



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Vilmar Müller Júnior

**Emissões de óxido nitroso provenientes da aplicação de dejetos suínos ao solo para fins  
de fertilização agrícola**

Florianópolis  
2021

Vilmar Müller Júnior

**Emissões de óxido nitroso provenientes da aplicação de dejetos suínos ao solo para fins  
de fertilização agrícola**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa  
Catarina para a obtenção do título de Doutor em  
Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Paulo Belli Filho, Dr.

Coorientador: Prof. Jucinei José Comin, Dr.

Florianópolis

2021

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Müller Júnior, Vilmar

Emissões de óxido nitroso provenientes da aplicação de  
dejetos suínos ao solo para fins de fertilização agrícola /  
Vilmar Müller Júnior ; orientador, Paulo Belli Filho,  
coorientador, Jucinei José Comin, 2021.

158 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa  
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2021.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Suinocultura. 3. Adubação  
orgânica. 4. Efeito estufa. 5. N<sub>2</sub>O. I. Belli Filho, Paulo.  
II. José Comin, Jucinei . III. Universidade Federal de  
Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia  
Ambiental. IV. Título.

Vilmar Müller Júnior

**Emissões de óxido nitroso provenientes da aplicação de dejetos suínos ao solo  
para fins de fertilização agrícola**

O presente trabalho em nível de doutorado foi avaliado e aprovado por banca  
examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof.<sup>a</sup> Maria Elisa Magri, Dr.<sup>a</sup>

Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Cledimar Rogério Lourenzi

Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Gustavo Brunetto, Dr.

Universidade Federal de Santa Maria

Rafael da Rosa Couto, Dr.

Instituto Federal Catarinense – Campus Rio do Sul

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado  
adequado para obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Prof. Leonardo Hoinaski, Dr

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.

Orientador

Florianópolis, 2021

Este trabalho é dedicado aos meus pais Vilmar Müller (*in memoriam*) e Maria Lima Virgínio Müller (*in memoriam*).

## AGRADECIMENTOS

*A vida nos ensina, e muito...* Desde que fui aprovado no Colégio Agrícola de Camboriú, até finalizar meu Doutorado na Universidade Federal de Santa Catarina, lá se foram 16 anos de muito estudo. Ao longo desses anos aprendi, apreendi e continuo aprendendo que a vida ensina. Sim, aquela que temos dentro e fora das instituições de ensino. Durante grande parte de minha infância, adolescência e vida adulta dediquei meus momentos aos livros. Fiz muitos amigos nesse processo, que se tornaram parte de minha família.

Ah, a família! Tenho um sentimento quanto a família: saudades sem fim! Muito a negligenciei nessa trajetória, em troca de plantões no laboratório, saídas de campo, horas de estudo. Minha carreira acadêmica agradeceu, mas perdi a coisa mais importante que alguém pode ter: estar com sua família. Família pequena, sim. Eram apenas eu, meu querido pai e minha querida mãe. Ambos partiram para um outro plano muito cedo. Meu pai conseguiu realizar seu sonho de ver seu filho engenheiro. Minha mãe, me viu entrar no doutorado. Doutorado aquele que recém iniciara... Meus pais, muito humildes, sempre me ensinaram que a educação é o futuro de uma nação. E eles estavam certos, no alto de sua simplicidade. Ele analfabeto, agricultor que partiu para tentar a vida na cidade, virou pedreiro, ajudou a construir muitos lares, incluindo o nosso. Ela retirante nordestina, negra, merendeira, diarista, guerreira, que foi tentar a vida como tantos milhares, talvez milhões, no estado de São Paulo, e depois em Santa Catarina. Saudade é o sentimento que define o que sinto por eles. Sim, esse momento é dedicado aos meus pais, que me ensinaram a valorizar a coisa mais importante que um jovem negro e pobre pode ter: EDUCAÇÃO.

E quanto aos amigos que fiz nesse processo? São muitos! E sou muito grato ao universo por isso! Deles recebi apoio e dedicação nos momentos mais alegres e também nos mais difíceis de minha vida.

Gostaria de expressar minha eterna gratidão aos grandes amigos que fiz na Universidade. Vocês são incríveis, e aprendi muito com vocês: Júlio, Cris, Cíntia, Ana, Bárbara, Monique, Gui, Thiago, Luis, Dupont, Andria, Talita, Júlia, e tantos outros que, em algum momento, fizeram parte de minha vida... A vocês, desejo todo sucesso do mundo!

Ao meu grande amigo Benedet, aquele que dividiu momentos alegres, e outros nem tanto, embaixo do mesmo teto por vários anos. Te amo meu irmão!

Aos irmãos Rafael e Leoncio, ou como carinhosamente nos chamamos: *Sambabacas!* Irmãos mais velhos que a vida me deu. Aqueles que me aconselham, me acalmam e bebem aquela cerveja artesanal especialmente feita por nós! Vocês são incríveis meus brothers!!!

Também quero expressar meu agradecimento ao meu querido orientador Paulo Belli Filho, sempre solícito e atencioso. Uma pessoa incrível, com um coração imenso! Muito obrigado por ter aceito me orientar, contribuindo nessa fase tão importante de minha vida!

Agradeço a Família Wiggers pela parceria com a UFSC ao longo desses anos. Vocês são responsáveis por contribuírem na formação de muitos Engenheiros Agrônomos e Engenheiros Sanitaristas e Ambientais.

Aos grandes mestres Paulo Lovato, Gustavo Brunetto, Jamil Fayad, Cledimar Lourenzi, Sandro Giacomini, Arcângelo Loss e Marcelo Zanella por todos os momentos de conversa e aprendizado que vocês proporcionaram ao longo da minha formação. Agradeço também as articulações que vocês proporcionaram para a realização de análises, cursos, palestras e demais atividades. A educação precisa de mais pessoas como vocês.

E meu coorientador, Jucinei José Comin? Não esqueci dele. Aliás, como poderia esquecer do Juci, Sr. Justus ou Sr. Cid? Figura única, e muito mais que um coorientador. Foi aquele que acreditou no meu potencial desde que entrei na Universidade, e que se tornou meu segundo pai. Desejo somente coisas boas para esse cara incrível e para toda sua família!

Clóvis e Marizete? Ah, se todo mundo tivesse um sogro e uma sogra assim... quando meus pais se foram, abriram os braços e me acolheram como seu filho na sua casa. Não existem palavras para expressar a gratidão que tenho por vocês terem aparecido na minha vida. Ainda, de bandeja, ganhei tios, avó, e alguns irmãos... como eu disse, a vida é sábia....

E minha companheira Andréia? Aquela que aguenta todo e qualquer perrengue comigo, que me apoiou nos momentos mais difíceis que passei, e que passarei, e que me incentiva a seguir em frente, embora venham ventos contrários. Afinal, a vida é feita de perrengues... Gratidão imensa por toda a força e amor que você dedica a nossa família. Te amo.

Agradeço as minhas tias e minha querida avó pelo carinho e apoio nos momentos difíceis que passei ao longo desses últimos anos.

Também agradeço a todos aqueles que me incentivaram desde meus primeiros passos longe de casa. Foram tantas almas boas que cruzaram meu caminho nesse momento, me dando apoio e muitas vezes o que comer, vestir, meus livros... não vou citar nomes pois foram tantos e tantas que serei injusto esquecendo alguns. A vocês, minha eterna gratidão!

Aos colegas do Instituto Federal do Paraná – IFPR Campus Campo Largo pela compreensão na fase final de redação da tese. Muito obrigado a vocês!

Minhas últimas palavras de agradecimento, mas não as menos importantes, são para aqueles que contribuíram ao longo dos anos para o avanço da educação pública, gratuita, inclusiva e de qualidade no Brasil. Eu, como outros colegas, sou fruto do programa de cotas

raciais para acesso ao ensino superior. Ouvi muitas críticas, algumas de tom racista... *Nunca vai dar certo! Cota não funciona! Lugar de preto não é na universidade!* Bom, hoje conclui meu Doutorado, e espero que muitos outros cotistas negros, indígenas, quilombolas e demais minorias cheguem lá. O Brasil é fruto de da diversidade, e a universidade pública deve acolher a todos e todas!

**VIVA A EDUCAÇÃO PÚBLICA, GRATUITA, INCLUSIVA E DE QUALIDADE!!!**



*“Olhei no espelho, Ícaro me encarou  
Cuidado, não voa tão perto do Sol  
Eles num guenta te ver livre, imagina te ver rei  
O abutre quer te ver de algema pra dizer: Ó, num falei?!”*  
(EMICIDA, 2019)

## RESUMO

A valorização agronômica dos dejetos de suínos é uma realidade, que contribui para a ciclagem de nutrientes. Entretanto, seu uso como fertilizante pode maximizar as emissões de óxido nitroso ( $N_2O$ ) para a atmosfera. Em Santa Catarina (SC), a legislação determina que as adubações orgânicas devam ser realizadas a fim de suprir a demanda do nutriente mais limitante, sendo os demais nutrientes suplementados via adubação mineral. Na literatura são escassas informações sobre as emissões de  $N_2O$  provenientes do uso conjunto de dejetos animais e adubação mineral, baseadas nos critérios ambientais vigentes no estado. Além disso, os custos para obtenção desses dados são elevados, tornando quase que proibitiva a execução massiva de estudos dessa natureza. Assim, os objetivos desta tese foram (i) investigar o as emissões de  $N_2O$  em solos adubados com dejetos de suínos associado à adubação mineral, e; (ii) verificar a viabilidade do uso do modelo DNDC (DeNitrification – DeComposition) para a predição das emissões de  $N_2O$ . O primeiro estudo foi conduzido entre junho de 2018 e março de 2019, em experimento instalado em uma fazenda de suínos no município de Braço do Norte (SC). A área experimental foi instalada em 2013 e foi conduzida em sistema de preparo mínimo do solo com sucessão de aveia-preta e milho sob delineamento experimental em blocos casualizados. Os tratamentos controle sem adubação (SA); composto de dejetos de suínos + adubação mineral suplementar (CSlim), e; dejetos de suínos + adubação mineral suplementar (DLlim) foram avaliados. As quantidades de adubo orgânico aplicadas foram de acordo com o preconizado pela legislação ambiental catarinense. As medições dos fluxos de  $N_2O$  foram realizadas através de câmaras estáticas ao longo do ciclo das culturas. Os maiores fluxos de  $N_2O$  foram no solo adubado com DLlim, apresentando picos intensos de emissão após a aplicação dos dejetos. As emissões anuais acumuladas de  $N_2O$  variaram de  $0,62 \text{ kg ha}^{-1} N_2O-N$  no solo SA, para  $3,15 \text{ kg ha}^{-1} N_2O-N$  no solo com DLlim. O solo com CSlim apresentou comportamento similar ao SA, com emissão anual acumulada de  $0,65 \text{ kg ha}^{-1} N_2O-N$ . O tratamento CSlim proporcionou redução significativa das emissões de  $N_2O$  na ordem de 4,8 vezes, quando comparado ao solo com DLlim, sendo seu uso uma estratégia de redução das emissões de  $N_2O$ . No segundo estudo foram geradas simulações computacionais para a predição das emissões de  $N_2O$  utilizando-se o programa DNDC. Para a modelagem foram utilizados parâmetros edafoclimáticos, características dos adubos utilizados, bem como de rendimento das culturas. A validação do modelo foi realizada por meio de comparações relativas a valores totais e pontuais de emissão no campo, utilizando como referência a variação máxima admissível de  $\pm 41\%$ . O modelo não se mostrou capaz de prever as emissões nos tratamentos SA e com DLlim.

A análise de sensibilidade demonstrou que as discrepâncias observadas nas simulações podem estar relacionadas a uma falta de sensibilidade do modelo em detectar os processos de desnitrificação em solos com baixo teor de C, bem como em detectar o efeito imediato da adição de C via dejetos de suínos. Sendo assim, recomendamos ajustes no modelo para condições brasileiras de cultivo.

**Palavras-chave:** Suinocultura. Adubação orgânica. Ciclagem de nutrientes. Efeito estufa. N<sub>2</sub>O.

## ABSTRACT

Agronomic valorization of pig manure is a reality, which contributes to the cycling of nutrients. However, its use as a fertilizer can maximize nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions to atmosphere. In Santa Catarina, the environmental determines that organic fertilizers must be carried out in order to supply the most limiting nutrient demand, with the other nutrients applied being via supplementary mineral fertilization. There is little information in the literature on N<sub>2</sub>O emissions from the combined use of animal manure and supplementary mineral fertilization based on environmental criteria. In addition, the costs of obtaining these data are high, making the massive execution of studies of this nature almost prohibitive. Thus, the objectives of this thesis were: (i) to investigate the N<sub>2</sub>O emissions in soils fertilized with swine manure associated with mineral fertilization, and; (ii) verify the viability of using the DNDC-model (DeNitrification – DeComposition) to predict N<sub>2</sub>O emissions. The first study was conducted between June 2018 and March 2019, in an experiment installed on a pig farm in the municipality of Braço do Norte - SC. The experimental area was installed in 2013, and was conducted in a minimum tillage system with succession of black oats and corn under a randomized block design. The treatments were evaluated: control without fertilization (Control); compost of swine manure + supplementary mineral fertilization (CSlim), and; pig slurry + supplementary mineral fertilizer (DLlim). The amounts of organic fertilizer applied were in accordance with the recommendations of the Santa Catarina environmental legislation. Measurements of N<sub>2</sub>O fluxes were performed through static chambers throughout the crop cycle. The largest fluxes of N<sub>2</sub>O were in the soil fertilized with DLlim, showing intense emission peaks after the application of the manure. Accumulated annual N<sub>2</sub>O emissions ranged from 0.62 kg ha<sup>-1</sup> N<sub>2</sub>O-N in the soil to 3.15 kg ha<sup>-1</sup> N<sub>2</sub>O-N in the soil with DLlim. The soil with CSLim showed a similar behavior to Control, with an accumulated annual emission of 0.65 kg ha<sup>-1</sup> N<sub>2</sub>O-N. The CSLim provided a significant reduction of N<sub>2</sub>O emissions in the order of 4.8 times when compared to the soil with DLlim, its use being a strategy to reduce N<sub>2</sub>O emissions. In the second study, computer simulations were generated to predict N<sub>2</sub>O emissions using the DNDC-model. For modeling, edaphoclimatic parameters, characteristics of the fertilizers used, as well as crop yield were used. The validation of the DNDC-model was performed through comparisons related to total and punctual emission values in the field, using as a reference the maximum permissible variation of ± 41%. The model was not able to predict emissions in soils Control and DLlim. The sensitivity analysis showed that the discrepancies observed in the simulations may be related to a lack of sensitivity in the model in detecting denitrification processes in soils with

low C content, as well as in detecting the immediate effect of adding C via liquid waste. Therefore, we recommend adjustments to the model for Brazilian growing conditions.

**Keywords:** Pig farming. Organic fertilization. Nutrient cycling. Greenhouse effect. N<sub>2</sub>O.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Representação esquemática do processo de nitrificação biológica. ....	39
Figura 2 - Representação esquemática do processo de desnitrificação biológica. ....	40
Figura 3 - Representação esquemática das enzimas responsáveis pelo processo de desnitrificação.....	45
Figura 4 - Localização da propriedade no município de Braço do Norte (SC).....	53
Figura 5 - Croqui experimental. ....	54
Figura 6 - Lagoa de armazenamento de dejetos na propriedade modelo. ....	55
Figura 7 - Galpão de terminação de suínos onde os dejetos são obtidos.....	56
Figura 8 - Disposição das câmaras estáticas nas parcelas experimentais dos blocos I, II e IV. ....	61
Figura 9 - Visão geral da área experimental.....	62
Figura 10 - Câmara estática com seringa e termo-higrômetro acoplados para coleta de amostras gasosas. ....	63
Figura 11 - Vista da base logo após receber adubação com composto de dejetos suínos. ....	65
Figura 12 - Emissões de óxido nitroso e precipitação pluviométrica (a), conteúdos de $\text{NH}_4^+$ (b) e $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (c), espaço poroso preenchido por água e temperatura média do ar (d) ao longo do período experimental. Setas indicam o momento das adubações: DL = dejetos de suínos; CS = composto de dejetos de suínos; AM = adubação mineral suplementar.....	68
Figura 13 - Emissões acumuladas (a) e emissão acumulada líquida (b) de $\text{N}_2\text{O}$ durante o período experimental. As setas indicam o momento das adubações: DL = dejetos de suínos; CS = compostos de dejetos de suínos; (AM) = adubação mineral suplementar. As barras verticais indicam a diferença mínima significativa entre os tratamentos pelo teste LSD a 5%.....	71
Figura 14 - Tela inicial do modelo DNDC.....	78
Figura 15 - Estrutura do modelo computacional DNDC.....	79
Figura 16 - Interface de input de dados climáticos.....	81
Figura 17 - Interface para inputs referentes ao solo. ....	82
Figura 18 - Comparação entre os fluxos observados e simulados ao longo da sucessão aveia-preta/milho, em Braço do Norte, SC, em 2018-2019, nos tratamentos testemunha (a), dejetos de suínos (b) e composto (c).....	87
Figura 19 - Comparação entre as emissões acumuladas observadas e simuladas ao longo da sucessão aveia-preta/milho, em Braço do Norte, SC, em 2018-2019, nos tratamentos SA (a), DLlim (b) e CSLim (c). ....	90

Figura 20 - Análise de regressão para as emissões acumuladas observadas e simuladas ao longo da sucessão aveia-preta/milho, em Braço do Norte, SC, em 2018-2019, nos tratamentos SA (a), DLlim (b) e CSLim (c). .....	92
Figura 21 - Análise de sensibilidade do modelo para o efeito da variação dos teores de argila (A) e de carbono orgânico total do solo (B) nas emissões acumuladas de N <sub>2</sub> O observadas e simuladas no tratamento DLlim ao longo da sucessão aveia-preta/milho, em Braço do Norte, SC. ....	95
Figura 22 - Análise de sensibilidade do modelo para o efeito da variação das doses (A) e fontes de nitrogênio (B) nas emissões acumuladas de N <sub>2</sub> O observadas e simuladas no tratamento SA ao longo da sucessão aveia-preta/milho, em Braço do Norte, SC, em 2018-2019. Nitrogênio aplicado em dose única, no ciclo de cultivo do milho (data: 18/09/2018). ....	96

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera a partir dos dejetos oriundos da produção animal. ....	35
Quadro 2 - Caracterização físico-química média dos dejetos de suínos (em base seca).....	36
Quadro 3 - Emissões de óxido nitroso em áreas adubadas com dejetos de suínos.....	47



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Quantidades de adubos aplicados (QA) <sup>1</sup> , teores de N, P e K dos adubos aplicados nos cultivos de milho e aveia, e quantidades de N, P e K (em kg ha <sup>-1</sup> ) aplicadas, em Braço do Norte (SC), na sucessão aveia-preta/milho.....	57
Tabela 2 - Produção (em Mg ha <sup>-1</sup> ) de aveia-preta e milho, quantidade de N <sub>2</sub> O emitida por tonelada de biomassa produzida (yield-scaled, em kg N <sub>2</sub> O-N Mg <sup>-1</sup> produzida) e fator de emissão (EF) nos solos avaliados. ....	73
Tabela 3 - Parâmetros de input utilizados no modelo na camada de 0-10 cm de solo.....	83
Tabela 4 - Comparação das emissões totais de N <sub>2</sub> O (em kg ha <sup>-1</sup> N <sub>2</sub> O-N) entre os valores observados e simulados. ....	89
Tabela 5 - Resumo do índice revisado de concordância de Willmott (dr), erro absoluto médio (EAM), raiz quadrada do erro médio quadrático (RMSE), índice de eficiência (EF), coeficiente de massa residual (CRM), e parâmetros estatísticos da equação de regressão linear (y= ax + b) entre os valores observados e simulados. ....	93

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ACCS - Associação Catarinense de Criadores de Suínos
- AGRISUS - Fundação Agricultura Sustentável
- AM – Adubação mineral
- CD – Coeficiente de determinação
- CEPA - Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola
- COD – Carbono orgânico dissolvido
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- COP15 - 15ª Conferência das Nações Unidas sobre as Mudanças Climáticas
- COS – Carbono orgânico do solo
- CQNUMC - Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima
- CRM - Coeficiente de massa residual
- CS - Composto de dejetos suínos
- CSlim – Composto de dejetos suíno associado à adubação mineral
- Csol - Carbono solúvel
- CTC - Capacidade de troca de cátions
- DBO – Demanda bioquímica de oxigênio
- DCD - Dicianodiamida
- DL - Dejetos de suínos
- DLlim – Dejetos de suínos associados à adubação mineral
- DNDC – DeNitrification – DeComposition
- DNRA - Dissimilatory reduction of nitrate to nitrite and ammonium
- dr - Índice revisado de concordância de Wilmott
- EAM - Erro absoluto médio
- EF – Eficiência
- EF% – Fator de emissão

EM – Erro máximo

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina

EPSA – Espaço poroso saturado por água

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations

FAPESC - Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina

FATMA – Fundação do Meio Ambiente

FATMA/IMA – Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina

FINEP - Financiadora de Estudos e Projetos

GEE - Gases de efeito estufa

GEPACES - Grupo de Estudo de Predição de Adubação e Potencial de Contaminação de Elementos no Solo

GWP - Global Warming Potential

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IMA - Instituto do Meio Ambiente

IN - Instrução Normativa

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change

LABCEN – Laboratório de Biotransformações de Carbono e Nitrogênio

LABEFLU – Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos

MS – Matéria seca

NEPEA – Núcleo de Ensino, Pesquisa e Extensão em Agroecologia

OD – Oxigênio dissolvido

PETROBRAS – Petróleo Brasileiro S.A.

PPGA – Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas

PPGEA – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

QA – Quantidade de adubos aplicados

REAEGEEB - Relatório de Estimativas Anuais de Emissões de Gases de Efeito Estufa no Brasil

RMSE – Raiz do erro quadrático médio

SA – Sem adubação

SC – Santa Catarina

SEEG - Sistema de estimativas de emissões de gases de efeito estufa

SIRENE - Sistema de Registro Nacional de Emissões

TSGA II - Projeto Tecnologias Sociais para a Gestão da Água

UDESC – Universidade do Estado de Santa Catarina

UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina

UFSM – Universidade Federal de Santa Maria

USDA - United States Department of Agriculture

## LISTA DE SÍMBOLOS

% – Percentagem(s)

°C – Grau(s) Celsius

µg – Microgramas

A – Área de solo da unidade experimental

C – Carbono

C/N – Relação carbono/nitrogênio

C<sub>9</sub>H<sub>9</sub>NO<sub>3</sub> - Ácido hipúrico

Ca – Cálcio

CH<sub>4</sub> – Metano

cmolc – Centimol carga

CO<sub>2</sub> – Dióxido de carbono

Cu – Cobre

dm - Decímetro

f – Fluxo de gás

Fe - Ferro

H<sub>2</sub>S – Sulfeto de hidrogênio

ha – Hectare(s)

K – Potássio

m – Peso molecular do gás

Mg – Magnésio

Mn – Manganês

N - Nitrogênio

N<sub>2</sub> - Dinitrogênio

N<sub>2</sub>O – Óxido nitroso

Na - Sódio

NH<sub>2</sub>OH - Hidroxilamina

$\text{NH}_3$  – Amônia

$\text{NH}_4^+$  - Amônio

$\text{NO}$  – Óxido nítrico

$\text{NO}_2^-$  - Nitrito

$\text{NO}_3^-$  - Nitrato

P - Fósforo

pH – Potencial hidrogeniônico

ppmv – Parte por milhão volume

Tg - Teragramas

Ug – Umidade gravimétrica

V – Volume da câmara estática

Zn - Zinco

$\Delta C$  - Mudança na concentração do gás no interior da câmara

$\Delta G^{0'}$  - Energia de formação

$\Delta t$  – Variação de tempo entre duas coletas na mesma câmara

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>APRESENTAÇÃO DA TESE .....</b>	<b>26</b>
<b>2</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>28</b>
2.1	HIPÓTESES .....	32
2.2	OBJETIVOS .....	33
2.2.1	Objetivo geral.....	33
2.2.2	Objetivos específicos.....	33
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>34</b>
3.1	PRINCIPAIS PROCESSOS ENVOLVIDOS NAS EMISSÕES DE N <sub>2</sub> O EM SOLOS .....	37
3.1.1	Desnitrificação biótica .....	40
3.1.2	Desnitrificação abiótica .....	40
3.1.3	Redução dissimilatória do nitrato .....	41
3.1.4	Oxidação da amônia .....	41
3.2	FATORES QUE INFLUENCIAM AS EMISSÕES DE N <sub>2</sub> O EM SOLOS .....	41
3.2.1	Nutrição dos suínos.....	42
3.2.2	Estocagem e tratamento dos dejetos .....	42
3.2.3	Composição dos dejetos: carbono e outros nutrientes .....	44
3.2.4	Presença de metais pesados .....	44
3.2.5	Difusão de oxigênio.....	45
3.3	EMISSÕES DIRETAS EM SOLOS ADUBADOS COM DEJETOS SUÍNOS... 46	
<b>4</b>	<b>EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO NA SUCESSÃO AVEIA- PRETA/MILHO FERTILIZADOS COM DEJETOS DE SUÍNOS E COMPOSTO ASSOCIADOS À ADUBAÇÃO MINERAL.....</b>	<b>50</b>
4.1	INTRODUÇÃO .....	50
4.2	MATERIAL E MÉTODOS .....	52
4.2.1	Localização da área .....	52
4.2.2	Tratamentos e cultivos .....	53

4.2.3	Características dos adubos .....	55
4.2.4	Avaliações .....	61
4.2.2	Análises estatísticas.....	66
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	66
4.3.1	Fluxos de N <sub>2</sub> O.....	66
4.3.2	Emissões acumuladas de N <sub>2</sub> O .....	70
4.3.3	Yield-scaled e fator de emissão.....	72
4.3.4	Efeito do manejo na eficiência do sistema .....	73
4.3.5	Sistema de tratamento dos dejetos e emissões no campo .....	74
4.4	CONCLUSÕES .....	76
5	<b>MODELAGEM DAS EMISSÕES ATRAVÉS DO MODELO COMPUTACIONAL DNDC .....</b>	<b>77</b>
5.1	INTRODUÇÃO .....	77
5.2	MATERIAL E MÉTODOS .....	80
5.2.1	Coleta de dados .....	80
5.2.2	Entrada de dados .....	81
5.2.3	Comparação entre dados observados e simulados .....	83
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	86
5.3.1	Simulações para fluxos de N <sub>2</sub> O.....	86
5.3.2	Simulações para emissões acumuladas de N <sub>2</sub> O.....	88
5.3.3	Sensibilidade do modelo .....	91
5.4	CONCLUSÕES .....	97
6	<b>POSSIBILIDADES DE MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES .....</b>	<b>98</b>
6.1	MANIPULAÇÃO DA DIETA DOS SUÍNOS .....	98
6.2	TRATAMENTO DOS DEJETOS.....	98
6.3	ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO .....	99
6.4	MANEJO DO SOLO E DOS RESÍDUOS CULTURAIS .....	100
6.5	MANIPULAÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA DO SOLO.....	101



<b>7</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>103</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>105</b>
	<b>APÊNDICE A – Sumário dos fatores que influenciam as emissões de óxido nítrico em solos adubados com dejetos suínos e suas respectivas estratégias de controle e mitigação .....</b>	<b>116</b>
	<b>APÊNDICE B – Parâmetros de input para o tratamento SA .....</b>	<b>118</b>
	<b>APÊNDICE C – Parâmetros de input para o tratamento DLim .....</b>	<b>123</b>
	<b>APÊNDICE D – Parâmetros de input para o tratamento CSlim.....</b>	<b>130</b>
	<b>APÊNDICE E – Produção técnico-científica ao longo do doutorado .....</b>	<b>137</b>
	<b>ANEXO A – Artigo da tese publicado .....</b>	<b>142</b>

## 1 APRESENTAÇÃO DA TESE

O presente trabalho, intitulado “*Emissões de óxido nitroso provenientes da aplicação de dejetos suínos ao solo para fins de fertilização agrícola*” foi desenvolvido em experimento implantado em 2013, em uma área com histórico de produção de milho (*Zea mays* L.) e aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.) e aplicações esporádicas de dejetos de suínos sobre a superfície do solo. O experimento estava inserido em uma propriedade modelo localizada na comunidade do Pinheiral, zona rural do município de Braço do Norte (SC), e foi instalado com financiamento do Projeto Tecnologias Sociais para a Gestão da Água - TSGA II, Petrobras Socioambiental, coordenado pelo orientador dessa tese, Prof. Paulo Belli Filho. O experimento foi elaborado em parceria com o professor do Departamento de Engenharia Rural do Centro de Ciências Agrárias da UFSC, Dr. Jucinei José Comin, coorientador dessa tese de doutorado. O objetivo do experimento era avaliar os impactos do uso de dejetos de suínos nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo, na emissão de gases de efeito estufa e no rendimento das culturas, e está inserido no contexto da sustentabilidade da suinocultura.

A parceria entre o Prof. Belli e o Prof. Comin iniciou no ano 2000, com a elaboração do projeto “*Validação de tecnologias para o manejo, tratamento e valorização dos dejetos de suínos em Santa Catarina - pequenas e médias produções de suínos*” financiado pela FINEP e FAPESC e desenvolvido em Parceria entre a UFSC (Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Departamento de Engenharia Química e Alimentos e Departamento de Engenharia Rural), a EMBRAPA Suínos e Aves e a Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI). O projeto teve início em 2001, ocasião que foi implantado em uma propriedade rural no município de Braço do Norte, SC, experimento sobre a adubação do milho e aveia com dejetos de suínos e cama sobreposta de suínos sob sistema de plantio direto sem o uso de agrotóxicos para avaliar a eficiência da adubação (uso do critério de fornecimento de nitrogênio para as culturas) e as alterações nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. O experimento foi conduzido durante 11 anos e foi mantido através do financiamento da FAPESC, Projeto Tecnologias Sociais para a Gestão da Água – TSGA, Petrobras Ambiental, CNPq, UFSC, EMBRAPA Suínos e Aves e EPAGRI. Ao longo dos 11 anos de condução, foram desenvolvidos os seguintes projetos: Indicadores biológicos do solo como uma alternativa para o uso racional de dejetos de suínos como Fertilizante orgânico; Desempenho da adubação com dejetos de suínos na produtividade de milho e aveia sob plantio direto sem agrotóxicos e a qualidade do solo; Formas de cobre e zinco em solo adubado com dejetos suínos e alterações bioquímicas e fisiológicas em plantas de milho.; Formas e especiação iônica de

cobre e zinco no solo e alterações bioquímicas e fisiológicas em plantas cultivadas em solo contaminado com elementos traço.; Especiação iônica em solos submetidos a aplicações sucessivas de cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos.; Indicadores de contaminação química e microbiológica e a resposta de culturas em solos adubados com dejetos de suínos.

Ao longo da condução do experimento a parceira foi ampliada com a participação da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) e Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC). Decorrente desse experimento de longa duração foram orientadas diversas Dissertações de Mestrado e Teses de Doutorado nos Programas de Pós-graduação em Agroecossistemas (PPGA) e no Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), ambos da UFSC.

A presente tese foi conduzida com auxílio financeiro do MCTI/CNPq (Chamada Universal Nº 01/2016), do CNPq (Processo 140879/2017-0, Edital GM/GD-Cotas do Programa de Pós-Graduação) e da Fundação Agricultura Sustentável - AGRISUS (PA Nº 2234/17; PA Nº2533/18; PA Nº2545/18). O referido trabalho também contou com o apoio institucional do Laboratório de Biotransformações de Carbono e Nitrogênio (LABCEN) e do Grupo de Estudo de Predição de Adubação e Potencial de Contaminação de Elementos no Solo (GEPACES), ambos da Universidade Federal de Santa Maria.

## 2 INTRODUÇÃO GERAL

A carne suína é a segunda proteína animal mais consumida no mundo, estando atrás apenas dos pescados (GUIMARÃES et al., 2017). Apesar do consumo nacional ser relativamente baixo (3,1 mil Mg ano<sup>-1</sup>) quando comparado a países como Estados Unidos da América (9,9 mil Mg ano<sup>-1</sup>) e China (48,9 mil Mg ano<sup>-1</sup>) (EPAGRI, 2020), a suinocultura apresenta importante destaque na economia agropecuária nacional, principalmente no setor de exportações. No ano de 2019, o Brasil figurou como o quarto maior produtor e exportador mundial de carne suína (EPAGRI, 2020). Grande parte desta cadeia produtiva está concentrada na região Sul do país, que representou no ano de 2019, aproximadamente, 67% de toda a produção industrial brasileira de suínos (EPAGRI, 2020).

O maior produtor nacional é o estado de Santa Catarina, que abateu no ano de 2019 cerca de 11,68 milhões de cabeças, o equivalente a 26,4% de toda a carne suína produzida no país. Sua produção está concentrada principalmente nas regiões Oeste e Sul do Estado (EMBRAPA SUÍNOS E AVES, 2003) e dentre os municípios com maior concentração de suínos está Braço do Norte, que no ano de 2019 correspondeu a aproximadamente 2,6% de todos os animais criados e abatidos em Santa Catarina, totalizando 357,48 mil cabeças (EPAGRI, 2020).

No município de Braço do Norte, a suinocultura representa grande parte da arrecadação tributária municipal. Juntamente com o setor moldureiro gera aproximadamente 60% da economia do município (PREFEITURA MUNICIPAL DE BRAÇO DO NORTE, 2018). Uma das particularidades da suinocultura neste município é o sistema de produção, que diferente da região Oeste do estado, é caracterizada por ser predominantemente composta por produtores independentes. Segundo o presidente do Núcleo Regional da Associação Catarinense de Criadores de Suínos (ACCS) em Braço do Norte, Adir Engel, o município conta com 133 propriedades produtoras de suínos, 17.000 matrizes no sistema de integração, 13.000 matrizes no ciclo completo independente e uma média de 204.000 suínos engordados por ano, além de 27 frigoríficos e abatedouros que trabalham prioritariamente com carne suína (COMUNICAÇÃO PESSOAL, 2018<sup>1</sup>).

Esta produção é caracterizada por sistemas intensivos e localizados, gerando um grande volume de dejetos em pequenas extensões de área (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005). Os dejetos apresentam importante papel na ciclagem de nutrientes dentro das propriedades

---

<sup>1</sup> Entrevista com o Presidente do Núcleo Regional da Associação Catarinense de Criadores de Suínos (ACCS) em Braço do Norte, Adir Engel, em 23 de maio de 2018.

rurais, contendo quantidades significativas de fósforo (P), potássio (K) e nitrogênio (N) (GATIBONI et al., 2008), sendo o seu uso como fertilizante uma alternativa para a disposição adequada desse material. Entretanto, pelas diferentes composições nutricionais, bem como aproveitamento dos nutrientes pelos diferentes rebanhos, os nutrientes presentes nos dejetos de suínos são encontrados em quantidades desbalanceadas, e o uso dos dejetos sem critérios adequados pode apresentar um risco potencial de contaminação do solo por metais pesados como cobre (Cu) e zinco (Zn) (GIROTTO et al., 2010; TIECHER et al., 2013, COUTO et al., 2015), de águas superficiais e subsuperficiais (CERETTA et al., 2010; GUARDINI et al., 2012; GIROTTO et al., 2013), além da emissão de odores (BELLI FILHO et al., 2007), da contaminação com microrganismos potencialmente patogênicos (BILOTTA & KUNZ, 2013) e da emissão de gases de efeito estufa (GEE) provenientes tanto dos processos de armazenamento quanto de aplicação no solo (GIACOMINI et al., 2014; GONZATTO et al., 2013).

Além das características químicas do solo como, por exemplo, a capacidade de troca de cátions (CTC), existem outros condicionantes que determinam a capacidade de suporte de um solo frente a riscos ambientais. A biomassa microbiana do solo desempenha um importante papel na ciclagem de nutrientes, demonstrando de forma sensível alterações no manejo ou efeitos da adição de fertilizantes orgânicos (MORALES et al., 2016), e juntamente com as emissões de  $N_2O$  e a estimativa dos estoques de C e N, podem ser importantes ferramentas de monitoramento dos impactos advindos da adubação orgânica.

Comumente os dejetos de suínos são utilizados nas propriedades rurais na forma líquida, resultado da junção da água utilizada no processo de lavagem das instalações com urina, fezes e restos de ração, que são posteriormente destinados a esterqueiras anaeróbias. A disposição desses dejetos ao solo pode potencializar as emissões de GEE, como o óxido nitroso ( $N_2O$ ) (GIACOMINI et al., 2006). Com a realização da 15ª Conferência das Nações Unidas sobre as Mudanças Climáticas (COP15) no ano de 2009 na Dinamarca, o governo brasileiro assumiu o compromisso de reduzir as emissões de GEE em 37% entre os anos de 2010 e 2020. Desta forma, outras alternativas para o manejo dos dejetos foram e estão sendo desenvolvidas e aprimoradas, como é o caso da compostagem, que vem sendo utilizada como alternativa de redução do potencial poluente dos dejetos de suínos (GIACOMINI et al., 2014). Neste sistema, os dejetos de suínos (DL) são aplicados sobre material rico em carbono, como por exemplo maravalha, serragem ou casca de arroz, visando reduzir os teores de umidade e aumentar a relação C/N, além de reduzir o volume inicial (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005). Outro ponto fundamental que contribuiu para a redução dos impactos provenientes da

destinação inadequada aos dejetos ocorreu no ano de 2014, com a atualização, em outubro de 2014, da Instrução Normativa N° 11 (IN 11) da Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (FATMA), atual Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA). Neste documento, são apresentadas as diretrizes para o licenciamento da atividade suinícola no estado. Dentre as atividades que são normatizadas pelas IN11, está a disposição dos dejetos no solo, que é definida em função da análise de solo, da necessidade nutricional da cultura a ser adubada, da concentração de nutrientes dos dejetos e do índice de eficiência agrônômica dos nutrientes para cada tipo de fertilizante orgânico utilizado nas áreas de lavoura (IMA, 2014).

Nos dejetos de suínos, o N é o nutriente encontrado em maiores concentrações (TAVARES, 2016), e as formas em que este elemento está presente dependem do tipo de armazenamento (SOUZA et al., 2009). Como os DL apresentam N predominantemente em formas amoniacais (MELO et al., 2008), ao se utilizar estes dejetos como fertilizante, as emissões de  $N_2O$  são reduzidas em detrimento das perdas na  $NH_3$  (GONZATTO et al., 2013). Entretanto, os DL apresentam elevados teores de C, principalmente em formas lábeis (MELO et al., 2008), fornecendo energia para as bactérias desnitrificadoras que, associados à disponibilidade de N e aos elevados teores de umidade, podem incrementar as emissões de  $N_2O$  para a atmosfera. Em contraponto, a cama sobreposta e o composto de dejetos de suínos (CS), apresentam maiores proporções de N em formas orgânicas (GIACOMINI; AITA, 2008), reduzindo a disponibilidade de N às bactérias desnitrificadoras, podendo assim reduzir as emissões de  $N_2O$ .

Apesar de o  $N_2O$  não apresentar concentrações tão elevadas na atmosfera quanto o dióxido de carbono ( $CO_2$ ), o seu potencial de aquecimento global é 265 vezes maior (IPCC, 2013), sendo um dos três mais importantes gases responsáveis pela maximização antrópica do efeito estufa, principalmente por sua alta reatividade (alta capacidade de absorção de ondas infravermelhas) e instabilidade atmosférica (JANTALIA et al., 2008).

Trabalhos para avaliar a emissão de  $N_2O$  após a aplicação de DL já foram desenvolvidos na região Sul do Brasil (GIACOMINI et al. 2006, 2013). Entretanto, até o presente momento, não existem estudos avaliando o impacto da utilização dos critérios legais vigentes atualmente no estado de Santa Catarina para a adubação com dejetos de suínos nas emissões de  $N_2O$ . Além disso, pouco se sabe sobre os efeitos do uso agrônômico do CS sobre a emissão deste gás, bem como do suprimento de nutrientes por meio da adubação química para complementar a adubação orgânica, conforme prevê a IN 11 do IMA.

Na literatura são encontrados diversos trabalhos relacionados aos impactos do uso de dejetos de suínos sobre a emissão de GEE (GONZATTO et al., 2013; VELTHOF; KUIKMAN;

OENEMA, 2003). Já em relação aos dejetos na forma sólida (cama sobreposta e composto), uma série de trabalhos sobre as emissões de GEE foram desenvolvidos na etapa de tratamento desses materiais (BAUTISTA et al. 2011; GIACOMINI et al. 2014; SARDÁ et al., 2010), bem como nas instalações produtivas (TAVARES, 2016), mas pouco se sabe sobre os impactos do uso do CS de suínos sobre as emissões de N<sub>2</sub>O em campo. Tampouco, devido ao pouco tempo de atualização da IN 11, se sabe os efeitos da adubação orgânica baseada no P como nutriente limitante. Outro ponto fundamental é que, em grande parte dos trabalhos existentes na literatura nacional, o direcionamento da discussão é dado às ciências agrárias, tendo pouco vínculo com estudos de contaminação ambiental. Estudos dessa natureza servem de suporte para tomadores de decisões sobre políticas públicas de planejamento do uso do solo, recomendações do uso dos dejetos com enfoque ambiental, bem como podem fornecer dados para a modelagem dos parâmetros relativos aos fluxos de N<sub>2</sub>O provenientes da atividade da suinocultura.

## 2.1 HIPÓTESES

A partir do histórico de pesquisas desenvolvidas pelo LABEFLU, NEPEA, e com base na literatura, este estudo levantou as seguintes hipóteses:

**Hipótese 1:** A adubação com composto produzido a partir dos dejetos de suínos é uma alternativa mais eficaz na redução das emissões de  $N_2O$  para a atmosfera, quando comparado aos dejetos de suínos.

**Hipótese 2:** O uso do modelo computacional DNDC (DeNitrification – DeComposition) é uma ferramenta de estimativa adequada das emissões de  $N_2O$  em solos adubados com dejetos suínos.



## 2.2 OBJETIVOS

### 2.2.1 Objetivo geral

Verificar o efeito da adubação com dejetos de suínos e composto de dejetos suínos, ambos associados à adubação mineral suplementar, na redução das emissões de  $N_2O$  em experimento de campo de longa duração realizado sobre um Argissolo Vermelho-Amarelo no município de Braço do Norte – SC, bem como avaliar a viabilidade do uso do modelo computacional DNDC (DeNitrification-DeComposition) para a predição das emissões na situação estudada.

### 2.2.2 Objetivos específicos

Verificar na literatura as principais vias de produção de  $N_2O$  em solos adubados com dejetos de suínos, bem como os fatores que influenciam as emissões nesses solos.

Quantificar as emissões de  $N_2O$  em solo adubado com composto e dejetos de suínos, com base na IN 11, na sucessão aveia-preta/milho.

Determinar o fator de emissão de  $N_2O$  para o composto e para os dejetos de suínos.

Avaliar a viabilidade do uso de um modelo computacional para a predição das emissões na situação estudada.

Elencar estratégias técnicas de mitigação das emissões de  $N_2O$  em solos adubados com dejetos de suínos.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O N<sub>2</sub>O é um dos principais gases que contribui para o efeito estufa. Com um potencial de aquecimento global (Global Warming Potential - GWP) 265 vezes superior ao do dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), em um horizonte de 100 anos, o N<sub>2</sub>O também apresenta potencial para a depreciação da camada de ozônio (IPCC, 2013)<sup>2</sup>.

As atividades antropogênicas vêm incrementando significativamente as emissões globais de N<sub>2</sub>O para a atmosfera. O aumento da concentração de N<sub>2</sub>O na atmosfera contribui para o desequilíbrio do sistema e, adicionalmente, para o incremento da magnitude dos fenômenos relacionados às mudanças climáticas. Estima-se que as concentrações de N<sub>2</sub>O na atmosfera aumentaram 20% desde 1970, a uma taxa estável de 0,73±0,03 ppmv ano<sup>-1</sup> (IPCC, 2013). Do total das emissões de GEE, no período de 2000-2010, 16% corresponderam ao N<sub>2</sub>O, o que equivale a 7,84 Gt CO<sub>2</sub>-eq ano<sup>-1</sup> (IPCC, 2013). Em uma escala global, os solos sem influência antrópica são responsáveis pela maioria das emissões de N<sub>2</sub>O (6,6 Tg N ano<sup>-1</sup>), seguido dos solos agrícolas (4,7 Tg N ano<sup>-1</sup>). Os solos agrícolas representam 27% das emissões totais (SYAKILA; KROEZE, 2011) e 60% das emissões antropogênicas deste gás para a atmosfera (AGUILERA et al., 2013). Dentre os maiores países e bloco de países emissores estão a China (18,6%), os Estados Unidos da América (9,1%), a União Européia (8,4%; composto por 28 países), a Índia (7,6%) e o Brasil (6,8%) que, em conjunto, correspondem a aproximadamente 50,6% das emissões antropogênicas globais (EUROPEAN COMMISSION, 2018). No Brasil, a agricultura é um dos setores que mais emite, correspondendo a aproximadamente 37% das emissões nacionais de N<sub>2</sub>O para a atmosfera (BRASIL, 2014).

Os dejetos da produção animal, dentre as fontes que contribuem para as emissões de N<sub>2</sub>O, no setor agrícola, correspondem entre 30 a 50% do total emitido, sendo a suinocultura responsável por aproximadamente 18% das emissões de GEE provenientes da aplicação de dejetos ao solo (FAO, 2016) (Quadro 1).

---

<sup>2</sup> Capítulo publicado na forma de artigo: MULLER JÚNIOR, V.; COMIN, J. J.; FERREIRA, G. W.; TAVARES, J. M. R.; COUTO, R. da R.; BELLI FILHO, P. Nitrous oxide emissions in soils fertilized with pig manure: soil processes and strategies of control and mitigation. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 10, n. 2, p. e23910212427, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i2.12427.

Quadro 1 - Emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera a partir dos dejetos oriundos da produção animal.

Fonte de emissão	Tg CO <sub>2</sub> equivalente ano <sup>-1</sup>	
	Mundo	Brasil
<b>Armazenamento e tratamento dos dejetos</b>		
Dejetos suínos	91,55	3,54
Dejetos bovinos	161,49	4,42
Dejetos aves	20,99	0,92
Outros <sup>1</sup>	77,78	0,63
Total	351,81	9,51
<b>Aplicação dos dejetos ao solo</b>		
Dejetos suínos	34,27	3,19
Dejetos bovinos	81,75	4,80
Dejetos aves	28,76	1,50
Outros <sup>1</sup>	47,04	1,45
Total	191,82	10,94

Fonte: FAO, 2016.

<sup>1</sup>caprinos, ovinos, bubalinos, asininos, etc.

Tg = 10<sup>12</sup> g.

Globalmente, a aplicação de dejetos de suínos no solo é responsável por aproximadamente 18% das emissões de GEE para a atmosfera com o uso de dejetos animais como fertilizantes. No Brasil, essa prática é responsável por 29% das emissões. Esse alto valor de emissão pode ser explicado pelo grande volume de dejetos de suínos produzidos diariamente

no Brasil. De maneira geral, um suíno em fase de terminação (25 a 120 kg de massa corporal) produz aproximadamente 4,5 L de dejetos por dia (IMA, 2014; TAVARES et al., 2014). Com um rebanho aproximado de 35 milhões de cabeças de suínos em crescimento-terminação (IBGE, 2016), estima-se que no Brasil são produzidos 158 milhões de litros de dejetos por dia. Se for adicionado a esse rebanho as matrizes, chega-se a um total de 39,9 milhões de cabeças (IBGE, 2016), chegando a um volume aproximado de 270 milhões de litros de dejetos por dia.

O uso dos dejetos suínos na agricultura, considerando o seu potencial fertilizante, se apresenta como uma alternativa ao descarte inadequado destes materiais nos recursos naturais (solo e água). Além de reduzir o uso de fertilizantes minerais e, conseqüentemente, os seus custos de aquisição, também reduz os impactos ambientais. Este destino aos dejetos contribui para a ciclagem de nutrientes da atividade suinícola e para o incremento do rendimento das culturas (GATIBONI et al., 2008). Os dejetos de suínos apresentam em sua composição nitrogênio (N), predominantemente na forma amoniacal ( $N-NH_4^+$ ) (SOUZA et al., 2009), e outros elementos como o fósforo (P), potássio (K), metais pesados como cobre (Cu) e zinco (Zn) (GIROTTO et al., 2010; TIECHER et al., 2013) e carbono orgânico nas formas solúveis e particulada. No quadro 2 é apresentada uma caracterização físico-química média dos dejetos de suínos em sistemas de creche (32 ciclos de produção; n = 54.715 leitões) e em crescimento-terminação (33 ciclos de produção; n = 13.276 suínos) (TAVARES, 2016).

Quadro 2 - Caracterização físico-química média dos dejetos de suínos (em base seca).

Dejeto	Creche			Crescimento-terminação		
	Média	Máx.	Mín.	Média	Máx.	Mín.
ST (g L <sup>-1</sup> )	40,9±20,2	74,5	14,9	58,2±14,9	91,8	33,7
SF (g L <sup>-1</sup> )	9,8±3,9	16,9	5,5	14,6±3,3	22,1	9,5
DQO (g L <sup>-1</sup> )	-	-	-	74,8±14,9	111,3	47,7
COT (g L <sup>-1</sup> )	17,1±9,2	30,8	4,5	-	-	-
NT (g L <sup>-1</sup> )	3,3±1,4	6,2	1,3	5,3±1,1	7,2	3,6
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (g L <sup>-1</sup> )	1,6±0,5	2,8	1	3,1±0,6	4,5	2,5
PT (g L <sup>-1</sup> )	0,7±0,3	1,3	0,3	1,2±0,3	1,8	0,7
K (g L <sup>-1</sup> )	1,9±0,8	3,9	1,1	2,2±0,5	3,6	1,5

Cu (mg L <sup>-1</sup> )	37±19	82	9	31±12	62	11
Zn (mg L <sup>-1</sup> )	303±147	540	43	53±15	90	27
pH	6,5±0,1	6,7	6,4	7,5±0,3	8,2	6,9

ST: sólidos totais; SF: sólidos fixos; DQO: demanda química de oxigênio; COT: carbono orgânico total; NT: nitrogênio total; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: nitrogênio amoniacal; PT: fosforo total; K: potássio; Cu: cobre; Zn: zinco; pH: potencial hidrogeniônico. Fonte: Adaptado de Tavares (2016).

Conforme apresentado no quadro 2, os dejetos de suínos apresentam grandes variações na concentração de sólidos, carbono, pH e nutrientes. Essa variabilidade do esterco torna difícil a adoção de um único tratamento ou estratégia de uso como fertilizante, o que aumenta os riscos ambientais associados. Devido às suas características físicas (predominantemente na fase líquida), o esterco é disposto no solo próximo às instalações de produção de suínos. O fato de ter em sua composição elevadas quantidades de água, não tem sido financeiramente atrativo transportar os dejetos a grandes distâncias. Assim, as adubações são realizadas com elevados volumes de aplicação ao solo (AITA et al., 2015), nas mesmas áreas e muitas vezes acima do previsto na legislação vigente. A aplicação continuada de dejetos pode apresentar resultados positivos ou negativos nas comunidades microbianas do solo (ABUBAKER et al., 2015). Dados da literatura apontam que áreas adubadas com dejetos de suínos apresentam maiores emissões de N<sub>2</sub>O, quando comparadas com áreas com uso de fertilizantes sintéticos, induzidas principalmente pelas mudanças nos teores de C prontamente assimiláveis (DECOCK, 2014). Entretanto, esses efeitos estão relacionados a vários fatores, como às características das comunidades microbianas pré-existentes no solo e às características tanto do manejo quanto das propriedades físicas, químicas e microbiológicas dos dejetos.

Neste contexto, será apresentada uma visão geral dos principais processos que controlam as emissões de N<sub>2</sub>O em solos adubados com dejetos de suínos. Em um segundo momento, serão descritos as fontes e os fatores de emissão associados.

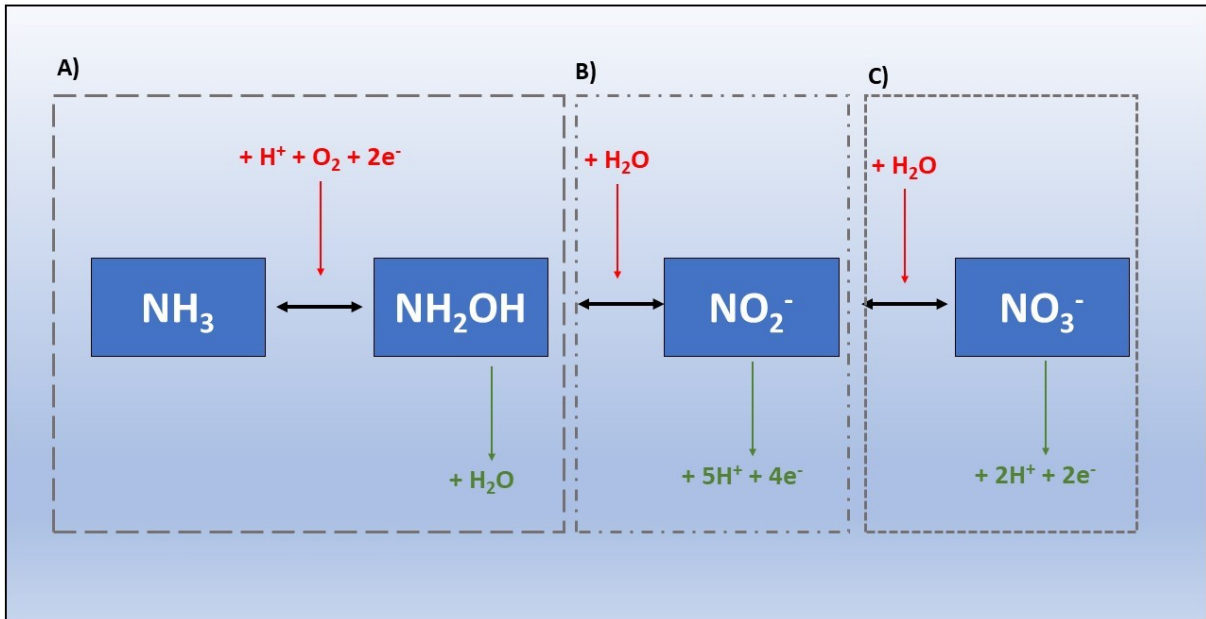
### 3.1 PRINCIPAIS PROCESSOS ENVOLVIDOS NAS EMISSÕES DE N<sub>2</sub>O EM SOLOS

Aproximadamente 70% das emissões globais de N<sub>2</sub>O dos solos são provenientes dos processos de nitrificação e desnitrificação microbiana (SYAKILA; KROEZE, 2011). As vias metabólicas responsáveis por essas emissões são amplas, ocorrendo muitas vezes processos

simultâneos de emissão e consumo deste gás (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). A adição de adubos químicos ou orgânicos induz mudanças nas comunidades microbianas (SULEIMAN et al., 2016) o que, conseqüentemente, afeta as emissões de  $N_2O$  para a atmosfera. Esses microrganismos estando associados à rizosfera, partículas de solo e material orgânico em decomposição, respondem rapidamente a alterações de manejo do solo e de fertilização, sendo bons indicadores das mudanças nas propriedades do solo (RILLIG; MUMMEY, 2006). As comunidades microbianas responsáveis pelas emissões de  $N_2O$  são vastas, apresentando organismos estritamente nitrificantes e organismos facultativos, sendo, por isso, importante a definição de estratégias de adubação em função do uso e cultura no solo. Por isso, é importante ressaltar que as comunidades modulam a sua atividade de acordo com a disponibilidade de nutrientes, carbono, oxigênio e umidade no solo (MENG; DING; CAI, 2005).

Os compostos nitrogenados presentes nos dejetos de suínos ao serem aplicados, tanto nas formas orgânicas (por exemplo, ácido hipúrico -  $C_9H_9NO_3$ ) quanto nas formas livres (por exemplo, amônia -  $NH_3$ ), são utilizados como fonte de energia pelos organismos do solo, principalmente por bactérias e arqueas. No processo de nitrificação ocorre o consumo de elétrons para a redução de 1 átomo de  $O_2$  para água (HEIL; VERECKEN; BRÜGGEMANN, 2016), produzindo alguns intermediários como a hidroxilamina ( $NH_2OH$ ) e o nitrito ( $NO_2^-$ ), gerando como produto final o nitrato ( $NO_3^-$ ) (Figura 1). Os elétrons são fornecidos por formas lábeis de carbono (PAUL; CLARK, 1989).

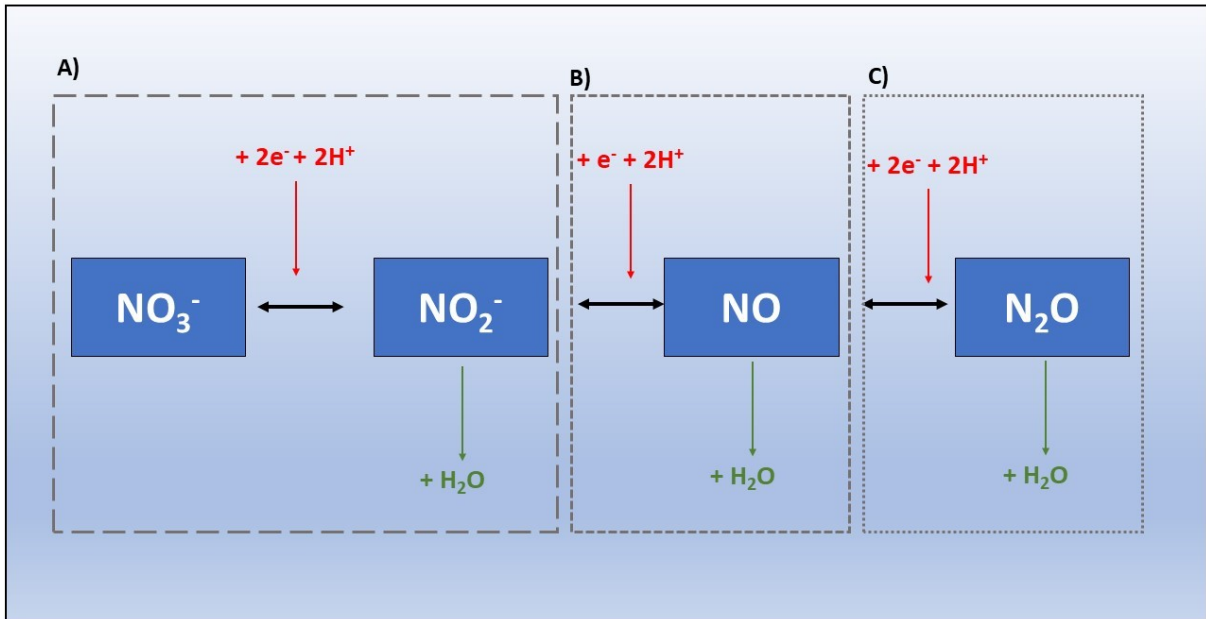
Figura 1- Representação esquemática do processo de nitrificação biológica.



Na primeira etapa do processo de nitrificação a energia de formação ( $\Delta G^{0'}$ ) é positiva, ou seja, a reação não ocorre espontaneamente, sendo necessária energia externa para que ocorra. Esta energia pode ser fornecida por fatores bióticos (por exemplo, atividade microbiana) e abióticos (por exemplo, a presença de elétrons na solução do solo). A conversão de hidroxilamina ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) em nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) ocorre rapidamente, uma vez que o valor  $\Delta G^{0'}$  da reação é negativo (reação espontânea).

Após a oxidação de  $\text{NH}_3$  a  $\text{NO}_3^-$ , ele pode então ser usado em outras vias (por exemplo, absorção pela planta e microrganismos). Quando o nitrato está presente na solução do solo, ele pode ser usado como um aceitador de elétrons pelas mesmas bactérias autotróficas oxidantes da amônia. É então reduzido a óxido nítrico ( $\text{NO}$ ) e  $\text{N}_2\text{O}$  por processos de nitrificação-desnitrificação (Figura 2).

Figura 2 - Representação esquemática do processo de desnitrificação biológica.



Quando o nitrato está presente na solução do solo, ele pode ser usado como aceitador de elétrons pelas mesmas bactérias autotróficas oxidantes que a amônia. É então reduzido a NO e N<sub>2</sub>O por processos de nitrificação-desnitrificação (Figura 2). A redução do nitrato a N<sub>2</sub>O requer elétrons e íons H<sup>+</sup> presentes na solução, ou fornecidos por microrganismos do solo. Uma descrição das principais vias envolvidas na emissão e consumo de N<sub>2</sub>O no solo, a desnitrificação biótica, é apresentada a seguir.

### 3.1.1 Desnitrificação biótica

A desnitrificação biótica é um processo respiratório bacteriano e fúngico que ocorre em condições anaeróbias, sendo a principal fonte de N<sub>2</sub>O para a atmosfera. Os microrganismos utilizam nitrato, nitrito e gases nitrogenados solúveis como aceptores de elétrons alternativos ao oxigênio (PHILLIPOT et al., 2007). A conversão dos óxidos de nitrogênio solúveis até N<sub>2</sub>O é catalisada por enzimas, que são inibidas na presença de oxigênio. Por ser um processo heterotrófico, a desnitrificação necessita de fontes lábeis de carbono como substrato (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013).

### 3.1.2 Desnitrificação abiótica



A desnitrificação abiótica ocorre predominantemente em condições de alta concentração de nitrato e em solos com  $\text{pH} < 5,0$ . Nestas condições, ocorre a decomposição química da hidroxilamina e do nitrito durante a nitrificação, formando-se  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e, eventualmente,  $\text{N}_2$ . Adicionalmente poderá ocorrer a decomposição do nitrato de amônia na presença de luz, umidade e superfícies reativas. A importância desta via como fonte de  $\text{N}_2\text{O}$  é significativamente menor quando comparada ao processo biótico (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013).

Além destes processos, o nitrito pode reagir com alguns metais presentes no solo, produzindo gases como o  $\text{N}_2\text{O}$  através de reações, por exemplo, com íons  $\text{Fe}^{+3}$  e  $\text{Cu}^{+2}$  (HEIL; VEREECKEN; BRÜGGEMANN, 2016)

### 3.1.3 Redução dissimilatória do nitrato

A amonificação do nitrato, ou *dissimilatory reduction of nitrate to nitrite and ammonium* (DNRA), é um processo conduzido tanto por organismos facultativos como por obrigatórios, que ocorre em condições estritamente anaeróbias. Este processo ocorre predominantemente em solos hidromórficos e a sua magnitude varia conforme a disponibilidade e relação entre C e N (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013).

### 3.1.4 Oxidação da amônia

A oxidação da amônia a hidroxilamina e, posteriormente, a nitrito, é um processo autotrófico, que ocorre principalmente por ação das bactérias do gênero *Nitrossomonas*, *Nitrosolobus* e *Nitrospira*, esta última associada a solos ácidos. Além da formação de nitrito ( $\text{NO}_2$ ), outros produtos da oxidação da amônia são o  $\text{N}_2\text{O}$  e íons  $\text{H}^+$ , gerando como produto final a acidificação momentânea do meio. Sob condições aeróbicas, a produção de  $\text{N}_2\text{O}$  equivale a menos de 1% da amônia oxidada, proporção que aumenta na medida que a disponibilidade de oxigênio é reduzida (MYROLD, 1998).

## 3.2 FATORES QUE INFLUENCIAM AS EMISSÕES DE $\text{N}_2\text{O}$ EM SOLOS

Os processos que governam as perdas de nitrogênio incluem uma complexidade de fatores bióticos e abióticos, como práticas de manejo, condições climáticas e atributos edáficos, que condicionam a dinâmica do nitrogênio e do carbono no solo (CONGREVES; VAN EERD,

2015). A disponibilidade de fontes de carbono facilmente assimiláveis, provenientes tanto dos dejetos quanto de resíduos agrícolas e plantas de cobertura, além do próprio carbono presente no solo, dos teores de nitrato na solução, como também a diminuição da concentração de oxigênio no solo são alguns dos fatores que contribuem para o incremento da desnitrificação biológica e, conseqüentemente, para o aumento das emissões de  $N_2O$  (VELTHOF; KUIKMAN; OENEMA, 2003).

A seguir, apresenta-se como a suinocultura pode influenciar nos processos responsáveis pela emissão de  $N_2O$  em solos. Os fatores de influência estão divididos em: (i) nutrição dos suínos, (ii) estocagem e tratamento dos dejetos, (iii) composição dos dejetos, (iv) presença de metais pesados, e (v) difusão de oxigênio.

### **3.2.1 Nutrição dos suínos**

A redução dos conteúdos de nitrogênio e carbono lábil excretados através da manipulação da dieta dos animais apresenta um potencial de mitigação das emissões de GEE, especialmente do  $N_2O$ . Nas excretas dos animais, as formas voláteis de nitrogênio estão presentes principalmente na urina (MONTES et al., 2013). Estes nutrientes são fornecidos especialmente (ou em grande parte) nos compostos proteicos disponibilizados na dieta. Assim, a manipulação dos componentes e dos teores dos ingredientes contidos nas rações pode ser uma importante ferramenta para a redução das emissões de  $N_2O$  (JONGBLOED, 2008).

Na dieta, o Cu e Zn são utilizados, respectivamente, como promotor de crescimento (RIBEIRO; PINHEIRO; GIANFELICE, 2008) e preventivo/curativo de diarreias para os suínos (LIMA; MORÉS; SANCHES, 2009). O efeito da presença desses metais será apresentado e discutido na seção 3.2.4.

### **3.2.2 Estocagem e tratamento dos dejetos**

A compostagem dos dejetos líquidos de suínos é classificada como um tratamento aeróbio, podendo ser realizada com aeração natural (passiva) ou aeração ativa (injeção de oxigênio). Em uma primeira análise, é uma alternativa para a redução do volume desse subproduto, facilitando o seu tratamento, transporte e destinação ao solo (GIACOMINI et al., 2014). A adição de material rico em carbono, geralmente serragem, maravalha ou casca de arroz, reduz as frações lábeis de carbono e nitrogênio e, conseqüentemente, as emissões de  $N_2O$ . Por exemplo, Thompson & Fleming (2003) ao avaliarem as emissões de  $CH_4$  e  $N_2O$  durante o

processo de compostagem em sistemas de aeração passiva, aeração ativa e em sistema de armazenamento de dejetos na forma líquida, verificaram uma redução de 30% nas emissões desses gases no sistema com aeração ativa, comparativamente ao sistema de armazenamento na forma líquida. Por outro lado, ao comparar o sistema de compostagem com aeração passiva, os autores verificaram um incremento das emissões em torno de 300%, comparativamente ao sistema de armazenamento na forma líquida. Os sistemas com aeração ativa são os mais eficientes na estabilização do composto, reduzindo as zonas anóxicas e, conseqüentemente, as emissões de  $N_2O$  para a atmosfera (OSADA; KURODA; YONAGA, 2000).

No Brasil, o sistema de armazenamento em esterqueiras é o mais utilizado (KUNZ; OLIVEIRA; HIGARASHI, 2004). Na legislação estadual do estado de Santa Catarina, o tempo de retenção hidráulico dos dejetos nas esterqueiras deve ser o equivalente ao intervalo de dias em que a aplicação dos dejetos ao solo foi licenciada, não devendo ser menor do que 40 dias (IMA, 2014). Este período visa a estabilização e redução da matéria orgânica, a diminuição de patógenos e a adsorção de P, sendo a taxa de descarga das esterqueiras definida com base na disponibilidade de áreas agricultáveis aptas à aplicação dos dejetos (IMA, 2014) e o limite crítico ambiental de P. Uma alternativa às esterqueiras é a utilização de biodigestores anaeróbios. Entretanto, a redução da carga orgânica, através do tratamento anaeróbio em biodigestores, tem efeitos em duas vias. Por um lado, ocorre a produção de metano ( $CH_4$ ) através da degradação de parte da matéria orgânica presente nos dejetos (CHEN; HASHIMOTO, 1978), e por outro, a degradação dos compostos de carbono gera um digerido com menor carga orgânica, e que pode reduzir as emissões após a sua aplicação no solo. A valorização agrônômica de dejetos provenientes de sistemas tratamento anaeróbio reduzem as emissões no momento da aplicação e ao longo das transformações biológicas que ocorrem no solo (nitrificação e desnitrificação), quando comparada ao dejetos bruto (DENNEHY et al., 2017). Além disso, o uso do tratamento anaeróbio pode ser uma alternativa de valorização energética, reduzindo o uso de combustíveis fósseis e os impactos ambientais associados a essa matriz energética, incluindo a emissão de gases de efeito estufa.

Ao avaliarem as emissões de  $N_2O$  em solo adubado com dejetos de suínos provenientes de diferentes sistemas de tratamento (separação de fase sólida/líquida, não tratado e tratado anaerobicamente), Bertora et al. (2008) verificaram redução significativa das perdas do N aplicado ao solo na forma de  $N_2O$ , na seguinte ordem: dejetos líquidos sem tratamento > fração líquida > anaerobicamente tratado > fração sólida. Tais efeitos são associados pelos autores aos teores de carbono, fibras e  $N-NH_4^+$  presentes nos dejetos.

### 3.2.3 Composição dos dejetos: carbono e outros nutrientes

Os conteúdos de carbono e de nutrientes (principalmente o N) presentes nos dejetos de suínos são um dos principais fatores que impactam nas emissões de gases de efeito estufa após a sua aplicação ao solo. Os suínos, por serem animais monogástricos, produzem, comparativamente aos animais poligástricos, dejetos com elevadas proporções de carbono biodegradável (AMON et al., 2007), disponíveis para os processos microbianos no solo.

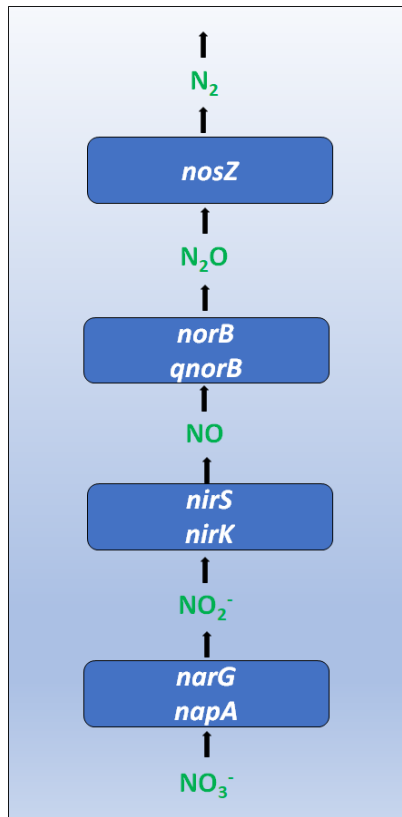
Em média 80% do N, 78% do P e 95% do K presentes nas dietas são encontrados no dejetos fresco dos animais, dependendo da espécie animal e do tipo de dieta (KIRCHMANN, 1994). No Brasil, os dejetos são aplicados predominantemente na forma líquida, em que o nitrogênio está presente majoritariamente na forma amoniacal. Uma vez no solo, esta forma de nitrogênio é utilizada como substrato para a nitrificação e desnitrificação.

### 3.2.4 Presença de metais pesados

A presença de metais pesados promove o decréscimo da diversidade genética das comunidades microbianas. Por outro lado, alguns trabalhos demonstram que a presença desses metais pode induzir à tolerância das comunidades microbianas ao longo do tempo (PHILIPPOT; HALLIN; SCHLOTER, 2007). A nitrificação e a desnitrificação são processos sensíveis a mudanças ambientais, sendo influenciados pela presença de contaminantes no solo (ABUBAKER et al., 2015). As enzimas que catalisam as reações de redução são ativadas pela expressão dos genes *narG* e *44apa* (nitrato redutase), *nirK* e *nirS* (nitrito redutase), *norB* (óxido nítrico redutase) e *nosZ* (óxido nitroso redutase) (PHILIPPOT; HALLIN; SCHLOTER, 2007).

Na literatura, os resultados indicam que a presença de metais pesados como zinco ( $Zn^{+2}$ ), níquel ( $Ni^{+2}$ ) e cádmio ( $Cd^{+2}$ ) inibem a expressão do gene *nosZ*, com destaque para o cobre ( $Cu^{+2}$ ) (em concentrações  $\geq 0,5 \text{ mg L}^{-1}$ ) (GUI et al., 2017). Este gene é responsável pela ativação da  $N_2O$  redutase, enzima que catalisa a redução do  $N_2O$  a  $N_2$  (HARTER et al., 2017) e ativada pelo gene *nosZ* (Figura 3).

Figura 3 - Representação esquemática das enzimas responsáveis pelo processo de desnitrificação.



Adaptado de Philippot, Hallin & Schloter (2007)

A inibição desta enzima resulta em acréscimos nas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  para a atmosfera. Este fenômeno é passível de ocorrer em áreas com histórico de aplicação de dejetos de suínos em superfície. Por exemplo, Tiecher et al. (2013) verificaram que, após 32 aplicações ao longo de 10 anos, os teores de Cu disponível na camada superficial do solo (0.00-0.05 m de profundidade) variaram entre 11 e 111  $\text{mg kg}^{-1}$ . Disso é importante realçar que aproximadamente 90% dos teores de Cu encontrados no solo estão em formas solúveis (na solução do solo), sendo que na camada superficial, aproximadamente 30% está na forma de Cu e 60% ligado à fração da matéria orgânica dissolvida (DE CONTI et al., 2016).

### 3.2.5 Difusão de oxigênio

A difusão de oxigênio no solo está relacionada com as suas características físicas, como estrutura, textura, teores de matéria orgânica e práticas de manejo. As práticas agrícolas promovem o adensamento do solo, reduzindo a pressão parcial de oxigênio. Além disso, com a adição dos fertilizantes orgânicos no solo, ocorre a disponibilização de carbono em formas

lábeis, além do nitrogênio, que é utilizado como substrato pelos microrganismos heterotróficos. Desta forma, ocorre a formação de microsítios de anaerobiose pelo consumo do oxigênio, gerando as condições necessárias para a desnitrificação (MENG; DING; CAI, 2005). A desnitrificação ocorre preferencialmente em condições de saturação do espaço poroso do solo por água (EPSA, %) acima de 80%.

Os dejetos suínos da fase de produção crescimento-terminação apresentam teores de sólidos em torno de 6% (TAVARES, 2016), variando entre 3% e 9%, podendo a sua aplicação na superfície do solo contribuir para a redução da difusividade do oxigênio no solo. Por exemplo, ao avaliarem o efeito da aplicação de dejetos de suínos na difusividade do oxigênio e na produção de N<sub>2</sub>O, Zhu et al. (2015) observaram que houve estímulo ao desenvolvimento de zonas de anoxia e, conseqüentemente, a produção de N<sub>2</sub>O. Este comportamento pode ser associado à inibição das enzimas responsáveis pela redução do N<sub>2</sub>O a N<sub>2</sub>. Além do efeito da adição dos dejetos, a irrigação também pode influenciar nas emissões de N<sub>2</sub>O, como observado por Arnaldo (2014), que ao avaliar o efeito da umidade sobre a frequência dos genes *nirK*, *norB* e *nosZ* no solo, verificou o aumento do número de cópias do gene *nosZ* com o incremento da umidade do solo. Meijide et al. (2007) verificaram maiores emissões de N<sub>2</sub>O após a aplicação de dejetos de suínos, coincidindo com as irrigações, em que o EPSA estava acima de 70%.

### 3.3 EMISSÕES DIRETAS EM SOLOS ADUBADOS COM DEJETOS SUÍNOS

Estudos realizados em diversas regiões do mundo (n=10) mostram variabilidade significativa nas emissões de N<sub>2</sub>O, cujas emissões acumuladas variam de 0,4 a 6,4 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> na região subtropical, 4,6 a 7,1 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> na região temperada e de 0,8 a 19,8 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> na região mediterrânea (Quadro 3).

Quadro 3 - Emissões de óxido nitroso em áreas adubadas com dejetos de suínos.

Referência	País	Clima	Cultivo	Fonte	Duração (dias)	Solo	Emissões acumuladas de N <sub>2</sub> O kg N-N <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup>	Fator de emissão <sup>b</sup> (%)
Giacomini et al. 2006	Brasil	Subtropical	Aveia preta	DAS	28	Argilo arenoso	0,4	0,2
Gonzatto et al. 2013	Brasil	Subtropical	Milho	DAS	90	Argilo arenoso	1,2	nd
Gonzatto et al. 2013	Brasil	Subtropical	Milho	DAS+PA	90	Argilo arenoso	3,2	nd
Aita et al. 2015	Brasil	Subtropical	Milho-trigo	DSA+DCD	357	Franco	5,0	0,77
Aita et al. 2015	Brasil	Subtropical	Milho-trigo	DAS	357	Franco	6,4	1,36
Chantigny et al. 2010	Canadá	Temperado	Milho	DAS	1095 <sup>a</sup>	Franco	4,6	2,4
Chantigny et al. 2010	Canadá	Temperado	Milho	DAS	1095 <sup>a</sup>	Argiloso	7,1	3,1
Dambreville et al. 2008	França	Mediterrâneo	Milho	DAS	325	Franco siltoso	0,8	0,38
Dambreville et al. 2008	França	Mediterrâneo	Milho	DL	348	Franco siltoso	1,0	1,07
Sanchez-Martin et al. 2010	Espanha	Mediterrâneo	Cebola	DL	365	Franco argilo arenoso	1,2	0,81
López-Fernández et al. 2007	Espanha	Mediterrâneo	Milho	DL	200	Franco arenoso	4,6	1,02

López-Fernández et al. 2007	Espanha	Mediterrâneo	Milho	DL inc.	200	Franco arenoso	5,1	1,27
Meijide et al. 2007	Espanha	Mediterrâneo	Milho	DL	142	Franco arenoso	8,3	1,3
Meijide et al. 2007	Espanha	Mediterrâneo	Milho	CDS+U	142	Franco arenoso	9,3	1,88
Louro et al. 2015	Espanha	Mediterrâneo	Milho silagem	DL inj.	126	Franco siltoso	19,8	1,82

DAS = dejetos suínos pós tratamento anaeróbio; DAS+PA = dejetos suínos pós tratamento anaeróbio + palha de aveia; DL = dejetos líquidos suínos; DL inc. = dejetos líquidos de suínos incorporados; DL inj. = dejetos líquidos de suínos injetados; DCD = dicianodiamida; CDS + U = composto de dejetos suínos + ureia; nd = não disponível.

<sup>a</sup>Aproximadamente. <sup>b</sup>Calculado a partir das perdas de nitrogênio, tomando como base o tratamento controle, sem aplicação de dejetos (Fator utilizado pelo IPCC: 1,25).



As maiores emissões de  $N_2O$  parecem estar relacionadas ao tipo de solo (influência da textura), ao modo de aplicação dos dejetos, principalmente se incorporado ou injetado, ao tipo de dejetos (bruto ou tratado), ao uso conjunto dos dejetos com a adubação química e a utilização de inibidores de nitrificação. Estudos apontam que as variações nas emissões estão ainda ligadas aos efeitos de umidade do solo, teores de C e N dos dejetos e tempo de estocagem dos dejetos (este reduz os teores de carbono facilmente degradável). Características climáticas e efeitos topográficos locais, como a presença de solos com características hidromórficas (DUNMOLA et al., 2010) também influenciam nas emissões, sendo difícil a utilização de fatores de emissão globais, como o proposto pelo IPCC (1,25%), em escala regional ou local.

Globalmente, outro fator associado à grande variabilidade dos valores de emissões de  $N_2O$  pode estar associado às deficiências e limitações das técnicas utilizadas para quantificação das emissões, sendo o método das câmaras estáticas o mais utilizado atualmente (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). Nesse sentido, o uso de modelos computacionais baseados nos fatores que influenciam as emissões de  $N_2O$  pode ser uma alternativa na elaboração de inventários e na definição de fatores de emissão locais e regionais.

## 4 EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO NA SUCESSÃO AVEIA-PRETA/MILHO FERTILIZADOS COM DEJETOS DE SUÍNOS E COMPOSTO ASSOCIADOS À ADUBAÇÃO MINERAL

### 4.1 INTRODUÇÃO

Apesar da produção mundial de suínos ter apresentado um decréscimo de aproximadamente 5% entre os anos de 2015 e 2019, causado por, dentre outras causas, pelo surto de Peste Suína Africana que acometeu os rebanhos chineses (USDA, 2019), no Brasil aconteceu o inverso. Com aumento considerável, a quantidade de carne suína produzida no Brasil passou de 3,519 mil Mg para 3,975 mil Mg, um incremento de aproximadamente 13% (EPAGRI/CEPA, 2019). A região Sul do Brasil concentra aproximadamente 50% do rebanho nacional, e grandes quantidades de dejetos são produzidas diariamente nessas instalações, o que torna a atividade potencialmente poluidora. Estima-se que para cada suíno em fase de terminação sejam produzidos, aproximadamente, 4,5 L de dejetos por dia, sendo esses dejetos constituídos por fezes, urina, restos de ração, pelos e água (TAVARES et al., 2014).

Com base nas estimativas de excreção média anual por suíno em fase terminação (HATFIELD; BRUMM; MELVIN, 1998; FATMA, 2014), podemos admitir que nas unidades de terminação da região Sul do Brasil são excretados anualmente 28 milhões Mg de dejetos, contendo aproximadamente 243 mil Mg de nitrogênio (N), 86 mil Mg de fósforo (P) e 138 mil Mg de potássio (K). Assim, se por um lado, esses dejetos apresentam um importante potencial fertilizante para as atividades de produção vegetal, por outro, por conterem quantidades desbalanceadas desses nutrientes, além da presença de metais de transição como cobre e zinco (Cu e Zn), seu uso sem critérios técnicos bem definidos pode contribuir para a contaminação do solo, água e atmosfera (GUARDINI et al., 2012; GIROTTO et al., 2013; LUO; O'BRIEN; HATFIELD, 2019; UWIZEYE et al., 2019).

Dentre os impactos oriundos da produção de suínos, podemos destacar as emissões de GEE, em especial do N<sub>2</sub>O, provenientes tanto das granjas (PHILIPPE; NICKS, 2015), dos sistemas de tratamento desse efluente (BERTORA et al., 2008; OLIVEIRA et al., 2020) e da aplicação desses dejetos ao solo (LOURO et al., 2015; BARAL et al., 2017; AITA et al., 2019). O N<sub>2</sub>O é um dos principais gases que contribui para o efeito estufa. Com um potencial de aquecimento global (*Global Warming Potential* - GWP) 265 vezes superior ao do dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), em um horizonte de 100 anos, o N<sub>2</sub>O também apresenta potencial para a depreciação da camada de ozônio (IPCC, 2013). Estima-se que as concentrações de N<sub>2</sub>O na

atmosfera aumentaram 20% desde 1970, a uma taxa estável de  $0,73 \pm 0,03$  ppmv ano<sup>-1</sup> (IPCC, 2013). O aumento da concentração de N<sub>2</sub>O na atmosfera contribui para o desequilíbrio dos ciclos biogeoquímicos dos nutrientes e, adicionalmente, para o incremento da magnitude dos fenômenos relacionados às mudanças climáticas. Mundialmente, a suinocultura contribui com aproximadamente 12% do total das emissões de N<sub>2</sub>O provenientes da produção animal, o equivalente a 131 milhões Mg CO<sub>2</sub> equivalente ano<sup>-1</sup> (PHILIPPE; NICKS, 2015).

No solo, o N<sub>2</sub>O é majoritariamente formado através de processos de desnitrificação anaeróbia, sendo necessária a presença de N e carbono (C) em formas solúveis para que o processo ocorra (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). Nos dejetos de suínos, o N é o nutriente encontrado em maiores concentrações (TAVARES, 2016), e as formas em que este elemento está presente dependem do tipo de armazenamento e tratamento empregado no sistema de produção (BERTORA et al., 2008). Na América Latina, o sistema de armazenamento predominante dos dejetos de suínos é na forma líquida (dejetos líquidos – DL), sem tratamento, em estruturas conhecidas como esterqueiras, sendo a disposição dos DL ao solo como fertilizante agrícola o uso mais comum nas propriedades rurais do continente (GARFI et al., 2016). As granjas geralmente concentram-se em áreas onde os custos operacionais são minimizados, e os altos custos de transporte impedem os produtores de transportar os DL para áreas distantes das lavouras que precisam de fertilizantes, resultando em aplicações concentradas e em riscos ambientais associados, como por exemplo a concentração de N (UWIZEYE et al., 2019).

Na legislação ambiental brasileira, segundo o disposto na Resolução CONAMA n.º 237/97, atividades potencialmente poluidoras devem passar pelo processo de licenciamento ambiental. No estado de Santa Catarina, a Instrução Normativa N.º 11 (IN 11) do Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA, 2014) determina que, para o processo de licenciamento, a taxa de descarga das esterqueiras seja definida com base na disponibilidade de áreas agricultáveis aptas à aplicação dos dejetos e o limite crítico ambiental de P, em que as adubações orgânicas devem ser realizadas a fim de suprir a demanda do nutriente mais limitante, ou seja, aquele que primeiro atender a recomendação de adubação, sendo os demais nutrientes suplementados via adubação mineral. Em outros países, como por exemplo os Estados Unidos da América, a descarga dos efluentes pode ser efetuada desde que o produtor comprove, através de um projeto, que sua criação não poluía os corpos hídricos. No Canadá existe, inclusive, regulamentação sobre a emissão de gases e de odores nas produções de suínos (PALHARES, 2009).

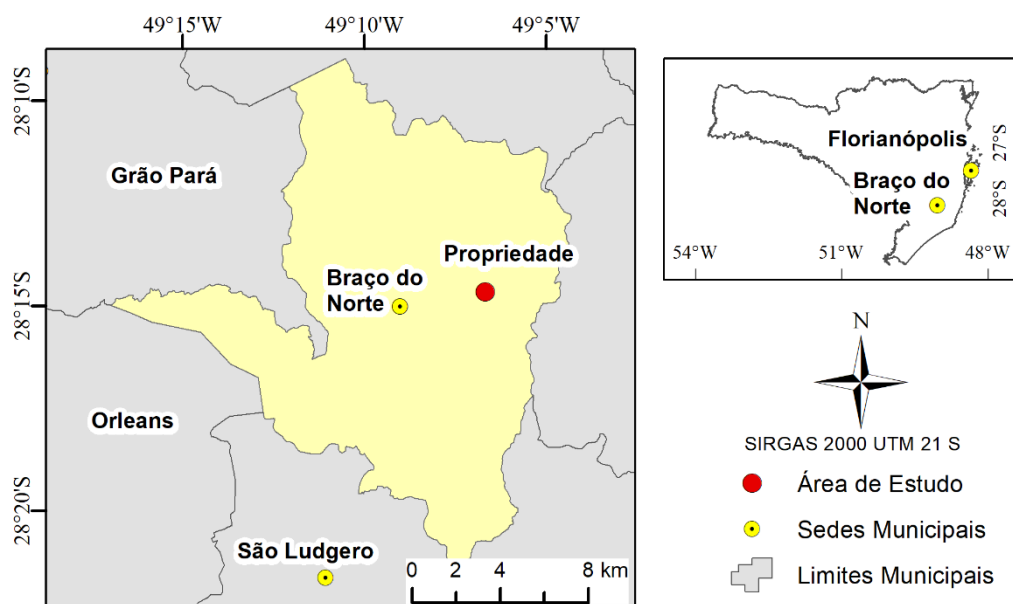
Em contraponto ao sistema de armazenamento de dejetos líquidos, a tecnologia de produção de composto de dejetos de suínos (CS) vem sendo fomentada, com o intuito de produzir um material mais homogêneo, com maior concentração de nutrientes e maior relação C/N, facilitando o seu transporte e destinação ao solo (GIACOMINI et al., 2014). Algumas técnicas de compostagem de dejetos suínos tem sido sugeridas como alternativas de mitigação das emissões de gases de efeito estufa no tratamento dos dejetos (OLIVEIRA et al., 2020). Entretanto, a sua efetiva mitigação das emissões de N<sub>2</sub>O deve ser levada em conta também avaliando as emissões após a aplicação do CS ao solo. Para tanto, nossa hipótese é que o uso do composto de dejetos de suínos associado a adubação mineral reduz as emissões de N<sub>2</sub>O quando comparado ao dejetos de suínos associado a adubação mineral após sua aplicação ao solo. O objetivo do estudo é avaliar o impacto do uso de dejetos de suínos, com base na IN 11 do IMA, sobre as emissões de N<sub>2</sub>O provenientes do solo.

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.2.1 Localização da área

O estudo foi conduzido entre junho de 2018 e março de 2019, em um experimento a campo instalado em uma fazenda de criação de suínos no município de Braço do Norte (SC), Sul do estado de Santa Catarina, região Sul do Brasil (Latitude 28°13'58", Longitude 49° 6'15" e altitude de 300 m). O clima na região é classificado como Cfa - subtropical úmido, com temperatura média anual de 18,7°C e precipitação média de 1.471 mm (Figura 4).

Figura 4 - Localização da propriedade no município de Braço do Norte (SC).



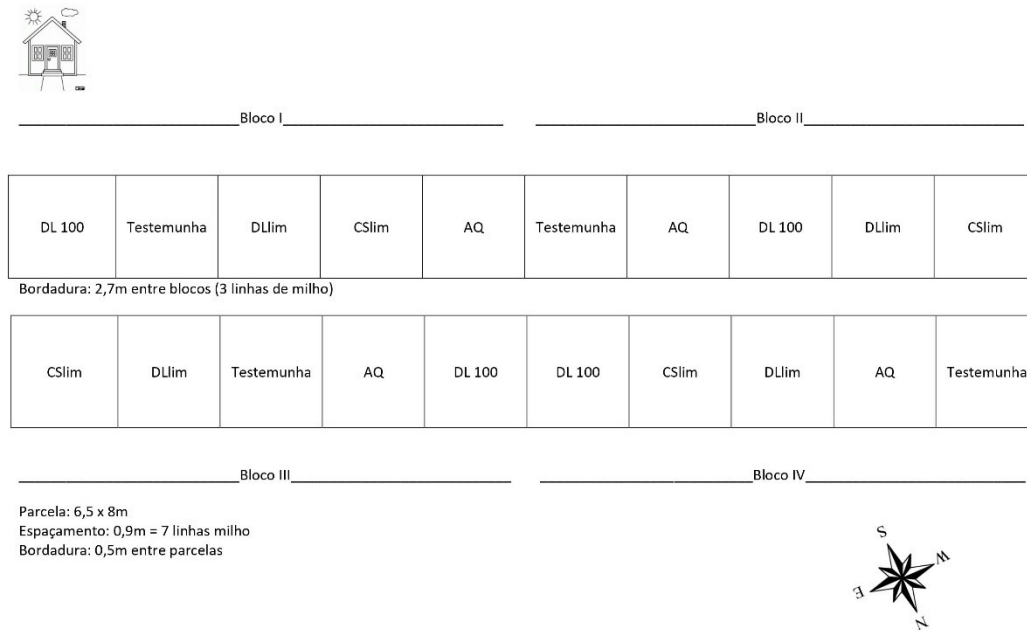
Fonte: elaboração própria (2019).

O solo foi classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo (SANTOS et al., 2013), com textura média (franco argilo-arenosa). O solo na camada de 0-20 cm possuía  $503 \text{ g kg}^{-1}$  de areia;  $198 \text{ g kg}^{-1}$  de silte e  $299 \text{ g kg}^{-1}$  de argila. Na camada de 0-10 cm, o solo apresentava as seguintes características: pH em água 5,37 (relação solo:água 1:1);  $31,76 \text{ mg dm}^{-3}$  P e  $60,72 \text{ mg dm}^{-3}$  de K (ambos extraídos por Mehlich-1);  $1,62 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  de Ca,  $0,69 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  de Mg,  $0,14 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  de Al (ambos extraídos com KCl  $1 \text{ mol l}^{-1}$ ); densidade do solo de  $1,27 \text{ Mg m}^{-3}$ ;  $5,45 \text{ g kg}^{-1}$  de C total (digestão sulfocrômica pelo método de Walkley-Black) e  $0,95 \text{ g kg}^{-1}$  de N total (digestão sulfúrica e destilação pelo método de Kjeldahl).

#### 4.2.2 Tratamentos e cultivos

A área experimental foi instalada no segundo semestre de 2013, em uma área com histórico de produção de milho (*Zea mays* L.) e aplicações esporádicas de dejetos de suínos sobre a superfície do solo. O experimento foi conduzido em sistema de preparo mínimo com sucessão de aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb.) e milho. O delineamento experimental foi em blocos casualizados (cinco tratamentos e quatro repetições), sendo que cada parcela possui dimensões de 6,5 m por 8,0 m ( $52 \text{ m}^2$ ), conforme apresentado na figura 5.

Figura 5 - Croqui experimental.



A semeadura da aveia-preta foi realizada com semeadora à lanço, com posterior incorporação das sementes com grade leve. A semeadura do milho foi realizada com plantadeira de plantio direto, com revolvimento restrito à linha de plantio.

A partir de setembro de 2013 as parcelas receberam os seguintes tratamentos: sem adubação (SA); adubação mineral (AM), seguindo a recomendação para a cultura do milho e da aveia (CQFS-RS/SC, 2004 e atualizações); composto de dejetos de suínos + adubação mineral (CSlim); dejetos de suínos + adubação mineral (DLlim); e dejetos de suínos, de acordo com a recomendação de N às culturas (DL100). Nos tratamentos CSLim e DLlim as quantidades de composto e dejetos de suínos aplicados foram calculadas de acordo com a oferta de P dessas fontes e na necessidade para manter os teores desse nutriente (extraível pelo método Mehlich-1) na classe “Alta” de disponibilidade para cada classe textural na camada 0 – 10 cm do solo. O suprimento dos demais macronutrientes foi realizado por meio da adubação mineral, complementando assim a adubação orgânica. Em cada adubação foi coletada uma amostra do composto (CS) e do dejetos de suínos (DL) para análise dos teores de N nítrico, amoniacal e teores totais (método Kjeldhal); P e K (digestão total), para a adequação das doses aplicadas e cálculos da adubação mineral suplementar, pela metodologia descrita por Tedesco et al (1995).

### 4.2.3 Características dos adubos

No presente estudo, a fim de comparar o efeito das características físico-químicas dos dejetos, foram avaliados apenas os tratamentos SA, DLlim e CSLim, em três blocos experimentais. Os DL utilizados no tratamento DLlim foram derivados de uma lagoa de armazenamento instalada na propriedade sede do experimento (Figura 6), a qual recebe dejetos de suínos em fase de terminação, e são constituídos de fezes, urina, restos de ração e água de lavação e dos bebedouros (Figura 7).

Figura 6 - Lagoa de armazenamento de dejetos na propriedade modelo.



Figura 7 - Galpão de terminação de suínos onde os dejetos são obtidos.



O CS utilizado no tratamento CSLim foi adquirido de uma empresa localizada no município de Concórdia (SC), e foi produzido em sistema de compostagem mecanizado, a partir de dejetos de suínos, maravalha e serragem, a uma taxa de incorporação de, aproximadamente, 1:6 (kg de matéria seca de substrato por kg de dejetos) e período de compostagem aeróbica por aproximadamente 6 meses. O processo é composto de 2 fases. Na fase 1, ocorre a saturação da cama de maravalha ou serragem, dividida entre 4 a 5 ciclos de saturação. Em cada ciclo são adicionados 800, 600, 400 e 200 litros de dejetos para cada  $m^3$  de substrato (aproximadamente 0,34 Mg de maravalha), totalizando 2000 litros de dejetos para cada  $m^3$  de substrato seco. Entre um ciclo e outro, o substrato saturado fica em repouso por aproximadamente 15 dias, para evaporação do excedente de umidade. Já na fase 2, ocorre a fermentação aeróbia do material, composta das fases mesofílica, termofílica e de maturação, sendo que esta etapa não pode ser menor que 45 dias, com vistas à eliminação de organismos potencialmente patogênicos.

As características dos dois adubos, bem como as quantidades aplicadas ao longo dos 07 anos de condução do experimento são apresentadas na tabela 1.



Tabela 1 - Quantidades de adubos aplicados (QA)<sup>1</sup>, teores de N, P e K dos adubos aplicados nos cultivos de milho e aveia, e quantidades de N, P e K (em kg ha<sup>-1</sup>) aplicadas, em Braço do Norte (SC), na sucessão aveia-preta/milho.

Cultivo / Aplicação	Tratamento	MS %	C %	QA*	C/N	N	P	K	N	P	K
Milho (2013/2014)	Controle	-	-	-		-	-	-	-	-	-
1ª aplicação	Composto	38,09	36,62	2.307,69	16,65	2,2	2,7	1,9	9,45	7,01	7,91
	Dejetos líquidos	1,12	31,85	21,15	10,98	2,9	8,1	7,5	5,5	16,97	17,86
Milho (2013/2014)	Controle	-	-	-		-	-	-	-	-	-
2ª aplicação	Composto	38,09	36,62	8.076,92	16,65	2,2	2,7	1,1	33,07	24,55	27,67
	Dejetos líquidos	1,12	32,43	28,85	11,79	2,7	8,6	6,3	7	24,63	20,41
Milho (2013/2014)	Controle	-	-	-		-	-	-	-	-	-
3ª aplicação	Composto	-	-	-63,93		-	-	-	-57,6	-	-5,26
	Dejetos líquidos	-	-	-88,21		-	-	-	-84,4	-	-3,16
Aveia (2014)	Controle	-	-	-		-	-	-	-	-	-
1ª aplicação	Composto	27,13	27,62	5.769,23	11,05	2,5	1	0,7	19,72	4,7	9,35
	Dejetos líquidos	4,89	23,08	19,23	4,53	5,1	1,8	7,5	3,84	1,53	7,04
Aveia (2014)	Controle	-	-	-		-	-	-	-	-	-
2ª aplicação	Composto	21,68	27,62	5.769,23 (4,42)	17,48	1,58	1,68-	-	9,88	6,30 (1,90)	7,58
	Dejetos líquidos	3,1	23,08	5,77	7,45	3,1	0,4	18,3	0,7	0,06	5,17
Milho (2014/2015)	Controle	-	-	-		-	-	-	-	-	-
1ª aplicação	Composto	28	33,45	19.230,77	10,45	3,2	0,7	0,8	13,85	20,35	3,96



3ª aplicação	Composto	23,2	30,56	11.538,46	14,62	2,09	2,21	0,53	27,97 (9,43)	41,41	14,19 (30)
	Dejetos líquidos	5,61	16,48	67,31	2,65	6,21	2,02	4,52	18,76 (35,05)	15,72 (59,71)	20,55 (12,69)
Aveia (2017)	Controle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1ª aplicação	Composto	22,46	10,95	5.769,23	4,72	2,32	1,37	0,57	15,03	12,43	7,39
	Dejetos líquidos	4,58	16,98	67,31	2,04	8,32	7,85	3,14	20,52	21,78	9,68
Aveia (2017)	Controle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2ª aplicação	Composto	22,46	10,95	4.807,69	4,72	2,56	1,08	1,71	13,82	8,16	18,46
	Dejetos líquidos	5,58	12,36	57,69	1,64	7,54	8,05	4	15,94 (21,63)	23,32	10,57
Aveia (2017)	Controle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3ª aplicação	Composto	22,46	10,95	1.923,08	4,72	2,11	1,46	1,91	4,56	4,41	8,25
	Dejetos líquidos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Milho (2017/2018)	Controle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1ª aplicação	Composto	20,79	23,54	7.692,31	11,89	1,98	2,05	1,33	15,83	22,95	21,27
	Dejetos líquidos	12,58	4,59	76,92	1,05	4,36	5,24	1,89	33,75	45,64	18,29
Milho (2017/2018)	Controle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2ª aplicação	Composto	23,56	23,54	7.692,31	11,89	1,98	2,05	1,33	17,94	26,01	24,1
	Dejetos líquidos	11,24	7,58	38,46	2,12	3,57	3,99	1,2	13,82	17,37	5,81
Milho (2017/2018)	Controle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3ª aplicação	Composto	24,86	23,54	3.846,15	11,89	1,98	2,05	1,33	9,47 (25,96)	13,72 (26,54)	12,72
	Dejetos líquidos	13,25	9,98	19,23	4,64	2,15	2,69	0,75	4,16	5,86	1,81
Aveia (2018)	Controle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1ª aplicação	Composto	36,23	17,56	8.653,85	7,57	2,32	0,94	0,26	36,37	20,63	8,15
	Dejetos líquidos	4,96	7,45	38,46	1,67	4,45	5,63	2,15	6,79	9,67	4,1
Aveia (2018)	Controle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2ª aplicação	Composto	22,46	13,25	1.923,08	5,41	2,45	1,31	1,03	5,29	3,96	4,45
	Dejetos líquidos	5,58	8,75	57,69	1,05	8,32	7,85	3,14	19,05 (0,15)	22,74	8,99 (0,03)
Milho (2018/2019)	Controle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1ª aplicação	Composto	30,21	16,54	3.846,15	5,5	3,01	3,71	1,02	17,49	30,18	11,85
	Dejetos líquidos	42,15	12,21	38,46	2,24	5,45	6,54	3,45	70,68	95,42	55,93

Milho (2018/2019)	Controle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2ª aplicação	Composto	30,21	16,54	3.846,15	5,95	2,78	2,13	1,65	16,15 (34,62)	17,32 (39,81)	19,17 (23,08)
	Dejetos líquidos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

<sup>(1)</sup> Q/A em kg/ha para composto e em m<sup>3</sup>/ha para dejetos líquidos. Os valores entre parênteses representam a suplementação mineral das adubações, em kg ha<sup>-1</sup>. Fontes: ureia (45% de N), superfosfato triplo (SFT, 46 % P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) e cloreto de potássio (KCl, 60% K<sub>2</sub>O).

#### 4.2.4 Avaliações

As medições dos fluxos de  $N_2O$  foram realizadas na superfície do solo, através do método das câmaras estáticas, conforme descrito por Aita et al (2014). As coletas iniciaram após a semeadura da aveia-preta, no dia 05/06/2018 e foram conduzidas até o final do ciclo do milho, que ocorreu em 18/03/2019, totalizando 18 avaliações em 287 dias. Foram instaladas duas câmaras estáticas por parcela, totalizando 18 câmaras (3 blocos x 3 tratamentos x 2 câmaras por parcela) distribuídas nos blocos I, II e IV, conforme apresentado nas figuras 8 e 9.

Figura 8 - Disposição das câmaras estáticas nas parcelas experimentais dos blocos I, II e IV.

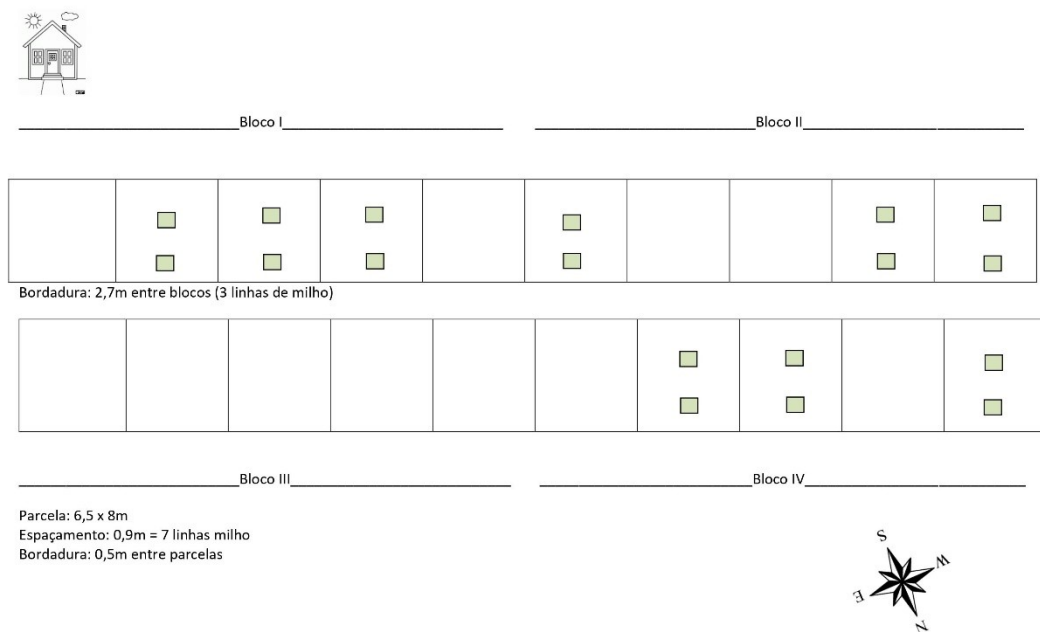


Figura 9 - Visão geral da área experimental.



A frequência de amostragens foi maior logo após as adubações, sendo as coletas realizadas preferencialmente entre as 09:00 e 10:00h da manhã, seguindo recomendação proposta por Jantalia et al (2008). As amostras de ar foram coletadas com o auxílio de seringas, em tempos de zero (0'), vinte (20') e quarenta minutos (40'), após o fechamento das câmaras (Figura 10).

Figura 10 - Câmara estática com seringa e termo-higrômetro acoplados para coleta de amostras gasosas.



A concentração de N<sub>2</sub>O foi determinada em cromatógrafo gasoso (marca Shimadzu GC - 2014 modelo 21 Greenhouse, Japão), em um período máximo de 14 dias após a coleta das amostras. Os fluxos foram calculados considerando a variação na concentração de N<sub>2</sub>O na câmara no tempo que ela permaneceu fechada, o volume da câmara, a área do solo ocupada pela câmara e o peso molecular do N<sub>2</sub>O. Para o cálculo proposto, foi utilizada a equação 1:

$$f = \Delta C / \Delta t \times V / A \times m / V_m \quad (1)$$

Onde:  $f$  é o fluxo de gás,  $\Delta C$  é mudança na concentração do gás no interior da câmara,  $\Delta t$  é o tempo de incubação,  $V$  é volume da câmara,  $A$  a área de solo da unidade experimental e  $m$  o peso molecular do gás.

As adubações foram adicionadas individualmente nas bases das câmaras estáticas em quantidades proporcionais a adubação realizada em cada parcela. Durante as avaliações, a área interna das bases foi mantida livre de plantas (Figura 11).



Figura 11 - Vista da base logo após receber adubação com composto de dejetos suínos.



A emissão acumulada de  $N_2O$  foi obtida pela integração das médias diárias. Desta forma, o fluxo médio entre duas coletas consecutivas foi calculado multiplicando-se o valor resultante pelo intervalo de tempo, em dias, decorrido entre as duas coletas. O fator de emissão (EF) de  $N_2O$  foi calculado subtraindo da emissão acumulada de  $N_2O$  do solo com DLim e

CSlim das emissões de N<sub>2</sub>O do solo SA, dividindo o valor resultante pela quantidade de N aplicada com as fontes de adubação orgânica e mineral.

A partir dos valores de rendimento das culturas e das emissões em kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> foi calculado o fator de emissão escalado, dividindo-se a emissão do respectivo tratamento (em kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup>), pela produção de matéria seca da aveia-preta e de grãos de milho (em Mg ha<sup>-1</sup>).

Em cada avaliação do N<sub>2</sub>O, foram coletadas 4 sub-amostras de solo por parcela para determinação da umidade gravimétrica do solo (Ug), bem como dos teores de N mineral, ambos conforme metodologias descritas por Tedesco et al (1995). A partir dos valores de Ug e da densidade volumétrica do solo, foram calculados os valores de espaço poroso preenchido por água (EPSA, %).

#### 4.2.2 Análises estatísticas

O efeito das adubações sobre as emissões de N<sub>2</sub>O foi avaliado através da análise descritiva dos dados, com base no erro padrão da média. Os valores de emissão acumulada, bem como o rendimento das culturas e os valores de emissão por tonelada produzida foram testados quando sua homogeneidade e normalidade e, posteriormente, foram comparados entre si pelo teste LSD (p<0,05).

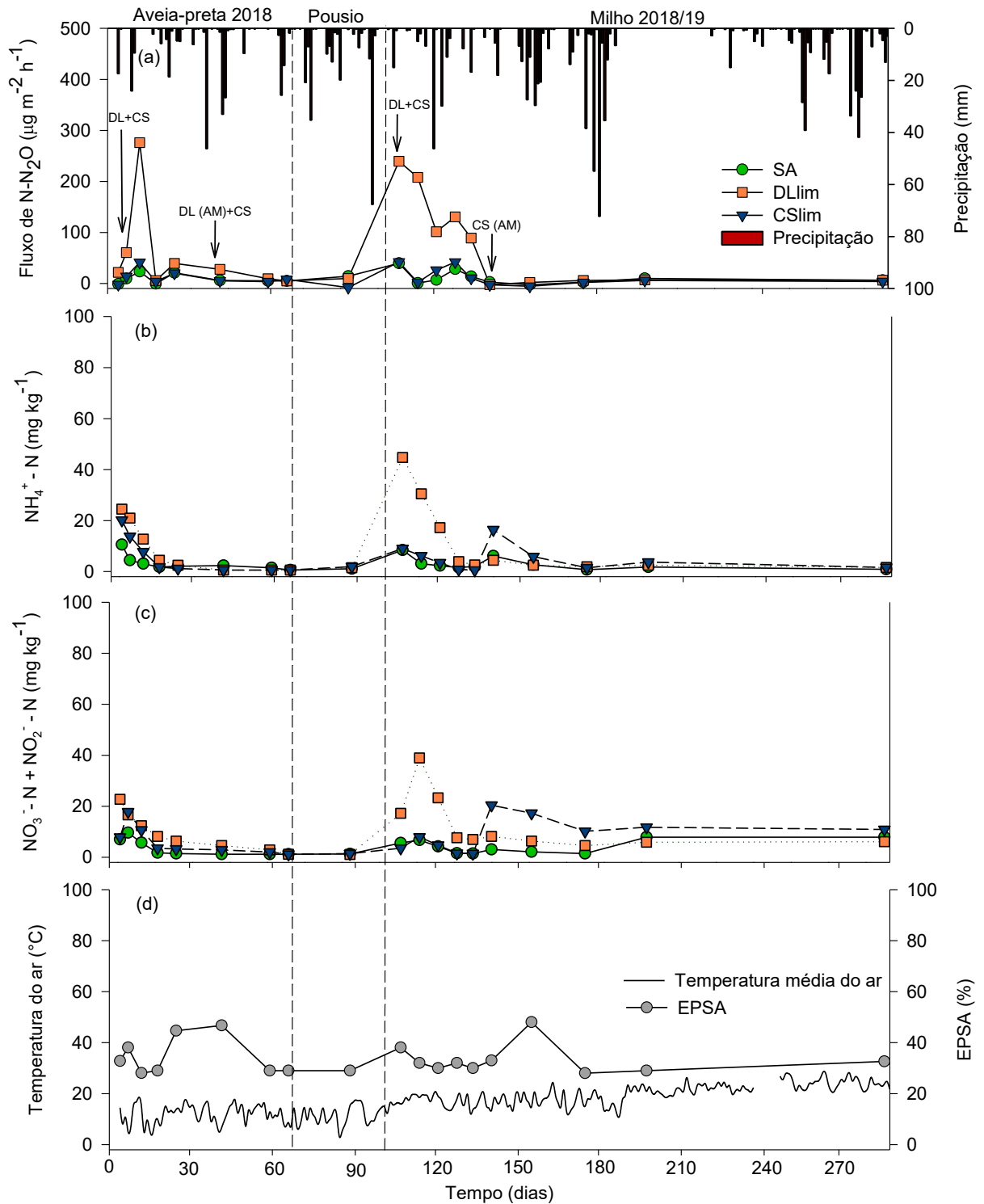
### 4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 4.3.1 Fluxos de N<sub>2</sub>O

Ao longo do ciclo da aveia-preta (0-64 dias), os fluxos de N<sub>2</sub>O aumentaram principalmente no solo com a aplicação do DLlim, apresentando um pico intenso de emissão após a primeira adubação (Figura 12a). Este aumento foi limitado aos primeiros dias após a aplicação dos DL, quando também houve aumento na disponibilidade de N mineral no solo (Figura 12b e 12c). Esse comportamento demonstra a importância da disponibilidade de N no solo, tanto em formas orgânicas quanto em formas livres, para que os processos de nitrificação e desnitrificação microbiana aconteçam (HEIL; VEREECKEN; BRÜGGEMANN, 2016). Esses dois processos associados são responsáveis por aproximadamente 70% das emissões de N<sub>2</sub>O derivadas de solos (SYAKILA; KROEZE, 2011). Neste período, os fluxos de N<sub>2</sub>O no solo variaram de -2,21 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> no solo CSlim no primeiro dia após o início das coletas (1 DAI), a 276,01 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> no solo com DLlim aos 9 DAI (Figura 12a). O elevado fluxo

de  $N_2O$  no solo DLim aos 9 DAI está relacionado à disponibilidade de C e N em formas prontamente disponíveis após a adição dos dejetos de suínos ao solo, que ocorreu aos 4 DAI. Outro fator associado são os elevados teores de N na forma amoniacal presentes nos dejetos de suínos. Ao ser adicionado ao solo, esse N é prontamente convertido à  $NO_2^-$  e, posteriormente, a  $NO_3^-$  pelo processo de nitrificação microbiana (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013).

Figura 12 - Emissões de óxido nitroso e precipitação pluviométrica (a), conteúdos de  $\text{NH}_4^+$  (b) e  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  (c), espaço poroso preenchido por água e temperatura média do ar (d) ao longo do período experimental. Setas indicam o momento das adubações: DL = dejetos de suínos; CS = composto de dejetos de suínos; AM = adubação mineral suplementar.



A segunda adubação gerou um pico de emissão menos intenso no solo DLim, mesmo sendo realizada em maior dose que a primeira, e estando associada à adubação mineral suplementar. Isso pode ter acontecido porque as plantas de aveia-preta estavam no estágio fenológico de emborrachamento, onde está ocorrendo a formação da panícula, época em que a cultura apresenta elevados teores de proteína bruta (DAVID et al., 2010), e que coincide com elevadas demandas de N pela cultura (COELHO et al., 2020). O solo com CSlim apresentou novamente emissão similar ao solo SA, provavelmente por causa dos maiores teores de MS do CS, quando comparado aos DL. Resíduos orgânicos com maiores teores de matéria seca normalmente apresentam mineralização mais lenta, com gradual disponibilização de C e N, o que se reflete na diminuição dos fluxos de N<sub>2</sub>O, o que também pode ser observado em solos com histórico de aplicações de cama sobreposta de suínos (GIACOMINI; AITA, 2008).

As emissões de N<sub>2</sub>O ao longo do ciclo de cultivo do milho (106-287 dias), variaram de -5,59 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> no solo CSlim aos 155 DAI, a 239,44 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> no solo com aplicação de DLim aos 106 DAI (Figura 12a). Apesar da maior quantidade de N aplicada ao longo desse período não ter resultado em um pico mais intenso de N<sub>2</sub>O que o verificado no ciclo da aveia-preta, o comportamento de emissão se manteve entre os 106 e 134 DAI (Figura 12a). Diferentemente do ocorrido no ciclo de inverno, a aplicação do DL supriu a demanda de N da cultura do milho já na primeira adubação (Tabela 1), representando aproximadamente 70 kg N ha<sup>-1</sup>. Esta adubação efetuada no início do ciclo de desenvolvimento da cultura, pode ter favorecido as perdas por desnitrificação e volatilização de amônia, já que foi realizada em um momento em que a planta apresenta uma baixa demanda de N. Esse comportamento de emissão corrobora com os verificados por Shcherbak et al (2014) e Zhao et al (2015), que concluíram que, apesar de não apresentar comportamento linear, as emissões de N<sub>2</sub>O crescem à medida que as entradas de N excedem a demanda dos cultivos.

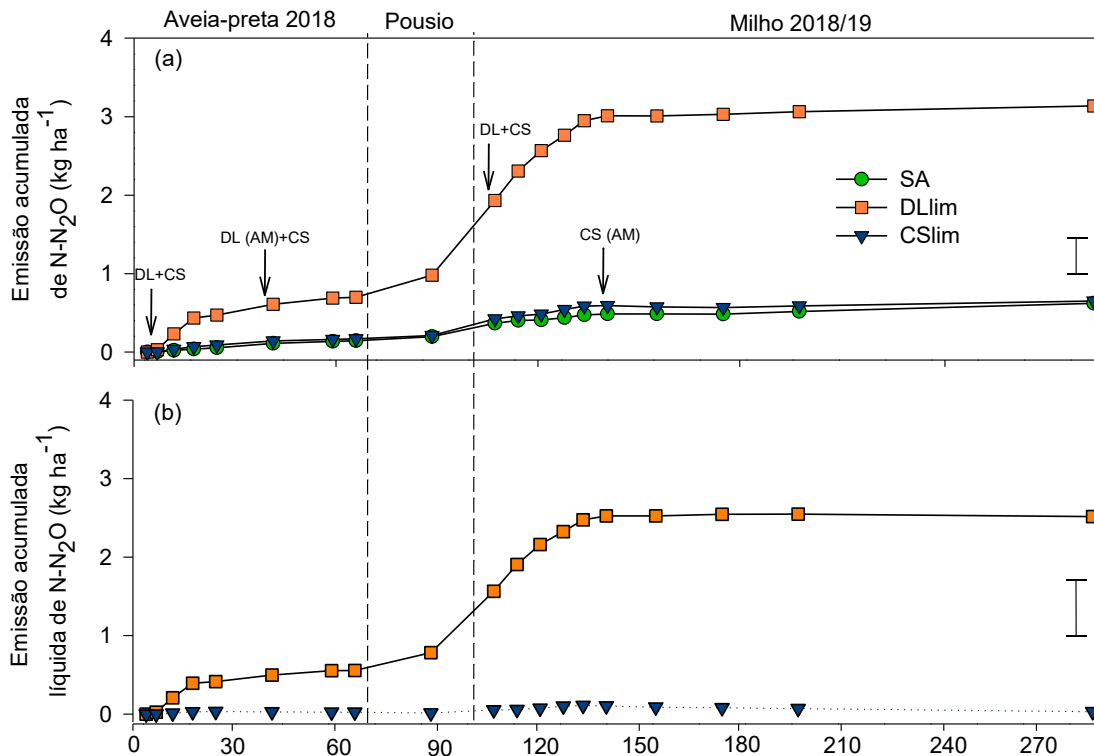
De maneira geral, logo após a aplicação do DL, ocorreu a diminuição dos fluxos de N<sub>2</sub>O, que se equipararam aos verificados no solo com CS e SA. Esse comportamento é atribuído à rápida diminuição da disponibilidade de C e N fornecido pelo DL para os microrganismos responsáveis pela produção de N<sub>2</sub>O, e corrobora com o verificado em vários estudos, como os desenvolvidos por Velthof, Peter & Oenema (2003) e Aita et al (2014). Os valores de EPSA não atingiram em nenhuma das avaliações os limites mínimos para predominância da desnitrificação (em torno de 60%), e aparentemente pouco influenciaram as emissões de N<sub>2</sub>O ao longo do período experimental (Figura 12d). Entretanto, os DL são fonte de C em formas prontamente assimiláveis, e após a sua aplicação em solos com baixo conteúdo

de C, ocorre um incremento da atividade microbiana do solo, promovendo o consumo de oxigênio e criando microsítios de anaerobiose, incrementando assim a produção de  $N_2O$  por desnitrificação (CANNAVO; RICHAUMEB; LAFOLIE, 2004). Este processo ocorre pela utilização do  $NO_3^-$  previamente presente no solo ou formado pela nitrificação do  $NH_4^+$  adicionado pelos dejetos. Desta forma, bactérias anaeróbias facultativas, capazes de utilizar o  $NO_3^-$  como aceptor de elétrons na cadeia respiratória, substituto ao  $O_2$ ; convertem esta forma de N em  $N_2O$  pelo processo de desnitrificação biótica (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). Li et al (2016), ao avaliarem o efeito da adição de resíduos vegetais de trevo vermelho (*Trifolium pratense* L., cv. Rajah), ervilhaca (*Vicia villosa*, cv. Villana) e azevém perene (*Lolium perenne* L., cv. Jumbo) marcados com o isótopo  $^{15}N$  e diferentes faixas de saturação do espaço poroso preenchido por água do solo (EPSA% = 40, 50 e 60%) nas emissões de  $N_2O$ , verificaram que a desnitrificação é o processo predominante nas emissões, independente da umidade do solo, sendo a qualidade do resíduo o fator determinante na magnitude das emissões. , Outro fator associado é a alta concentração de líquidos presente nos DL, o que pode estimular o desenvolvimento de zonas de anoxia e, conseqüentemente, a produção de  $N_2O$  (ZHU et al., 2015).

#### 4.3.2 Emissões acumuladas de $N_2O$

As emissões anuais acumuladas de  $N_2O$  diferiram entre os tratamentos, variando de 0,62  $kg\ ha^{-1}\ N_2O-N$  no solo SA, para 3,15  $kg\ ha^{-1}\ N_2O-N$  no solo DLlim, representando um aumento relativo de 508% (Figura 13a). O solo com CSLim apresentou comportamento similar ao controle SA, com emissão anual acumulada de 0,65  $kg\ ha^{-1}\ N_2O-N$ .

Figura 13 - Emissões acumuladas (a) e emissão acumulada líquida (b) de  $N_2O$  durante o período experimental. As setas indicam o momento das adubações: DL = dejetos de suínos; CS = compostos de dejetos de suínos; (AM) = adubação mineral suplementar. As barras verticais indicam a diferença mínima significativa entre os tratamentos pelo teste LSD a 5%.



Com relação as emissões líquidas anuais de  $N_2O$ , em que subtraímos os valores de emissão acumulada no solo SA, verificamos que o solo com CSLim apresentou emissão líquida próxima a zero, com valores próximos de  $0,03 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}_2\text{O-N}$ , enquanto o solo DLlim apresentou emissão líquida próximo de  $2,51 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}_2\text{O-N}$  (Figura 13b). A diferença na emissão acumulada líquida de  $N_2O$  entre os solos CSLim e DLlim foi mais acentuada ao longo do ciclo de cultivo do milho, especialmente, logo após a primeira adubação no solo DLlim, em que foi adicionado aproximadamente  $70 \text{ kg N ha}^{-1}$  (Tabela 1). Essa dose ocasionou um aumento repentino nos teores de  $\text{NH}_4^+$  no solo, que foi rapidamente convertido a  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , e, posteriormente, parcialmente desnitrificado a  $\text{N}_2\text{O}$  (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). Também pode-se associar esse aumento repentino nas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  ao incremento da disponibilidade de C em formas lábeis no solo, por causa da adição do DL (GIACOMINI et al., 2006). A partir dos 140 dias após o início das avaliações, as emissões acumuladas no DLlim apresentaram um platô, e se mantiveram estáveis até o final do período avaliado.

No solo que apresentou as maiores emissões acumuladas líquidas de N<sub>2</sub>O (DLlim), a contribuição das emissões de N<sub>2</sub>O da safra de inverno foi equivalente a 22,17%, enquanto a contribuição da safra de verão foi na ordem de 77,83%. Esse fato pode ser explicado pelo melhor parcelamento da adubação na safra de inverno, que contribuiu para um melhor aproveitamento do N aplicado pelos cultivos. O parcelamento da adubação com dejetos suínos nas fases de maior demanda das culturas aumenta a eficiência de uso do N, resultando em menores perdas (SIELING, 2004). Além disso, as temperaturas médias diárias mais amenas neste período podem ter contribuído para uma redução da atividade microbiana no solo e, conseqüentemente, uma redução das emissões de N<sub>2</sub>O. Variações temporais na biomassa microbiana do solo, bem como na sua atividade, são atribuídas a variações na temperatura do solo ao longo do ano (SHI et al., 2013).

#### **4.3.3 Yield-scaled e fator de emissão**

Para o cálculo das emissões escaladas (em kg N<sub>2</sub>O-N Mg<sup>-1</sup> de produção) e para o fator de emissão (EF) foram consideradas as emissões de N<sub>2</sub>O em cada ciclo de cultivo, totalizando 64 dias para a aveia-preta e 182 dias para o milho, bem como a produção de matéria seca da aveia-preta e a produção de grãos de milho, ambas em Mg ha<sup>-1</sup> (BARAL et al., 2017). As quantidades de N<sub>2</sub>O-N emitidos tanto no ciclo da aveia preta quanto do milho pelo solo com DLlim foram superiores às emitidas no solo com SA e CSLim. Entre os 0-64 dias após o início do experimento, as emissões de N<sub>2</sub>O no solo DLlim foram equivalentes a 0,165 kg N<sub>2</sub>O-N Mg<sup>-1</sup> MS de aveia, seguidos de 0,052 e 0,044 kg N<sub>2</sub>O-N Mg<sup>-1</sup> Mg MS de aveia para os solos CSLim e SA, respectivamente (Tabela 2).



Tabela 2 - Produção (em Mg ha<sup>-1</sup>) de aveia-preta e milho, quantidade de N<sub>2</sub>O emitida por tonelada de biomassa produzida (yield-scaled, em kg N<sub>2</sub>O-N Mg<sup>-1</sup> produzida) e fator de emissão (EF) nos solos avaliados.

Tratamento	Aveia-preta (0-64 dias)			Milho (106-287 dias)			Total (0-287 dias)		
	Produção (Mg MS ha <sup>-1</sup> )	Yield-scale (kg N <sub>2</sub> O-N Mg <sup>-1</sup> MS)	EF (%)	Produção (Mg grãos ha <sup>-1</sup> )	Yield-scale (kg N <sub>2</sub> O-N Mg <sup>-1</sup> grãos)	EF (%)	Produção total (Mg ha <sup>-1</sup> )	Yield-scale (kg N <sub>2</sub> O-N Mg <sup>-1</sup> total)	EF (%)
SA	3,37 b <sup>(1)</sup>	0,044 b	-	5,28 c	0,092 b	-	8,65 c	0,073 b	-
DLlim	4,34 a	0,165 a	0,70 a	7,43 b	0,389 a	2,78 a	11,77 b	0,268 a	3,48 a
CSlim	3,37 b	0,052b	0,17 b	10,28 a	0,046 b	0,47 b	13,65 a	0,048 b	0,65 b

<sup>(1)</sup>Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não diferem estatisticamente entre si quando comparadas pelo teste LSD (5%).

Durante os 106-287 dias, as emissões foram equivalentes a 0,389 kg N<sub>2</sub>O-N Mg<sup>-1</sup> grãos de milho no solo DLlim, seguindo de 0,092 e 0,046 kg N<sub>2</sub>O-N Mg<sup>-1</sup> grãos de milho para os solos SA e CSlim, respectivamente.

#### 4.3.4 Efeito do manejo na eficiência do sistema

O uso de composto se fez mais vantajoso quando comparado aos dejetos de suínos. Apesar de não ter proporcionado maior produção de matéria seca na cultura da aveia-preta, o CS incrementou a produção de milho, produzindo 2,85 Mg de grãos a mais que o obtido no solo com adição de DL. Além disso, o CS apresentou uma maior produção por área, que pode ser entendida como a soma das produções de matéria seca de aveia-preta e de grãos de milho (Tabela 2). O solo com adição de CS proporcionou redução significativa das emissões de N<sub>2</sub>O, quando comparado ao solo com adição de DL, na ordem de 4,8 vezes (LSD = 5%).

Analisando o total do período de condução do experimento (média entre os ciclos da aveia preta e milho), nós verificamos fatores de emissão (EF) muito similares ao observado ao longo do ciclo do milho, com valores de 0,268; 0,073, e 0,048 kg N<sub>2</sub>O-N Mg<sup>-1</sup> de aveia e milho produzidas, para os solos DLlim, SA e CSlim, respectivamente. Esse comportamento denota

um melhor aproveitamento do N adicionado no solo na forma de composto, quando comparado aos dejetos de suínos. Louro et al (2015), ao analisarem o efeito da adubação mineral e da injeção de dejetos de suínos no solo (equivalentes a 200 kg N ha<sup>-1</sup>), ao longo de dois anos, nas emissões de N<sub>2</sub>O na cultura do milho na região da Galícia (Espanha), verificaram que a adição de DL resultou em uma média de emissões escaladas pelo rendimento próximo de 0,845 kg N<sub>2</sub>O-N Mg<sup>-1</sup> MS, valores muito similares aos verificados no solo com adubação mineral (0,905 kg N<sub>2</sub>O-N Mg<sup>-1</sup> MS) e naquele sem adubação (0,855 kg N<sub>2</sub>O-N Mg<sup>-1</sup> MS). Os autores atribuíram esses elevados valores aos altos teores de C no solo. Baral et al (2017), ao avaliarem as emissões de N<sub>2</sub>O e a eficiência de uso do N durante o crescimento da cevada (*Hordeum vulgare* L.) quando fertilizada com fontes de dejetos de animais, aplicadas para fornecer 100 kg de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, verificaram valores de emissão escalada de 0,038 kg N<sub>2</sub>O-N Mg<sup>-1</sup> grãos (tratamento controle) e 0,106 kg N<sub>2</sub>O-N Mg<sup>-1</sup> grãos (tratamento com dejetos de suínos).

Os valores de EF verificados ao longo do ciclo da aveia-preta em todos os tratamentos foram abaixo do valor proposto pelo IPCC (2013), que é na ordem de 1%. Entretanto, ao longo do ciclo de cultivo do milho, o valor verificado no solo com DLlim foi de 2,78%, muito acima dos 0,47 % verificados no solo com CSLim e do preconizado pelo IPCC. Aita et al. (2018) verificaram valores de EF de 0,81% para a aplicação de dejetos bovinos em superfície na sucessão trigo/milho. No somatório do período avaliado, o valor verificado no solo adubado com DLlim foi de 3,48%, enquanto no solo com CSLim foi de 0,65%. Cabe destacar que os valores de EF obtidos no solo com CSLim foram, aproximadamente, 35% menores que os preconizados pelo IPCC (1%), evidenciando menores perdas do N aplicado nesse tratamento na forma de N<sub>2</sub>O. Este resultado enfatiza o uso do composto como alternativa aos dejetos líquidos, como fonte de nutrientes em culturas agrícolas.

Em meta-análise, Luo, O'Brien & Hatfield (2019) analisaram 39 estudos comparando o efeito da aplicação de dejetos suínos no rendimento das culturas e nas emissões de N<sub>2</sub>O. Os autores verificaram que o uso dos dejetos suínos como fertilizante não reduz os rendimentos das culturas e nem incrementam as emissões de N<sub>2</sub>O, quando comparados a adubação mineral. Entretanto, o método de tratamento dos dejetos e as condições de aplicação determinam a magnitude das emissões. Os autores constataram que a implementação de sistemas de tratamento dos dejetos reduz grande parte do C facilmente assimilável, reduzindo a possibilidade de desnitrificação biótica após a aplicação desses dejetos ao solo.

#### **4.3.5 Sistema de tratamento dos dejetos e emissões no campo**

As maiores emissões verificadas no solo com adição de DL também podem ser atribuídas às diferentes características físico-químicas entre os DL e CS, proporcionadas pelos sistemas de tratamento. Bertora et al. (2008) verificaram que o tratamento anaeróbico, bem como a separação das frações presentes nos dejetos de suínos, contribui para a redução das emissões de  $N_2O$  para a atmosfera. Ao comparar o percentual de N perdido via  $N_2O$ , os autores constataram que as emissões de  $N_2O$  no solo com adição de dejetos de suínos sem tratamento (NT) corresponderam a 4,8% do suprimento de N, enquanto no tratamento em que foi aplicada apenas a fração líquida dos dejetos ao solo (FL), essas perdas foram equivalentes a 2,8% do N aplicado, representando uma redução percentual de 42%. Entretanto, ao comparar NT com dejetos tratados em sistema anaeróbico (TA), essas perdas foram equivalentes a 1,8%, o que perfaz uma redução relativa a 62,5%. Apesar de FL e TA não apresentarem diferença estatisticamente significativa em relação às emissões de  $N_2O$ , os autores atribuíram essa redução percentual ao efeito do sistema de tratamento na composição dos dejetos, principalmente à redução nos teores de C, fibras e  $NH_4^+$  proporcionada pela digestão anaeróbia.

As perdas de N na forma de  $N_2O$  ao longo do ciclo do milho no solo com DLlim foram similares àquelas verificadas por Aita et al. (2019), ao longo de um ano de cultivo da sucessão trigo-milho no Sul do Brasil, utilizando dejetos de suínos, aplicados em superfície (EF = 2,60%). Os valores de EF verificados no solo com CSLim foram similares aos observados por Aita *et al* (2018), na mesma sucessão de culturas, entretanto utilizando dejetos de bovinos injetados no solo associado à dicianodiamida (DCD) (EF = 0,49%). Na literatura, os resultados apontam que a aplicação de dejetos em superfície reduz o rendimento da cultura do milho em até 14%, principalmente pelo incremento das perdas de N por volatilização de amônia (LUO; O'BRIEN; HATFIELD, 2019). Entretanto, o uso de máquinas e implementos para a injeção de dejetos ao solo associado à DCD é uma realidade distante de grande parte das propriedades rurais do Sul do Brasil, principalmente porque grande parte do relevo das regiões produtoras de suínos é acidentada (MORETTO; BRANDT, 2019), dificultando ou até tornando impossível o uso desses implementos em grande parte da região. Assim, o uso do CS pode ser uma alternativa mais viável tecnicamente, contribuindo para a redução das emissões de  $N_2O$  quando comparada aos DL, para a melhoria dos atributos do solo e do rendimento das culturas, já que o processo de compostagem reduz o volume inicial, concentrando os nutrientes e facilitando sua disposição ao solo.

Com os resultados obtidos no presente estudo, recomendamos que se busquem alternativas de fomento para a instalação de sistemas de compostagem dos dejetos derivados de propriedades produtoras de suínos. Apesar da tecnologia apresentar custos elevados de

instalação, a utilização do CS promove, além da redução dos impactos relativos as emissões de  $N_2O$ , um melhor rendimento das culturas agrícolas, contribuindo para uma melhor eficiência ambiental do sistema. Ressalta-se a importância do uso de técnicas que reduzam as emissões de gases estufa e amônia ao longo do processo de compostagem.

#### 4.4 CONCLUSÕES

O uso do composto derivado de dejetos de suínos associado à adubação mineral suplementar contribui para uma redução de cinco vezes, as emissões acumuladas de  $N_2O$ , comparativamente ao solo com histórico de aplicações de dejetos de suínos, associado à adubação mineral suplementar.

Os fatores de emissão de  $N_2O$  (EF) no solo com CSlim são similares àquelas observadas em outros estudos realizados na região Sul do Brasil, com injeção de dejetos animais associado à dicianodiamida.

A safra de verão (milho) contribui com 77,83% das emissões acumuladas totais de  $N_2O$ , o que faz necessário o uso de práticas que reduzam as perdas gasosas de N, em especial, o parcelamento da adubação.

## 5 MODELAGEM DAS EMISSÕES ATRAVÉS DO MODELO COMPUTACIONAL DNDC

### 5.1 INTRODUÇÃO

É conhecido que a forma mais fidedigna de obtenção de dados de emissões oriundas de sistemas de manejo agrícola e agropecuário são as medições em campo. Para isso, temos disponíveis uma vasta gama de metodologias que variam quanto ao seu grau de complexidade construtiva, escala de avaliação, incertezas e custos associados aos equipamentos utilizados nos estudos. Em estudos sobre emissões de N<sub>2</sub>O em diferentes sistemas de manejo, utilizamos uma série de metodologias padronizadas que permitem a comparação dos resultados com os obtidos em outros locais, sendo que as mais utilizadas em grande parte do mundo são as câmaras estáticas (AITA et al., 2019; SHRESTHA; WENDROTH; JACOBSEN, 2019; MÜLLER JÚNIOR et al., 2019). Uma alternativa bem aceita é o uso de câmaras automáticas, que permite a coleta das informações em tempo real, quantificando *in situ* os efluxos e influxos, por meio de infravermelho. Outra alternativa, de menor custo, é o uso de câmaras estáticas, mas estas impõem a coleta das amostras e posterior quantificação em cromatógrafos gasosos ou por comprimento infravermelho (COSTA et al., 2006).

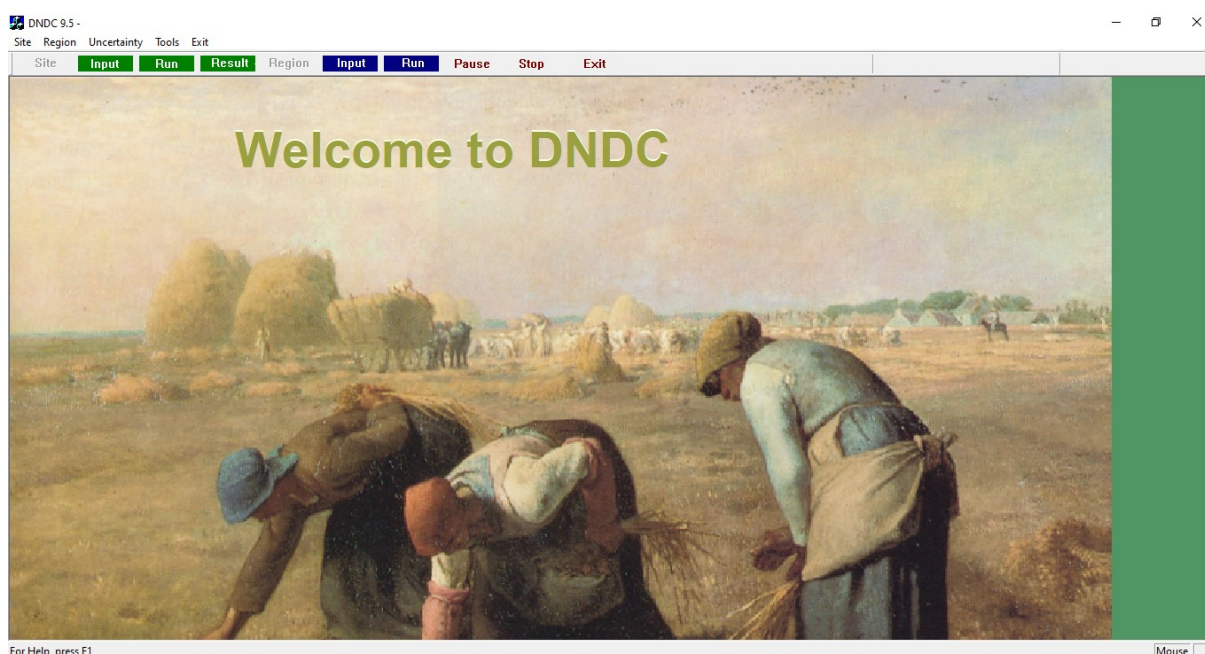
Independentemente do tipo de câmara, a grande limitação do método é a área reduzida de cobertura do solo. Apesar de não se ter indicação na literatura de medidas padronizadas, as câmaras usualmente são retangulares ou cilíndricas, e apresentam dimensões inferiores à 1m<sup>2</sup> (0,0848 m<sup>2</sup> em SHRESTHA; WENDROTH; JACOBSEN, 2019; 0,16m<sup>2</sup> em AITA et al., 2019 e MÜLLER JÚNIOR et al., 2019). Essa característica das câmaras estáticas, associada à presença de *hot spots* no solo, com variações bruscas em teores de N, C, umidade, entre outros, faz com que não seja difícil ocorrer grandes variações entre as repetições de campo, como por exemplo como verificado por López-Fernández et al. (2007) (emissões de N<sub>2</sub>O equivalentes a  $4,66 \pm 1,16$  kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) e por Meijide et al (2007) (emissões de N<sub>2</sub>O equivalentes a  $7,70 \pm 1,39$  kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), ambos em experimentos em que se utilizou dejetos suínos como fertilizante.

Outro limitador no atual cenário científico, em especial no Brasil, é a disponibilidade de recursos para as quantificações das emissões à campo. Nas situações em que os locais de medição são distantes, os custos com logística podem aumentar consideravelmente. Além disso, o custo para manutenção dos equipamentos utilizados nas medições, como por exemplo,

cromatógrafo gasoso, são elevados, tornando quase que proibitiva a execução massiva de estudos dessa natureza, o que dificulta a obtenção de inventários mais completos.

Nesse sentido, o uso de modelos computacionais para a predição das emissões de GEE é uma importante ferramenta, tanto para a obtenção de inventários, quanto para a gestão nas escalas de propriedades rurais, microbacias, regiões, ou até mesmo estados e países. Comparados aos inventários de campo, os modelos computacionais propiciam agilidade, menor custo logístico e analítico, maior possibilidade de testagem de variáveis, com um número reduzido de parâmetros de campo. Um dos modelos que permite estimar as emissões de  $N_2O$  provenientes do solo é o DNDC (DeNitrification – DeComposition) (Figura 14).

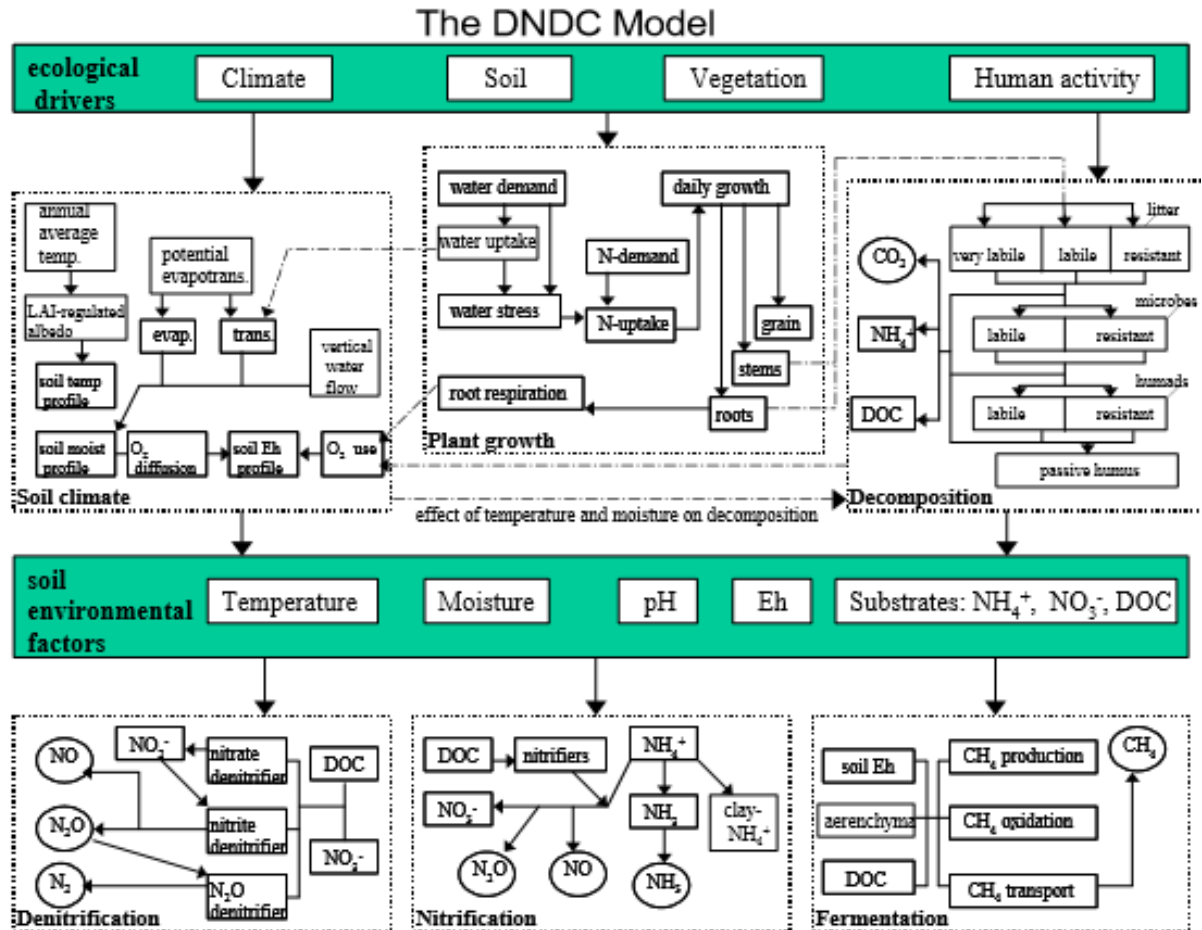
Figura 14 - Tela inicial do modelo DNDC.



O DNDC foi desenvolvido pela equipe do Professor Changsheng Li no Institute for the Study of Earth, Oceans, and Space (Instituto de Estudos da Terra, Oceanos e Espaço), na Universidade de New Hampshire, em Durham, nos Estados Unidos da América (LI, 1992). Trata-se de um simulador computacional dos processos biogeoquímicos do C e N em agroecossistemas, florestas e pântanos, que permite simular as emissões de  $N_2O$ ,  $CO_2$ ,  $CH_4$  (metano),  $NH_3$  (amônia), óxido nítrico (NO) e dinitrogênio ( $N_2$ ), que ocorrem na interface solo-planta-atmosfera. O modelo tem por base dois macrocomponentes, sendo o primeiro responsável por modelar o comportamento da temperatura do solo, umidade, pH, potencial de oxirredução, e teores de  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$  e carbono orgânico dissolvido (COD), e o segundo é

composto pelos submodelos de nitrificação, desnitrificação e fermentação (LI, 2012) (Figura 15).

Figura 15 - Estrutura do modelo computacional DNDC.



Fonte: Li et al (2012).

O DNDC permite estimar, inclusive, as emissões associadas a adição de fertilizantes orgânicos e químicos ao solo, bem como inserir dados relacionados ao desenvolvimento das culturas. Entretanto, para verificar a sensibilidade do modelo, se faz necessário a comparação com dados reais, possibilitando assim verificar as incertezas associadas aos dados obtidos no processo de modelação, além de uma análise do desempenho do modelo, com base no tratamento estatístico dos dados obtidos no processo de modelação.

O Brasil, como signatário da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (CQNUMC), tem a obrigação de elaborar inventários das emissões de gases de efeito estufa, sendo a elaboração destes documentos possível através de três principais estratégias (IPCC, 2013): Tier 1, em que se utilizam nos algoritmos os fatores de emissão globais definidos

pelo IPCC para cada atividade; Tier 2, que apresenta a mesma abordagem, sendo que os fatores de emissão são regionalizados, e; Tier 3, em que se utilizam métodos mais avançados, como a modelagem computacional.

Assim, o estudo objetivou avaliar a viabilidade do uso do modelo DNDC para a predição das emissões de N<sub>2</sub>O derivadas do sistema de adubação com dejetos de suínos utilizado no estado de Santa Catarina. Para tanto, os valores obtidos nas simulações foram comparados a dados reais, obtidos no experimento de campo descrito no Capítulo 4.

## 5.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 5.2.1 Coleta de dados

A coleta de dados foi realizada conforme descrito no Capítulo 4 (*Emissões de óxido nitroso na sucessão aveia-preta/milho fertilizados com dejetos de suínos e composto associados à adubação mineral*), em experimento conduzido em uma propriedade produtora de suínos, situada no município de Braço do Norte, Sul do Estado de Santa Catarina, região Sul do Brasil (Latitude 28°13'58", Longitude 49° 6'15 " e altitude de 300 m).

Ao longo das amostragens de ar, amostras de solo foram coletadas na camada de 0-10 cm para determinação dos valores de pH e teores de N mineral (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), umidade gravimétrica para cálculo do espaço poroso saturado por água (EPSA), por meio de valores de densidade e umidade, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

Amostras de dejetos de suínos e composto foram coletadas ao longo das avaliações para determinação das características físico-químicas. Foram determinados os teores de N total (digestão total), N amoniacal, Ca e Mg trocáveis (extraídos por KCl 1 mol L<sup>-1</sup>), pH (água), C orgânico total (oxirredução por via úmida – método de Walkley-Black), P total e K trocável (extrator Mehlich-1), segundo metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

Ao final do ciclo dos cultivos, amostras da biomassa (grãos e planta inteira) foram coletadas para quantificar o rendimento das culturas. Para tanto, amostras de aveia preta e milho foram coletadas ao final do ciclo de desenvolvimento. Para a coleta das amostras de aveia preta foi utilizado um quadro de madeira, com dimensões de 50 cm x 50 cm (0,25 m<sup>2</sup>). Foram coletadas 3 sub-amostras por parcela, totalizando 0,75 m<sup>2</sup>. Já para a amostragem das plantas de milho foram coletadas 10 plantas das 3 linhas centrais de cada parcela. O material coletado de ambas as culturas foi seco a 65 °C em estufa com circulação de ar até atingir peso constante.



Posteriormente o material foi pesado para quantificação da matéria seca, e estimativa da produção de matéria seca por hectare.

## 5.2.2 Entrada de dados

Para realizar as simulações computacionais, o modelo requer o *input* de dados relacionados às características edafoclimáticas, bem como informações fisiológicas e de produtividade das plantas cultivadas. Os parâmetros utilizados foram produção anual de biomassa e grãos, matéria seca (MS), teores de C e N, bem como a relação C/N da biomassa. O cálculo e a entrada dos dados foram feitos com base em informações obtidas no experimento de campo, além de dados para as culturas da aveia-preta e milho presentes na base de dados do programa DNDC. Também foram inseridos para as simulações as datas de plantio e colheita, a quantidade de nitrogênio adicionada, sistema de manejo, datas em que foram realizadas as operações de preparo do solo e inclinação do terreno. Nas figuras 16 e 17 são apresentadas a interface do modelo.

Figura 16 - Interface de input de dados climáticos.

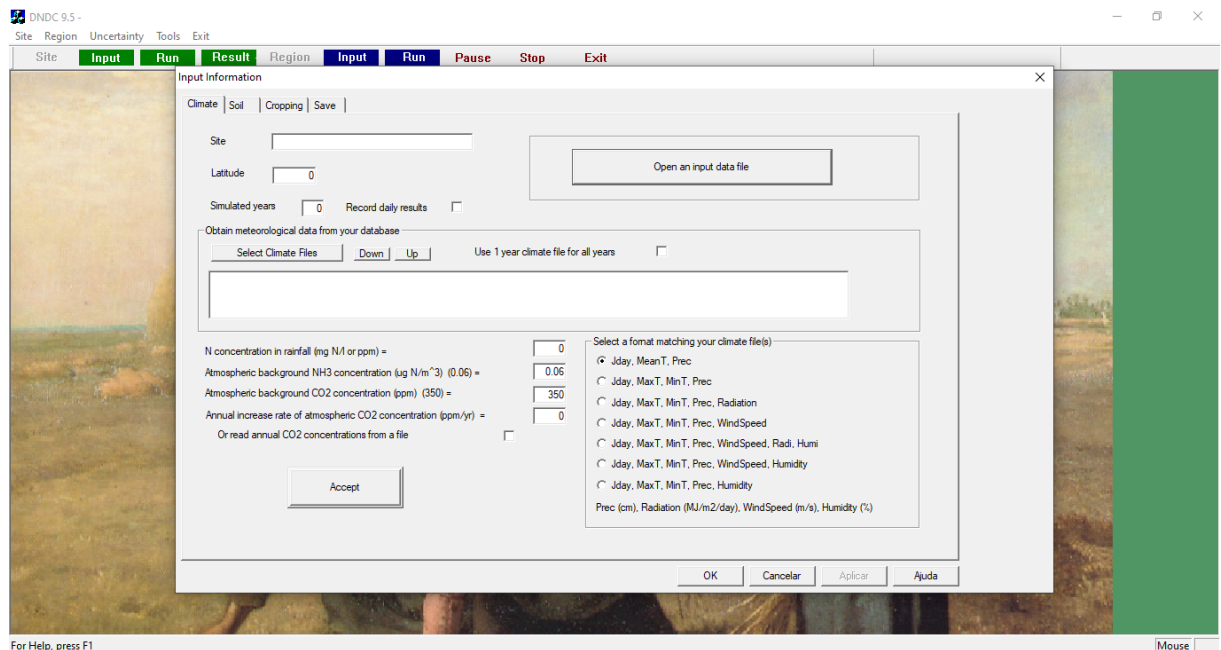
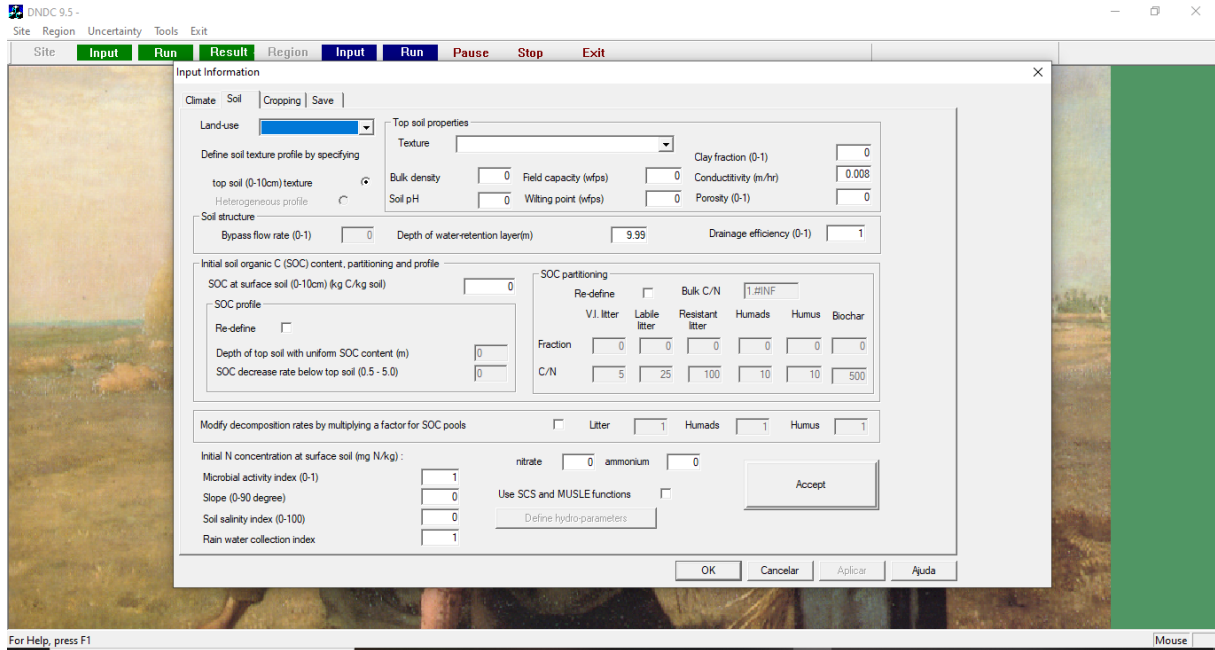


Figura 17 - Interface para inputs referentes ao solo.



Os valores utilizados para as simulações foram obtidos do experimento de campo e através da base de dados do DNDC. Os mesmos são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Parâmetros de input utilizados no modelo na camada de 0-10 cm de solo.

<i>Por tratamento</i>	SA		DLlim		CSlim	
Textura	Franco arenosa		Franco arenosa		Franco arenosa	
Densidade do solo (g cm <sup>-3</sup> ) <sup>(1)</sup>	1,50		1,49		1,48	
Espaço poroso preenchido por água (%) <sup>(1)</sup>	24		24		24	
Porosidade (%) <sup>(1)</sup>	42,1		48,2		48,2	
pH inicial	5,52		5,02		5,43	
COT inicial (g kg <sup>-1</sup> )	33,49		43,54		45,13	
Conductividade hidráulica (m h <sup>-1</sup> ) <sup>(1)</sup>	0,008		0,0227		0,0227	
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> inicial (mg kg <sup>-1</sup> )	7,00		22,75		7,88	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> inicial (mg kg <sup>-1</sup> )	19,25		21,00		20,13	
<i>Por cultura</i>	SA		DLlim		CSlim	
	Aveia	Milho	Aveia	Milho	Aveia	Milho
Demanda anual de N (kg ha <sup>-1</sup> )	40,00	70,00	40,00	70,00	40,00	70,00
Produção de matéria seca (Mg ha <sup>-1</sup> )	3,37	4,49	4,34	4,97	3,37	6,71
Rendimento de grãos (Mg ha <sup>-1</sup> )	---	5,28	---	7,43	---	10,28

<sup>(1)</sup> Calculado pelo DNDC.

Fonte: Elaboração própria (2019).

### 5.2.3 Comparação entre dados observados e simulados

A validação do modelo foi realizada por meio de comparações relativas a valores totais de emissão e valores pontuais, utilizando como referência o valor máximo admissível de 41% de variação ( $\Delta_{N_2O}$ , %). Este valor se refere às incertezas associadas às emissões de N<sub>2</sub>O obtidas pelo 4º Relatório de Estimativas Anuais de Emissões de Gases de Efeito Estufa no Brasil – REAEGEEB (BRASIL, 2017), disponibilizado pelo Sistema de Registro Nacional de Emissões (SIRENE). Para a análise de sensibilidade, foram utilizados os seguintes índices estatísticos:

índice revisado de concordância de Willmott ( $d_r$ ), erro máximo (EM), erro absoluto médio (EAM), raiz do erro quadrático médio (RMSE), índice de eficiência (EF) e coeficiente de massa residual (CRM).

Tais índices são expressos pelas seguintes equações:

Equação 2) Índice revisado de concordância de Willmott:

$$d_r = \left[ \frac{\sum (P_i - O_i)^2}{\sum \left( \left| P_i - \bar{O} \right| + \left| O_i - \bar{O} \right| \right)^2} \right]$$

(2)

em que:

$d_r$  - índice de Willmott;

$P_i$  - valores simulados,  $\text{kg ha}^{-1}$ ;

$O_i$  - valores observados,  $\text{kg ha}^{-1}$ ;

-

$\bar{O}$  - média dos valores observados,  $\text{kg ha}^{-1}$ .

Equação 3) Erro absoluto médio (EAM):

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

(3)

Equação 4) Raiz quadrada do erro médio quadrático normalizado (RMSE):

$$RMSE = \left[ \frac{1}{N} \sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2 \right]^{0,5} \times \left( \frac{100}{\bar{O}} \right)$$

(4)

Equação 5) Índice de eficiência (EF):

$$EF = \left[ \frac{\sum_{i=1}^n (oi - \bar{o}) - \sum_{i=1}^n (oi - Pi)^2}{\sum_{i=1}^n (oi - \bar{o})} \right]$$

(5)

Equação 6) Coeficiente de massa residual (CRM):

$$CRM = \left[ \frac{\sum_{i=1}^n Oi - \sum_{i=1}^n Pi}{\sum_{i=1}^n Oi} \right]$$

(6)

O índice revisado de concordância de Willmott ( $d_r$ ) (Equação 2) mede o quanto os dados estimados pelo modelo se aproximam dos observados em campo. Este índice é adimensional variando entre zero (0) e um (1), sendo que o valor zero corresponde a nenhuma concordância e o valor um indica concordância perfeita. O erro absoluto da média (EAM) corresponde ao módulo da diferença máxima entre valores simulados e de campo, e possui as mesmas dimensões da variável examinada (Equação 3). EAM e RMSE (Equação 4) são medidas de erros usadas para representar as diferenças médias entre os valores estimados e observados, sendo que os valores de RMSE são expressos em percentagem. Quanto mais próximos de zero forem os dois índices, mais precisos são os resultados modelados. EF é um coeficiente estatístico adimensional que relaciona diretamente valores previstos pelo modelo com dados observados (Equação 4). Os valores calculados de EF são indicadores da qualidade de ajuste entre dados simulados e medidos. O valor máximo possível para EF é um, e modelos que resultam em valores negativos de EF não são recomendados (WILLMOTT et al., 1985). O índice CRM (Equação 5) indica se os valores simulados estão superestimados ( $CRM < 0$ ), ou subestimados ( $CRM > 0$ ), sendo que quanto mais próximo de zero, melhor o desempenho do modelo (Equação 5). Os índices EF e CRM, assim como  $d_r$  também são adimensionais. Uma concordância perfeita entre valores simulados e observados resultaria em valores de EAM, RMSE e CRM iguais a zero, e valores de EF iguais a um.

Também foram testados os efeitos da variação dos teores de argila (%), carbono orgânico total do solo (COT,  $g\ kg^{-1}$ ), doses de N nas emissões acumuladas de  $N_2O$ , por meio de análise de regressão. O efeito das diferentes fontes de N foi testado por análise descritiva,

em que foram comparadas as variações percentuais entre os valores de emissão de N<sub>2</sub>O simulados para cada fonte de N utilizada no modelo. Em ambos os casos, foram simuladas doses e fontes de N aplicadas no dia 18/09/2018 (ciclo do milho), equivalente a 9ª avaliação.

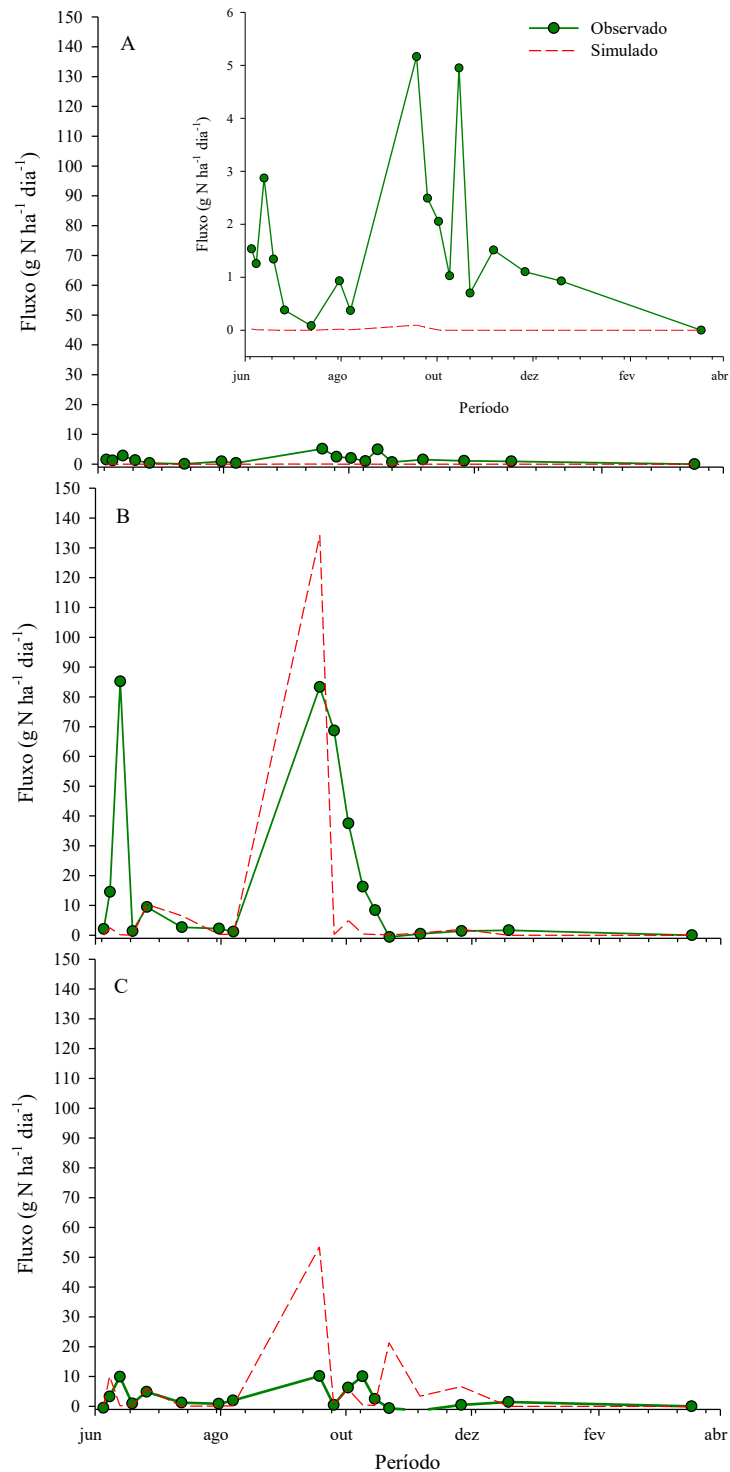
### 5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 5.3.1 Simulações para fluxos de N<sub>2</sub>O

Os dados de emissão de N<sub>2</sub>O utilizados para a avaliação da validação do modelo DNDC foram obtidos em solo cultivado na sucessão aveia-preta/milho, nos tratamentos controle sem adubação (SA), adubação com dejetos de suínos (DLlim) e adubação com composto (CSlim). Ambas as adubações orgânicas foram suplementadas com adubação química, a fim de equilibrá-las, reduzir os riscos de contaminação ambiental e melhor o suprimento nutricional para os cultivos. As práticas de manejo do solo, bem como as empregadas para o cultivo da aveia-preta e do milho, foram as mesmas nas três áreas, sendo as estratégias de adubação a única fonte de variação.

Padrões sazonais de emissões de N<sub>2</sub>O no tratamento SA revelaram discrepâncias entre valores observados e simulados em 14 das 18 datas analisadas (Figura 18a). Os menores desvios entre valores observados e simulados para os fluxos foram encontrados na 5ª, 6ª, 8ª e 18ª avaliações, sendo que o maior desvio ocorreu na 9ª coleta (5,06 g N ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>). Para o tratamento DLlim, embora o comportamento das emissões observadas e simuladas tenha apresentado a mesma dinâmica, os picos de emissão observados no campo na 3ª avaliação apresentaram maior amplitude, quando comparados aos simulados (Figura 18b). Esse pico ocorreu no ciclo da aveia-preta e apresentou elevada discrepância entre valores observados e simulados (85,05 g N ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>), estando o comportamento associado à desnitrificação do N presente nos dejetos e à ausência de sensibilidade do modelo para detectar esse processo em condições de temperaturas mais amenas que as verificadas ao longo do ciclo do milho.

Figura 18 - Comparação entre os fluxos observados e simulados ao longo da sucessão aveia-preta/milho, em Braço do Norte, SC, em 2018-2019, nos tratamentos testemunha (a), dejetos de suínos (b) e composto (c).



Já as emissões observadas a campo para o tratamento CSlim apresentaram padrões sazonais claros. Entretanto, os valores dos picos simulados foram significativamente maiores

que os observados ao longo do ciclo do milho (Figura 18c). O pico de emissão simulada na 9ª avaliação foi 43,36 g N ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> maior que o observado no campo. Um segundo pico nos valores simulados foi verificado na 14ª avaliação, mas aparentemente o modelo previu uma grande contribuição da adubação mineral suplementar nos fluxos de emissão, fato que não foi verificado à campo. Este comportamento pode ser atribuído ao adiantado estágio de desenvolvimento da cultura do milho, que estava em fase de “emborrachamento”, período de formação da panícula, época que a cultura apresenta elevadas demandas e absorção de N (COELHO et al., 2020), que pode ter absorvido o N disponível no solo e contribuído para a redução da desnitrificação. Outra possível explicação pode ser a diminuição da atividade microbiana do solo devido a eventos de precipitação e temperatura ocorridos no campo nas proximidades da 14ª avaliação. O submodelo de desnitrificação do DNDC prevê que a desnitrificação começa com um evento de chuva, cessando quando a umidade do solo (EPSA) chega ao limiar de 40% (LI et al., 1992). Sendo assim, para o modelo, à medida que a duração da chuva aumenta, as emissões de N<sub>2</sub>O aumentam de maneira quase linear, devido ao aumento da umidade do solo e, conseqüentemente, da duração da fase anaeróbia (desnitrificação). Entretanto, atualmente é sabido que há um período de latência das bactérias quando elas são estimuladas por fatores externos, como o aumento na temperatura ou um evento de precipitação, sendo muitas vezes difícil corresponder com precisão picos de emissão decorrentes de eventos climáticos (SHEN et al., 2018).

Esta maior similaridade entre os dados observados e simulados para o tratamento CSlim pode ser associada a uma maior estabilidade química do composto, o que promove uma mineralização mais lenta dos nutrientes e, conseqüentemente, menores picos de emissão em condições de temperatura e umidade elevadas. Essa menor variação, inclusive menor que a variação apresentada no tratamento SA, também pode estar associada ao predomínio da emissão de outros gases de efeito estufa, principalmente CO<sub>2</sub>.

### **5.3.2 Simulações para emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O**

As emissões totais de N<sub>2</sub>O para o tratamento SA não apresentaram uma boa simulação pelo DNDC. A diferença entre os totais observados e simulados variou, respectivamente, de 0,62 a 0,22 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> (Tabela 4). O desvio relativo dos totais observados e simulados ( $\Delta_{N_2O}$ ) foi na ordem de -64,52%, estando acima da margem de erro aceita pelo 4º REAEGEEB ( $\pm 41\%$ ).



Tabela 4 - Comparação das emissões totais de N<sub>2</sub>O (em kg ha<sup>-1</sup> N<sub>2</sub>O-N) entre os valores observados e simulados.

Tratamentos	Observado	Simulado	$\Delta_{N_2O}$ (%) <sup>(1)</sup>
SA	0,62	0,22	- 64,52
DLlim	3,15	0,75	- 76,19
CSlim	0,65	0,88	+35,38

<sup>(1)</sup> $\Delta_{N_2O}$  (%): Variação percentual entre os valores observados e simulados de emissão total.

Nos primeiros estudos para o desenvolvimento do DNDC, Li et al (1992) relataram que para níveis de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do solo abaixo de 30 mg kg<sup>-1</sup> e de carbono solúvel superior a 10 mg kg<sup>-1</sup>, o teor de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> limitou a desnitrificação total. Esse processo também pode auxiliar no entendimento do comportamento verificado no tratamento SA, em que os teores iniciais de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> eram baixos, na faixa de 7 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 3).

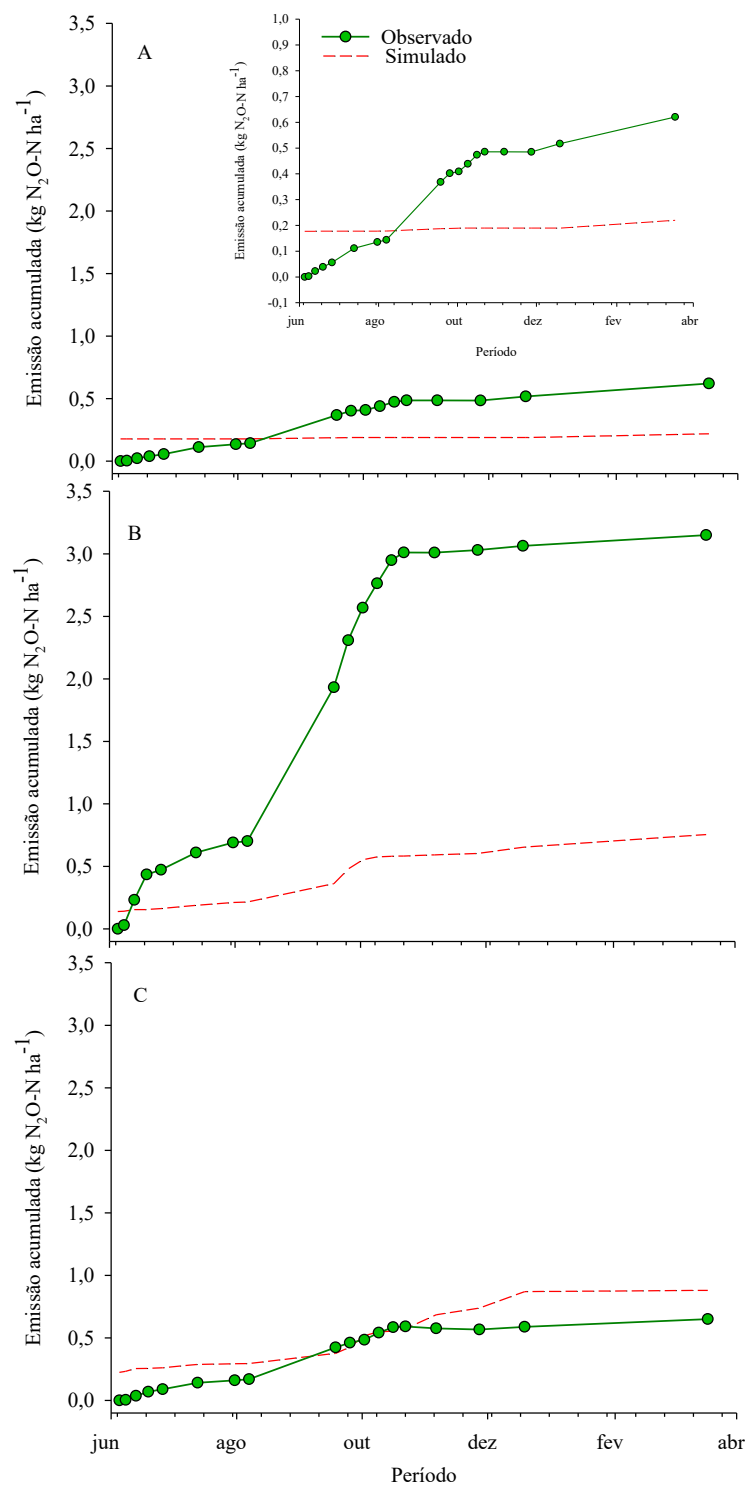
As emissões totais de N<sub>2</sub>O para o tratamento DLlim não apresentaram concordância entre os valores observados e simulados pelo DNDC. A diferença entre os totais observados e simulados variou, respectivamente, de 3,15 a 0,75 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> (Tabela 4). O desvio relativo dos totais observado e simulado ( $\Delta_{N_2O}$ ) foi na ordem de -76,19%, estando fora da margem de erro aceita neste estudo.

Já as emissões totais de N<sub>2</sub>O para o tratamento CSlim apresentaram a melhor concordância entre os tratamentos simulados pelo DNDC. A diferença entre os totais observados e simulados variou, respectivamente, de 0,65 a 0,88 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> (Tabela 4). O  $\Delta_{N_2O}$  verificado foi na ordem de +35,38%, estando dentro da margem de erro aceita pelo 4º REAEGEEB ( $\pm$  41%).

Com relação ao comportamento das emissões acumuladas, apenas os valores simulados para os tratamentos DLlim e CSlim apresentaram a mesma dinâmica que os valores observados à campo (Figuras 19b e 19c). Entretanto, os valores simulados para o tratamento DLlim apresentaram uma magnitude muito inferior ao comportamento observado à campo. Essa magnitude foi na ordem de 4,2 vezes maior para os valores observados. Os fluxos de N<sub>2</sub>O observados foram medidos em algumas ocasiões ao longo do ciclo de desenvolvimento das culturas, enquanto que os fluxos simulados foram calculados diariamente. Assim, os diferentes

métodos de integração utilizados para os fluxos observados e simulados podem levar a diferenças nas emissões acumuladas anuais (SHEN et al., 2018).

Figura 19 - Comparação entre as emissões acumuladas observadas e simuladas ao longo da sucessão aveia-preta/milho, em Braço do Norte, SC, em 2018-2019, nos tratamentos SA (a), DLim (b) e CSlim (c).



### 5.3.3 Sensibilidade do modelo

Para as emissões totais de N<sub>2</sub>O acumuladas ao longo do período avaliado, o comportamento foi bem descrito pelo modelo DNDC apenas no tratamento CSLim (desvio relativo inferior a 35,38%). A análise de sensibilidade descartou o uso do modelo para a predição das emissões de N<sub>2</sub>O nos tratamentos SA e DLim. Apesar do valor de EF para o tratamento SA ter sido 0,67 (> zero), o RMSE ficou próximo a 80%, e a análise de regressão indicou que o modelo foi pouco eficaz para prever as emissões verificadas no campo (Tabela 3). Além disso, o valor de  $\Delta_{N_2O}$  foi de -64,52% (Tabela 4), acima do critério definido como aquele de corte.

Conforme apresentado na análise de regressão (Figura 20a; Tabela 5), a cada unidade de N<sub>2</sub>O emitida no campo (em kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup>) no tratamento SA, o modelo previu a emissão de apenas 0,039 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup>, aproximadamente 96% a menos que o verificado no campo.

Figura 20 - Análise de regressão para as emissões acumuladas observadas e simuladas ao longo da sucessão aveia-preta/milho, em Braço do Norte, SC, em 2018-2019, nos tratamentos SA (a), DLlim (b) e CSLim (c).

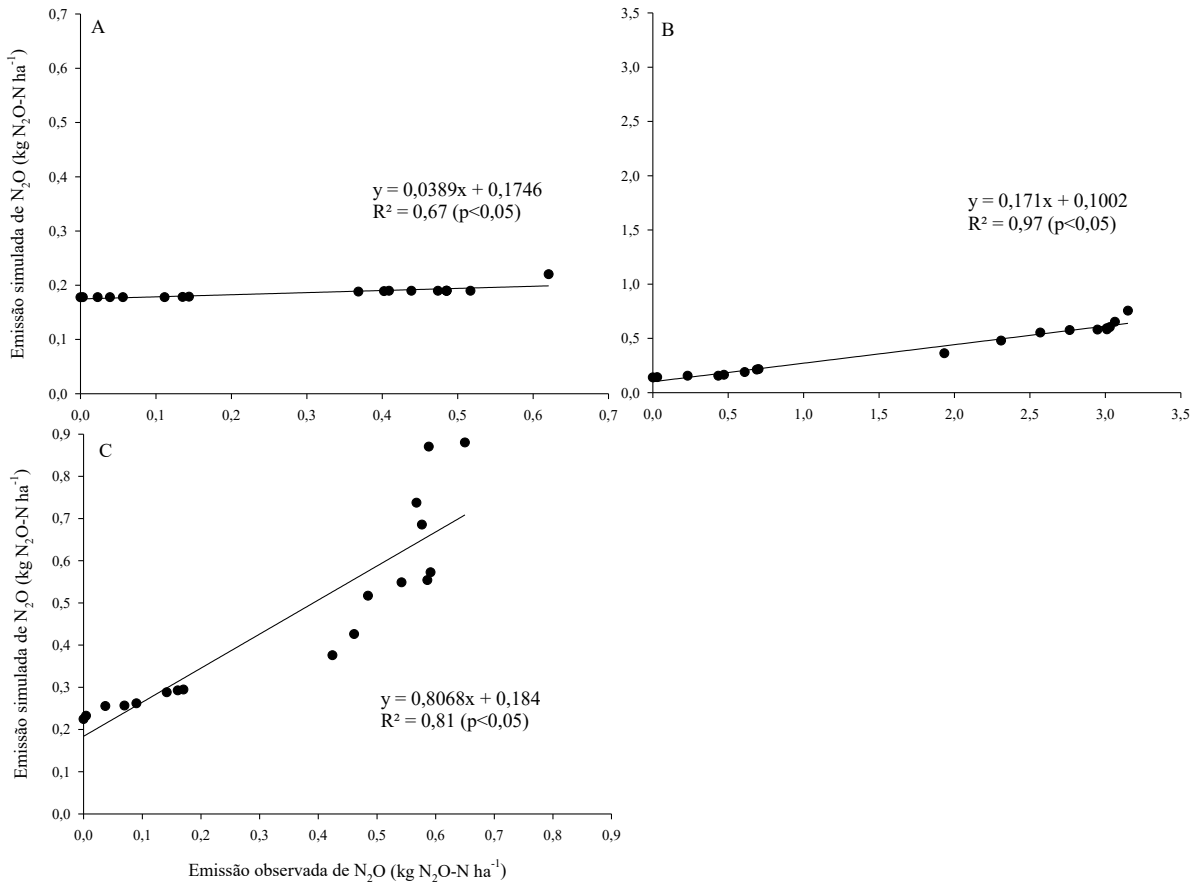


Tabela 5 - Resumo do índice revisado de concordância de Willmott (dr), erro absoluto médio (EAM), raiz quadrada do erro médio quadrático (RMSE), índice de eficiência (EF), coeficiente de massa residual (CRM), e parâmetros estatísticos da equação de regressão linear ( $y = ax + b$ ) entre os valores observados e simulados.

Parâmetros	Tratamentos		
	SA	DLlim	CSlim
dr	0,39	0,57	0,57
EAM (kg ha <sup>-1</sup> )	0,05	2,79	0,03
RMSE (%)	78,59	97,22	46,15
EF	0,67	-1,00	0,34
CRM	0,36	0,77	-0,35
a	0,03389	0,171	0,8068
b	0,1746	0,1002	0,1840
R <sup>2</sup>	0,67	0,97	0,81
F <sub>value</sub>	33,80	492,68	67,66
Estatística W <sup>(1)</sup>	0,6534 (Failed)	0,8761 (Failed)	0,9617 (Passed)
Validação	<i>Não</i>	<i>Não</i>	<i>Sim</i>

<sup>(1)</sup> Teste de normalidade Shapiro-Wilk ( $p = 0,05$ ).

As discrepâncias observadas nas simulações podem estar relacionadas a uma falta de sensibilidade do modelo em detectar os processos de desnitrificação em solos com baixo teor de COT (abaixo de 4 g kg<sup>-1</sup>), além de diferenciar pouco o efeito da adição de diferentes fontes de N, no caso DL, CS e ureia. O modelo DNDC foi desenvolvido para condições de cultivo e de solo presentes nos Estados Unidos da América e na China, predominantemente em condições temperadas e em solos com levados teores de COT (LI et al., 1992). Além disso, o modelo apresentou pouca capacidade de diferenciar o efeito da adição de diferentes fontes de N, no caso DL, CS e ureia. Os DL disponibilizam formas de C prontamente assimiláveis, e o modelo não considera a adição de C pelos dejetos como fonte de variação nas emissões de N<sub>2</sub>O (SHEN et al, 2018). É sabido na literatura que, após a adição de fontes de C prontamente lábeis em solos com baixo conteúdo de C, ocorre incremento da atividade microbiana do solo, promovendo o consumo de oxigênio e criando microsítios de anaerobiose, o que gera aumento

da produção de  $N_2O$  por desnitrificação (CANNAVO; RICHAUMEB; LAFOLIE, 2004). Este processo ocorre pela utilização do  $NO_3^-$  previamente presente no solo ou formado pela nitrificação do  $NH_4^+$  adicionado pelos DL. Desta forma, bactérias anaeróbias facultativas, capazes de utilizar o  $NO_3^-$  como aceptor de elétrons substituto ao  $O_2$ , convertem esta forma de N em  $N_2O$  e, posteriormente a  $N_2$ , através do processo de desnitrificação biótica (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013).

Para o tratamento DLim, as variações nos valores de emissão acumuladas foram muito elevadas, o que não permitiu o ajuste do modelo para este tratamento. O valor de EAM (em  $kg\ N_2O-N\ ha^{-1}$ ) foi de - 2,79  $kg\ N_2O-N\ ha^{-1}$  na comparação entre observado e simulado. A análise de regressão indica que apenas 0,171 unidades de  $N_2O$  emitidas no campo são devidamente simuladas pelo DNDC, uma variação de, aproximadamente, 83% (Figura 20b; Tabela 5). O valor de  $\Delta_{N_2O}$  para este tratamento foi de -76,19, acima do limite utilizado de  $\pm 41\%$ . Além disso, o índice de eficiência (EF) foi negativo (-1,00) e, em situações que esse índice é negativo, não é aconselhável o uso do modelo (WILMOTT et al., 1985).

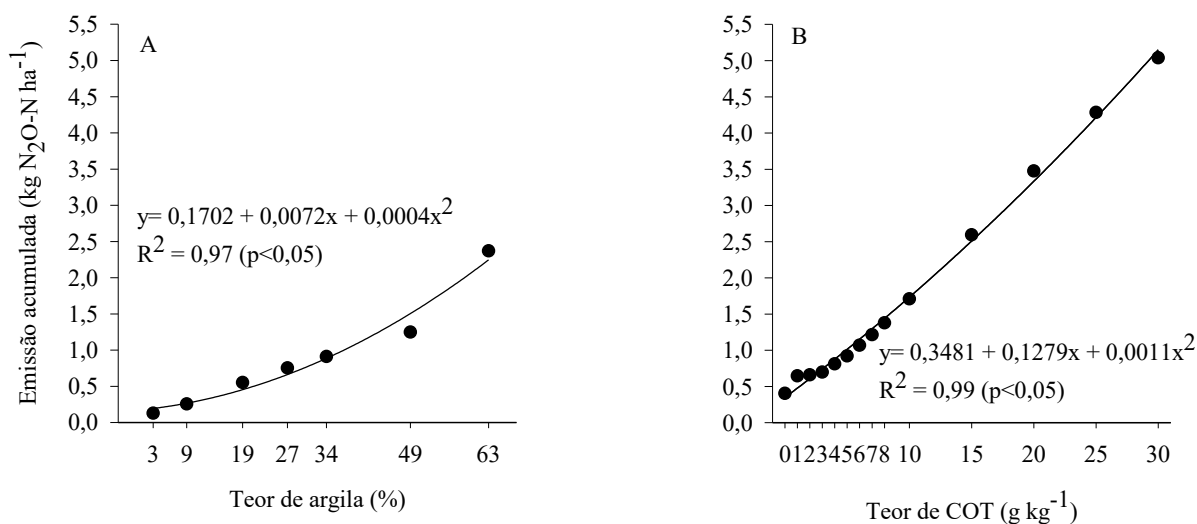
O único tratamento em que o modelo foi aceito é o CSlim, com valor de  $\Delta_{N_2O}$  de +35,38, dentro da margem aceita de  $\pm 41\%$ . Além disso, o valor do coeficiente angular ( $a = 0,8068$ ) foi próximo a 1,00, o que indica boa concordância entre os valores observados e simulados. A análise de regressão indica que aproximadamente 0,807 unidades de  $N_2O$  emitidas no campo são devidamente simuladas pelo DNDC, uma pequena variação de 19,32% (Figura 20c; Tabela 5). Cabe salientar que, na situação estudada, o modelo superestimou as emissões de  $N_2O$  (em  $kg\ N_2O-N\ ha^{-1}$ ) para este tratamento, e esse comportamento deve ser levado em consideração na hora de se utilizar o modelo para previsões de emissões em estudos futuros.

O modelo DNDC foi desenvolvido levando em consideração a precipitação pluviométrica como o fator determinante para as emissões de  $N_2O$  em solos de sequeiro (LI et al., 1992), sendo que na literatura, o efeito da umidade sobre as emissões de  $N_2O$  está muito bem documentado. Porém, em nosso estudo de campo, verificamos que as emissões não foram afetadas pelo EPSA, pois os valores ao longo dos períodos avaliados não ultrapassaram o limite mínimo para predominância da desnitrificação (60%), e aparentemente pouco influenciaram as emissões de  $N_2O$  ao longo do período experimental. Isso refletiu nas baixas emissões simuladas pelo tratamento SA, em que as emissões simuladas ficaram abaixo das verificadas em campo. Ao avaliar o efeito da adição de resíduos vegetais marcados com o isótopo  $^{15}N$  (trevo vermelho, ervilhaca e azevém perene) e diferentes faixas de saturação do espaço poroso preenchido por água do solo (EPSA% = 40, 50 e 60%) nas emissões de  $N_2O$ , Li et al (2016) verificaram que a

desnitrificação é o processo predominante nas emissões, independente da umidade do solo, sendo a qualidade do resíduo o fator determinante na magnitude das emissões.

Ainda, o aumento no teor de argila do solo pode reduzir a emissão de  $N_2O$ , e esse fenômeno é atribuído à absorção do  $N_2O$  pelas argilas (LI et al., 1992). Entretanto, na situação estudada, o modelo apresentou sensibilidade para o efeito do incremento dos teores percentuais de argila, apresentando um efeito quadrático do incremento dos teores de argila nas emissões acumuladas de  $N_2O$  (em  $kg N_2O-N ha^{-1}$ ), com destaque a partir de valores próximos a 49% de argila, quando os incrementos nas emissões são mais significativos (Figura 21a). A partir deste teor de argila, o incremento das emissões passa de  $2,6 g N_2O-N ha^{-1}$  para cada 1% de ganho no teor de argila, para aproximadamente,  $3,07 g N_2O-N ha^{-1}$ , o que representa aproximadamente um aumento de 18% nas emissões simuladas.

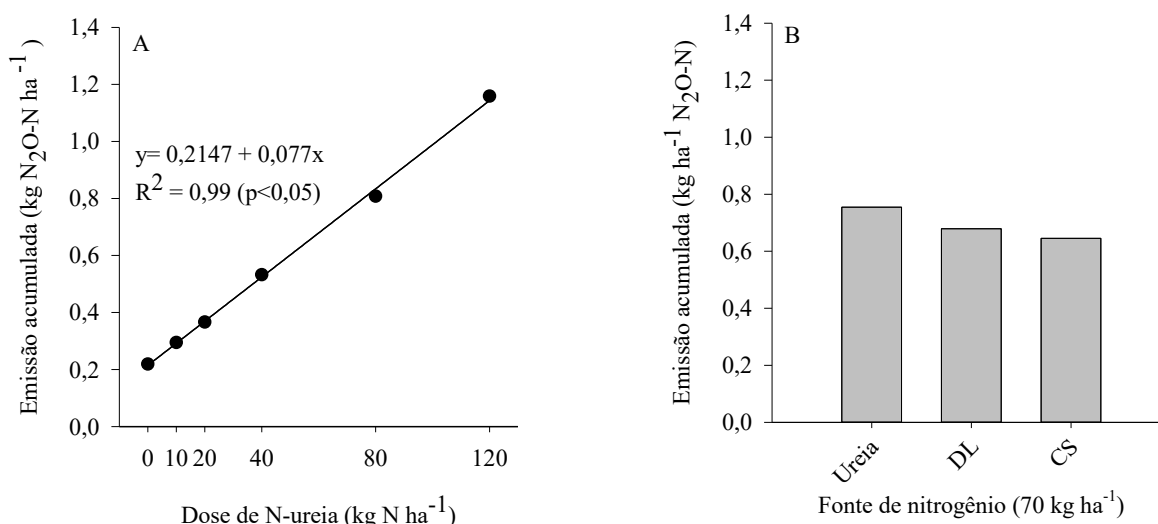
Figura 21 - Análise de sensibilidade do modelo para o efeito da variação dos teores de argila (A) e de carbono orgânico total do solo (B) nas emissões acumuladas de  $N_2O$  observadas e simuladas no tratamento DLim ao longo da sucessão aveia-preta/milho, em Braço do Norte, SC.



Para os teores de carbono orgânico total do solo, verifica-se que o modelo é pouco sensível ao efeito das variações dos teores de carbono orgânico total do solo para teores abaixo de  $4 g kg^{-1}$ , (Figura 21b). Entretanto, o incremento nos teores de COT causou um efeito mais pronunciado nas emissões de  $N_2O$  ( $y = a + bx + cx^2$ ;  $b = 0,1279$ ), quando comparado ao efeito do incremento dos teores de argila ( $y = a + bx + cx^2$ ;  $b = 0,0072$ ). A partir de valores de COT maiores que  $4 g kg^{-1}$ , o modelo apresenta comportamento fortemente linear, que pode ser atribuído à disponibilidade de C para os processos de decomposição.

Para o incremento das doses de N, o modelo apresentou comportamento linear entre o incremento da dose de N (em  $\text{kg N ha}^{-1}$ ) e as emissões acumuladas de  $\text{N}_2\text{O}$  ( $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ ) (Figura 22a). Esse comportamento evidencia que à medida que aumentam as adições de N no sistema, aumenta a disponibilidade de substrato para os processos de desnitrificação. Entretanto, na literatura, estudos recentes apontam que as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  não crescem linearmente com a adição de N no sistema (SHCHERBAK et al., 2014; ZHAO et al.; 2015).

Figura 22 - Análise de sensibilidade do modelo para o efeito da variação das doses (A) e fontes de nitrogênio (B) nas emissões acumuladas de  $\text{N}_2\text{O}$  observadas e simuladas no tratamento SA ao longo da sucessão aveia-preta/milho, em Braço do Norte, SC, em 2018-2019. Nitrogênio aplicado em dose única, no ciclo de cultivo do milho (data: 18/09/2018).



Já para o efeito da adição de diferentes fontes de N ( $70 \text{ kg ha}^{-1}$ ), o modelo detectou pouca diferença nas emissões ao compararmos essas três fontes (Figura 22b). Ao simularmos a adição de  $70 \text{ kg}$  de N na forma de ureia, o modelo estimou uma emissão acumulada de  $0,755 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ , enquanto para as adições de DL e CS, as emissões foram de  $0,679$  e  $0,645 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ , respectivamente. As diferenças percentuais em relação as emissões com adição de ureia foram na ordem de  $-10,06\%$  e  $-14,57\%$  DL e CS, respectivamente. Esse comportamento evidencia que o modelo não apresentou sensibilidade para o efeito da adição de fontes prontamente lábeis de C, já que o DL apresentou comportamento muito similar ao verificado pelas simulações feitas com adição de ureia e CS.



## 5.4 CONCLUSÕES

O modelo não apresentou sensibilidade para os teores de COT presentes no solo, sendo necessários ajustes para condições tropicais e subtropicais de cultivo, como por exemplo a região estudada. Além disso, quando da adição de formas prontamente assimiláveis de C através dos dejetos de suínos, o modelo não foi capaz de prever o efeito desta adição, subestimando os valores de emissão de  $N_2O$  quando comparados aos dados obtidos a campo. Na literatura, modificações no modelo vêm sendo relatadas como alternativa eficiente na estimativa das emissões de  $N_2O$  em solos como, por exemplo, as realizadas por Congreves et al (2016) (inclusão de um submodelo para predição da volatilização de amônia) e Shen et al (2018) (inclusão de submodelo que prevê os efeitos da aplicação de dejetos ao solo). Assim, sugerimos modificações no modelo, principalmente aos aspectos relacionados ao efeito imediato da adição de DL ao solo.

## 6 POSSIBILIDADES DE MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES

Neste capítulo, baseado na revisão de literatura, indicamos de forma sistêmica possibilidades técnicas de mitigação das emissões de  $N_2O$  em solos adubados com dejetos suínos. As estratégias são pensadas em vários níveis do sistema produtivo de suínos, desde a concepção das dietas alimentares dos animais, até o tratamento e disposição final dos dejetos ao solo.

### 6.1 MANIPULAÇÃO DA DIETA DOS SUÍNOS

Uma das estratégias para redução das emissões de gases de efeito estufa pelos dejetos de animais é a manipulação dos níveis de proteína bruta na dieta (PHILIPPE; NICKS 2015). SANCHEZ-MARTÍN et al., (2017) avaliaram o efeito da adição de produtos fibrosos, que apresentam o nitrogênio em sua composição, na dieta dos animais com o objetivo de reduzir as concentrações de ácido benzóico e ácido hipúrico presentes nos dejetos (fezes e urina). Os autores verificaram que com a adição de fontes de fibra ocorreram reduções entre 47 e 65% nas emissões de  $N_2O$  após a aplicação dos dejetos no solo.

Ao avaliarem as emissões de  $N_2O$  em solo submetido à aplicação de dejetos provenientes de grupos de leitões alimentados com 10 diferentes tipos de dietas, Velthof et al (2005) verificaram que, independentemente da textura do solo (argilosa ou arenosa), as menores emissões foram obtidas em solos adubados com dejetos de dietas com menores teores de proteína. Entretanto, a variação dos teores de carboidratos na dieta incrementou as emissões no solo arenoso.

### 6.2 TRATAMENTO DOS DEJETOS

O uso de tecnologias de tratamento dos dejetos suínos constitui uma importante estratégia para a redução das emissões de gases de efeito estufa. Dentre as estratégias que possibilitam a redução das emissões de  $N_2O$  após a aplicação aos solos, pode-se citar a redução do teor de água dos dejetos, compostagem e a melhoria do processo de digestão anaeróbia.

A melhoria da eficiência no fornecimento de água para os animais alojados também contribui para a redução das emissões após a aplicação dos dejetos no solo. A redução do teor de água nos dejetos, através do uso de bebedouros mais eficientes, proporciona um menor volume de dejetos. O uso de bebedouros tipo nipple pode reduzir as perdas de água em

aproximadamente 19 e 16%, quando comparado a bebedouros do tipo bite-ball nipple e bowl, respectivamente, conforme verificado por Tavares et al. (2014), em estudo realizado em 15 granjas comerciais na fase de crescimento-terminação. Desta forma, os dejetos apresentam maiores teores de sólidos (em média, 6%; TAVARES, 2016), contribuindo para a redução dos sítios de anaerobiose no solo. Outra alternativa para a redução da umidade dos dejetos é a separação das fases sólida e líquida (BERTORA et al., 2008), com posterior compostagem da fase líquida.

A compostagem dos dejetos líquidos também pode ser uma alternativa de redução de emissões. Ao avaliarem o efeito da adição de dejetos de suínos e composto de dejetos suínos em solo, Kariyapperuma, Furon & Wagner-Riddle (2012) verificaram reduções de até 57% nas emissões de N<sub>2</sub>O do solo após a adição dos tratamentos.

Com relação à digestão anaeróbia, a melhoria do processo reduz os teores de carbono degradável, reduzindo a disponibilidade de energia para os microrganismos nitrificantes, com consequente redução da produção de N<sub>2</sub>O no solo (MONTES et al., 2013).

### 6.3 ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO

As maiores emissões de N<sub>2</sub>O ocorrem, na sua maioria, após a adição dos dejetos ao solo, concomitantemente aos picos de disponibilidade de nitrogênio (MENG; DING; CAI, 2005; DAMBREVILLE; MORVAN; GERMON, 2008; GONZATTO et al., 2013). Por isso, a adição de fontes de nutrientes de liberação lenta, por exemplo, composto de dejetos de suínos ou dejetos peletizados, pode ser uma alternativa para retardar os processos de liberação de nutrientes, principalmente o nitrogênio, promovendo uma melhor sincronia entre liberação e a fase de maior demanda dos cultivos. Além disso, o parcelamento da adubação pode ser outra alternativa eficiente para a redução das emissões de N<sub>2</sub>O. Shcherbak, Millar, & Robertson (2014) demonstraram com o uso de meta-análise que, o parcelamento da adubação nitrogenada em doses  $\leq 50 \text{ kg N ha}^{-1}$  reduzem o fator de emissão de N<sub>2</sub>O, comparativamente ao valor preconizado pelo IPCC.

Outra alternativa eficiente é o aumento da absorção dos nutrientes do solo pelos cultivos. Os programas de melhoramento genético das culturas agrícolas poderiam selecionar as cultivares em locais com elevados teores de nutrientes, proporcionando o desenvolvimento de variedades adaptadas a essas condições. Comumente as adubações são realizadas com elevadas quantidades de nutrientes por hectare, deixando nutrientes prontamente disponíveis, principalmente nitrogênio, para os processos microbiológicos responsáveis pelas emissões de

N<sub>2</sub>O. As emissões de N<sub>2</sub>O aumentam de forma exponencial com o incremento das doses de nitrogênio por hectare (SHCHERBAK; MILLAR; ROBERTSON, 2014).

A velocidade com que o nitrogênio, presente preferencialmente nos dejetos de suínos na forma amoniacal, é convertido a nitrato pode resultar em incremento das emissões de N<sub>2</sub>O. Ao ser convertido a nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), sem que os cultivos tenham demanda, o nitrogênio amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) é utilizado como substrato pelas bactérias desnitrificantes.

O mecanismo de ação dos inibidores de nitrificação consiste em inibir a ação das bactérias responsáveis pela oxidação do NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), aumentando o tempo de permanência do NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no solo e, conseqüentemente, reduzindo as emissões de N<sub>2</sub>O e os riscos de lixiviação de nitrogênio no perfil do solo (SINGH et al., 2008).

Um dos inibidores de nitrificação mais utilizado é a dicianodiamida (DCD), que atua na oxidação da hidroxilamina para NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, com efeito pronunciado em bactérias da espécie *Nitrossomonas europea* (ZACHERL; AMBERGER 1990). Ao avaliar o efeito da aplicação de dejetos de suínos associada ao uso de DCD nas emissões de N<sub>2</sub>O no cultivo de milho e trigo no sul do Brasil, Aita et al. (2015) verificaram reduções de 60% das emissões quando os dejetos foram aplicados em dose única associado à adição de DCD. Portanto, o uso dos inibidores de nitrificação mostra ser uma estratégia eficiente, retardando o processo de nitrificação, proporcionando redução nas emissões de N<sub>2</sub>O em solos (MEIJIDE et al., 2007). O uso de DCD associado à injeção dos dejetos de suínos ao solo pode ser uma alternativa em áreas com relevo plano e suave ondulado, como já ocorre, por exemplo, em áreas de produção de grãos do município de Campos Novos – SC. Nessas áreas, a topografia e a profundidade do solo não se apresentam como limitadores para uso desta tecnologia, tornando possível sua implementação.

#### 6.4 MANEJO DO SOLO E DOS RESÍDUOS CULTURAIS

O manejo do solo associado aos resíduos das culturas e das plantas de cobertura se torna uma estratégia viável do ponto de vista agrônomo. Na literatura são apresentados valores de emissão discrepantes em áreas manejadas sob plantio direto e preparo convencional. Por exemplo, em estudo realizado ao longo de dois anos, Baggs et al. (2003) verificaram maiores emissões de N<sub>2</sub>O em solos manejados sob plantio direto com resíduos de cereais, quando comparado ao preparo convencional do solo. Os solos manejados sob plantio direto apresentaram maiores teores de umidade, carbono orgânico, formando microsítios anaeróbios que podem contribuir para um aumento nas emissões. Por outro lado, Giacomini et al. (2006) não verificaram incremento das emissões com as aplicações de dejetos de suínos em solo

manejado sob plantio direto, quando comparado ao solo manejado sob preparo mínimo. Entretanto, os mesmos autores relatam que, pelo fato da aplicação dos dejetos ser superficial no sistema de plantio direto, pode ocorrer a formação de crostas superficiais, que reduzem a difusividade de oxigênio, formando zonas anóxicas que contribuem para picos de emissão após eventos de chuva. Áreas manejadas em sistema de plantio direto com menos de 10 anos de implantação tendem a emitir mais N<sub>2</sub>O que sistemas mais consolidados (SIX et al., 2004).

O sistema de plantio direto associado ao uso de plantas de cobertura contribui para o aumento dos teores de carbono nas camadas mais superficiais do solo (GHIMIRE et al., 2017). O aporte de resíduos de culturas e a sua rotação promove o incremento dos estoques de carbono ao longo dos anos, contribuindo para a mitigação das emissões de N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> para a atmosfera (SIQUEIRA NETO et al., 2009a; SIQUEIRA NETO et al., 2009b). A característica dos resíduos das culturas influencia na disponibilidade de carbono e nitrogênio ao solo, sendo a escolha das plantas de cobertura uma forma de reduzir as emissões de N<sub>2</sub>O. Vários autores (HUANG et al., 2004; LI et al., 2016; MAILLARD et al., 2016) verificaram menores emissões em solos com adição de resíduos de gramíneas, que apresentam maiores relações C/N e maiores teores de lignina e celulose, aumento o tempo de meia vida (t<sup>1/2</sup>) dos resíduos no solo e, conseqüentemente, reduzem a liberação de carbono e nitrogênio ao solo (DONEDA et al., 2012).

A presença de plantas ao longo dos períodos de entressafra também pode ser uma estratégia eficiente na redução das emissões de N<sub>2</sub>O. López-Fernández et al. (2007) avaliaram o efeito da presença e ausência de plantas de milho na magnitude das emissões de N<sub>2</sub>O e verificaram reduções na ordem de 34% das emissões nos tratamentos fertilizados com dejetos de suínos em superfície que continham plantas, quando comparado ao tratamento sem plantas.

## 6.5 MANIPULAÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA DO SOLO

O uso de técnicas de manejo e adubação dos solos que promovam condições ambientais desfavoráveis para as bactérias desnitrificantes pode ser uma estratégia para a redução das emissões de N<sub>2</sub>O. Estratégias de manejo que incrementem formas de carbono estáveis ao solo, contribuindo para o incremento do diâmetro dos agregados de solo, promovem o aumento da macroporosidade total do solo (LOSS et al., 2015). Assim, ocorre a redução dos ambientes com baixa difusividade de oxigênio, contribuindo para a redução de zonas de desnitrificação.

Outra estratégia pode ser o enriquecimento do solo com bactérias capazes de mitigar as emissões. Por exemplo, ao analisarem a produção de N<sub>2</sub>O das comunidades microbianas indígenas de solos incubados oriundos da Irlanda, Suécia e Inglaterra, após o enriquecimento do solo com a adição de uma cepa de *Diadobacter fermentans*, Domeignoz-Horta et al. (2016) verificaram influência dos valores de pH ( $r = 10.8$ ;  $P < 0.01$ ) e da relação C/N ( $r = 19.4$ ;  $P < 0.01$ ) do solo na capacidade da bactéria cepa em mitigar as emissões de N<sub>2</sub>O.

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os processos microbiológicos são os principais responsáveis pelas emissões de  $N_2O$  do solo para a atmosfera. Ao converter os solos sob condições naturais para áreas agrícolas, as emissões são maximizadas, sendo este comportamento diretamente relacionado ao efeito das práticas agrícolas nos processos biológicos implicados nas emissões de  $N_2O$ . As práticas de manejo e adubação com dejetos suínos modificam os ciclos biogeoquímicos dos nutrientes nos agroecossistemas, alterando os teores e a disponibilidade de formas de nutrientes no solo, consequentemente incrementando as emissões de  $N_2O$ .

A gestão eficiente dos resíduos provenientes da produção animal é uma das alternativas para a mitigação das emissões de  $N_2O$ . O uso eficiente da água nas instalações zootécnicas, bem como estratégias nutricionais que reduzam os teores de nutrientes e de água presentes nos dejetos devem ser desenvolvidas visando reduzir o potencial poluidor desses resíduos. O uso de sistemas conservacionistas de manejo do solo, além do desenvolvimento de estratégias de adubação orgânica que melhorem a eficiência de absorção dos nutrientes pelos cultivos e incrementam os estoques de carbono e nitrogênio no solo devem ser incentivados, visando a mitigação das emissões.

A priorização da exportação, transformado a proteína animal em *comodities*, sem dúvidas, contribui positivamente para a balança comercial catarinense e brasileira, fazendo do setor do agronegócio um dos poucos que apresentam crescimento em tempos de crise. Por outro lado, este ciclo é ambientalmente insustentável a médio e longo prazo. A produção animal, nos moldes em que é praticada na atualidade causa sérios impactos ambientais. O cultivo de soja e milho, principais insumos para a produção das rações utilizadas na criação de suínos, depende basicamente de insumos importados, especialmente fósforo e nitrogênio. Ao exportar a carne, grande parte desses nutrientes fica nos dejetos, o que contribui para um ciclo de contaminação do solo, da água e da atmosfera catarinense. Além disso, a pressão mercadológica pela maximização da produção, sem o aporte de subsídios governamentais para os pequenos produtores, se constitui em um dos principais fatores de concentração da produção de suínos, o que aumenta o potencial poluidor da atividade.

Com base nos resultados obtidos nos estudos que compõem essa tese, sugere-se mais pesquisas sobre o comportamento das emissões de  $N_2O$  em solo catarinense. Além disso, sugerimos estudos de maior duração e com menor intervalo de amostragem, a fim de melhor compreender os processos que controlam as emissões em solos adubados de acordo com o preconizado pela Instrução Normativa N°11 do IMA.

Em relação ao uso do modelo computacional DNDC como ferramenta de gestão, apesar de não apresentar sensibilidade satisfatória em duas das três condições avaliadas, o modelo apresenta potencial de uso, especialmente pela pequena quantidade de parâmetros necessários para a modelação. Portanto, recomendamos mais estudos de viabilidade de uso desta e de outras ferramentas computacionais de modelação das emissões de N<sub>2</sub>O, principalmente diante do cenário financeiro da pesquisa brasileira, em que os recursos para inventários de campo estão cada vez mais escassos.

Por último, é necessário um maior trabalho de fiscalização e de conscientização sobre a importância de se respeitar a legislação ambiental vigente. A Instrução Normativa N°11 é fruto de anos de trabalho de instituições de ensino, pesquisa e extensão públicas. A aplicação dos dejetos de suínos deve ser realizada conforme preconiza a legislação, evitando-se riscos de contaminação do solo, água e atmosfera.



## REFERÊNCIAS

- ABUBAKER, J. *et al.* Short-Term Effects of Biogas Digestates and Pig Slurry Application on Soil Microbial Activity. **Applied and Environmental Soil Science**, Londres, v. 2015, p. 1–15, 2015.
- AGUILERA, E. *et al.* Agriculture, Ecosystems and Environment The potential of organic fertilizers and water management to reduce N<sub>2</sub>O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 164, p. 32–52, 2013.
- AITA, C. *et al.* Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration: Effects of split application of pig slurry and dicyandiamide. **European Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 66, n. 2, p. 359–368, 2015.
- AITA, C. *et al.* Injection of Dicyandiamide-Treated Pig Slurry Reduced Ammonia Volatilization without Enhancing Soil Nitrous Oxide Emissions from No-Till Corn in Southern Brazil. **Journal of Environmental Quality**, [s. l.], v. 43, n.3, p.789-800, 2014.
- AITA, C. *et al.* Nitrous oxide emissions in a wheat/corn succession combining dairy slurry and urea as nitrogen sources. **Rev Bras Cienc Solo**, Viçosa, v. 42, p. 1-14, 2018.
- AITA, C. *et al.* Winter-Season Gaseous Nitrogen Emissions in Subtropical Climate: Impacts of Pig Slurry Injection and Nitrification Inhibitor. **J. Environ. Qual.**, [s. l.], v. 48, p. 1414–1426, 2019.
- AMON, T. *et al.* Biogas production from maize and dairy cattle manure-Influence of biomass composition on the methane yield. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 118, n. 1–4, p. 173–182, 2007.
- ARNALDO, M. **Relações entre fluxos de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) com comunidades e genes associados a desnitrificação em floresta e sistemas agrícolas**. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.
- BAGGS, E. M. *et al.* Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 254, n. 2, p. 361–370, 2003.
- BARAL, K. Nitrous oxide emissions and nitrogen use efficiency of manure and digestates applied to spring barley. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v.239, p.188–198, 2017.
- BAUTISTA, J. M. *et al.* Changes in physicochemical properties and gaseous emissions of composting swine manure amended with alum and zeolite. **Korean Journal of Chemical Engineering**, [s. l.], v. 28, n. 1, p. 189–194, 2011.
- BELLI FILHO, P. *et al.* Avaliação de impactos de odores em bacias hidrográficas com produções de suínos. **Eng. Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 12, n. 3, p. 252-258, 2007.

BENEDET, L. *et al.* Physiological Changes in Maize Grown in Soil with Copper and Zinc Accumulation Resulting from the Addition of Pig Slurry and Deep Litter over 10 Years. **Water, Air and Soil Pollution**, [s. l.], v. 227, p.1-15, 2016.

BENEDET, L; *et al.* Copper and Zn distribution in humic substances of soil after 10 years of pig manure application in south of Santa Catarina, Brazil. **Environmental Geochemistry and Health**, [s. l.], v. 20, p. 1-10, 2020.

BERTORA, C. *et al.* Pig slurry treatment modifies slurry composition, N<sub>2</sub>O, and CO<sub>2</sub> emissions after soil incorporation. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 40, n. 8, p. 1999–2006, 2008.

BILOTTA, P.; KUNZ, A. Swine manure post-treatment technologies for pathogenic organism inactivation. **Eng. Agríc.**, [s. l.], v.33, n.2, p.422-431, 2013.

BRASIL. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. (org.) **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. 2. ed. Brasília: MCTIC, 2014. 190 p. Disponível em: [https://sirene.mctic.gov.br/portal/export/sites/sirene/backend/galeria/arquivos/2018/10/11/Estimativas\\_2ed.pdf](https://sirene.mctic.gov.br/portal/export/sites/sirene/backend/galeria/arquivos/2018/10/11/Estimativas_2ed.pdf). Acesso em: 22 jul. 2017.

BRASIL. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. (org.) *Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil*. 4. ed. Brasília: MCTIC, 2017. 91 p. Disponível em: <http://educaclima.mma.gov.br/wp-content/uploads/2019/08/Estimativas-Anuais-4-2017.pdf>. Acesso em: 07 fev. 2019.

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**, Viçosa, v.36, n. 5, p.10- 20, 2012.

BRUNETTO, G. *et al.* Mobility of copper and zinc fractions in fungicide-amended vineyard sandy soils. **Archives of Agronomy and Soil Science**, [s. l.], v.60, p.609-624, 2014.

BUTTERBACH-BAHL, K. *et al.* Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s. l.], v. 368, n.1621, p. 1-14, 2013.

CADONA, E. A. *et al.* PH values and presence of *Escherichia coli* in human water supply in an area of intense swine activity. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 41,2019.

CANNAVO, P.; RICHAUME, A.; LAFOLIE, F. Fate of nitrogen and carbon in the vadose zone: in situ and laboratory measurements of seasonal variations in aerobic respiratory and denitrifying activities. **Soil Biology & Biochemistry**, [s. l.], v. 36, p.463-478, 2004.

CERETTA, C. A. *et al.* Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesq. Agropec. Bras.**, [s. l.], v. 45, n. 6, p. 593–602, 2010.

CHANTIGNY, M. H. *et al.* Soil Nitrous Oxide Emissions Following Band-Incorporation of Fertilizer Nitrogen and Swine Manure. **Journal of Environment Quality**, [s. l.], v. 39, n. 5,

p. 1545, 2010.

CHEN, Y. R.; HASHIMOTO, A. G. Kinetics of methane fermentation. **Biotechnology and Bioengineering Symp.** [s. l.], v.8, p. 269-282, 1978.

COELHO, A. P. Biomass and nitrogen accumulation in white oat (*Avena sativa* L.) under water deficit. **Rev. Ceres**, Viçosa, v. 67, n.1, p. 001-008, 2020.

COMIN, J. J. *et al.* Physical properties and organic carbon content of a Typic Hapludult soil fertilised with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. **Soil Research**, [s. l.], v. 51, n. 5, p. 459–470, 2013.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – CQFS RS/SC. **Manual de Adubação e de Calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina.** Porto Alegre, NRS/SBCS, 2004. 400p.

CONGREVES, K. A.; VAN EERD, L. L. Nitrogen cycling and management in intensive horticultural systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, [s. l.], v. 102, n.3, p. 299–318, 2015.

CONGREVES, K. A. *et al.* Predicting ammonia volatilization after field application of swine slurry: DNDC model development. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 219, p.179–189, 2016.

COSTA, F. S. *et al.* Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo-atmosfera. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 2, p.693-700, 2006.

COUTO, R. R. *et al.* Microbiological and chemical attributes of a Hapludalf soil with swine manure fertilization. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [s. l.], v.48, p.774-782, 2013.

COUTO, R. R. *et al.* Atributos químicos em solos de propriedades suinícolas submetidos a aplicações sucessivas de dejetos de suínos no município de Braço do Norte, Santa Catarina. **Scientia Agraria**, [s. l.], v.11, p.493-497, 2010.

COUTO, R. R. *et al.* Accumulation and distribution of copper and zinc in soils following the application of pig slurry for three to thirty years in a microwatershed of southern Brazil. **Archives of Agronomy and Soil Science**, [s. l.], v.62, p. 1-24, 2015.

COUTO, R. R. *et al.* Environmental Vulnerability and Phosphorus Fractions of Areas with Pig Slurry Applied to the Soil. **Journal of Environmental Quality**, [s. l.], v. 44, n.1, p.162-173, 2015.

DAMBREVILLE, C.; MORVAN, T.; GERMON, J. C. N<sub>2</sub>O emission in maize-crops fertilized with pig slurry, matured pig manure or ammonium nitrate in Brittany. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 123, n. 1–3, p. 201–210, 2008.

DAVID, D. B. *et al.* Nutritional value of black and white oat cultivars ensiled in two phenological stages. **R. Bras. Zootec.**, [s. l.], v.39, n.7, p.1409-1417, 2010.

DE CONTI, L. *et al.* Soil solution concentrations and chemical species of copper and zinc in a

soil with a history of pig slurry application and plant cultivation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 216, p. 374–386, 2016.

DECOCK, C. Mitigating Nitrous Oxide Emissions from Corn Cropping Systems in the Midwestern U.S.: Potential and Data Gaps. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 48, n. 8, p. 4247–4256, 2014.

DENNEHY, C. *et al.* Greenhouse gas emissions from different pig manure management techniques: a critical analysis. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 1-16, 2017.

DOMEIGNOZ-HORTA, L. A. *et al.* Non-denitrifying nitrous oxide-reducing bacteria - An effective N<sub>2</sub>O sink in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v.103, p. 376–379, 2016.

DONEDA, A. *et al.* Fitomassa e decomposição de resíduos de plantas de cobertura puras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 36, n. 6, p. 1714–1723, 2012.

DUNMOLA, A. S. *et al.* Pattern of greenhouse gas emission from a Prairie Pothole agricultural landscape in Manitoba, Canada. **Canadian Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 90, p. 243–256, 2010.

EPAGRI/CEPA. *SÍNTESE ANUAL DA AGRICULTURA DE SANTA CATARINA 2018-2019*. Florianópolis: Epagri/Cepa, 2019. Anual. Disponível em: [https://docweb.epagri.sc.gov.br/website\\_cepa/publicacoes/Sintese\\_2018\\_19.pdf](https://docweb.epagri.sc.gov.br/website_cepa/publicacoes/Sintese_2018_19.pdf). Acesso em: 16 fev. 2021.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA SUÍNOS E AVES. **Diagnóstico das propriedades suinícolas da área de abrangência do Consórcio Lambari, SC: relatório preliminar**. Concórdia: EMBRAPA, 2003.

EUROPEAN COMMISSION (org.). *Emission Database for Global Atmospheric Research (EDGAR)*. 2018. Disponível em: [https://data.worldbank.org/indicator/EN.ATM.NOXE.KT.CE?locations=EU&name\\_desc=true&view=chart](https://data.worldbank.org/indicator/EN.ATM.NOXE.KT.CE?locations=EU&name_desc=true&view=chart). Acesso em: 12 dez. 2017.

FAO. **Nitrous oxide emissions in manure management and Manure applied to soils**. 2016. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data>. Acesso em: 11 jul. 2017.

FERREIRA, G. W. *et al.* Soil aggregation indexes and chemical and physical attributes of aggregates in a Typic Hapludult fertilized with swine manure and mineral fertilizer. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agric.**, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 1-17, 2021.

GARFI, M. Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v.60, p. 599–614, 2016.

GATIBONI, L. C. *et al.* Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 32, n. 4, p. 1753–1761, 2008.

- GHIMIRE, R. *et al.* Soil organic matter, greenhouse gases and net global warming potential of irrigated conventional, reduced-tillage and organic cropping systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, [s. l.], v. 107, n.1, p. 49–62, 2017.
- GIACOMINI, D. A. *et al.* Mitigação das emissões de amônia por zeólitas naturais durante a compostagem de dejetos de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [s. l.], v. 49, n.7, p. 521–530, 2014.
- GIACOMINI, S. J. *et al.* Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [s. l.], v. 41, n. 11, p.1653–1661, 2006.
- GIACOMINI, S. J. *et al.* Transformações do nitrogênio no solo após adição de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 2, p. 211–219, 2013.
- GIACOMINI, S. J.; AITA, C. Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. **R. Bras. Ci. Solo**, [s. l.], v. 32, p. 195-205, 2008.
- GIACOMINI, S. J.; AITA, C. Emissão de dióxido de carbono após aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [s. l.], v. 43, n. 1, p. 107–114, 2008.
- GIROTTO, E. *et al.* Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 34, n. 3, p. 955–965, 2010.
- GIROTTO, E. *et al.* Nutrient transfers by leaching in a no-tillage system through soil treated with repeated pig slurry applications. **Nutr Cycl Agroecosyst**, [s. l.], v. 95, p. 115-131, 2013.
- GONZATTO, R. *et al.* Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. **Ciênc. rural**, [s. l.], v. 43, n. 9, p. 1590–1596, 2013.
- GUARDINI, R. *et al.* Accumulation of phosphorus fractions in typic Hapludalf soil after longterm application of pig slurry and deep pig litter in a no-tillage system. **Nutr. Cycl. Agroecosyst**, [s. l.], v. 93, p. 215–225, 2012.
- GUARDINI, R. *et al.* Phosphorus accumulation and pollution potential in a hapludult fertilized with pig manure. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, n. 4, p.1-10, 2012.
- GUI, M. *et al.* Effects of heavy metals on aerobic denitrification by strain *Pseudomonas stutzeri* PCN-1. **Applied Microbiology and Biotechnology**, [s. l.], v. 101, n. 4, p. 1717–1727, 2017.
- GUIMARÃES, D. *et al.* Suinocultura: estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor no Brasil e no mundo e o apoio do BNDES. **BNDES Setorial | Agroindústria**, Rio de Janeiro, v.1, n.45, p. 85–136, 2017.

HARTER, J. *et al.* Soil biochar amendment affects the diversity of nosZ transcripts: Implications for N<sub>2</sub>O formation. **Scientific Reports**, [s. l.], v.7, n.1, 2017.

HATFIELD, J. L., BRUMM, M.C.; MELVIN, S. W. Swine manure management. *In: Conservation Research Rep. 44. Agricultural uses of municipal, animal, and industrial by products*. Washington, DC: USDA-ARS, 1998.

HEIL, J.; H. VERECKEN.; N. BRÜGGEMANN. A Review of Chemical Reactions of Nitrification Intermediates and Their Role in Nitrogen Cycling and Nitrogen Trace Gas Formation in Soil. **European Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 67, p. 23–39, 2016.

HUANG, Y. *et al.* Nitrous Oxide Emissions as Influenced by Amendment of Plant Residues with Different C:N Ratios. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 36, n. 6, p. 973–981, 2004.

IBGE (Brasil). *Efetivo do rebanho suíno no Brasil*. 2016. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3939#resultado>. Acesso em: 06 abr. 2018.

IMA. *INSTRUÇÃO NORMATIVA N° 11: Suinocultura*. Florianópolis: IMA, 2009.

\_\_\_\_\_. *INSTRUÇÃO NORMATIVA N° 11: Suinocultura*. Florianópolis: IMA, 2014.

IPCC. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. [S.n, s.l.], n. January 2014, p. 1–169, 2013.

JANTALIA, C. P. et al. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, [s. l.], v. 82, n. 2, p. 161–173, 2008.

JONGBLOED, A. W. Environmental pollution control in pigs by using nutrition tools Age. **Revista Brasileira de Zootecnia**, [s. l.], v. 37, p. 215–229, 2008.

KARIYAPPERUMA, K. A.; FURON, A.; WAGNER-RIDDLE, C. Non-growing season nitrous oxide fluxes from an agricultural soil as affected by application of liquid and composted swine manure. **Canadian Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 92, n. 2, p. 315–327, 2012.

KIRCHMANN, H. Animal and municipal organic wastes and water quality. *In: LAL, R. & STEWART, B.A., (eds.). Soil processes and water quality*. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p.163-232.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, [s. l.], v. 22, n. 3, p. 651–665, 2005.

LI, C. *et al.* A Model of Nitrous Oxide Evolution From Soil Driven by Rainfall Events: Model Structure and Sensitivi. **Journal Of Geophysical Research**. New Hampshire, p. 9759-9776. 1992.

LI, C. *et al.* **User's Guide for the DNDC Model**. New Hampshire: Institute For The Study Of Earth, Oceans And Space University, 2012. 104 p. Disponível em: <http://www.dndc.sr.unh.edu/model/GuideDNDC95.pdf>. Acesso em: 04 mar. 2019.

LI, X. *et al.* Evidence for Denitrification as Main Source of N<sub>2</sub>O Emission from Residue-Amended Soil. **Soil Biology and Biochemistry**, [s.l.], v. 92, p.153–160, 2016.

LIMA, G. J. M. M.; MORÉS, N.; SANCHES, R. L. As diarreias nutricionais na suinocultura. **Acta Scientiae Veterinariae**, [s.l.], v.37, n. 1, p. 17-30, 2009.

LÓPEZ-FERNÁNDEZ, 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**, [s.l.], v. 78, n. 3, p. 279–289, 2007.

LOSS, A. *et al.* Carbono orgânico total e agregação do solo em sistema de plantio direto agroecológico e convencional de cebola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 39, n. 4, p. 1212–1224, 2015.

LOSS, A. *et al.* Carbono orgânico total e oxidável em agregados de um argissolo adubado com dejetos suínos. **Ciencia del Suelo**, [s.l.], v. 38, p. 1-9, 2020.

LOSS, A. *et al.* Carbon, nitrogen and natural abundance of <sup>13</sup>C and <sup>15</sup>N in biogenic and physiocogenic aggregates in a soil with 10 years of pig manure application. **Soil & Tillage Research**, [s.l.], v. 166, p. 52-58, 2017.

LOURO, A. *et al.* Nitrous oxide emissions from forage maize production on a Humic Cambisol fertilized with mineral fertilizer or slurries in Galicia, Spain. **Geoderma Regional**, [s.l.], v. 5, p. 54–63, 2015.

WEIQUN. L.; O'BRIEN, P. L.; HATFIELD, J. L. Crop Yield and Nitrous Oxide Emissions following Swine Manure Application: A Meta-Analysis. **Agricultural & Environmental Letters**, [s.l.], v.4, 2019.

MAILLARD, ÉMILIE. *et al.* Greater Accumulation of Soil Organic Carbon after Liquid Dairy Manure Application under Cereal-Forage Rotation than Cereal Monoculture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s.l.], v. 233, p.171–78, 2016.

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 and Environment**, [s.l.], v. 121, n. 4, p. 383–394, 2007.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, B. O. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. **R. Bras. Ci. Solo**, [s.l.], v. 32, p.101-110, 2008.

MENG, L.; DING, W.; CAI, Z. Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on N<sub>2</sub>O emissions, soil quality and crop production in a sandy loam soil. **Soil Biology and Biochemistry**, [s.l.], v. 37, n. 11, p. 2037–2045, 2005.

MERGEN JUNIOR, *et al.* Atributos químicos em agregados biogênicos e fisiogênicos de solo submetido à aplicação com dejetos suínos. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, [s.l.], v. 14, p. 1-8, 2019.

MONTES, F. *et al.* Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: III. A review of animal management mitigation options1. **Journal of animal science**, [s.l.], v. 91, p. 5070–94, 2013.

MORALES, D. M. *et al.* Response of soil microbiota to nine-year application of swine manure and urea. **Ciência Rural**, [s.l.], v. 46, p. 260-266, 2016.

MORETTO, S. P.; BRANDT, M. Das pequenas produções à agroindústria: suinocultura e transformações na paisagem rural em Chapecó, SC. **Tempo e Argumento**, Florianópolis, v. 11, n. 26, p. 229-254, 2019.

MÜLLER JÚNIOR, V. *et al.* Nitrous oxide emissions in soils fertilized with pig manure: soil processes and strategies of control and mitigation. **Research, Society and Development**, [s.l.], v. 10, n. 2, p. 1-16, 2021.

MÜLLER JÚNIOR, V. *et al.* Microbiologia e emissões em solos com dejetos suínos. **Granja**, Porto Alegre, v. 9, p. 49-51, 2020.

MÜLLER JÚNIOR, V. *et al.* Nitrous oxide emissions in no-tillage onion (*Allium cepa* L.) crops are increased by oilseed radish cover crop and poultry manure application. **Rev Bras Cienc Solo**, Viçosa, v.43, p. 1-13, 2019.

MYROLD, D. D. Transformations of nitrogen. *In*: SYLVIA *et al.* (Eds.). **Principles and applications of soil microbiology**. New Jersey: Prentice Hall, 1998. Cap. 12. p. 259-294.

OLIVEIRA, L. *et al.* Use of Dicyandiamide to Reduce Nitrogen Loss and Nitrous Oxide Emission During Mechanically Turned Co-composting of Swine Slurry with Sawdust. **Waste and Biomass Valorization**, [s.l.], v.11, p. 2567-2579, 2020.

OSADA, T.; KURODA, K.; YONAGA, M. Determination of nitrous oxide, methane, and ammonia emissions from a swine waste composting process. **Journal of material cycles and waste management**, [s.l.], v.2, p. 51–56, 2000.

PALHARES, J. C. P. Legislação ambiental e produção de suínos: as experiências internacionais. **Fepam em Revista**, Porto Alegre, v.3, n.1, p.19-27, 2009.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil Microbiology and Biochemistry**. San Diego: Academic Press. 1989.

PHILIPPE, F.; NICKS, B. Review on greenhouse gas emissions from pig houses: Production of carbon dioxide, methane and nitrous oxide by animals and manure. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s.l.], v. 199, n. 1. p. 10–25, 2015.

PHILIPPOT, L.; HALLIN, S.; SCHLOTTER, M. Ecology of Denitrifying Prokaryotes in Agricultural Soil. **Advances in Agronomy**, [s.l.], v. 96, n. January 2008, p. 249–305, 2007.



PREFEITURA MUNICIPAL DE BRAÇO DO NORTE. *Aspectos econômicos do município*. Disponível em: <https://www.bracodonorte.sc.gov.br/cms/diretorio/index/codMapaltem/51716>. Acesso em: 15 abr. 2018.

RIBEIRO, A. M; PINHEIRO, C. C.; GIANFELICE, M. Nutrientes que afetam a imunidade dos leitões. *Acta Scientiae Veterinariae*, [s.l.], v. 36, n. 1, p. 119-124, 2008.

RILLIG, M. C.; MUMMEY, D. L. Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist*, [s.l.], v. 171, n. 1, p. 41–53, 2006.

SANCHEZ-MARTIN, L. *et al.* The importance of the fallow period for N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated agroecosystem. *European Journal of Soil Science*, [s.l.], v. 61, n. 5, p. 710–720, 2010.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2013. 306p.

SARDA, L. G. *et al.* Redução da emissão de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e H<sub>2</sub>S através da compostagem de dejetos suínos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, [s.l.], v.14, p.1008-1013, 2010.

SCHMITT, D. E. *et al.* Phosphorus fractions in sandy soils of vineyards in southern Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, [s.l.], v.37, p.472- 481, 2013.

SHCHERBAK, I.; MILLAR, N.; ROBERTSON, G. P. Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions to fertilizer nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, [s.l.], v. 111, n. 25, p. 9199–9204, 2014.

SHEN, J. *et al.* **Modeling nitrous oxide emissions from digestate and slurry applied to three agricultural soils in the United Kingdom: Fluxes and emission factors**. 2018.

Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749118322024?via%3Dihub>. Acesso em: 15 maio 2019.

SHI, Y. *et al.* Seasonal variation of microbial biomass, activity, and community structure in soil under different tillage and phosphorus management practices. *Biol Fertil Soils*, [s.l.], v.49, p. 803–818, 2013.

SHRESTHA, D. *et al.* Nitrogen loss and greenhouse gas flux across an intensification gradient in diversified vegetable rotations. *Nutr Cycl Agroecosyst*, [s.l.], v. 114, p. 193-210, 2019.

SIELING, K. Growth stage-specific application of slurry and mineral N to oilseed rape, wheat and barley. *Journal of Agricultural Science*, [s.l.], v.142, p. 495–502, 2004.

SINGH, J. *et al.* Chapter 15 The role of inhibitors in the bioavailability and mitigation of nitrogen losses in grassland ecosystems. *Developments in Soil Science*, [s.l.], v. 32, n. C, p. 329–362, 2008.

SIQUEIRA NETO, M. *et al.* Rotação de Culturas No Sistema Plantio Direto Em Tibagi (PR). I - Sequestro de Carbono No Solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 4, p.1013–1022, 2009..

SIX, J. *et al.* The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. **Global Change Biology**, [s.l.], v. 10, n. 2, p. 155–160, 2004.

SOUZA, C. D. F. *et al.* Caracterização de dejetos de suínos em fase de terminação. **Ceres**, [s.l.], v. 56, n. 2, p. 128–133, 2009.

SULEIMAN, A. K. A. *et al.* Temporal variability of soil microbial communities after application of dicyandiamide-treated swine slurry and mineral fertilizers. **Soil Biology and Biochemistry**, [s.l.], v. 97, p. 71–82, 2016.

SYAKILA, A.; KROEZE, C. The global nitrous oxide budget revisited. **Greenhouse Gas Measurement And Management**, Holanda, v. 1, n. 1, p.17-26, 2011.

TAVARES, J. M. R. *et al.* The water disappearance and manure production at commercial growing-finishing pig farms. **Livestock Science**, [s.l.], v. 169, n. C, p. 146–154, 2014.

TAVARES, J.M.R. **Modelagem do consumo de água, produção de dejetos e emissão de gases de efeito estufa e amônia na suinocultura**. 2016. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, 2016.

TEDESCO, M. J. *et al.* **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.

THOMPSON, A.G.; FLEMING, R. Emissions of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> during the composting of liquid swine manure. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s.l.], v. 91, p.87–104, 2003.

TIECHER, T. L. *et al.* Forms and accumulation of copper and zinc in a sandy typic hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep litter. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 37, n. 3, p. 812–824, 2013.

USDA. **African Swine Fever: Data & Analysis**. Disponível em: [www.fas.usda.gov](http://www.fas.usda.gov). Acesso em 20 de maio de 2020.

UWIZEYE, A. *et al.* Nitrogen flows in global pork supply chains and potential improvement from feeding swill to pigs. **Resources, Conservation and Recycling**, [s.l.], v. 146, n. julho, p. 168-179, 2019.

VELTHOF, G. L. *et al.* Gaseous nitrogen and carbon losses from pig manure derived from different diets. **Journal of environmental quality**, [s.l.], v. 34, n. julho, p. 698–706, 2005.

VELTHOF, G. L.; KUIKMAN, P. J.; OENEMA, O. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. **Biol Fertil Soils**, [s.l.], v. 37, n. January, p. 221–230, 2003.

VENTURA, B. S. *et al.* Carbon, nitrogen and humic substances in biogenic and physico-genic aggregates of a soil with a 10-year history of successive applications of swine waste. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, [s.l.], v. 21, p. 329-343, 2018.

WILLMOTT, C. J. *et al.* Statistics for the Evaluation and Comparison of Models. *Journal of Geophysical Research*, vol. 90, no. c5, pages 8995-9005, september 20, 1985

ZACHERL, B.; AMBERGER, A. Effect of the nitrification inhibitors dicyandiamide, nitrapyrin and thiourea on *Nitrosomonas europaea*. **Fertilizer Research**, [s.l.], v. 22, n. 1, p. 37-44, 1990.

ZHAO, M. *et al.* Nonlinear response of nitric oxide emissions to a nitrogen application gradient: A case study during the wheat season in a Chinese rice-wheat rotation system. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v.102, p. 200-208, 2015.

ZHU, K. *et al.* Heterogeneity of O<sub>2</sub> dynamics in soil amended with animal manure and implications for greenhouse gas emissions. **Soil Biology and Biochemistry**, [s.l.], v. 84, p. 96-106, 2015.

**APÊNDICE A – SUMÁRIO DOS FATORES QUE INFLUENCIAM AS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO EM SOLOS ADUBADOS COM DEJETOS SUÍNOS E SUAS RESPECTIVAS ESTRATÉGIAS DE CONTROLE E MITIGAÇÃO**

Fatores	Estratégias		
Nutrição dos suínos	Conteúdos de C e nutrientes	Manipulação da dieta dos suínos	Redução dos níveis de proteína bruta
	Presença de Cu e Zn nas rações		Adição de fibra nas rações
Estocagem e tratamento dos dejetos	Aeração	Tratamento dos dejetos	Redução do teor de água
	Separação sólido - líquido		Compostagem
	Carga orgânica		Melhoria da digestão anaeróbia
	Conteúdos de C e nutrientes		Bebedouros mais eficientes
Composição dos dejetos	Conteúdos de C e nutrientes	Estratégias de adubação	Uso de fontes de liberação lenta
	Teores de Cu e Zn nos dejetos		Parcelamento da adubação
	Carga orgânica		Melhoramento genético dos cultivos
	Teor de umidade e sólidos		Uso de inibidores de nitrificação
Presença de metais pesados	Diversidade biológica do solo	Manejo do solo e dos resíduos das culturas	Consolidação de áreas em PD
	Alteração da atividade enzimática		Uso de plantas de cobertura com elevada relação C:N
	Inibição da expressão gênica		Incremento dos estoques de C e N no solo
			Eliminação de períodos de pousio

---

	Características físicas do solo		Incremento dos teores de C estável no solo
Difusão de oxigênio	Microsítios de anaerobiose	Manipulação da diversidade biológica do solo	Incremento do diâmetro médios dos agregados
	Teor de sólidos nos dejetos		Enriquecimento biológico
	Inibição enzimática		

---

## APÊNDICE B – PARÂMETROS DE INPUT PARA O TRATAMENTO SA

### DNDC\_Input\_Parameters

#### Site\_infomation

__Site_name	SA
__Simulated_years	1
__Latitude	-28.2324

#### Climate\_data

__Climate_data_type	0
__N_in_rainfall	0.0000
__Air_NH3_concentration	0.0600
__Air_CO2_concentration	350.0000
__Climate_files	1

1

C:\Users\vilma\Documents\1 - DOUTORADO

PPGEA\2 - ARTIGOS DA TESE\Artigo 5 - Modelagem usando DNDC - Journal of Environmental Management\1 - Submissão - Journal of Environmental Management - -17.10.2019\Dados ajustados\_2020\JdayMeanTPrec.txt

#### Soil\_data

__Land_use_ID	1
__Soil_texture_ID	6
__Bulk_density	1.5027
__pH	5.5200
__Clay_fraction	0.2700
__Porosity	0.4210
__Bypass_flow	0.0000
__Field_capacity	0.5200
__Wilting_point	0.2400
__Hydro_conductivity	0.0227

__Top_layer_SOC	0.0036
__Litter_fraction	0.0100
__Humads_fraction	0.0155
__Humus_fraction	0.9745
__Adjusted_litter_factor	1.0000
__Adjusted_humads_factor	1.0000
__Adjusted_humus_factor	1.0000
__Humads_C/N	10.0000
__Humus_C/N	10.0000
__Black_C	0.0000
__Black_C_C/N	0.0000
__SOC_profile_A	0.2000
__SOC_profile_B	2.0000
__Initial_nitrate_ppm	7.0000
__Initial_ammonium_ppm	19.2500
__Soil_microbial_index	1.0000
__Soil_slope	0.0000
__Lateral_influx_index	1.0000
__Watertable_depth	1.0000
__Water_retention_layer_depth	0.4000
__Soil_salinity	0.0000
__SCS_curve_use	0
Crop_data	
Cropping_systems	1
__Cropping_system	1
__Total_years	1
__Years_of_a_cycle	1
____Year	1
____Crops	2
_____Crop#	1

_____Crop_ID	9
_____Planting_month	4
_____Planting_day	15
_____Harvest_month	7
_____Harvest_day	20
_____Harvest_year	1
_____Residue_left_in_field	1.0000
_____Maximum_yield	2400.0500
_____Leaf_fraction	0.2700
_____Stem_fraction	0.2700
_____Root_fraction	0.2300
_____Grain_fraction	0.2300
_____Leaf_C/N	75.0000
_____Stem_C/N	75.0000
_____Root_C/N	85.0000
_____Grain_C/N	35.0000
_____Accumulative_temperature	1650.0000
_____Optimum_temperature	21.0000
_____Water_requirement	250.0000
_____N_fixation_index	1.0000
_____Vascularity	0.0000
_____If_cover_crop	0
_____If_perennial_crop	0
_____If_transplanted	0
_____Tree_maturity_age	-107374000.0000
_____Tree_current_age	0.0000
_____Tree_max_leaf	0.0000
_____Tree_min_leaf	0.0000
_____Crop#	2
_____Crop_ID	1
_____Planting_month	9
_____Planting_day	1
_____Harvest_month	3



_____Harvest_day	18
_____Harvest_year	2
_____Residue_left_in_field	0.5000
_____Maximum_yield	4123.6001
_____Leaf_fraction	0.2200
_____Stem_fraction	0.2200
_____Root_fraction	0.1600
_____Grain_fraction	0.4000
_____Leaf_C/N	80.0000
_____Stem_C/N	80.0000
_____Root_C/N	80.0000
_____Grain_C/N	50.0000
_____Accumulative_temperature	2550.0000
_____Optimum_temperature	30.0000
_____Water_requirement	150.0000
_____N_fixation_index	1.0000
_____Vascularity	0.0000
_____If_cover_crop	0
_____If_perennial_crop	0
_____If_transplanted	0
_____Tree_maturity_age	-107374000.0000
_____Tree_current_age	0.0000
_____Tree_max_leaf	0.0000
_____Tree_min_leaf	0.0000
-----	
_____Till_applications	2
_____Till#	1
_____Till_month	4
_____Till_day	15
_____Till_method	2
_____Till#	2
_____Till_month	9
_____Till_day	1

_____Till_method	2
-----	
____Fertilizer_applications	0
____Fertilization_option	0
-----	
____Manure_applications	0
-----	
____Film_applications	0
____Method	0
____Irrigation_applications	0
____Irrigation_control	0
____Irrigation_index	0.0000
____Irrigation_method	0

## APÊNDICE C – PARÂMETROS DE INPUT PARA O TRATAMENTO DLLIM

### DNDC\_Input\_Parameters

#### ----- Site\_infomation

__Site_name	DL_BN
__Simulated_years	1
__Latitude	-28.2324
__Daily_record	0
__Unit_system	0

#### Climate\_data

__Climate_data_type	0
__N_in_rainfall	0.0000
__Air_NH3_concentration	0.0600
__Air_CO2_concentration	350.0000
__Climate_files	1

1

C:\Users\vilma\Documents\1 - DOUTORADO

PPGEA\2 - ARTIGOS DA TESE\Artigo 5 - Modelagem usando DNDC - Journal of Environmental Management\1 - Submissão - Journal of Environmental Management -  
-17.10.2019\Dados ajustados\_2020\JdayMeanTPrec.txt

__Climate_file_mode	0
__CO2_increase_rate	0.0000

#### Soil\_data

__Land_use_ID	1
__Soil_texture_ID	6
__Bulk_density	1.5027
__pH	5.0200
__Clay_fraction	0.2700
__Porosity	0.4210

__Bypass_flow	0.0000
__Field_capacity	0.5200
__Wilting_point	0.2400
__Hydro_conductivity	0.0227
__Top_layer_SOC	0.0043
__Litter_fraction	0.0100
__Humads_fraction	0.0158
__Humus_fraction	0.9742
__Adjusted_litter_factor	1.0000
__Adjusted_humads_factor	1.0000
__Adjusted_humus_factor	1.0000
__Humads_C/N	10.0000
__Humus_C/N	10.0000
__Black_C	0.0000
__Black_C_C/N	0.0000
__SOC_profile_A	0.2000
__SOC_profile_B	2.0000
__Initial_nitrate_ppm	22.7500
__Initial_ammonium_ppm	21.0000
__Soil_microbial_index	1.0000
__Soil_slope	0.0000
__Lateral_influx_index	1.0000
__Watertable_depth	1.0000
__Water_retention_layer_depth	0.4000
__Soil_salinity	0.0000
__SCS_curve_use	0
Crop_data	
Cropping_systems	1
__Cropping_system	1
__Total_years	1
__Years_of_a_cycle	1

____Year	1
____Crops	2
_____Crop#	1
_____Crop_ID	9
_____Planting_month	4
_____Planting_day	15
_____Harvest_month	7
_____Harvest_day	20
_____Harvest_year	1
_____Residue_left_in_field	1.0000
_____Maximum_yield	2400.0500
_____Leaf_fraction	0.2700
_____Stem_fraction	0.2700
_____Root_fraction	0.2300
_____Grain_fraction	0.2300
_____Leaf_C/N	75.0000
_____Stem_C/N	75.0000
_____Root_C/N	85.0000
_____Grain_C/N	35.0000
_____Accumulative_temperature	1650.0000
_____Optimum_temperature	21.0000
_____Water_requirement	250.0000
_____N_fixation_index	1.0000
_____Vascularity	0.0000
_____If_cover_crop	1
_____If_perennial_crop	0
_____If_transplanted	0
_____Tree_maturity_age	-107374000.0000
_____Tree_current_age	0.0000
_____Tree_max_leaf	0.0000
_____Tree_min_leaf	0.0000
_____Crop#	2

_____Crop_ID	1
_____Planting_month	9
_____Planting_day	1
_____Harvest_month	3
_____Harvest_day	18
_____Harvest_year	2
_____Residue_left_in_field	0.5000
_____Maximum_yield	4123.6001
_____Leaf_fraction	0.2200
_____Stem_fraction	0.2200
_____Root_fraction	0.1600
_____Grain_fraction	0.4000
_____Leaf_C/N	80.0000
_____Stem_C/N	80.0000
_____Root_C/N	80.0000
_____Grain_C/N	50.0000
_____Accumulative_temperature	2550.0000
_____Optimum_temperature	30.0000
_____Water_requirement	150.0000
_____N_fixation_index	1.0000
_____Vascularity	0.0000
_____If_cover_crop	0
_____If_perennial_crop	0
_____If_transplanted	0
_____Tree_maturity_age	-107374000.0000
_____Tree_current_age	0.0000
_____Tree_max_leaf	0.0000
_____Tree_min_leaf	0.0000
-----	
____Till_applications	2
_____Till#	1
_____Till_month	4
_____Till_day	15
_____Till_method	2

_____Till#	2
_____Till_month	9
_____Till_day	1
_____Till_method	2
-----	
____Fertilizer_applications	1
_____Fertilizing#	1
_____Fertilizing_month	7
_____Fertilizing_day	13
_____Fertilizing_method	0
_____Fertilizing_depth	0.2000
_____Nitrate	0.0000
_____Ammonium_bicarbonate	0.0000
_____Urea	14.1600
_____Anhydrous_ammonia	0.0000
_____Ammonium	0.0000
_____Sulphate	0.0000
_____Phosphate	0.0000
_____Slow_release_rate	1.0000
_____Nitrification_inhibitor_efficiency	0.0000
_____Nitrification_inhibitor_duration	0.0000
_____Urease_inhibitor_efficiency	0.0000
_____Urease_inhibitor_duration	0.0000
____Fertilization_option	0
-----	
____Manure_applications	3
_____Manuring#	1
_____Manuring_month	6
_____Manuring_day	8
_____Manure_amount	38460
_____Manure_C/N	1.6700
_____Manure_type	4
_____Manuring_method	0

_____Manure_depth	0.0000
_____Manure_OrgN	6,7900
_____Manure_NH4	3.3952
_____Manure_NO3	1.3581
_____None	0
_____Manuring#	2
_____Manuring_month	6
_____Manuring_day	26
_____Manure_amount	57690
_____Manure_C/N	1.0500
_____Manure_type	4
_____Manuring_method	0
_____Manure_depth	0.0000
_____Manure_OrgN	19,0500
_____Manure_NH4	5.7927
_____Manure_NO3	2.3171
_____None	0
_____Manuring#	3
_____Manuring_month	9
_____Manuring_day	18
_____Manure_amount	38460
_____Manure_C/N	2.2400
_____Manure_type	4
_____Manuring_method	0
_____Manure_depth	0.0000
_____Manure_OrgN	70.6800
_____Manure_NH4	35.3393
_____Manure_NO3	14.1357
_____None	0
-----	
_____Film_applications	0
_____Method	0
-----	
_____Flood_applications	0



___Water_control	0
___Flood_water_N	1.0000
___Leak_rate	0.0000
___Water_gather_index	1.0000
___Watertable_file	None0.000000
-----	
___Irrigation_applications	0
___Irrigation_control	0
___Irrigation_index	0.0000
___Irrigation_method	0
-----	

## APÊNDICE D – PARÂMETROS DE INPUT PARA O TRATAMENTO CSLIM

### DNDC\_Input\_Parameters

#### Site\_infomation

__Site_name	CS_BN
__Simulated_years	1
__Latitude	-28.2324
__Daily_record	0
__Unit_system	0

#### Climate\_data

__Climate_data_type	0
__N_in_rainfall	0.0000
__Air_NH3_concentration	0.0600
__Air_CO2_concentration	350.0000
__Climate_files	1

1

C:\Users\vilma\Documents\1 - DOUTORADO

PPGEA\2 - ARTIGOS DA TESE\Artigo 5 - Modelagem usando DNDC - Journal of Environmental Management\1 - Submissão - Journal of Environmental Management -  
-17.10.2019\Dados ajustados\_2020\JdayMeanTPrec.txt

__Climate_file_mode	0
__CO2_increase_rate	0.0000

#### Soil\_data

__Land_use_ID	1
__Soil_texture_ID	6
__Bulk_density	1.4844
__pH	5.4300
__Clay_fraction	0.2700
__Porosity	0.4210

__Bypass_flow	0.0000
__Field_capacity	0.5200
__Wilting_point	0.2400
__Hydro_conductivity	0.0227
__Top_layer_SOC	0.0043
__Litter_fraction	0.0100
__Humads_fraction	0.0158
__Humus_fraction	0.9742
__Adjusted_litter_factor	1.0000
__Adjusted_humads_factor	1.0000
__Adjusted_humus_factor	1.0000
__Humads_C/N	10.0000
__Humus_C/N	10.0000
__Black_C	0.0000
__Black_C_C/N	0.0000
__SOC_profile_A	0.2000
__SOC_profile_B	2.0000
__Initial_nitrate_ppm	7.8800
__Initial_ammonium_ppm	20.1300
__Soil_microbial_index	1.0000
__Soil_slope	0.0000
__Lateral_influx_index	1.0000
__Watertable_depth	1.0000
__Water_retention_layer_depth	0.4000
__Soil_salinity	0.0000
__SCS_curve_use	0
-----	
Crop_data	
Cropping_systems	1
__Cropping_system	1
__Total_years	1
__Years_of_a_cycle	1

____Year	1
____Crops	2
_____Crop#	1
_____Crop_ID	9
_____Planting_month	4
_____Planting_day	15
_____Harvest_month	7
_____Harvest_day	20
_____Harvest_year	1
_____Residue_left_in_field	1.0000
_____Maximum_yield	2400.0500
_____Leaf_fraction	0.2700
_____Stem_fraction	0.2700
_____Root_fraction	0.2300
_____Grain_fraction	0.2300
_____Leaf_C/N	75.0000
_____Stem_C/N	75.0000
_____Root_C/N	85.0000
_____Grain_C/N	35.0000
_____Accumulative_temperature	1650.0000
_____Optimum_temperature	21.0000
_____Water_requirement	250.0000
_____N_fixation_index	1.0000
_____Vascularity	0.0000
_____If_cover_crop	1
_____If_perennial_crop	0
_____If_transplanted	0
_____Tree_maturity_age	-107374000.0000
_____Tree_current_age	0.0000
_____Tree_max_leaf	0.0000
_____Tree_min_leaf	0.0000
_____Crop#	2

_____Crop_ID	1
_____Planting_month	9
_____Planting_day	1
_____Harvest_month	3
_____Harvest_day	18
_____Harvest_year	2
_____Residue_left_in_field	0.5000
_____Maximum_yield	4123.6001
_____Leaf_fraction	0.2200
_____Stem_fraction	0.2200
_____Root_fraction	0.1600
_____Grain_fraction	0.4000
_____Leaf_C/N	80.0000
_____Stem_C/N	80.0000
_____Root_C/N	80.0000
_____Grain_C/N	50.0000
_____Accumulative_temperature	2550.0000
_____Optimum_temperature	30.0000
_____Water_requirement	150.0000
_____N_fixation_index	1.0000
_____Vascularity	0.0000
_____If_cover_crop	0
_____If_perennial_crop	0
_____If_transplanted	0
_____Tree_maturity_age	-107374000.0000
_____Tree_current_age	0.0000
_____Tree_max_leaf	0.0000
_____Tree_min_leaf	0.0000
-----	
_____Till_applications	2
_____Till#	1
_____Till_month	4
_____Till_day	15

_____Till_method	2
_____Till#	2
_____Till_month	9
_____Till_day	1
_____Till_method	2
-----	
____Fertilizer_applications	1
_____Fertilizing#	1
_____Fertilizing_month	10
_____Fertilizing_day	22
_____Fertilizing_method	0
_____Fertilizing_depth	0.2000
_____Nitrate	0.0000
_____Ammonium_bicarbonate	0.0000
_____Urea	34.6200
_____Anhydrous_ammonia	0.0000
_____Ammonium	0.0000
_____Sulphate	0.0000
_____Phosphate	0.0000
_____Slow_release_rate	1.0000
_____Nitrification_inhibitor_efficiency	0.0000
_____Nitrification_inhibitor_duration	0.0000
_____Urease_inhibitor_efficiency	0.0000
_____Urease_inhibitor_duration	0.0000
____Fertilization_option	0
-----	
____Manure_applications	4
_____Manuring#	1
_____Manuring_month	6
_____Manuring_day	8
_____Manure_amount	8653.85
_____Manure_C/N	7.57
_____Manure_type	5

_____Manuring_method	0
_____Manure_depth	0.0000
_____Manure_OrgN	36.3700
_____Manure_NH4	18.1849
_____Manure_NO3	18.1849
_____None	0
_____Manuring#	2
_____Manuring_month	6
_____Manuring_day	26
_____Manure_amount	1923.08
_____Manure_C/N	5.41
_____Manure_type	5
_____Manuring_method	0
_____Manure_depth	0.0000
_____Manure_OrgN	5.2900
_____Manure_NH4	2.6451
_____Manure_NO3	2.6451
_____None	0
_____Manuring#	3
_____Manuring_month	9
_____Manuring_day	18
_____Manure_amount	3846.15
_____Manure_C/N	5.5000
_____Manure_type	5
_____Manuring_method	0
_____Manure_depth	0.0000
_____Manure_OrgN	17.4900
_____Manure_NH4	8.7445
_____Manure_NO3	8.7445
_____None	0
_____Manuring#	4
_____Manuring_month	10
_____Manuring_day	22
_____Manure_amount	3846.15

_____Manure_C/N	5.9500
_____Manure_type	5
_____Manuring_method	0
_____Manure_depth	0.0000
_____Manure_OrgN	16.1496
_____Manure_NH4	8.0748
_____Manure_NO3	8.0748
_____None	0
-----	
____Film_applications	0
____Method	0
-----	
____Flood_applications	0
____Water_control	0
____Flood_water_N	1.0000
____Leak_rate	0.0000
____Water_gather_index	1.0000
-----	
____Irrigation_applications	0
____Irrigation_control	0
____Irrigation_index	0.0000
____Irrigation_method	0
-----	



## APÊNDICE E – PRODUÇÃO TÉCNICO-CIENTÍFICA AO LONGO DO DOUTORADO

### ARTIGOS PUBLICADOS

1. FERREIRA, G. W. ; BENEDET, L. ; TRAPP, T. ; LIMA, A. P. ; **MÜLLER JÚNIOR, V.** ; LOSS, A. ; LOURENZI, C. R.; COMIN, J. J. . Soil aggregation indexes and chemical and physical attributes of aggregates in a Typic Hapludult fertilized with swine manure and mineral fertilizer. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agric*, v. 10, p. 1-17, 2021.
2. **MULLER JÚNIOR, V.**; COMIN, J. J. ; FERREIRA, G. W.; TAVARES, J.M.R.; COUTO, R. R.; BELLI FILHO, P. Nitrous oxide emissions in soils fertilized with pig manure: soil processes and strategies of control and mitigation. *Research, Society and Development*, v. 10, p. 1-16, 2021.
3. SOUZA, M.; **MÜLLER JÚNIOR, V.**; KURTZ, C.; VENTURA, B. S.; LOURENZI, C. R.; LAZZARI, C. J.R.; FERREIRA, G. W.; BRUNETTO, G.; LOSS, A.; COMIN, J.. Soil chemical properties and yield of onion crops grown for eight years under no-tillage system with cover crops. *Soil & Tillage Research*, v. 208, p. 104897, 2021.
4. LAZZARI, C. J. R.; **MÜLLER JÚNIOR, V.**; BENEDET, L.; COUTO, R. R.; COMIN, J. J.; LOSS, A ; BRUNETTO, G.; MILLER, P. R. M.; LOURENZI, C. R.. Phosphorus and Heavy Metal Contents in Small-Scale Composting Areas. *International Journal of Research -GRANTHAALAYAH*, v. 8, p. 1-14, 2020.
5. SOUZA, M. ; VARGAS, M. M. M. ; VENTURA, B. S. ; **MÜLLER JÚNIOR, V.** ; SOARES, C. R. F. S. ; KURTZ, C. ; COMIN, J. J. ; LOVATO, P. E. . Microbial activity in soil with onion grown in a no-tillage system with single or intercropped cover crops. *Ciência Rural*, v. 50, p. 1-11, 2020.
6. **MÜLLER JÚNIOR, V.**; BELLI FILHO, P.; LOURENZI, C. R. ; FERREIRA, G. W. ; KNOTH, L. F. ; COMIN, J. J. . Microbiologia e emissões em solos com dejetos suínos. *Granja (Porto Alegre)*, v. 9, p. 49-51, 2020.

7. **MÜLLER JÚNIOR, V.**; KOUCHER, L. P. ; SOUZA, M. ; LIMA, A. P. ; KURTZ, C. ; COUTO, R. R. ; LOVATO, P. E. ; GIACOMINI, S. J. ; BRUNETTO, G. ; COMIN, J. J. . Nitrous Oxide Emissions in No-Tillage Onion (*Allium cepa* L.) Crops Are Increased by Oilseed Radish Cover Crop and Poultry Manure Application. *Revista Brasileira de Ciência do Solo (Online)*, v. 43, p. 1-13, 2019.
8. BENEDET, L.; DE CONTI, L.; LAZZARI, C. J. R.; **MÜLLER JÚNIOR, V.**; DICK, D. P. ; LOURENZI, CLEDIMAR ROGÉC. R.; LOVATO, P. E.; COMIN, J. J.; TIECHER, T. L.; RICACHENEVSKY, FELIPE KLEIF. K.; BRUNETTO, G. Copper and Zinc in Rhizosphere Soil and Toxicity Potential in White Oats (*Avena sativa*) Grown in Soil with Long-Term Pig Manure Application. *Water, Air And Soil Pollution (Dordrecht. Online)*, v. 230, p. 209, 2019.
9. SCHMITZ, D ; LOSS, A. ; LOURENZI, C. R. ; **MÜLLER JÚNIOR, V.**; VEIGA, M. ; BRUNETTO, G. ; COMIN, J. J. . Physical attributes of Humic Cambisol subjected to nitrogen sources in an apple orchard. *Communicata Scientiae*, v. 8, p. 316-325, 2018.
10. SOUZA, M. ; **MÜLLER JÚNIOR, V.** ; KURTZ, C. ; BRUNETTO, G. ; COUTO, R. R. ; COMIN, J. J. . Weed Emergence in a Soil with Cover Crops in an Agroecological No-Tillage System. *Planta Daninha*, v. 36, p. 1-9, 2018.
11. DA ROSA COUTO, R.; MARTINI, L.C.P.; GATIBONI, L. C. ; BELLI FILHO, P.; MARTINS, S. R. ; LAZZARI, C. J. R ; **MÜLLER JÚNIOR, V.**; COMIN, J. J.; WITHERS, P. J. A.; SCHENATO, R. B.; BRUNETTO, G. Vulnerability to contamination by phosphorus in a zero-order basin with a high density of pigs and a history of slurry addition: extrapolation of an index. *Environmental Earth Sciences (Internet)*, v. 77, p. 144, 2018.
12. COMIN, J. J. ; VILANOVA, C. C ; KURTZ, C. ; **MÜLLER JÚNIOR, V.** ; VENTURA, B. S. ; REIS, M.S. ; BRUNETTO, G. ; LOVATO, P. E. ; SOUZA, M. . Avaliação fitossociológica de plantas invasoras em cultivo de cebola sob sistema plantio direto sem uso de agrotóxicos. *Revista de La Facultad de Agronomía (La Plata)*, v. 117, p. 197-206, 2018.

13. COSTA, M. B. B. ; SOUZA, M. ; **MÜLLER JÚNIOR, V.** ; COMIN, J. J. ; LOVATO, P. E. . Agroecology development in Brazil between 1970 and 2015. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, v. 41, p. 276-295, 2017.
14. KOUCHER, L. P. ; BRUNETTO, G. ; **MÜLLER JÚNIOR, V.** ; SOUZA, M. ; LIMA, A. P. ; GIACOMINI, S. J. ; COUTO, R. R. ; KURTZ, C. ; CARRANCA, C. ; COMIN, J. J. . Nitrogen Transfer from Cover Crop Residues to Onion Grown under Minimum Tillage in Southern Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 41, p. 1, 2017.
15. SOUZA, M. ; KUHNEN, S. ; KAZAMA, D. ; KURTZ, C. ; TRAPP, T. ; **MÜLLER JÚNIOR, V.** ; COMIN, J. J. . Predição dos teores de compostos fenólicos e flavonoides na parte aérea das espécies *Secale cereale* L., *Avena strigosa* L. e *Raphanus sativus* L. por meio de espectroscopia no infravermelho próximo (NIR). *Química Nova*, v. 40, p. 1074-1081, 2017.

#### ARTIGOS EM PREPARAÇÃO

1. **MÜLLER JÚNIOR, V.**, COMIN, J.J., FERREIRA, G.W., DOS SANTOS, T.S., GIUMBELLI, L.D., GIACOMINI, S.J., BRUNETTO, G., CERETTA, C.A., BELLI FILHO, P. Nitrous oxide emissions in black oat-corn succession fertilized with pig slurry and swine manure compost supplemented with mineral fertilization.
2. **MÜLLER JÚNIOR, V.**, COMIN, L.G., KNOTH, L. F., GIUMBELI, L. D., DOS SANTOS, T. S., FERREIRA., G. W., COMIN, J.J., BELLI FILHO, P. Modelagem das emissões de N<sub>2</sub>O em solos adubados com dejetos suínos: comparação de dados de campo com simulações do modelo computacional DNDC.

## TRABALHOS PUBLICADOS EM CONGRESSOS

1. **MÜLLER JÚNIOR, V.**; BENEDET, L. ; FERREIRA, G. W. ; LIMA, A. P. ; BELLI FILHO, P. ; COMIN, J. J. . Alterações nos Atributos de Acidez em Solo Rizosférico e Não Rizosférico Adubados com Dejeito Líquido de Suínos e Cama Sobreposta. In: XII Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo, 2018, Xanxerê. XII Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo, 2018.
2. COMIN, J. J. ; SOUZA, M. ; FERREIRA, G. W ; **MÜLLER JÚNIOR, V.** ; VENTURA, B. S. ; KURTZ, C. . Efeito das plantas de cobertura sobre a emergência de plantas espontâneas ao longo de sete anos em sistema de plantio direto agroecológico. In: VI Congresso Latino-Americano de Agroecologia, 2017, Brasília. Cadernos de Agroecologia, 2017.
3. SOUZA, M. ; KUHNEN, S. ; **MÜLLER JÚNIOR, V.** ; LIMA, A. P. ; KURTZ, C. ; COMIN, J. J. . Análise exploratória e discriminatória do perfil fitoquímico da parte aérea das espécies *Secale cereale* L. *Avena strigosa* L. e *Raphanus sativus* L. cultivadas em sistema plantio direto agroecológico. In: VI Congresso Latino-Americano de Agroecologia, 2017, Brasília. Cadernos de Agroecologia, 2017.
4. **MÜLLER JÚNIOR, V.**; SOUZA, M. ; KOUCHER, L. P. ; KURTZ, C. ; BRUNETTO, G. ; COMIN, J. J. . Emissão de óxido nitroso em cebola (*Allium cepa* L.) cultivada sob sistema de plantio direto agroecológico. In: VI Congresso Latino-Americano de Agroecologia, 2017, Brasília. Cadernos de Agroecologia, 2017.
5. LIMA, A. P. ; **MÜLLER JÚNIOR, V.** ; ZANELLA, M. ; FAYAD, J. A. ; LOVATO, P. E. ; COMIN, J. J. . O Sistema de Plantio Direto de Hortaliças (SPDH) como ferramenta de transição agroecológica. In: VI Congresso Latino-Americano de Agroecologia, 2017, Brasília. Cadernos de Agroecologia, 2017.
6. BARBOSA, T. M ; LOURENZI, C. R. ; COMIN, J. J. ; SOUZA, M. ; OLIVEIRA, R. A DE ; **MÜLLER JÚNIOR, V.** . Frações químicas da matéria orgânica do solo influenciadas por plantas de cobertura em sistemas de cultivo de cebola. In: XII

Encontro Brasileiro de Substâncias Húmicas e Matéria Orgânica Natural, 2017, Sinop.  
Anais do XII Encontro Brasileiro de Substâncias Húmicas e Matéria Orgânica Natural,  
2017.

#### PARTICIPAÇÃO EM EVENTOS CIENTÍFICOS

1. 94<sup>a</sup> Expofeira Pelotas. Emissões de gases de efeito estufa no setor agropecuário e estratégias de mitigação. On-line, 2020 (Feira).
2. I Seminário sobre Produção Animal do IFPR. On-line, 2020 (Seminário).
3. VI Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais - VI SIGERA. Florianópolis, 2019 (Simpósio).
4. VII Congresso Latino-americano de agroecologia. Brasília, 2017 (Congresso).
5. I Workshop sobre Frutificação e Adubação de pereiras, São Joaquim, 2017 (Oficina).

## ANEXO A – ARTIGO DA TESE PUBLICADO

O artigo intitulado “*Nitrous oxide emissions in soils fertilized with pig manure: soil processes and strategies of control and mitigation*”, publicado na revista *Research, Society and Development* (ISSN 2525-3409) foi fruto do trabalho desenvolvido na disciplina **ENS3110000 - Processos Biológicos em Engenharia Ambiental**, ofertada no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental pelos professores Dr. Paulo Belli Filho e Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa. O mesmo compõe o capítulo de revisão bibliográfica e de possibilidades de mitigação das emissões desta tese de doutorado.

MÜLLER JÚNIOR, V.; COMIN, J. J.; FERREIRA, G. W.; TAVARES, J. M. R.; COUTO, R. da R.; BELLI FILHO, P. Nitrous oxide emissions in soils fertilized with pig manure: soil processes and strategies of control and mitigation. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 10, n. 2, p. e23910212427, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i2.12427. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/12427>.

## Nitrous oxide emissions in soils fertilized with pig manure: soil processes and strategies of control and mitigation

Emissões de óxido nitroso em solos adubados com dejetos suínos: processos no solo e estratégias de controle e mitigação

Emissiones de óxido nitroso en suelos fertilizados con estiércol porcino: procesos de suelo y estrategias de control y mitigación

Received: 01/27/2021 | Reviewed: 02/04/2021 | Accept: 02/06/2021 | Published: 02/14/2021

### Vilmar Muller Júnior

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2908-9411>  
Universidade Federal de Santa Catarina, Brazil  
E-mail: [vilmar.muller@ifpr.edu.br](mailto:vilmar.muller@ifpr.edu.br)

### Jucinei José Comin

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6176-6208>  
Universidade Federal de Santa Catarina, Brazil  
E-mail: [j.comin@ufsc.br](mailto:j.comin@ufsc.br)

### Guilherme Wilbert Ferreira

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1768-2058>  
Universidade Federal de Santa Catarina, Brazil  
E-mail: [guilhermewferreira@hotmail.com](mailto:guilhermewferreira@hotmail.com)

### Jorge Manuel Rodrigues Tavares

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4222-4251>  
Instituto Politécnico da Beja, Portugal  
E-mail: [jorge.tavares@ipbeja.pt](mailto:jorge.tavares@ipbeja.pt)

### Rafael da Rosa Couto

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1071-4165>  
Instituto Federal Catarinense, Brazil  
E-mail: [rrc Couto@hotmail.com](mailto:rrc Couto@hotmail.com)

### Paulo Belli Filho

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4338-2830>  
Universidade Federal de Santa Catarina, Brazil  
E-mail: [paulo.belli@ufsc.br](mailto:paulo.belli@ufsc.br)

### Abstract

Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) is one of the main gases that contributes to the greenhouse effect. With a Global Warming Potential (GWP) 265 times greater than that of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), over a 100-year horizon, N<sub>2</sub>O also has the potential for the depreciation of the ozone layer. The activities related to agriculture and livestock are responsible for approximately 60% of the global anthropogenic emissions of this gas to the atmosphere. In Brazil, the sector corresponds to 37% of total emissions. The objectives of this review article were: (i) To verify which are the main processes involved in N<sub>2</sub>O emissions in soils fertilized with swine manure; (ii) What are the direct emissions on these soils under different management systems, and; (iii) What are the possible strategies for controlling and mitigating N<sub>2</sub>O emissions. Therefore, an exploratory and qualitative research of articles was carried out using the following keywords: 'óxido nitroso', 'nitrous oxide', 'N<sub>2</sub>O', 'nitrogênio', 'nitrogen', 'suínos', 'pig', 'swine', 'dejetos', 'manure' and 'slurry'. Effects of pig diet, manure treatment systems, presence of heavy metals in the soil and moisture content of manure on N<sub>2</sub>O emissions were verified. Therefore, we recommend integrated studies of the quantitative and qualitative impacts of the levels and sources of nitrogen in the animals' diets on N<sub>2</sub>O emissions after the application of these wastes to the soil. We also recommend studies related to the effects of copper and zinc contents added to the soil via swine manure on enzymes that catalyze the biotic denitrification process in the soil.

**Keywords:** Environmental management; N<sub>2</sub>O; Greenhouse gas emissions; Organic fertilization; Microbial community.

### Resumo

O óxido nítrico (N<sub>2</sub>O) é um dos principais gases que contribuem para o efeito estufa. Com um Potencial de Aquecimento Global 265 vezes maior que o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), em um horizonte de 100 anos, também apresenta potencial de depreciação da camada de ozônio. As atividades agropecuárias são responsáveis por aproximadamente 60% das emissões antropogênicas globais deste gás. No Brasil, este setor corresponde por 37% do

total das emissões. Os objetivos deste artigo de revisão foram: (i) Verificar quais são os principais processos envolvidos nas emissões de N<sub>2</sub>O em solos adubados com dejetos suínos; (ii) Quais são as emissões diretas nesses solos sob diferentes sistemas de manejo; e; (iii) Quais são as possíveis estratégias de controle e mitigação das emissões de N<sub>2</sub>O. Para tanto, foi realizada uma pesquisa de caráter exploratório e qualitativo de artigos utilizando as seguintes palavras-chave: 'óxido nitroso', 'nitrous oxide', 'N<sub>2</sub>O', 'nitrogênio', 'nitrogen', 'suínos', 'pig', 'swine', 'dejetos', 'manure' e 'slurry'. Foram verificados efeitos da dieta dos suínos, dos sistemas de tratamento dos dejetos, da presença de metais pesados no solo e dos teores de umidade dos dejetos nas emissões de N<sub>2</sub>O. Sendo assim, recomendamos estudos integrados dos impactos quantitativos e qualitativos dos teores e fontes de nitrogênio nas dietas dos animais sobre as emissões de N<sub>2</sub>O após a aplicação desses dejetos ao solo. Também recomendamos estudos relacionados aos efeitos dos teores de cobre e zinco adicionados ao solo via dejetos de suínos sobre as enzimas que catalisam o processo de desnitrificação biótica no solo.

**Palavras-chave:** Gestão ambiental; N<sub>2</sub>O; Emissões de gases de efeito estufa; Adubação orgânica; Comunidade microbiana.

### Resumen

El óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) es uno de los principales gases que contribuyen al efecto invernadero. Con un potencial de calentamiento global 265 veces mayor que el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), en un horizonte de 100 años, también tiene un potencial de depreciación de la capa de ozono. Las actividades agrícolas son responsables de aproximadamente el 60% de las emisiones antropogénicas globales de este gas. En Brasil, este sector representa el 37% de las emisiones totales. Los objetivos de este artículo de revisión fueron: (i) Verificar cuáles son los principales procesos involucrados en las emisiones de N<sub>2</sub>O en suelos fertilizados con estiércol porcino; (ii) Cuáles son las emisiones directas en estos suelos bajo diferentes sistemas de manejo; y; (iii) Cuáles son las posibles estrategias para controlar y mitigar las emisiones de N<sub>2</sub>O. Por lo tanto, se realizó una investigación exploratoria y cualitativa de artículos utilizando las siguientes palabras clave: 'óxido nitroso', 'nitrous oxide', 'N<sub>2</sub>O', 'nitrogênio', 'nitrogen', 'suínos', 'pig', 'swine', 'dejetos', 'manure' y 'slurry'. Se verificaron los efectos de la dieta del cerdo, los sistemas de tratamiento de estiércol, la presencia de metales pesados en el suelo y el contenido de humedad del estiércol sobre las emisiones de N<sub>2</sub>O. Por lo tanto, recomendamos estudios integrados de los impactos cuantitativos y cualitativos de los niveles y fuentes de nitrógeno en la dieta de los animales sobre las emisiones de N<sub>2</sub>O luego de la aplicación de estos desechos al suelo. También recomendamos estudios relacionados con los efectos del contenido de cobre y zinc agregado al suelo a través del estiércol de cerdo sobre las enzimas que catalizan el proceso de desnitrificación biótica en el suelo.

**Palabras clave:** Gestión ambiental; N<sub>2</sub>O; Emisiones de gases de efecto invernadero; Fertilización orgánica; Comunidad microbiana.

## 1. Introduction

Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) is one of the main gases that contribute to the greenhouse effect. With a global warming potential (GWP) 265 times that of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), N<sub>2</sub>O also has ozone depletion potential over a 100-year time horizon (IPCC, 2013). Human activities have significantly increased global N<sub>2</sub>O emissions. The increase of N<sub>2</sub>O concentration in atmosphere affect the environmental conditions, in addition to increasing the scale of phenomena associated to climate change. An increase of 20% in N<sub>2</sub>O concentration in the atmosphere has been estimated since 1970, at a steady rate of 0.73 ± 0.03 ppmv/yr<sup>-1</sup> (IPCC, 2013). N<sub>2</sub>O represents 16% (7.84 Gt CO<sub>2</sub>-eq/yr<sup>-1</sup>) of the total greenhouse gas (GHG) emissions from 2000 to 2010 (IPCC, 2013). On a global scale, uncultivated soils account for most N<sub>2</sub>O emissions (6.6 Tg N/yr<sup>-1</sup>), followed by agricultural soils (4.7 Tg N/yr<sup>-1</sup>). Agricultural soils make up 27% of total N<sub>2</sub>O emissions (Syakila and Kroeze, 2011) and 60% of human-caused emissions (Aguilera et al., 2013). Among the largest gas-emitting countries and blocks of countries are China (18.6%), the United States (9.1%), the European Union (8.4%; 28 countries), India (7.6%) and Brazil (6.8%), which together represent approximately 50.6% of global human emissions. In Brazil, agriculture is one of the main sectors responsible for emissions and accounts for approximately 37% of the national N<sub>2</sub>O emissions (BRASIL, 2014).

Manure from animal production represents 30 to 50% of total emissions and is among the sources that contribute to N<sub>2</sub>O emission in the agricultural sector. Table 1 shows the GHG emissions (Tg CO<sub>2</sub>-eq/yr<sup>-1</sup>) from the storage and treatment of animal manure, as well as its application to the soil.



**Table 1.** Greenhouse gas emissions from animal manure.

Emission source	Tg CO <sub>2</sub> -eq/yr <sup>1</sup>	
	World	Brazil
Manure storage and treatment		
Pig manure	91.55	3.54
Cattle manure	161.49	4.42
Poultry manure	20.99	0.92
Others <sup>1</sup>	77.78	0.63
Total	351.81	9.51
Manure application in soil		
Pig manure	34.27	3.19
Cattle manure	81.75	4.80
Poultry manure	28.76	1.50
Others <sup>1</sup>	47.04	1.45
Total	191.82	10.94

<sup>1</sup> goat, sheep, buffalo, donkey, etc. Tg = 10<sup>12</sup> g. Fonte: FAO (2016).

Globally, the application of swine manure to the soil is responsible for approximately 18% of GHG emissions to the atmosphere from the use of animal manure as fertilizers. In Brazil, this practice is responsible for 29% of emissions. This high emission value can be explained by the large volume of pig manure produced daily in Brazil. In general, a pig in growing-finishing phase (25 to 120 kg body weight) produces approximately 4.5 L of manure per day (FATMA, 2014; Tavares et al., 2014). With an approximate herd of 35 million head of growing-finishing pigs, an estimated 158 million liters of manure are produced per day in Brazil. If the breeding sows are added to this herd, there is a total of 39.9 million head, reaching an approximate 270 million liters of manure per day.

Considering its fertilizer potential, the use of pig manure in agriculture is an alternative to the improper disposal of these materials in soil and water. It lessens environmental impacts, in addition to reducing the use of mineral fertilizers and the costs of purchase. The use of manure contributes to nutrient cycling of pig farming and increased crop yields. Pig manure is composed of nitrogen (N), predominantly as ammonium (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), in addition to phosphorus (P), potassium (K), copper (Cu<sup>+2</sup>), zinc (Zn<sup>+2</sup>) (Tiecher et al., 2013) and organic carbon in soluble and particulate forms. Table 2 shows the average physical and chemical characterization of the liquid pig manure in nursery (32 production cycles, n = 54,715 piglets) and grower-finisher (33 production cycles, n = 13,276 pigs) phases (Tavares, 2016).

**Table 2.** Average physical and chemical characterization of liquid pig manure (dry weight basis).

Manure	Nursery			Grower-Finisher		
	Average	Max.	Min.	Average	Max.	Min.
TS (g L <sup>-1</sup> )	40.9±20.2	74.5	14.9	58.2±14.9	91.8	33.7
FS (g L <sup>-1</sup> )	9.8±3.9	16.9	5.5	14.6±3.3	22.1	9.5
COD (g L <sup>-1</sup> )	-	-	-	74.8±14.9	111.3	47.7
TOC (g L <sup>-1</sup> )	17.1±9.2	30.8	4.5	-	-	-
TN (g L <sup>-1</sup> )	3.3±1.4	6.2	1.3	5.3±1.1	7.2	3.6
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (g L <sup>-1</sup> )	1.6±0.5	2.8	1	3.1±0.6	4.5	2.5
TP (g L <sup>-1</sup> )	0.7±0.3	1.3	0.3	1.2±0.3	1.8	0.7
K (g L <sup>-1</sup> )	1.9±0.8	3.9	1.1	2.2±0.5	3.6	1.5
Cu (mg L <sup>-1</sup> )	37±19	82	9	31±12	62	11
Zn (mg L <sup>-1</sup> )	303±147	540	43	53±15	90	27
pH	6.5±0.1	6.7	6.4	7.5±0.3	8.2	6.9

TS: total solids; FS: fixed solids; COD: chemical oxygen demand; TOC: total organic carbon; TN: total nitrogen; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: ammonium nitrogen; TP: total phosphorus; K: potassium; Cu: copper; Zn: zinc; pH: hydrogen potential. Source: Adapted from Tavares (2016).

As shown in Table 2, pig manure has wide variations in the concentration of solids, carbon, pH and nutrients. This variability in manure makes it difficult to adopt a single treatment or use strategy as fertilizer, which increases the associated environmental risks. Due to its physical characteristics (predominantly in the liquid phase), manure is disposed in soil close to the pig production facilities. As it consists of large amounts of water, it has not been financially attractive to transport manure over long distances. Thus, large amounts of fertilizer are applied to soils of the same areas (Aita et al., 2015) and often above levels foreseen in current legislation. Continued manure application may have positive or negative effects in soil microbial communities. Data from the literature show that areas fertilized with liquid pig manure have higher N<sub>2</sub>O emissions compared to areas using synthetic fertilizers (Decock, 2014). However, these effects are associated to several factors, such as the characteristics of pre-existing microbial communities in soil as well as the management and the physical, chemical and microbiological properties of manure.

Thus, the objectives of this review were: (i) Verify which are the main processes involved in N<sub>2</sub>O emissions in soils fertilized with pig manure; (ii) What are the direct emissions on these soils under different management systems, and; (iii) What are the possible N<sub>2</sub>O emissions control and mitigation strategies.

## 2. Methodology

Regarding the research characteristic, the study has an exploratory and qualitative character (Pereira, 2018). Data recovery was performed in articles published in scientific journals without defining a specific period, using the search tools of the Portal de Periódicos Capes (CAPES / MEC, Brasília, DF, Brazil). Keywords used in the searches included 'óxido nitroso', 'nitrous oxide', 'N<sub>2</sub>O', 'nitrogênio', 'nitrogen', 'suínos', 'pig', 'swine', 'dejetos', 'manure' and 'slurry'. The publications obtained were imported, and duplicate occurrences were checked, using an EXCEL spreadsheet. To minimize bias, some criteria were applied: (i) emissions measured during the development cycle of agricultural crops in the field, with the development of crops in the soil; (ii) emissions reported in experiments that include treatments with and without nitrogen

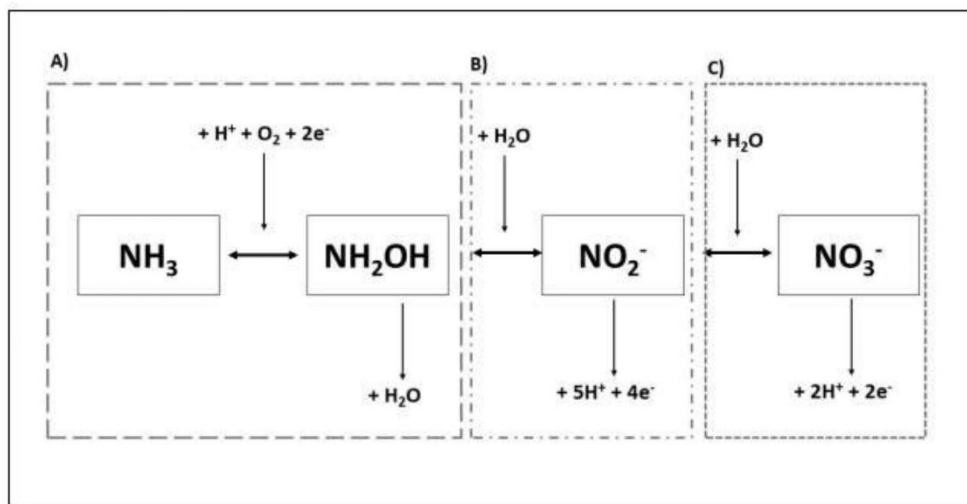
fertilizer application; (iii) N source of chemical or organic synthesis, and; (iv) areas with and without irrigation. In order to verify the effect of mitigation strategies on N<sub>2</sub>O emissions, studies using slow-release fertilizers, enzyme inhibitors or coated with polymers were considered. The majority of articles published since the 2000s were recovered, in a total of 85 publications. They were pre-selected for reading and inclusion in this literature review was one that met the selection criteria used. To verify the direct emissions in soils fertilized with swine manure, studies were used in which corn (grains or silage), black oats or wheat were grown, resulting in a total of eight publications.

### 3. Main Soil Processes Involved in N<sub>2</sub>O Emissions

Approximately 70% of the global soil N<sub>2</sub>O emissions are a result of microbial nitrification and denitrification processes (Syakila and Kroeze, 2011). The metabolic pathways responsible for emissions are extensive, often producing simultaneous N<sub>2</sub>O emission and consumption (Butterbach-Bahl et al., 2013). The addition of chemical or organic fertilizers induces changes in microbial communities (Suleiman et al., 2016), which consequently affect N<sub>2</sub>O emissions. These microorganisms are associated with rhizosphere, soil particles and decomposing organic material, and respond quickly to changes in soil management and fertilization. Thus, they are good indicators of the changes in soil properties. Microbial communities responsible for N<sub>2</sub>O emissions are vast and contain strictly nitrifying organisms and facultative anaerobes. Therefore, it is important to define fertilization strategies according to use and crop. It is important to emphasize that communities modulate their activity according to nutrient, carbon, and oxygen availability, in addition to soil moisture (Meng, Ding, and Cai, 2005).

When applied in both organic forms (e.g., hippuric acid - C<sub>9</sub>H<sub>9</sub>NO<sub>3</sub>) and free forms (e.g., ammonia - NH<sub>3</sub>), nitrogen compounds in pig manure are used as energy sources by soil organisms, especially by bacteria and archaea. Electron consumption for reducing one atom of O<sub>2</sub> to water occurs in the nitrification process (Heil, Vereecken, and Brüggemann, 2016). This produces some intermediates such as hydroxylamine (NH<sub>2</sub>OH) and nitrite (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), generating nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) as the final product (Figure 1).

Figure 1. Schematic representation of the nitrification process.

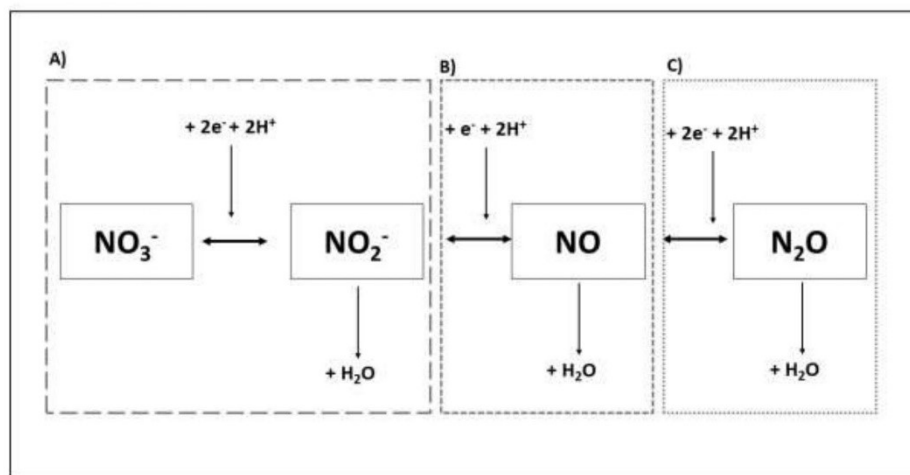


Source: Authors.

In the first stage of the nitrification process the formation energy ( $\Delta G^0$ ) is positive, that is, the reaction does not occur spontaneously, requiring external energy for it to occur. This energy can be provided by both biotic factors (e.g. microbial activity) and abiotics (e.g. the presence of electrons in the soil solution). Conversion of hydroxylamine ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) to nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) occurs quickly, since the  $\Delta G^0$  value of the reaction is negative (spontaneous reaction).

After the oxidation of  $\text{NH}_3$  to  $\text{NO}_3^-$ , it can then be used in other pathways (e.g., uptake by plant and microorganisms). When nitrate is present in the soil solution, it can be used as an electron acceptor by the same autotrophic ammonia-oxidizing bacteria. It is then reduced to nitric oxide (NO) and  $\text{N}_2\text{O}$  by nitrification-denitrification processes (Figure 2).

**Figure 2.** Schematic representation of the denitrification process.



Source: Authors.

When nitrate is present in the soil solution, it can be used as an electron acceptor by the same autotrophic oxidizing bacteria as ammonia. It is then reduced to nitric oxide (NO) and  $\text{N}_2\text{O}$  by nitrification-denitrification processes (Figure 2). The reduction of nitrate to  $\text{N}_2\text{O}$  requires electrons and  $\text{H}^+$  ions present in the solution, or supplied by soil microorganisms. A description of the main pathways involved in soil  $\text{N}_2\text{O}$  emission and consumption is presented below.

### 3.1 Biotic denitrification

Biotic denitrification is a bacterial and fungal respiratory process that occurs under anaerobic conditions, and it is the main source of  $\text{N}_2\text{O}$  emission. Microorganisms use nitrate, nitrite and soluble nitrogen gases as electron acceptors instead of oxygen (Phillipot et al., 2007). The conversion of soluble nitrogen oxides to  $\text{N}_2\text{O}$  is catalyzed by enzymes, which are inhibited in the presence of oxygen. Because it is a heterotrophic process, denitrification requires labile sources of carbon as substrate (Butterbach-Bahl et al., 2013).

### 3.2 Abiotic denitrification

Abiotic denitrification occurs predominantly under conditions of high nitrate concentration and in soils with  $\text{pH} < 5.0$ . The chemical decomposition of hydroxylamine and nitrite occurs during nitrification to form NO,  $\text{N}_2\text{O}$  and eventually  $\text{N}_2$ . The decomposition of ammonium nitrate may also occur in the presence of light, moisture and reactive surfaces. The importance of this pathway as a source of  $\text{N}_2\text{O}$  emission is significantly lower compared to the biotic process (Butterbach-Bahl et al., 2013).

In addition to these processes, nitrite may react with several metals in soil, producing gases such as  $\text{N}_2\text{O}$  through reactions with  $\text{Fe}^{+3}$  and  $\text{Cu}^{-2}$  ions (Heil, Vereecken, and Brüggemann, 2016).

### 3.3 Dissimilatory nitrate reduction

Nitrate ammonification or dissimilatory reduction of nitrate to nitrite and ammonium (DNRA) is a process conducted by both facultative and obligate anaerobes under strictly anaerobic conditions. This process occurs predominantly in

hydromorphic soils and its magnitude varies according to the availability and relationship between C and N (Butterbach-Bahl et al., 2013).

### 3.4 Ammonia oxidation

The oxidation of ammonia to hydroxylamine and then to nitrite is an autotrophic process, which occurs mainly by the action of bacteria of the genus *Nitrosomonas*, *Nitrosolobus* and *Nitrospira* (associated with acidic soils). In addition to the formation of nitrite (NO<sub>2</sub>), other oxidation products of ammonia are N<sub>2</sub>O and H<sup>+</sup> ions, generating temporary acidification of the medium as the final product. Under aerobic conditions, N<sub>2</sub>O amounts to less than 1% of oxidized ammonia and this ratio increases as oxygen availability is reduced (Heil, Vereecken, and Brüggemann, 2016).

## 4. Factors Influencing N<sub>2</sub>O Emissions

The processes that govern nitrogen loss include a complexity of biotic and abiotic factors, as well as management practices, climate and soil properties, which condition the dynamics of nitrogen and carbon in soil. Some of the factors that contribute to the increase of N<sub>2</sub>O emissions are the availability of readily assimilable carbon sources from animal manure and agricultural and cover crop residues, as well as soil carbon.

We will now present how pig farming can influence the processes responsible for soil N<sub>2</sub>O emission. The influencing factors are divided into: (i) pig nutrition, (ii) manure storage and treatment, (iii) manure composition, (iv) heavy metal presence, and (v) oxygen diffusion.

### 4.1 Pig nutrition

Reducing labile nitrogen and carbon contents in excreta by managing animal diet may potentially reduce GHG emissions, especially N<sub>2</sub>O. In animal excreta, volatile forms of nitrogen are mainly present in urine (Montes et al., 2013). These nutrients are provided especially (or largely) in protein compounds made available in the diet. Thus, the management of the components and contents of the ingredients in the feed may be an important tool to reduce N<sub>2</sub>O emissions.

Cu and Zn are used in pig diet as growth promoters and for the prevention/treatment of diarrhea. The effect of the presence of these metals will be presented and discussed in section 4.4.

### 4.2 Manure storage and treatment

The composting of pig manure is classified as an aerobic treatment. It can be done with passive aeration (natural) or active aeration (oxygen injection). It is an alternative to reduce the volume of manure, facilitating its treatment, transport and disposal to the soil. The addition of carbon-rich material (typically sawdust, shavings or rice husk) reduces the labile fractions of carbon and nitrogen and consequently N<sub>2</sub>O emissions. In evaluating CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions during the composting process in passive aeration, active aeration and liquid manure storage systems, Thompson, Wagner-Riddle and Fleming (2003) found a reduction of 30% in the emissions of these gases in active aeration compared to liquid manure storage. On the other hand, the authors found an increase in emissions of approximately 300% in passive aeration compared to liquid manure storage. Active aeration systems are the most efficient in stabilizing the compost, reducing the anoxic zones and N<sub>2</sub>O emissions (Osada, Kuroda, and Yonaga, 2000).

Lagoons are the most commonly used liquid manure system in Brazil. In legislation of the state of Santa Catarina, hydraulic retention time of manure in lagoons should be the equal to the number of days in which the application of manure to the soil was licensed, and should be no less than 40 days (FATMA, 2014). This period is intended to stabilize and reduce organic matter, reduce pathogens and adsorb phosphorus. The discharge rate of the lagoon is defined based on the availability

of farm areas suitable for the application of manure and the critical limit of phosphorus. An alternative to lagoons is the use of anaerobic biodigesters. However, the reduction of the organic loading rate through anaerobic treatment in biodigesters has contrasting effects. On the one hand, methane (CH<sub>4</sub>) production occurs through the degradation of part of the organic matter in manure. On the other hand, the degradation of the carbon compounds generates a digest with lower organic loading rate, which may reduce emissions after application in soil. The agronomic value of manure from anaerobic treatment systems reduces emissions at the time of application and throughout the biological transformations occurring in soil (nitrification and denitrification), compared to the raw manure (Dennehy et al., 2017). Additionally, the use of anaerobic treatments is a possible alternative to increase the energy value, reducing the use of fossil fuels and the environmental impacts associated with this energy source, including the emission of greenhouse gases.

In evaluating N<sub>2</sub>O emissions in soil fertilized with pig manure from different treatment systems (separation of solid and liquid phase, untreated and anaerobically treated), Bertora et al., (2008) found a significant decrease in the loss of N applied to soil as N<sub>2</sub>O, in the following order: untreated liquid manure > liquid fraction > anaerobically treated liquid manure > solid fraction. The authors associate such effects to carbon, fiber and N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> contents in manure.

#### 4.3 Manure composition: carbon and other nutrients

Carbon and nutrient contents (mainly nitrogen) in pig manure are one of the main factors that impact the emissions of greenhouse gases after application in soil. Pigs are monogastric animals and compared to polygastric animals produce manure with high proportions of biodegradable carbon (Amon et al., 2007), which is available for soil microbial processes.

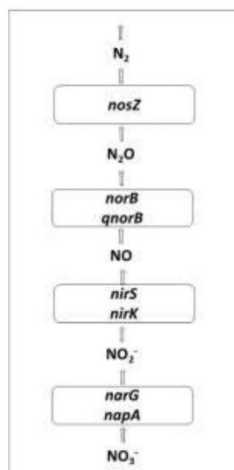
On average, 80% of N, 78% of P and 95% of K present in animal diet are found in raw manure, which depends on the animal species and the diet. In Brazil, manure is applied predominantly in liquid form in which nitrogen is mainly present in ammonium form. Once in the soil, this form of nitrogen is used as substrate for nitrification and denitrification.

#### 4.4 Heavy metal presence

The presence of heavy metals promotes a decrease in the genetic diversity of microbial communities. On the other hand, some studies show that the presence of these metals may induce the tolerance of microbial communities over time (Philippot, Hallin, and Schlöter, 2007). Nitrification and denitrification are sensitive to environmental changes and are influenced by the presence of soil contaminants. The enzymes that catalyze the reduction reactions are activated by the expression of *narG* and *napA* (nitrate reductase), *nirK* and *nirS* (nitrite reductase), *norB* (nitric oxide reductase) and *nosZ* (nitrous reductase) (Philippot, Hallin, and Schlöter, 2007).

Studies in literature show the presence of heavy metals such as zinc (Zn<sup>2+</sup>), nickel (Ni<sup>2+</sup>) and cadmium (Cd<sup>2+</sup>) inhibit the expression of *nosZ*, especially copper (Cu<sup>+2</sup>) (at concentrations ≥ 0.5 mg L<sup>-1</sup>) (Gui et al., 2017). This gene is responsible for the activation of N<sub>2</sub>O reductase, an enzyme that catalyzes the reduction of N<sub>2</sub>O to N<sub>2</sub> and is activated by *nosZ* (Figure 3).

**Figure 3.** Schematic representation of the enzymes responsible for the denitrification process.



Source: Authors.

The process of reducing  $\text{NO}_3^-$  to  $\text{N}_2$  (dinitrogen) is mediated by enzymes, as described in figure 3. The inhibition of the *nosZ* enzyme by the presence of metals such as  $\text{Cu}^{+2}$ , in the last stage of the biotic denitrification process, resulting in increases in  $\text{N}_2\text{O}$  emissions to the atmosphere. This phenomenon is likely to occur in areas with a history of surface applications of liquid pig manure. After 32 applications over 10 years, Tiecher et al. (2013) found  $\text{Cu}^{+2}$  contents available in the topsoil (0.00-0.05 m) varied from 11 to 111  $\text{mg kg}^{-1}$ . It is important to note that approximately 90% of the copper content found in soil is in soluble form (in soil solution), wherein the surface layer approximately 30% is in the form of  $\text{Cu}^{+2}$  and 60% are bound to dissolved organic compounds (De Conti et al., 2016).

#### 4.5 Oxygen diffusion

Oxygen diffusion is associated to soil physical properties, such as structure, texture, and organic matter content, in addition to management practices. Agricultural practices promote soil densification by reducing partial oxygen pressure. Also, with the addition of organic fertilizers in soil, there is increased availability of labile carbon, in addition to nitrogen used as substrate by heterotrophic microorganisms. Thus, the formation of anaerobic microsites occurs by oxygen consumption, generating the necessary conditions for denitrification (Meng, Ding, and Cai, 2005). Denitrification occurs preferentially under conditions water-filled pore space (WFPS, %) above 80%.

Pig manure of growing-finishing phase presents solids contents of approximately 6% (Tavares, 2016). Its application on the soil surface may contribute to reduce the diffusivity of oxygen in soil. In evaluating the effect of liquid pig manure application on oxygen diffusion and  $\text{N}_2\text{O}$  production, Zhu et al. (2015) found a stimulus to the development of anoxic zones and consequently the production of  $\text{N}_2\text{O}$ . This behavior may be associated to the inhibition of the enzymes responsible for the reduction of  $\text{N}_2\text{O}$  to  $\text{N}_2$ . In addition to the effect of liquid pig manure application, Meijide et al. (2007) found higher  $\text{N}_2\text{O}$  emissions after the application of liquid pig manure, coinciding with irrigations in which WFPS was above 70%. Soil moisture affect the frequency of *nirK*, *norB* and *nosZ* in soil, increasing in the number of copies of *nosZ*.



### 5. Direct Emissions of Soils Fertilized With Pig Manure

Studies carried out in several regions of the world ( $n = 8$ ) show significant variability in  $N_2O$  emissions, with cumulative emissions varying from 0.4 to 6.4 kg N- $N_2O$  ha<sup>-1</sup> in subtropical regions, 4.6 to 7.1 kg N- $N_2O$  ha<sup>-1</sup> in temperate regions and 0.8 to 19.8 kg N- $N_2O$  ha<sup>-1</sup> in Mediterranean regions (Table 3).

**Table 3.** Nitrous oxide emissions in areas fertilized with pig manure.

Reference	Country	Climate	Crop	Source	Duration	Soil	Cumulative $N_2O$	Emission
					(day)		emissions	factor <sup>b</sup>
							kg N- $N_2O$ ha <sup>-1</sup>	(%)
Giacomini et al., 2006	Brazil	Subtropical	Black oat	APM	28	Sandy clay	0.4	0.2
Gonzatto et al., 2013	Brazil	Subtropical	Corn	APM	90	Sandy clay	1.2	nd
Gonzatto et al., 2013	Brazil	Subtropical	Corn	APM+OS	90	Sandy clay	3.2	nd
Aita et al., 2015	Brazil	Subtropical	Corn-	APM+DCD	357	Loam	5.0	0.77
		Subtropical	wheat					1.36
Aita et al., 2015	Brazil	Subtropical	Corn-	APM	357	Loam	6.4	
Chantigny et al., 2010	Canada	Temperate	Corn	APM	1095 <sup>a</sup>	Loam	4.6	2.4
Chantigny et al., 2010	Canada	Temperate	Corn	APM	1095 <sup>a</sup>	Clayey	7.1	3.1
Dambreville et al., 2008	France	Mediterranean	Corn	APM	325	Silty loam	0.8	0.38
Dambreville et al., 2008	France	Mediterranean	Corn	LPM	348	Silty loam	1.0	1.07
López-Fernández et al., 2007	Spain	Mediterranean	Corn	LPM	200	Sandy loam	4.6	1.02
López-Fernández et al., 2007	Spain	Mediterranean	Corn	LMPinc	200	Sandy loam	5.1	1.27
Meijide et al., 2007	Spain	Mediterranean	Corn	LPM	142	Sandy loam	8.3	1.3
Meijide et al., 2007	Spain	Mediterranean	Corn	CPM+U	142	Sandy loam	9.3	1.88
		Mediterranean	Corn					1.82
Louro et al., 2015	Spain		silage	LPMinj	126	Silty loam	19.8	

APM = pig manure after anaerobic treatment; APM+OS = pig manure after anaerobic treatment + oat straw; LPM = liquid pig manure; LPMinc = incorporated liquid pig manure; LPMinj = injected liquid pig manure; DCD = dicyandiamide; CPM+U = pig manure compost + urea; nd = not available.

<sup>a</sup>Approximately.

<sup>b</sup>Calculated from nitrogen loss of the control treatment (Factor used by the IPCC: 1.25)

Source: Authors.

The highest emissions of  $N_2O$  seem to be related to soil type (influence of texture), application method (incorporated or injected), manure type (raw or treated), the joint use of manure and chemical fertilization, and the use of nitrification inhibitors. Studies show that emissions are also associated to the effects of soil moisture, carbon and nitrogen in manure, and manure storage time (this reduces contents of easily degradable carbon). Climate and local topographic effects, such as the presence of soils with hydromorphic characteristics also influence emissions. The applicability of global emission factors, such as those proposed by the IPCC (1.25%), is difficult at regional or local scales.

Internationally, another factor associated with the large variability of  $N_2O$  emission values may be linked to deficient and limited techniques used for measuring emissions. Static chamber is the most currently used method (Butterbach-Bahl et al., 2013).

## 6. Control and Mitigation Strategies

### 6.1 Managing pig nutrition

One of the strategies for reducing greenhouse gas emissions from animal manure is the management of crude protein levels in feed (Philippe and Nicks, 2015). Sanchez-Martín et al. (2017) evaluated the effect of the addition of fiber sources (consisting of N) on the diet of animals to reduce the concentrations of benzoic acid and hippuric acid in manure (feces and urine). The authors found that the addition of fiber sources caused reductions of 47 to 65% in N<sub>2</sub>O emissions after manure application in soil.

In evaluating the emissions of N<sub>2</sub>O in soil treated with manure from groups of piglets fed with 10 different diets, Velthof et al. (2005) found that regardless of soil texture (clayey or sandy), the lowest emissions were found in soils fertilized with manure from diets with lower protein contents. However, the variation of carbohydrate levels in the diet increased emissions in sandy soil.

### 6.2 Manure treatment

The use of technologies for pig manure treatment is an important strategy for reducing greenhouse gas emissions. Among the strategies that enable the reduction of N<sub>2</sub>O emissions after application to the soil is decreasing the water content of manure, composting and improving anaerobic digestion.

Improving water supply efficiency for housed animals also contributes to reducing emissions after manure application in soil. The reduction of water content in manure through more efficient use of drinkers results in a smaller volume of manure. The use of nipple drinkers can reduce water losses by approximately 19% and 16% in comparison to bite-ball nipple and bowl. This was verified by Tavares et al. (2014) in a study carried out in 15 commercial farms in the growing-finishing phase. Thus, manure has higher solids contents (6% on average) (Tavares, 2016), contributing to the reduction of anaerobic sites in soil. Another alternative for reducing the moisture content in manure is the separation of the solid and liquid phases (Bertora et al., 2008), with subsequent composting of the liquid phase.

Composting of slurry is another alternative for reducing emissions. In evaluating the effect of the addition of liquid pig manure and pig manure compost on the soil, Kariyapperuma, Furon and Wagner-Riddle (2012) found reductions of up to 57% in soil N<sub>2</sub>O emissions after the addition of treatments.

As for anaerobic digestion, improving the process reduces degradable carbon, energy availability for nitrifying microorganisms, and N<sub>2</sub>O production in soil (Montes et al., 2013).

### 6.3 Fertilization strategies

The highest N<sub>2</sub>O emissions occur mostly after the addition of manure to the soil, which are simultaneous with the peaks of nitrogen availability (Meng, Ding, and Cai 2005; Dambreville, Morvan, and Germon 2008; Gonzatto et al., 2013). Therefore, the addition of slow-release nutrient sources (e.g., pig manure compost or pelleted manure) may be an alternative to delay the processes of nutrient release, especially nitrogen. This promotes improved synchronization between release and the phase of greater crop demand. In addition, split fertilization may be another efficient alternative for reducing N<sub>2</sub>O emissions. Shcherbak, Millar, and Robertson (2014) have shown through meta-analysis that nitrogen fertilization in doses  $\leq 50$  kg N ha<sup>-1</sup> reduce N<sub>2</sub>O emission factor more than the value recommended by the IPCC.

Another efficient alternative is the increased uptake of soil nutrients by crops. Genetic improvement programs for agricultural crops could select cultivars in locations with high nutrient content, thus allowing the development of varieties that will adapt to these conditions. Fertilizers are typically applied with high amounts of nutrients per hectare. This results in

readily available nutrients, especially nitrogen for the microbial processes responsible for N<sub>2</sub>O emissions, which increase exponentially with increasing nitrogen levels per hectare (Shcherbak, Millar and Robertson, 2014).

The rate at which nitrogen preferentially present as ammonium in liquid manure is converted to nitrate may result in increased N<sub>2</sub>O emissions. When converted to nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), ammonium nitrogen (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) is used as substrate by the denitrifying bacteria.

The mechanism of nitrification inhibitors is to inhibit the bacteria responsible for the oxidation of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> to nitrite (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>). This will increase the residence time of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> in soil and consequently reduce N<sub>2</sub>O and the risks of nitrogen leaching in the soil profile.

One of the most used nitrification inhibitors is dicyandiamide (DCD), which acts on the oxidation of hydroxylamine to NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, with a pronounced effect on *Nitrosomonas europaea* (Zacherl and Amberger, 1990). In evaluating the effect of liquid pig manure application combined with the use of DCD on N<sub>2</sub>O emissions in corn and wheat cultivation in southern Brazil, Aita et al. (2015) found decreases of 60% when treatments were applied in single dose combined with DCD. Therefore, the use of nitrification inhibitors proves to be an efficient strategy, because it delays the nitrification process and reduces N<sub>2</sub>O emissions (Meijide et al., 2007).

#### 6.4 Soil and crop residue management

Soil management associated with crop and cover crop residues is a viable strategy from an agricultural standpoint. In the literature, inconsistent emission values are presented in areas managed under no-tillage and conventional tillage. In a two-year study, Baggs et al. (2003) found higher N<sub>2</sub>O emissions in soils managed under no-tillage with cereal residues in comparison to conventional tillage. Soils managed under no-tillage showed higher levels of moisture and organic carbon, forming anaerobic microsites that may increase emissions. On the other hand, Giacomini et al. (2006) did not find increased emissions with liquid pig manure applications in soil managed under no-tillage, compared to soil managed under minimum tillage. However, these authors reported that because of surface application in no-tillage, the formation of surface crusts may reduce oxygen diffusion, forming anoxic zones that contribute to emission peaks after rainfall events. Areas managed under no-tillage with less than 10 years of establishment tend to emit more N<sub>2</sub>O than more consolidated systems (Six et al., 2004).

No-tillage combined with the use of cover crops contributes to increased carbon contents in the upper layers of the soil (Ghimire et al., 2017). The contribution of crop residues and their rotation promotes the increase of carbon stocks over the years, resulting in reduced N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions. The characteristics of crop residues influence the availability of carbon and nitrogen to the soil, and selecting cover crops is a way to reduce N<sub>2</sub>O emissions. Several authors have found lower emissions in soils with addition of grass residues, which present higher C/N ratios, and higher lignin and cellulose contents. This increases the half-life (t<sup>1/2</sup>) of the residues in the soil and reduces the release of carbon and nitrogen into the soil (Doneda et al., 2012).

The presence of plants during fallow periods can also be an efficient strategy to reduce N<sub>2</sub>O emissions. López-Fernández et al. (2007) evaluated the effect of the presence and absence of corn plants on the magnitude of N<sub>2</sub>O emissions and found reductions of approximately 34% in treatments fertilized with pig manure on soil with plants in comparison to those without plants.

#### 6.5 Managing soil biodiversity

The use of soil management and fertilization techniques that promote unfavorable environmental conditions for denitrifying bacteria is a possible strategy to reduce N<sub>2</sub>O emissions. Management strategies that increase stable carbon forms in the soil, which contribute to increased diameter of soil aggregates, promote the increase of total soil macroporosity (Loss et

al., 2015). As a result, there are fewer environments with low oxygen diffusivity, which contributes to reducing denitrification zones.

Another strategy is to enrich soil with bacteria capable of mitigating emissions. In analyzing N<sub>2</sub>O production of indigenous microbial communities of incubated soils from Ireland, Sweden and England after soil enrichment with the addition of a strain of *Dyadobacter fermentans*, Domeignoz-Horta et al. (2016) reported the influence of soil pH values ( $r = 10.8$ ;  $P < 0.01$ ) and C/N ratio ( $r = 19.4$ ;  $P < 0.01$ ) on the ability of the bacterial strain to mitigate N<sub>2</sub>O emissions.

## 7. Final Considerations

Microbiological processes are mainly responsible for N<sub>2</sub>O emissions from the soil into the atmosphere. N<sub>2</sub>O emissions are intensified when soils under natural conditions are converted to agricultural areas. This behavior is directly related to the effect of agricultural practices on the biological processes involved in N<sub>2</sub>O emissions. Management and fertilization practices (e.g., pig manure) modify the biogeochemical nutrient cycles in agroecosystems, changing contents and availability of nutrient forms in soil, thus increasing N<sub>2</sub>O emissions.

Efficient management of animal manure is one alternative to reduce N<sub>2</sub>O emissions. The efficient use of water in animal production facilities and nutritional strategies that reduce nutrient contents in manure should be developed to minimize its pollution potential. The use of conservative soil management systems and the development of organic fertilization strategies that improve nutrient uptake efficiency by crops and increase carbon and nitrogen stocks in soil should be encouraged to reduce emissions.

We find few studies in the literature that address the effect of managing pig nutrition, their reflexes on the characteristics of manure and, consequently, on N<sub>2</sub>O emissions. Therefore, as a suggestion for future research, we recommend integrated studies of the quantitative and qualitative impacts of the levels and sources of nitrogen in the animals' diets on N<sub>2</sub>O emissions after the manure application to the soil. We also recommend studies related to the effects of copper and zinc contents added to the soil via pig manure on enzymes that catalyze the biotic denitrification process in the soil.

## Acknowledgments

We would like to thank Fundação Agricultura Sustentável - AGRISUS (PA No 2234/17), Universal Call MCTI / CNPq No. 01/2016 for the financial support, and CNPq (Process No 140879/2017-0) for granting the Doctoral scholarship to the first author. To CNPq for the granting of research productivity grants to teacher-researchers Jucinei José Comin and Paulo Belli Filho.

## References

- Aguilera, E., Luis Lassaletta, A.-C., Josette, G., & Antonio, V. (2013). The potential of organic fertilizers and water management to reduce N<sub>2</sub>O emissions in Mediterranean Climate cropping systems. A Review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 164: 32–52. [10.1016/j.agee.2012.09.006](https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.09.006).
- Aita, C. J., Schirmann, S. B., Pujol, S. J., Giacomini, P., Rochette, D. A., Angers, M. H., Chantigny, R., Gonzatto, D. A., & Giacomini, A. D. (2015). Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration: effects of split application of pig slurry and dicyandiamide. *European Journal of Soil Science* 66 (2): 359–68. [10.1111/ejss.12181](https://doi.org/10.1111/ejss.12181).
- Amon, T., Barbara, A., Vitaliy, K., Werner, Z., Karl, M., & Leonhard, G. (2007). Biogas production from maize and dairy cattle manure-influence of biomass composition on the methane yield. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118 (1–4): 173–82. [10.1016/j.agee.2006.05.007](https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.007).
- Baggs, E. M., M. Stevenson, M., Pihlatie, A., Regar, H., & Cook, G. C. (2003). Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage. *Plant and Soil* 254 (2): 361–70. [10.1023/A:1025593121839](https://doi.org/10.1023/A:1025593121839).
- Bertora, C., Francesco, A., Laura, Z., Jan, W. G., Gerard, V., & Carlo, G. (2008). Pig slurry treatment modifies slurry composition, N<sub>2</sub>O, and CO<sub>2</sub> emissions after soil incorporation. *Soil Biology and Biochemistry* 40 (8): 1999–2006. [10.1016/j.soilbio.2008.03.021](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.03.021).

- Brasil (2014). *Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa*. (<http://sirene.mcti.gov.br/documents/1686653/1706227/Estimativasd.pdf/0abe2683-e0a8-4563-b2cb-4c5cc536c336>)
- Butterbach-Bahl, K., E. M. Baggs, M. Dannenmann, R. Kiese, and S. Zechmeister-Boltenstern (2013). Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368 (1621): 20130122–20130122. 10.1098/rstb.2013.0122.
- Chantigny, M. H., Philippe Rochette, D. A., Angers, Shabtai Bittman, K. B., Daniel Massé, G. B., Nikita, E-H., & Marc-Olivier, G. (2010). Soil nitrous oxide emissions following band-incorporation of fertilizer nitrogen and swine manure. *Journal of Environment Quality* 39 (5): 1545. 10.2134/jeq2009.0482.
- Dambreville, C., Thierry, M., & Jean, C. G. (2008). N<sub>2</sub>O emission in maize-crops fertilized with pig slurry, matured pig manure or ammonium nitrate in Brittany. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123 (1–3): 201–10. 10.1016/j.agee.2007.06.001.
- De Conti, L., Carlos, A., Ceretta, P. A. A., Ferreira, C. R., Lourenzi, E. G., Felipe Lorenzini, T. I., Tiecher, C. M., Mylena, G. A., & Gustavo, B. (2016). Soil solution concentrations and chemical species of copper and zinc in a soil with a history of pig slurry application and plant cultivation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 216. Elsevier B.V.: 374–86. 10.1016/j.agee.2015.09.040.
- Decock, C. (2014). Mitigating nitrous oxide emissions from corn cropping systems in the Midwestern U.S.: potential and data gaps. *Environmental Science & Technology* 48 (8): 4247–56. 10.1021/cs4055324.
- Dennehy, C., Peadar, G., Lawlor, Y. J., Gillian, E., Gardiner, S., Xie, L. D., & Nghiem, X. Z. (2017). Greenhouse gas emissions from different pig manure management techniques: A Critical Analysis. *Frontiers of Environmental Science & Engineering* 11 (3), 11. 10.1007/s11783-017-0942-6.
- Domeignoz-Horta, L. A., M. Putz, A. Spor, D. Bru, M. C. Breuil, S., & Hallin, L. P. (2016). Non-denitrifying nitrous oxide-reducing bacteria - An effective N<sub>2</sub>O sink in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 103 (December): 376–79. 10.1016/j.soilbio.2016.09.010.
- Doneda, A., Celso, A., Sandro, J. G., Ezequiel, C. C. M., Diego, A. G., Janqueli, S., & Rogério, G. (2012). Fitomassa e decomposição de resíduos de plantas de cobertura puras e consorciadas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 36 (6): 1714–23. 10.1590/S0100-06832012000600005.
- Dunmola, A. S., M. Tenuta, A. P. Moulin, P., & Yapa, D. A. L. (2010). Pattern of greenhouse gas emission from a prairie pothole agricultural landscape in Manitoba, Canada. *Canadian Journal of Soil Science* 90: 243–56. 10.4141/CJSS08053.
- FAO (2016). *Nitrous oxide emissions in manure management and Manure applied to soils*. (<http://www.fao.org/faostat/en/#/data>)
- FATMA (2014). *Instrução Normativa Nº11 - suinocultura*. (<http://www.fatma.sc.gov.br/ckfinder/userfiles/arquivos/ins/11/IN%2011%20Suinocultura.pdf>) (accessed Jun 2017)
- Ghimire, R., Urszula, N., Prakriti, B., Augustine, K. O., & Jay, B. N. (2017). Soil organic matter, greenhouse gases and net global warming potential of irrigated conventional, reduced-tillage and organic cropping systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 107 (1): 49–62. 10.1007/s10705-016-9811-0.
- Giacomini, S. J., Cláudia, P. J., Celso, A., Segundo Sacramento Urquiaga, and Bruno José Rodrigues Alves (2006). Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 41 (11): 1653–61. 10.1590/S0100-204X2006001100012.
- Giroto, E., et al (2010). Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 34 (3): 955–65. 10.1590/S0100-06832010000300037.
- Gonzatto, R., et al (2013). Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. *Ciência Rural* 43 (9): 1590–96. 10.1590/S0103-84782013000900009.
- Gui, M., et al (2017). Effects of heavy metals on aerobic denitrification by strain *Pseudomonas Stutzeri* PCN-1. *Applied Microbiology and Biotechnology* 101 (4). Applied Microbiology and Biotechnology: 1717–27. 10.1007/s00253-016-7984-8.
- Heil, J., H., & Vereecken, N. B. (2016). A review of chemical reactions of nitrification intermediates and their role in nitrogen cycling and nitrogen trace gas formation in soil. *European Journal of Soil Science* 67 (1): 23–39. 10.1111/ejss.12306.
- IPCC (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*, no. January 2014: 1–169. 10.1017/CBO9781107415324.
- Jongbloed, Age W. 2008. Environmental pollution control in pigs by using nutrition tools age. *Revista Brasileira de Zootecnia* 37: 215–29.
- Kariyapperuma, K. A., et al (2012). Non-growing season nitrous oxide fluxes from an agricultural soil as affected by application of liquid and composted swine manure. *Canadian Journal of Soil Science* 92 (2): 315–27. 10.4141/cjss2011-059.
- López-Fernández, S., J. A. Díez, P. Hernáiz, A. Arce, L. & García-Torres, A. V. (2007). Effects of fertiliser type and the presence or absence of plants on nitrous oxide emissions from irrigated soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 78 (3): 279–89. 10.1007/s10705-007-9091-9.
- Loss, A., et al (2015). Carbono orgânico total e agregação do solo em sistema de plantio direto agroecológico e convencional de cebola. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 39 (4): 1212–24. 10.1590/01000683rbc20140718.
- Louro, A., et al (2015). Nitrous oxide emissions from forage maize production on a humic cambisol fertilized with mineral fertilizer or slurries in Galicia, Spain. *Geoderma Regional* 5: 54–63. 10.1016/j.geodrs.2015.03.004.
- Mejjide, A., et al (2007). Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean Climate. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121 (4): 383–94. 10.1016/j.agee.2006.11.020.

- Meng, L., Weixin, D., & Zucong, C. (2005). Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on N<sub>2</sub>O emissions, soil quality and crop production in a sandy loam soil. *Soil Biology and Biochemistry* 37 (11): 2037–45. 10.1016/j.soilbio.2005.03.007.
- Montes, F. R., Meinen, C., Dell, A., Rotz, N., Hristov, J., Oh, G., Waghorn, et al., (2013). SPECIAL TOPICS -- Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: III. A review of animal management mitigation options. *Journal of Animal Science* 91: 5070–94. 10.2527/jas2013-6584.
- Osada, T. K., & Kuroda, M. Y. (2000). Determination of nitrous oxide, methane, and ammonia emissions from a swine waste composting process. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 51–56. 10.1007/s10163-999-0018-1.
- Pereira A. S., et al. (2018). *Metodologia da pesquisa científica*. UFSM. [https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/15824/Lic\\_Computacao\\_Metodologia-Pesquisa-Cientifica.pdf?sequence=1](https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/15824/Lic_Computacao_Metodologia-Pesquisa-Cientifica.pdf?sequence=1)
- Philippe, F., & Nicks, B (2015). Review on greenhouse gas emissions from pig houses : production of carbon dioxide , methane and nitrous oxide by animals and manure. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 199: 10–25.
- Philippot, L., et al (2007). Ecology of denitrifying prokaryotes in agricultural soil. *Advances in Agronomy* 96 (January): 249–305. 10.1016/S0065-2113(07)96003-4.
- Sanchez-Martín, L. A., et al (2017). Diet management to effectively abate N<sub>2</sub>O emissions from surface applied pig slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 239 (3): 1–11. 10.1016/j.agee.2016.12.007.
- Shcherbak, I. N., & Millar, G. P. R. (2014). Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions to fertilizer nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111 (25): 9199–9204. 10.1073/pnas.1322434111.
- Six, J., et al (2004). The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology* 10 (2): 155–60. 10.1111/j.1529-8817.2003.00730.x.
- Suleiman, A. K.A., et al (2016). Temporal variability of soil microbial communities after application of dicyandiamide-treated swine slurry and mineral fertilizers. *Soil Biology and Biochemistry* 97: 71–82. 10.1016/j.soilbio.2016.03.002.
- Syakila, A., & Kroeze, C. (2011). The global nitrous oxide budget revisited. *Greenhouse Gas Measurement and Management* 1 (1): 17–26. 10.3763/ghmm.2010.0007.
- Tavares, J. M.R., et al (2014). The water disappearance and manure production at commercial growing-finishing pig farms. *Livestock Science* 169 (C). Elsevier: 146–54. 10.1016/j.livsci.2014.09.006.
- Tavares, J. M. R. (2016). *Modelagem do consumo de água, produção de dejetos e emissão de gases de efeito estufa e amônia na suinocultura*. Tese Doutorado, UFSC, Florianópolis, Brasil.
- Thompson, A. G. & Fleming, R. (2003). Emissions of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> during the composting of liquid swine manure. *Environmental Monitoring and Assessment*, 87–104.
- Tiecher, T. L., et al. (2013). Forms and accumulation of copper and zinc in a sandy typic hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep litter. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 37 (3): 812–24. 10.1590/S0100-06832013000300028.
- Velthof, G. L., et al (2005). Gaseous nitrogen and carbon losses from pig manure derived from different diets. *Journal of Environmental Quality* 34: 698–706. 10.2134/jeq2005.0698.
- Zacherl, B., & Amberger, A. (1990). Effect of the nitrification inhibitors Dicyandiamide, Nitrapyrin and Thiourea on *Nitrosomonas europaea*. *Fertilizer Research* 22 (1): 37–44. 10.1007/BF01054805.
- Zhu, K., et al (2015). Heterogeneity of O<sub>2</sub> dynamics in soil amended with animal manure and implications for greenhouse gas emissions. *Soil Biology and Biochemistry* 84: 96–106. 10.1016/j.soilbio.2015.02.012.