

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

Getúlio Elias Pilecco

**APLICAÇÃO DO MODELO DAYCENT NA SIMULAÇÃO DOS FLUXOS
DE ÓXIDO NITROSO E DOS ESTOQUES DE CARBONO NO SOLO
COM O USO DE ADUBAÇÃO ORGÂNICA EM PLANTIO DIRETO**

Santa Maria, RS
2017

Getúlio Elias Pilecco

**APLICAÇÃO DO MODELO DAYCENT NA SIMULAÇÃO DOS FLUXOS DE ÓXIDO
NITROSO E DOS ESTOQUES DE CARBONO NO SOLO COM O USO DE
ADUBAÇÃO ORGÂNICA EM PLANTIO DIRETO**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em
Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa
Maria (UFSM, RS), como requisito para a obtenção
do título de **Doutor em Ciência do Solo**.

Orientador: Prof. Dr. Sandro José Giacomini

Santa Maria, RS
2017

Getúlio Elias Pilecco

**APLICAÇÃO DO MODELO DAYCENT NA SIMULAÇÃO DOS FLUXOS DE ÓXIDO
NITROSO E DOS ESTOQUES DE CARBONO NO SOLO COM O USO DE
ADUBAÇÃO ORGÂNICA EM PLANTIO DIRETO**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em
Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa
Maria (UFSM, RS), como requisito para a obtenção
do título de **Doutor em Ciência do Solo**.

Aprovado em 31 de julho de 2017:

Sandro José Giacomini, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)

Carlos Eduardo Pellegrino Cerri, Dr. (ESALQ)

Carlos Gustavo Tornquist, Dr. (UFRGS)

Douglas Adams Weiler, Dr. (UFSM)

Ricardo Bergamo Schenato, Dr. (UFSM)

Santa Maria, RS
2017

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela força e coragem para persistir sempre.

Aos meus pais Milvo e Nilda, pelo incentivo, carinho, educação e por fazer acreditar em mim em mim mesmo.

Aos meus irmãos Alexandre e Amábile, pela amizade e carinho.

A minha amada Gabriela pelo seu companheirismo nos momentos difíceis e carinho. Sou eternamente grato por me incentivar sempre.

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo.

Ao meu orientador professor Sandro Giacomini, pela orientação e auxílio na condução desse trabalho, pelos ensinamentos passados e pela amizade.

Ao professor Ricardo Schenato e ao pós-doutorando Douglas Weiler, pelos ensinamentos e auxílios para a condução deste trabalho.

Ao professor Aita demais professores do PPGCS pelos ensinamentos durante a realização deste curso.

Aos colegas e ex-colegas do LABCEN, Adriane, Alessandra, Alexandre, Bruno, Cledir, Daniela, Doneda, Gonzatto, Guilherme, Janquiéli, Juliana, Heitor, Lineu, Mathias, Patrick, Raquel, Roberta, Stefen, pela amizade, momentos de descontração e ensinamentos compartilhados.

Aos bolsistas e ex-bolsistas do grupo do professor Aita, pela amizade, convívio e momentos de descontração.

Ao funcionário do Departamento de Solos Héverton, pela amizade e pela ajuda.

À CAPES pela bolsa de estudo concedida.

À todos vocês, muito obrigado!

RESUMO

APLICAÇÃO DO MODELO DAYCENT NA SIMULAÇÃO DOS FLUXOS DE ÓXIDO NITROSO E DOS ESTOQUES DE CARBONO NO SOLO COM O USO DE ADUBAÇÃO ORGÂNICA EM PLANTIO DIRETO

AUTOR: Getúlio Elias Pilecco

ORIENTADOR: Sandro José Giacomini

A aplicação de resíduos orgânicos oriundos da suinocultura e avicultura em plantio direto é uma prática comum no sul do Brasil para ciclagem de nutrientes. Embora essa prática tenha efeito positivo sobre a produtividade das culturas e o acúmulo de C no solo seu uso pode favorecer a emissão de óxido nitroso (N_2O). A análise espacial e temporal do efeito dessa prática sobre a emissão de N_2O e os estoques de C no solo pode ser realizada através de modelos matemáticos. O objetivo desse estudo foi calibrar e validar o modelo DAYCENT para simular a emissão de N_2O e os estoques de C com o uso de adubação orgânica em plantio direto em um Argissolo da Depressão Central do Rio Grande do Sul. O modelo foi calibrado com dados obtidos em um experimento conduzido durante dois anos com os seguintes tratamentos: adubação mineral (NPK); cama de frango (CF); cama sobreposta de suínos (CSS); e controle sem o uso de fertilizante nitrogenado (Controle). A validação do modelo foi realizada com dados obtidos em um experimento de longa duração nos seguintes tratamentos: NPK; CSS; CSS residual (CSSR) e Controle. O conteúdo de água e temperatura do solo, biomassa da parte aérea, rendimento de grãos, estoque de C no solo, N mineral e fluxos de N_2O simulados pelo DAYCENT foram comparados com os dados mensurados. O desempenho do modelo foi avaliado através dos testes estatísticos raiz quadrada do erro médio (RMSE), erro relativo (E) e diferença média (M) seguida de teste t. Após a validação o modelo foi usado na simulação de cenários alternativos de manejo da adubação com a CSS em plantio direto. O modelo DAYCENT mostrou-se capaz de prever satisfatoriamente a temperatura do solo, conteúdo volumétrico de água do solo, rendimento de grãos das culturas e o estoque de C no solo. O modelo subestimou sistematicamente os níveis de nitrato (NO_3^-) no solo nos tratamentos fertilizados mesmo com a alteração de parâmetros fixos controladores da lixiviação de N no solo. Apesar da dificuldade do modelo em simular os fluxos médios diários DAYCENT foi capaz de prever as quantidades cumulativas de N_2O . O desempenho do modelo DAYCENT na simulação das emissões de N_2O nos tratamentos com fertilização orgânica pode ser melhorado com o aumento da sensibilidade de parâmetros controladores da fração de C lábil e lignina presente no material orgânico adicionado, juntamente com a alteração de parâmetros fixos controladores da lixiviação de N no solo. A simulação de cenários futuros de uso da CSS mostrou que a aplicação continuada desse resíduo orgânico em plantio direto resulta em aumento no estoque de C do solo. No entanto, esse efeito benéfico é parcialmente neutralizado pelo aumento na emissão de N_2O devido ao uso da CSS. A combinação de adubação orgânica com a fertilização nitrogenada mineral é uma estratégia para reduzir as emissões de N_2O .

Palavras-chave: Daycent. Óxido nitroso. Cama de frango. Cama sobreposta de suínos.

ABSTRACT

USING DAYCENT MODEL TO SIMULATE NITROUS OXIDE FLUXES AND SOIL CARBON STOCKS AFTER ORGANIC FERTILIZERS ADDITION UNDER NO-TILLAGE

AUTHOR: Getúlio Elias Pilecco
ADVISOR: Sandro José Giacomini

The application of organic residues from pig and poultry farming in no-till is a common practice in southern Brazil for nutrient cycling. Although this practice has a positive effect on crops productivity and soil C accumulation their use may promote nitrous oxide (N₂O) emission. The spatial and temporal analysis of this practice effects on N₂O emission and soil C stocks can be performed using mathematical models. The objective of this study was to calibrate and validate the DAYCENT model to simulate N₂O emission and C stocks using organic fertilizers in a Typic Paleudalf carried out under in no-tillage at Central Depression region of Rio Grande do Sul. The model was calibrated with data from an experiment conducted over two years with the following treatments: mineral fertilizer (NPK); poultry manure (CF); pig deep litter (CSS); and control without use of nitrogen fertilizer (Control). Model validation was performed with data from a long-term experiment with the following treatments: NPK; CSS; residual CSS (CSSR) and Control. The soil water content and soil temperature, aboveground biomass, grain yield, soil C stock, mineral nitrogen and N₂O fluxes simulated by DAYCENT were compared to measured data. The model performance was evaluated by statistical tests root mean square error (RMSE), relative error (E), and mean difference (M) followed by t test. After validation, the model was used to simulate alternative scenarios of fertilization management with CSS in no-tillage. The DAYCENT model was able to predict successfully soil temperature, soil volumetric water content, crop yields and soil C stock. The model systematically underestimated soil nitrate (NO₃⁻) content in fertilized treatments, even after changing fixed parameters controlling soil N leaching. Despite the model inability to simulate daily N₂O fluxes, DAYCENT was able to predict cumulative N₂O emission reasonable well. The DAYCENT model performance to simulate N₂O emissions using organic fertilizer could be improved increasing parameters sensitivity that controls C labile fraction and lignin content in organic residues, as well as parameters of soil N leaching. Lon-term simulations of CSS addition showed continuing application of this organic residue in no-tillage could increase soil C stocks. However, this beneficial effect could be offset by higher N₂O emission due using of CSS. The combination of organic residues with mineral nitrogen source is a strategy for reducing N₂O emissions.

Keywords: Daycent. Nitrous oxide. Poultry manure. Pig deep litter.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Diagrama conceitual do modelo DAYCENT (Adaptado DEL GROSSO et al., 2008a).	21
Figura 2 – Temperatura média diária do ar e precipitação pluviométrica diária ocorrida nos dois anos agrícolas no experimento 1.	28
Figura 3 – Temperatura média diária do ar e a precipitação pluviométrica diária ocorrida no ano agrícola 2015/16 no experimento 2.	30
Figura 4 – Conteúdo volumétrico de água (CVA) no solo mensurado e simulado na camada de 0-10 cm nos tratamentos NPK (a) e CSS (b).	38
Figura 5 – Temperatura do solo mensurada e simulada na camada superficial do solo.....	39
Figura 6 – Produção de biomassa mensurada e simulada da parte aérea do girassol (a) e da canola (b) cultivados com adubação orgânica. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão (n=4).	39
Figura 7 – Rendimentos de grãos mensurados e simulados do girassol (a) e da canola (b) cultivados com adubação orgânica. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão (n=4).	40
Figura 8 – Estoque de C mensurado e simulado na camada de 0-20 cm em todos os tratamentos avaliados e testes estatísticos para as simulações realizadas. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão.....	41
Figura 9 – Conteúdo mensurado e simulado de amônio (NH_4^+) na camada de 0-15 cm do solo em todos os tratamentos avaliados durante os dois anos agrícolas.	42
Figura 10 – Conteúdo mensurado e simulado de nitrato (NO_3^-) na camada de 0-10 cm do solo em todos os tratamentos avaliados durante os dois anos agrícolas.	43
Figura 11 – Fluxos diários de N_2O mensurados e simulados após a aplicação de resíduos orgânicos durante os dois anos de avaliação.	45
Figura 12 – Emissões acumuladas de N_2O em todos os tratamentos avaliados durante os dois anos agrícolas. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão (n=4).....	46
Figura 13 – Conteúdo volumétrico de água (CVA) no solo mensurado e simulado na camada de 0-10 cm durante o período de validação.....	47
Figura 14 – Temperatura mesurada e simulada na superfície do solo (0-2,5 cm) no período de validação.	48
Figura 15 – Produção de biomassa mensurada e simulada da parte aérea da aveia cultivada com adubação orgânica. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão (n=4).....	49
Figura 16 – Produção de biomassa mensurada e simulada da parte aérea do milho cultivado com adubação orgânica. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão (n=4).....	50
Figura 17 – Rendimentos de grãos mensurado e simulado do milho cultivado com adubação orgânica. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão (n=4).	51
Figura 18 – Estoque mensurado e simulado de C do solo nos tratamentos controle, NPK e CSS na etapa de validação. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão.....	52
Figura 19 – Conteúdo de amônio mensurado e simulado na camada 0-15 cm na etapa de validação.....	53
Figura 20 – Conteúdo de nitrato mensurado e simulado na camada 0-10 cm na etapa de validação.....	54
Figura 21 – Fluxos diários de N_2O mensurados e simulados durante a etapa de validação.	55

Figura 22 – Emissões acumuladas mensuradas e simuladas de N ₂ O em todos tratamentos avaliados na etapa de validação. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão (n=4).	57
Figura 23 – Estoques de C do solo simulado em diferentes cenários de manejo da adubação em plantio direto em uma projeção de 30 anos.	58
Figura 24 – Emissão anual acumulada de N ₂ O do solo simulado em diferentes cenários de manejo de adubação em plantio direto em uma projeção de 30 anos.	58

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Quantidade de matéria seca (MS), de carbono (C) e nitrogênio (N) aplicadas na semeadura dos cultivos de girassol e canola com os adubos orgânicos.....	27
Tabela 2 – Calendário de atividades desenvolvidas nos dois anos agrícolas.	27
Tabela 3 – Quantidades de matéria seca (MS), de carbono (C) e nitrogênio (N) aplicadas na semeadura dos cultivos de aveia e milho com a cama sobreposta de suínos no experimento 2.	29
Tabela 4 - Quantidades de matéria seca (MS), C e N adicionadas com os resíduos culturais e resíduos orgânicos (CSS) no período de 2004-16.	29
Tabela 5 - Atributos do solo mensurados e ajustados utilizados nas simulações.	34
Tabela 6- Atributos do solo mensurados e ajustados utilizados nas simulações.	35
Tabela 7 - Testes estatísticos descritivos para as simulações do conteúdo de água e temperatura do solo com o modelo DAYCENT na etapa de calibração.	38
Tabela 8 – Testes estatísticos descritivos para simulações de produção média de biomassa da parte aérea e rendimento de grãos do girassol e da canola.....	40
Tabela 9 – Testes estatísticos descritivos para as simulações de NH_4^+ e NO_3^- no solo.	44
Tabela 10 – Testes estatísticos descritivos para as simulações dos fluxos de N_2O em todos os tratamentos avaliados nos dois anos agrícolas.	44
Tabela 11– Testes estatísticos descritivos para as simulações do conteúdo de água e temperatura do solo com o modelo DAYCENT na etapa de validação.....	47
Tabela 12 – Testes estatísticos descritivos para as simulações de produção de biomassa da parte aérea e rendimento de grãos na etapa de validação.	48
Tabela 13 – Testes estatísticos descritivos para as simulações de NH_4^+ e NO_3^- em todos os tratamentos avaliados na etapa de validação.	54
Tabela 14 – Testes estatísticos descritivos para as simulações dos fluxos de N_2O em todos os tratamentos avaliados na etapa de validação.	56

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	REVISÃO DE LITERATURA	13
2.1	EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA	13
2.2	ÓXIDO NITROSO NA AGRICULTURA	14
2.3	ADUBAÇÃO ORGÂNICA E CARBONO ORGÂNICO DO SOLO	16
2.4	MODELAGEM DOS FLUXOS DE N ₂ O E ESTOQUES C NO SOLO	18
2.5	MODELO DAYCENT	19
2.6	APLICAÇÃO DO MODELO DAYCENT	22
3	HIPÓTESE	25
4	OBJETIVOS	25
5	MATERIAL E MÉTODOS	25
5.1	DESCRIÇÃO DO LOCAL	25
5.2	EXPERIMENTO 1	26
5.3	EXPERIMENTO 2	28
5.4	AVALIAÇÕES	30
5.4.1	Biomassa vegetal e estoque de carbono	30
5.4.2	Avaliação dos fluxos de N ₂ O	31
5.4.3	N mineral, umidade e temperatura do solo	31
5.4.4	Inicialização do modelo DAYCENT	32
5.4.5	Simulação de equilíbrio e período pré-experimental	32
5.4.6	Simulação do período experimental	33
5.4.7	Calibração do modelo DAYCENT	33
5.4.8	Validação do modelo DAYCENT	35
5.4.9	Cenários futuros de manejo de adubação com a CSS	35
5.4.10	Análises estatísticas	36
6	RESULTADOS	37
6.1	CALIBRAÇÃO DO MODELO DAYCENT	37
6.1.1	Umidade e temperatura do solo	37
6.1.2	Produção de biomassa e rendimento de grãos	39
6.1.3	Carbono orgânico do solo	41
6.1.4	Nitrogênio mineral do solo	41
6.1.5	Fluxos de N ₂ O	44
6.2	VALIDAÇÃO DO MODELO DAYCENT	46
6.2.1	Conteúdo de água e temperatura do solo	46
6.2.2	Produção de biomassa e rendimento de grãos	48

6.2.3	Carbono orgânico do solo	51
6.2.4	Nitrogênio mineral do solo	52
6.2.5	Fluxos de N ₂ O.....	55
6.2.6	Cenários futuros de manejo da adubação com a CSS.....	57
7	DISCUSSÃO	59
7.1	CONTEÚDO DE ÁGUA E TEMPERATURA DO SOLO.....	59
7.2	BIOMASSA E RENDIMENTO DE GRÃOS	60
7.3	C ORGÂNICO DO SOLO.....	61
7.4	N MINERAL NO SOLO.....	62
7.5	EMIÇÃO DE N ₂ O	63
7.6	CENÁRIOS FUTUROS DE MANEJO DE ADUBAÇÃO COM A CSS.....	66
8	CONCLUSÕES	67
9	CONSIDERAÇÕES FINAIS	68
10	REFERÊNCIAS	69
11	APÊNDICES	83

1 INTRODUÇÃO

A emissão de gases de efeito estufa (GEE) em agroecossistemas, especialmente o óxido nitroso (N_2O), tem sido um tema relevante nas investigações científicas. O N_2O é um potente gás de efeito estufa, cuja concentração atmosférica aumentou de cerca de 270 ppb, durante a era pré-industrial, para 327 ppb em 2014 (WMO, 2015). Embora as emissões de N_2O sejam muito menores quando comparadas ao dióxido de carbono (CO_2), seu potencial de aquecimento global (PAG) é 265 vezes superior ao do CO_2 em um horizonte de 100 anos (IPCC, 2014). Estima-se que o N_2O contribua com cerca de 6% do forçamento radiativo antropogênico em escala global (IPCC, 2014; WMO, 2013). Além disso, o N_2O também é responsável pela depleção do ozônio estratosférico (RAVISHANKARA et al., 2009).

Os solos correspondem a 56-70% de todas as fontes globais de N_2O (SYAKILA e KROEZE, 2011), sendo as atividades agrícolas a mais significativa fonte de emissão de N_2O para a atmosfera (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). No Brasil, devido a expansão das atividades agrícolas e ao aumento do uso de fertilizantes nitrogenados, as emissões de N_2O oriundas dos solos agrícolas têm aumentado gradativamente e representam cerca de 96% do total de emissões deste GEE (MCTI, 2016). Por outro lado, as atividades agrícolas apresentam maior flexibilidade, permitindo o desenvolvimento e aplicação de uma ampla gama de estratégias e práticas de manejo capazes de mitigar as emissões de N_2O , bem como promover o sequestro de carbono (C) no solo.

As principais fontes de N_2O relacionadas a agricultura são a aplicação e manejo de resíduos orgânicos e os fertilizantes sintéticos (FAOSTAT, 2014). O aumento do uso de fertilizantes nitrogenados é apontado como sendo responsável pelo incremento de 50% das emissões de N_2O dos solos nos últimos 150 anos (ABDALLA et al., 2010). A aplicação de fertilizantes minerais ou orgânicos aumenta as concentrações de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) no solo, o que pode resultar na produção de N_2O pelos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação (CHAPUIS-LARDY et al., 2007; INSELBACHER et al., 2011). Em geral, as emissões de N_2O estão diretamente associadas a maior concentração de N mineral no solo (CHANTIGNY et al., 2010; PELSTER et al., 2011; SENBAYRAM et al., 2012).

Na região Sul do Brasil, onde se concentra a maior parte da produção nacional de suínos e aves, são gerados grandes volumes de dejetos. Estes resíduos orgânicos

podem constituir-se uma alternativa aos fertilizantes sintéticos para garantir a produção de grãos das culturas, uma vez que são ricos em nutrientes, principalmente em N. Além disso, o uso desses resíduos orgânicos em solos agrícolas é uma prática de manejo capaz de aumentar o conteúdo de C orgânico do solo (ADELI et al., 2007; BRUNETTO et al., 2012; SAINJU et al., 2008) e reduzir o impacto ambiental causado pelo seu descarte inadequado. Atualmente, existe um crescente incentivo para a utilização de práticas de manejo capazes de armazenar C no solo e reduzir suas emissões para a atmosfera. Isto, porque o sequestro de C no solo é considerado a estratégia com maior potencial para a mitigação das emissões de GEE na agricultura (IPCC, 2007; SOHI, 2012). No entanto, o uso de dejetos animais como fertilizantes pode aumentar as emissões de N₂O do solo, por geralmente fornecerem elevado teor de C lábil, uma vez que o processo de desnitrificação é geralmente mais estimulado pela adição de adubos orgânicos do que por N sintético (BHANDRAL et al., 2010; SENBAYRAM et al., 2012).

Nos últimos anos tem-se intensificado as pesquisas e medições a campo dos fluxos de carbono e nitrogênio dos solos de diferentes ecossistemas para a atmosfera. Os dados de campo gerados nestas pesquisas são imprescindíveis para desenvolver estratégias locais que visam mitigar as emissões de N₂O e aumentar o sequestro C no solo. No entanto, as medições de campo são caras, demandam tempo e são incapazes de captar toda a gama de condições edafoclimáticas que ocorrem nos ecossistemas. A maior parte dos estudos têm avaliado as emissões de N₂O do solo com a utilização do método das câmaras estáticas, manuais ou automatizadas. Contudo, é sabido que os fluxos de N₂O apresentam uma grande variabilidade espacial e temporal. Isto acaba inviabilizando a quantificação em larga escala ou mesmo a extrapolação destes dados mensurados para escalas maiores. Além disso, a mensuração das emissões de N₂O através destes métodos é cara e onerosa.

O uso de modelos é uma alternativa para extrapolar os dados de fluxos de N₂O ou o C orgânico do solo mensurados a campo para escalas temporais e espaciais maiores, possibilitando melhorar as estimativas e testar diversas hipóteses. Para isto, tem sido desenvolvido modelos baseados em processos biogeoquímicos que possibilitam avaliar os fluxos de C e N em diferentes ecossistemas. Como exemplo desta classe de modelos biogeoquímicos pode-se citar o modelo DAYCENT (DEL GROSSO et al. 2001; PARTON et al., 1998).

A habilidade do modelo DAYCENT em simular a produção de plantas, matéria orgânica do solo (MOS) e emissão de N_2O tem sido comprovada em diversos locais, sistemas de produção e climas (CHAMBERLAIN et al., 2011; DEL GROSSO et al., 2002; 2005; OWEN et al., 2015; RYALS et al., 2015; SENAPATI et al., 2016; SCHEER et al., 2014; WEILER et al., 2017). No entanto, não se tem conhecimento de estudos com o modelo DAYCENT para a simulação dos fluxos de N_2O e C orgânico do solo na condição de aplicação de resíduos orgânicos no Brasil. Neste estudo, o objetivo foi testar a habilidade do modelo DAYCENT para simular as emissões de N_2O e os estoques de C do solo em um sistema de cultivo com aplicação de resíduos orgânicos no Sul do Brasil.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA

O efeito estufa é um fenômeno natural imprescindível para a manutenção da vida no planeta, sendo responsável pela manutenção da temperatura terrestre em torno de $15^{\circ}C$. No entanto, desde a Revolução Industrial, as atividades antrópicas têm provocado o aumento da concentração atmosférica de três importantes gases causadores do efeito estufa: dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) (IPCC, 2014). As concentrações atmosféricas de CO_2 , N_2O e CH_4 aumentaram cerca 45, 21 e 104%, respectivamente, desde a era pré-industrial até o momento. O aumento das concentrações destes GEE tem sido considerado a principal causa do aquecimento global (IPCC, 2014; SNYDER et al., 2009). Embora emitidos em menor quantidade que o CO_2 , o N_2O e o CH_4 possuem um potencial de aquecimento global (PAG) de 265 e 28 vezes, respectivamente, maior do que o CO_2 (IPCC, 2014).

Os aumentos globais na concentração de CO_2 são atribuídos principalmente ao uso de combustíveis fósseis e mudanças de uso da terra, enquanto as atividades agrícolas são consideradas as maiores fontes de CH_4 e N_2O (IPCC, 2014; SIQUEIRA NETO et al., 2009). Em países de grande potencial agrícola, mudanças no uso da terra contribuem significativamente nos fluxos de CO_2 para a atmosfera, basicamente resultantes da decomposição da matéria orgânica do solo (KESSAVALOU et al., 1998; REICOSKY e ARCHER, 2007). A emissão antropogênica de N_2O ocorre principalmente a partir da atividade industrial, queima de biomassa e atividades

agrícolas (IPCC, 2014). As atividades agrícolas, com forte interferência antrópica no ciclo do N, são diretamente relacionadas com o aumento da concentração de N_2O na atmosfera (MOSIER, 2002). As emissões de CH_4 são resultado, em grande parte, da produção entérica pelo rebanho bovino e pela cultura do arroz irrigado (MOSIER et al., 2004). Solos aerados também podem atuar como sumidouros de CH_4 , contribuindo para o balanço negativo dos sistemas agrícolas (BAYER et al., 2012).

Em nível mundial, estima-se que a agricultura seja responsável por aproximadamente 14% das emissões de GEE (IPCC, 2014). No Brasil, as emissões de GEE oriundas das atividades agropecuárias representam cerca de 76, 96 e 80% do total de emissões de CO_2 , N_2O e CH_4 , respectivamente (MCTI, 2016). Contudo, os solos agrícolas também podem atuar como um sumidouro de GEE da atmosfera (JOHNSON et al., 2005), através do sequestro de C no solo e da oxidação e redução de CH_4 e N_2O , respectivamente, a depender do uso e o manejo do solo (LIEBIG et al., 2005; CHAPUIS-LARDY et al., 2007). Este manejo do solo inclui tipo de cultura, frequência de pousio, manejo de resíduos, culturas de cobertura, rotações de cultura, preparo de solo, irrigação, drenagem e adubação (LAL, 2008). Neste sentido, a agricultura pode contribuir para a redução do forçamento radiativo, mitigando as emissões de GEE.

2.2 ÓXIDO NITROSO NA AGRICULTURA

Nos solos agrícolas, o N_2O é produzido principalmente através dos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação (FIRESTONE e DAVIDSON, 1989; SENBAYRAM et al., 2012; VAN GROENIGEN et al., 2015; ZHANG et al., 2015), embora o N_2O também possa ser emitido por outros processos (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013; CAMERON et al., 2013; VENTEREA et al., 2012). Juntos, estes dois processos são responsáveis por aproximadamente 70% das emissões globais de N_2O (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013; ROWLINGS et al., 2015; SYAKILA e KROEZE, 2011). No entanto, a produção de N_2O durante a nitrificação é normalmente menor do que a produção de N_2O na desnitrificação (BATEMAN e BAGGS, 2005), sendo este último processo responsável por cerca de 60% do total de emissões de N_2O para a atmosfera (SAGGAR et al., 2013).

A nitrificação é um processo microbiano que ocorre sob condições aeróbicas, no qual o NH_4^+ é oxidado a nitrito (NO_2^-) e subsequentemente a NO_3^- . Tanto na

oxidação de NH_4^+ até hidroxilamina (NH_2OH) quanto da oxidação de hidroxilamina até NO_2^- , o N_2O é produzido como um intermediário destes processos (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013, STIEGLMEIER et al., 2014). Os principais fatores que controlam o processo de nitrificação são o conteúdo de NH_4^+ no solo, pH do solo, temperatura, umidade e carbono disponível (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013; CAMERON et al., 2013; GREGORUTTI e CAVIGLIA 2017; THANGARAJAN et al., 2013). Em geral é bem aceito que, não havendo limitação de outros fatores, a emissão de N_2O via nitrificação predomina em espaço poroso ocupado por água na faixa de 35-60% (BATEMAN e BAGGS, 2005).

A desnitrificação é um processo microbiano que ocorre em solos sob condições anaeróbicas, com restrição de oxigênio e baixo potencial redox. Nestas condições, bactérias anaeróbicas facultativas podem utilizar NO_3^- ou NO_2^- como acceptor final de elétrons, reduzindo-os até nitrogênio molecular (N_2) (BATEMAN e BAGGS, 2005; HARTER et al., 2016). As enzimas responsáveis pelas reações de redução estão associadas a maioria das bactérias desnitrificadoras, no entanto algumas são capazes de completar apenas uma parte da redução (CAMERON et al., 2013). Desta forma, esse processo de redução dissimilatória de NO_3^- ou NO_2^- para produtos gasosos incluem a produção de intermediários como o NO e o N_2O (SAGGAR et al., 2013; VENTEREA et al., 2012). Os microrganismos desnitrificadores apresentam várias vias de redução de NO_3^- que, de acordo com a disponibilidade de substrato e das condições ambientais, resultam em diferentes quantidades de N_2 e N_2O emitidas (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). De acordo com Saggar et al. (2009), altas perdas de N na desnitrificação ocorrem na combinação de altas concentrações de NO_3^- na solução do solo, presença de uma fonte de C lábil e temperatura ideal para a atividade microbiana. A desnitrificação é o principal processo de emissão de N_2O quando o espaço poroso ocupado por água é superior a 70% (BATEMAN e BAGGS, 2005). Embora a taxa de desnitrificação seja mais elevada sob condições anaeróbicas, este processo também pode ocorrer em solos que não estejam completamente saturados ou dentro dos agregados do solo, onde as taxas de difusão do O_2 e o potencial redox do solo são baixos (CAMERON et al., 2013).

As práticas agrícolas interferem diretamente nos processos de nitrificação e desnitrificação, especialmente aquelas relacionadas a fertilização nitrogenada. Como a maior parte do N_2O emitido a partir dos solos é produzido pelos processos de nitrificação e desnitrificação (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013; VAN GROENIGEN et

al., 2015; ZHANG et al., 2015) e geralmente está relacionada a concentração de N mineral no solo (CHANTIGNY et al., 2010; PELSTER et al., 2011; SENBAYRAM et al., 2012), a adição de fertilizantes nitrogenados em solos agrícolas aumenta potencialmente as emissões de N_2O (CARDENAS et al., 2010; SNYDER et al., 2009; ZHU et al., 2013).

A aplicação de adubos orgânicos ao solo pode estimular as emissões N_2O de forma direta e indireta. Isto porque os fertilizantes orgânicos fornecem não apenas N disponível, mas também C lábil, estimulando a atividade microbiana no solo (CHEN et al., 2014; THANGARAJAN et al., 2013; ZHOU et al., 2016). O aumento da atividade microbiana do solo promove o consumo do O_2 gerando microsítios de anaerobiose com as condições necessárias para que ocorra a desnitrificação (PELSTER et al., 2012; ZHU et al., 2015). Desta forma, adubos orgânicos com grandes quantidades de C lábil e N disponível como, por exemplo, esterco de frango e dejetos de suínos, podem resultar em maiores emissões de N_2O em relação aos fertilizantes minerais (DONG et al., 2005; HAYAKAWA et al., 2009; KAMEWADA, 2007; VAN GROENIGEN et al., 2004; ZHOU et al., 2014). No entanto, isso não é regra, pois outros estudos observaram menores emissões de N_2O em solos fertilizados com esterco de animais, quando comparados aos fertilizantes sintéticos (CHANTIGNY et al., 2010; DING et al., 2013; LOPEZ-FERNANDEZ et al., 2007; MEIJIDE et al., 2007). Este decréscimo nas emissões de N_2O pode ser atribuído a adição de compostos orgânicos de C que aumentam a imobilização microbiana de N inorgânico e a competição por NH_4^+ para a nitrificação e por NO_3^- para a desnitrificação (ZHOU et al., 2016), além da completa desnitrificação com a redução de N_2O a N_2 (MEIJIDE et al., 2007).

2.3 ADUBAÇÃO ORGÂNICA E CARBONO ORGÂNICO DO SOLO

O C global pode ser dividido em cinco compartimentos principais: solos, oceânico, fóssil, biótico e atmosférico (SRIVASTAVA et al., 2012). O compartimento de C do solo é constituído principalmente por C na forma orgânica, podendo ocorrer também na forma inorgânica, especialmente em ambientes semiáridos ou áridos (LAL, 2007). Estima-se que este potencial do solo de armazenar C seja cerca de 3,3 e 4,5 vezes maior que o compartimento atmosférico e biótico, respectivamente (JANZEN, 2004; LAL, 2004). Uma considerável parte do C orgânico do solo encontra-se na forma

de matéria orgânica do solo (MOS), sendo a reserva mais importante de C nos ecossistemas agrícolas (JANZEN, 2004).

A manutenção ou o incremento dos estoques de C orgânico do solo é essencial para o aumento da fertilidade do solo, da produtividade das culturas e na redução das emissões de CO₂ para a atmosfera (SRIVASTAVA et al., 2012). As taxas de acúmulo e perda de C orgânico são influenciadas pelas condições de clima, características mineralógicas do solo, pelas práticas de manejo utilizadas (LAL, 2010; SÁ et al., 2014) e principalmente pela quantidade de carbono orgânico adicionado ao sistema (POST e KWON, 2000). Recentemente, a busca por práticas de manejo capazes sequestrar C no solo e mitigar as emissões de C para a atmosfera, tem sido um tema de grande relevância nas investigações científicas. A intenção é aumentar o sequestro de C no solo e reduzir o impacto negativo das emissões de C e outros GEE sobre o clima da Terra (RAFIQUE et al., 2015).

A adoção de sistemas conservacionistas em solos agrícolas, como o sistema de plantio direto (SPD), tem sido recomendada como uma prática de manejo capaz de sequestrar C no solo (LAL et al., 2000; OGLE et al., 2005; PINHEIRO et al., 2015; SISTI et al., 2004). Além disso, essa prática é fundamental para preservar o estoque de C orgânico do solo através do aumento da estabilidade dos agregados do solo (OGLE et al., 2012; PAUL et al., 2013). O sistema de plantio direto é uma prática de manejo que preconiza a formação de uma cobertura de palhada sobre a superfície do solo e o não revolvimento do mesmo, aumentando o acúmulo de MOS (BAYER et al., 2000; CRUSCIOL et al., 2012; SANTOS et al., 2011). Resultados de vários estudos realizados no Brasil confirmam que sistemas de cultivo sob SPD aumentam o conteúdo de C orgânico do solo a longo prazo (BAYER et al., 2006; BERNOUX et al., 2006; CARVALHO et al., 2009; SISTI et al., 2004). Levando-se em consideração que no Brasil, em aproximadamente metade da sua área agrícola tem sido praticado o SPD em algum grau (NASCENTE e CRUSCIOL, 2012), esta prática de manejo apresenta grande importância como estratégia para promover o sequestro de C nos solos agrícolas brasileiros.

Outra maneira de aumentar o conteúdo de C orgânico do solo é através da aplicação de resíduos orgânicos, como a cama sobreposta de suínos (BRUNETTO et al., 2012) e a cama de frango (ADELI et al. 2007; SAINJU et al., 2008). Existem evidências substanciais na literatura de que a aplicação de dejetos de animais no solo pode ser muito benéfica, proporcionando melhoria do crescimento e rendimentos de

plantas (RYALS e SILVER, 2013; RYALS et al., 2015), na fertilidade do solo (DIACONO e MONTEMURRO, 2010) e aumento do conteúdo de C do solo (MAILLARD e ANGERS, 2014; RYALS et al., 2014). Desta forma, o uso desses resíduos orgânicos em solos agrícolas, além de possibilitar a reciclagem de nutrientes e aumento do C orgânico, pode contribuir para a redução do impacto ambiental ocasionado pelo descarte inadequado destes resíduos. Contudo, conforme discutido anteriormente, a aplicação de resíduos orgânicos também pode aumentar as emissões de N₂O do solo, gás com alto potencial de aquecimento global. Assim, em uma análise global dos sistemas, o sequestro de C promovido pela adição dos resíduos orgânicos pode ser contrabalanceado pelas emissões de N₂O.

2.4 MODELAGEM DOS FLUXOS DE N₂O E ESTOQUES C NO SOLO

Nos últimos anos, alguns modelos biogeoquímicos têm sido desenvolvidos e disponibilizados para simular os fluxos de C e N em diferentes ecossistemas. Os modelos variam desde uma abordagem relativamente simplificada dos fatores que afetam a emissão até modelos mais complexos baseados em processos biogeoquímicos (DEL GROSSO et al., 2001; LI et al., 2006; PARTON et al., 1998). Como exemplo desta classe de modelo pode-se citar o CENTURY (PARTON et al., 1994), o DAYCENT (DEL GROSSO et al. 2001; PARTON et al., 1998), o DNDC (LI et al., 2000), o APSIM (KEATING et al., 2001), entre outros.

Inicialmente, modelos como o CENTURY foram desenvolvidos para simular alterações na dinâmica do C no solo em longo prazo em ecossistemas, em escala de décadas ou séculos. Embora tenha sido desenvolvido inicialmente para simular os solos de pastagem das Grandes Planícies no Estados Unidos, o CENTURY também tem apresentado bons resultados em sistemas agrícolas. Vários estudos foram conduzidos com este modelo em diversas partes do mundo (ÁLVARO-FUENTES et al., 2009; CONG et al., 2014; HILL, 2003; KELLY et al., 1997; OGLE et al., 2010; PARTON et al., 1994; PAUSTIAN et al., 1996; SMITH et al., 2012) e também no Brasil (CERRI et al., 2004; LEITE et al., 2004; LOPES et al., 2008; TORNQUIST, MIELNICZUK e CERRI, 2009). Contudo, existem poucos estudos de modelagem que avaliam os efeitos da aplicação de resíduos orgânicos ou adubos orgânicos na dinâmica do C do solo (BHATTACHARYYA et al., 2010; LUGATO et al., 2007, 2008, 2014; PAUSTIAN, PARTON e PERSSON, 1992).

A preocupação com a emissão de GEE nos ambientes naturais e antropizados demandou uma evolução destes modelos que passaram a simular a dinâmica do C e N em escala diária. No caso do modelo CENTURY houve uma atualização para uma versão chamada de DAYCENT. O modelo manteve a possibilidade de simulação de crescimento de planta, dinâmica da água e do C do solo, mas agora em maior resolução. Uma escala mais refinada no modelo permitiu a simulação dos fluxos de gases nitrogenados do solo, como o N_2O , que não respondem linearmente às variáveis controladoras destes fluxos como, por exemplo, o conteúdo de água do solo (DEL GROSSO et al., 2001).

Os fluxos de N_2O de solos agrícolas apresentam grande variabilidade espacial e temporal (GROSSEL et al., 2014; VAN DEN HEUVEL et al., 2009) e também são caracterizados pela ocorrência de valores extremos ou “hotspots” (VAN DEN HEUVEL et al., 2009), que representam uma parte significativa dos fluxos. Com o uso de câmaras estáticas ou câmaras automatizadas é possível mensurar os fluxos de N_2O em um determinado local e em uma determinada escala de tempo. No entanto, as medições de campo que visam capturar a variabilidade espacial e temporal dos fluxos de N_2O são caras, demoradas e incapazes de captar toda a gama de condições ambientais e ecológicas, o que inviabiliza a quantificação em larga escala (NECPÁLOVÁ et al., 2015; SCHEER et al., 2014).

Modelos de simulação são uma alternativa para extrapolar os fluxos de N_2O e a dinâmica do C no solo em escalas temporais e espaciais. Os modelos baseados em processos biogeoquímicos vêm sendo cada vez mais utilizados para simular os fluxos de C e N na interface solo-atmosfera (DEL GROSSO et al., 2001; JARECKI et al., 2008; PARTON et al., 1998). Se corretamente ‘alimentados’ pelas informações de campo, estes modelos tornam-se uma importante ferramenta para investigar os efeitos do manejo sobre as emissões de GEE ou o C orgânico do solo em diferentes ecossistemas, solos e climas (NECPÁLOVÁ et al., 2015).

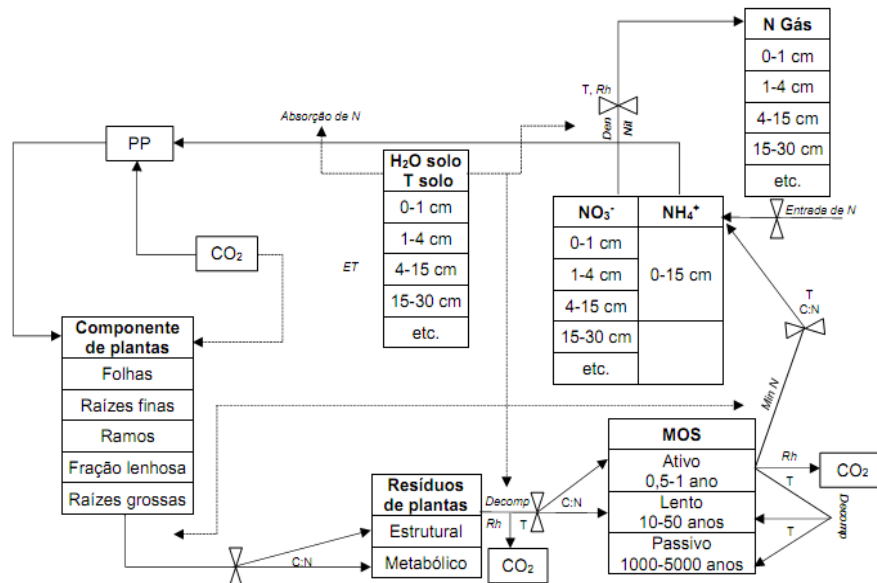
2.5 MODELO DAYCENT

O DAYCENT é um modelo biogeoquímico desenvolvido a partir do modelo CENTURY, projetado para simular a dinâmica dos fluxos de C e N na interface solo-planta-atmosfera (DEL GROSSO et al. 2001; PARTON et al., 1998). O DAYCENT incorpora todos os processos representados no CENTURY, no entanto o DAYCENT

utiliza uma escala de tempo diária em conjunto com uma parametrização modificada dos processos para simular as taxas diárias de evapotranspiração, produção de plantas, ciclagem de nutrientes e fluxos de GEE (PARTON et al., 1998). O DAYCENT simula trocas de C, nutrientes e GEE na interface solo-planta-atmosfera, bem como eventos e práticas agrícolas de manejo como fogo, pastagem, cultivo, matéria orgânica e adição de fertilizantes (DEL GROSSO et al., 2008a). Além disso, este modelo também apresenta uma representação mais detalhada dos processos e do impacto das práticas de manejo agrícolas sobre as emissões de GEE (PARTON et al., 1998). O conteúdo de água no solo, temperatura, concentração de N mineral, crescimento de plantas, decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) e os fluxos de GEE são simulados em um intervalo de tempo diário (DEL GROSSO et al., 2011).

O modelo DAYCENT é composto por submodelos (Figura 1), para a produção de plantas e alocação da produção primária líquida, conteúdo de água no solo e temperatura por camada de solo, decomposição de liteira e matéria orgânica do solo, mineralização de nutrientes, fluxo de gases nitrogenados pela nitrificação e desnitrificação e oxidação de CH₄ em solos não saturados (DEL GROSSO et al., 2009; RAFIQUE et al., 2014; SCHEER et al., 2014). O submodelo de produção de plantas simula o crescimento de plantas de acordo com o potencial genético, fenologia das plantas, disponibilidade de nutrientes, ocorrência de estresse hídrico ou de temperatura e radiação solar (DEL GROSSO et al., 2008b; NECPÁLOVÁ et al., 2015; RAFIQUE et al., 2014). A disponibilidade de nutrientes é o fator mais limitante para o crescimento de plantas (DEL GROSSO et al., 2011). Melhorias recentes realizadas no DAYCENT permitem a programação de eventos de manejo, além de incluir a opção de simular a germinação das culturas em função da temperatura do solo e a data de colheita em função do crescimento acumulado em graus-dias (DEL GROSSO et al., 2009).

Figura 1 - Diagrama conceitual do modelo DAYCENT (Adaptado DEL GROSSO et al., 2008a).



PP: produção primária líquida; ET: evapotranspiração; Decomp: decomposição; Den: desnitrificação; Nit: nitrificação; Min N: mineralização de N; Rh: respiração heterotrófica; T: textura do solo.

O modelo DAYCENT simula o fluxo de água através do dossel da planta, liteira e perfil do solo. A temperatura é simulada ao longo de todo o perfil do solo (PARTON et al., 1998). O fluxo de água saturado é simulado em profundidade no perfil do solo quando ocorre entrada de água, seja através de eventos climáticos como chuva ou através de irrigação. Nos dias em que não ocorre entrada de água é simulado o fluxo de água insaturado para cima ou para baixo no perfil do solo, dependendo dos potenciais matriciais e gravitacionais. O modelo assume que a água do solo ou o NO₃⁻ dissolvido que sair para camadas mais profundas é lixiviado nas águas subterrâneas, não sendo simulado fluxo lateral de água ou nutrientes (DEL GROSSO et al., 2008a).

A MOS é simulada para a camada superior de solo de 20 cm e é dividida em compartimentos ativo, lento e passivo de acordo com a taxa de decomposição (DEL GROSSO et al., 2011; PARTON et al., 1994). Os fluxos de C e N entre estes compartimentos de MOS são controlados pelo tamanho dos compartimentos, relação C/N e conteúdo de lignina do material e fatores abióticos como umidade e temperatura (DEL GROSSO et al., 2009). A decomposição da MOS e a adição de fertilizantes suprem o compartimento de nutrientes, que fica disponível para o crescimento de plantas e para os processos microbianos que resultam na emissão de GEE (DEL GROSSO et al., 2011). O NH₄⁺ é modelado para uma camada superior do solo de 15

cm e considerado imóvel. Por outro lado, o NO_3^- é considerado móvel ao longo de todo o perfil do solo, podendo ser lixiviado para fora da zona de alcance das raízes (DEL GROSSO et al., 2008a).

O submodelo de gases nitrogenados do DAYCENT simula as emissões de N_2O e NO_x do solo provenientes da nitrificação e desnitrificação, além de simular a emissão de N_2 na desnitrificação. O fluxo de gases nitrogenados é assumido como uma função da concentração de NH_4^+ , pelo conteúdo de água no solo, temperatura e pH (DEL GROSSO et al., 2011; PARTON et al., 2001). Recomenda-se usar uma estrutura de três camadas superficiais de 0-2, 2-5 e 5-10 cm para a simulação de emissão de gases de efeito estufa (JARECKI et al., 2008). A taxa de nitrificação aumenta linearmente com o incremento da concentração de NH_4^+ no solo e é limitada pelo estresse da umidade sobre a atividade biológica dos microrganismos quando os valores de espaço poroso saturado por água (EPSA) são baixos (<40% de EPSA) e pela disponibilidade de O_2 quando os valores de EPSA são altos (>80% de EPSA) (DEL GROSSO et al., 2008a; DEL GROSSO et al., 2011). A nitrificação aumenta exponencialmente com a temperatura e estabiliza quando é excedido o valor de temperatura média do mês mais quente do ano para o local em estudo. A nitrificação também não é limitada quando o valor de pH do solo é maior que a neutralidade, no entanto decresce exponencialmente quando o solo se acidifica.

Já a desnitrificação é uma função da concentração de NO_3^- distribuído em todo o perfil do solo, disponibilidade de C lábil, EPSA e propriedades físicas do solo relacionadas a textura que influenciam na difusividade dos gases (DEL GROSSO et al., 2000; PARTON et al., 1996). O modelo assume que não ocorre desnitrificação até que os valores de EPSA não excedam 50-60%. Acima destes valores a desnitrificação aumenta exponencialmente até atingir 70-80% de EPSA e estabiliza quando o conteúdo de água do solo se aproxima da saturação (DEL GROSSO et al., 2011). O DAYCENT calcula as emissões de N_2O provenientes da desnitrificação a partir das taxas totais de desnitrificação no solo e como uma função da relação $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$. Esta razão pode variar de 1 a 23 e aumenta à medida que a proporção de NO_3^- diminui em relação ao C lábil e a difusividade dos gases e disponibilidade de O_2 diminuem (DEL GROSSO et al., 2000).

2.6 APLICAÇÃO DO MODELO DAYCENT

O modelo DAYCENT pode simular os fluxos de C e N na interface solo-planta-atmosfera, a produção de plantas e a dinâmica de nutrientes em resposta as práticas de manejo agrícolas e as variações climáticas (DEL GROSSO et al. 2001; PARTON et al., 1998). A comparação de dados simulados e observados, tem demonstrado que o DAYCENT simula de maneira consistente o rendimento das culturas, MOS e fluxos de GEE para vários sistemas nativos e manejados (DEL GROSSO et al 2005). Isto tem possibilitado a aplicação do modelo DAYCENT em diferentes ecossistemas, em várias regiões ao redor do mundo (ABDALLA et al., 2010; CHENG et al., 2014; DEL GROSSO et al., 2008b, 2009; RAFIQUE et al., 2014; SANSOULET et al., 2014).

O DAYCENT tem sido utilizado para predizer os impactos de diferentes práticas de manejo sobre os estoques de C em diversos locais. Hartmann et al. (2011) utilizaram o modelo para simular a dinâmica do C do solo na região das Grandes Planícies dos Estados Unidos entre 1883 e 2003. O estudo destes autores permitiu quantificar os níveis anuais de C do solo e do sistema durante um período de 120 anos de cultivos com culturas anuais.

O modelo DAYCENT também tem sido empregado para simular o efeito da adição ou remoção de resíduos culturais sobre o C orgânico do solo. Smith et al. (2012) testaram o modelo DAYCENT para avaliar o efeito da remoção dos resíduos culturais sobre o carbono orgânico do solo. Os resultados deste estudo indicaram que o efeito da remoção dos resíduos foi ligeiramente superestimado pelo modelo DAYCENT. Seguindo esta linha de aplicação do modelo, Campbell et al. (2014) observaram que o carbono orgânico do solo mensurado e simulado pelo modelo DAYCENT não variou com a taxa de remoção de resíduos culturais de milho. Os autores ainda reportam que os dados mensurados e simulados de C do solo tiveram uma boa correlação ($r^2 = 0,52$), no entanto o modelo DAYCENT superestimou as perdas de C orgânico do solo no plantio convencional.

Os fluxos de N_2O também foram simulados com o DAYCENT em diversos locais e sistemas de manejo (ÁLVARO-FUENTES et al., 2017; FITTON et al., 2014; MIGLIORATI et al., 2015; SCHEER et al., 2014; ZHANG et al., 2014; WEILER et al., 2017; WU e ZHANG, 2014), em geral com bom desempenho. O modelo tem-se mostrado sensível a aplicação de N (CHAMBERLAIN et al., 2011; FITTON et al., 2014; ZHANG et al., 2014), sistemas de preparo de solo (WEILER et al., 2017), irrigação (SCHEER et al., 2014; WU e ZHANG, 2014) e aplicação de dejetos de animais (OWEN et al., 2015; RYALS et al., 2015; ZHOU, et al., 2017). Parton et al. (2001) observaram

fraco desempenho do modelo na representação dos fluxos diários de N_2O , mas a capacidade preditiva do modelo melhorou em simulações mensais. Os autores atribuem esse fraco desempenho a um “desencontro” entre os picos de emissão observados e simulados. Novas tecnologias, como a utilização de câmaras automáticas, tem melhorado a concordância entre os fluxos observados e simulados porque permitem o monitoramento contínuo dos fluxos de N_2O . Scheer et al. (2014) observaram que a capacidade do modelo prever os fluxos de N_2O foi incrementada quando se utilizou um conjunto de dados com alta frequência de medições dos fluxos de N_2O .

O efeito da aplicação de adubos orgânicos sobre as emissões de GEE também tem sido avaliado com o modelo DAYCENT. De Gryze et al. (2011) ao aplicar o modelo DAYCENT para avaliar o potencial de mitigação de GEE em sistemas de cultivos intensivos anuais em escala regional, observaram que a combinação das práticas de plantio conservacionista, culturas de cobertura de inverno e aplicação de dejetos apresentaram os maiores potenciais de mitigação de GEE para aquele local de estudo.

Além das aplicações locais, o modelo tem sido utilizado para prever emissões de N_2O em escala nacional. Del Grosso et al., (2005) demonstraram que o DAYCENT pode ter melhor desempenho nas estimativas dos fatores de emissão de GEE do que a metodologia proposta pelo IPCC. De acordo com os autores, o modelo engloba informações específicas de local, solo e manejo que não são consideradas na metodologia dos fatores de emissão do IPCC. Por isso, desde 2005 o modelo DAYCENT vem sendo utilizado para estimar as emissões de N_2O provenientes de sistemas de cultivo e pastagens para o Inventário de Emissões de Gases de Efeito Estufa dos EUA, realizado anualmente e reportado na Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (UNFCCC) (DEL GROSSO et al., 2011; NECPÁLOVÁ et al., 2015).

As aplicações do modelo DAYCENT demonstram o potencial de utilização do modelo em diferentes locais e sistemas de produção. No Sul do Brasil o modelo é ainda pouco testado. Schenato (2013) empregou o modelo DAYCENT na simulação dos fluxos de GEE em diferentes sistemas de manejo do solo no Sul do Brasil, verificando um melhor desempenho do modelo na simulação dos fluxos de N_2O do que nos fluxos de CO_2 e CH_4 . No entanto, o autor verificou que o modelo obteve melhor desempenho na simulação das emissões cumulativas de N_2O do que dos fluxos diários deste GEE. Weiler et al. (2017) avaliaram o desempenho do modelo na

simulação das mudanças do estoque de C do solo, produção de plantas e emissão de N₂O em dois experimentos de longa duração na região do Planalto do Rio Grande do Sul. Neste estudo, o modelo simulou o crescimento de plantas de maneira razoável, enquanto que apresentou um melhor desempenho na simulação das mudanças de estoque de C do solo e emissão de N₂O. No entanto, ainda há uma grande carência de estudos realizados, especialmente no Brasil, que avaliem o desempenho do modelo DAYCENT na simulação da dinâmica dos fluxos de C e N no solo após a aplicação de dejetos de animais. Desta forma, torna-se indispensável avaliar o desempenho do modelo DAYCENT na simulação dos efeitos desta relevante prática agrícola, em especial no Sul do Brasil, sobre os fluxos de N₂O e estoque de C no solo.

3 HIPÓTESE

O modelo DAYCENT simula adequadamente a emissão de N₂O e os estoques de C em solo Argissolo com o uso de adubação orgânica em plantio direto na Depressão Central do Rio Grande do Sul.

4 OBJETIVOS

O objetivo desse estudo foi calibrar e validar o modelo DAYCENT para simular a emissão de N₂O e os estoques de C em solo Argissolo com o uso de adubação orgânica em plantio direto na Depressão Central do Rio Grande do Sul.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL

Os dados utilizados no presente estudo são oriundos de dois experimentos (Experimento 1 e 2) conduzidos na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria-UFSM, (29°42'S, 53°42'W; cerca de 90 m de altitude), Rio Grande do Sul, Brasil. O clima do local é subtropical úmido, tipo Cfa2. A temperatura anual média é de 19,3 °C e a média anual de precipitação é 1769 mm. O solo do local é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico arênico (EMBRAPA, 2013), com textura franco arenosa.

5.2 EXPERIMENTO 1

A área onde foi conduzido o experimento 1 foi cultivada em plantio direto por seis anos com a sucessão de culturas aveia/soja. O experimento 1 foi conduzido no período de 2011 a 2013 e incluiu a sucessão de culturas girassol (*Helianthus annuus* L.) /canola (*Brassica napus* L. var. *olerífera*) em sistema de plantio direto (PILECCO, 2013). O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com quatro repetições (5 m x 5 m). Os tratamentos avaliados consistiram de diferentes fontes de adubação nitrogenada: fertilizante mineral (NPK); cama de frango (CF); cama sobreposta de suínos (CSS); e controle sem o uso de fertilizante nitrogenado (Controle). A cama sobreposta de suínos foi obtida após terem sido criados três lotes de suínos em fase de terminação sobre uma cama de casca de arroz, enquanto que a cama de frango foi oriunda de aviário após a criação de cinco lotes de frangos de corte sobre cama de maravalha. A adubação foi aplicada de acordo com a recomendação de adubação da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS - RS/SC, 2004) para as culturas. Desta forma, no tratamento NPK foram aplicados na semeadura 20 kg ha⁻¹ de N, 30 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 30 kg de K₂O ha⁻¹, nas formas de sulfato de amônio, superfosfato triplo e cloreto de potássio, respectivamente, e em cobertura 40 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia na superfície do solo aos 40 dias após a emergência das plantas. Nos tratamentos com adubação orgânica, a CF e a CSS foram aplicadas em dose única na superfície do solo imediatamente após a semeadura, correspondendo a uma aplicação de aproximadamente 120 kg ha⁻¹ de N total em cada cultivo. A dose de adubação orgânica foi calculada considerando um índice de eficiência de 50% para o N presente nos resíduos orgânicos. Os tratamentos foram reaplicados sempre nas mesmas parcelas nos cultivos subsequentes. A composição dos resíduos orgânicos utilizados está descrita na Tabela 1.

Tabela 1 - Quantidade de matéria seca (MS), de carbono (C) e nitrogênio (N) aplicadas na semeadura dos cultivos de girassol e canola com os adubos orgânicos.

Resíduos orgânicos	Dose	MS	C	C/N	N		
					Total	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
		-----Mg ha ⁻¹ -----	-----kg ha ⁻¹ -----				
Girassol 2011/12							
CF ¹	6,6	4,4	1,45	12,2	119,5	41,2	20,1
CSS	12,1	7,4	1,78	14,8	119,8	26,7	8,2
Canola 2012							
CF	6,6	4,4	1,32	11,1	119,3	38,2	18,6
CSS	14,9	10	1,80	15,1	119,2	32,5	9,8
Girassol 2012/13							
CF	6,2	3,9	1,40	11,7	119,7	31,9	16,1
CSS	12,7	7,5	1,50	12,7	119,4	29,1	7,2
Girassol 2013							
CF	6,5	4,4	1,28	10,7	119,4	32,1	17,2
CSS	14,3	9,3	2,05	17,1	119,6	30,7	8,4
Total aplicado							
CF	25,9	17,1	5,45	-	478	143	72,0
CSS	54,0	34,2	7,13	-	478	119	34,0

¹CF, cama de frango; CSS, cama sobreposta de suíno.

O cronograma de atividades desenvolvidas nos dois anos agrícolas está apresentado na Tabela 2.

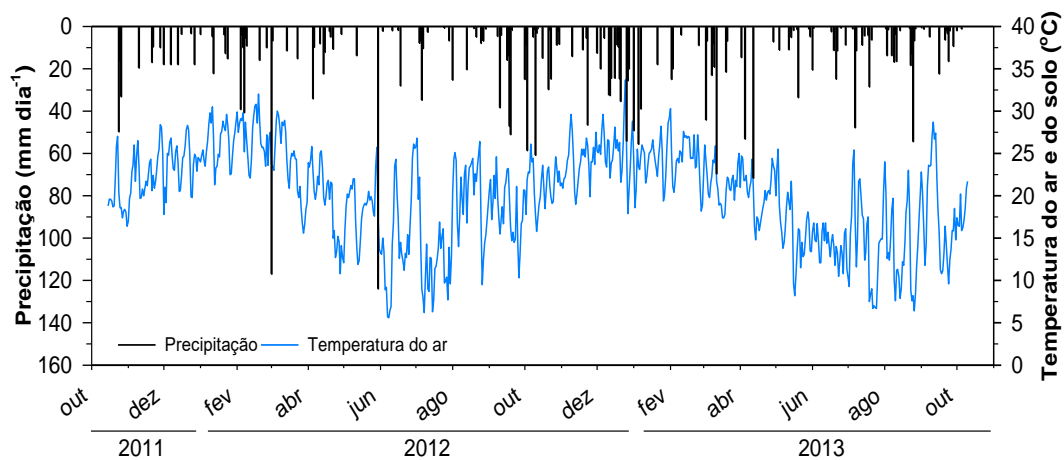
Tabela 2 – Calendário de atividades desenvolvidas nos dois anos agrícolas.

Atividade	2011/12	2012/13
Cultivo do girassol ¹		
Plantio	14/10/11	09/11/12
Aplicação dos fertilizantes	14/10/11	09/10/12
Aplicação da ureia	22/11/11	23/12/12
Colheita	25/01/12	14/03/13
Cultivo da canola ²		
Plantio	17/05/12	27/06/13
Aplicação dos fertilizantes	17/05/12	27/06/13
Aplicação da ureia	29/06/12	05/08/13
Colheita	04/10/12	10/10/13

¹ 2011/12: cultivar Embrapa BRS324; 2012/13: híbrido simples Dow Agrosience M734. ² nos dois anos agrícolas foi utilizado o híbrido Hyola 433.

Os dados meteorológicos do período avaliado foram obtidos nos registros da Estação Automática de Meteorologia do Departamento de Fitotecnia da UFSM. A temperatura média diária do ar e a precipitação pluviométrica diária ocorrida nos dois anos agrícolas são apresentadas na Figura 2.

Figura 2 – Temperatura média diária do ar e precipitação pluviométrica diária ocorrida nos dois anos agrícolas no experimento 1.



5.3 EXPERIMENTO 2

O experimento 2 iniciou no ano de 2004 em área sob sistema de plantio direto. O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com quatro repetições e parcelas com dimensões de 5 x 5 m (25 m²). Os tratamentos avaliados consistiram na aplicação de diferentes fontes de adubação: nitrogênio-fósforo-potássio (NPK); cama sobreposta de suínos (CSS), cama sobreposta de suínos residual (CSSR) e controle sem o uso de fertilizante (Controle). No período de 2004 a 2009 foi utilizada a sucessão de culturas aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.) /milho (*Zea mays* L.), com uma aplicação anual de CSS. As aplicações foram realizadas na semeadura do milho e a partir do cultivo de inverno do ano de 2010, teve início a aplicação da CSS também nas culturas de inverno, totalizando duas aplicações por ano. No cultivo de verão do ano agrícola de 2012/13 o milho foi substituído pelo cultivo do feijão (*Phaseolus vulgaris*) e no inverno de 2014 a aveia foi substituída pelo trigo (*Triticum aestivum* L.). Maiores informações sobre os cultivos podem ser encontradas em

Ciancio (2015). No presente estudo, foi considerado apenas a sucessão aveia preta/milho para fins de modelagem. A adubação das culturas foi estabelecida com base na recomendação de adubação orgânica da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS - RS/SC, 2004). Dessa forma, a quantidade média de N aplicada nos tratamentos NPK e CSS nas culturas da aveia e do milho no período de 2004 a 2014/15 foi de 50 e 90 kg ha⁻¹, respectivamente. No ano agrícola de 2015/16 foram aplicados na aveia e no milho 80 e 120 kg ha⁻¹ de N, respectivamente. No tratamento CSSR foi avaliado o efeito residual das aplicações da cama sobreposta de suínos em cultivos anteriores. Desta forma, não houve aplicação de fertilizante no tratamento CSSR nos cultivos de aveia no ano agrícola 2015 e no cultivo de milho 2015/16. As características da CSS utilizada no cultivo de aveia 2015 e milho 2015/16 são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Quantidades de matéria seca (MS), de carbono (C) e nitrogênio (N) aplicadas na semeadura dos cultivos de aveia e milho com a cama sobreposta de suínos no experimento 2.

Resíduo orgânico	Dose	MS	C	C/N	N Total	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
	-----Mg ha ⁻¹ -----					-----kg ha ⁻¹ -----	
Aveia 2015							
CSS	15,5	11,14	1,90	20,8	91,5	1,6	7,8
Milho 2015/16							
CSS	21,3	15,32	2,60	14,6	177,2	4,26	40,5
Total aplicado							
CSS	36,8	26,5	4,5	-	269	5,86	48,3

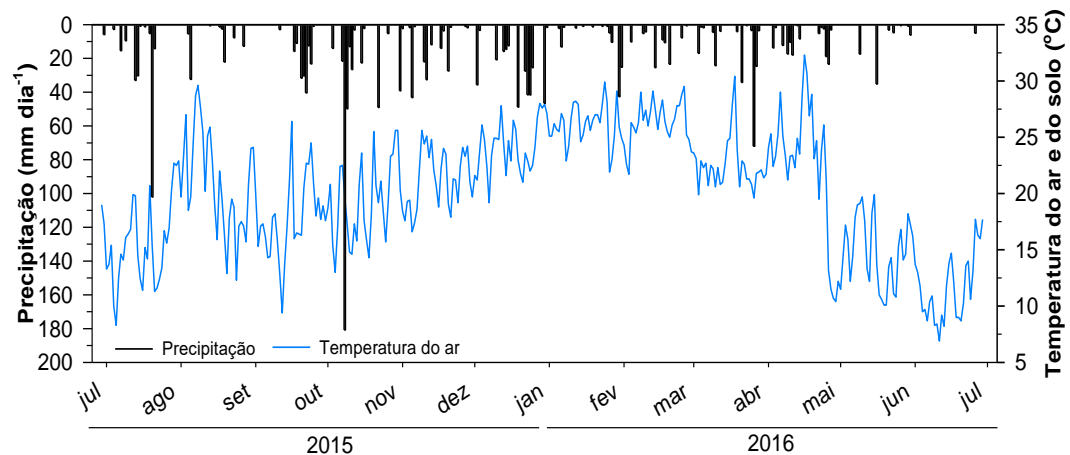
As quantidades de matéria seca (MS), C e N adicionadas com os resíduos culturais e a adubação orgânica com CSS desde a implantação do experimento 2 são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Quantidades de matéria seca (MS), C e N adicionadas com os resíduos culturais e resíduos orgânicos (CSS) no período de 2004-16.

Tratamentos	Resíduos culturais		Resíduos orgânicos		
	MS	C	MS	C	N
	-----Mg ha ⁻¹ -----				
Controle	73,1	30,7	-	-	-
NPK	123,0	51,7	-	-	-
CSS	147,2	61,8	170,4	48,0	2,78

A temperatura média diária do ar e a precipitação pluviométrica diária ocorrida no ano agrícola 2015/16 são apresentadas na Figura 3.

Figura 3 – Temperatura média diária do ar e a precipitação pluviométrica diária ocorrida no ano agrícola 2015/16 no experimento 2.



5.4 AVALIAÇÕES

5.4.1 Biomassa vegetal e estoque de carbono

A produção de biomassa da parte aérea e o rendimento de grãos das culturas foram avaliados em todo o período compreendido pelo experimento 1 e experimento 2. Estes dados foram obtidos a partir de estudos de dissertações e teses realizados e em andamento no local (CIANCIO, 2015; DANTAS, 2016; DA ROS, 2004; PILECCO, 2013). O conteúdo de C do solo foi determinado em amostras coletadas na camada 0-20 cm de profundidade no início e ao final do experimento 1. Após a coleta as amostras foram secas ao ar, peneiradas em malha de 2 mm e finamente moídas. A concentração de C total foi determinada por combustão seca em um analisador elementar (modelo Flash EA 1112, Thermo Finigan). O conteúdo de C total foi calculado multiplicando-se a concentração de C pela densidade e profundidade da camada em cada tratamento. No experimento 2 os estoques de C orgânico do solo nos tratamentos controle, NPK e CSS foram determinados seguindo o mesmo procedimento em 2016 (RODRIGUES, 2017).

5.4.2 Avaliação dos fluxos de N₂O

Os fluxos de N₂O foram avaliados por um período de 24 meses (15/10/2011 a 10/10/2013) no experimento 1 em todos tratamentos em cada uma das três repetições, com o auxílio de um sistema composto por uma base e uma câmara estática (40x70x20 cm), conforme proposto por Mosier (1989). Os tempos de coleta utilizados foram de 0, 15 e 30 minutos após o fechamento das câmaras. No experimento 2 as avaliações das emissões de N₂O foram realizadas nos cultivos de aveia e milho no ano agrícola de 2015/16 (29/06/2015 a 29/06/2016) nos tratamentos controle, NPK, CSS e CSSR, em cada uma das quatro repetições, com o auxílio de um sistema composto por uma base e uma câmara estática (40x40x20 cm) nos tempos de coleta de 0, 15, 30 e 45 minutos após o fechamento das câmaras. As amostras de ar foram coletadas sempre no período entre às 09:00 e 11:00 horas da manhã em ambos experimentos. Imediatamente antes das coletas das amostras de ar, a atmosfera interna da câmara foi homogeneizada por um ventilador acoplado no seu interior, acionado por uma bateria.

Após a coleta, as amostras foram analisadas no Laboratório de Biotransformações do Carbono e Nitrogênio (LABCEN) do Departamento de Solos da UFSM. A determinação da concentração de N₂O foi realizada por cromatografia gasosa (Shimadzu Corp., modelo GC-2014 Greenhouse). O cromatógrafo usado é equipado com três colunas empacotadas a temperatura de 70 °C, N₂ como gás arraste a um fluxo de 26 mL min⁻¹, injetor com alça de amostragem direta a 250 °C e um detector de captura de elétrons (ECD) a 325 °C utilizado para quantificar N₂O. Os fluxos acumulados de N₂O ao final de cada experimento, foram calculados multiplicando-se o tempo entre as datas de coleta pelo fluxo do período e em seguida somando-se estes fluxos parciais.

5.4.3 N mineral, umidade e temperatura do solo

Os teores de N mineral, a temperatura e umidade do solo em cada tratamento foram determinados durante o período de avaliação dos fluxos de N₂O. As coletas de solo foram realizadas com o auxílio de um trado calador, na profundidade de 0-10 cm, nas parcelas onde eram avaliadas as emissões de N₂O. O nitrogênio mineral (NH₄⁺ e NO₃⁻) do solo foi extraído com KCl 1 M e determinado por destilação conforme

Tedesco et al. (1995). A umidade gravimétrica do solo foi obtida pela secagem de uma subamostra em estufa a 105°C durante 24 horas. O conteúdo volumétrico de água no solo foi obtido a partir da umidade gravimétrica e da densidade do solo. A temperatura do solo foi medida no momento de cada coleta de N₂O, usando termômetros digitais do tipo 'espeto' (Incoterm, modelo 6032.08.1.00) inseridos na camada de 0-2,5 cm do solo. No cultivo de milho 2015/16 do experimento 2 foram utilizados dados de temperatura e umidade do solo medidos com o auxílio de sensores acoplados a um *datalogger* modelo CR1000 (Campbell Scientific, Logan, Utah, USA).

5.4.4 Inicialização do modelo DAYCENT

Neste estudo foi utilizada a versão de 17/08/2014 do modelo DAYCENT desenvolvida e distribuída pelos desenvolvedores (Natural Resources Ecology Laboratory - NREL, 2016). Dentre as melhorias apresentadas nesta versão do modelo DAYCENT estão a programação diária de eventos de manejo e a simulação do crescimento de plantas em escala diária, além de incluir a opção de simular a germinação das culturas em função da temperatura do solo e a data de colheita em função do crescimento acumulado em graus-dia. Outras alterações realizadas incluem a adição de parâmetros relacionados à proporção máxima de N nitrificado emitido na forma de N₂O na capacidade de campo (NADJFC) e a proporção mínima de N nitrificado emitido na forma de N₂O no ponto de murcha permanente (NADJWP). Estas modificações realizadas no modelo DAYCENT possibilitam uma melhor representação dos impactos dos manejos e dos fatores ambientais sobre a produção de plantas, processos microbianos e em outros fatores que influenciam os fluxos de C, alocação de nutrientes e emissões de GEE. O modelo DAYCENT foi inicializado a partir de um conjunto de dados de entrada que incluiu dados meteorológicos (temperatura máxima e mínima do ar e precipitação diária), caracterização do solo (textura, densidade, capacidade de campo, ponto de murcha permanente e condutividade hidráulica saturada) e histórico manejo realizado na área experimental.

5.4.5 Simulação de equilíbrio e período pré-experimental

As simulações do período experimental foram precedidas por uma simulação de equilíbrio com o objetivo de inicializar os compartimentos de C e N do solo antes

do período experimental. Nesta simulação o modelo foi executado para um período de 4000 anos, simulando o crescimento de campo nativo. A simulação de equilíbrio resultou em estoque de C no solo de 35 Mg ha⁻¹, o que está de acordo com outros estudos conduzidos em solo e clima semelhantes (BAYER e MIELNICZUK, 1997; SCHENATO, 2013; SCHIRMANN, 2016; WINK, 2013). No ano de 1995 foi simulada a conversão do campo nativo para área de lavoura com culturas anuais. Após esta etapa foi simulado um período pré-experimental (1996-2010), com a sucessão de culturas aveia/soja em sistema de plantio direto no experimento 1. No experimento 2 este período pré-experimental foi simulado de 1996 a 2004.

5.4.6 Simulação do período experimental

Os dados de saída referentes ao período de equilíbrio e pré-experimental foram salvos e usados como condição inicial para os experimentos 1 e 2 em seus respectivos tratamentos. No experimento 1, o período experimental foi simulado de 2011 a 2013, com a sucessão girassol/canola em de plantio direto. No experimento 2, este período foi simulado de 2004 a 2016 com a sucessão aveia/milho em sistema plantio direto. Os dados meteorológicos diários (temperaturas mínimas e máximas e precipitação) requeridos pelo modelo, foram obtidos nos registros da Estação Automática de Meteorologia do Departamento de Fitotecnia da UFSM, referentes ao período de 1961-2016.

5.4.7 Calibração do modelo DAYCENT

O modelo foi calibrado conforme proposto por Del Grosso et al. (2011) e Hartman et al. (2016). Os dados de saída do modelo foram comparados com os dados mensurados e quando necessário foram realizados ajustes nos parâmetros do modelo, visando aproximar o máximo possível os valores desses conjuntos. Para a calibração foram utilizados os dados de atributos do solo, produção de plantas, estoque de C e de emissão de N₂O dos tratamentos do experimento 1. Os dados de entrada requeridos pelo modelo (dados climáticos, atributos de solo, atributos de planta e sequências de cultivos e manejos da área experimental) foram inseridos e foi realizada uma simulação com a versão “default” do modelo sem alteração de parâmetros. A partir dessa etapa da calibração o objetivo foi ajustar a dinâmica da

água no solo através de modificações realizadas em atributos mensurados do solo. Foram realizadas modificações na capacidade de campo, ponto de murcha permanente e condutividade hidráulica saturada do solo (Tabela 5). Após ajustado o conteúdo de água no solo a etapa seguinte foi a calibração da produção de plantas e o carbono do solo. A produção de plantas foi calibrada através do ajuste do potencial de produção de plantas no local (PRDX) e HIMAX (índice máximo de colheita). Este processo foi realizado até os dados simulados de biomassa da parte aérea (AGCPRD) e carbono do solo (SOMC) reproduzirem adequadamente os dados mensurados, conforme é recomendado pelos desenvolvedores do modelo. Os atributos do solo, na camada de 0-20 cm, mensurados no início do experimento 1 e utilizados na calibração do modelo são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Atributos do solo mensurados e ajustados utilizados nas simulações.

Camada (cm)	Argila	Areia g kg ⁻¹	Silte	Ds g cm ⁻³	CC m ⁻³	PMP m ⁻³	K _s cm s ⁻¹	pH
Valores medidos								
0-10	110	605	285	1,58	0,244	0,173	0,00041	5,9
10-20	120	610	270	1,74	0,284	0,115	0,00076	5,1
Valores ajustados								
0-10	110	605	285	1,58	0,283	0,145	0,00038	5,9
10-20	120	610	270	1,74	0,294	0,145	0,00028	5,1

Ds: densidade do solo. CC: capacidade de campo. PMP: ponto de murcha permanente. K_s: condutividade hidráulica saturada.

As fontes orgânicas de adubação adicionadas possuíam uma considerável fração do N total já na forma mineral (NO₃⁻ e NH₄⁺) no momento da aplicação no experimento de campo. Assim, para reproduzir de forma mais realista os manejos executados no experimento de campo, a fração de N na forma orgânica foi simulada como um evento de adição de matéria orgânica (OMAD) e o N na forma mineral como um evento de fertilização mineral (FERT). O parâmetro ASTREC 1 (relação C/N do material orgânico adicionado), presente no arquivo omad.100 do modelo, foi determinado considerando-se apenas o N orgânico adicionado como OMAD. Alternativamente, durante a calibração do modelo, os parâmetros ASTLBL (concentração do C na matéria orgânica adicionada que é lábil) e ASTLIG (fração de lignina na matéria orgânica adicionada) presentes no arquivo omad.100, foram

testados quanto ao grau de sensibilidade objetivando um melhor desempenho do modelo na simulação dos níveis de N mineral do solo e das emissões de N₂O.

O parâmetro multiplicador da fração de lixiviação de N para a próxima camada quando ocorre um fluxo saturado de água (FLEACH 3) e o parâmetro controlador do fluxo crítico de água para lixiviação de minerais abaixo dos 30 cm de profundidade do solo (MINLCH) do arquivo fix.100 foram ajustados para reduzir a lixiviação de NO₃⁻ no solo. As alterações nesses parâmetros se justificam em razão dos dados observados de NO₃⁻ no solo terem sido sistematicamente subestimados pelo modelo.

5.4.8 Validação do modelo DAYCENT

A validação do modelo foi realizada mantendo-se as alterações nos parâmetros realizadas na etapa de calibração sob as condições do experimento 2. As comparações entre os dados mensurados e simulados na validação foram realizadas com o uso de testes estatísticos, assim como na etapa de calibração. Os atributos do solo, na camada de 0-20 cm, mensurados no experimento 2 e utilizados na validação do modelo são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6- Atributos do solo mensurados e ajustados utilizados nas simulações.

Tratamento	Camada	Argila	Areia	Silte	Ds	CC	PMP	K _s
	cm		g kg ⁻¹		g cm ⁻³	m ⁻³ m ⁻³		cm s ⁻¹
NPK	0-10	110	600	290	1,56	0,244 (0,283)	0,173 (0,145)	0,00041 (0,00038)
	10-20	120	610	270	1,73	0,284 (0,310)	0,115 (0,145)	0,00076 (0,00028)
CSS	0-10	110	600	290	1,35	0,244 (0,317)	0,173 (0,145)	0,00041 (0,00038)
	10-20	120	610	270	1,72	0,284 (0,320)	0,115 (0,145)	0,00076 (0,00028)

Ds: densidade do solo; CC: capacidade de campo; PMP: ponto de murcha permanente; K_s: condutividade hidráulica saturada. ¹Os valores entre parênteses são os parâmetros ajustados utilizados nas simulações.

5.4.9 Cenários futuros de manejo de adubação com a CSS

Após a etapa de validação o modelo DAYCENT foi utilizado para simular cenários futuros de manejo da adubação nitrogenada na cultura da aveia e do milho no experimento 2 e o impacto dessa prática sobre as emissões anuais de N₂O e

estoque de C no solo. Como cenários foram testadas a aplicação de cama sobreposta de suínos considerando o índice de disponibilidade de N de 0,5 (50%) proposto pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS - RS/SC, 2004) e o novo índice de disponibilidade de N de 0,2 (20%) proposto pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS - RS/SC, 2016). Ainda foi testado o uso combinado da adubação orgânica com a mineral (50% da dose de N com cada fonte). Desta forma, foram testados os seguintes cenários: 1) 100% da dose de N aplicada com a CSS na semeadura das culturas considerando o índice de disponibilidade do N de 0,2 (CSS 0,2); 2) 50% da dose de N aplicada com a CSS na semeadura das culturas considerando o índice de disponibilidade do N de 0,2 + 50% da dose de N aplicada em cobertura com a aplicação de ureia (CSS 0,2 + N-ureia); 3) 100% da dose de N aplicada com a CSS na semeadura das culturas considerando o índice de disponibilidade do N de 0,5 (CSS 0,5); 4) NPK, e 5) controle. A quantidade de N aplicada simulada na aveia e no milho foi de 80 e 120 kg ha⁻¹ de N, respectivamente. No tratamento CSS 0,5 correspondeu a aplicação de cama sobreposta de suínos de aproximadamente 15,5 Mg ha⁻¹ na aveia e 21,3 Mg ha⁻¹ no milho. No tratamento CSS 0,2 a dose aplicada foi de 38,8 e 53,2 Mg ha⁻¹ de cama sobreposta de suínos na aveia e no milho, respectivamente.

5.4.10 Análises estatísticas

A desempenho do modelo foi avaliado nas etapas de calibração e validação usando os critérios estatísticos sugeridos por Smith et al., (1997): raiz quadrada do erro médio (RMSE), erro relativo (E) e diferença média (M). O teste *t* foi utilizado para avaliar diferenças significativas em M. As equações utilizadas para calcular estas estatísticas foram:

$$RMSE = \sqrt{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2 / n} \quad (1)$$

$$E(\%) = \frac{100}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2 / O_i \quad (2)$$

$$M = \sum_{i=1}^n (O_i - S_i) / n \quad (3)$$

$$t = \frac{M \times \sqrt{n}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n [(O_i - S_i) - M]^2 / (n-1)}} \quad (4)$$

sendo, O_i e S_i os valores mensurados e simulados, respectivamente; n é o número de repetições. Valores de RMSE e de E próximos de 0 indicam bom desempenho do modelo na reprodução dos dados mensurados. Valores de t (bicaudal) maiores que o valor crítico de 2,5% foram considerados para indicar vieses significativos.

6 RESULTADOS

6.1 CALIBRAÇÃO DO MODELO DAYCENT

6.1.1 Umidade e temperatura do solo

Os dados mensurados indicaram que não houve diferença significativa para o conteúdo de água (Figura 4) e temperatura do solo (Figura 5) entre os tratamentos avaliados. Assim, para a comparação estatística dos resultados mensurados e simulados de conteúdo de água e temperatura do solo utilizou-se a média dos tratamentos. Após os ajustes nos valores de capacidade de campo, ponto de murcha permanente e condutividade hidráulica saturada do solo o modelo DAYCENT apresentou, uma correlação de $r = 0,73$ na predição do conteúdo volumétrico de água no solo, sendo a correlação entre os valores mensurados e simulados significativa (Tabela 7). Eventualmente, o conteúdo volumétrico de água no solo mensurado foi maior do que o simulado, sugerindo que nestes momentos o conteúdo de água no solo excedeu a capacidade de campo.

Figura 4 – Conteúdo volumétrico de água (CVA) no solo mensurado e simulado na camada de 0-10 cm nos tratamentos NPK (a) e CSS (b).

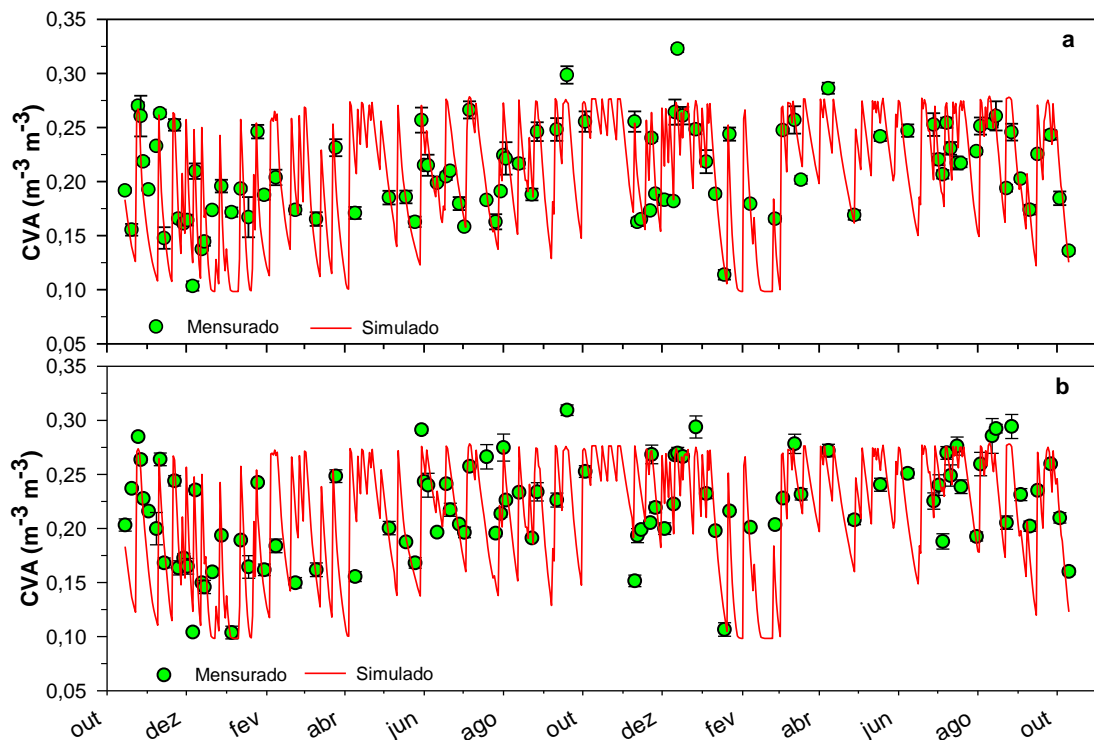


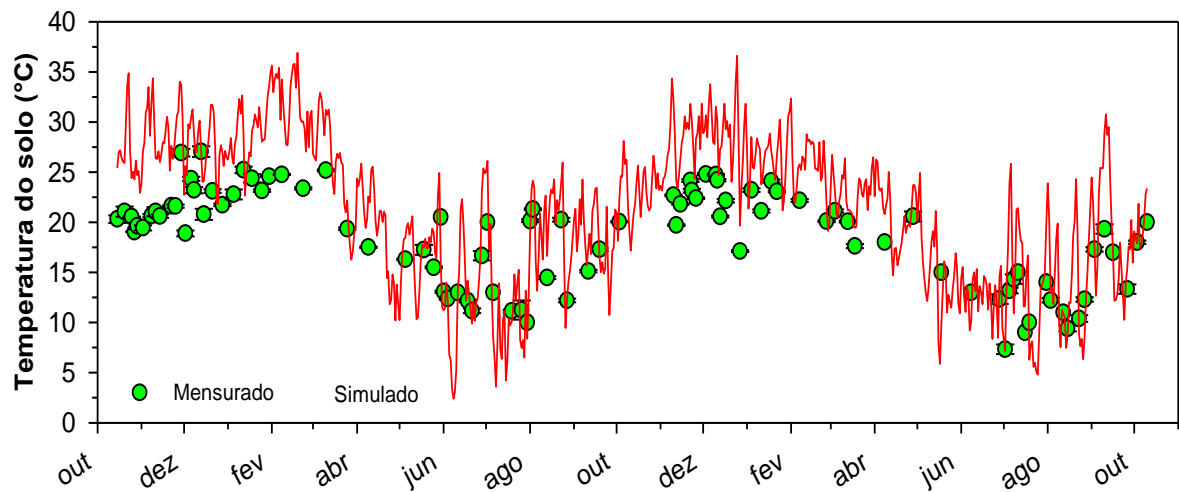
Tabela 7 - Testes estatísticos descritivos para as simulações do conteúdo de água e temperatura do solo com o modelo DAYCENT na etapa de calibração.

Testes estatísticos	Conteúdo volumétrico de água $m^{-3} m^{-3}$	Temperatura do solo $^{\circ}C$
r	0,73	0,92
RMSE	0,03	4,85
E(%)	-0,82	-17,18
M	0,00	-3,18
t	ns	ns

r: coeficiente de correlação; RMSE: raiz quadrada do erro médio; E: erro relativo; M: diferença média; t: teste t. ns-não significativo; *-significativo.

O modelo também simulou adequadamente a temperatura próxima a superfície do solo (Figura 5), apresentando uma correlação de $r = 0,92$ entre a temperatura do solo mensurada e simulada (Tabela 7).

Figura 5 – Temperatura do solo mensurada e simulada na camada superficial do solo.



6.1.2 Produção de biomassa e rendimento de grãos

O modelo DAYCENT calibrado, apresentou uma correlação de $r = 0,75$ para a produção de biomassa da parte aérea da cultura da canola, enquanto que para a cultura do girassol a correlação entre a biomassa mensurada e simulada foi baixa ($r = 0,08$) (Figura 6). Apesar disto, a análise estatística não demonstrou a existência de viés significativo entre os dados mensurados e simulados (Tabela 8).

Figura 6 – Produção de biomassa mensurada e simulada da parte aérea do girassol (a) e da canola (b) cultivados com adubação orgânica. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão ($n=4$).

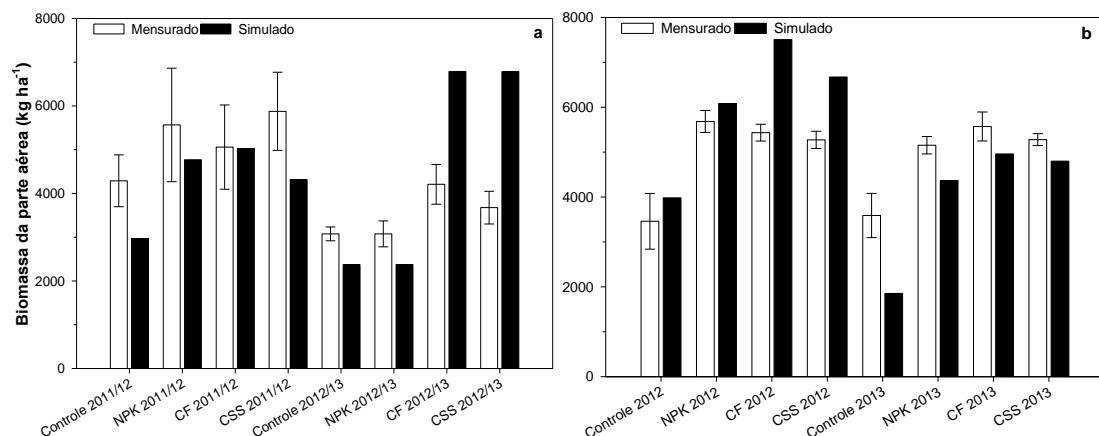


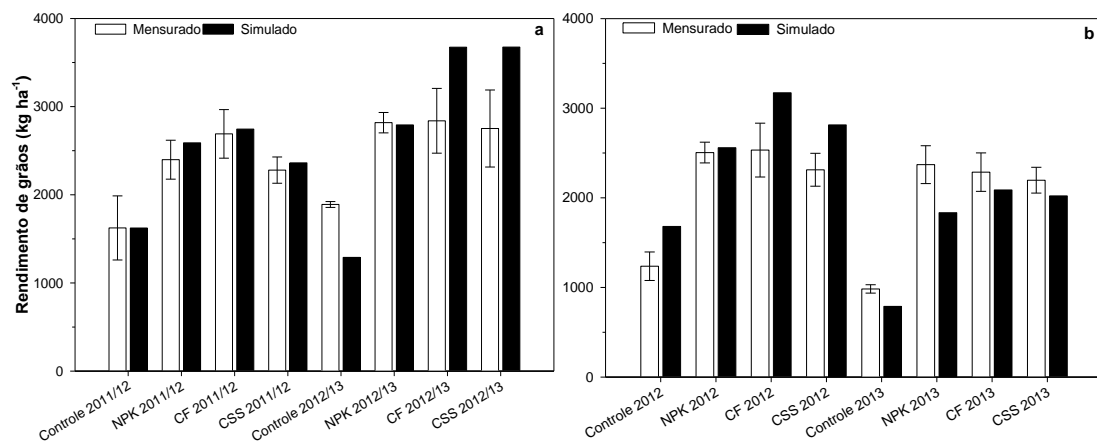
Tabela 8 – Testes estatísticos descritivos para simulações de produção média de biomassa da parte aérea e rendimento de grãos do girassol e da canola.

Testes estatísticos	Biomassa		Grãos	
	Girassol	Canola	Girassol	Canola
	-----kg ha ⁻¹ -----			
r	0,08	0,75	0,88	0,83
RMSE	1704	1169	0,55	396
E(%)	7,12	-1,97	-1,05	-3,23
M	-317	-97,0	-25,32	-66,34
t	ns	ns	ns	ns

r: coeficiente de correlação; RMSE: raiz quadrada do erro médio; E: erro relativo; M: diferença média; t: teste t. ns-não significativo; *-significativo.

O modelo DAYCENT apresentou bom desempenho na simulação do rendimento de grãos do girassol e da canola (Figura 7). Os coeficientes de correlação entre a produção de grãos mensurada e simulada foram de 0,88 e 0,83 para o girassol e a canola, respectivamente (Tabela 8).

Figura 7 – Rendimentos de grãos mensurados e simulados do girassol (a) e da canola (b) cultivados com adubação orgânica. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão ($n=4$).



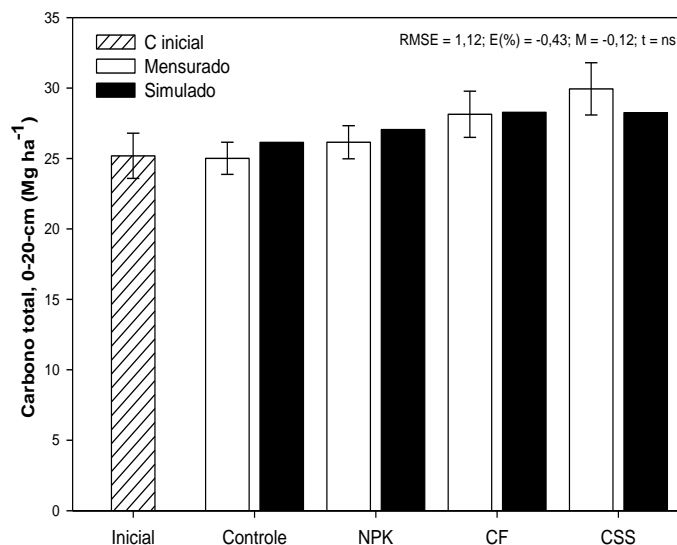
O rendimento médio de grãos simulado para cada cultura nos dois anos de cultivo foi muito próximo ao rendimento médio mensurado (mensurado vs simulado = 2412 vs 2594 e 2053 vs 2120 kg ha⁻¹ no girassol e canola, respectivamente). No entanto, na comparação ano a ano o modelo apresentou tendência de superestimar a

produção de grãos no segundo cultivo do girassol (2012/13) e no primeiro cultivo da canola (2012), principalmente nos tratamentos com adubação orgânica (Figura 7).

6.1.3 Carbono orgânico do solo

O estoque de C no solo reduziu a partir da conversão do campo nativo para lavoura com o cultivo da sucessão aveia/soja sob plantio direto em 1995. No início do experimento 1 o estoque de C no solo na camada 0-20 cm foi de 25,2 Mg ha⁻¹ (Figura 8). Ao final de dois anos de experimento, o modelo simulou adequadamente os estoques de C (Figura 8), apresentando alta correlação ($r = 0,93$) entre os estoques de C simulados e mensurados nos diferentes tratamentos.

Figura 8 – Estoque de C mensurado e simulado na camada de 0-20 cm em todos os tratamentos avaliados e testes estatísticos para as simulações realizadas. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão.

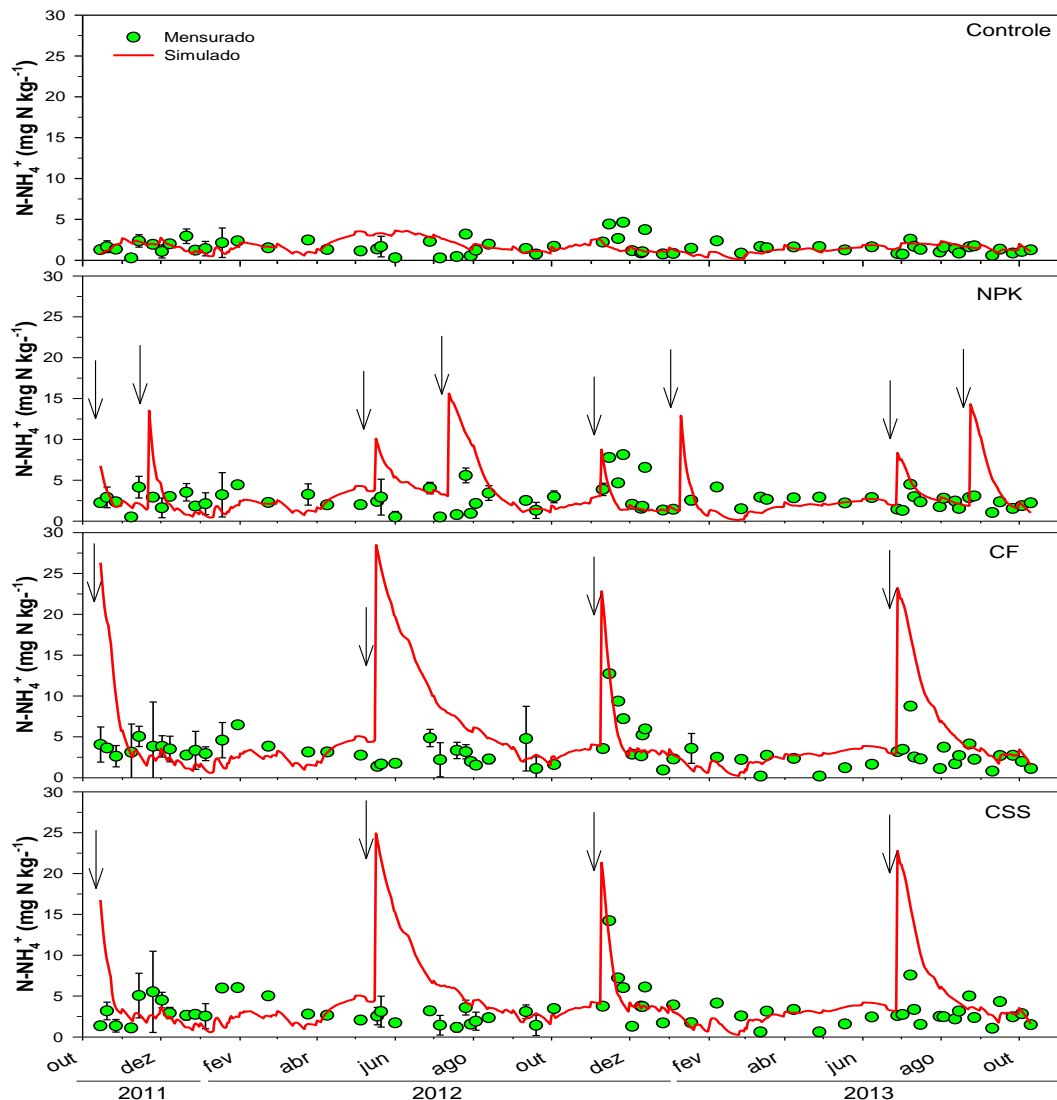


6.1.4 Nitrogênio mineral do solo

A aplicação dos fertilizantes nitrogenados resultou em um rápido incremento na concentração de amônio e nitrato no solo simulados pelo DAYCENT. O modelo mostrou uma tendência de superestimar os níveis de NH₄⁺ no solo (camada 0-15 cm), nos tratamentos com adição de N (Figura 9), sendo mais pronunciada no período após

a aplicação dos fertilizantes e principalmente nos tratamentos com adubação orgânica.

Figura 9 – Conteúdo mensurado e simulado de amônio (NH_4^+) na camada de 0-15 cm do solo em todos os tratamentos avaliados durante os dois anos agrícolas.



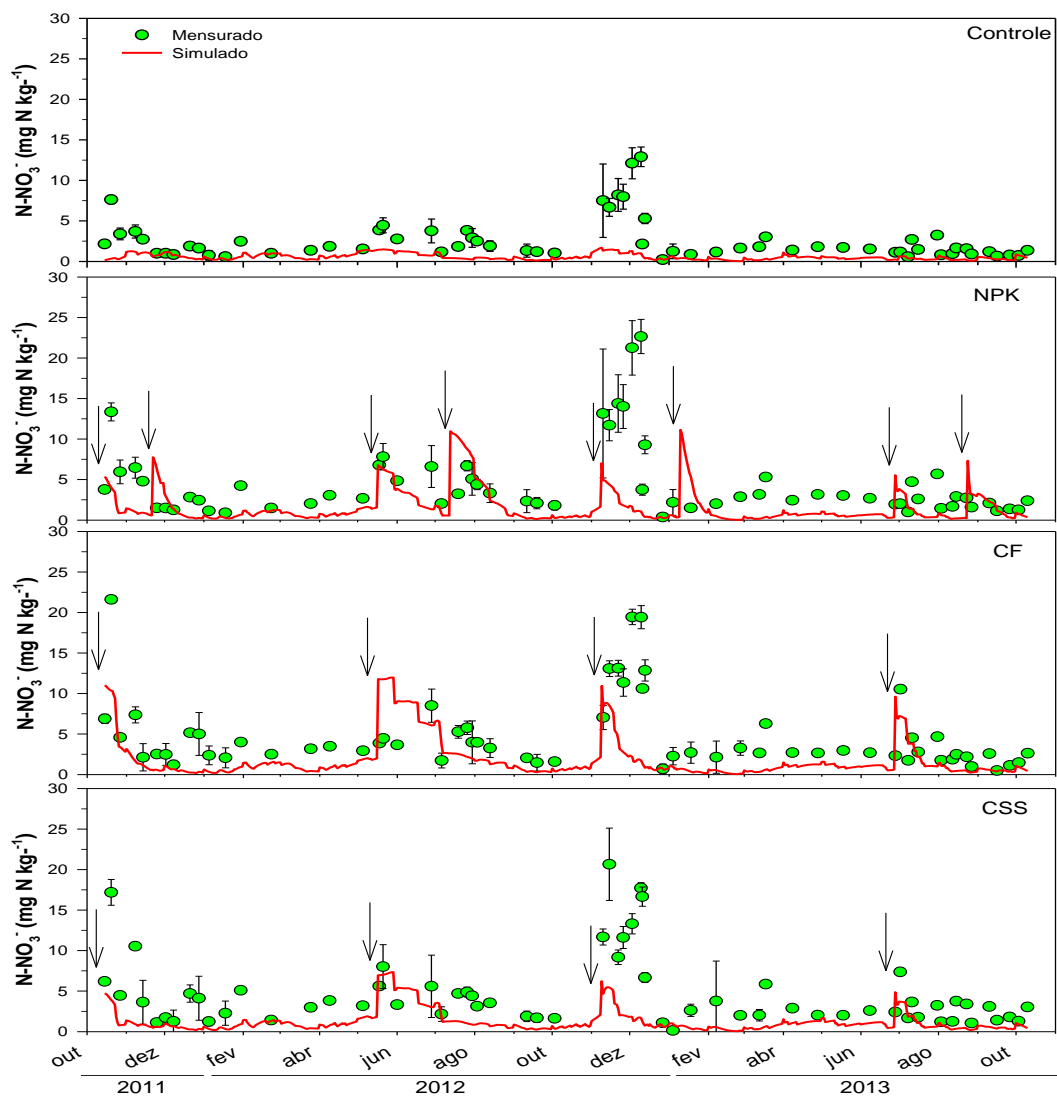
As flechas verticais indicam o momento da aplicação de fertilizante mineral no tratamento NPK e da adubação orgânica nos tratamentos CF e CSS.

O modelo superestimou os teores médios de NH_4^+ do solo no tratamento NPK em 33,8% ($0,91 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ solo) enquanto que nos tratamentos CF e CSS a superestimativa foi na ordem de 74,4% ($2,39 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ solo) e 80,7% ($2,58 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ solo), respectivamente, (Tabela 9). No tratamento controle, os dados

simulados de NH_4^+ aproximaram-se dos mensurados, superestimando-os em apenas 3,9% ($0,06 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1} \text{ solo}$). No entanto, não existiram vieses significativos para as simulações de NH_4^+ nos diferentes tratamentos (Tabela 9).

O modelo DAYCENT mostrou-se sensível a adição de N, incrementando os níveis de NO_3^- no solo (camada 0-10 cm) após os eventos de fertilização (Figura 10). No entanto, o modelo subestimou sistematicamente os teores de NO_3^- , mesmo com a alteração de parâmetros fixos (Tabela 9).

Figura 10 – Conteúdo mensurado e simulado de nitrato (NO_3^-) na camada de 0-10 cm do solo em todos os tratamentos avaliados durante os dois anos agrícolas.



As flechas verticais indicam o momento da aplicação de fertilizante mineral no tratamento NPK e da adubação orgânica nos tratamentos CF e CSS.

Tabela 9 – Testes estatísticos descritivos para as simulações de NH_4^+ e NO_3^- no solo.

Testes estatísticos	Controle		NPK		CF		CSS	
	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-
	----- mg N kg ⁻¹ solo -----							
r	-0,16	0,52	-0,07	0,18	0,25	0,37	0,09	0,47
RMSE	1,19	3,12	3,60	5,30	6,07	5,03	6,51	5,02
E(%)	-3,93	78,28	-33,82	54,47	-74,42	48,36	-80,66	67,81
M	-0,06	2,03	-0,91	2,45	2,39	2,32	-2,58	3,15
t	ns	*	ns	*	ns	*	ns	*

r: coeficiente de correlação; RMSE: raiz quadrada do erro médio; E: erro relativo; M: diferença média; t: teste t. ns-não significativo; *-significativo.

6.1.5 Fluxos de N_2O

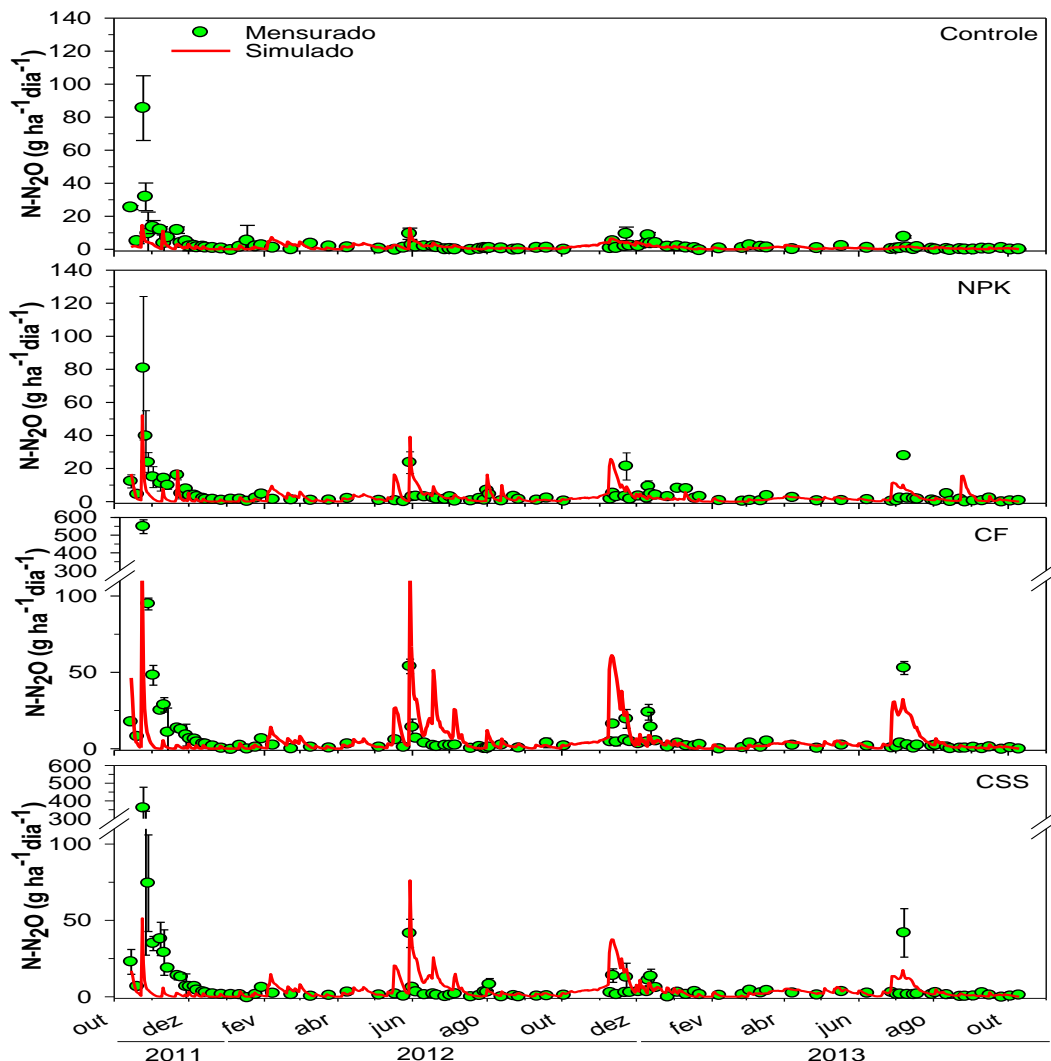
O modelo DAYCENT simulou razoavelmente bem os fluxos diários de N_2O , com melhor desempenho no tratamento NPK do que nos tratamentos controle e com fertilização orgânica (CF e CSS) (Figura 11). O modelo apresentou tendência de subestimar os fluxos diários de N_2O , mas sem viés significativo (Tabela 10). O modelo DAYCENT subestimou os fluxos médios diários de N_2O em 2,9% ($0,14 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) no tratamento NPK e em 26,2% ($3,77 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e 40,0% ($4,53 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) nos tratamentos CF e CSS, respectivamente (Tabela 10).

Tabela 10 – Testes estatísticos descritivos para as simulações dos fluxos de N_2O em todos os tratamentos avaliados nos dois anos agrícolas.

Critérios estatísticos	Controle	NPK	CF	CSS
	----- g N-N ₂ O ha ⁻¹ dia ⁻¹ -----			
r	0,48	0,45	0,29	0,19
RMSE	8,99	9,32	57,24	41,18
E(%)	45,22	2,92	26,22	39,95
M	1,52	0,14	3,71	4,53
t	ns	ns	ns	ns

r: coeficiente de correlação; RMSE: raiz quadrada do erro médio; E: erro relativo; M: diferença média; t: teste t. ns-não significativo; *-significativo.

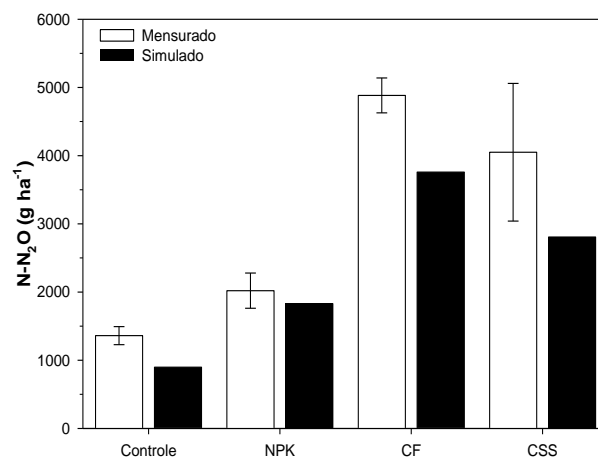
Figura 11 – Fluxos diários de N₂O mensurados e simulados após a aplicação de resíduos orgânicos durante os dois anos de avaliação.



O fato de o modelo DAYCENT ter subestimado os fluxos máximos diários de N₂O mensurados nos tratamentos CF e CSS (Figura 12) resultou em um significativo impacto sobre as emissões cumulativas simuladas de N₂O. O modelo subestimou as emissões cumulativas de N₂O nos tratamentos CF e CSS em 23% (1,12 kg N-N₂O ha⁻¹) e 30,7% (1,24 kg N-N₂O ha⁻¹), respectivamente. Entretanto, no momento em que se exclui os dois maiores fluxos diários mensurados aos 10 e 12 dias após o início das coletas de N₂O, a subestimação das emissões cumulativas no tratamento CSS reduz para 12,1% (0,38 kg N-N₂O ha⁻¹), enquanto que no tratamento CF os dados mensurados são superestimados em 1,51% (0,06 kg N-N₂O ha⁻¹). No tratamento NPK

a emissão cumulativa de N₂O simulada foi semelhante a mensurada (mensurado = 2,02 kg N-N₂O ha⁻¹; simulado = 1,83 kg N-N₂O ha⁻¹).

Figura 12 – Emissões acumuladas de N₂O em todos os tratamentos avaliados durante os dois anos agrícolas. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão ($n=4$).



6.2 VALIDAÇÃO DO MODELO DAYCENT

6.2.1 Conteúdo de água e temperatura do solo

Os dados mensurados do experimento 2 mostraram não haver diferença significativa no conteúdo de água e temperatura do solo entre os tratamentos avaliados. Desta forma, optou-se por apresentar apenas o conteúdo médio de água e temperatura do solo mensurado e simulado dos quatro tratamentos avaliados (Figura 13).

O modelo DAYCENT apresentou um desempenho na simulação do conteúdo volumétrico de água no solo ligeiramente inferior ao obtido no período de calibração ($r = 0,63$ vs $r = 0,73$), mas com significativa correlação entre o conteúdo de água simulado e mensurado (Tabela 11). No entanto, o coeficiente de correlação é maior ($r = 0,90$) quando considerado apenas o período de cultivo do milho, quando o conteúdo de água no solo foi medido com uso de sensores automáticos.

Figura 13 – Conteúdo volumétrico de água (CVA) no solo mensurado e simulado na camada de 0-10 cm durante o período de validação.

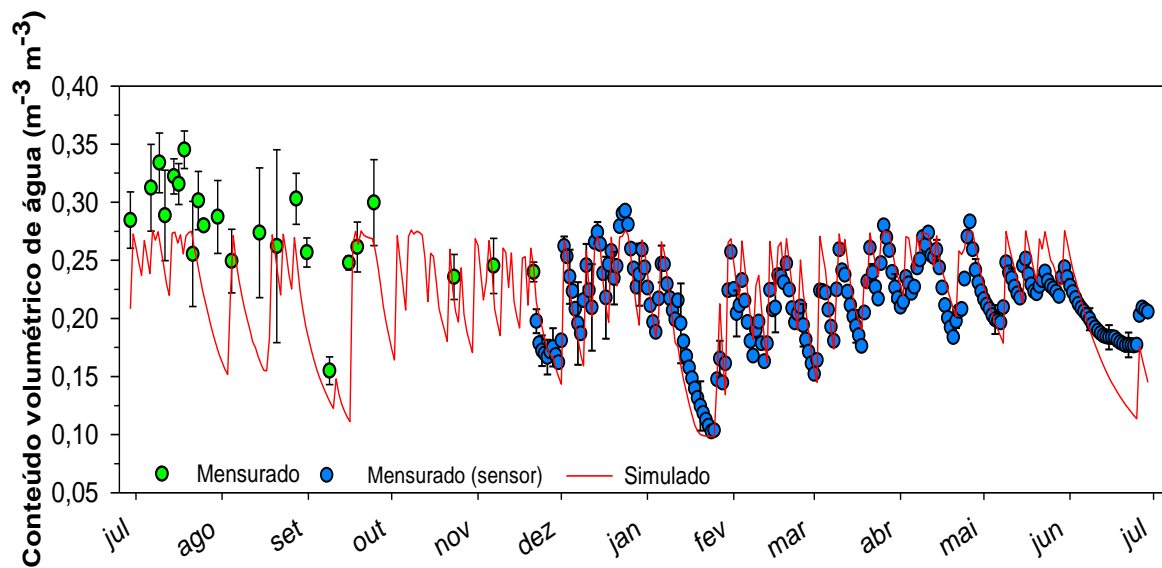


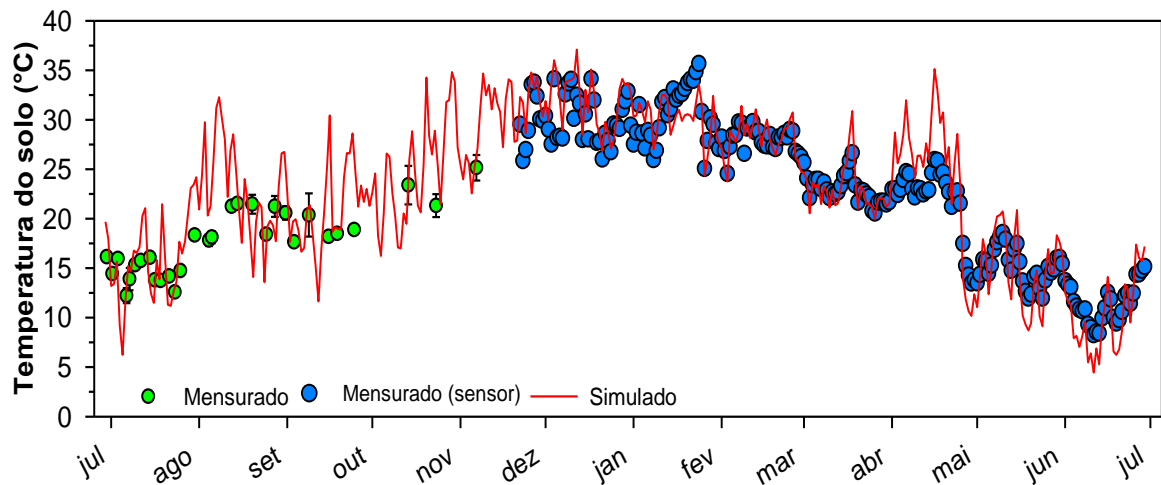
Tabela 11– Testes estatísticos descritivos para as simulações do conteúdo de água e temperatura do solo com o modelo DAYCENT na etapa de validação.

Critérios estatísticos	Conteúdo volumétrico de água $m^{-3} m^{-3}$	Temperatura do solo $^{\circ}C$
r	0,63	0,93
RMSE	0,04	2,94
E(%)	6,88	-4,18
M	0,02	-0,96
t	ns	ns

r: coeficiente de correlação; RMSE: raiz quadrada do erro médio; E: erro relativo; M: diferença média; t: teste t. ns-não significativo; *-significativo.

Na etapa de validação, o modelo também reproduziu o bom desempenho apresentado na simulação da temperatura do solo próximo a superfície na fase de calibração (Figura 14). A temperatura do solo mensurada e simulada obtiveram uma correlação de $r = 0,93$ (Tabela 11), sendo a temperatura média simulada para o período de avaliação ligeiramente superior a mensurada (simulado = $23,2^{\circ}C$ e mensurado = $21,9^{\circ}C$).

Figura 14 – Temperatura medida e simulada na superfície do solo (0-2,5 cm) no período de validação.



6.2.2 Produção de biomassa e rendimento de grãos

As alterações realizadas nos parâmetros PRDX e HIMAX nas culturas da aveia preta e do milho mostram-se suficientes para o modelo DAYCENT prever de forma satisfatória a produtividade das mesmas. O modelo DAYCENT foi capaz de simular satisfatoriamente a biomassa da parte aérea das culturas e o rendimento de grãos do milho na validação sem apresentar vieses significativos entre os dados mensurados e simulados (Tabela 12).

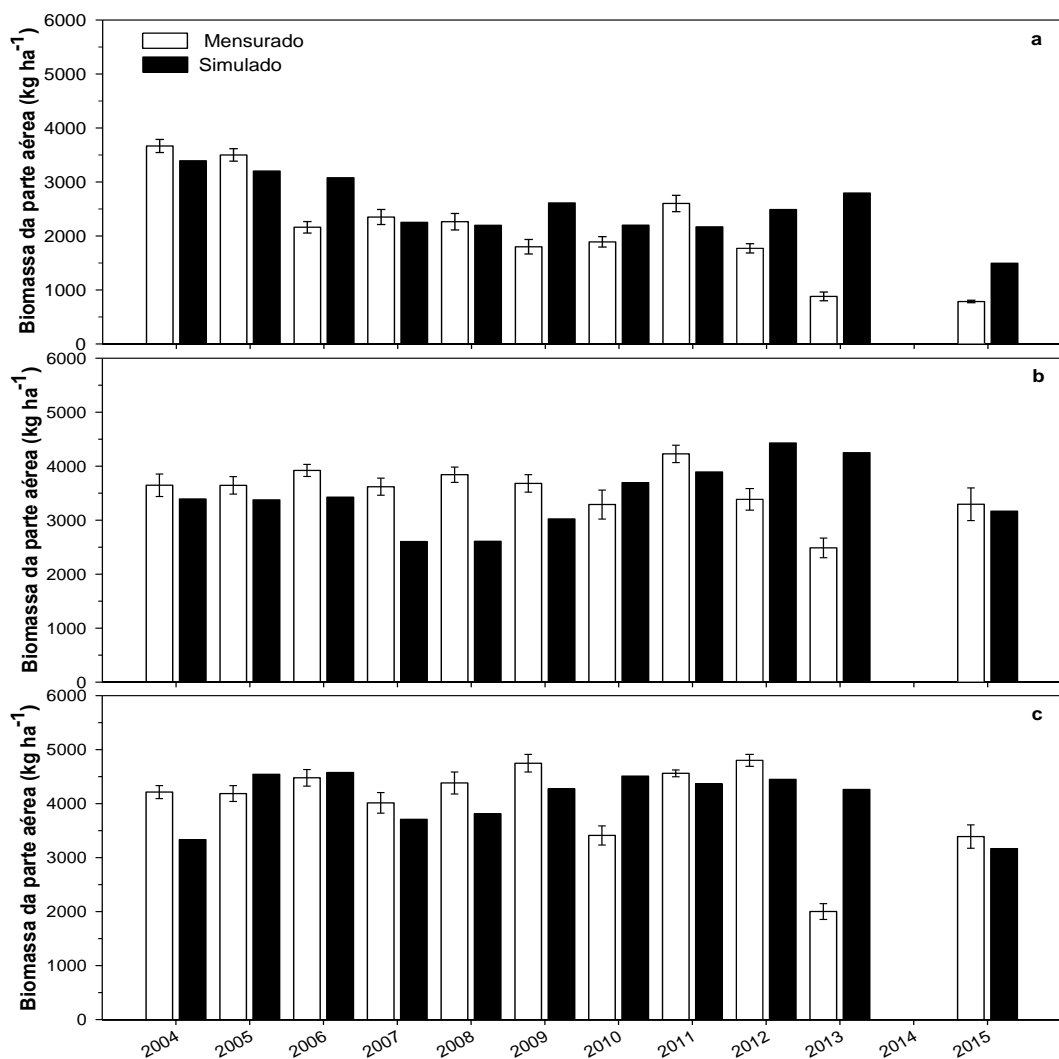
Tabela 12 – Testes estatísticos descritivos para as simulações de produção de biomassa da parte aérea e rendimento de grãos na etapa de validação.

Critérios estatísticos	Biomassa		Grãos de milho
	Aveia	Milho	
r	0,64	0,58	0,75
RMSE	836	2299	1383
E(%)	-1,50	-0,69	-3,30
M	-48,54	-45,29	-163
t	ns	ns	ns

r: coeficiente de correlação; RMSE: raiz quadrada do erro médio; E: erro relativo; M: diferença média; t: teste t. ns-não significativo; *-significativo.

Para a cultura da aveia os dados simulados de biomassa da parte aérea (Figura 15) apresentaram uma significativa correlação de $r = 0,64$, sendo a biomassa média da cultura medida nos 11 cultivos semelhante a simulada (mensurado = $3,24 \text{ Mg ha}^{-1}$ e simulado = $3,36 \text{ Mg ha}^{-1}$).

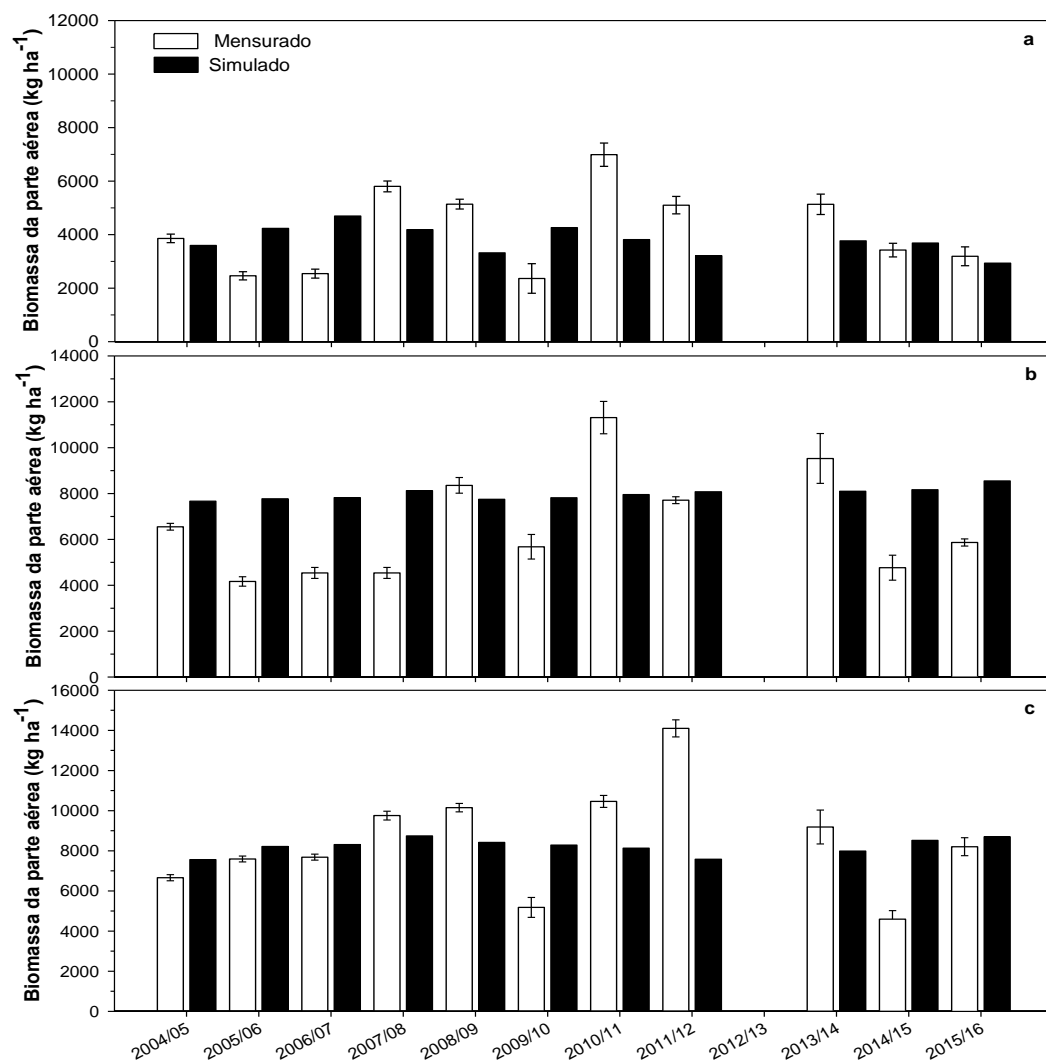
Figura 15 – Produção de biomassa mensurada e simulada da parte aérea da aveia cultivada com adubação orgânica. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão ($n=4$).



Na cultura do milho os dados simulados e mensurados de biomassa da parte aérea (Figura 16) também apresentaram uma correlação significativa ($r = 0,58$). Para esta cultura também não houve diferença significativa entre as biomassas médias

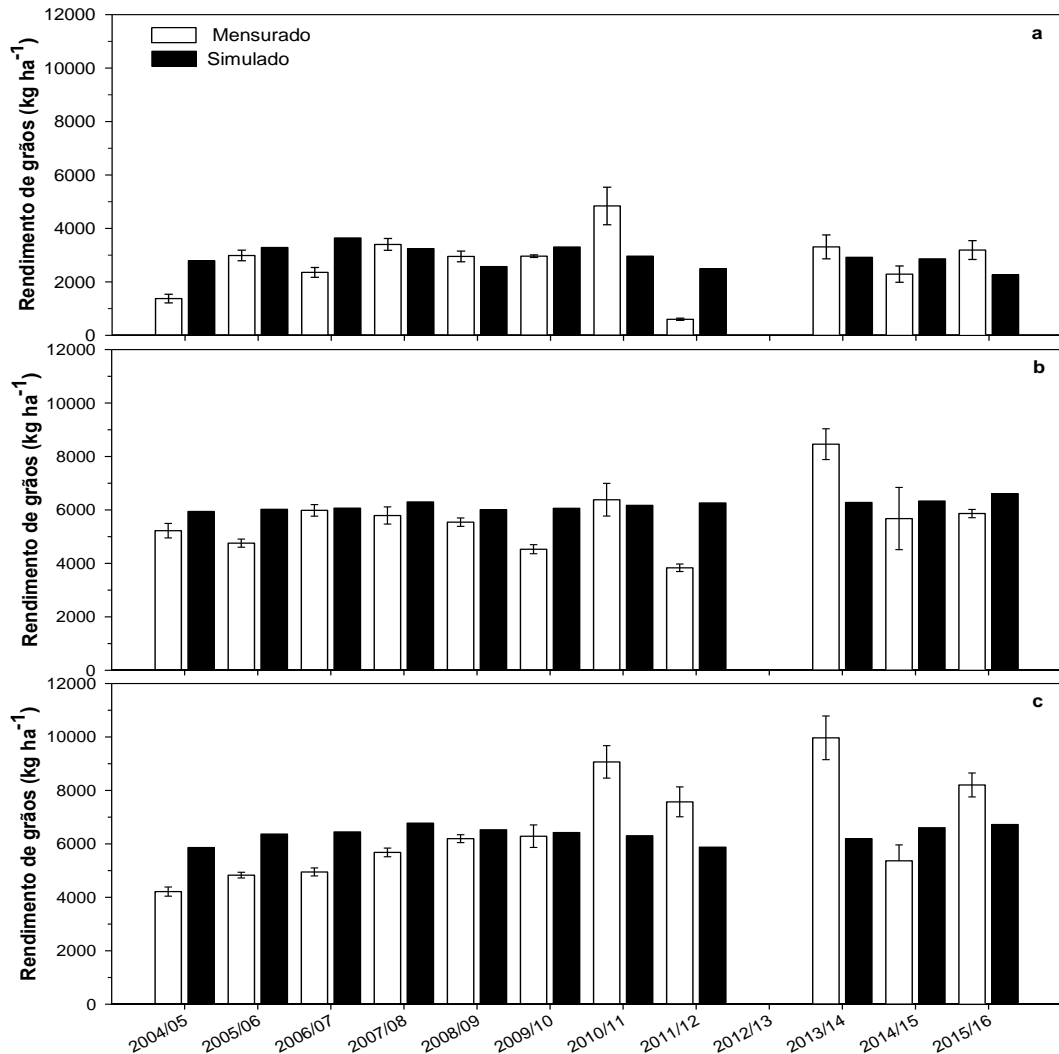
mensuradas e simuladas durante os 11 cultivos (mensurado = 6,55 Mg ha⁻¹ e simulado = 6,66 Mg ha⁻¹).

Figura 16 – Produção de biomassa mensurada e simulada da parte aérea do milho cultivado com adubação orgânica. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão ($n=4$).



Para o rendimento de grãos da cultura do milho (Figura 17) o desempenho do modelo DAYCENT foi ainda superior ($r = 0,75$) ao obtido para a produção de biomassa da cultura. A média de rendimento de grãos mensurada e simulada pelo modelo nos 11 cultivos do milho foram de 4,95 e 5,17 Mg ha⁻¹, respectivamente.

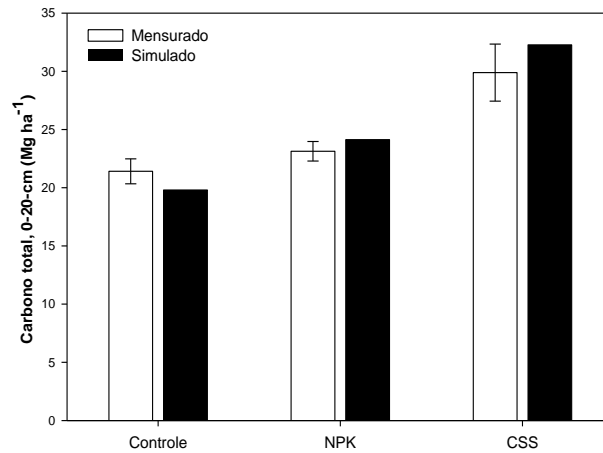
Figura 17 – Rendimentos de grãos mensurado e simulado do milho cultivado com adubação orgânica. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão ($n=4$).



6.2.3 Carbono orgânico do solo

O desempenho do modelo DAYCENT na simulação dos estoques de C do solo (Figura 18) foi ligeiramente superior ao verificado na etapa de calibração do modelo. Os dados de estoque de C do solo mensurados e simulados apresentaram uma correlação de $r = 0,97$, enquanto os demais coeficientes estatísticos RMSE, E(%) e M apresentaram valores de 1,10, 1,57, e 0,39, respectivamente. O modelo DAYCENT, mostrou-se sensível a entrada de C nos diferentes tratamentos simulando um maior estoque de C para o tratamento CSS em comparação ao NPK. No tratamento controle, no entanto, o modelo subestimou o estoque de C do solo em 7,4% (1,57 Mg ha⁻¹).

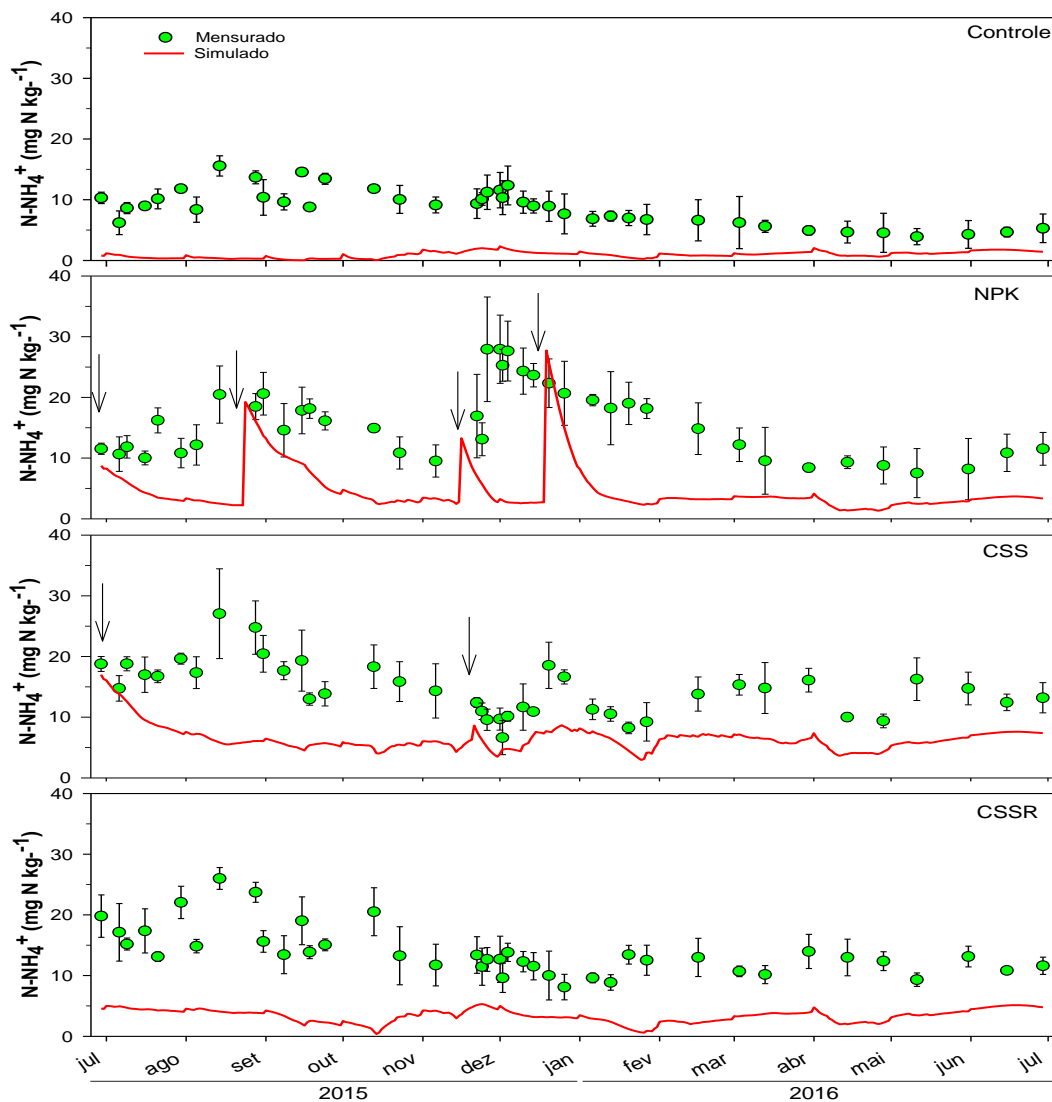
Figura 18 – Estoque mensurado e simulado de C do solo nos tratamentos controle, NPK e CSS na etapa de validação. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão.



6.2.4 Nitrogênio mineral do solo

O modelo DAYCENT não apresentou um bom desempenho na simulação do conteúdo de N mineral no solo, mesmo com as alterações realizadas nos parâmetros fixos para reduzir a lixiviação de N durante a calibração (Tabela 13). O modelo mostrou-se sensível a adição de N nos tratamentos fertilizados, incrementando a concentração de NH_4^+ no solo (Figura 19), mas subestimou significativamente o conteúdo de amônio no solo em todos os tratamentos. Enquanto que na etapa de calibração o modelo superestimou o NH_4^+ nos tratamentos NPK e CSS em 33,8% (0,91 mg N-NH_4^+ kg^{-1} solo) e 80,7% (2,58 mg N-NH_4^+ kg^{-1} solo), respectivamente, na etapa de validação subestimou os níveis de NH_4^+ nesses tratamentos em 65,6% (10,41 mg N-NH_4^+ kg^{-1} solo) e 54,5% (8,07 mg N-NH_4^+ kg^{-1} solo), respectivamente (Tabela 13). Nos tratamentos controle e CSSR esta subestimativa do NH_4^+ do solo foi na ordem de 88,9% (7,82 mg N-NH_4^+ kg^{-1} solo) e 76% (11,26 mg N-NH_4^+ kg^{-1} solo), respectivamente.

Figura 19 – Conteúdo de amônio mensurado e simulado na camada 0-15 cm na etapa de validação.



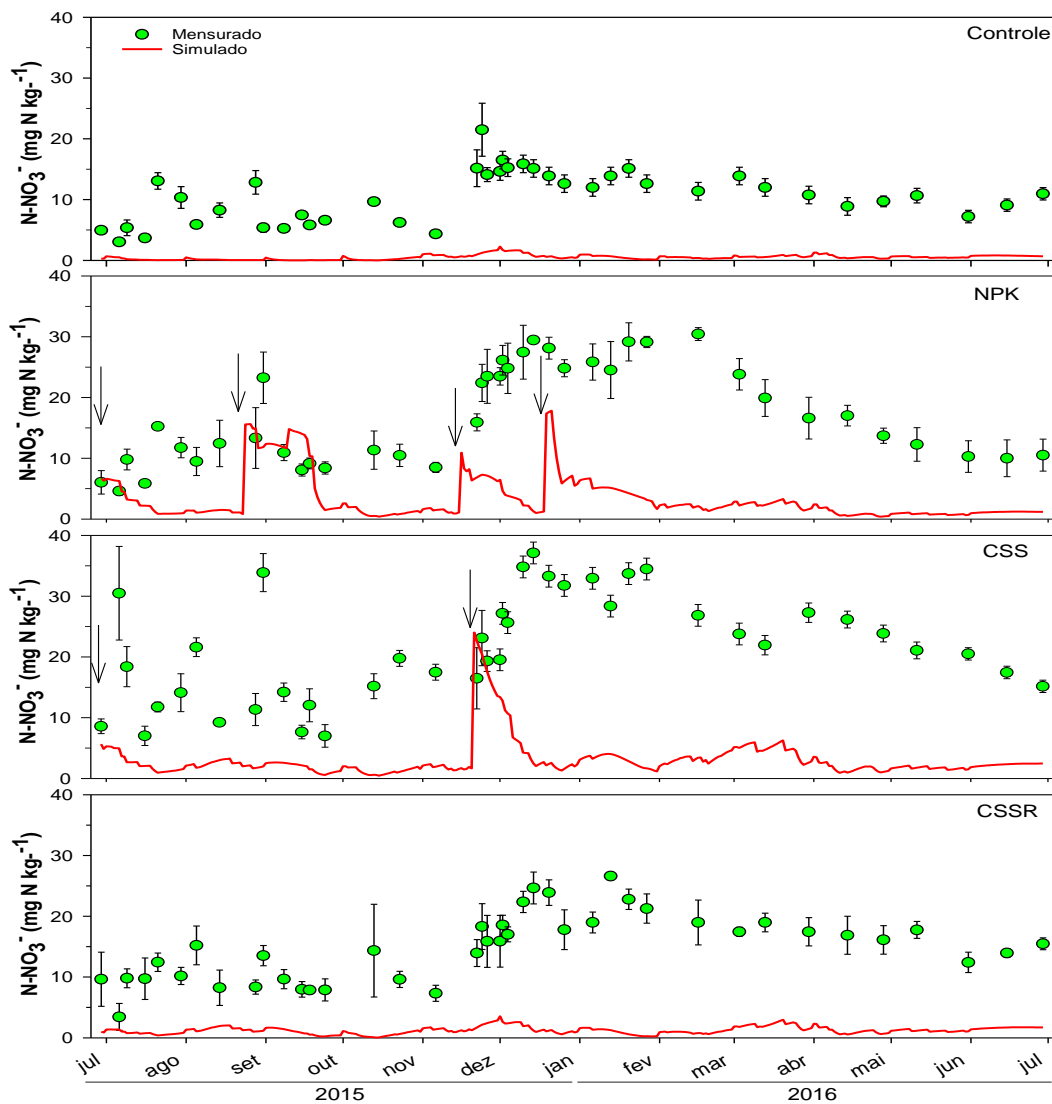
O modelo DAYCENT também se mostrou sensível a aplicação de N nos tratamentos fertilizados para o conteúdo de nitrato no solo na etapa de validação (Figura 20). No entanto, o modelo apresentou a mesma tendência verificada na etapa de calibração de subestimar os níveis de NO₃⁻ no solo nestes tratamentos (Tabela 13). Este comportamento do modelo também foi verificado nos tratamentos sem adição de N. Verificou-se uma subestimativa do NO₃⁻ do solo na ordem de 73,6% (12,53 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ solo) e 79,2% (17,03 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ solo) nos tratamentos NPK e CSS e de 95,3% (10,0 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ solo) e 94,1% (20,23 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ solo) nos tratamentos controle e CSSR, respectivamente (Tabela 13).

Tabela 13 – Testes estatísticos descritivos para as simulações de NH_4^+ e NO_3^- em todos os tratamentos avaliados na etapa de validação.

Critérios estatísticos	Controle		NPK		CSS		CSSR	
	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-
	----- mg N kg ⁻¹ solo -----							
r	-0,20	0,59	0,23	0,11	0,42	0,03	0,15	0,11
RMSE	8,41	10,76	12,32	11,18	9,07	19,73	12,12	21,96
E(%)	88,9	95,29	65,56	73,57	54,46	79,19	75,97	94,1
M	7,82	10,02	10,41	12,53	8,07	17,03	11,26	20,23
t	*	*	*	*	*	*	*	*

r: coeficiente de correlação; RMSE: raiz quadrada do erro médio; E: erro relativo; M: diferença média; t: teste t. ns-não significativo; *-significativo.

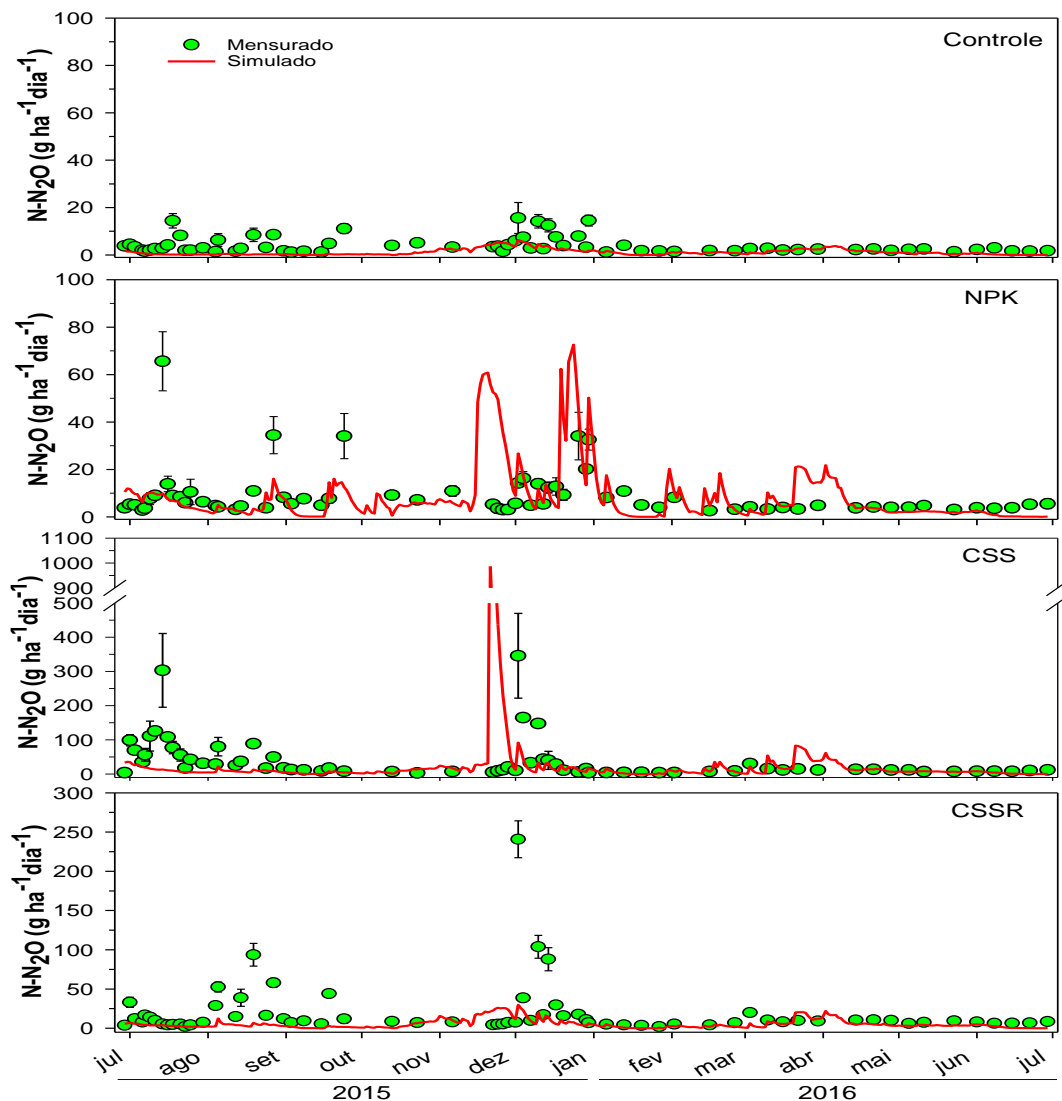
Figura 20 – Conteúdo de nitrato mensurado e simulado na camada 0-10 cm na etapa de validação.



6.2.5 Fluxos de N₂O

O modelo DAYCENT não simulou a maior parte dos picos de emissão de N₂O, especialmente nos tratamentos com adição de N (Figura 21). No entanto, o modelo foi capaz de prever adequadamente as emissões de base na maior parte do período avaliado. Na comparação estatística dos fluxos simulados de N₂O pelo modelo DAYCENT com os mensurados, observou-se um melhor desempenho do modelo na simulação dos tratamentos com adição de N (Tabela 14). A correlação entre os dados mensurados e simulados nos tratamentos NPK e CSS foi de $r = 0,26$ e $r = 0,02$, respectivamente. Apesar de baixas estas correlações foram significativas.

Figura 21 – Fluxos diários de N₂O mensurados e simulados durante a etapa de validação.



No tratamento controle e CSSR a correlação entre os fluxos diários de N₂O mensurados e simulados foi de $r = 0,35$ e $r = 0,34$, respectivamente. Apesar destas correlações serem mais altas quando comparadas aos tratamentos com adição de N, as simulações dos fluxos de N₂O nos tratamentos controle e CSSR apresentaram vieses significativos. O modelo DAYCENT subestimou os fluxos diários de N₂O na ordem de 65,6% (2,7 g N-N₂O ha⁻¹ dia⁻¹) e 82,9% (32,3 g N-N₂O ha⁻¹ dia⁻¹) no tratamento controle e CSSR, respectivamente, enquanto que no tratamento NPK o modelo superestimou os fluxos diários mensurados de N₂O em 12,9% (1,16 g N-N₂O ha⁻¹ dia⁻¹), e no tratamento CSS houve uma subestimativa de 7,7% (3,01 g N-N₂O ha⁻¹ dia⁻¹).

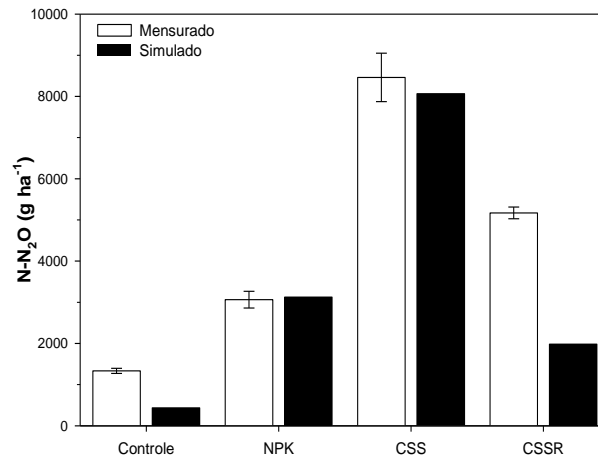
Tabela 14 – Testes estatísticos descritivos para as simulações dos fluxos de N₂O em todos os tratamentos avaliados na etapa de validação.

Critérios estatísticos	Controle	NPK	CSS	CSSR
	----- g N-N ₂ O ha ⁻¹ dia ⁻¹ -----			
r	0,35	0,26	0,02	0,34
RMSE	4,29	13,95	121,9	67,31
E(%)	65,64	-12,91	7,72	82,92
M	2,70	-1,16	3,01	32,32
t	*	ns	ns	*

r: coeficiente de correlação; RMSE: raiz quadrada do erro médio; E: erro relativo; M: diferença média; t: teste t. ns-não significativo; *-significativo.

O desempenho do modelo DAYCENT na predição das emissões cumulativas de N₂O foi diretamente afetado pelo desempenho apresentado pelo modelo na simulação dos fluxos diários (Figura 22). Desta forma o modelo simulou adequadamente as emissões cumulativas nos tratamentos com adição de N. No tratamento NPK, as emissões cumulativas simuladas foram próximas das observadas (mensurado = 3,06 kg N-N₂O ha⁻¹ e simulado = 3,13 kg N-N₂O ha⁻¹). No tratamento CSS houve uma subestimativa, não significativa, pelo modelo da emissão acumulada mensurada de N₂O de 4,7% (0,40 kg N-N₂O ha⁻¹).

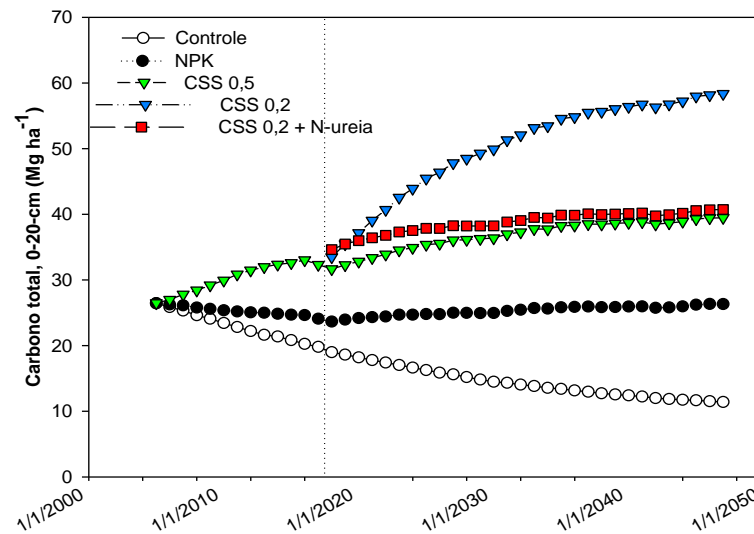
Figura 22 – Emissões acumuladas mensuradas e simuladas de N₂O em todos tratamentos avaliados na etapa de validação. As barras verticais nos valores mensurados representam o desvio padrão ($n=4$).



6.2.6 Cenários futuros de manejo da adubação com a CSS

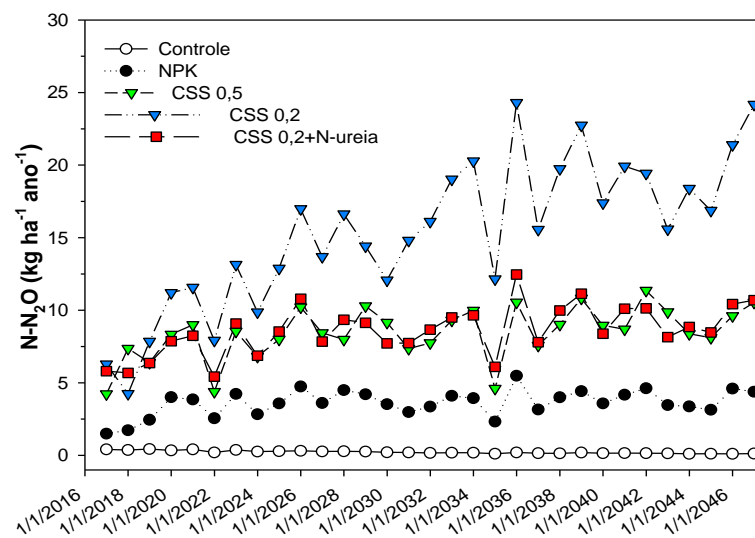
O modelo DAYCENT foi sensível a adição de C do solo pelos tratamentos na simulação do cenário futuro de manejo da adubação nitrogenada em uma projeção de 30 anos (2017-2046) (Figura 23). O modelo simulou no cenário CSS 0,5 ao final do período considerado um estoque de C no solo de 39,5 Mg ha⁻¹, o que resultou em um incremento de 7,2 Mg ha⁻¹ em relação ao estoque inicial em 2016. No cenário CSS 0,2 o estoque final de C atingiu o maior valor ao final do período considerado (58,4 Mg ha⁻¹) e a diferença de 26,1 Mg ha⁻¹ em relação ao estoque inicial foi 3,63 vezes maior do que aquela observada no cenário CSS 0,5. No cenário em que foi combinada a adubação orgânica e a adubação mineral (CSS 0,2 + N-ureia) o modelo simulou um estoque de C de 40,7 Mg ha⁻¹, semelhante ao do tratamento CSS 0,5. Já no tratamento NPK o estoque de C simulado ao final do período manteve-se próximo daquele simulado para 2016, com um ligeiro incremento (26,3 vs 24,1 Mg ha⁻¹ de C) e no tratamento controle houve um decréscimo do estoque de C do solo de 8,4 Mg ha⁻¹ de C em relação a 2016 (11,4 vs 19,8 Mg ha⁻¹ de C).

Figura 23 – Estoques de C do solo simulado em diferentes cenários de manejo da adubação em plantio direto em uma projeção de 30 anos.



Os cenários de manejos de adubação também surtiram efeito sobre as emissões de N_2O , com destaque para os tratamentos com aplicação de adubação orgânica (Figura 24).

Figura 24 – Emissão anual acumulada de N_2O do solo simulado em diferentes cenários de manejo de adubação em plantio direto em uma projeção de 30 anos.



No cenário CSS 0,2 houve um aumento das emissões anuais de N₂O em relação ao cenário CSS 0,5. Enquanto a emissão anual de N₂O simulada para o cenário CSS 0,2 foi de 15,68 kg de N-N₂O ha⁻¹ ano⁻¹, no cenário CSS 0,5 foi de 8,58 kg de N-N₂O ha⁻¹ ano⁻¹. No tratamento CSS 0,2 + N-ureia a emissão média de N₂O para o período foi semelhante a simulada no tratamento CSS 0,5 (8,70 kg de N-N₂O ha⁻¹ ano⁻¹), enquanto que no tratamento NPK a emissão média de N₂O simulada para o mesmo período foi de 3,70 kg de N-N₂O ha⁻¹ ano⁻¹.

7 DISCUSSÃO

7.1 CONTEÚDO DE ÁGUA E TEMPERATURA DO SOLO

O modelo DAYCENT simulou adequadamente a dinâmica da água no solo após os ajustes realizados na capacidade de campo, ponto de murcha permanente e condutividade hidráulica saturada do solo, estratégia essa utilizada também na fase de validação do modelo. Outros estudos realizados com o DAYCENT também mostraram bom desempenho do modelo na simulação do conteúdo volumétrico de água do solo (LAI et al., 2015; NECPÁLOVÁ et al., 2015; PARTON et al., 1998; SENAPATI et al., 2016). Alguns estudos, no entanto, demonstraram algumas dificuldades do modelo em simular adequadamente o conteúdo de água do, especialmente durante a ocorrência períodos secos (JARECKI et al. 2008; SCHEER et al., 2014). A adequada simulação da dinâmica da água no solo pelo DAYCENT é importante para um bom desempenho do modelo porque afeta diretamente a produção de planta, mineralização da MOS e a produção de gases nitrogenados.

O modelo DAYCENT simulou adequadamente a temperatura diária do solo, assim como outros estudos (ABDALLA et al., 2010; JARECKI et al., 2008; PARTON et al., 1998; 2001; SENAPATI et al., 2016). Na fase de calibração embora a correlação tenha sido alta e significativa entre os dados mensurados e simulados, o modelo superestimou sistematicamente a temperatura do solo, principalmente no período do verão sem apresentar, no entanto, viés significativo. As temperaturas médias mensuradas e simuladas para todo o período experimental foram de 18,5 e 21,4 °C, respectivamente. Esta diferença pode ser explicada pelo fato de as temperaturas do solo terem sido mensuradas no período entre as 9:00 - 11:00h da manhã no momento das coletas de gás para avaliação da emissão de N₂O. Este horário pode não ter sido

representativo da temperatura média diária do solo nas estações mais quentes como o verão, uma vez que nesse período o solo apresenta uma amplitude térmica maior do que no período do inverno neste local de estudo. Já no período de validação os dados simulados de temperatura do solo não apresentaram tendência de superestimar os dados observados no verão. Isto pode ser explicado pelo fato de que durante o cultivo do milho a temperatura do solo foi mensurada com o auxílio de sensores acoplados a um *datalogger* em intervalos de medição de 10 min, obtendo-se uma melhor representatividade da temperatura média diária do solo.

7.2 BIOMASSA E RENDIMENTO DE GRÃOS

A simulação adequada da produção de biomassa é um aspecto importante, pois a planta durante seu desenvolvimento afeta a dinâmica da água e a disponibilidade de N mineral do solo com reflexos sobre as emissões de N₂O. Adicionalmente, após a colheita a quantidade de resíduos culturais irá contribuir ao estoque de C no solo. Portanto, um bom desempenho do modelo na simulação dos estoques de C no solo depende também da adequada simulação da produção de biomassa das culturas.

O modelo DAYCENT simulou adequadamente a produção de biomassa e rendimento médio de grãos das culturas. No entanto, na comparação ano a ano, os dados simulados apresentaram algumas discrepâncias em relação aos dados observados na etapa de calibração (Figura 6). A produção de matéria seca da parte aérea (MSPA) mensurada no primeiro ano de cultivo do girassol nos tratamentos fertilizados foi 28,4% (1566 kg MSPA ha⁻¹) superior à verificada no segundo ano de cultivo nestes tratamentos. No presente estudo apenas uma cultivar de girassol e de canola foram simulados para os dois anos. No entanto, no experimento de campo foram utilizados dois híbridos distintos de girassol, os quais possivelmente diferem quanto a produção de biomassa e rendimento de grãos.

Diferenças entre os anos quanto ao volume de chuvas e temperatura média do ar também podem ter influenciado na produção de biomassa e rendimento de grãos. Scheer et al. (2014) demonstraram que o submodelo de produção de planta do DAYCENT é sensível à disponibilidade hídrica, sendo esta uma importante variável na produção de planta e rendimento de grãos. No presente estudo, o maior volume de chuvas e maior temperatura média do ar devem ter favorecido o crescimento de

planta no primeiro cultivo da canola e segundo cultivo de girassol. Além disso, as condições climáticas vigentes nestes dois cultivos podem ter induzido o modelo a superestimar a mineralização do N no solo, resultando em maior disponibilidade de N para as culturas. A mineralização bruta mensal (NIT) média simulada pelo DAYCENT nos tratamentos CF e CSS nos primeiros dois meses após a semeadura das culturas, em 2011/12 e 2012/13 foi de 2,71 e 5,59 (g N m² mês⁻¹), respectivamente. A mineralização bruta de N simulada em 2012 foi de 2,94 (g N m² mês⁻¹), enquanto que em 2013 foi de 2,41 (g N m² mês⁻¹).

7.3 C ORGÂNICO DO SOLO

Estudos realizados em experimentos de longa duração com culturas anuais mostram que existe uma relação linear entre as adições de C e o estoque de C do solo (HUGGINS et al., 1998; PAUSTIAN et al. 1997, 2000). Lugato et al. (2007) ao simularem a dinâmica do conteúdo de C orgânico do solo com o modelo CENTURY em três diferentes tipos de solo em dois experimentos de longa duração, verificaram que o C orgânico do solo se relacionou linearmente com o aporte de C nos diferentes tratamentos. O mesmo efeito nos estoques de C do solo é observado em experimentos com a aplicação de adubos orgânicos. De Gryze et al. (2011), em estudo realizado com o modelo DAYCENT verificaram um incremento de 13% no C orgânico do solo após 10 anos de aplicação de adubação orgânica.

No presente estudo, o modelo DAYCENT apresentou um bom desempenho na simulação dos estoques de C no solo. O DAYCENT é sensível as adições de C dos tratamentos porque é baseado em um modelo de decomposição de primeira ordem, o que implica em relação direta entre a quantidade de C aportado e os estoques de C no solo (LUGATO e BERTI, 2008). Desta forma, o modelo foi capaz de prever um maior estoque de C para os tratamentos com adubação orgânica em relação ao tratamento com fertilização mineral. No entanto, para o tratamento controle o modelo apresentou uma subestimação, a qual pode estar relacionada a uma subestimativa da entrada de C no solo via produção de plantas, principalmente para o milho, neste tratamento em comparação aos demais.

A habilidade do modelo DAYCENT em prever alterações nos estoques de C do solo vem sendo demonstrada em outros estudos (CHAMBERLAIN et al., 2011; HARTMAN et al., 2011; SMITH et al., 2012). Ainda com a versão antecessora do

DAYCENT, o CENTURY, Paustian, Parton e Persson (1992) avaliaram o efeito da quantidade e da qualidade da adição de resíduos orgânicos sobre a MOS e a dinâmica de nutrientes no solo a longo prazo. Recentemente, o DAYCENT também foi utilizado para simular os impactos da prática da adubação orgânica a longo prazo sobre os estoques de C no solo e a emissão de GEE (CHENG et al., 2014; OWEN et al., 2015; RYALS et al., 2015; ZHOU et al., 2017).

7.4 N MINERAL NO SOLO

O modelo DAYCENT mostrou-se sensível a aplicação de N, simulando aumentos de N mineral no solo após a aplicação dos fertilizantes mineral e orgânico. No entanto o modelo não apresentou um bom desempenho na simulação do conteúdo de N mineral no solo, mesmo com as alterações realizadas nos parâmetros fixos para reduzir a lixiviação de N durante a calibração. Essas alterações nos parâmetros fixos justificam-se devido ao fato de que a perda de N por lixiviação simulada excedia as perdas mensuradas para o solo do local de acordo com estudo de Ciancio (2015). Os parâmetros FLEACH 3 e MINLCH estão diretamente relacionadas com a lixiviação de NO_3^- no solo. Além disso, o parâmetro FLEACH 3 é um dos parâmetros controladores da emissão de N_2O que apresenta maior sensibilidade no modelo DAYCENT (RAFIQUE et al., 2013). Estes autores ainda afirmam que o parâmetro FLEACH 3 é um parâmetro chave na determinação do N disponível para os processos de produção de N_2O mediante o controle da lixiviação. Desta forma, buscou-se melhorar a simulação dos teores N mineral no solo e conseqüentemente as simulações das emissões de N_2O pelo modelo com a alteração desses parâmetros fixos no presente estudo. Necpálová et al. (2015) estimaram o valor de 0,43 para o parâmetro FLEACH 3 e verificaram que o modelo superestimou o NO_3^- mensurado em 3,4% e subestimou o NH_4^+ em 71%. No presente estudo o parâmetro fixo FLEACH 3 foi reduzido de 0,9 para 0,39, no entanto o modelo subestimou os teores mensurados de NO_3^- do solo em 66,2% (Tabela 9). Esta tendência do modelo DAYCENT em superestimar os níveis de NH_4^+ , enquanto subestima os níveis de NO_3^- no solo tem sido reportada em outros estudos realizados com este modelo (DEL GROSSO et al., 2008b; SCHEER et al., 2014).

O DAYCENT indicou incremento rápido na concentração de NH_4^+ no solo, logo após a aplicação do fertilizante mineral e dos resíduos orgânicos. No caso dos

resíduos orgânicos, as quantidades de N inorgânico foram adicionadas separadamente, simulando um evento de fertilização mineral. Desta forma, todo o NH_4^+ presente nos adubos orgânicos foi considerado como disponível no solo no momento da fertilização. Contudo, os dados observados demonstram que a liberação do N inorgânico dos adubos orgânicos para o solo é um processo gradual. Os adubos orgânicos são adicionados na superfície do solo e a transferência do N inorgânico dos resíduos para o solo é dependente das chuvas. Assim, diferenças substanciais entre a concentração de NH_4^+ medida e observada no solo podem ser verificadas logo após a adição dos adubos orgânicos, o que reduz o desempenho estatístico do modelo. Além disso, a aplicação de resíduos orgânico também resulta em perdas de N por volatilização de amônia (NH_3^+) (BELL et al., 2016; CHADWICK et al., 2011). O DAYCENT simula a volatilização de NH_3^+ de forma menos mecanística do que as outras emissões de gases nitrogenados, o que gera certo grau de incerteza na simulação da dinâmica do N em um curto período após a aplicação dos adubos orgânicos. Ao desconsiderar a perda de N por volatilização de NH_3^+ o modelo simula uma maior quantidade de amônio no solo logo após a aplicação dos fertilizantes. A inclusão da simulação da volatilização de NH_3^+ pelo modelo DAYCENT seria importante atualização do mesmo com melhoras na dinâmica e disponibilidade do N no solo.

7.5 EMISSÃO DE N_2O

O modelo DAYCENT mostrou-se sensível a aplicação de N no solo aumentando os fluxos de emissão de N_2O . O aumento nos fluxos de N_2O simulados também coincidiu com o aumento do conteúdo volumétrico de água no solo. Diversos estudos realizados com o DAYCENT demonstram que o modelo é sensível a aplicação de N no solo gerando picos de emissão de N_2O quando o aumento do conteúdo de água do solo ocorre em períodos após a realização da fertilização nitrogenada (ABDALLA et al., 2010; FANG et al., 2015; MIGLIORATI et al., 2015; SCHEER et al., 2014)

O modelo tendeu a subestimar os fluxos de N_2O nos tratamentos com adubação orgânica. Em parte, a ocorrência da subestimação dos fluxos médios diários de N_2O nos tratamentos com adubação orgânica se deve a incapacidade do modelo DAYCENT de reproduzir a magnitude dos maiores picos diários de emissão de N_2O .

O baixo desempenho estatístico observado nas comparações dos fluxos de N₂O em uma escala de tempo diária pode ser atribuída aos “desencontros” entre os picos de emissão mensurados e simulados (DEL GROSSO et al., 2005; JARECKI et al., 2008; PARTON et al., 2001). No presente estudo, os picos de emissão de N₂O simulados pelo modelo antecederam os mensurados em diversas datas de avaliação (Figura 11). Estas discrepâncias entre os fluxos simulados ocorrem devido a variabilidade espacial e temporal nos fluxos de N₂O causadas pela heterogeneidade nas características do solo e na distribuição espacial do N (RAFIQUE et al., 2011). Por outro lado, o modelo simulou adequadamente as emissões de base, quando os fluxos diários mensurados de N₂O foram baixos.

Outra razão pela falta de correspondência entre os fluxos simulados pelo modelo e os mensurados, pode estar relacionado as incertezas destes últimos. Segundo Rafique et al. (2014), a ocorrência de “hot spots” devido a deposição de N pode causar altos picos de emissão de N₂O nos dados mensurados, que por sua vez não são detectados nos fluxos simulados pelo modelo. Esses valores extremos podem representar significativa parcela das emissões totais mensuradas de N₂O, como demonstrado em estudo realizado por Van Den Heuvel et al. (2009). Além disso, os efeitos de fatores como topografia, vento, umidade e heterogeneidade do local sobre o conteúdo de água e temperatura do solo não estão inclusos no DAYCENT (RAFIQUE et al., 2014). Estas incertezas podem ser reduzidas com o uso de câmaras automáticas de coleta de N₂O. Scheer et al. (2014) ao testar o modelo DAYCENT com uma alta frequência de medições dos fluxos de N₂O, obtiveram boa correlação ($r^2 = 0,52$) entre os fluxos diários mensurados e simulados de N₂O. Os autores ainda afirmam que o uso desta técnica na etapa de calibração do modelo pode melhorar a sua habilidade de prever a dinâmica dos fluxos de N₂O.

Outros fatores podem ter contribuído para o modelo DAYCENT ter subestimado os picos de emissões diárias de N₂O e conseqüentemente as emissões cumulativas nos tratamentos com adubação orgânica neste estudo. Primeiro, foi observado que o modelo subestimou os níveis de NO₃⁻ no solo. De acordo com Del Grosso et al. (2008b), a subestimação do NO₃⁻ também pode estar relacionado com altas taxas de desnitrificação simuladas. Del Grosso et al. (2000), constataram que a relação N₂/N₂O aumentou com o incremento do conteúdo de água do solo, corroborando para a afirmação de que quando os solos se tornam mais anóxicos, mais N₂O é reduzido a N₂ antes de ser emitido a partir do solo. Os autores ainda observaram que a redução

de N_2O é favorecida quando o substrato (C lábil) está em excesso em comparação ao doador de elétrons inicial (NO_3^-). Assim, na simulação da adição de adubos orgânicos ao solo, o DAYCENT pode ter superestimado as taxas de desnitrificação completa, quando o NO_3^- é reduzido até N_2 . Corroborando com essa suposição, o DAYCENT simulou fluxos de N_2 diários logo após a aplicação dos adubos orgânicos até 15 vezes superiores aos fluxos de N_2 aos 10 dias após a fertilização. A versão utilizada do modelo possui alguns parâmetros que podem ser ajustados para melhorar a relação N_2/N_2O emitido (N_2/N_2O adjust). Contudo, a alteração no parâmetro N_2/N_2O adjust com o objetivo de diminuir a relação N_2/N_2O resulta em altos fluxos de N_2O quando os dados mensurados sugerem que as emissões são baixas (níveis basais).

Uma segunda razão para a subestimação das emissões de N_2O nos tratamentos orgânicos está relacionada com parâmetros do arquivo omad.100, referentes a qualidade do material orgânico adicionado. O primeiro destes, o parâmetro ASTLBL, se refere a proporção do C adicionado no material orgânico que é lábil. A alteração deste parâmetro não surtiu efeito sobre as emissões de N_2O , mesmo indicando ao modelo que 100% do C adicionado via resíduos orgânicos era lábil. A disponibilidade de C lábil é um dos fatores que afeta o processo de desnitrificação e conseqüentemente a emissão de N_2O no modelo DAYCENT (DEL GROSSO et al., 2011). Assim, esperava-se que a alteração deste parâmetro pudesse influenciar nas emissões de N_2O , especialmente nos primeiros dias após a aplicação dos resíduos orgânicos. Um segundo parâmetro que mostrou baixo impacto sobre as emissões de N_2O foi o parâmetro ASTLIG, correspondente a fração de lignina presente no resíduo orgânico adicionado. Uma vez que a qualidade do resíduo afeta diretamente a sua taxa de decomposição (DEL GROSSO et al., 2011) e diversos estudos têm demonstrado que a lignina pode reduzir a disponibilidade de N no solo e, conseqüentemente, as emissões de N_2O (BAGGS et al., 2003, 2006; HUANG et al., 2004; MILLAR e BAGGS, 2004). Isso sugere que esses parâmetros precisam ser revistos no modelo a fim de aprimorar a capacidade do DAYCENT em simular as emissões de N_2O após a adição de resíduos orgânicos.

Apesar da dificuldade do modelo em simular os fluxos médios diários o modelo DAYCENT foi capaz de prever as variações ocorridas nos fluxos de N_2O ao longo do experimento, mostrando que o modelo foi sensível à adição dos resíduos orgânicos, indicando maior emissão cumulativa de N_2O nos tratamentos com adubação orgânica quando comparado ao controle e a adubação mineral. Esta

tendência do modelo DAYCENT apresentar melhor desempenho nas simulações das emissões sazonais de N₂O quando comparadas as emissões diárias tem sido reportada em outros estudos realizados com o modelo. Parton et al. (2001), mesmo verificando baixos coeficientes de regressão ($r^2 = 0,02$ a $0,19$) quando compararam os fluxos diários mensurados e simulados de N₂O, obtiveram coeficientes de regressão variando de $0,02$ a $0,64$ quando compararam as emissões cumulativas mensais mensuradas e simuladas. Resultado semelhante foi encontrado por Del Grosso et al. (2002) em estudo no qual os autores comparam as emissões de N₂O mensuradas e simuladas com o modelo DAYCENT em dois sistemas de cultivo. Neste estudo os autores verificaram um bom desempenho do modelo na simulação das emissões cumulativas anuais de N₂O, mesmo apresentando um baixo coeficiente de regressão ($r^2 = 0,04$) para as emissões diárias de N₂O mensuradas e simuladas pelo DAYCENT.

7.6 CENÁRIOS FUTUROS DE MANEJO DE ADUBAÇÃO COM A CSS

A simulação de cenários futuros indicou que a adição de adubos orgânicos ao solo resulta em incremento nos estoques de C do solo. A adoção da nova recomendação da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS - RS/SC, 2016), a qual considera que apenas 20% N da CSS será disponibilizado à cultura, resultou em incremento de mais de 50% nos estoques de C do solo. Isto ocorre devido as diferenças nos aportes de C entre os tratamentos, uma vez que o modelo simula o estoque de C no solo como um balanço entre o aporte de C no sistema e as perdas via o processo de decomposição. O índice de 0,2 resulta na adição de dose 2,5 vezes maior de adubo orgânico do que a recomendação atual. No entanto, pode haver uma superestimava do incremento do estoque de C do solo no tratamento CSS 0,2 uma vez que o modelo DAYCENT não considera a saturação de C do solo em simulações de longo prazo conforme relatado por Lugato e Berti (2008). Contudo, a aplicação a longo prazo da CSS mostrou-se uma prática de manejo capaz de promover o sequestro de C no solo, inclusive quando combinada a adubação mineral. A condução do sistema de cultivo aveia/milho sem a aplicação de fertilizantes deve reduzir ainda mais os estoques de C do solo, enquanto que no sistema que recebe a aplicação de fertilizante mineral os estoques de C do solo devem permanecer relativamente estáveis.

A aplicação da CSS também resultou em aumento nas emissões de N_2O em relação a adubação mineral. Esse aumento das emissões de N_2O com a aplicação de CSS pode ser atribuído as grandes quantidades de C e N adicionadas com este resíduo orgânico, o que resultou em significativos aumentos dos estoques de C e N no solo. Uma vez que, as quantidades de C e N disponível no solo são fatores que afetam diretamente as emissões de N_2O pelos processos de nitrificação e desnitrificação. Os resultados obtidos com a simulação de cenários de uso da CSS indicam que embora esse resíduo orgânico aumente o estoque de C no solo, o benefício do sequestro de C alcançado é parcialmente neutralizado pelo estímulo à produção de N_2O . Owen et al. (2015) ao utilizarem o modelo DAYCENT para simular os impactos da prática da adubação orgânica a longo prazo sobre os estoques de C no solo e a emissão de GEE, observaram que esta prática incrementou os estoques de C do solo, porém este benefício poderia eventualmente ser contrabalanceado pelo aumento das emissões de GEE. Este resultado também corrobora com resultados encontrados em outros estudos com a aplicação de adubação orgânica (RYALS et al., 2015; ZHOU et al., 2017). Desta forma, na atual recomendação para o cálculo da dose de CSS para atender a demanda em N pelas culturas uma estratégia para reduzir as emissões de N_2O é o seu uso combinado com a adubação mineral.

8 CONCLUSÕES

O modelo DAYCENT foi capaz de simular os efeitos das diferentes fontes de adubação nitrogenada sobre os fluxos de C e N, mostrando-se uma importante ferramenta na predição dos rendimentos das culturas, estoques de C do solo e emissões de N_2O . O modelo mostrou uma tendência de subestimar a maioria dos picos de emissões diárias de N_2O nos tratamentos fertilizados, no entanto mostrou bom desempenho na simulação das emissões cumulativas de N_2O . O melhor desempenho na simulação das emissões de N_2O foi obtido no tratamento com fertilização mineral, mostrando que o modelo ainda precisa ser melhorado para simular as emissões de N_2O com maior precisão após a adição de fertilizantes orgânicos. Além disso, o modelo não simulou adequadamente o conteúdo de N mineral no solo, subestimando sistematicamente o nitrato do solo. O que mostra que melhorias precisam ser realizadas com o objetivo aumentar o desempenho do modelo na predição do N mineral do solo.

A simulação de cenários futuros de uso da CSS mostrou que a aplicação continuada desse resíduo orgânico em plantio direto resulta em aumento no estoque de C no solo. No entanto, quando a dose de CSS é definida pelo novo índice de eficiência do N, o benefício do sequestro de C é parcialmente neutralizado pelo aumento na emissão de N₂O devido ao uso da CSS. Uma estratégia para minimizar as emissões de N₂O com o uso da CSS a partir da nova recomendação de adubação orgânica presente no manual da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS - RS/SC, 2016) pode ser o uso combinado da CSS com a adubação nitrogenada mineral.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização de um conjunto de dados com alta frequência de medições (dados diários) do conteúdo volumétrico de água do solo, da temperatura do solo e dos fluxos de N₂O, na etapa de calibração do modelo DAYCENT, pode representar uma importante ferramenta para melhorar o desempenho do modelo, especialmente na predição dos fluxos de N₂O.

Um melhor desempenho do modelo DAYCENT na simulação das emissões de N₂O, especialmente nos tratamentos com fertilização orgânica, poderia ser obtido com o aumento da sensibilidade dos parâmetros controladores da fração de C lábil e lignina presente no material orgânico adicionado e com a alteração de parâmetros fixos controladores da lixiviação de N no solo, embasado em dados mensurados para as condições locais de clima e solo.

Além disso, melhorias no desempenho do modelo DAYCENT na simulação da dinâmica e disponibilidade do N no solo, poderiam ser obtidas com a inclusão da capacidade do modelo simular a volatilização de amônia do solo após a aplicação de fertilizantes minerais e orgânicos.

10 REFERÊNCIAS

- ABDALLA, M. et al. Testing DayCent and DNDC model simulations of N₂O fluxes and assessing the impacts of climate change on the gas flux and biomass production from a humid pasture. **Atmospheric Environment**. v.44, p. 2961-2970, 2010.
- ADELI, A. et al. Effects of broiler litter applied to no-till and tillage cotton on selected soil properties. **Soil Science Society of American Journal**. v.71, p. 974-983, 2007.
- ÁLVARO-FUENTES, J. et al. Tillage and cropping effects on soil organic carbon in Mediterranean semiarid agroecosystems: Testing the Century model. **Agriculture Ecosystems & Environment**. v.134, p. 211-217, 2009.
- ÁLVARO-FUENTES, J. et al. Simulating climate change and land use effects on soil nitrous oxide emissions in Mediterranean conditions using the Daycent model. **Agriculture Ecosystems & Environment**. v.238, p. 78-88, 2017.
- BAGGS, E. M. et al. A short-term investigation of trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in western of Kenya. **Soil & Tillage Research**. v.90, p. 60-76, 2006.
- BAGGS, E. M. et al. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertilizer under zero and conventional tillage. **Plant and Soil**. v.254, p. 361-370, 2003.
- BAYER, C. et al. Methane emission from soil under long-term no-till cropping systems. **Soil & Tillage Research**. v.124, p. 1-7, 2012.
- BAYER, C. et al. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, v.86, p. 237-245, 2006.
- BAYER, C. et al. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**. v.54, p. 101-109, 2000.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.21, p. 105-112, 1997.
- BATEMAN, E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space, **Biology and Fertility of Soils**, v.41, p. 379-388, 2005.
- BELL, M. J. et al. How do emission rates and emission factors for nitrous oxide and ammonia vary with manure type and time of application in a Scottish farmland? **Geoderma**. v.264, p. 81-93, 2016.
- BERNOUX, M. et al. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v.26, p. 1-8, 2006.

BHANDRAL, R. et al. Nitrous oxide emission from farm dairy effluent application in grazed grassland. **Revista de la Ciencia Del Suelo y Nutricion Vegetal**. v.10, p. 22-34, 2010.

BHATTACHARYYA, T. D. K. et al. Evaluating the Century C model using two long-term fertilizer trails representing humid and semi-arid sites from India. **Agriculture Ecosystems & Environment**. v.139, p. 264-272, 2010.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**. v.124, p. 3-22, 2005.

BRUNETTO, G. et al. Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy Typic Hapludalf after medium-term pig-slurry and deep-litter application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.36, p. 1620-1628, 2012.

BUTTERBACH-BAHL, K. et al. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transaction of The Royal Society B**. v.368, 2013.

CAMPBELL, E. E. et al. Assessing the Soil Carbon, Biomass Production, and Nitrous Oxide Emission Impact of Corn Stover Management for Bioenergy Feedstock Production Using DAYCENT. **Bioenergy Research**. v.7, p. 491-502, 2014.

CAMERON, K. C. et al. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. **Annals of Applied Biology**, v.162, p. 145-173, 2013.

CARDENAS, L. M. et al. Quantifying annual N₂O emission fluxes from grazed grassland under a range of inorganic fertiliser nitrogen inputs. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.136, p. 218-226, 2010.

CARVALHO, J. L. N. et al. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil and Tillage Research**, v.103, p. 342-349, 2009.

CERRI, C. E. P. et al. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. **Global Change Biology**. v.10, p. 815-832, 2004.

CHADWICK, D. et al. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. **Animal Feed Science and Technology**. v.166-167, p. 514-531, 2011.

CHAMBERLAIN, J. F. et al. Using DAYCENT to quantify on-farm GHG emissions and N dynamics of land use conversion to N-managed switchgrass in the Southern U.S. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v.141, p. 332-341, 2011.

CHANTIGNY, M. H. et al. Soil nitrous oxide emissions following band-incorporation of fertilizer nitrogen and swine manure. **Journal of Environmental Quality**. v.39, p. 1545-1553, 2010.

CHAPUIS-LARDY, L. et al. Soils, a sink for N₂O? A review. **Global Change Biology**. v.13, p. 1-17, 2007.

CHEN, Z. M. et al. Nitrous oxide emissions from cultivated black soil: A case study in Northeast China and global estimates using empirical model. **Global Biogeochemical Cycles**. v.28, p. 1311-1326, 2014.

CHENG, K. et al. Simulating greenhouse gas mitigation potentials for Chinese croplands using the DAYCENT ecosystem model. **Global Change Biology**. v.20, p. 948-962, 2014

CIANCIO, N. H. R. **Fontes orgânicas e mineral: produção de culturas, alteração nos atributos químicos do solo e transferência de formas de nitrogênio e de fósforo**. 2015. 92p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2015.

CQFS-RS/SC – Comissão de Química e Fertilidade do Solo – RS/SC. **Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 11^a ed. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Regional Sul. 376 p., 2016.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC – CQFS. Passo Fundo, **Recomendações de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 4^a. ed. Passo Fundo, SBCN – Núcleo Regional Sul/EMBRAPA – CNPT, 2004.

CONG, R. H. et al, 2014. Evaluation of the CENTURY model using long-term fertilization trials under corn-wheat cropping systems in the typical croplands of China. **Plos One**. v.9, p. 95-142, 2014.

CRUSCIOL, C. A. C. et al. An innovative crop-forage intercrop system: early cycle soybean cultivars and palisadegrass. **Agronomy Journal**, v.104, p.1085-1095, 2012.

CRUTZEN, P. J.; LELIEVELD, J. Human impacts on atmospheric chemistry. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v.29, p. 17-45, 2001.

DA ROS, C. O. **Dinâmica do carbono e do nitrogênio com o uso de ureia, na sucessão aveia preta/milho, no sistema plantio direto**. 2004. 151p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2004.

DANTAS, M. K. L. **Biomassa, atividade microbiana e produtividade de trigo e milho em solo com histórico de aplicação de fontes orgânicas e mineral**. 2016. 63 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2016.

DE GRYZE, S. et al. Assessing the potential for greenhouse gas mitigation in intensively managed annual cropping systems at the regional scale. **Agriculture Ecosystems & Environment**. v.144, p. 150-158, 2011.

DE GYRZE, S. et al. Simulating greenhouse gas budgets of four California cropping systems under conventional and alternative management. **Ecological Applications**. v.20, p. 1805-1819, 2010.

DEL GROSSO, S. J. et al. Special features of the DayCent modeling package and additional procedures for parameterization, calibration, validation, and applications. **Methods of Introducing System Models into Agricultural Research**. p. 155-176, 2011.

DEL GROSSO, S. J. et al. Global Scale DAYCENT Model Analysis of Greenhouse Gas Mitigation Strategies for Cropped Soils. **Global and Planetary Change**. v.67, p. 44-50, 2009.

DEL GROSSO, S. J. et al. DAYCENT simulated effects of land use and climate on county level N loss vectors in the USA. In: FOLLETT, R.F.; HATFIELD, J.L. (Eds.), **Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management**, second ed. Elsevier Science Publishers, The Netherlands, p. 571-595, 2008a.

DEL GROSSO, S. J.; HALVORSON, A. D.; PARTON, W. J. Testing DAYCENT model simulations of corn yields and nitrous oxide emissions in irrigated tillage systems in Colorado. **Journal of Environmental Quality**. v.37, p. 1383-1389, 2008b.

DEL GROSSO, S. J. et al. DAYCENT model analysis of past and contemporary soil N₂O and net greenhouse gas flux for major crops in the USA. **Soil & Tillage Research**. v.83, p. 9-24, 2005.

DEL GROSSO, S. J. et al. Simulated effects of dryland cropping intensification on soil organic matter and greenhouse gas exchanges using the DAYCENT ecosystem model. **Environmental Pollution**. v.116, p. 75-83, 2002.

DEL GROSSO, S. J. et al. Simulated interaction of carbon dynamics and nitrogen trace gas fluxes using the DAYCENT model. In M. SCHFFER et al. (ed.) **Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management**. CRC Press, Boca Raton, FL. p. 303-332, 2001.

DEL GROSSO, S. J. et al. General model for N₂O and N₂ gas emissions from soils due to denitrification. **Global Biogeochemical Cycles**. v.14, p. 1045-1060, 2000.

DIACONO, M.; MONTEMURRO, F. Long-term effects of organic amendments on soil Fertility. A review. **Agronomy for Sustainable Development**. v.30, p. 401-422, 2010.

DING, W. X. et al. Effect of long-term compost and inorganic fertilizer application on background N₂O and fertilizer-induced N₂O emissions from an intensively cultivated soil. **Science of the Total Environment**. v.465, p. 115-124, 2013.

DONG, Y. H. et al. Nitrogen transformation in maize soil after application of different organic manures. **Journal of Environmental Sciences**. v.17, p. 340-343, 2005.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. Brasília, 2013. 353p.

FANG, Q. X. et al. Evaluating four nitrous oxide emission algorithms in response to N rate on an irrigated corn field. **Environmental Modelling & Software**. v.72, p. 56-70, 2015.

FAOSTAT, 2014. Faostat Agriculture. Disponível em: <<http://faostat3.fao.org/faostat-gateway/go/to/download/G1/GY/E>>. Acesso em 26 de junho de 2015.

FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soils. In: ANDREAE, M. O.; SHIMEL, D. S. (Eds) **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. New York: Wiley. p. 7-2, 1989.

FITTON, N., et al. Assessing the sensitivity of modelled estimates of N₂O emissions and yield to input uncertainty at a UK cropland experimental site using the DailyDayCent model. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v.99, p. 119-133, 2014.

FLEMING, E. L. et al. A model study of the impact of source gas changes on the stratosphere for 1850-2100. **Atmospheric Chemistry and Physics**. v.11, p. 8515-8541, 2011.

GREGORUTTI, V. C.; CAVIGLIA, O. P. Nitrous oxide emissions and nitrogen use efficiency of manure and digestates applied to spring barley. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v.246, p. 234-242, 2017.

GROSSEL, A. et al. Simulating the spatial variability of nitrous oxide emission from cropped soils at the within-field scale using the NOE model. **Ecological Modelling**. v.288, p. 155-165, 2014.

HARTER, J. et al. Soil biochar amendment shapes the composition of N₂O reducing microbial communities. **Science of the Total Environment**. v.562, p. 379-390, 2016.

HARTMAN, M. D. et al. **The Daily Century Ecosystem, Soil Organic Matter, Nutrient Cycling, Nitrogen Trace Gas, and Methane Model**. User Manual, Scientific Basis, and Technical Documentation. 153p. 2016.

HARTMAN, M. D. et al. Impact of historical land use changes on greenhouse gas exchange in the U.S. Great Plains, 1883-2003. **Ecological Applications**. v.21, p. 1105-1119, 2011.

HAYAKAWA, A. et al. N₂O and NO emissions from an Andisol field as influenced by pelleted poultry manure. **Soil Biology & Biochemistry**. v.41, p. 521-529, 2009.

HILL, M. J. Generating generic response signals for scenario calculation of management effects on carbon sequestration in agriculture: approximation of main effects using CENTURY. **Environmental Modelling & Software**. v.18, p. 899-913, 2003.

HUANG, Y. et al. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. **Soil Biology & Biochemistry**. v.36, p. 973-981, 2004.

HUGGINS, D. R. et al. Soil organic C in the tallgrass prairie-derived region of the corn belt: effects of long-term crop management. **Soil & Tillage Research**. v.47, p. 219-234, 1998.

INSELSBACHER, E. et al. Greenhouse gas fluxes respond to different N fertilizer types due to altered plant-soil-microbe interactions. **Plant and Soil**. v.343, p. 17-35, 2011.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Working group II contribution to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Technical Report. Cambridge University Press, Cambridge, UK/New York, USA. 2014.

JANZEN, H. H. Carbon cycling in earth systems: a soil science perspective. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.104, p. 399-417, 2004.

JARECKI, M. K. et al. Comparison of DAYCENT-simulated and measured nitrous oxide emissions from a corn field. **Journal of Environmental Quality**. v.37, p. 1685-1690, 2008.

JOHNSON, J. M. F. et al. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agriculture in the central USA. **Soil & Tillage Research**. v.83, p. 73-94, 2005.

KAMEWADA, K. Vertical distribution of denitrification activity in an Andisol upland field and its relationship with dissolved organic carbon: effect of long-term organic matter application. **Soil Science and Plant Nutrition**. v.53, p. 401-412, 2007.

KEATING, B. A., et al. **An Overview of APSIM, a Model Designed for Farming Systems Simulation**, 2nd International Symposium on Modeling Cropping Systems. Elsevier Science Bv, Florence, Italy, p. 267-288, 2001.

KELLY, R. H. et al. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the Century model. **Geoderma**. v.81, p. 75-90, 1997.

KESSAVALOU, A. et al. Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod winter wheat-fallow tillage management. **Journal of Environmental Quality**. v.27, p. 1094-1104, 1998.

KRAVCHENKO, A. N.; ROBERTSON, G. P. Whole-profile soil carbon stocks: the danger of assuming too much from analyses of too little. **Soil Science Society of America Journal**. v.75, p. 235-240, 2011.

LAI, L. et al. Modeling the impacts of temperature and precipitation changes on soil CO₂ fluxes from a Switchgrass stand recently converted from cropland. **Journal of Environmental Sciences**. v.43, p. 15-25, 2015.

LAL, R. Managing soils and ecosystems for mitigating anthropogenic carbon emissions and advancing global food security. **BioScience**, v.60, p. 708-721, 2010.

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

LAL, R. Soil carbon stocks under present and future climate with specific reference to European ecoregions. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.81, p. 113-127, 2007.

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

LAL, R. et al. **Global climate change and tropical ecosystems**, 1st edn. CRC Press, Boca Raton, FL. 2000.

LEITE, L. F. C. et al. Simulating trends in soil organic carbon of an Acrisol under no-tillage and disc-plow systems using the Century model. **Geoderma**. v.120, p. 283-295, 2004.

LI, X. et al. Decadal-scale dynamics of water, carbon and nitrogen in a California chaparral ecosystem: DAYCENT modeling results. **Biogeochemistry**. v.77, p. 217-245, 2006.

LI, C. et al. A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: 1. Model development. **Journal of Geophysical Research**, v.105, p. 4369-4384, 2000.

LIEBIG, M. A. et al. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agricultural practices in northwestern USA and western Canada. **Soil and Tillage Research**, v.83, p. 25-52, 2005.

LOPEZ-FERNANDEZ, S. et al. Effects of fertiliser type and the presence or absence of plants on nitrous oxide emissions from irrigated soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v.78, p. 279-289, 2007.

LOPES, F. et al. Dynamics simulation of soil carbon in a small rural watershed by Century model. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**. v.43, p. 745-753, 2008.

LUGATO, E. et al. A new baseline of organic carbon stock in European agricultural soils using a modelling approach. **Global Change Biology**. v.20, p. 313-326, 2014.

LUGATO, E.; BERTI, A. Potential carbon sequestration in a cultivated soil under different climate change scenarios: a modelling approach for evaluating promising management practices in north-east Italy. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v.128, p. 97-103, 2008.

LUGATO, E.; K. PAUSTIAN, and L. Giardini. Modelling soil organic carbon dynamics in two long-term experiments of north-eastern Italy. **Agriculture Ecosystems & Environment**. v.120, p.423-432, 2007.

MAILLARD, E.; ANGERS, D. A. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. **Global Change Biology**. v.20, p. 666-679, 2014.

MEIJIDE, A. et al. Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate. **Agriculture Ecosystems & Environment**. v.121, p. 383-394, 2007.

METHERELL, A. K. et al. **CENTURY Soil Organic Matter Model Environment, Technical documentation, Agroecosystem Version 4.0**. USDA - ARS, Fort Collins, CO. 1993.

MIGLIORATI, M. A. et al. Legumes or nitrification inhibitors to reduce N₂O emissions from subtropical cereal cropping systems in Oxisols? **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v.213, p. 228-240, 2015.

MILLAR, N.; BAGGS, E. M. Chemical composition, or quality, of agroforestry residues influences N₂O emissions after their addition to soil. **Soil Biology & Biochemistry**. v.36, p. 935-943, 2004.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO (MCTI). **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. 2016. Disponível em: <<http://documents/1686653/1706227/EstimativaDeGases.pdf>> Acesso em 09 de maio de 2017.

MOSIER, A. R. Chamber and isotope techniques. In. ANDRADE, M.M.; SCHIMEL, D.S. (Eds.). Exchange of traces gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere: **Report of the Dahlem Workshop**. Berlin: Wiley, p. 175-187, 1989.

MOSIER, A. R. et al. Managing soil denitrification. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.57, p. 505-513, 2002.

MOSIER, A. et al. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. **Environment, Development and Sustainability**, v.6, p. 11-49, 2004.

NASCENTE, A. S.; CRUSCIOL, C. A. C. Cover crops and herbicide timing management on soybean yield under no-tillage system. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.47, p. 187-192, 2012.

NECPÁLOVÁ, M. et al. Understanding the DayCent model: Calibration, sensitivity, and identifiability through inverse modeling. **Environmental Modelling & Software**. v.66, p. 110-130, 2015.

- OGLE, S. M. et al. No-till management impacts on crop productivity, carbon input and soil carbon sequestration. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v.149, p. 37-49, 2012.
- OGLE, S. M. et al. Scale and uncertainty in modeled soil organic carbon stock changes for US croplands using a process-based model. **Global Change Biology**. v.16, p. 810-822, 2010.
- OGLE, S. M. et al. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. **Biogeochemistry**. v.72, p. 87-121, 2005.
- OWEN, J. J. et al. Long-term impacts of manure amendments on carbon and greenhouse gas dynamics of rangelands. **Global Change Biology**. v.21, p. 4533-4547, 2015.
- PANETTIERI, M. et al. Moldboard plowing effects on soil aggregation and soil organic matter quality assessed by ^{13}C CPMAS NMR and biochemical analyses. **Agriculture, Ecosystem & Environment**. v.177, p. 48-57, 2013.
- PARTON, W. J. et al. Generalized model for NO_x and N_2O emissions from soils. **Journal of Geophysical Research**. v.106, p. 17403-17419, 2001.
- PARTON, W. J. et al. DAYCENT: Its land surface submodel-description and testing. **Global and Planetary Change**. v.19, p. 35-48, 1998.
- PARTON, W. J. et al. Generalized model for N_2 and N_2O production from nitrification and denitrification. **Global Biogeochemical Cycles**. v.10, p. 401-412, 1996.
- PARTON, W. J. et al. A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management. In: BRYANT, R. B.; ARNOLD, R. W. (Eds.), Quantitative Modeling of Soil Forming Processes. **Soil Science Society of America**, Madison, USA, p. 147-167, 1994.
- PAUSTIAN, K.; PARTON, W. J.; PERSSON, J. Modeling soil organic matter in organic-amended and nitrogen-fertilized long-term plots. **Soil Science Society of America Journal**. v.56, p. 476-488, 1992.
- PAUSTIAN, K. et al. Modelling climate, CO_2 and management impacts on soil carbon in semi-arid agroecosystems. **Plant and Soil**. v.187, p. 351-365, 1996.
- PAUSTIAN, K. et al. Agricultural soil as a C sink to offset CO_2 emissions. **Soil Use Manage**. v.13, p. 230-244, 1997.
- PAUSTIAN, K. et al. Management options for reducing CO_2 emissions from agricultural soils. **Biogeochemistry**. v.48, p. 147-163, 2000.
- PAUL, B. K. et al. Medium-term impact of tillage and residue management on soil aggregate stability, soil carbon and crop productivity. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.164, p.14-22, 2013.

PELSTER, D. E. et al. Nitrous Oxide Emissions Respond Differently to Mineral and Organic Nitrogen Sources in Contrasting Soil Types. **Journal of Environmental Quality**. v.41, p. 427-435, 2012.

PELSTER, D. E. et al. Nitrogen fertilization but not soil tillage affects nitrous oxide emissions from a clay loam soil under a maize-soybean rotation. **Soil & Tillage Research**. v.115-116, p. 16-26, 2011.

PILECCO, G. E. **Emissão de óxido nitroso e produtividade do girassol sob diferentes fontes de adubação nitrogenada**. 2013. 60p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2013.

PINHEIRO, E. F. M. et al. Tillage systems effects on soil carbon stock and physical fractions of soil organic matter. **Agricultural Systems**. v.132, p.35-39, 2015.

POST, W. M.; KWON, K. C. Soil carbon sequestration and land-use: processes and potential. **Global Change Biology**. v.6, p. 317-327, 2000.

RAFIQUE, R. et al. An algorithmic calibration approach to identify globally optimal parameters for constraining the DayCent model. **Ecological Modelling**. v.297, p. 196-200, 2015.

RAFIQUE, R. et al. Estimation of greenhouse gases (N₂O, CH₄ and CO₂) from no-till cropland under increased temperature and altered precipitation regime: a DAYCENT model approach. **Global and Planetary Change**. v.118, p. 106-114, 2014.

RAFIQUE, R. et al. Nitrous Oxide Emissions from Cropland: a Procedure for Calibrating the DayCent Biogeochemical Model Using Inverse Modelling. **Water, Air & Soil Pollution**. v.224, p. 1-15, 2013.

RAFIQUE, R. et al. Nitrous oxide emission from grassland under different management systems. **Ecosystems**. v.14, p. 563-582, 2011.

RAVISHANKARA, A. R. et al. Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. **Science**. v.326, p. 123-125, 2009.

REICOSKY, D. C.; ARCHER, D. W. Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide release. **Soil & Tillage Research**. v.94, p. 109-121, 2007.

ROSENZWEIG, S. T. et al. Changes in soil properties, microbial biomass, and fluxes of C and N in soil following post-agricultural grassland restoration. **Applied Soil Ecology**. v.100, p. 186-194, 2016.

ROWLINGS, D. W. et al. Rainfall variability drives inter-annual variation in N₂O emissions from a humid, subtropical pasture. **Science of the Total Environment**. v.512, p. 8-18, 2015.

RYALS, R.; SILVER, W. L. Effects of organic matter amendments on net primary productivity and greenhouse gas emissions in annual grassland ecosystems. **Ecological Applications**. v.23, p. 46-59, 2013.

RYALS, R. et al. Impacts of organic matter amendments on carbon and nitrogen dynamics in grassland soils. **Soil Biology & Biochemistry**. v.68, p. 52-61, 2014.

RYALS, R. et al. Long-term climate change mitigation potential with organic matter management on grasslands. **Ecological Applications**. v.25, p. 531-545, 2015.

SÁ, J. C. M. et al. Long-term tillage systems impacts on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. **Soil & Tillage Research**. v.136, p. 38-50, 2014.

SAGGAR, S. et al. Denitrification and $N_2O:N_2$ production in temperate grasslands: Processes, measurements, modelling and mitigating negative impacts. **Science of the Total Environment**. v.465, p. 173-195, 2013.

SAGGAR, S. et al. Nitrous oxide emission from temperate grasslands: process, measurements, modelling and mitigation. In: SHELDON, A.I.; BARNHART, E.P. (Eds.), **Nitrous oxide emissions research progress**. New York: Nova Science Publishers, p. 1-66, 2009.

SANSOULET, J. et al. Comparing the performance of the STICS, DNDC, and DayCent models for predicting N uptake and biomass of spring wheat in Eastern Canada. **Field Crops Research**. v.156, p. 135-150, 2014.

SANTOS, N.Z. et al. Forages, cover crops and related shoot and root additions in no-till rotations to C sequestration in a subtropical Ferralsol. **Soil & Tillage Research**. v.111, p. 208-218, 2011.

SAINJU, U. M. et al. Soil carbon and nitrogen sequestration as affected by long-term tillage, cropping systems, and nitrogen fertilizer sources. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v.127, p. 234-240, 2008.

SCHEER, C. et al. Modeling nitrous oxide emissions from irrigated agriculture: testing DayCent with high-frequency measurements. **Ecological Applications**. v.24, p. 528-538, 2014.

SCHENATO, R. B. **Simulação de fluxos de gases de efeito estufa em sistemas de manejo do solo no Sul do Brasil**. 2013. 126p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2013.

SCHIRMANN, J. **Balanco de carbono e emissão de gases de efeito estufa em campo nativo do bioma pampa**. 2016. 92p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2016.

SENAPATI, N., et al. Modelling nitrous oxide emissions from mown-grass and grain-cropping systems: Testing and sensitivity analysis of DailyDayCent using high frequency measurements. **Science of the Total Environment**. v.572, p. 955-977, 2016.

SENBAYRAM, M. et al. N₂O emission and the N₂O/(N₂O+N₂) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.147, p. 4-12, 2012.

SIQUEIRA NETO, M. et al. Rotação de culturas no sistema de plantio direto em Tibagi (PR). II – Emissões de CO₂ e N₂O. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p. 1023-1029, 2009.

SISTI, C. P. J. et al. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in Southern Brazil. **Soil Tillage & Resource**. v.76, p. 39-58, 2004.

SIX, J.; PAUSTIAN, K. Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool. **Soil Biology & Biochemistry**. v.68, p. A4-A9, 2014.

SNYDER, C. S. et al. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v.133, p. 247-266, 2009.

SOHI, S. P. Carbon storage with benefits. **Science**. v.338, p. 1034-1035, 2012.

SMITH, P. et al. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long term experiments. **Geoderma**. v.81, p. 153-225, 1997.

SMITH, W. N. et al. Evaluation of two process-based models to estimate soil N₂O emissions in Eastern Canada. **Canadian Journal of Soil Science**. v.88, p. 251-260, 2008.

SMITH, W. N. et al. Crop residue removal effects on soil carbon: Measured and inter-model comparisons. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v.161, p. 27-38, 2012.

SRIVASTAVA, P. et al. Soil carbon sequestration: an innovative strategy for reducing atmospheric carbon dioxide concentration. **Biodiversity and Conservation**. v.21, p. 1343-1358, 2012.

STIEGLMEIER, M. et al. Aerobic nitrous oxide production through N-nitrosating hybrid formation in ammonia-oxidizing archaea. **The ISME Journal**. v.8, p. 1135-1146, 2014.

SYAKILA, A.; KROEZE, C. The global nitrogen budget revisited. **Greenhouse Gas Measurement and Management**. v.1, p. 17-26, 2011.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

RODRIGUES, L. A. T. **Estoque de carbono no solo e em frações da matéria orgânica com o uso de dejetos e fertilizante mineral, a longo prazo sob plantio direto**. 2017, 47p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2017.

THANGARAJAN, R. et al. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. **Science of the Total Environment**. v.465, p. 72-96, 2013.

TORNQUIST, C. G.; MIELNICZUK, J.; CERRI, C. E. P. Modeling soil organic carbon dynamics in Oxisols of Ibiruba (Brazil) with the Century Model. **Soil & Tillage Research**. v.105, p. 33-43, 2009.

VAN DEN HEUVEL, R. et al. N₂O emission hotspots at different spatial scales and governing factors for small scale hotspots. **Science of the Total Environment**. v.407, p. 2325-2332, 2009.

VAN GROENIGEN, J. W. et al. Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. **Plant and Soil**. v.263, p. 101-111, 2004.

VAN GROENIGEN, J. W. et al. The soil N cycle: new insights and key challenges. **Soil**. v.1, p. 235-256, 2015.

VENTEREA, R. T. et al. Challenges and opportunities for mitigating nitrous oxide emissions from fertilized cropping systems. **Frontiers in Ecology and the Environment**. v.10, p. 562-570, 2012.

WEILER, D. A. et al. Crop Biomass, Soil Carbon and Nitrous Oxide as Affected by Management and Climate: A DayCent Application in Brazil. **Soil Science Society of American Journal**. v.81, p. 904-914, 2017.

WINK, C. **Dinâmica do carbono e nitrogênio em argissolos com plantação de *Eucalyptus* sp.** 2013, 212p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2013.

World Meteorological Organization. **The state of greenhouse gases in the atmosphere based on global observations through 2012**. WMO Greenhouse Gas Bulletin, v.9, p. 1-4, 2013.

World Meteorological Organization. **The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Observations through 2014**. WMO Greenhouse Gas Bulletin, 2015. Disponível em: <http://www.wmo.int/gaw/>. Acesso em 09 de junho de 2017.

WU, X.; ZHANG, A. Comparison of three models for simulating N₂O emissions from paddy fields under water-saving irrigation. **Atmospheric Environment**. v.98, p. 500-509, 2014.

ZHANG, Y. et al. Simulation of Nitrous Oxide Emissions and Estimation of Global Warming Potential in Turfgrass Systems Using the DAYCENT Model. **Journal of Environmental Quality**. v.42, p. 1100-1108, 2014.

ZHANG, J. et al. Heterotrophic nitrification of organic N and its contribution to nitrous oxide emissions in soils. **Soil Biology & Biochemistry**. v.84, p. 199-209, 2015.

ZHOU, M. H. et al. N₂O and CH₄ emissions, and NO₃⁻ leaching on a crop-yield basis from a subtropical rain-fed wheat-maize rotation in response to different types of nitrogen fertilizer. **Ecosystems**. v.17, p. 286-301, 2014.

ZHOU, M. et al. Sustaining crop productivity while reducing environmental nitrogen losses in the subtropical wheat-maize cropping systems: A comprehensive case study of nitrogen cycling and balance. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v.231, p. 1-14, 2016.

ZHOU, M. et al. Stimulation of N₂O emission by manure application to agricultural soils may largely offset carbon benefits: a global meta-analysis. **Global Change Biology**. 2017.

ZHU, T. et al. Effects of organic material amendment and water content on NO, N₂O, and N₂ emissions in a nitrate-rich vegetable soil. **Biology and Fertility of Soils**. v.49, p. 153-163, 2013.

ZHU, K. et al. Heterogeneity of O₂ dynamics in soil amended with animal manure and implications for greenhouse gas emissions. **Soil Biology & Biochemistry**. v.84, p. 96-106, 2015.

11 APÊNDICES

APÊNDICE A – Parâmetros das culturas do arquivo CROP .100.

RAPS Rapeseed	0.04000	VLOSSP	0.95000	PPDF(3)
0.760000 PRDX(1)	0.00000	FSDETH(1)	1.50000	PPDF(4)
15.00000 PPDF(1)	0.00000	FSDETH(2)	0.00000	BIOFLG
32.00000 PPDF(2)	0.00000	FSDETH(3)	1800.00000	BIOK5
0.70000 PPDF(3)	200.00000	FSDETH(4)	0.50000	PLTMRF
5.00000 PPDF(4)	0.12000	FALLRT	150.00000	FULCAN
0.00000 BIOFLG	0.40000	RDRJ	2	FRTCINDX
1800.00000 BIOK5	0.10000	RDRM	0.20000	FRTC(1)
0.40000 PLTMRF	0.14000	RDSRFC	0.15000	FRTC(2)
150.00000 FULCAN	2.00000	RTDTMP	50.00000	FRTC(3)
2	0.30000	CRPRTF(1)	0.20000	FRTC(4)
0.10000 FRTC(1)	0.00000	CRPRTF(2)	0.10000	FRTC(5)
0.15000 FRTC(2)	0.00000	CRPRTF(3)	0.30000	CFRTCN(1)
90.00000 FRTC(3)	0.05000	MRTFRAC	0.25000	CFRTCN(2)
0.15000 FRTC(4)	0.00000	SNFXMX(1)	0.30000	CFRTCW(1)
0.10000 FRTC(5)	-27.00000	DEL13C	0.25000	CFRTCW(2)
0.20000 CFRTCN(1)	1.30000	CO2IPR	500.00000	BIOMAX
0.10000 CFRTCN(2)	0.77000	CO2ITR	20.00000	PRAMN(1,1)
0.20000 CFRTCW(1)	1.00000	CO2ICE(1,1,1)	150.00000	PRAMN(2,1)
0.10000 CFRTCW(2)	1.00000	CO2ICE(1,1,2)	190.00000	PRAMN(3,1)
300.00000 BIOMAX	1.00000	CO2ICE(1,1,3)	40.00000	PRAMN(1,2)
25.00000 PRAMN(1,1)	1.30000	CO2ICE(1,2,1)	150.00000	PRAMN(2,2)
100.00000 PRAMN(2,1)	1.00000	CO2ICE(1,2,2)	150.00000	PRAMN(3,2)
100.00000 PRAMN(3,1)	1.00000	CO2ICE(1,2,3)	55.00000	PRAMX(1,1)
40.00000 PRAMN(1,2)	0.50000	CO2IRS	230.00000	PRAMX(2,1)
160.00000 PRAMN(2,2)	0.00000	CKMRSPMX(1)	230.00000	PRAMX(3,1)
200.00000 PRAMN(3,2)	0.00000	CKMRSPMX(2)	80.00000	PRAMX(1,2)
45.00000 PRAMX(1,1)	0.16000	CKMRSPMX(3)	230.00000	PRAMX(2,2)
200.00000 PRAMX(2,1)	0.00000	CMRSPNPP(1)	230.00000	PRAMX(3,2)
230.00000 PRAMX(3,1)	0.00000	CMRSPNPP(2)	45.00000	PRBMN(1,1)
100.00000 PRAMX(1,2)	1.25000	CMRSPNPP(3)	390.00000	PRBMN(2,1)
260.00000 PRAMX(2,2)	1.00000	CMRSPNPP(4)	340.00000	PRBMN(3,1)
270.00000 PRAMX(3,2)	4.00000	CMRSPNPP(5)	0.00000	PRBMN(1,2)
45.00000 PRBMN(1,1)	1.50000	CMRSPNPP(6)	0.00000	PRBMN(2,2)
390.00000 PRBMN(2,1)	0.23000	CGRESP(1)	0.00000	PRBMN(3,2)
340.00000 PRBMN(3,1)	0.23000	CGRESP(2)	60.00000	PRBMX(1,1)
0.00000 PRBMN(1,2)	0.23000	CGRESP(3)	420.00000	PRBMX(2,1)
0.00000 PRBMN(2,2)	0.25000	NO3PREF(1)	420.00000	PRBMX(3,1)
0.00000 PRBMN(3,2)	5	CLAYPG	0.00000	PRBMX(1,2)
60.00000 PRBMX(1,1)	0.50000	CMIX	0.00000	PRBMX(2,2)
420.00000 PRBMX(2,1)	10.00000	DDEMER	0.00000	PRBMX(3,2)
420.00000 PRBMX(3,1)	1300.00000	DDBASE	0.12000	FLIGNI(1,1)
0.00000 PRBMX(1,2)	4.00000	TMPKILL	0.60000	FLIGNI(2,1)
0.00000 PRBMX(2,2)	0.00000	BASETTEMP(1)	0.26000	FLIGNI(1,2)
0.00000 PRBMX(3,2)	30.00000	BASETTEMP(2)	-0.00150	FLIGNI(2,2)
0.15000 FLIGNI(1,1)	700.00000	MNDDHRV	0.26000	FLIGNI(1,3)
0.00000 FLIGNI(2,1)	800.00000	MXDDHRV	-0.00150	FLIGNI(2,3)
0.26000 FLIGNI(1,2)	120.00000	CURGDYS	0.44000	HIMAX
-0.00150 FLIGNI(2,2)	0.50000	CLSGRES	0.00000	HIWSF
0.00000 FLIGNI(1,3)	0.12000	CMXTURN	1.00000	HIMON(1)
0.28000 FLIGNI(2,3)	0.37800	WSCOEFF(1,1)	1.00000	HIMON(2)
0.37000 HIMAX	9.00000	WSCOEFF(1,2)	0.60000	EFRGRN(1)
0.00000 HIWSF	1.00000	NPP2CS(1)	0.60000	EFRGRN(2)
1.00000 HIMON(1)	0.15000	SFAVAIL(1)	0.60000	EFRGRN(3)
0.00000 HIMON(2)	SUNFL sunflower		0.04000	VLOSSP
0.85000 EFRGRN(1)	1.100000	PRDX(1)	0.00000	FSDETH(1)
0.60000 EFRGRN(2)	23.00000	PPDF(1)	0.00000	FSDETH(2)
0.60000 EFRGRN(3)	29.00000	PPDF(2)	0.00000	FSDETH(3)
			500.00000	FSDETH(4)

0.10000	FALLRT	0.30000	FRTC(1)	0.05000	MRTFRAC
0.40000	RDRJ	0.30000	FRTC(2)	0.00800	SNFXMX(1)
0.10000	RDRM	3.00000	FRTC(3)	-15.00000	DEL13C
0.14000	RDSRFC	0.20000	FRTC(4)	1.00000	CO2IPR
2.00000	RTDTMP	0.10000	FRTC(5)	0.77000	CO2ITR
0.30000	CRPRTF(1)	0.15000	CFRTCW(1)	1.00000	CO2ICE(1,1,1)
0.00000	CRPRTF(2)	0.10000	CFRTCW(2)	1.00000	CO2ICE(1,1,2)
0.00000	CRPRTF(3)	0.10000	CFRTCW(1)	1.00000	CO2ICE(1,1,3)
0.05000	MRTFRAC	0.05000	CFRTCW(2)	1.00000	CO2ICE(1,2,1)
0.00000	SNFXMX(1)	400.00000	BIOMAX	1.00000	CO2ICE(1,2,2)
-15.00000	DEL13C	30.00000	PRAMN(1,1)	1.00000	CO2ICE(1,2,3)
0.00000	CO2IPR	390.00000	PRAMN(2,1)	1.00000	CO2IRS
0.00000	CO2ITR	340.00000	PRAMN(3,1)	0.01525	CKMRSPMX(1)
1.00000	CO2ICE(1,1,1)	40.00000	PRAMN(1,2)	0.00300	CKMRSPMX(2)
1.00000	CO2ICE(1,1,2)	390.00000	PRAMN(2,2)	0.16000	CKMRSPMX(3)
1.00000	CO2ICE(1,1,3)	340.00000	PRAMN(3,2)	0.00000	CMRSPNPP(1)
1.00000	CO2ICE(1,2,1)	35.00000	PRAMX(1,1)	0.00000	CMRSPNPP(2)
1.00000	CO2ICE(1,2,2)	440.00000	PRAMX(2,1)	1.25000	CMRSPNPP(3)
1.00000	CO2ICE(1,2,3)	440.00000	PRAMX(3,1)	1.00000	CMRSPNPP(4)
1.00000	CO2IRS	80.00000	PRAMX(1,2)	4.00000	CMRSPNPP(5)
0.00000	CKMRSPMX(1)	440.00000	PRAMX(2,2)	1.50000	CMRSPNPP(6)
0.00000	CKMRSPMX(2)	440.00000	PRAMX(3,2)	0.23000	CGRESP(1)
0.16000	CKMRSPMX(3)	50.00000	PRBMN(1,1)	0.23000	CGRESP(2)
0.00000	CMRSPNPP(1)	390.00000	PRBMN(2,1)	0.23000	CGRESP(3)
0.00000	CMRSPNPP(2)	340.00000	PRBMN(3,1)	0.20000	NO3PREF(1)
1.25000	CMRSPNPP(3)	0.00000	PRBMN(1,2)	5	CLAYPG
1.00000	CMRSPNPP(4)	0.00000	PRBMN(2,2)	0.50000	CMIX
4.00000	CMRSPNPP(5)	0.00000	PRBMN(3,2)	10.00000	DDEMERG
1.50000	CMRSPNPP(6)	55.00000	PRBMX(1,1)	1500.00000	DDBASE
0.23000	CGRESP(1)	420.00000	PRBMX(2,1)	7.00000	TMPKILL
0.23000	CGRESP(2)	420.00000	PRBMX(3,1)	12.00000	BASETTEMP(1)
0.23000	CGRESP(3)	0.00000	PRBMX(1,2)	35.00000	BASETTEMP(2)
0.25000	NO3PREF(1)	0.00000	PRBMX(2,2)	100.00000	MNDDHRV
5	CLAYPG	0.00000	PRBMX(3,2)	300.00000	MXDDHRV
0.50000	CMIX	0.02000	FLIGNI(1,1)	120.00000	CURGDYS
8.00000	DDEMER	0.00120	FLIGNI(2,1)	0.50000	CLSGRES
1000.00000	DDBASE	0.26000	FLIGNI(1,2)	0.12000	CMXTURN
7.00000	TMPKILL	-0.00150	FLIGNI(2,2)	0.37800	
10.00000	BASETTEMP(1)	0.26000	FLIGNI(1,3)	WSCOEFF(1,1)	
30.00000	BASETTEMP(2)	-0.00150	FLIGNI(2,3)	9.00000	
600.00000	MNDDHRV	0.00000	HIMAX	WSCOEFF(1,2)	
700.00000	MXDDHRV	0.00000	HIWSF	1.00000	NPP2CS(1)
120.00000	CURGDYS	0.00000	HIMON(1)	0.50000	SFAVAIL(1)
0.50000	CLSGRES	0.00000	HIMON(2)	OATS Avena	
0.12000	CMXTURN	0.50000	EFRGRN(1)	0.50000	PRDX(1)
0.37800	WSCOEFF(1,1)	0.00000	EFRGRN(2)	18.00000	PPDF(1)
9.00000	WSCOEFF(1,2)	0.00000	EFRGRN(3)	35.00000	PPDF(2)
0.50000	NPP2CS(1)	0.04000	VLOSSP	0.50000	PPDF(3)
0.15000	SFAVAIL(1)	0.20000	FSDETH(1)	5.00000	PPDF(4)
CNSM Grasslands		0.95000	FSDETH(2)	0.00000	BIOFLG
0.35000	PRDX(1)	0.20000	FSDETH(3)	1800.00000	BIOK5
27.00000	PPDF(1)	150.00000	FSDETH(4)	0.40000	PLTMRF
45.00000	PPDF(2)	0.15000	FALLRT	150.00000	FULCAN
1.00000	PPDF(3)	0.40000	RDRJ	2	FRTCINDX
3.00000	PPDF(4)	0.30000	RDRM	0.45000	FRTC(1)
0.00000	BIOFLG	0.14000	RDSRFC	0.35000	FRTC(2)
60.00000	BIOK5	2.00000	RTDTMP	60.00000	FRTC(3)
1.00000	PLTMRF	0.50000	CRPRTF(1)	0.20000	FRTC(4)
100.00000	FULCAN	0.00000	CRPRTF(2)	0.10000	FRTC(5)
1	FRTCINDX	0.00000	CRPRTF(3)	0.20000	CFRTCW(1)

0.15000	CFRTC(2)	1.00000	CO2ICE(1,1,2)	150.0	'PRAMN(2,1)'
0.30000	CFRTCW(1)	1.00000	CO2ICE(1,1,3)	190.0	'PRAMN(3,1)'
0.15000	CFRTCW(2)	1.30000	CO2ICE(1,2,1)	62.5	'PRAMN(1,2)'
400.00000	BIOMAX	1.00000	CO2ICE(1,2,2)	150.0	'PRAMN(2,2)'
12.00000	PRAMN(1,1)	1.00000	CO2ICE(1,2,3)	150.0	'PRAMN(3,2)'
100.00000	PRAMN(2,1)	1.00000	CO2IRS	40.0	'PRAMX(1,1)'
100.00000	PRAMN(3,1)	0.01525	CKMRSPMX(1)	230.0	'PRAMX(2,1)'
40.00000	PRAMN(1,2)	0.38000	CKMRSPMX(2)	230.0	'PRAMX(3,1)'
160.00000	PRAMN(2,2)	0.16000	CKMRSPMX(3)	125.0	'PRAMX(1,2)'
200.00000	PRAMN(3,2)	0.00000	CMRSPNPP(1)	230.0	'PRAMX(2,2)'
25.00000	PRAMX(1,1)	0.00000	CMRSPNPP(2)	230.0	'PRAMX(3,2)'
200.00000	PRAMX(2,1)	1.25000	CMRSPNPP(3)	45.0	'PRBMN(1,1)'
230.00000	PRAMX(3,1)	1.00000	CMRSPNPP(4)	390.0	'PRBMN(2,1)'
100.00000	PRAMX(1,2)	4.00000	CMRSPNPP(5)	340.0	'PRBMN(3,1)'
260.00000	PRAMX(2,2)	1.50000	CMRSPNPP(6)	0.0	'PRBMN(1,2)'
270.00000	PRAMX(3,2)	0.25000	CGRESP(1)	0.0	'PRBMN(2,2)'
45.00000	PRBMN(1,1)	0.25000	CGRESP(2)	0.0	'PRBMN(3,2)'
390.00000	PRBMN(2,1)	0.29000	CGRESP(3)	60.0	'PRBMX(1,1)'
340.00000	PRBMN(3,1)	0.25000	NO3PREF(1)	420.0	'PRBMX(2,1)'
0.00000	PRBMN(1,2)	5	CLAYPG	420.0	'PRBMX(3,1)'
0.00000	PRBMN(2,2)	0.50000	CMIX	0.0	'PRBMX(1,2)'
0.00000	PRBMN(3,2)	7.00000	DDEMER	0.0	'PRBMX(2,2)'
60.00000	PRBMX(1,1)	1400.00000	DDBASE	0.0	'PRBMX(3,2)'
420.00000	PRBMX(2,1)	-5.00000	TMPKILL	0.12	'FLIGNI(1,1)'
420.00000	PRBMX(3,1)	5.00000	BASETEMP(1)	0.0	'FLIGNI(2,1)'
0.00000	PRBMX(1,2)	27.00000	BASETEMP(2)	0.06	'FLIGNI(1,2)'
0.00000	PRBMX(2,2)	400.00000	MNDDHRV	0.0	'FLIGNI(2,2)'
0.00000	PRBMX(3,2)	500.00000	MXDDHRV	0.00	'FLIGNI(1,3)'
0.16000	FLIGNI(1,1)	150.00000	CURGDYS	0.0	'FLIGNI(2,3)'
0.00000	FLIGNI(2,1)	0.50000	CLSGRES	0.47	'HIMAX'
0.07000	FLIGNI(1,2)	0.12000	CMXTURN	0.5	'HIWSF'
0.00000	FLIGNI(2,2)	0.37800		1.0	'HIMON(1)'
0.07000	FLIGNI(1,3)	WSCOEFF(1,1)		0.0	'HIMON(2)'
0.00000	FLIGNI(2,3)	9.00000		0.75	'EFRGRN(1)'
0.40000	HIMAX	WSCOEFF(1,2)		0.6	'EFRGRN(2)'
0.25000	HIWSF	1.00000	NPP2CS(1)	0.6	'EFRGRN(3)'
1.00000	HIMON(1)	0.50000	SFAVAIL(1)	0.04	'VLOSSP'
0.00000	HIMON(2)	CORN	corn-highest-	0.0	'FSDETH(1)'
0.85000	EFRGRN(1)	yield		0.0	'FSDETH(2)'
0.60000	EFRGRN(2)	1.10000	'PRDX(1)'	0.0	'FSDETH(3)'
0.60000	EFRGRN(3)	26.0	'PPDF(1)'	500.0	'FSDETH(4)'
0.04000	VLOSSP	45.0	'PPDF(2)'	0.1	'FALLRT'
0.00000	FSDETH(1)	1.0	'PPDF(3)'	0.40000	'RDRJ'
0.00000	FSDETH(2)	2.5	'PPDF(4)'	0.12000	'RDRM'
0.00000	FSDETH(3)	0.0	'BIOFLG'	0.05000	'RDSRFC'
200.00000	FSDETH(4)	1800.0	'BIOK5'	2.0	'RTDTMP'
0.12000	FALLRT	0.5	'PLTMRF'	0.0	'CRPRTF(1)'
0.05000	RDRJ	150.0	'FULCAN'	0.0	'CRPRTF(2)'
0.10000	RDRM	5.00000	'FRTCINDX'	0.0	'CRPRTF(3)'
0.14000	RDSRFC	0.5	'FRTC(1)'	0.05000	'MRTFRAC'
2.00000	RTDTMP	0.05	'FRTC(2)'	0.0	'SNFXMX(1)'
0.00000	CRPRTF(1)	30.0	'FRTC(3)'	-15.0	'DEL13C'
0.00000	CRPRTF(2)	0.20	'FRTC(4)'	1.0	'CO2IPR(1)'
0.00000	CRPRTF(3)	0.10	'FRTC(5)'	0.77	'CO2ITR(1)'
0.05000	MRTFRAC	0.1	'CFRTC(1)'	1.0	'CO2ICE(1,1,1)'
0.00000	SNFXMX(1)	0.1	'CFRTC(2)'	1.0	'CO2ICE(1,1,2)'
-27.00000	DEL13C	0.1	'CFRTCW(1)'	1.0	'CO2ICE(1,1,3)'
1.30000	CO2IPR	0.1	'CFRTCW(2)'	1.0	'CO2ICE(1,2,1)'
0.77000	CO2ITR	700.0	'BIOMAX'	1.0	'CO2ICE(1,2,2)'
1.00000	CO2ICE(1,1,1)	20.0	'PRAMN(1,1)'	1.0	'CO2ICE(1,2,3)'

1.0	'CO2IRS(1)'	40.0	'PRAMX(1,2)'	4.00000	'CMRSPNPP(5)'
0.01525	'CKMRSPMX(1)'	230.0	'PRAMX(2,2)'	2.50000	'CMRSPNPP(6)'
0.30000	'CKMRSPMX(2)'	230.0	'PRAMX(3,2)'	0.23000	'CGRESP(1)'
0.16000	'CKMRSPMX(3)'	24.0	'PRBMN(1,1)'	0.23000	'CGRESP(2)'
0.00000	'CMRSPNPP(1)'	390.0	'PRBMN(2,1)'	0.23000	'CGRESP(3)'
0.00000	'CMRSPNPP(2)'	340.0	'PRBMN(3,1)'	0.25000	'NO3PREF(1)'
1.25000	'CMRSPNPP(3)'	0.0	'PRBMN(1,2)'	3.00000	'CLAYPG'
1.00000	'CMRSPNPP(4)'	0.0	'PRBMN(2,2)'	0.50000	'CMIX'
4.00000	'CMRSPNPP(5)'	0.0	'PRBMN(3,2)'	70.0000	'DDEMERG'
2.50000	'CMRSPNPP(6)'	28.0	'PRBMX(1,1)'	1100.00	'DDBASE'
0.23000	'CGRESP(1)'	420.0	'PRBMX(2,1)'	0.00000	'TMPKILL'
0.23000	'CGRESP(2)'	420.0	'PRBMX(3,1)'	10.0000	'BASETEMP(1)'
0.23000	'CGRESP(3)'	0.0	'PRBMX(1,2)'	30.0000	'BASETEMP(2)'
0.25000	'NO3PREF(1)'	0.0	'PRBMX(2,2)'	500.000	'MNDDHRV'
5.00000	'CLAYPG'	0.0	'PRBMX(3,2)'	600.000	'MXDDHRV'
0.50000	'CMIX'	0.12	'FLIGNI(1,1)'	120.0	'CURGDYS'
100.000	'DDEMERG'	0.0	'FLIGNI(2,1)'	0.5	'CLSGRES'
1000.00	'DDBASE'	0.06	'FLIGNI(1,2)'	0.12	'CMXTURN'
0.00000	'TMPKILL'	0.0	'FLIGNI(2,2)'	0.378	'WSCOEFF(1,1)'
10.0000	'BASETEMP(1)'	0.00	'FLIGNI(1,3)'	9.0	'WSCOEFF(1,2)'
30.0000	'BASETEMP(2)'	0.0	'FLIGNI(2,3)'	1.0	'NPP2CS(1)'
700.000	'MNDDHRV'	0.47	'HIMAX'	0.15	'SFAVAIL(1)'
800.000	'MXDDHRV'	0.40	'HIWSF'		
120.0	'CURGDYS'	1.0	'HIMON(1)'	E Weeds	
0.5	'CLSGRES'	0.0	'HIMON(2)'	0.800000	'PRDX(1)'
0.12	'CMXTURN'	0.67	'EFRGRN(1)'	27.0	'PPDF(1)'
0.378	'WSCOEFF(1,1)'	0.6	'EFRGRN(2)'	45.0	'PPDF(2)'
9.0	'WSCOEFF(1,2)'	0.6	'EFRGRN(3)'	1.0	'PPDF(3)'
1.0	'NPP2CS(1)'	0.04	'VLOSSP'	3.0	'PPDF(4)'
0.15	'SFAVAIL(1)'	0.0	'FSDETH(1)'	0.0	'BIOFLG'
SYBN Soybeans		0.0	'FSDETH(2)'	1800.0	'BIOK5'
0.55000	'PRDX(1)'	0.0	'FSDETH(3)'	0.2	'PLTMRF'
30.0	'PPDF(1)'	500.0	'FSDETH(4)'	100.0	'FULCAN'
45.0	'PPDF(2)'	0.1	'FALLRT'	5.00000	'FRTCINDX'
2.0	'PPDF(3)'	0.40000	'RDRJ'	0.75	'FRTC(1)'
2.8	'PPDF(4)'	0.12000	'RDRM'	0.35	'FRTC(2)'
0.0	'BIOFLG'	0.05000	'RDSRFC'	30.0	'FRTC(3)'
1800.0	'BIOK5'	2.0	'RTDTMP'	0.20000	'FRTC(4)'
0.5	'PLTMRF'	0.0	'CRPTF(1)'	0.1	'FRTC(5)'
150.0	'FULCAN'	0.0	'CRPRTF(2)'	0.4	'CFRTC(1)'
2.00000	'FRTCINDX'	0.0	'CRPRTF(3)'	0.25	'CFRTC(2)'
0.4	'FRTC(1)'	0.05000	'MRTFRAC'	0.75	'CFRTCW(1)'
0.1	'FRTC(2)'	0.0385	'SNFXMX(1)'	0.35	'CFRTCW(2)'
90.0	'FRTC(3)'	-27.0	'DEL13C'	400.0	'BIOMAX'
0.20000	'FRTC(4)'	1.3	'CO2IPR(1)'	40.0	'PRAMN(1,1)'
0.1	'FRTC(5)'	0.77	'CO2ITR(1)'	390.0	'PRAMN(2,1)'
0.4	'CFRTC(1)'	1.0	'CO2ICE(1,1,1)'	340.0	'PRAMN(3,1)'
0.25	'CFRTC(2)'	1.0	'CO2ICE(1,1,2)'	90.0	'PRAMN(1,2)'
0.5	'CFRTCW(1)'	1.0	'CO2ICE(1,1,3)'	390.0	'PRAMN(2,2)'
0.1	'CFRTCW(2)'	1.3	'CO2ICE(1,2,1)'	340.0	'PRAMN(3,2)'
800.0	'BIOMAX'	1.0	'CO2ICE(1,2,2)'	35.0	'PRAMX(1,1)'
20.00	'PRAMN(1,1)'	1.0	'CO2ICE(1,2,3)'	440.0	'PRAMX(2,1)'
150.0	'PRAMN(2,1)'	1.0	'CO2IRS(1)'	440.0	'PRAMX(3,1)'
190.0	'PRAMN(3,1)'	0.01525	'CKMRSPMX(1)'	95.0	'PRAMX(1,2)'
30.0	'PRAMN(1,2)'	0.30000	'CKMRSPMX(2)'	440.0	'PRAMX(2,2)'
150.0	'PRAMN(2,2)'	0.16000	'CKMRSPMX(3)'	440.0	'PRAMX(3,2)'
150.0	'PRAMN(3,2)'	0.00000	'CMRSPNPP(1)'	50.0	'PRBMN(1,1)'
10.0	'PRAMX(1,1)'	0.00000	'CMRSPNPP(2)'	390.0	'PRBMN(2,1)'
230.0	'PRAMX(2,1)'	1.25000	'CMRSPNPP(3)'	340.0	'PRBMN(3,1)'
230.0	'PRAMX(3,1)'	1.00000	'CMRSPNPP(4)'	0.0	'PRBMN(1,2)'
				0.0	'PRBMN(2,2)'

0.0	'PRBMN(3,2)'	0.18	'FALLRT'	1.25000	'CMRSPNPP(3)'
55.0	'PRBMX(1,1)'	0.40000	'RDRJ'	1.00000	'CMRSPNPP(4)'
420.0	'PRBMX(2,1)'	0.12000	'RDRM'	4.00000	'CMRSPNPP(5)'
420.0	'PRBMX(3,1)'	0.05000	'RDSRFC'	2.50000	'CMRSPNPP(6)'
0.0	'PRBMX(1,2)'	2.0	'RTDTMP'	0.23000	'CGRESP(1)'
0.0	'PRBMX(2,2)'	0.0	'CRPRTF(1)'	0.23000	'CGRESP(2)'
0.0	'PRBMX(3,2)'	0.0	'CRPRTF(2)'	0.23000	'CGRESP(3)'
0.10	'FLIGNI(1,1)'	0.0	'CRPRTF(3)'	0.25000	'NO3PREF(1)'
0.0	'FLIGNI(2,1)'	0.05000	'MRTFRAC'	3.00000	'CLAYPG'
0.06	'FLIGNI(1,2)'	0.0	'SNFXMX(1)'	0.50000	'CMIX'
0.1	'FLIGNI(2,2)'	-18.0	'DEL13C'	20.0000	'DDEMERG'
0.06	'FLIGNI(1,3)'	1.075	'CO2IPR(1)'	800.000	'DDBASE'
0.1	'FLIGNI(2,3)'	0.77	'CO2ITR(1)'	7.00000	'TMPKILL'
0.05	'HIMAX'	1.0	'CO2ICE(1,1,1)'	10.0000	'BASETEMP(1)'
0.0	'HIWSF'	1.0	'CO2ICE(1,1,2)'	30.0000	'BASETEMP(2)'
2.0	'HIMON(1)'	1.0	'CO2ICE(1,1,3)'	500.000	'MNDDHRV'
1.0	'HIMON(2)'	1.075	'CO2ICE(1,2,1)'	600.000	'MXDDHRV'
0.0	'EFRGRN(1)'	1.0	'CO2ICE(1,2,2)'	120.0	'CURGDYS'
0.0	'EFRGRN(2)'	1.0	'CO2ICE(1,2,3)'	0.5	'CLSGRES'
0.0	'EFRGRN(3)'	1.0	'CO2IRS(1)'	0.5	'CMXTURN'
0.15	'VLOSSP'	0.01525	'CKMRSPMX(1)'	0.378	'WSCOEFF(1,1)'
0.2	'FSDETH(1)'	0.30000	'CKMRSPMX(2)'	9.0	'WSCOEFF(1,2)'
0.95	'FSDETH(2)'	0.16000	'CKMRSPMX(3)'	1.0	'NPP2CS(1)'
0.2	'FSDETH(3)'	0.00000	'CMRSPNPP(1)'	0.15	'SFAVAIL(1)'
150.0	'FSDETH(4)'	0.00000	'CMRSPNPP(2)'		

APÊNDICE B – Estrutura do arquivo ICSITE.100.

X Archived site file record.	3.31088	PRCSKW(6)	*** Site and control
ID=9	3.40235	PRCSKW(7)	parameters
*** Climate parameters	3.26531	PRCSKW(8)	0.00000 IVAUTO
11.72333 PRECIP(1)	5.51339	PRCSKW(9)	1.00000 NELEM
13.56667 PRECIP(2)	2.75588	PRCSKW(10)	-29.42000 SITLAT
12.72000 PRECIP(3)	4.90973	PRCSKW(11)	-53.42000 SITLNG
15.34667 PRECIP(4)	2.38349	PRCSKW(12)	0.51500 SAND
8.72333 PRECIP(5)	19.72688	TMN2M(1)	0.27786 SILT
6.80000 PRECIP(6)	20.36235	TMN2M(2)	0.20714 CLAY
11.85333 PRECIP(7)	17.13548	TMN2M(3)	0.00000 ROCK
12.20333 PRECIP(8)	14.26778	TMN2M(4)	1.59000 BULKD
10.77333 PRECIP(9)	11.46667	TMN2M(5)	9 NLAYER
19.29000 PRECIP(10)	9.44778	TMN2M(6)	4 NLAYPG
14.27000 PRECIP(11)	8.32043	TMN2M(7)	0.90000 DRAIN
15.42667 PRECIP(12)	11.17204	TMN2M(8)	0.80000 BASEF
1.07961 PRCSTD(1)	12.27111	TMN2M(9)	0.00000 STORMF
1.15068 PRCSTD(2)	15.10968	TMN2M(10)	8.00000 PRECRO
1.22450 PRCSTD(3)	17.14222	TMN2M(11)	0.15000 FRACRO
1.42020 PRCSTD(4)	18.98925	TMN2M(12)	0 SWFLAG
0.99364 PRCSTD(5)	31.90322	TMX2M(1)	0.15000 AWILT(1)
0.60603 PRCSTD(6)	31.01882	TMX2M(2)	0.15000 AWILT(2)
1.00216 PRCSTD(7)	28.59785	TMX2M(3)	0.19600 AWILT(3)
0.90803 PRCSTD(8)	26.14667	TMX2M(4)	0.11500 AWILT(4)
1.17206 PRCSTD(9)	22.58064	TMX2M(5)	0.11500 AWILT(5)
1.46363 PRCSTD(10)	19.34667	TMX2M(6)	0.08900 AWILT(6)
1.56402 PRCSTD(11)	18.69247	TMX2M(7)	0.08900 AWILT(7)
1.04541 PRCSTD(12)	21.51828	TMX2M(8)	0.18000 AWILT(8)
3.41804 PRCSKW(1)	23.30000	TMX2M(9)	0.18000 AWILT(9)
2.87755 PRCSKW(2)	25.69032	TMX2M(10)	0.18000 AWILT(10)
3.97492 PRCSKW(3)	29.36667	TMX2M(11)	0.30500 AFIEL(1)
3.32666 PRCSKW(4)	31.18495	TMX2M(12)	0.30500 AFIEL(2)
5.03789 PRCSKW(5)			0.27000 AFIEL(3)

0.26400	AFIEL(4)	300.00000	RCELIT(1,3)	*** Mineral initial parameters	
0.26400	AFIEL(5)	66.00000	RCELIT(2,1)	0.13173	MINERL(1,1)
0.25000	AFIEL(6)	300.00000	RCELIT(2,2)	0.02336	MINERL(2,1)
0.25000	AFIEL(7)	300.00000	RCELIT(2,3)	0.01714	MINERL(3,1)
0.33400	AFIEL(8)	46.60287	AGLCIS(1)	0.01219	MINERL(4,1)
0.33400	AFIEL(9)	0.00000	AGLCIS(2)	0.02976	MINERL(5,1)
0.33400	AFIEL(10)	1.43806	AGLIVE(1)	0.04174	MINERL(6,1)
5.27000	PH	1.00000	AGLIVE(2)	0.02154	MINERL(7,1)
1.00000	PSLSRB	1.00000	AGLIVE(3)	0.02137	MINERL(8,1)
10.00000	SORPMX	0.01966	BGLCIS(1)	0.02126	MINERL(9,1)
*** External nutrient input parameters		0.00000	BGLCIS(2)	0.00505	MINERL(10,1)
		0.00033	BGLIVE(1)	0.00000	MINERL(1,2)
0.05000	EPNFA(1)	0.00000	BGLIVE(2)	0.00000	MINERL(2,2)
0.01000	EPNFA(2)	0.88652	BGLIVE(3)	0.00000	MINERL(3,2)
30.00000	EPNFS(1)	29.49374	STDCIS(1)	0.00000	MINERL(4,2)
0.025000	EPNFS(2)	0.00000	STDCIS(2)	0.00000	MINERL(5,2)
0.00000	SATMOS(1)	0.15596	STDEDE(1)	0.00000	MINERL(6,2)
0.00000	SATMOS(2)	0.00000	STDEDE(2)	0.00000	MINERL(7,2)
0.00000	SIRRI	0.00000	STDEDE(3)	0.00000	MINERL(8,2)
*** Organic matter initial values		*** Forest organic matter initial parameters		0.00000	MINERL(9,2)
				0.00000	MINERL(10,2)
27.98120	SOM1CI(1,1)	0.00000	RLVCIS(1)	0.00000	MINERL(1,3)
0.00000	SOM1CI(1,2)	0.00000	RLVCIS(2)	0.00000	MINERL(2,3)
18.35846	SOM1CI(2,1)	0.00000	RLEAVE(1)	0.00000	MINERL(3,3)
0.00000	SOM1CI(2,2)	0.00000	RLEAVE(2)	0.00000	MINERL(4,3)
106.05312	SOM2CI(1,1)	0.00000	RLEAVE(3)	0.00000	MINERL(5,3)
0.00000	SOM2CI(1,2)	0.00000	FBRCIS(1)	0.00000	MINERL(6,3)
1496.40002	SOM2CI(2,1)	0.00000	FBRCIS(2)	0.00000	MINERL(7,3)
0.00000	SOM2CI(2,2)	0.00000	FBRCHE(1)	0.00000	MINERL(8,3)
940.79126	SOM3CI(1)	0.00000	FBRCHE(2)	0.00000	MINERL(9,3)
0.00000	SOM3CI(2)	0.00000	FBRCHE(3)	0.00000	MINERL(10,3)
13.00000	RCES1(1,1)	0.00000	RLWCIS(1)	0.00000	PARENT(1)
50.00000	RCES1(1,2)	0.00000	RLWCIS(2)	0.00000	PARENT(2)
50.00000	RCES1(1,3)	0.00000	RLWODE(1)	0.00000	PARENT(3)
10.00000	RCES1(2,1)	0.00000	RLWODE(2)	0.00000	SECNDY(1)
50.00000	RCES1(2,2)	0.00000	RLWODE(3)	0.00000	SECNDY(2)
50.00000	RCES1(2,3)	0.00000	FRTCIS(1)	0.00000	SECNDY(3)
20.00000	RCES2(1,1)	0.00000	FRTCIS(2)	0.00000	OCCLUD
300.00000	RCES2(1,2)	0.00000	FROOTE(1)	*** water initial parameters	
200.00000	RCES2(1,3)	0.00000	FROOTE(2)	0.55784	RWCF(1)
18.00000	RCES2(2,1)	0.00000	FROOTE(3)	1.00001	RWCF(2)
117.00000	RCES2(2,2)	0.00000	CRTCIS(1)	0.99995	RWCF(3)
117.00000	RCES2(2,3)	0.00000	CRTCIS(2)	0.96139	RWCF(4)
7.00000	RCES3(1)	0.00000	CROOTE(1)	1.00392	RWCF(5)
62.00000	RCES3(2)	0.00000	CROOTE(2)	1.00000	RWCF(6)
62.00000	RCES3(3)	0.00000	CROOTE(3)	1.00000	RWCF(7)
100.00000	CLITTR(1,1)	0.00000	WD1CIS(1)	1.00000	RWCF(8)
0.00000	CLITTR(1,2)	0.00000	WD1CIS(2)	1.00003	RWCF(9)
100.00000	CLITTR(2,1)	0.00000	WD2CIS(1)	0.00000	RWCF(10)
0.00000	CLITTR(2,2)	0.00000	WD2CIS(2)	0.00000	SNLQ
88.00000	RCELIT(1,1)	0.00000	WD3CIS(1)	0.00000	SNOW
300.00000	RCELIT(1,2)	0.00000	WD3CIS(2)		

APÊNDICE C – Estrutura do arquivo SOIL.100 utilizado no experimento 1.

0.0	2.0	1.46	0.2830	0.1450	0.80	0.05	0.60	0.11	0.01	0.06	0.00038	5.90
2.0	5.0	1.46	0.2830	0.1450	0.20	0.10	0.60	0.11	0.01	0.05	0.00038	5.90
5.0	10.0	1.70	0.2800	0.1450	0.00	0.30	0.61	0.11	0.01	0.03	0.00038	5.90
10.0	20.0	1.74	0.3100	0.1450	0.00	0.20	0.61	0.12	0.01	0.00	0.00028	5.10
20.0	30.0	1.74	0.3100	0.1450	0.00	0.20	0.61	0.12	0.01	0.00	0.00028	5.10

30.0	45.0	1.67	0.2690	0.1490	0.00	0.10	0.62	0.08	0.01	0.00	0.00028	5.10
45.0	60.0	1.67	0.2690	0.1490	0.00	0.05	0.62	0.08	0.01	0.00	0.00028	5.10
60.0	75.0	1.51	0.3340	0.2000	0.00	0.00	0.42	0.31	0.01	0.00	0.00008	5.10
75.0	90.0	1.51	0.3340	0.2000	0.00	0.00	0.42	0.31	0.01	0.00	0.00008	5.10
90.0	105.0	1.51	0.3340	0.2000	0.00	0.00	0.42	0.31	0.01	0.00	0.00008	5.10
105.0	120.0	1.51	0.3340	0.2000	0.00	0.00	0.42	0.31	0.01	0.00	0.00008	5.10
120.0	150.0	1.51	0.3340	0.2000	0.00	0.00	0.42	0.31	0.01	0.00	0.00008	5.10
150.0	180.0	1.51	0.3340	0.2000	0.00	0.00	0.42	0.31	0.00	0.00	0.00008	5.10
180.0	210.0	1.50	0.3340	0.2000	0.00	0.00	0.42	0.31	0.00	0.00	0.00008	5.10

APÊNDICE D – Estrutura do arquivo SOIL.100 utilizado no experimento 2.

0.0	2.0	1.51	0.28300	0.14500	0.80	0.05	0.60	0.11	0.01	0.06	0.00038	5.90
2.0	5.0	1.51	0.28300	0.14500	0.20	0.10	0.60	0.11	0.01	0.05	0.00038	5.90
5.0	10.0	1.66	0.28300	0.14500	0.00	0.30	0.61	0.11	0.01	0.03	0.00038	5.90
10.0	20.0	1.73	0.31000	0.14500	0.00	0.20	0.61	0.12	0.01	0.00	0.00028	5.10
20.0	30.0	1.72	0.31000	0.14500	0.00	0.20	0.61	0.12	0.01	0.00	0.00028	5.10
30.0	45.0	1.70	0.26900	0.14900	0.00	0.10	0.62	0.08	0.01	0.00	0.00028	5.10
45.0	60.0	1.64	0.26900	0.14900	0.00	0.05	0.62	0.08	0.01	0.00	0.00028	5.10
60.0	75.0	1.70	0.33400	0.20000	0.00	0.00	0.42	0.31	0.01	0.00	0.00008	5.10
75.0	90.0	1.70	0.33400	0.20000	0.00	0.00	0.42	0.31	0.01	0.00	0.00008	5.10
90.0	105.0	1.70	0.33400	0.20000	0.00	0.00	0.42	0.31	0.01	0.00	0.00008	5.10
105.0	120.0	1.70	0.33400	0.20000	0.00	0.00	0.42	0.31	0.01	0.00	0.00008	5.10
120.0	150.0	1.70	0.33400	0.20000	0.00	0.00	0.42	0.31	0.01	0.00	0.00008	5.10
150.0	180.0	1.70	0.33400	0.20000	0.00	0.00	0.42	0.31	0.00	0.00	0.00008	5.10
180.0	210.0	1.70	0.33400	0.20000	0.00	0.00	0.42	0.31	0.00	0.00	0.00008	5.10

APÊNDICE E – Estrutura do arquivo .SCH utilizado na etapa de equilíbrio.

#1 EQUIL		3500	Output starting	0004 002 FRST
1	starting year	year		0004 079 GRAZ GM_M
4001	Last year	1	Output Month	0004 201 LAST
icsite.100	Site file name	120	Output interval	0004 232 FRST
0	Labeling type	F	Weather choice	0004 359 LAST
-1	Labeling year	equil.wth		0005 001 CROP CNSM
-1	Microcosm	0001 001 CROP CNSM		0005 002 FRST
-1	CO2 Systems	0001 002 FRST		0005 079 GRAZ GM_M
-1	pH Shift	0001 060 GRAZ GM_M		0005 201 LAST
-1	Soil warming	0001 201 LAST		0005 232 FRST
0	N input scalar	0001 232 FRST		0005 354 LAST
option		0001 359 LAST		-999 -999 X
0	OMAD input scalar	0002 001 CROP CNSM		
option		0002 002 FRST	2	Block #
0	Climate scalar	0002 060 GRAZ GM_M		da área
option		0002 201 LAST	1995	Last year
1	Initial system	0002 232 FRST	1	Repeats # years
CNSM	Initial Crop	0002 359 LAST	1	Output Month
	Initial Tree	0003 001 CROP CNSM	1	Output interval
		0003 002 FRST	C	Weather choice
Year Month Option		0003 079 GRAZ GM_M	0001 283 CULT HERB	
1	Block # Campo	0003 201 LAST	0001 288 CULT DSKPL	
Nativo Santa Maria		0003 232 FRST	0001 319 CULT DISKH	
4000	Last year	0003 359 LAST	-999 -999 X	
5	Repeats # years	0004 001 CROP CNSM		

APÊNDICE F – Estrutura do arquivo .SCH utilizado na etapa de pré-experimento do experimento 1.

#PRE EXPERIMENT		0004 070 LAST	0010 070 LAST
1996	starting year	0004 145 CULT NOTIL	0010 145 CULT NOTIL
2010	Last year	0004 145 CROP OATS	0010 145 CROP OATS
icsite.100	Site file name	0004 146 PLTM	0010 146 PLTM
0	Labeling type	0004 283 HARV G	0010 283 HARV G
-1	Labeling year	0004 284 LAST	0010 284 LAST
-1	Microcosm	0004 288 CULT NOTIL	0010 288 CULT NOTIL
-1	CO2 Systems	0004 288 CROP SYBN	0010 288 CROP SYBN
-1	pH Shift	0004 289 PLTM	0010 289 PLTM
-1	Soil warming	0005 069 HARV G	0011 069 HARV G
0	N input scalar	0005 070 LAST	0011 070 LAST
option		0005 145 CULT NOTIL	0011 145 CULT NOTIL
0	OMAD input scalar	0005 145 CROP OATS	0011 145 CROP OATS
option		0005 146 PLTM	0011 146 PLTM
0	Climate scalar	0005 283 HARV G	0011 283 HARV G
option		0005 284 LAST	0011 284 LAST
1	Initial system	0005 288 CULT NOTIL	0011 288 CULT NOTIL
CNPF	Initial Crop	0005 288 CROP SYBN	0011 288 CROP SYBN
	Initial Tree	0005 289 PLTM	0011 289 PLTM
		0006 069 HARV G	0012 069 HARV G
Year Month Option		0006 070 LAST	0012 070 LAST
1	Block # Campo	0006 145 CULT NOTIL	0012 145 CULT NOTIL
	Nativo Santa Maria	0006 145 CROP OATS	0012 145 CROP OATS
2010	Last year	0006 146 PLTM	0012 146 PLTM
15	Repeats # years	0006 283 HARV G	0012 283 HARV G
1996	Output starting year	0006 284 LAST	0012 284 LAST
1	Output Month	0006 288 CULT NOTIL	0012 288 CULT NOTIL
12	Output interval	0006 288 CROP SYBN	0012 288 CROP SYBN
F	Weather choice	0006 289 PLTM	0012 289 PLTM
preexp.wth		0007 069 HARV G	0013 069 HARV G
0001 145 CULT NOTIL		0007 070 LAST	0013 070 LAST
0001 145 CROP OATS		0007 145 CULT NOTIL	0013 145 CULT NOTIL
0001 146 PLTM		0007 145 CROP OATS	0013 145 CROP OATS
0001 283 HARV G		0007 146 PLTM	0013 146 PLTM
0001 284 LAST		0007 283 HARV G	0013 283 HARV G
0001 288 CULT NOTIL		0007 284 LAST	0013 284 LAST
0001 288 CROP SYBN		0007 288 CULT NOTIL	0013 288 CULT NOTIL
0001 289 PLTM		0007 288 CROP SYBN	0013 288 CROP SYBN
0002 069 HARV G		0007 289 PLTM	0013 289 PLTM
0002 070 LAST		0008 069 HARV G	0014 069 HARV G
0002 145 CULT NOTIL		0008 070 LAST	0014 070 LAST
0002 145 CROP OATS		0008 145 CULT NOTIL	0014 145 CULT NOTIL
0002 146 PLTM		0008 145 CROP OATS	0014 145 CROP OATS
0002 283 HARV G		0008 146 PLTM	0014 146 PLTM
0002 284 LAST		0008 283 HARV G	0014 283 HARV G
0002 288 CULT NOTIL		0008 284 LAST	0014 284 LAST
0002 288 CROP SYBN		0008 288 CULT NOTIL	0014 288 CULT NOTIL
0002 289 PLTM		0008 288 CROP SYBN	0014 288 CROP SYBN
0003 069 HARV G		0008 289 PLTM	0014 289 PLTM
0003 070 LAST		0009 069 HARV G	0015 069 HARV G
0003 145 CULT NOTIL		0009 070 LAST	0015 070 LAST
0003 145 CROP OATS		0009 145 CULT NOTIL	0015 145 CULT NOTIL
0003 146 PLTM		0009 145 CROP OATS	0015 145 CROP OATS
0003 283 HARV G		0009 146 PLTM	0015 146 PLTM
0003 284 LAST		0009 283 HARV G	0015 283 HARV G
0003 288 CULT NOTIL		0009 284 LAST	0015 284 LAST
0003 288 CROP SYBN		0009 288 CULT NOTIL	0015 288 CULT NOTIL
0003 289 PLTM		0009 288 CROP SYBN	0015 288 CROP SYBN
0004 069 HARV G		0009 289 PLTM	0015 289 PLTM
		0010 069 HARV G	-999 -999 X

APÊNDICE G – Estrutura do arquivo .SCH utilizado na etapa de pré-experimento do experimento 2.

#PRE EXPERIMENT	0001 288 CROP SYBN	0005 283 HARV G
1996 starting year	0001 289 PLTM	0005 284 LAST
2003 Last year	0002 069 HARV G	0005 288 CULT NOTIL
icsite.100 Site file name	0002 070 LAST	0005 288 CROP SYBN
0 Labeling type	0002 145 CULT NOTIL	0005 289 PLTM
-1 Labeling year	0002 145 CROP OATS	0006 069 HARV G
-1 Microcosm	0002 146 PLTM	0006 070 LAST
-1 CO2 Systems	0002 283 HARV G	0006 145 CULT NOTIL
-1 pH Shift	0002 284 LAST	0006 145 CROP OATS
-1 Soil warming	0002 288 CULT NOTIL	0006 146 PLTM
0 N input scalar	0002 288 CROP SYBN	0006 283 HARV G
option	0002 289 PLTM	0006 284 LAST
0 OMAD input scalar	0003 069 HARV G	0006 288 CULT NOTIL
option	0003 070 LAST	0006 288 CROP SYBN
0 Climate scalar	0003 145 CULT NOTIL	0006 289 PLTM
option	0003 145 CROP OATS	0007 069 HARV G
1 Initial system	0003 146 PLTM	0007 070 LAST
CNPF Initial Crop	0003 283 HARV G	0007 145 CULT NOTIL
Initial Tree	0003 284 LAST	0007 145 CROP OATS
	0003 288 CULT NOTIL	0007 146 PLTM
Year Month Option	0003 288 CROP SYBN	0007 283 HARV G
1 Block # Campo	0003 289 PLTM	0007 284 LAST
Nativo Santa Maria	0004 069 HARV G	0007 288 CULT NOTIL
2003 Last year	0004 070 LAST	0007 288 CROP SYBN
8 Repeats # years	0004 145 CULT NOTIL	0007 289 PLTM
1996 Output starting	0004 145 CROP OATS	0008 069 HARV G
year	0004 146 PLTM	0008 070 LAST
1 Output Month	0004 283 HARV G	0008 145 CULT NOTIL
12 Output interval	0004 284 LAST	0008 145 CROP OATS
F Weather choice	0004 288 CULT NOTIL	0008 146 PLTM
preexp.wth	0004 288 CROP SYBN	0008 283 HARV G
0001 145 CULT NOTIL	0004 289 PLTM	0008 284 LAST
0001 145 CROP OATS	0005 069 HARV G	0008 288 CULT NOTIL
0001 146 PLTM	0005 070 LAST	0008 288 CROP SYBN
0001 283 HARV G	0005 145 CULT NOTIL	0008 289 PLTM
0001 284 LAST	0005 145 CROP OATS	-999 -999 X
0001 288 CULT NOTIL	0005 146 PLTM	

APÊNDICE H – Estrutura do arquivo .SCH do tratamento CSS utilizado no experimento 1.

#6 NOTILL_CSS	0 Climate scalar option	1 Output interval
2011 starting year	1 Initial system	F Weather choice
2013 Last year	SYBN Initial Crop	EXP.wth
icsite.100 Site file name	Initial Tree	0001 069 HARV G
0 Labeling type		0001 070 LAST
-1 Labeling year	Year Month Option	0001 145 CULT NOTIL
-1 Microcosm	1 Block #	0001 145 CROP OATS
-1 CO2 Systems	NOTILL_CSS	0001 146 PLTM
-1 pH Shift	2013 Last year	0001 281 CULT HERB
-1 Soil warming	3 Repeats # years	0001 283 CULT ROLLE
0 N input scalar option	2011 Output starting	0001 284 LAST
0 OMAD input scalar	year	0001 287 CULT NOTIL
option	1 Output Month	0001 287 CROP SUNFL

0001 288 PLTM	0002 138 OMAD CSS2	0003 075 PLTM
0001 288 OMAD CSS1	0002 138 FERT CSSN2	0003 170 CULT HERB
0001 288 FERT CSSN1	0002 277 HARV G	0003 171 LAST
0002 025 HARV G	0002 278 LAST	0003 178 CULT NOTIL
0002 026 LAST	0002 313 CULT NOTIL	0003 178 CROP RAPS
0002 027 CROP E	0002 313 CROP SUNFL	0003 179 PLTM
0002 028 PLTM	0002 314 PLTM	0003 179 OMAD CSS4
0002 130 CULT HERB	0002 314 OMAD CSS3	0003 179 FERT CSSN4
0002 131 LAST	0002 314 FERT CSSN3	0003 283 HARV G
0002 137 CULT NOTIL	0003 072 HARV G	0003 284 LAST
0002 137 CROP RAPS	0003 073 LAST	-999 -999 X
0002 138 PLTM	0003 074 CROP E	

APÊNDICE I – Estrutura do arquivo .SCH do tratamento NPK utilizado no experimento 1.

#7 NOTILL_NPK	1	Output Month	0002 138 PLTM
2011 starting year	1	Output interval	0002 138 FERT N2
2013 Last year	F	Weather choice	0002 195 FERT N4
icsite.100 Site file name	EXP.wth		0002 277 HARV G
0 Labeling type	0001 069 HARV G		0002 278 LAST
-1 Labeling year	0001 070 LAST		0002 313 CULT NOTIL
-1 Microcosm	0001 145 CULT NOTIL		0002 313 CROP SUNFL
-1 CO2 Systems	0001 145 CROP OATS		0002 314 PLTM
-1 pH Shift	0001 146 PLTM		0002 314 FERT N2
-1 Soil warming	0001 281 CULT HERB		0003 010 FERT N4
0 N input scalar option	0001 283 CULT ROLLE		0003 072 HARV G
0 OMAD input scalar option	0001 284 LAST		0003 073 LAST
0 Climate scalar option	0001 287 CULT NOTIL		0003 074 CROP E
1 Initial system	0001 287 CROP SUNFL		0003 075 PLTM
SYBN Initial Crop	0001 288 PLTM		0003 170 CULT HERB
Initial Tree	0001 288 FERT N2		0003 171 LAST
	0001 326 FERT N4		0003 178 CULT NOTIL
	0002 025 HARV G		0003 178 CROP RAPS
Year Month Option	0002 026 LAST		0003 179 PLTM
1 Block #	0002 027 CROP E		0003 179 FERT N2
NOTILL_NPK	0002 028 PLTM		0003 236 FERT N4
2013 Last year	0002 130 CULT HERB		0003 283 HARV G
3 Repeats # years	0002 131 LAST		0003 284 LAST
2011 Output starting year	0002 137 CULT NOTIL		-999 -999 X
	0002 137 CROP RAPS		

APÊNDICE J – Estrutura do arquivo .SCH do tratamento CSS utilizado no experimento 2.

#8 NOTILL_CSS	0	Climate scalar option	1	Output interval
2004 starting year	1	Initial system	F	Weather choice
2016 Last year	SYBN	Initial Crop	EXP.wth	
icsite.100 Site file name		Initial Tree	0001 069 HARV G	
0 Labeling type			0001 070 LAST	
-1 Labeling year	Year Month Option		0001 145 CULT NOTIL	
-1 Microcosm	1	Block #	0001 145 CROP OATS	
-1 CO2 Systems	NOTILL_CSS		0001 146 PLTM	
-1 pH Shift	2016	Last year	0001 300 CULT HERB	
-1 Soil warming	13	Repeats # years	0001 302 CULT ROLLE	
0 N input scalar option	2004	Output starting year	0001 303 LAST	
0 OMAD input scalar option	1	Output Month	0001 324 CULT NOTIL	
			0001 324 CROP CORN	

0001 325 PLTM	0006 116 LAST	0009 325 FERT CSSN3
0001 325 OMAD CSS	0006 145 CULT NOTIL	0010 115 HARV G
0001 325 FERT CSSN1	0006 145 CROP OATS	0010 116 LAST
0002 115 HARV G	0006 146 PLTM	0010 145 CULT NOTIL
0002 116 LAST	0006 300 CULT HERB	0010 145 CROP OATS
0002 145 CULT NOTIL	0006 302 CULT ROLLE	0010 146 PLTM
0002 145 CROP OATS	0006 303 LAST	0010 146 OMAD CSS1
0002 146 PLTM	0006 324 CULT NOTIL	0010 146 FERT CSSN2
0002 300 CULT HERB	0006 324 CROP CORN	0010 300 CULT HERB
0002 302 CULT ROLLE	0006 325 PLTM	0010 302 CULT ROLLE
0002 303 LAST	0006 325 OMAD CSS	0010 303 LAST
0002 324 CULT NOTIL	0006 325 FERT CSSN1	0010 324 CULT NOTIL
0002 324 CROP CORN	0007 115 HARV G	0010 324 CROP CORN
0002 325 PLTM	0007 116 LAST	0010 325 PLTM
0002 325 OMAD CSS	0007 145 CULT NOTIL	0010 325 OMAD CSS2
0002 325 FERT CSSN1	0007 145 CROP OATS	0010 325 FERT CSSN3
0003 115 HARV G	0007 146 PLTM	0011 115 HARV G
0003 116 LAST	0007 146 OMAD CSS1	0011 116 LAST
0003 145 CULT NOTIL	0007 146 FERT CSSN2	0011 145 CULT NOTIL
0003 145 CROP OATS	0007 300 CULT HERB	0011 145 CROP OATS
0003 146 PLTM	0007 302 CULT ROLLE	0011 146 PLTM
0003 300 CULT HERB	0007 303 LAST	0011 146 OMAD CSS1
0003 302 CULT ROLLE	0007 324 CULT NOTIL	0011 146 FERT CSSN2
0003 303 LAST	0007 324 CROP CORN	0011 300 CULT HERB
0003 324 CULT NOTIL	0007 325 PLTM	0011 302 CULT ROLLE
0003 324 CROP CORN	0007 325 OMAD CSS2	0011 303 LAST
0003 325 PLTM	0007 325 FERT CSSN3	0011 324 CULT NOTIL
0003 325 OMAD CSS	0008 115 HARV G	0011 324 CROP CORN
0003 325 FERT CSSN1	0008 116 LAST	0011 325 PLTM
0004 115 HARV G	0008 145 CULT NOTIL	0011 325 OMAD CSS2
0004 116 LAST	0008 145 CROP OATS	0011 325 FERT CSSN3
0004 145 CULT NOTIL	0008 146 PLTM	0012 115 HARV G
0004 145 CROP OATS	0008 146 OMAD CSS1	0012 116 LAST
0004 146 PLTM	0008 146 FERT CSSN2	0012 169 CULT NOTIL
0004 300 CULT HERB	0008 300 CULT HERB	0012 169 CROP OATS
0004 302 CULT ROLLE	0008 302 CULT ROLLE	0012 170 PLTM
0004 303 LAST	0008 303 LAST	0012 179 OMAD CSS3
0004 324 CULT NOTIL	0008 324 CULT NOTIL	0012 179 FERT CSSN4
0004 324 CROP CORN	0008 324 CROP CORN	0012 286 CULT HERB
0004 325 PLTM	0008 325 PLTM	0012 288 CULT ROLLE
0004 325 OMAD CSS	0008 325 OMAD CSS2	0012 289 LAST
0004 325 FERT CSSN1	0008 325 FERT CSSN3	0012 290 CROP E
0005 115 HARV G	0009 115 HARV G	0012 291 PLTM
0005 116 LAST	0009 116 LAST	0012 317 CULT HERB
0005 145 CULT NOTIL	0009 145 CULT NOTIL	0012 319 CULT NOTIL
0005 145 CROP OATS	0009 145 CROP OATS	0012 319 CROP CORN
0005 146 PLTM	0009 146 PLTM	0012 320 PLTM
0005 300 CULT HERB	0009 146 OMAD CSS1	0012 325 OMAD CSS4
0005 302 CULT ROLLE	0009 146 FERT CSSN2	0012 325 FERT CSSN5
0005 303 LAST	0009 300 CULT HERB	0013 092 HARV G
0005 324 CULT NOTIL	0009 302 CULT ROLLE	0013 093 LAST
0005 324 CROP CORN	0009 303 LAST	0013 094 CROP E
0005 325 PLTM	0009 324 CULT NOTIL	0013 095 PLTM
0005 325 OMAD CSS	0009 324 CROP SYBN	-999 -999 X
0005 325 FERT CSSN1	0009 325 PLTM	
0006 115 HARV G	0009 325 OMAD CSS2	

APÊNDICE K – Estrutura do arquivo .SCH do tratamento NPK utilizado no experimento 2.

#9 NOTILL_NPK	0003 300 CULT HERB	0007 325 FERT N3
2004 starting year	0003 302 CULT ROLLE	0007 355 FERT N6
2016 Last year	0003 303 LAST	0008 115 HARV G
icsite.100 Site file name	0003 324 CULT NOTIL	0008 116 LAST
0 Labeling type	0003 324 CROP CORN	0008 145 CULT NOTIL
-1 Labeling year	0003 325 PLTM	0008 145 CROP OATS
-1 Microcosm	0003 325 FERT N3	0008 146 PLTM
-1 CO2 Systems	0003 355 FERT N6	0008 146 FERT N1
-1 pH Shift	0004 115 HARV G	0008 185 FERT N4
-1 Soil warming	0004 116 LAST	0008 300 CULT HERB
0 N input scalar option	0004 145 CULT NOTIL	0008 302 CULT ROLLE
0 OMAD input scalar option	0004 145 CROP OATS	0008 303 LAST
0 Climate scalar option	0004 146 PLTM	0008 324 CULT NOTIL
1 Initial system	0004 300 CULT HERB	0008 324 CROP CORN
SYBN Initial Crop	0004 302 CULT ROLLE	0008 325 PLTM
Initial Tree	0004 303 LAST	0008 325 FERT N3
	0004 324 CULT NOTIL	0008 355 FERT N6
	0004 324 CROP CORN	0009 115 HARV G
	0004 325 PLTM	0009 116 LAST
Year Month Option	0004 325 FERT N3	0009 145 CULT NOTIL
1 Block #	0004 355 FERT N6	0009 145 CROP OATS
NOTILL_NPK	0005 115 HARV G	0009 146 PLTM
2016 Last year	0005 116 LAST	0009 146 FERT N1
13 Repeats # years	0005 145 CULT NOTIL	0009 185 FERT N4
2004 Output starting year	0005 145 CROP OATS	0009 300 CULT HERB
1 Output Month	0005 146 PLTM	0009 302 CULT ROLLE
1 Output interval	0005 300 CULT HERB	0009 303 LAST
F Weather choice	0005 302 CULT ROLLE	0009 324 CULT NOTIL
EXP.wth	0005 303 LAST	0009 324 CROP SYBN
0001 069 HARV G	0005 324 CULT NOTIL	0009 325 PLTM
0001 070 LAST	0005 324 CROP CORN	0009 325 FERT N3
0001 145 CULT NOTIL	0005 325 PLTM	0009 355 FERT N6
0001 145 CROP OATS	0005 325 FERT N3	0010 115 HARV G
0001 146 PLTM	0005 355 FERT N6	0010 116 LAST
0001 300 CULT HERB	0006 115 HARV G	0010 145 CULT NOTIL
0001 302 CULT ROLLE	0006 116 LAST	0010 145 CROP OATS
0001 303 LAST	0006 145 CULT NOTIL	0010 146 PLTM
0001 324 CULT NOTIL	0006 145 CROP OATS	0010 146 FERT N1
0001 324 CROP CORN	0006 146 PLTM	0010 185 FERT N4
0001 325 PLTM	0006 300 CULT HERB	0010 300 CULT HERB
0001 325 FERT N3	0006 302 CULT ROLLE	0010 302 CULT ROLLE
0001 355 FERT N6	0006 303 LAST	0010 303 LAST
0002 115 HARV G	0006 324 CULT NOTIL	0010 324 CULT NOTIL
0002 116 LAST	0006 324 CROP CORN	0010 324 CROP CORN
0002 145 CULT NOTIL	0006 325 PLTM	0010 325 PLTM
0002 145 CROP OATS	0006 325 FERT N3	0010 325 FERT N3
0002 146 PLTM	0006 355 FERT N6	0010 355 FERT N6
0002 300 CULT HERB	0007 115 HARV G	0011 115 HARV G
0002 302 CULT ROLLE	0007 116 LAST	0011 116 LAST
0002 303 LAST	0007 145 CULT NOTIL	0011 145 CULT NOTIL
0002 324 CULT NOTIL	0007 145 CROP OATS	0011 145 CROP OATS
0002 324 CROP CORN	0007 146 PLTM	0011 146 PLTM
0002 325 PLTM	0007 146 FERT N1	0011 146 FERT N1
0002 325 FERT N3	0007 185 FERT N4	0011 185 FERT N4
0002 355 FERT N6	0007 300 CULT HERB	0011 300 CULT HERB
0003 115 HARV G	0007 302 CULT ROLLE	0011 302 CULT ROLLE
0003 116 LAST	0007 303 LAST	0011 303 LAST
0003 145 CULT NOTIL	0007 324 CULT NOTIL	0011 324 CULT NOTIL
0003 145 CROP OATS	0007 324 CROP CORN	0011 324 CROP CORN
0003 146 PLTM	0007 325 PLTM	0011 325 PLTM

0011 325 FERT N3
0011 355 FERT N6
0012 115 HARV G
0012 116 LAST
0012 169 CULT NOTIL
0012 169 CROP OATS
0012 170 PLTM
0012 179 FERT N2.4
0012 236 FERT N5.6

0012 286 CULT HERB
0012 288 CULT ROLLE
0012 289 LAST
0012 290 CROP E
0012 291 PLTM
0012 317 CULT HERB
0012 319 CULT NOTIL
0012 319 CROP CORN
0012 320 PLTM

0012 320 FERT N3.6
0012 353 FERT N8.4
0013 092 HARV G
0013 093 LAST
0013 094 CROP E
0013 095 PLTM
-999 -999 X