taxa de crescimento dos microorganismos desnitrificadores (U_{DN}):

$$U_{DN} = \mu_{T,DN}(U_{NO3}\mu_{pH,NO3} + U_{NO2}\mu_{pH,NO2} + U_{N2O}\mu_{pH,N2O})$$

onde,

$\mu_{T,DN}$ – fator de redução da temperature na desnitrificação

U_{NO3} - crescimento relativo de desnitrificadores de NO_3^-

$\mu_{pH,NO3}$ – fator de redução do pH no crescimento de desnitrificadores de NO_3^-

U_{NO2} – crescimento relativo de desnitrificadores de NO_2^-

$\mu_{pH,NO2}$ – fator de redução do pH no crescimento de desnitrificadores de NO_2^-

U_{N2O} – crescimento relativo de desnitrificadores de N_2O

$\mu_{pH,N2O}$ – fator de redução do pH no crescimento de desnitrificadores de N_2O .

Taxa máxima de crescimento da biomassa de microorganismos desnitrificadores (U_{NxOy}):

$$U_{NxOy} = U_{NxOy,m} C_s / (K_{c,1/2} + C_s) NxOy / (K_{NxOy,1/2} + NxOy)$$

$U_{N_xO_y,m}$ – crescimento máximo de biomassa de microorganismos desnitrificadores

C_s – carbono solúvel

$K_{c,1/2}$ – constante de meia saturação do carbono solúvel no solo ($0,017 \text{ KgC/m}^3$)

N_xO_y – concentrações de NO_3^- , NO_2^- ou N_2O na água do solo (KgN/ha)

$K_{N_xO_y,1/2}$ – constante de meia saturação do N_xO_y ($0,083 \text{ Kg N/m}^3$)

Taxa de mortalidade dos microorganismos desnitrificadores $(dB/dt)_d$:

$$(dB/dt)_d = M_c Y_c B(t)$$

onde,

M_c - coeficiente de manutenção do carbono(kgC/kgC/ha)

Y_c – máximo crescimento em carbono solúvel (kgC/kgC)

$B(t)$ – biomassa total dos desnitrificadores (kgC/ha)

Consumo de carbono solúvel (C_{con}):

$$C_{CON} = (U_{DN} / Y_c + M_c) B(t)$$

U_{DN} – taxa de crescimento dos microorganismos desnitrificadores

Y_c – máximo crescimento em carbono solúvel (kgC/kgC)

M_c - coeficiente de manutenção do carbono(kgC/kgC/ha)

$B(t)$ – biomassa total dos desnitrificadores (kgC/ha)

Produção de CO_2 durante a desnitrificação ($\text{CO}_{2,DN}$):

$$CO_{2,DN} = C_{CON} - (dB/dt)_g$$

onde,

C_{con} – consumo de carbono solúvel durante a desnitrificação (kgC/ha)

$(dB/dt)_g$ – taxa de crescimento potencial de microorganismos desnitrificadores (kgC/ha/h)

Consumo de nitrato, nitrito e óxido nitroso durante a desnitrificação (dN_xO_y/dt):

$$dN_xO_y / dt = (U_{N_xO_y} / Y_{N_xO_y} + M_{N_xO_y} N_xO_y / N) B(t) \mu_{pH, N_xO_y} \mu_{T, DN}$$

onde,

$U_{N_xO_y}$ – crescimento relativo de microorganismos desnitrificadores de N_xO_y

$Y_{N_xO_y}$ - máximo crescimento em N_xO_y (kgC/kgN)

$M_{N_xO_y}$ – coeficiente de manutenção de N_xO_y

N_xO_y – concentrações de NO_3^- , NO_2^- ou N_2O na água do solo (KgN/ha)

N – nitrogênio total de N_xO_y no solo (kgN/ha)

$B(t)$ – biomassa total dos desnitrificadores (kgC/ha)

μ_{pH, N_xO_y} – fator de redução do pH do solo no crescimento de desnitrificadores

$\mu_{T,DN}$ – fator de redução da temperatura na desnitrificação

Taxa de assimilação de nitrogênio pelos desnitrificadores ((dN/dt)asm):

$$(dN / dt)_{asm} = (dB / dt)g1 / CNR_{DN}$$

(dB/dt)g – taxa de crescimento potencial de microorganismos desnitrificadores (kgC/ha/h)

CNR_{DN} – razão C/N dos desnitrificadores (3,45)

N_2O produzido durante a nitrificação (N_2O_N):

$$N_2O_N = 0.0006NO_{3,N}W_{fps}2.72^{34.6-9615/(T_s+273.15)}$$

onde,

$NO_{3,N} - NH_4^+$ convertido a NO_3^- (kgN/ha/d)

W_{fps} – umidade do solo

T_s – temperatura do solo ($^{\circ}C$)

NO produzido durante a nitrificação (NO_n):

$$NO_n = 0.0025NO_{3,N}2.72^{34.6-9615/(T_s+273.15)}$$

onde,

$NO_{3,N} - NH_4^+$ convertido a NO_3^- (kgN/ha/d)

T_s – temperatura do solo ($^{\circ}C$)

Emissões de N_2O e NO ($F_{N_2O,NO}$):

$$F_{N_2O,NO} = 0.017 + (0.025 - 0.0013f_{clay})(1 - W_{fps})2^{T_s/20}$$

onde,

f_{Clay} – efeito da adsorção na argila nas emissões de gases nitrogenados

W_{fps} – umidade do solo

T_s – temperatura do solo ($^{\circ}C$)

Emissões de N_2 (N_2):

onde,

$$F_{N_2} = (0.0006 + 0.0013f_{clay}) + (0.013 - 0.005f_{clay})(1 - W_{fps})2^{T_s/20}$$

f_{Clay} – efeito da adsorção na argila nas emissões de gases nitrogenados

W_{fps} – umidade do solo

T_s – temperatura do solo ($^{\circ}C$)

Metano

Taxa de decomposição do carbono (ΔC_i)

$$\Delta C_i = \mu_{\text{clay}} \mu_{\text{CN}} \mu_T \mu_W \mu_{\text{Til}} K_{\text{Ci}} C_i$$

onde,

μ_{clay} – efeito da adsorção pela argila

μ_{CN} – efeito da razão C/N na decomposição

μ_T – efeito da temperatura na decomposição

μ_W – efeito da umidade

μ_{Til} – efeito do tipo de preparo do solo (plantio direto, convencional)

K_{Ci} – taxa de decomposição do carbono (dia^{-1})

C_i – quantidade de carbon (kgC/ha)

$$\mu_{\text{clay}} = \log (0,14/\text{clay}_i) + 1$$

onde,

clay_i – fração de argila (<0,002 mm)

$$\mu_T = 0,2161 + 0,093T_s - 0,0014T_s^2$$

onde,

T_s – temperatura do solo

$$\mu_W = -1,7827W_{\text{fps}}^2 + 2,3824W_{\text{fps}} - 0,22$$

onde W_{fps} – umidade do solo

fator Aerênquima (A):

$$A = \text{BM}_{\text{root}}/100$$

onde,

BM_{root} – biomassa da raiz (g/m^2)

Aumentodiário do potencial de óxido redução (ΔCh_i):

$\Delta \text{Ch}_i = 100 (0,5A - 0,5)$ – em condições de inundação

$\Delta \text{Ch}_i = 100 [0,5A + 100 (1 - W_{\text{fps}})]$ – em condições de sequeiro

onde,

A – fator aerênquima

Emissões diárias de metano para a atmosfera ($\text{CH}_{4\text{E}}$):

$$\text{CH}_{4\text{E}} = \text{CH}_{4\text{P}} - \text{CH}_{4\text{O}}$$

onde,

$\text{CH}_{4\text{P}}$ – produção de metano (kg C/ha)

$\text{CH}_{4\text{O}}$ – oxidação de metano (kg C/ha)

Produção de metano ($\text{CH}_{4\text{P}}$):

$$CH_{4P} = 0,47C_{CH_4}f_{TM}f_{Eh}f_{pHM}$$

onde,

C_{CH_4} - quantidade de carbono disponível para a produção de metano (kg C/ha)

f_{TM} - efeito da temperatura na produção de metano

f_{Eh} - efeito do potencial de óxido-redução na produção de metano

f_{pHM} - efeito do pH na produção de metano

Quantidade de carbono disponível para a produção de metano (C_{CH_4}):

$$C_{CH_4} = \sum [C_S + F_{RS}F_{ROOT}BM_{ROOT}^4]$$

onde,

C_S - carbono solúvel (kg C/ha)

F_{RS} - fração de raízes em senescência

F_{ROOT} - quantidade total de raízes na planta

BM_{ROOT} - biomassa da raiz (g/m^2)

Efeito da temperatura na produção de metano (f_{TM}):

$$f_{TM} = \exp[0,33(T_s - 23) / (1 + \exp(0,33(T_s - 23)))]$$

onde,

T_s - temperature do sol ($^{\circ}C$)

Efeito do potencial de óxido-redução na produção de metano (f_{Eh}):

$$f_{Eh} = 1 \text{ se } Eh \leq -200$$

$$f_{Eh} = 0 \text{ se } Eh > -200$$

onde,

Eh - potencial de óxido redução (mV)

Oxidação de metano (CH_{4O}):

$$CH_{4O} = CH_{4P} (0,5 + 0,5A)$$

onde,

CH_{4P} - produção de metano

A - fator aerênquima