

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS E AGRÁRIAS
CURSO DE AGRONOMIA**

PEDRO PAULO RÍSPOLI COELHO

**EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (N₂O E CO₂) DO SOLO EM FUNÇÃO
DA APLICAÇÃO DE FERTILIZANTES NITROGENADOS E DA UMIDADE**

**Uberlândia - MG
Novembro – 2011**

PEDRO PAULO RÍSPOLI COELHO

**EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (N₂O E CO₂) DO SOLO EM FUNÇÃO
DA APLICAÇÃO DE FERTILIZANTES NITROGENADOS E DA UMIDADE**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Agronomia, da Universidade Federal de Uberlândia, para obtenção do grau de Engenheiro Agrônomo.

Orientador: Bruno Teixeira Ribeiro

**Uberlândia - MG
Novembro – 2011**

PEDRO PAULO RÍSPOLI COELHO

**EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (N₂O E CO₂) DO SOLO EM FUNÇÃO
DA APLICAÇÃO DE FERTILIZANTES NITROGENADOS E DA UMIDADE**

Trabalho de conclusão de curso apresentado
ao curso de Agronomia, da Universidade
Federal de Uberlândia, para obtenção do
grau de Engenheiro Agrônomo.

Aprovado pela Banca Examinadora em 03 de novembro de 2011.

Eng^a Agr. Samira Evangelista Ferreira
Membro da Banca

Eng^a Agr. Roberta Camargos de Oliveira
Membro da Banca

Prof. Dr. Bruno Teixeira Ribeiro
Orientador

RESUMO

O aumento da concentração de gases de efeito estufa (GEE) como consequência da intensificação das atividades agrícolas, urbanas e industriais, tem levado ao aquecimento global. No Brasil, grande parte das emissões de gases de efeito estufa se deve à transformação de ambientes naturais em atividades agropecuárias.

Objetivou-se com este trabalho quantificar as emissões de gases de efeito estufa (N_2O e CO_2) do solo em função da aplicação de fertilizantes nitrogenados e da umidade do solo. Este trabalho foi realizado na área experimental do INRA, Versailles Grignon, cidade localizada a 40 km do centro de Paris, França, $48,9^\circ N$, $1,95^\circ L$. Amostras de solo sob cultivo de trigo foram coletadas, peneiradas, secas ao ar, acondicionadas em cilindros de solo (10 cm de altura, 15 cm de diâmetro e volume de $1,77 \text{ dm}^3$) e mantidas em oito valores de umidade, variando de 15% a 80%. Os fertilizantes nitrogenados aplicados foram sulfato de amônio e nitrato de potássio na dose equivalente a 200 mgk^{-1} de N. As medições da evolução de CO_2 e N_2O foram realizadas no primeiro, segundo, terceiro e sétimo dia após a instalação do ensaio. A emissão de CO_2 e N_2O foram influenciadas pelo teor de umidade do solo. Os fertilizantes nitrogenados afetaram apenas a emissão de N_2O , tendo o nitrato de potássio a maior contribuição.

Palavras chave: gases de efeito estufa (GEE), estrutura e da taxa de aeração do solo.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	5
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	6
2.1 Os principais gases de efeito estufa.....	6
2.1.1 Dióxido de Carbono.....	6
2.1.2 Dióxido de Nitrogênio.....	7
2.2 Reações de nitrificação e denitrificação.....	8
2.2.1 Nitrificação.....	8
2.2.2 Denitrificação.....	9
2.3 Fatores que interferem nas emissões.....	9
2.4 Manejo do solo e as emissões de N ₂ O.....	12
2.5 Adubação orgânica e adubação verde.....	12
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	13
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	15
4.1 Emissão de CO ₂ em função das características do solo.....	15
4.2 Emissão de N ₂ O em função dos fertilizantes e da umidade do solo.....	16
4.2.1 KNO ₃	16
4.2.2 (NH ₄) ₂ SO ₄	17
5 CONCLUSÕES.....	19
REFERÊNCIAS	20

1 INTRODUÇÃO

O crescimento acelerado da população mundial, atingindo recentemente sete bilhões de pessoas, eleva a necessidade por alimentos. Isso gera ameaças aos recursos naturais, sendo imprescindível a abertura de novas áreas agrícolas. Portanto, no intuito de garantir a sustentabilidade do agronegócio deve-se atentar principalmente para a manutenção e a conservação do ambiente como um todo.

O uso inapropriado dos recursos naturais pelo homem, além de ocasionar diversos problemas, agrava a problemática do aquecimento global. Este aquecimento é decorrente da emissão dos gases dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) na atmosfera (IPCC, 2001).

O efeito estufa é um fenômeno natural que acontece desde a formação da Terra e é primordial para a manutenção da vida do planeta. O aumento desses gases estufa na atmosfera potencializa este fenômeno natural, causando um forçamento radioativo positivo que tende a aquecer a baixa atmosfera e a superfície terrestre. Do ponto de vista científico e global, mudanças climáticas são causadas por forças naturais e antropogênicas (IPCC, 2001). Dentre estas atividades antrópicas o complexo agropecuário é responsável por grande parte da emissão de gases de efeito estufa no Brasil e no mundo.

O manejo inadequado do solo tem sido preponderante no processo de degradação, causando sérios reflexos no ambiente. Esta degradação se dá por três tipos: física, química ou biológica. A magnitude desses processos, em condições edafoclimáticas específicas, depende direta ou indiretamente do uso, sistemas de cultivo e manejo do solo. As perdas do gás ocorrem, em geral, por meio da liberação do mesmo na respiração, decomposição microbiana dos resíduos, da matéria orgânica presente neste solo, e perdas dos compostos orgânicos pela lixiviação e erosão. Essas perdas influenciam no efluxo de CO_2 , N_2O , NO_x e CFCs e diminuem o influxo de CH_4 , afetando o balanço entre o carbono perdido na respiração e o acumulado na matéria-orgânica (LIMA, 2002).

No presente trabalho abordou-se sobre a problemática do aquecimento global, a contribuição da agricultura para o efeito estufa, e os efeitos dessas mudanças climáticas no setor agrícola.

Objetivou-se com este trabalho avaliar o efeito e uso dos fertilizantes nitrogenados (nitrato de potássio e sulfato de amônio) e da umidade do solo na emissão dos gases de efeito estufa (N_2O e CO_2).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Os principais gases de efeito estufa

Para obter um posicionamento mais concreto referente ao aquecimento global, deve-se compreender melhor a dinâmica e as causas decorrentes das emissões do CO₂ e N₂O.

As emissões dos gases de efeito estufa são, geralmente, expressas em CO₂ equivalente, baseados no Potencial de Aquecimento Global (GWP, do inglês Global Warming Potential) correspondente a 100 anos de emissão.

O conceito de GWP foi desenvolvido de modo a comparar a capacidade que cada gás tem de reter calor na atmosfera em comparação com outro gás, ou seja, ele integra a eficácia dos gases em absorver no infravermelho e sua duração na atmosfera. Esse potencial corresponde à relação entre o gás em questão com a mesma quantidade de dióxido de carbono (cujo potencial é definido como 1). Ele é calculado sobre um intervalo de tempo específico (LAROUCHE, 2006).

O metano (CH₄) apresenta um potencial de aquecimento global 21 vezes superior ao do CO₂ e o N₂O 310. Sendo assim, mesmo as emissões de N₂O sendo menores, não se deve negligenciar sua atuação quando quantificamos as emissões gasosas pelos solos agrícolas (ARROUAYS et al., 2002).

Cabe salientar que o metano também é um gás de efeito estufa, sendo considerado o terceiro gás que provoca tal efeito. Apesar de possuir um tempo de residência na atmosfera menor que o CO₂, ele possui um potencial de aquecimento 21 vezes maior. Se na atmosfera houvesse a mesma quantidade de metano e dióxido de carbono o planeta seria inabitável. Apesar de sua relativa importância em termos de efeito estufa, no presente trabalho analisou-se apenas as emissões de CO₂ e N₂O.

2.1.1 Dióxido de carbono

O CO₂ é um dos gases do efeito estufa que menos contribui para o aquecimento global, uma vez que representa apenas 0,03% da atmosfera. Ele é transferido à atmosfera pela respiração dos vegetais e trocas com os oceanos e com os solos. Antes da revolução industrial, o carbono atmosférico permaneceu em equilíbrio, ficando estável à um valor de aproximadamente 270ppm durante mais de 10.000 anos. Para se exemplificar, entre 1951 e

1995 esse fluxo se multiplicou por 4 devido às emissões antrópicas, elevando a concentração atmosférica do CO₂ em 31%.

O excesso de dióxido de carbono lançado para a atmosfera é resultado da queima de combustíveis fósseis, principalmente pelo setor industrial e de transporte. Além disso, reservatórios naturais de carbono e os sumidouros (ecossistemas com a capacidade de absorver CO₂), também estão sendo afetados por ações antrópicas. O solo possui um estoque de carbono 2 a 3 vezes maior que a atmosfera, portanto, mudanças no uso do solo podem ser importante fonte de carbono para a atmosfera.

O dióxido de carbono é a forma oxidada sob a qual o carbono se encontra na atmosfera, sendo um composto integrante do ciclo do carbono, tendo um papel importante em diferentes processos geoquímicos e biológicos (LAROCHE, 2006).

É importante saber que o crescimento do estoque de carbono sob a forma de matéria orgânica nos solos pode ter um papel primordial na luta contra o aumento dos gases de efeito estufa na atmosfera e, portanto na prevenção de mudanças climáticas. O carbono se mineraliza e volta à atmosfera com tempo de vida/estoque muito variável, que depende de inúmeros fatores, dos quais podemos citar a ocupação do solo e as práticas agrícolas. Um aumento no estoque de carbono orgânico nos solos, mesmo limitado em valor relativo, pode ser muito importante em comparação ao fluxo anual de trocas com a atmosfera, influenciando também nas emissões de dióxido de nitrogênio, como será explicitado mais adiante (ARROUAYS et al., 2002).

2.1.2 Dióxido de nitrogênio

Dentre as diversas fontes de dióxido de nitrogênio, a biológica é a principal, sendo os solos e a armazenagem de esterco importantes estoques deste gás. Solos agrícolas nos quais são cultivadas leguminosas e aqueles adubados quimicamente ou organicamente podem emitir quantidades substanciais de N₂O (LAROCHE, 2006).

As numerosas transformações do nitrogênio permitem a esse elemento circular entre a atmosfera e os meios terrestres e aquáticos, determinando em parte a produtividade ecológica desses habitats (TALLEC, 2005).

Com as atividades agrícolas e a forma de utilização dos solos, o homem modifica significativamente o ciclo do nitrogênio. Após a Revolução Industrial, as emissões de N₂O tiveram um aumento de 16%. Se corretamente utilizada, a adubação orgânica é forma de eliminação mais racional e respeitosa ao ambiente.

O N₂O além de provocar uma poluição global ao nível climático com seu efeito estufa, é também implicado na destruição da camada de ozônio pelas reações fotoquímicas, especificamente na denitrificação, onde o ozônio é consumido. De fato, ele possui uma influencia direta sobre a produção de óxidos de nitrogênio que também contribuem para a destruição do ozônio atmosférico.

Segundo Tallec (2005), quando se dobra a concentração de N₂O há uma diminuição da camada de ozônio na ordem de 10%.

2.2 Reações de nitrificação e denitrificação

Cerca de 90% das emissões de dióxido de nitrogênio, são oriundas das reações de nitrificação e denitrificação. Conforme a equação abaixo, a partir do NH₄⁺, o amônio se transforma em nitrato e o nitrato se transforma em nitrogênio atmosférico, com possíveis emissões de N₂O em cada etapa. Sendo assim torna-se complicado diferenciar e quantificar separadamente as emissões de N₂O para reações de nitrificação ou denitrificação.

2.1.1 Nitrificação

A reação de nitrificação corresponde a oxidação biológica do amônio ou amônia em nitritos (NO₂⁻) e em nitratos (NO₃⁻). As nitrosomas (oxidação do amônio em nitritos) e as nitrobacter (oxidação dos nitritos em nitratos) são bactérias autotróficas responsáveis por tais reações.

As reações podem ser resumidas:



Onde, (1)= amônio oxigenase; (2)=Hidroxilamina Oxidoreductase; (3)= Nitrito oxidoreductase

A atividade nitrificante dos solos é influenciada pelo teor de amônio presente no mesmo. Nos solos ácidos, um esterco pode estimular mais a nitrificação do que um fertilizante mineral, em razão do aumento temporário logo após sua aplicação. Por exemplo, a adição de 250µgN/g de solo sob a forma de sulfato de amônio inibe a atividade nitrificante, enquanto sob forma de esterco suíno, observamos um aumento dessa atividade (DAMBREVILLE, 2004).

2.2.2 Denitrificação

Já a reação de denitrificação corresponde a redução das formas oxidadas de nitrogênio (NO_2^- ou NO_3^-) em compostos gasosos (N_2O e N_2). Realizada em grande parte por microorganismos heterotróficos, que utilizam diferentes compostos nitrogenados da cadeia de denitrificação como aceptores finais de elétrons na respiração anaeróbica. Nesta respiração faz-se então o uso do carbono orgânico dos solos. É, portanto um mecanismo produtor e regulador das emissões de N_2O .

As reações de denitrificação podem ser resumidas:



Onde, (1)= nitrato redutase; (2)= nitrito redutase; (3)= óxido nitrito redutase; (4)= óxido nitroso redutase

Do ponto de vista ambiental, têm-se duas diferentes vertentes para as reações de denitrificação: primeiro como um meio natural de eliminação dos nitratos pelo excesso nos solos e água, e segundo, seu funcionamento é acompanhado geralmente de desprendimento de N_2O na atmosfera (DAMBREVILLE, 2004).

2.3 Fatores que interferem nas emissões

Diversos são os parâmetros que influenciam nas reações de nitrificação e denitrificação, ou seja, na produção do dióxido de nitrogênio. Podem-se citar algumas delas: temperatura, pH, umidade, adubação nitrogenada, taxa de carbono, geografia da parcela, tipo de fertilizante, umidade do solo (LAROCHE, 2006; DAMBREVILLE, 2007).

Para seja possível o melhor entendimento da dinâmica dessas emissões, deve-se levar em consideração cada um desses parâmetros, conforme descritos a seguir:

Temperatura

A temperatura é um importante parâmetro, pois influencia na solubilidade dos substratos, na difusão dos gases e na atividade microbiana.

Para as reações de denitrificação os valores ótimos médios estão em torno de 40°C , podendo ocorrer reações até a 0°C . Já para as bactérias nitrificantes, a temperatura afeta a

taxa de remoção de nitrato e a taxa de crescimento microbiano, sendo 25° C a temperatura ótima para essas, mas a nitrificação pode ocorrer entre 5 e 45°C.

Umidade do solo

Uma maneira de integrar a umidade do solo à sua estrutura, é expressando o teor de água em relação ao volume total de poros (VTP). A VTP é um dos principais parâmetros para se fazer uma relação entre o estado de anoxia do solo e as emissões de N₂O provenientes das reações de nitrificação e denitrificação. A água do solo controla a adição por difusão de oxigênio e de NH₄⁺. Sendo assim, a umidade do solo tem importante efeito sobre a dinâmica das reações de nitrificação (ARROUAYS, 2002).

Segundo Larouche (2006), fortes taxas de nitrificação são habitualmente associadas às condições aeróbicas do solo, mas essas variam de acordo com a porosidade do mesmo. O índice VTP varia entre 10% e 85%. Quando este for igual a 60%, as taxas são máximas, pois a este nível há um equilíbrio ótimo entre as difusões de oxigênio e substratos. Abaixo de 60%, observa-se uma inibição das atividades nitrificantes, pois se diminui a difusão dos substratos e a disponibilidade de água para os microorganismos. Já para valores acima de 60%, ocorre uma formação importante de mini-espacos anóxicos, favorecendo a denitrificação e limitando a nitrificação.

Adubação nitrogenada

Diversas pesquisas demonstram a existência de correlações positivas entre as quantidades de nitrogênio aplicadas ao solo e as emissões de N₂O. Independente do processo de nitrificação e/ou denitrificação, as relações de Michaelis-Menten relacionam a produção de N₂O e as concentrações de substratos nitrogenados. A constante de Michaelis-Menten é uma constante dinâmica que expressa as concentrações reais no estado estacionário em uma reação catalisada enzimaticamente e com um único substrato (DENEUX, 2002).

Segundo Dambreville (2004), é difícil estimar uma evolução do fator de emissão quando se analisa especificamente o tipo de fertilizante aplicado. Diversas pesquisas têm apresentado dados contraditórios quanto a tal parâmetro.

Taxa de carbono

A disponibilidade de carbono controla, nos solos agrícolas, a denitrificação no mesmo nível que o teor em nitratos. No processo de respiração dos organismos heterotróficos, eles reduzem nitratos em nitritos usando diferentes fontes de carbono orgânico do solo como energia (DAMBREVILLE, 2004).

Geografia de parcela

A topografia da parcela em estudo influencia significativamente a dinâmica das emissões de N_2O . Em zonas mais baixas o fluxo de gases aumenta, pois aumenta consigo o acúmulo de matéria orgânica e de umidade, que favorecerão a produção principalmente de N_2O . A topografia influencia nos processos hidrográficos e pedológicos do ambiente em questão (DAMBREVILLE, 2004).

Práticas Agrícolas

O teor e a dinâmica da matéria orgânica do solo são componentes importantes no manejo deste. A matéria orgânica possui “microsites” favoráveis ao funcionamento da denitrificação, pela adição de matéria orgânica e estimulação da demanda biológica em oxigênio, estimulando as emissões em maior grau que a fertilização mineral (DAMBREVILLE, 2004).

Devem-se adotar algumas estratégias para incremento e/ou manutenção da matéria orgânica (seqüestro de carbono) nos sistemas agrícolas, como:

- Controle da erosão (Práticas de conservação do solo e da água);
- Ausência ou mínima mobilização do solo (Plantio direto);
- Elevada adição de resíduos (Culturas de cobertura e Rotação de culturas);
- Incrementar o aporte de nitrogênio (Leguminosas; Adubação orgânica; Adubação nitrogenada mineral);
- Manejo da fertilidade do solo (Adubações equilibradas: Ca, Mg, P, K, S,...);
- Promover a agregação do solo (Pastagens; Plantio direto; Preparos reduzidos);
- Aumentar atividade biológica (Biodiversidade; Adição de biomassa; Uso criterioso de agroquímicos).

Porém deve-se atentar para os efeitos negativos que o excesso de matéria orgânica no solo pode causar, podendo aumentar na emissão de outros gases de efeito estufa como o CH_4 e o N_2O . O potencial de aquecimento global do metano e principalmente do N_2O são largamente superiores que o do dióxido de carbono. Por exemplo, as enzimas que catalisam

a denitrificação são mais sensíveis ao oxigênio nos solos com preparo convencional que nos solos com semeadura direta, favorecendo assim as emissões de N_2O (LAROUCHE, 2006).

2.4 Manejo do solo e as emissões de N_2O

A semeadura direta é um método eficaz para reduzir as emissões de gases de efeito estufa, representando um efeito “poço” significativo para o CO_2 , sequestrando carbono da matéria orgânica. Porém esta modifica as características do solo e pode, portanto, tornar mais propícia a emissão de maiores quantidades de N_2O quando comparado ao manejo convencional do solo (LAROUCHE, 2006).

2.5 Adubação Orgânica e Adubação Verde

O termo adubação orgânica cobre uma grande gama de produtos com propriedades bem variadas. Tais produtos são geralmente compostos de resíduos de vegetais, fermentados ou fermentáveis. Existe também adubação orgânica a base de dejetos animais, tais como esterco (fermentado ou não), urina ou compostos feitos a partir dessas fontes. A realização deste tipo de adubação na agricultura é antiga, sobretudo para adição de matéria orgânica no solo (JANVIER, 2007).

De acordo com Dambreville (2004) a matéria orgânica possui “microsites” favoráveis ao funcionamento da denitrificação. Assim, quando usa-se estrume no solo, adiciona-se matéria orgânica, favorecendo as reações de denitrificação, estimulando assim a demanda biológica em oxigênio, agravando as emissões em maior grau que a fertilização mineral.

3 MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado utilizando um solo proveniente da área experimental do INRA Versailles Grignon, localizado na cidade de Thiverval-Grignon - França (48,9°N, 1,95°L). Os principais atributos do solo são: 15,9 g kg⁻¹ C; relação C/N de 11,3; 20% de argila, 73% de silte e 7% de areia.

O solo foi coletado de uma área cultivada com trigo (*Triticum aestivum*), na camada de 0 a 40 cm, peneirado (peneira de 2mm), seco ao ar e determinado sua umidade por gravimetria.

Em cilindros de 10 cm de altura, 15 cm de diâmetro e volume de 1,77 dm³ foram acondicionados e ajustados oito valores de umidade, variando de aproximadamente 15% até 80%. Com base na massa e no volume ocupado pelo solo nos cilindros, determinou-se o volume total de poros (VTP). O teor de água dos cilindros foi expresso em percentagem em relação ao volume total de poros.

Para os 8 cilindros contendo sulfato de amônio, para atingir uma VTP (%) de 15,64; 22,85; 30,46; 34,41; 38,08; 49,06; 65,72; 77,81; ajustou-se respectivamente cada qual com um teor de umidade (%) de 10, 15, 20, 22, 25, 30, 32 e 35. No caso dos cilindros com nitrato de potássio os valores da VTP(%) foram de 15,71; 31,42; 40,57; 42,42; 56,84; 61,93; 69,1; 74,88; para respectivas (%) umidades de 10, 20, 25, 27, 28, 30, 30.5, 34.

Os fertilizantes nitrogenados utilizados foram o nitrato de potássio e sulfato de amônio, aplicados o suficiente para os cilindros de solo conterem 200 mg kg⁻¹ de N.

Os cilindros foram mantidos a uma temperatura constante de 15°C, sendo medidos o CO₂ e N₂O no 1º, 2º, 3º e 7º dia após a aplicação dos fertilizantes

A quantificação dos gases foi realizada pela acumulação em circuito fechado, como descrita abaixo:

- Um incubador fechado hermeticamente, evitando as variações no fluxo devido entrada de ar não desejado, medindo somente as emissões provenientes das amostras de solo. Suas dimensões são: 37,3 cm de altura, 21,8 cm de diâmetro e volume de 10,45 dm³;
- Cilindros de solo, que são colocados no interior do incubador, de 10 cm de altura, 15 cm de diâmetro e volume de 1,77 dm³;
- Dois analisadores de gás, marca Licor (modelo Li-820) para o CO₂ e ThermoEnvironnement (modelo 46C) para o N₂O, funcionando por espectrometria de absorção de infra-vermelho;

- Câmara fria regulada em 15°C, permitindo reduzir ao máximo as variações de fluxo devido à temperatura;
- Uma central de aquisição Campbell ligado a um computador, permitindo o recolhimento, arquivamento e análise dos dados de concentrações de CO₂ e N₂O, com capacidade de transformar os dados analógicos em dados numéricos. A comunicação entre o computador e a central se faz através do programa LoggerNet, que possibilita a visualização dos dados em tempo real, editar o programa de aquisição, etc.

A visualização da dinâmica das emissões é feita através de curvas, que representam a concentração de gás em função do tempo. Através das curvas obtêm-se o valor do fluxo F_0 com a ajuda da inclinação da curva de regressão, estando em ppx s^{-1} (ppm para o CO₂ e ppb para o N₂O). A partir desse fluxo em ppx s^{-1} , o fluxo em $\text{XgX m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (sendo que XgX correspondendo ηgN ou μgC) pode ser deduzido pela seguinte equação:

$$J = F_0 \cdot M_x \cdot P_{\text{atm}} \cdot V_{\text{air}} / R T_s \cdot S_{\text{sol}} \quad (1)$$

Onde:

J = fluxo exprimido, em $\text{XgX m}^{-2} \text{ s}^{-1}$

F_0 = fluxo, em ppx s^{-1}

M_x = massa molar de X em g mol^{-1}

P_{atm} = pressão atmosférica, em Pascal

R = constante dos gases perfeitos, em $\text{m}^3 \text{ Pa K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$

T_s = temperatura do solo, em graus Kelvin

V_{air} = volume de ar efetivo, em m^3

S_{sol} = superfície do solo, em m^2

Tal equação leva em consideração a geometria do sistema, as performances dos analisadores de gás e testes preliminares efetuados. As quantidades mínimas de detecção são de $0,1 \mu\text{gC m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ para o CO₂ e de $1,5 \eta\text{gN m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ para o N₂O, detectáveis pelo erro no cálculo da curva.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Emissão de CO₂ em função das características do solo

Como não ocorreu interferência no tipo de fertilizante nitrogenado usado sobre as emissões de CO₂, os resultados das duas séries de medições foram mostrados juntos. Tais resultados podem ser observados na Tabela 1 a seguir. Esta apresenta o fluxo de emissão de CO₂ em função dos dias após a introdução do sulfato de amônio e o índice VTP.

Tabela 1: Fluxo de CO₂ para 1, 2, 3 e 7 dias após adição de (NH₄)₂SO₄. Os fluxos máximos diários estão em negrito.

Dias		1	2	3	7
Um* (%)	VTP (%)	Fluxo CO ₂ (µgC m ⁻² s ⁻¹)			
10	15.64	13.13	11.07	12.67	4.62
15	22.85	10.75	15.21	8.76	6.93
20	30.46	15.32	11.77	8.66	9.61
22	34.41	22.77	18.63	13.12	7.49
25	38.08	27.3	24.51	12.69	10.07
30	49.6	22.73	19.79	15.23	7.11
32	65.72	0.96	1.72	-1.06	1.69
35	77.81	0.32	0.79	0.93	0.81

*Um: Umidade Gravimétrica

Para VTP igual a 38,08%, obteve-se emissões máximas no 1º, 2º e 7º dia após a adição do sulfato de amônio, enquanto que a emissão máxima para o 3º dia ocorreu em uma VTP de 49.6%. A partir de uma quantidade de água considerável (VTP= 66%), a liberação de CO₂ pelo solo se torna ínfima (valores inferiores a 3 µgC m⁻² s⁻¹).

Os resultados obtidos em relação ao fluxo de CO₂ em função da adição de nitrato de potássio (Tabela 2) permitem estreitar a zona de emissões de CO₂ em torno de um VTP de 40-45%. Do primeiro ao sétimo dia o desprendimento gasoso tende a diminuir sensivelmente. Esta queda pode ser atribuída a uma atenuação da atividade de mineralização do carbono, e a adição de água em seguida, provoca uma reativação da mineralização (LAROUCHE, 2006).

Tabela 2: Fluxo de CO₂ para 1, 2, 3 e 7 dias após adição de KNO₃. Os fluxos máximos diários estão em negrito.

Dias		1	2	3	7
Um* (%)	VTP (%)	Fluxo CO ₂ (µgC m ⁻² s ⁻¹)			
10	15.71	19.59	7.33	9.48	9.34
20	31.42	16.62	12.51	9.69	7.88
25	40.57	26.53	19.51	11.38	9.99
27	42.42	16.59	18.93	13.36	14.05
28	56.84	21.16	19.84	5.12	5.33
30	61.93	13.83	12.44	11.32	10.91
30.5	69.1	2.66	3.15	3.54	3.66
32	73.77	1.17	1.15	1.31	1.23
34	74.88	0.58	1.01	0.05	0.05

*Um: Umidade Gravimétrica

4.2 Emissão de N₂O em função dos fertilizantes e da umidade do solo

4.2.1 KNO₃

Como a forma nitrogenada de partida do N₂O é o NO₃⁻, seu fluxo de emissão é proveniente da denitrificação. A Tabela 3 mostra a evolução do fluxo de N₂O em até 7 dias após a adição do nitrato de potássio (KNO₃).

Tabela 3: Fluxo de N₂O para 1, 2, 3 e 7 dias após adição de KNO₃. Os fluxos máximos diários estão em negrito.

Dias		1	2	3	7
Um* (%)	VTP (%)	Fluxo N ₂ O (ηgN m ⁻² s ⁻¹)			
10	15.71	9.98	6.02	-0.18	0
20	31.42	3.14	6.6	9.08	7.89
25	40.57	94.05	52.35	24.18	26.9
27	42.42	339.24	261.53	180.7	122
28	56.84	2022.18	1429.26	305.52	199.44
30	61.93	2902.77	2246.23	1530.59	1322.61
30.5	69.1	2198.15	3834.68	5954.54	4565.97
32	73.77	1099.48	1490.32	1693.57	1559.77
34	74.88	752.16	1137.65	1636.97	1456.92

*Um: Umidade Gravimétrica

Os picos de emissão são facilmente observáveis, se situando por volta de 62% da VTP no primeiro dia e por volta de 69% nos dias seguintes. No terceiro dia o fluxo obtido com 70% de VTP é bem superior ao fluxo a 62%, indicando provavelmente uma adaptação

da biomassa microbiana denitrificante às condições de forte anoxia, favorecendo seu crescimento e sua atividade. Para uma VTP inferior a 62% observou-se redução no fluxo de N_2O no decorrer do período testado, provavelmente relacionado ao consumo do substrato nitrogenado pelos organismos do solo.

4.2.2 $(NH_4)_2SO_4$

De acordo com a Tabela 4, para valores de VTP superiores a 50% o fluxo também diminui, porém de maneira mais sutil. Para o segundo dia observa-se que a um VTP em torno de 66% e 78% houve um aumento do fluxo em relação à véspera indicando provavelmente uma adição extra de emissões ligadas ao processo de denitrificação, onde uma parte do amônio colocado pôde ser nitrificado em nitrato e esse por sua vez pôde ser denitrificado produzindo mais N_2O .

Tabela 4: Fluxo de N_2O para 1, 2, 3 e 7 dias após adição de $(NH_4)_2SO_4$. Os fluxos máximos diários estão em negrito.

	Dias	1	2	3	7
Um* (%)	VTP (%)	Fluxo N_2O ($\eta gN m^{-2} s^{-1}$)			
10	15.64	32.9	26.13	21.71	16.71
15	22.85	38.7	21.71	19.07	8.58
20	30.46	39.93	23.39	16.12	11.36
22	34.41	131.22	75.57	42.48	22.47
25	38.08	173.74	109.56	82.8	39.01
30	49.6	2104.07	1507.54	1256.46	524.88
32	65.72	1019.64	1440.89	771.76	37.07
35	77.81	835.48	991.33	458.25	25.12

*Um: Umidade Gravimétrica

A emissão de N_2O pela denitrificação é ótima em índice VTP por volta de 62%, ou seja, ao redor desse valor temos as condições favoráveis para que aconteça a denitrificação. Confirma-se, portanto, que a partir da forma nitrogenada NH_4^+ , é difícil saber a origem das emissões, se são devido à nitrificação ou denitrificação. Todavia, as emissões diminuem ao longo do tempo devido à diminuição da disponibilidade de substrato nitrogenado (assim como para o nitrato de potássio).

Um dia após a adição do substrato nitrogenado, observou-se que a maior parte das emissões de N_2O pelo sulfato de amônio provém da nitrificação (a concentração de nitrato resultante da nitrificação estando ainda pequena um dia após o tratamento). As emissões

ótimas de N_2O estão em torno de 50% para o sulfato de amônio e 65% para o nitrato de potássio.

É interessante também comparar os fluxos de N_2O com emissões de CO_2 , podendo ser utilizada como um indicador de anoxia do meio. O pico de emissão do N_2O pela nitrificação se situa num valor maior que a ótima produção de CO_2 , enquanto que o N_2O produzido pela denitrificação, é observado quando o fluxo de CO_2 se torna negligenciável, limitado pela indisponibilidade de oxigênio. É importante também perceber a diferença dos níveis de fluxo para os dois fertilizantes, sabendo que a quantidade de nitrogênio adicionada por ambos é igual. Os fluxos obtidos com o sulfato de amônia foram somente 30% inferiores às emissões resultantes da denitrificação.

As emissões de N_2O pela nitrificação não são marginais, podendo influenciar no balanço anual de fluxos de uma área, uma vez que a ocorrência de um VTP acima de 60% para áreas agrícolas é relativamente pequena durante todo o ano. Enfim, observa-se que os picos de emissão para os dois gases não se situam necessariamente na mesma faixa de VTP, onde quando o fluxo de CO_2 se torna mínimo o fluxo de N_2O tem um novo pico.

5 CONCLUSÕES

As emissões de CO_2 e N_2O foram influenciadas pelo teor de umidade do solo. Os fertilizantes nitrogenados afetaram apenas a emissão de N_2O , tendo o nitrato de potássio a maior contribuição

REFERÊNCIAS

ARROUAYS D. Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France? **Expertise Scientifique Collective**. Rapport d'expertise réalisé par l'INRA à la demande du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, France. Outubro 2002. 332 p.

DAMBREVILLE C. **Dénitrification et émission de N₂O par des sols soumis à une fertilisation organique ou minérale**. 2007, 119 f. Thèse (Diplôme de Doctorat dans les Sciences de la Terre) l'Université de Bourgogne, Bourgogne. 2007.

DAMBREVILLE C. Effets comparés des apports de lisier de porc et d'une fertilisation minérale sur le fonctionnement de la dénitrification dans un sol. Impact sur la réduction de N₂O. **Journées de Recherches Porcines**, Paris, v. 36, p. 97-104. 2004.

DENEUX M. **Rapport sur l'évaluation de l'ampleur de changements climatiques, de leurs causes et de leur impact prévisible sur la géographie de la France**. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Enregistré à la Présidence de l'Assemblée Nationale. Rapport de l'OPECST v. 224. 2002. 280 p.

GERMON J. C. **Les émissions de N₂O et CH₄ par les sols. Compte-rendu MICCES (Mission Changement Climatique et Effet de Serre)**. Paris. 2004. 6 p.

GIRARD M. C. **Sols et environnement**. Cours et études de cas. Paris: Editions Dunod, collection Sciences Sup. 2005. 832 p.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate change 2001: the scientific basis**. Cambridge, Cambridge University, 2001. 881p.

JANVIER C. **Recherche d'indicateurs de la santé des sols**. 2007. 152 f. Thèse (Doctorat Sciences du sol) de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon, Paris.

LAROUCHE F. **Émissions de protoxyde d'azote dans une rotation maïs/soya telles qu'influencées par le travail du sol et la fertilisation azotée**. 2006. 226 f. Thèse (Dissertation or Electronic) de l'Université de Laval, Québec. 2006.

LIMA M. A. de. Agropecuária brasileira e as mudanças climáticas globais: caracterização do problema, oportunidades e desafios. **Caderno de Ciência & Tecnologia**, Brasília, DF, v. 19, n. 3, p. 451-472. 2002.

MELOUNOU J. **Instrumentation en géographie physique**. Mémoire de maîtrise de l'Université de Strasbourg. Strasbourg. 1998. 180p.

METZ N. **Climate Change 2007: Mitigation**. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, USA. IPCC, 2007. 30 p.

STURNY W. G. Comparaison du semis direct et du labour: une synthèse. **Revue Suisse D'agriculture**, Genève, n. 5, v. 39, p 249-254. 2007.

TALLEC G. Emissions d'oxyde nitreux lors du traitement de l'azote en station d'épuration. 2005. 253 f. Thèse (Docteur Sciences et Techniques de l'Environnement) l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris. 2005.