



PRODUTIVIDADE DO MILHO E EFICIÊNCIA DE USO DE NITROGÊNIO PELA APLICAÇÃO DE FERTILIZANTES DE LIBERTAÇÃO CONTROLADA, FERTILIZANTES ESTABILIZADOS E MATÉRIA ORGÂNICA

Igor Pereira Hendges

Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do Grau de Mestre em Agroecologia no âmbito da dupla diplomação com a Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Orientação

Manuel Ângelo Rosa Rodrigues

Coorientação

Margarida Maria Pereira Arrobas

Luís César Cassol

Bragança

2020

IGOR PEREIRA HENDGES

PRODUTIVIDADE DO MILHO E EFICIÊNCIA DE USO DE
NITROGÊNIO PELA APLICAÇÃO DE FERTILIZANTES DE
LIBERTAÇÃO CONTROLADA, FERTILIZANTES ESTABILIZADOS E
MATÉRIA ORGÂNICA

Dissertação apresentada ao Instituto Politécnico de
Bragança para obtenção do Grau de Mestre em
Agroecologia no âmbito da dupla diplomação com a
Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Orientador:

Prof. Dr. Manuel Ângelo Rosa Rodrigues

Coorientadores:

Prof^a Dra. Margarida Maria Pereira Arrobas Rodrigues

Prof. Dr. Luis Cesar Cassol

BRAGANÇA

2020

À minha família, especialmente aos meus pais, Osmar Jorge Hendges e Margarida Pereira Hendges.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a primeiramente a Deus, pela oportunidade de realizar este mestrado, por me agraciar com saúde e força para que pudesse encarar as dificuldades e concluir meus objetivos.

Aos meus pais, minhas maiores inspirações, Osmar e Margarida, pela educação que me concederam, pelo apoio, amor, compreensão e por não medirem esforços para que eu pudesse realizar meus objetivos e sonhos. Espero um dia retribuir cada sacrifício realizado. Também ao meu irmão, Andrey, que sempre esteve ao meu lado me incentivando. Essa caminhada foi muito mais fácil com eles em meus pensamentos.

A todos meus amigos queridos que sempre torceram por mim, incentivaram e mandaram boas energias para que enfrentasse todas as dificuldades. Não poderia deixar de citar, em especial, meus amigos, Lucas Zaffonato, Marco Antonio Saúgo, Lucas Rolim Valoni, Lucas Hart, Maria Eduarda Reis Talau e Lauana Letícia Vieira que talvez não tenham a real noção, de que cada mensagem recebida, por mais vaga que lhes pareçam, foi importantíssima.

Ao meu orientador Prof. Dr. Manuel Ângelo Rodrigues e minha coorientador Prof^a. Dr^a. Margarida Maria Pereira Arrobas Rodrigues, por me receberem extremamente bem em Bragança, pelos conselhos, broncas, orientação e conhecimento repassado, durante a realização dessa dissertação. Assim como meu coorientador no Brasil, Prof. Dr. Luis Cesar Cassol, pela disponibilidade em me auxiliar nesta etapa de minha vida acadêmica.

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná e ao Instituto Politécnico de Bragança, pela oportunidade de realizar o programa de dupla diplomação e poder realizar esta dissertação.

Ao Laboratório de solos do IPB, pelo auxílio durante as análises, especialmente as técnicas e técnico do laboratório, Rita, Ana, Soraya e David, pelo imenso suporte durante os trabalhos de análise.

A minha companheira de laboratório e amiga, Bruna Larissa Feix, que sempre se dispôs a me ajudar e que foi de grande importância para a conclusão desta dissertação.

Por fim, agradeço a todos que de alguma forma colaboraram para o desenvolvimento desta dissertação.

Muito Obrigado! Serei eternamente grato!

RESUMO

O nitrogênio (N) é o nutriente que maior impacta a produtividade das culturas e aquele que é utilizado em maior quantidade na cultura do milho. Contudo, o mesmo está suscetível a perdas por diversos fenômenos, como volatilização de amônia, lixiviação de nitratos e desnitrificação. Estas perdas podem ascender a mais de 30 a 50% do N aplicado como fertilizante. O presente estudo tem por objetivo avaliar o efeito de fertilizantes que liberam os nutrientes de forma gradual para as plantas nas propriedades do solo, em particular na dinâmica do N, no crescimento e produtividade da cultura do milho e na eficiência do uso de N. O experimento foi conduzido na Quinta do Poulão em Bragança, com delineamento experimental completamente casualizado. Os tratamentos fertilizantes utilizados foram: um fertilizante mineral (nitrato de amônio, 27 %N) em três doses (50, 100 e 200 kg N ha⁻¹); um fertilizante composto NPK de liberação controlada e um fertilizante estabilizado com um inibidor da nitrificação, ambos nas doses de 100 e 200 kg N ha⁻¹; um corretivo orgânico (estrupe de vaca) em uma dose correspondente à aplicação de 100 kg N ha⁻¹; e uma modalidade testemunha sem fertilização. Para cada tratamento foram incluídas 3 repetições. Foram realizadas avaliações sobre o estado nutricional das plantas através dos indicadores NDVI e SPAD, bem como da concentração de nutrientes nas folhas. No final do ciclo vegetativo foi avaliada a produtividade de forragem, o teor de nitrato nos caules (*Stalk Nitrate Test*) e a exportação de nutrientes. Foi avaliado ainda o teor de N mineral no solo em pré-cobertura (*PSNT, Pre-sidedress Soil Nitrate Test*). Os resultados encontrados no teste de nitratos no solo e do nitrogênio mineral mostraram que quanto maior a dose de N aplicada, maior o risco de perdas de N através de lixiviação, desnitrificação e erosão. A produtividade apresentou efeito positivo ao aumento das doses de N aplicado comparado à modalidade testemunha. A maior produtividade foi encontrada no tratamento com fertilizante estabilizado, na dose de 200 kg ha⁻¹, porém, os fertilizantes de liberação gradual não apresentaram diferença significativa para o fertilizante mineral convencional. A fertilização com corretivo orgânico não apresentou benefício significativo nos parâmetros avaliados.

Palavras-chaves: *Zea mays*; fertilizantes de liberação lenta; fertilizantes estabilizados; fertilizantes de liberação controlada; corretivo orgânico; nitratos no solo em pré-cobertura; nitratos no caule.

ABSTRACT

Nitrogen (N) is the nutrient that has the greatest impact on crops growth and the one used in larger amounts in maize crop. However, it is susceptible to cause several environmental impacts, through ammonia volatilization, nitrate leaching and denitrification. These phenomena can be responsible for the loss of more than 30 to 50% of the N applied as a fertilizer. The present study aims to evaluate the effect of fertilizers that gradually release nutrients to plants on soil properties, in particular those related to N availability, and on maize growth and N use efficiency. The experiment was conducted at Quinta do Poulão in Bragança, as a completely randomized design. The fertilizer treatments were: a mineral fertilizer (ammonium nitrate, 27% N) in three doses (50, 100 and 200 kg N ha⁻¹); a NPK controlled-release compound fertilizer and a stabilized fertilizer with a nitrification inhibitor, both at doses of 100 and 200 kg N ha⁻¹; an organic amendment (cow manure) in a dose corresponding to the application of 100 kg N ha⁻¹; and a control treatment without fertilization. For each treatment, 3 replications were used. Assessments of the nutritional status of plants were carried out using NDVI and SPAD indicators, as well as leaf nutrient concentration. At the end of the growing season, the forage yield, the nitrate content in the stems (Stalk Nitrate Test) and the removal of nutrients were evaluated. The mineral N content in the soil at pre-sidedress (PSNT, Pre-sidedress Soil Nitrate Test) was also evaluated. The results found in the test of nitrates in the soil and of the mineral N, showed that the higher the doses of N applied, the greater the risk of losses of N through leaching, denitrification and erosion. The productivity showed a positive effect to the increase in the doses of N applied compared to the control treatment. The highest productivity was found in the treatment with stabilized fertilizers, at a dose of 200 kg ha⁻¹, however, the gradual release fertilizers did not show any significant difference for the conventional mineral fertilizer. Organic fertilization did not show significant benefits in the evaluated parameters.

Keywords: *Zea Mays*; slow-release fertilizers; stabilized fertilizers; controlled-release fertilizers; organic amendments; PSNT; stalk nitrate test

LISTA DE ABREVIÇÕES

Al_2O_3	Oxido de alumínio
B	Boro
C	Carbono
Ca	Cálcio
CaO	Óxido de cálcio
Cm	Centímetro
CO_2	Dióxido de carbono
CTC	Complexo de troca catiônica
Cu	Cobre
DCD	Dicianodiamida
DMPP	3,4-dimetil pirazol fosfato
EAN	Eficiência de absorção do nitrogênio
EUN	Eficiência de uso do nitrogênio
EUtN	Eficiência na utilização de nitrogênio
Fe	Ferro
G	Grama
g/cm^3	Grama por centímetro cúbico
g kg^{-1}	Grama pro quilograma
GLN	Glutamina
GLU	Glutamato
GOGAT	Sintetase do glutamato
GS	Sintetase da glutamina
H_2	Hidrogênio
H_2O	Água
HCl	Ácido clorídrico
HNO_3	Ácido Nítrico
K	Potássio
K_2O	Óxido de potássio

KCl	Cloreto de potássio
kg/cm ³	Quilograma por centímetro cúbico
kg ha ⁻¹	Quilograma por hectare
m	Metro
m ²	Metro quadrado
Mg	Magnésio
MgO	Óxido de magnésio
mg kg ⁻¹	Miligramma por quilograma
mL	Mililitro
Mn	Manganês
N	Nitrogênio
N ₂	Gás dinitrôgenio
N ₂ O	Óxido nitroso
NaOH	Hidróxido de Sódio
Na ₂ O	Óxido de sódio
NADH	Nicotinamida adenina dinucleotídeo reduzido
NAR	Nitrogênio aparentemente recuperado
NBPT	N-(n-butil)tiofosfórico triamida
NDVI	Índice de vegetação de diferença normalizada
NH ₃	Amônia
NH ₄	Amônio
Ni	Níquel
nm	Nanômetro
NO	Monóxido de nitrogênio
NO ₂	Dióxido de nitrogênio
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
No _x	Óxidos de nitrogênio
O ₂	Oxigênio
OH ⁻	Hidroxila
P	Fósforo

P_2O_5	Pentóxido de difósforo
PAG	Potencial de aquecimento global
RN	Redutase do nitrato
Rni	Redutase do nitrito
S	Enxofre
SiO_2	Dióxido de silício
SO_2	Anidrido sulfuroso
SPAD	Soil plant analysis development
SPD	Sistema plantio direto
TiO_2	Dióxido de titânio
uS	Microsiemens
UV/VIS	Ultravioleta visível
Zn	Zinco

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Produção de milho nos 4 maiores produtores mundiais (Adaptado de Faostat, 2019).41
- Figura 2** – Local de realização do ensaio (Google, 2019).45
- Figura 3** – Precipitação e temperatura média registrada na estação meteorológica da Quinta de Santa Apolónia, durante o período do ensaio.45
- Figura 4** – Produtividade do milho (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).59
- Figura 5** – Teor de NO₃⁻ no solo na cultura do milho em 4 de julho de 2019 (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).62
- Figura 6** – Teor de N mineral no solo na cultura do milho em 4 de julho de 2019 de 2019 (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).62

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Descrição dos tratamentos realizados no ensaio.47
- Tabela 2** – Composição química do corretivo orgânico.47
- Tabela 3** – Valores dos índices de vegetação NDVI e valores da leitura SPAD (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).54
- Tabela 4** - Concentração de macronutrientes na matéria seca das folhas de milho. (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).55
- Tabela 5** - Concentração de micronutrientes na matéria seca das folhas de milho. (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).56
- Tabela 6** - Concentração de macronutrientes na matéria seca das plantas de milho. (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).57
- Tabela 7** - Concentração de micronutrientes na matéria seca das plantas de milho. (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).58

Tabela 8 – Teores de nitratos nos caules, obtidos através do Stalk nitrate test. Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; Org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).60

Tabela 9 - Concentração de NH₄⁺ no solo durante o ciclo do milho, em 4 de julho de 2019 obtido por extração com KCl a frio e a quente e de NH₄⁺ hidrolisável, obtido por subtração da determinação a quente e a frio (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).61

Tabela 10 - Valores de pH determinados em H₂O e KCl, e teores de CO, P₂O₅ e K₂O encontrados nos solos (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).63

Tabela 11 - Valores de Ca, Mg, K, Na e CTC encontrados nos solos (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).64

Tabela 12 - Valores de Cu, Fe, Zn e Mn encontrados nos solos (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).65

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	16
2. OBJETIVOS.....	17
2.1. GERAL.....	17
2.2. ESPECÍFICO.....	17
3. REFERENCIAL TEÓRICO.....	17
3.1. FERTILIZAÇÃO NITROGENADA DAS CULTURAS.....	17
3.1.1. Nitrogênio nas plantas.....	19
3.1.2. Nitrogênio no solo.....	22
3.1.2.1. Mineralização e imobilização do nitrogênio.....	23
3.1.2.2. Nitrificação.....	24
3.1.2.3. Desnitrificação biológica e quimiodesnitrificação.....	24
3.1.2.4. Volatilização da amônia.....	25
3.1.2.5. Lixiviação.....	26
3.1.2.6. Erosão.....	26
3.1.2.7. Fixação biológica de nitrogênio.....	27
3.1.3. Nitrogênio no ambiente.....	28
3.1.4. Eficiência no uso do nitrogênio.....	30
3.2. FERTILIZANTES DE LIBERTAÇÃO GRADUAL DE NUTRIENTES.....	32
3.2.1. Adubos de liberação lenta.....	32
3.2.2. Adubos de liberação controlada.....	33
3.2.3. Fertilizantes estabilizados.....	34
3.2.4. Outros mecanismos de liberação gradual de nutrientes.....	35
3.3. FERTILIZAÇÃO ORGÂNICA.....	36
3.4. A CULTURA DO MILHO.....	37
3.4.1. Origem e evolução.....	37
3.4.2. Aspectos botânicos.....	38
3.4.3. Importância econômica.....	39
3.4.4. O milho como planta forrageira.....	41

3.5.	FERTILIZAÇÃO NITROGENADA DO MILHO.....	42
3.6.	USO DE FERTILIZANTES DE LIBERTAÇÃO GRADUAL NA CULTURA DO MILHO.....	43
4.	MATERIAIS E MÉTODOS.....	45
4.1.	CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL.....	45
4.1.1.	Clima.....	45
4.1.2.	Solo.....	46
4.2.	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	46
4.3.	INSTALAÇÃO E MANUTENÇÃO DO ENSAIO.....	46
4.4.	TRATAMENTOS FERTILIZANTES.....	46
4.5.	DETERMINAÇÕES DE CAMPO.....	48
4.5.1.	Concentração de clorofila através do SPAD.....	48
4.5.2.	Índice de vegetação pelo NDVI.....	48
4.5.3.	Amostragem de solo.....	49
4.5.4.	Amostragem de plantas.....	49
4.5.5.	Produtividade.....	49
4.6.	ANÁLISES LABORATORIAIS.....	49
4.6.1.	Análises nos solos.....	50
4.6.1.1.	Textura.....	50
4.6.1.2.	pH em água.....	50
4.6.1.3.	pH em KCL.....	50
4.6.1.4.	Matéria orgânica.....	50
4.6.1.5.	Nitrogênio facilmente mineralizável.....	50
4.6.1.6.	Capacidade de troca catiônica.....	51
4.6.1.7.	Quantificação de fósforo e potássio.....	51
4.6.1.8.	Determinação de nitratos.....	51
4.6.1.9.	Quantificação de boro.....	51
4.6.1.10.	Teste aos nitratos no solo em pré-cobertura (Pre-sidedress soil nitrate test).	52
4.6.2.	Análises de tecidos vegetais.....	52
4.6.2.1.	Quantificação de nitrogênio.....	52

4.6.2.2.	Quantificação de boro.....	52
4.6.2.3.	Quantificação dos outros nutrientes.....	52
4.6.2.4.	Teor de nitrato nos caules (Stalk nitrate test).	53
4.7.	ANÁLISE ESTATÍSTICA	53
5.	RESULTADOS.....	54
5.1.	INDICADORES DE ESTADO NUTRICIONAL DAS PLANTAS E PRODUÇÃO DE BIOMASSA.....	54
5.2.	PROPRIEDADES DO SOLO.....	59
5.2.1.	Nitrogênio mineral no solo.....	59
5.2.2.	Outras propriedades do solo.....	61
6.	DISCUSSÃO.....	66
7.	CONCLUSSÕES.....	71
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	72

1. INTRODUÇÃO

O milho (*Zea mays* L.) é uma das principais espécies cultivadas no mundo, apresentando um enorme potencial produtivo, sendo utilizado amplamente na alimentação dos seres humanos e de animais, além de ser uma importante matéria-prima industrial, devido a suas características de composição e quantidade das reservas acumuladas em seu grão.

O milho como silagem é uma fonte fundamental de alimento na produção animal, atividade que tem como ponto crítico a produção de forragem em quantidade e de qualidade, sendo que a fertilização é de suma importância para atingir produtividades elevadas.

O nitrogênio (N) é o nutriente de maior exigência em quantidade e que mais influencia a produtividade do milho, também sendo o de maior exportação para o grão. Não obstante, é o fator que mais onera o custo de produção desta cultura. Conseqüentemente, o milho é uma cultura onde deverão ser empregadas grandes quantidades de fertilizantes nitrogenados, visto que esta demanda dificilmente será suprida somente pelo solo.

O N está sujeito a grandes perdas a partir do sistema solo-planta, através de lixiviação, erosão, desnitrificação e volatilização, portanto, o manejo de N nos sistemas agrícolas deve considerar os elevados riscos ambientais. A forma correta de manejo da adubação nitrogenada é aquela que permite suprir as necessidades da cultura com mínimo de risco ambiental. Para tanto, além de a quantidade de N a ser aplicado nas culturas dever ser a mais exata possível, podem em complemento usar-se diferentes formas de fertilização, seja estas orgânicas ou minerais.

Dentre estas técnicas, a utilização de fertilizantes de liberação gradual pode permitir ajustar a disponibilidade de N no solo com os momentos de maior necessidade das culturas e aumentar a eficiência de uso do nutriente. Estes fertilizantes podem diminuir os custos de produção e os impactos ambientais, devido a possibilidade de reduzir as perdas de N por volatilização e lixiviação (Valderrama et al. 2009).

Os fertilizantes de disponibilidade gradual dos nutrientes podem ser organizados em três grupos, designadamente de liberação lenta, de liberação controlada e fertilizantes estabilizados. Genericamente os primeiros são compostos por moléculas de baixa solubilidade, os segundos são fertilizantes revestidos por enxofre ou polímeros de natureza diversa e os terceiros recebem inibidores da nitrificação para permanecer durante mais tempo a forma amoniacal de N no solo atrasando o processo de nitrificação (Trenkel, 2010).

O presente estudo visa avaliar os efeitos da aplicação de fertilizantes de liberação gradual de nutrientes, nas propriedades do solo e na cultura do milho, em comparativo com fertilizantes convencionais e corretivos orgânicos.

2. OBJETIVOS

2.1 GERAL

Este trabalho tem por objetivo geral avaliar o efeito de fertilizantes que liberam os nutrientes de forma gradual (fertilizantes de liberação controlada, fertilizantes estabilizados com inibidor da nitrificação e matéria orgânica) nas propriedades do solo, em particular na dinâmica do nitrogênio, no crescimento e produtividade da cultura do milho e na eficiência de uso do nitrogênio.

2.2 ESPECÍFICOS

Avaliar o desempenho das plantas através da determinação da intensidade da cor verde, estado nutricional e produção de biomassa;

Estudar a dinâmica do nitrogênio no sistema solo-planta-atmosfera através da avaliação do nitrogênio presente no solo durante e no final da estação de crescimento e do teor de nitratos nos caules na data de colheita;

Estudar a dinâmica dos nutrientes na planta através da análise elementar dos tecidos vegetais;

Avaliar os fertilizantes de liberação gradual de acordo com sua eficiência em reduzir perdas de nitrogênio do solo.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 FERTILIZAÇÃO NITROGENADA DAS CULTURAS

A fertilização dos solos, seguindo um programa de adubação balanceada dos nutrientes requeridos, é uma eficiente maneira de se aumentar a produtividade nas culturas. O N é um dos nutrientes mais limitantes no solo e um dos mais requeridos pelas plantas cultivadas, sendo o milho uma espécie onde a demanda por fertilização nitrogenada é extremamente alta, havendo grande correlação entre os níveis de produtividade e as quantidades de nutrientes extraídos pela planta (Cantarella, 1993; Civardi et al., 2011). O milho responde progressivamente doses crescentes de N, desde que os demais fatores limitantes estejam equilibrados, sendo o nutriente que apresenta maior contributo para o incremento do rendimento de grão (Silva et al., 2006).

A disponibilização do N do solo para as plantas decorre da mineralização da matéria orgânica. Entretanto, o manejo do sistema produtivo influencia neste processo. Embora a mineralização da matéria orgânica disponibilize N inorgânico ao solo, para obter-se elevadas produtividades das culturas, a fertilização nitrogenada é necessária.

Devido a reduzida presença natural destas formas de N nos solos, a fertilização azotada é de extrema importância para a agricultura mundial. Hawkesford (2012) estima que cerca de 100 milhões de toneladas de fertilizantes nitrogenados sejam aplicados no mundo anualmente. Parte considerável deste N, não é utilizado pelas plantas, devido a sua dinâmica no sistema solo/planta, originando diversos problemas de contaminação ambiental (Havlin et al., 2014).

No mercado existem vários tipos de fertilizantes nitrogenados, que variam principalmente no teor de N total e na forma do N. Porém, independentemente da fórmula utilizada, uma vez no solo, o N tende a ser encontrado nas formas de NH_4^+ e NO_3^- , que são aquelas predominantemente absorvidas pelas plantas. Atualmente também são disponibilizados fertilizantes com diferentes revestimentos e aditivos, que junto com as variadas formulações auxiliam os agricultores a fazer o manejo correto da fertilização, aumentando a eficiência e reduzindo perdas (Reetz, 2017).

Mas a definição da melhor fonte de N, de forma isolada, não é o suficiente para uma correta suplementação, sendo importante adotar melhores práticas de manejo de fertilizantes para observar maiores benefícios, como fazer a recomendação da dose correta, da época e da localização da aplicação.

Para fazer uma recomendação adequada da dosagem a ser aplicada, deve-se levar em consideração a capacidade do solo e da matéria orgânica em fornecer o nutriente, o tipo de fertilizante usado, a expectativa da produção e exportação da cultura, entre outros fatores (Rodrigues e Coutinho, 2000). Ao usar dosagens mais baixas às exigidas pelas culturas a produtividade será menor do que a esperada. Do mesmo modo, a aplicação de doses superiores pode resultar em prejuízo econômico ao produtor e prejuízos ao meio ambiente (Casarin e Stipp, 2013; Villalba, 2014; Reetz, 2017).

Tais fatores devem ser levados em consideração para determinar a época de aplicação, juntamente com a dinâmica de absorção de N pela cultura e a logística disponível na propriedade para realizar a aplicação. Uma alternativa visando minimizar as perdas, pode ser parcelar a dose de N em diferentes estádios de crescimento da cultura. Assim, aplicar o fertilizante o mais próximo possível do momento de maior exigência nutricional da planta, é uma estratégia de manejo que maximiza a eficiência de uso do N (EUN) e melhora a produtividade, no entanto várias aplicações geram um maior custo de produção (Cantarella, 2007; Villalba, 2014).

O manejo da adubação nitrogenada deve suprir a demanda da planta nos períodos críticos, maximizar a percentagem de recuperação do N e minimizar o

impacto no ambiente pela redução de perdas (Fernandes e Libardi, 2007). Este nutriente é empregado em grandes quantidades na agricultura moderna na forma de fertilizantes minerais, representando o nutriente mais caro para a maioria das culturas (Silva, 2005; Cantarella, 2007).

Em função desta elevada demanda, a adição de adubos minerais nitrogenados representa uma fonte rápida deste nutriente. As formulações minerais de N tem por vantagem serem facilmente solúveis em água e de apresentarem alto teor do elemento (Jorge, 1983).

A utilização do N nos sistema de produção é visto como um fator determinante para alimentar uma população mundial crescente. A máxima eficiência da adubação nitrogenada é fundamental em um contexto agrícola que vise maior competitividade, devido ao aumento, cada vez mais comum, dos custos de produção (Moiser e Galloway, 2005)

O N é o mais caro dos elementos presentes nos fertilizantes, devido principalmente aos gastos com instalação e energia para se obter adubos nitrogenados. Por cada kg de N existente nos fertilizante minerais são gastas 16.800 kcal (Malavolta, 1981). Além disto, a eficiência da utilização de altas doses de adubação nitrogenada em cobertura esbarra na grande instabilidade ambiental do N mineral.

3.1.1 Nitrogênio nas plantas

O N é um elemento essencial e de extrema importância para o desenvolvimento das plantas e, conseqüentemente, sua produtividade, sendo assim necessário em grande quantidade. Está presente na estrutura dos mais importantes compostos e complexos organominerais vitais para os vegetais, como aminoácidos e proteínas, enzimas, vitaminas, coenzimas, ácidos nucléicos e clorofila. A limitação de N pode impossibilitar e/ou comprometer diversos processos como a respiração, fotossíntese e a hereditariedade (Harper, 1994; Malavolta et al., 1997; Santos, 2015).

A absorção do N pelas plantas, ocorre preferencialmente na forma mineral, nas formas dos íons amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-). Como formas menos representativas, podem ser absorvidos também o íon nitrito (NO_2^-), a molécula de amônia (NH_3) e compostos orgânicos de estrutura simples como a ureia e aminoácidos (Campbell, 1978). Entretanto, algumas espécies de plantas, principalmente da família Fabaceae, possuem uma alternativa para a obtenção de N ao estabelecerem relações de simbiose com microrganismos capazes de fixar N_2 proveniente da atmosfera (Santos, 2015).

De acordo com Rodrigues e Coutinho (2000) a preferência pelo íon que será absorvido pode ser derivada de diversos fatores, como a forma que está mais

disponível no meio, as características genética e a idade das plantas e também por questões ambientais (solo, clima, temperatura).

A forma absorvida em maior proporção tende a ser NO_3^- , devido à sua maior abundância e disponibilidade na solução do solo, em solos com características normais (temperatura, pH não muito ácido, umidade e aeração), enquanto o NH_4^+ aparece adsorvido aos colóides do solo e/ou imobilizado por microrganismos (Santos, 2015). O NO_3^- movimenta-se com maior facilidade por fluxo de massa e por difusão, facilitando assim a absorção pelas raízes (Olson e Kurtz, 1982). Já em ambiente redutor, em solos com acidez elevada, e baixa temperatura, as plantas absorvem sobretudo NH_4^+ por esta ser a forma dominante, pois tais características comprometem a nitrificação (Malavolta et al., 1997; Fachin, 2005; Havlin et al., 2014).

Segundo Olson e Kurtz (1982) a idade da planta também pode influenciar em qual íon será preferencialmente absorvido. Geralmente, no início do desenvolvimento vegetativo, as plantas absorvem preferencialmente NH_4^+ e nas fases finais de seu ciclo, as plantas aumentam a absorção de NO_3^- . A forma na qual o N é absorvido pode ainda influenciar na rizosfera e no metabolismo da planta. Com a absorção de NO_3^- , uma hidroxila (OH^-) é liberada, tendo capacidade de elevar o pH do meio. Além disso, esta forma de absorção representa um elevado gasto energético para as células, pois cada íon necessita passar pelo processo de redução para NH_4^+ e este processo consome duas moléculas de NADH (Malavolta et al., 1997; Fachin, 2005; Santos, 2015). Por outro lado, a absorção do íon NH_4^+ aumenta a acidez da rizosfera, consequência da liberação de H^+ para manter a neutralidade elétrica do citoplasma. Quando absorvido na forma amoniacal, este processo pode ainda inibir a absorção e induzir a deficiência de outros cátions, como o magnésio (Mg) e o cálcio (Ca). Eventualmente pode favorecer a absorção de fósforo (P) (Olson e Kurtz, 1982; Fachin, 2005; Santos, 2015).

Para Rodrigues e Coutinho (2000), as plantas possuem a capacidade para obter nutrientes pelas folhas e outros órgãos aéreos, tanto na forma mineral como através de trocas gasosas nos estômatos. Assim, gases disponíveis na atmosfera como NH_3 , óxidos de N (NO_x) e anidrido sulfuroso (SO_2) entram nas folhas e são incorporados no sistema, promovendo o crescimento das plantas (Tisdale et al., 1985). Existem tecnologias que podem promover absorção de nutrientes pelas folhas, através da aplicação de fertilizantes foliares.

No processo de assimilação do N pelas plantas, este precisa adentrar nas células da epiderme e do córtex radicular. Isto ocorre através da membrana plasmática por meio de transportadores especializados para NH_4^+ e NO_3^- como o NRT1 e o NRT2, por exemplo (Bredemeier e Mundstock, 2000; Hawkesford et al. 2012). Após a sua entrada na célula, o nitrato pode ser reduzido a nitrito (NO_2^-) no citosol, através da enzima redutase do nitrato (RN) e, logo a seguir, convertido a NH_4^+ no plastídio, através da enzima redutase do nitrito (RNi). O amônio é, então, incorporado em aminoácidos pelas enzimas sintetase da glutamina (GS) e sintase do glutamato (GOGAT), formando glutamina (GLN), glutamato (GLU) e outros

aminoácidos e seus metabólitos (Crawford, 1995). Alternativamente, o NO_3^- pode ser transportado na sua forma iônica para a parte aérea, onde pode ser armazenado nos vacúolos e órgãos de reserva. O transporte ocorre por via transpiratória, através do xilema (Fachin, 2005; Scherer e Mengel, 2007; Santos, 2015).

O íon NO_3^- pode ser absorvido em grande quantidade, visto que a planta apresenta tolerância e tem capacidade para acumular seu excesso nos tecidos. Porém, isso pode dificultar a sua liberação para o citoplasma e conseqüentemente a sua utilização no metabolismo (Rodrigues e Coutinho, 2000). Já a forma amoniacal, em níveis elevados nas plantas, pode ocasionar reações de toxicidade, comprometendo o desenvolvimento da mesma. Se absorvido nesta forma tem de ser convertido em aminoácidos, aminas e amidas, como mecanismo de desintoxicação (Santos, 2015).

O N é um elemento móvel na planta, em ambos os vasos condutores, podendo ser facilmente redistribuído na planta, como aminoácidos. Desta forma os vegetais respondem rapidamente a sua aplicação. Portanto, quando fornecidos em quantidades adequadas, estimula o desenvolvimento vegetativo e radicular (Rodrigues e Coutinho, 2000).

Devido a excelente resposta dada pela cultura frente a adubação nitrogenada, muitas vezes esta ocorre de forma excessiva, o que é prejudicial para a planta, além de gerar danos do ponto de vista econômico e ambiental (Santos, 2001). Em geral, os efeitos do excesso de N são plantas mais verdes e vigorosas, conseqüência do aumento do teor de clorofila, e maior susceptibilidade ao ataque de pragas e doenças, pois o desequilíbrio nutricional ocasionado pelo excesso de N privilegia um aumento do protoplasma em relação à parede celular. Assim sendo, as células perdem rigidez, as folhas ficam menos duras e mais suculentas e por fim menos resistentes. Pode também ocorrer o acamamento dos cereais, visto que o crescimento muito vigoroso e a pouca rigidez da estrutura celular, prejudica a sustentação (Santos, 2015).

As plantas toleram teores de NO_3^- muito mais elevados que de NH_4^+ nos tecidos. Níveis elevados de NH_4^+ são tóxicos para as plantas se não forem imediatamente assimilados. Quando o NH_4^+ é a forma mais abundante no solo, pode ocorrer sintoma de toxicidade. A toxicidade de NH_4^+ tem por sintoma característico crescimento radicular reduzido, podendo ocasionar ruptura dos tecidos vasculares e dificuldade na absorção de água. Nas folhas pode ocorrer clorose, necrose, epinastia (crescimento invertido de folhas e caules) e lesões nos caules. Associado ao excesso de NH_4^+ no solo podem ocorrer desequilíbrios nutricionais como deficiência de potássio, cálcio e magnésio (Bryson et al., 2014).

Quando em níveis insuficientes, a falta de N reduz a produtividade e a competitividade ecológica das plantas. Plantas deficientes em N tipicamente reduzem o crescimento, as folhas ficam mais pequenas e as plantas ganham aspecto clorótico que se inicia nas folhas mais velhas, na medida em que o N disponível é remobilizado para as partes em crescimento. Em condições de deficiência de N o crescimento

radicular é mantido ou estimulado, reduzindo-se a relação parte aérea/raiz (Varenes, 2003). Com a progressão da deficiência a clorose acentua-se, ocorre destruição de ácidos nucleicos e proteínas, e as folhas velhas senescem e caem prematuramente (Hawkesford et al., 2012; Bryson et al., 2014; Havlin et al., 2014).

3.1.2 Nitrogênio no solo

O N pode ser encontrado no solo em formas orgânicas e minerais e, assim como nas plantas, é extremamente móvel. O N orgânico representa cerca de 95 a 98% do N total no solo. Tem como origem diversos compostos orgânicos e macromoléculas, resultantes de excrementos animais ou biomassa vegetal. Estes materiais apresentam uma relativa complexidade estrutural, a qual não possibilita a sua utilização pelas plantas, sem antes passarem pelos processos de decomposição e mineralização microbiana. Portanto, o principal papel exercido por esta fração de N orgânico, é de reserva em detrimento a nutrição em curto prazo, pois irá servir de suporte para a formação de N mineral. Por outro lado, apesar de os materiais orgânicos apresentarem baixa solubilidade em água, estão suscetíveis a perdas por arrastamento das águas superficiais, via erosão dos solos (Santos, 2001; Militão, 2004).

As formas minerais, que são as prontamente absorvidas pelas plantas, representam apenas de 2 a 5% do N nas camadas superficiais do solo, e estão disponíveis na forma de íons, moléculas ou combinação química das duas. As principais formas moleculares encontradas são o N_2 , o NH_3 e óxidos de N. Já na forma iônica comumente são encontradas o NH_4^+ , o NO_3^- e o NO_2^- (Santos, 2015).

Os íons NH_4^+ e NO_3^- são as formas de maior representatividade para as plantas, por serem as principais formas de N absorvidas. O NO_2^- , apesar de normalmente não se acumular no solo, se eventualmente for absorvido pode ser tóxico para a planta (Bryson et al., 2014). O N_2 tem elevada relevância, mesmo sendo um gás inerte, pois poder ser convertido em NH_3 por microrganismos fixadores. Os NO_x , não apresentam significado relevante para as plantas pois sua absorção é mínima via trocas gasosas realizadas nos estômatos, mas têm um papel importante no contexto ecológico devido a estarem relacionados a diversos problemas de poluição ambiental (Tisdale et al., 1985; Bryson et al., 2014).

De acordo com Santos (2015) as formas orgânicas e minerais de N no solo encontram-se em um estado de equilíbrio, mas que este pode ser alterado por dois processos, a mineralização das formas orgânicas e a imobilização das formas minerais. Outros processos biológicos e não biológicos podem levar a entrada e saída do N no sistema solo/planta/atmosfera (Ferreira, 2018). Esta grande dinâmica no solo é uma das grandes dificuldades da gestão do N nos ecossistemas Estes fenômenos estão sempre dependentes de variáveis ambientais, sendo as taxas e ritmos bastante

imprevisíveis, levando por vezes a grande ineficiência no uso do nutriente pelas plantas.

Portanto, serão referidos de forma sumária alguns dos processos quantitativamente mais relevantes do ciclo do N no solo e de maior significado para as plantas e/ou gestão da fertilização nitrogenada.

3.1.2.1 Mineralização e imobilização do nitrogênio

A mineralização do N corresponde à transformação de N-orgânico em N-mineral. Já a imobilização corresponde ao inverso da mineralização, ou seja, corresponde à incorporação do N inorgânico em formas de N orgânico (Ferreira, 2018). Os dois processos ocorrem de forma simultânea, porém de forma antagônica. Logo, o balanço entre eles designa-se por mineralização ou imobilização líquida (Myrold e Bottomley, 2008).

Imobilização do N tende a ser vista como um processo de assimilação de N pelos microrganismos, incluindo N na forma nítrica, embora a microbiologia do solo tenda a usar preferencialmente NH_4^+ (Myrold e Bottomley, 2008).

A imobilização do N inorgânico reduz temporariamente a disponibilidade das formas nítrica e amoniacal de N para os vegetais. Isto ocorre porque o N é necessário para que os microrganismos heterotróficos sintetizem seus tecidos. Quando se realiza fertilização orgânica com materiais de elevada percentagem de carbono (C) em relação à percentagem de N no solo (relação C/N), os microrganismos decompositores da matéria orgânica consomem o N que estava na forma absorvível pelas plantas para a sua síntese, imobilizando-o. Entretanto, assim que esses microrganismos morrem, passam a mineralizar-se e consequentemente disponibilizando o N mineral (Santos, 2015).

Para os materiais orgânicos, consideram-se valores de razão C/N de equilíbrio entre mineralização e imobilização compreendidos entre 20 a 30 e, acima e abaixo, indicativos, respectivamente, de imobilização ou mineralização líquidas (Paul e Clark, 1996; Myrold e Bottomley, 2008; Bryson et al., 2014; Havlin et al., 2014)

Substratos orgânicos que apresentem relação C/N menor que 20, logo que é iniciada a decomposição do material ocorre liberação de N nas formas inorgânicas, pois os teores de N são maiores do que os microrganismos necessitam para as suas sínteses (Santos, 2015). Nestes casos, o N mineral do solo não diminui e rapidamente começa a ficar livre para as plantas. Deste processo denominado mineralização, alguns compostos orgânicos tornam-se resistentes ao ataque dos microrganismos e formam a matéria orgânica estável ou húmus do solo, melhorando as suas características. Além de ser uma importante fonte de N natural que fica disponível para as plantas ao longo do tempo (Campbell, 1978).

A mineralização ocorre através de dois grupos de reações sequenciais: aminização, com produção de compostos nitrogenados simples (como aminoácidos e ureia); e amonificação, com produção de NH_4^+ (Havlin et al., 2014). Aminização é a primeira reação a decorrer, onde os microrganismos, especialmente bactérias e fungos, convertem as macromoléculas e moléculas complexas, por meio de diversas reações, em compostos nitrogenados mais simples, como aminas e aminoácidos, mas que ainda não são absorvíveis pelas culturas (Santos, 2001). A partir deste ponto, inicia-se a segunda reação, a amonificação, simplesmente é a transformação dos aminoácidos e aminas, pela atuação dos microrganismos amonificantes, em energia e NH_3 . A molécula de NH_3 , em sequência reage com a molécula de água e recebe um próton (H^+), formando o íon NH_4^+ e assim disponibilizando a primeira forma de N absorvível para as plantas (Rosa et al., 2003; Militão, 2004; Santos, 2015).

3.1.2.2 Nitrificação

A nitrificação consiste na conversão biológica das formas amoniacais (NH_3 e NH_4^+) de N a formas oxidadas, como NO_2^- ou NO_3^- , realizada por microrganismos autotróficos, que são designados como nitrificantes (Santos, 2015).

A nitrificação ocorre em duas fases: na primeira o NH_4^+ é convertido em NO_2^- por bactérias do gênero *Nitrosomonas*. E na segunda, o NO_2^- obtido da primeira reação, irá ser oxidado e transformado em NO_3^- por bactérias do gênero *Nitrobacter*. Geralmente a segunda etapa é mais rápida que a primeira. Assim, o NO_2^- , que é fitotóxico para as plantas, não se acumula no solo. É importante referir que esse processo libera H^+ ocasionando a acidificação do solo (Bryson et al., 2014; Havlin et al., 2014; Santos, 2015). A nitrificação é um processo aeróbio que depende do arejamento do solo. As temperaturas ideais para ocorrência das reações situam-se entre 25 a 30 °C, embora alguns microrganismos sejam capazes de realizar esta atividade até temperaturas próximas de 0 °C. A nitrificação tende a ser mais elevada em solos neutros a ligeiramente alcalinos. Entretanto, ocorre nitrificação até pH próximo de 3,0, dependendo das bactérias que estão presentes no solo (Paul e Clark, 1996; Norton, 2008).

3.1.2.3 Desnitrificação biológica e quimiodesnitrificação

A desnitrificação é um fenômeno biológico no qual os nitratos e nitritos são reduzidos por microrganismos anaeróbios facultativos, os quais usam as formas oxidadas como receptores de elétrons, levando à formação de gases, sobretudo N_2 e NO_x (Havlin et al., 2014; Santos, 2015). Esses gases são pouco solúveis em água e muito voláteis, sendo liberados facilmente para a atmosfera, constituindo perdas de N no solo e contribuindo para a poluição atmosférica (Santos, 2001). Para que possa ocorrer desnitrificação, alguns fatores são necessários, como a presença de bactérias

desnitrificantes, ambiente anaeróbico ou microaerofílico, doadores de elétrons e NO_x como aceptadores de elétrons (Firestone, 1982; Coyne, 2008).

O fenômeno da desnitrificação apresenta papel muito importante no ciclo biogeoquímico do N, sendo a principal via pela qual os compostos inorgânicos oxidados de N se convertem em N elementar. Por outro lado, a desnitrificação biológica origina perdas de N significativas dos ecossistemas agrícolas contribuindo para a redução da eficiência de uso do N (Firestone, 1982). Os gases que advêm do processo de desnitrificação têm grandes implicações na atmosfera, ocasionando problemas ambientais diversos. Em especial o N_2O , que é um gás de efeito estufa, potencialmente 300 vezes mais efetivo que o dióxido de carbono (CO_2) na destruição da camada de ozônio (Mosier et al., 1996). Alguns NO_x também reagem com água (H_2O) e oxigênio (O_2) para formar ácido nítrico (HNO_3), um componente importante das chuvas ácidas (Havlin et al., 2014).

Em condições de solos bem arejados, eventuais perdas de N podem ocorrer, na forma gasosa devido a processos não enzimáticos. Esse processo é chamado de quimiodesnitrificação (Havlin et al., 2014). O NO_2^- oriundo dos processos de nitrificação e desnitrificação, pode reagir com diversos componentes do solo originando gases de N que se volatilizam facilmente (Nelson, 1982). Os nitritos apresentam a tendência de não se acumular no solo, pois a atividade das *Nitrobacter* na oxidação do NO_2^- a NO_3^- ocorre rapidamente. Porém quando encontrados em quantidades significativas no solo, ocasionam efeitos negativos nas plantas e nos microrganismos (Santos, 2015). A importância agrônômica das perdas de N por quimiodesnitrificação é duvidosa, uma vez que a acumulação de NO_2^- no solo depende de valores de pH elevados, o que tende a inibir a formação de gases nitrogenados. Contudo, em regiões próxima dos grânulos de ureia, onde a hidrólise vai elevar o pH e causar a inatividade temporária da *Nitrobacter*, o fenômeno pode ocorrer. Assim, podem acumular-se nitritos se coexistirem condições de aeração favoráveis à quimiodesnitrificação (Nelson, 1982; Ferreira, 2018).

3.1.2.4 Volatilização da amônia

As perdas de amônia dependem dos fertilizantes utilizados e das condições de aplicação. A volatilização é um conjunto de reações químicas, biológicas e processos físicos que liberam NH_3 do solo para a atmosfera (Tisdale et al., 1985). As perdas por volatilização variam muito, podendo chegar a mais de 50% do N aplicado. Fundamentalmente podem-se reduzir estas perdas quando: a) os fertilizantes são bem incorporados do solo; b) quando os solos têm textura e umidade adequadas, sobretudo quando a capacidade de troca catiônica (CTC) for alta, em que o NH_4^+ resultante da protonização de NH_3 fica adsorvido pelas cargas negativas dos argilominerais e coloides orgânicos; c) quando uma cultura está bem instalada, pela absorção radicular ou pela reabsorção de NH_3 liberado; e d) quando os solos tendem a ter reação ácida (Nelson, 1982; Stevenson, 1986; Francis et al., 2008).

As perdas tornam-se mais problemáticas quando: a) os fertilizantes são constituídos principalmente de ureia e outras formas amoniacais; b) quando são aplicados à superfície, sem incorporação, e, sobretudo, em solos alcalinos; c) quando os resíduos orgânicos não são incorporados para a decomposição; d) se a CTC do solo for baixa; e) se os solos estiverem encharcados ou demasiados secos; e f) condições de altas temperaturas e elevada velocidade do vento, aumentando a difusão (Nelson, 1982; Stevenson, 1986; Francis et al., 2008).

3.1.2.5 Lixiviação

A lixiviação do N compreende a perda do elemento na água de percolação através do perfil do solo para fora do alcance das raízes e conseqüentemente para as águas superficiais e subterrâneas. O íon nitrato é muito susceptível a lixiviação por ser muito solúvel em água e estar carregado negativamente, não sendo adsorvido pelo complexo coloidal do solo onde domina um balanço de cargas negativas. Em solos arejados, o N estabiliza no solo na forma NO_3^- , sendo também por isso muito vulnerável à lixiviação. A magnitude do fenômeno depende da dose e momento da aplicação do fertilizante nitrogenado, da textura do solo, da qualidade da irrigação e, principalmente, se a quantidade de NO_3^- no solo for elevada. Assim, a lixiviação pode ser considerada um fenômeno sazonal (Rodrigues e Coutinho, 2000; Mulla e Strock, 2008; Havlin et al., 2014; Santos, 2015).

A forma amoniacal também pode ser perdida proporcionalmente à quantidade de íons NH_4^+ que estejam disponíveis na solução do solo, principalmente quando a CTC desse solo for baixa, como acontece nos solos arenosos (Tisdale et al., 1985; Rodrigues e Coutinho, 2000). Elevadas perdas de N por lixiviação ocorre também quando a utilização de fertilizantes tiver como fonte a ureia, que é muito solúvel em água, se ocorrer precipitação elevada antes que ocorra amonificação (Rodrigues e Coutinho, 2000).

Os principais problemas ambientais da perda de nitratos por lixiviação são a contaminação dos lençóis freáticos e a eutrofização das águas superficiais, com riscos de ocasionar um elevado desenvolvimento da vegetação aquática, que pode reduzir os níveis de oxigênio gerando uma possível toxicidade para os peixes (Santos, 2005; Werner, 2007; Comissão Europeia, 2010).

3.1.2.6 Erosão

Entende-se por erosão o processo físico de remoção da camada superficial do solo, que ocorre basicamente devido à ação do vento (erosão eólica) e da chuva (erosão hídrica) (Rodrigues e Coutinho, 2000). A erosão hídrica do solo é a principal responsável pela perda de nutrientes nos sistemas agrícolas, sobretudo de N em todas as suas formas (Bertol et al., 2003). A perda de N ocorre em especial na forma

orgânica, que é a conformação predominante de N na camada superficial. Assim o dispêndio não é do N prontamente absorvível pelas plantas, mas do N que seria disponibilizado gradualmente após a mineralização (Santos, 2015; Rodrigues e Coutinho, 2000).

Para Santos (2015), as perdas por erosão podem ser semelhantes às que ocorrem por lixiviação. Contudo, as perdas podem ser muito variáveis pois sofrem influência de diversos fatores, como a chuva, o solo, a topografia, a vegetação de cobertura e o manejo e práticas de conservação do solo (Cogo, 1981). Em áreas desprotegidas e fisicamente degradadas, típico de sistemas convencionais de preparo de solo, a quantidade de N perdida pela enxurrada pode ser particularmente elevada (Guadagnin et al., 2005).

3.1.2.7 Fixação biológica de nitrogênio

A forma molecular N_2 pode ser considerada a origem e o destino no ciclo biogeoquímico do azoto (Rodrigues, 2000). O N_2 é o gás encontrado em maior quantidade na atmosfera, representando mais de 78% em volume (Barber, 1995). Os átomos que formam a molécula N_2 estão ligados por uma ligação covalente tripla, sendo um gás praticamente inerte e indisponível para plantas superiores e animais. Assim para ser utilizado pelos organismos deve ser transformado em moléculas mais reativas, como N amoniacal (NH_3 e NH_4^+) e N nítrico (NO_3^-) (Aduan, 2004).

A fixação biológica e a industrial são as principais formas de fixação do N atmosférico (Fachin, 2005). Cooper e Scherer (2012) estimam que a quantidade de N fixado nos sistemas agrícolas e ecossistemas naturais tende a ser superior ao valor fixado industrialmente. Estima-se que a fixação nos campos agrícolas supera em mais de 50% o N aplicado via fertilizantes químicos obtidos de síntese industrial. Logo, Stevenson (1986) coloca a fixação biológica de N ao nível da fotossíntese e da respiração como processos biológicos determinantes para a vida na terra.

A capacidade de fixar N_2 atmosférico é restrita a organismos procaríotas (Bactéria e Archae) que são capazes de sintetizar a enzima nitrogenase, que catalisa a redução de N_2 a NH_3 . Estes organismos podem ser de vida livre ou simbiotes (Russelle, 2008; Cooper e Scherer, 2012). O sistema de maior interesse agrícola é constituído principalmente por bactérias da família Rhizobiaceae em simbiose com plantas conhecidas como leguminosas, pertencentes a família Fabaceae (Fachin, 2005; Cardoso et al., 2013).

A fixação simbiótica pode ser a principal ou até mesmo a única fonte de N para algumas culturas. Em determinadas condições, a necessidade de N dos agrossistemas pode ser suprida apenas pela fixação biológica, dependendo da capacidade da espécie leguminosa, da estirpe da bactéria e das condições de clima e solo que possam favorecer a fixação de N atmosférico (Boddey et al., 1997; Santos, 2015).

A fixação biológica além de ser benéfica para a leguminosa que se encontra em simbiose, também pode beneficiar plantas cultivadas em consócio (leguminosas ou não) ou por culturas subsequentes, uma vez que a decomposição das bactérias, dos nódulos e das próprias plantas vai libertando N mineral anteriormente fixado (Santos, 2015)

3.1.3 Nitrogênio no ambiente

A principal fonte e reserva de N é a atmosfera, a qual é constituída por cerca de 79% de gás dinitrogênio. Embora seja abundante nesta forma, poucos organismos apresentam a capacidade de capturá-lo e empregá-lo em suas sínteses, habilidade esta que apenas algumas bactérias e cianobactérias possuem (Fachin, 2005). O ciclo biogeoquímico do N é muito complexo. A maior parte do N está na forma orgânica, presente na matéria orgânica do solo em diferentes moléculas e com variados graus de recalcitrância, ou como parte de organismos vivos (Keeney, 1982). As principais formas utilizáveis de N e que são absorvidas pelas raízes da plantas são os íons NH_4 e NO_3^- .

A produção em larga escala dos fertilizantes nitrogenados foi a principal alteração feita pelo homem no ciclo do N. A intensificação do uso de fertilizantes nitrogenados, nas últimas décadas, tem aumentado a disponibilidade de N poluente no ambiente e provocado efeitos adversos nas mudanças climáticas globais, no ambiente e na saúde pública (Dragosits et al., 2002).

Na atmosfera, o NH_3 possui um tempo de residência que varia entre uma e duas semanas. Sua concentração é maior próximo ao seu local de origem, diminuindo rapidamente com a distância, devido à dispersão atmosférica e deposição seca. Quando, eventualmente, NH_3 é transformado para NH_4^+ na atmosfera, por meio de reações químicas, ela pode ser deslocada por milhares de quilômetros até ser depositada, principalmente, pela precipitação. O NH_3 pode também reagir na atmosfera com óxidos de enxofre para formar sulfato de NH_4^+ , que chega ao solo por meio da chuva, e causa acidificação. Embora a NH_3 não tenha efeito direto no aquecimento global ela pode ser oxidada na atmosfera para N_2O , que é um gás de efeito estufa (Good, 2011).

A deposição de NH_3 em ecossistemas naturais afeta de forma negativa o balanço de nutrientes e a diversidade biológica. Vegetação adaptada a baixos suprimentos de N tem o seu crescimento comprometido a favor de espécies que se desenvolvem de forma mais vigorosa com o aumento da disponibilidade daquele elemento. Pode também ocorrer decréscimo na resistência de plantas a doenças e a geadas (Pitcairn et al., 2003).

O NO_3^- que é a forma de N predominante em solos sem restrição de oxigênio, pode contaminar águas subterrâneas por meio da lixiviação. Esse processo consiste na descida do N no perfil do solo até profundidades abaixo daquelas exploradas pelas

raízes. Segundo Bakhsh et al. (2005), a grande lixiviação deste ânion, sob determinadas condições, se deve ao crescente uso de fertilizantes nitrogenados na busca de produtividades cada vez maiores, sem se observar o conseqüente impacto ambiental.

Embora o nitrato em si não seja tóxico, a sua presença nas águas subterrâneas é maléfica para a população, uma vez que este ânion pode ser microbiologicamente reduzido no trato gastrointestinal para nitrito. A acidez normal no estômago de humanos adultos tende a prevenir ou minimizar tal redução, mas as crianças com menor acidez estomacal são altamente susceptíveis. O nitrito, ao alcançar a corrente sanguínea, reage com a hemoglobina e forma um composto denominado metahemoglobina, que diminui a capacidade do sangue de transportar oxigênio dos pulmões para o resto do corpo. O NO_3^- pode também reagir quimicamente com compostos aminados, que forma nitrosaminas e são altamente carcinogênicas (Zaldívar e Robinson, 1973; Morales et al., 1995). Existem também relatos de ocorrência de disfunção da glândula tireoide, de baixo armazenamento da vitamina A e de doenças do coração, resultantes do consumo de água com alto teor do ânion (Grizzetti et al., 2011)

Nas águas superficiais o excesso de N exerce papel relevante na atividade biológica, uma vez que pode causar o fenômeno da eutrofização. Esse termo refere-se à excessiva produção de algas e plantas aquáticas em decorrência do alto aporte de nutrientes aos cursos d'água. Após a morte das algas inicia-se o processo de decomposição em que os organismos utilizam o O_2 dissolvido na água para obtenção de energia. A falta de oxigênio pode levar a uma série de alterações químicas e biológicas, como, por exemplo, a mortandade de peixes e tornar estas águas impróprias para uso doméstico e de recreação (Smith e Schindler, 2009).

A emissão de N_2O de solos aráveis deve-se a múltiplos processos simultâneos que ocorrem no ambiente edáfico. A maior parte do N_2O emitida pelos solos é produzida, principalmente, pelos processos biológicos de nitrificação, desnitrificação e desnitrificação por nitrificadores mediados por fungos, bactérias e arqueias. A concentração atmosférica de N_2O aumentou de 270 ppbv desde o período pré-industrial para 320 ppbv, em 2005, e poderá alcançar, em 2100, valores entre 354 a 460 ppbv (Solomon et al., 2007). Este aumento tem sido atribuído principalmente à agricultura em decorrência da maior demanda por alimentos de uma população em constante crescimento. Segundo Park et al. (2012) a produção de alimentos é, provavelmente, responsável por 80 % do acúmulo do N_2O na atmosfera.

Apesar de o N_2O ser conhecido, há muitos anos, como constituinte regular da atmosfera, a preocupação ambiental com suas emissões surgiu somente no início da década de 1970. Neste período foi demonstrado o seu efeito na redução da camada de ozônio, cuja função é filtrar, parcialmente, os raios ultravioletas que chegam à terra. Reduções na camada de ozônio podem provocar mudanças na temperatura e nos padrões globais de distribuição de chuvas, com sérias conseqüências para a vida das plantas, animais e seres humanos (Eggleston et al., 2006).

O N_2O é altamente estável, com um tempo de residência atmosférica de 114 anos. Ele está presente na atmosfera em concentrações bem menores que o dióxido de carbono e o metano que são também gases de efeito estufa. As emissões desses gases são, geralmente, expressas em termos de equivalente de CO_2 , denominado de PAG (Potencial de Aquecimento Global), calculado para 100 anos de integração dos efeitos. Os valores do PAG para o CO_2 , o CH_4 e o N_2O são 1, 21 e 310, respectivamente. Em consequência do alto potencial de aquecimento global das moléculas de N_2O , pequenas mudanças na sua concentração têm um efeito desproporcionalmente grande no sistema climático (Eggleston et al., 2006).

Avaliações das fontes globais de N_2O , feitas a partir de 1850, demonstraram que as atividades agrícolas são responsáveis por cerca de 70 % do seu aumento na atmosfera (Solomon et al., 2007).

Em uma mesma área com sistemas agrícolas similares, as emissões de N_2O variam no tempo e no espaço. Isso ocorre devido à heterogeneidade dos sistemas de onde o N_2O é emitido e em decorrência das interações entre as variáveis químicas, físicas e biológicas do solo (Clayton et al., 1994). A temperatura, a umidade e a disponibilidade de substrato (NO_3^-) no solo são os maiores determinantes relacionados à emissão do N_2O . Entretanto, sob algumas condições, o poder elucidativo dessas variáveis é ainda pobremente entendido e suas variações, às vezes, podem explicar apenas 50 % das oscilações temporais das emissões de N_2O . Isso indica que outros fatores, como, por exemplo, a dinâmica da comunidade microbiana, podem também estar controlando tal processo (Luo et al., 2013).

Considerável quantidade de NH_3 pode ser perdida do solo após a aplicação de fertilizantes nitrogenados aos sistemas agrícolas. Embora a NH_3 não seja, diretamente, um gás de efeito estufa, suas transformações na biosfera podem contribuir, potencialmente, para o aquecimento global. Em decorrência do seu ciclo curto na atmosfera, a amônia também atua como fonte secundária de N_2O , quando for redepositada na superfície do solo, onde, na presença de água, ela é convertida a NH_4^+ (Luo et al., 2013).

3.1.4 Eficiência no uso do nitrogênio

A grande influência do N no desenvolvimento das culturas torna a sua disponibilidade quase sempre um fator limitante da produção (Bredemeier e Mundstock, 2000). Por apresentar demanda em quantidades que, normalmente, não são supridas pelo solo, o uso de outras fontes de N é imprescindível para atender as exigências nutricionais das culturas (Amado et al., 2000). Assim, a fertilização nitrogenada mineral amplamente utilizada representa um custo significativo na produção, além de poder causar impactos negativos no ambiente (Cui et al., 2014).

Por apresentar uma grande importância e elevada mobilidade no sistema solo-planta-atmosfera, a dinâmica do N vem sendo muito estudada, buscando maximizar a eficiência do seu uso e minimizar suas perdas, além de melhorar a sua absorção e metabolização pelas plantas (Bredemeier e Mundstock, 2000).

A eficiência de uso do N (EUN) pode ser expressa de diferentes formas. Pode significar a porcentagem de N do fertilizante aplicado que é utilizado por uma cultura (Rodrigues e Coutinho, 2000). Pode também ser expressa pela razão entre a produtividade de grãos ou biomassa vegetal por unidade de N aplicado no solo (Moll et al., 1982). Ainda de acordo com Moll et al. (1982) a EUN pode ser representada por duas frações principais, a eficiência na absorção de N (EAN), ou seja, a capacidade da planta em absorver N, e a eficiência na utilização de N (EUtN), determinada como a habilidade da planta em utilizar cada unidade de N absorvida para produção de grãos ou de matéria seca. Contudo, o indicador de EUN mais utilizado é o N aparentemente recuperado (NAR). É determinado pela quantidade de N recuperado em uma cultura fertilizada menos a quantidade recuperada em uma cultura não fertilizada, dividindo pela quantidade de N aplicado como fertilizante (Wild, 1988; Rodrigues e Coutinho, 2000).

A EUN pode variar dentro de uma mesma espécie em função das diferenças genotípicas e da interação genótipo-ambiente. Estas diferenças podem alterar a capacidade de absorção, transporte e utilização dos nutrientes pelas plantas (Steenbjerg e Jakobsen, 1963; Marschner, 1997).

Mesmo sendo um dos nutrientes mais absorvidos pelas plantas, a recuperação de N oriundo dos fertilizantes nitrogenados é relativamente baixa, em diversos casos menor que 50%. E quando as doses são maiores que o recomendado, a recuperação passa a ser menor ainda, gerando importantes implicações do ponto de vista econômico, na conservação da energia e na qualidade do meio ambiente (Rao et al., 1992; Rodrigues e Coutinho, 2000; Cardoso, 2013).

Beche et al. (2014) em estudos de cultivares de trigo lançadas entre 1940 e 2009, submetidas a quatro doses de adubação nitrogenada (0, 60, 120 e 180 kg ha⁻¹) registrou diminuição da EUN conforme aumento das doses de N, em uma amplitude de 10 a 75 gramas de grão por grama de N, provavelmente em razão do aumento gradual da produtividade de grãos com a adubação nitrogenada e da baixa eficiência de uso do nutriente, que foi em torno de 40 a 60%. Portanto, os maiores valores de EUN foram obtidos nas doses de 0 e 60 kg N ha⁻¹, independente da cultivar. Já a EAN aumentou linearmente com o incremento das doses. Logo, as cultivares aumentaram a sua capacidade de absorver e armazenar N proveniente do solo. A EUtN também apresentou redução conforme o aumento da dose de N, sendo que o seu valor máximo foi atingido na dose 0 kg N ha⁻¹ (27 a 42 g g⁻¹) e nas doses de 60, 120 e 180 kg N ha⁻¹ valores menores (16 a 30 g g⁻¹). Contudo, as cultivares modernas foram mais eficientes em utilizar o N do que as pioneiras.

Fernandes (2005), em experimento com seis híbridos de milho, constatou que a EUN de todos os exemplares diminuiu de 186,03, para 65,04 e 31,11 (g planta⁻¹ de grão produzido por g de N aplicado) com o aumento da adubação nitrogenada de 30, 90 e 180 kg N ha⁻¹, respectivamente.

Assim, à medida que ocorre o aumento na aplicação de fertilizantes nitrogenados no solo, há a redução da eficiência na recuperação do nutriente pelas plantas. E o excedente do que foi aproveitado pela cultura pode ter diversos destinos, sendo a perda de N do solo uma das mais importantes. A volatilização, a lixiviação e a desnitrificação tem sido apontadas como as principais causas de perda de N, e justificam a baixa eficiência de recuperação (Rao et al., 1992; Cardoso, 2013).

Uma variedade de fertilizantes genericamente conhecida como de liberação gradual vem sendo desenvolvida de forma a ajustar a disponibilidade de N no solo com as necessidades das culturas e aumentar a EUN, e conseqüentemente reduzir as perdas citadas anteriormente.

3.2 FERTILIZANTES DE LIBERTAÇÃO GRADUAL DE NUTRIENTES

Os fertilizantes de liberação lenta ou controlada são definidos como aqueles que atrasam a disponibilidade dos nutrientes para absorção e utilização pelas plantas, ou que estendem a sua disponibilidade por mais tempo do que os fertilizantes com nutrientes rapidamente disponíveis (Reetz, 2017).

O fertilizantes de liberação gradual podem ser diferenciados, sumariamente, por fertilizantes de liberação lenta ou de liberação controlada. Para diferenciá-los deve ser utilizado o termo fertilizante de liberação controlada quando se conhece a duração da liberação do nutriente, ou seja, a taxa de liberação da quantidade do nutriente pelo tempo é conhecida. Já para os fertilizantes de liberação lenta não são conhecidos esses parâmetros, os quais são influenciados pelo solo e por condições climáticas, liberando assim os nutrientes em ritmo mais lento em comparação aos convencionais (Shaviv, 2005; Villalba et al., 2014).

Os principais objetivos destes fertilizantes são a diminuição das perdas de nutrientes do sistema solo-planta-atmosfera para melhor disponibilizá-los e ajustá-los às necessidades das plantas.

Portanto, eles podem aumentar a eficiência do uso de N pelas plantas e minimizar impactos ambientais causados pela adubação nitrogenada convencional, reduzindo, por exemplo, a lixiviação dos nitratos para as camadas mais profundas do solo, evitando que estes atinjam o lençol freático e contaminem a água e diminuindo a emissão de gases causadores do efeito estufa para a atmosfera, como óxidos de N e amoníaco.

3.2.1 Adubos de liberação lenta

Os fertilizantes de liberação lenta são definidos como aqueles que, após a sua aplicação, são capazes de retardar a disponibilidade do nutriente para as plantas, ou que conseguem estender sua disponibilidade à planta por mais tempo do que os convencionais.

Os fertilizantes de liberação lenta envolvem a liberação de nutrientes a uma taxa mais lenta que a dos fertilizantes usuais. No entanto, o padrão e período de liberação não são bem controlados.

Os fertilizantes de liberação lenta geralmente resultam da condensação da ureia e ureia formaldeído. Uma das formulações mais importantes é decorrente da reação do formaldeído com excesso de ureia, da qual resulta uma mistura de metileno-ureias com polímeros de cadeia longa. As moléculas resultantes tem cadeias de diferentes tamanho, o que faz com que o padrão e a liberação de N não sejam conhecidos nesse tipo de fertilizante. No entanto, a disponibilização dos nutrientes é mais lenta que os fertilizantes usuais, pois esse composto tem uma parte que é solúvel em água e fica rapidamente disponível e outra parte que é liberada de forma gradual por período mais longo, assim a liberação de N vai aumentando com o tempo (Trenkel, 2010; Villalba et al., 2014).

Perante o Comitê Europeu de Normalização, para ser considerado fertilizante de liberação lenta, este deve atender três critérios: no máximo 15% pode ser liberado em 24 horas; não mais que 75% será liberado em 28 dias; e no mínimo 75% terá sido liberado quando atingir o prazo fixado pelo fabricante, sob a temperatura de 25 °C (Trenkel, 2010).

3.2.2 Adubos de liberação controlada

Os fertilizantes de liberação controlada são os fertilizantes usuais, como a ureia, revestidos ou encapsulados com materiais orgânicos ou inorgânicos capazes de controlar a liberação dos nutrientes (Cantarella, 2007). Dessa forma, os nutrientes vão sendo liberados conforme a necessidade da planta e as perdas por volatilização de NH_3 são reduzidas, uma vez que a liberação dos nutrientes ocorre, em geral, quando há precipitações, o que favorece a incorporação do fertilizante (Almeida, 2014).

A liberação controlada ocorre pela hidrólise lenta dos compostos utilizados no revestimento, e depende de vários fatores como os mecanismos que controlam a hidrossolubilidade do material, a qualidade do revestimento, o tipo de material e o método usado para fazer a confecção do material, entre outros. Fatores como a espessura da resina, presença de microfissuras ou poros, tamanho do grânulo influenciam a durabilidade e intensidade da liberação (Oertli, 1980).

O primeiro fertilizante de liberação controlada produzido em escala comercial resultou da granulação da ureia solúvel comumente utilizada envolvida por um revestimento a base de enxofre para controlar a entrada de água e a dissolução do N, denominado Sulfur Coated Urea (SCU). Atualmente os mais populares são os fertilizantes revestidos com membranas impermeáveis ou semipermeáveis de polímeros (poliuretanos, poliésteres, resinas), com poros finos. Ambos revestimentos têm uma decomposição lenta no solo e podem envolver processos microbiológicos, físicos e químicos (Trenkel, 2007).

De forma geral, o maior conhecimento sobre os padrões e liberação do N oferecido pelos fertilizantes de liberação controlada permite redução nas doses aplicadas e maior eficiência do uso do nutriente e assim minimizar os impactos ambientais reduzindo as perdas por lixiviação e volatilização e ainda por cima aumentar a produtividade pois a planta terá o elemento disponível conforme a sua necessidade (Shaviv, 2005; Cantarella et al., 2008).

3.2.3 Fertilizantes estabilizados

Os fertilizantes nitrogenados estabilizados são definidos como aqueles em que é incorporado algum aditivo capaz de inibir a transformação do N em alguma forma não desejável (AAPFCO, 1997). Estes aditivos, também chamados de estabilizantes, são substâncias que aumentam o tempo em que o N permanece em uma determinada forma, seja ela ureia ou NH_4^+ (Trenkel, 2010). A adição desses inibidores tem o intuito de prolongar a permanência do fertilizante nitrogenado na solução do solo, principalmente perto das raízes das plantas, criando melhores condições de absorção pelas culturas e reduzindo as perdas de N do sistema para o meio ambiente (Reetz, 2017).

No mercado atual os inibidores da urease e da nitrificação são as duas classes principais de fertilizantes nitrogenados estabilizados.

Os inibidores da urease são aditivos que inibem a atividade da enzima urease, a qual é responsável por realizar a hidrólise ou quebra da ureia, transformando-a em NH_4^+ ou NH_3 e CO_2 . Assim, o processo de hidrólise pode ser retardado de 3 a 14 dias, reduzindo a perda de NH_3 por volatilização (Cantarella, 2007; Trenkel, 2010). Uma ampla gama de compostos ou misturas, com diferentes características foram testados, e muitos patenteados como inibidores de urease (Villalba et al., 2014). Entretanto, de acordo com Cantarella et al. (2008), NBPT (N-(n-butil)tiofosfórico triamida) é o inibidor da urease que tem apresentado o melhor resultado na redução da volatilização da NH_3 dentre todos os produtos.

Os inibidores de nitrificação também vêm sendo muito estudados, e apresentam diversos compostos registrados (Soares et al., 2012). Entre os principais estão nitrapiridina [2-cloro-6-(triclorometil) piridina], DCD (dicianodiamida) e DMPP (3,4-dimetil pirazol fosfato) (Villalba et al., 2014). Esses inibidores podem ser eficientes

em reduzir a nitrificação, ou seja, atuam sobre a ação das bactérias *Nitrosomonas* na oxidação da NH_3 , bloqueando-as. Com isso, podem melhorar a nutrição das plantas e reduzir as perdas por desnitrificação e lixiviação (Cantarella, 2007). Todavia, estudos têm mostrado que o uso dos inibidores de nitrificação pode aumentar as perdas por volatilização, uma vez que prolongam o tempo do NH_4^+ no solo (Villalba et al., 2014).

A duração do efeito é variável, podendo durar por dias ou semanas, dependendo do clima e de fatores do solo que estão relacionados com o processo de nitrificação, como pH, matéria orgânica, aeração, temperatura e atividade biológica (Barth et al., 2001; Cantarella, 2007).

3.2.4 Outros mecanismos de liberação gradual de nutrientes

Algumas outras tecnologias tem sido desenvolvidas para a utilização como fertilizantes de liberação gradual de nutrientes como o hidrogel, um fertilizante de liberação controlada com capacidade de absorver até mil vezes o seu peso em água e com potencial para levar várias fontes de nutrientes. O produto é aplicado em pó no solo. Em contato com a chuva ou por meio de sistemas de irrigação, o fertilizante absorve grande volume de água e a libera junto com o nutriente de forma controlada. Com uma única aplicação, os nutrientes podem ser liberados ao longo de até oito dias, ajudando no melhor aproveitamento do produto. Com isso é possível reduzir custos, por conta da menor aplicação de fertilizante, e ter menos concentração nas lavouras, diminuindo o risco de contaminação ambiental. A tecnologia apresenta, ainda, custo de produção bem inferior aos hidrogéis convencionais (Embrapa, 2017).

O desenvolvimento da tecnologia surgiu para melhorar as características dos hidrogéis, que já eram utilizados como condicionadores do solo, pela combinação com polissacarídeos, uma vez que esses polímeros naturais melhoram as propriedades hidrofílicas (atração por água) dos hidrogéis e a sua biodegradabilidade. A formulação com polissacarídeos modificados com o argilomineral formou um nanocomposito, que é a estrutura de liberação.

Segundo Mattoso (2018), há formulações de nanocompósitos que podem absorver mais de dois litros de água por grama de material seco, valor bastante superior a hidrogéis comerciais.

Embora o uso do hidrogel no setor agrícola seja considerado promissor, o alto custo de produção e a baixa biodegradabilidade dos produtos convencionais ainda limitam sua aplicação em larga escala. A forma encontrada pelos pesquisadores para reduzir esse custo, e ainda melhorar algumas propriedades de liberação gradual de nutrientes, foi incorporar argilominerais nas cadeias poliméricas do hidrogel.

Outra alternativa é a utilização de rochas como fontes alternativas de nutrientes. Estudos em casa-de-vegetação utilizando brecha vulcânica alcalina, biotita-flogopita xisto e ultramáfica alcalina como fontes de K para a soja e o milho

em sucessão evidenciaram que a aplicação de tais rochas, simplesmente moídas, contribuiu de forma significativa para o fornecimento de potássio às plantas já no primeiro cultivo, permanecendo ainda considerável efeito residual do nutriente para o cultivo subsequente. Além disso, a rocha ultramáfica alcalina forneceu também Ca e Mg e reduziu a acidez do solo (Machado et al., 2005; Resende et al., 2005).

Considerando os efeitos de curto prazo (um ou dois cultivos em condições de casa-de-vegetação), essas rochas têm apresentado em torno de, pelo menos, 50% de eficiência agrônômica em relação à fonte solúvel (KCl). Assim sendo, tais rochas moídas poderiam ser empregadas como fontes de liberação gradual de nutrientes, o que é uma característica desejável quando se considera o efeito fertilizante mais duradouro e o menor risco de perdas, comparativamente aos adubos de alta solubilidade (Rocha, 2008).

Os adubos verdes também podem ser considerados fontes de nutrientes de liberação gradual. Adubos verdes são plantas utilizadas para melhoria das condições físicas, químicas e biológicas do solo. Há espécies, como as leguminosas, que se associam a bactérias fixadoras de N do ar, transferindo-o para as plantas. Estas espécies também estimulam a população de fungos micorrízicos, microrganismos que aumentam a absorção de água e nutrientes pelas raízes. Os benefícios trazidos pela associação entre leguminosas e bactérias fixadoras de N podem ser obtidos através de práticas como a inoculação de sementes no momento do plantio (Embrapa, 2019).

3.3 FERTILIZAÇÃO ORGÂNICA

Podem ser considerados fertilizantes orgânicos resíduos de origem vegetal, animal e misto, que quando aplicados no solo têm potencial para melhorar as suas propriedades químicas, físicas e biológicas, além de ser fonte de nutrientes (Malavolta e Moraes, 2009). Os resíduos orgânicos são de grande importância para a agricultura e para o meio ambiente, visto que além de melhorar a qualidade do solo e fornecer nutrientes essenciais para as culturas, também são utilizados como alternativa para destinação útil dos dejetos de animais e resíduos sólidos urbanos (Paulus et al., 2000; Reetz, 2017).

Segundo Diehl (1989), fertilização orgânica ou fertilizantes orgânicos são produtos de origem animal e/ou vegetal que estão se decompondo no solo para dar origem ao húmus e contribuir, conseqüentemente, para o melhoramento das suas propriedades físicas, químicas e biológicas.

O húmus de origem vegetal e/ou animal possui uma estrutura orgânica complexa, suscetível a entrar em suspensão coloidal e floculado no solo pelos sais de cálcio e de magnésio. Apresenta características coloidais e carga eletronegativa. A estabilidade das substâncias húmicas é normalmente função da sua relação

carbono/nitrogênio, o que o torna benéfico para a absorção de nutrientes e consequentemente satisfatório para as plantas cultivadas (Diehl, 1989).

Os resíduos orgânicos quando presentes no solo sofrem ação de micro e macro organismos que vão disponibilizando os nutrientes para as plantas e estabilizando uma fração na forma de húmus. Também podem ser liberados contaminantes, sobretudo metais pesados e patógenos, desta forma é muito importante que os resíduos sofram um processo de transformação e/ou estabilização antes de serem utilizados (Santos, 1991). Além de serem uma fonte alternativa de nutrientes aos fertilizantes orgânicos podem ter um custo mais baixo, embora as fontes sejam por vezes escassas (Eckhardt, 2015).

3.4 A CULTURA DO MILHO

3.4.1 Origem e evolução

O milho é uma espécie que pertence à família Gramineae/Poaceae, com origem no teosinto, *Zea mays*, subespécie mexicana (*Zea mays* ssp. *mexicana* (Schrader) Iltis.) e que é cultivada em muitas partes do Mundo (Estados Unidos da América, República Popular da China, Índia, Brasil, França, Indonésia, África do Sul, etc.). O gênero *Zea* é composto por um grupo de gramíneas, algumas perenes e outras anuais, nativas do México e da América Central (Doebley, 1990). O gênero inclui tanto a planta cultivada, o milho, como parentes selvagens comumente conhecidos pelo nome de teosintes (Fancelli e Lima, 1982). Matsuoka et al. (2002) em estudos do genoma de 264 plantas individuais, constataram que o milho é oriundo de um único espécime, domesticado no Sul do México, aproximadamente há 9.000 anos.

A sua grande adaptabilidade, representada por variados genótipos, permite o seu cultivo desde o Equador até ao limite das terras temperadas e desde o nível do mar até altitudes superiores a 3600 metros, encontrando-se, assim, em climas tropicais, subtropicais e (APROSOJA, 2016).

O milho é uma das culturas mais antigas do mundo, havendo provas, através de escavações arqueológicas e geológicas, e através de medições por desintegração radioativa, de que é cultivado há pelo menos cinco mil anos. Logo depois do descobrimento da América, o milho foi levado para a Europa, onde era cultivado em jardins, até que seu valor alimentício tornou-se conhecido. Passou, então, a ser plantado em escala comercial e espalhou-se desde a latitude de 58° Norte (União Soviética) até 40° Sul (Argentina) (Buranello, 2009). No Brasil, o cultivo do milho já era realizado pelos índios, uma vez que eles o utilizavam como item principal de sua dieta. Porém, foi com a chegada dos portugueses que o consumo do cereal teve um crescimento significativo no país, passando a incorporar o hábito alimentar de toda população (APROSOJA, 2016).

Este cereal assume grande importância social e econômica, principalmente pela geração de empregos na zona urbana e rural, e por fornecer produtos largamente utilizados na alimentação humana, tanto na forma “in natura”, como processado, e para a alimentação animal, representando o principal insumo para confecção de rações, devido às suas elevadas qualidades nutricionais, contendo quase todos os aminoácidos conhecidos, com exceção de lisina e triptofano. Além disso, o milho e seus derivados constituem-se em matéria-prima para vários segmentos da indústria, como por exemplo, farmacêutica, têxtil, bebidas, cosméticos, papéis, curtumes, colas e etanol (Silva, 2005).

3.4.2 Aspectos botânicos

Dentro da classificação botânica, o milho pertence à ordem Gramineae, família Poaceae, subfamília Panicoideae, tribu Maydeae, gênero *Zea*, espécie *Zea mays* L.

O milho, assim como outras gramíneas (Gramineae, Poaceae) possui uma haste (colmo) cilíndrica com nós compostos. Cada nó abaixo do solo produz raízes e os nós ao nível do solo ou imediatamente acima, podem produzir perfílhos e raízes adventícias (esporões). As folhas e ramificações, que podem permanecer no estado rudimentar ou se desenvolver para formar as “bonecas” (inflorescência feminina) são produzidas a partir dos nós acima do solo. Os colmos não são ocos, mas compactos e terminam com o pendão (inflorescência masculina). O sistema radicular é constituído de raízes primárias e laterais (seminais) e raízes adventícias. O número de folhas pode ser determinado quando as plântulas têm somente alguns dias de idade, seccionando-se acima do primeiro nó, revelando assim as folhas enroladas em volta uma das outras. O embrião tem geralmente de 4-5 folhas diferenciadas (Goodeman e Smith, 1978).

A semente do milho que é classificada botanicamente como cariopse, apresenta três partes: o pericarpo; o endosperma; e o embrião. O pericarpo é uma camada fina e resistente, constituindo a parte mais externa da semente. O endosperma é a parte da semente que está envolvida pelo pericarpo e a que apresenta maior volume, sendo constituída por amido e outros carboidratos. À parte mais externa do endosperma e que está em contato com o pericarpo, denomina-se de camada de aleurona, a qual é rica em proteínas e enzimas e cujo papel no processo de germinação, é determinante. O embrião, que se encontra ao lado do endosperma, possui primórdios de todos os órgãos da planta desenvolvida, ou seja, não é mais do que a própria planta em miniatura (Pena, 2015; Silva et al., 2017)

Quando as condições de temperatura e humidade são favoráveis, a semente do milho germina em 5 ou 6 dias. Para a germinação das sementes, a temperatura do solo deve ser superior a 10 °C, sendo a temperatura ótima de 15 °C. Na fase de desenvolvimento vegetativo e floração as temperaturas ótimas variam de 24 a 30 °C, sendo as superiores a 40 °C, prejudiciais à cultura (Barros e Calado, 2014).

O milho tem raiz fasciculada com grande desenvolvimento. A parte do embrião que corresponde à radícula vai dar origem à raiz primária que se aprofunda no solo em sentido vertical. A seguir surgem as raízes secundárias, as quais apresentam uma grande capacidade de ramificação e a raiz primária desintegra-se. Posteriormente, surgem as raízes adventícias que partem dos primeiros nós do colmo e quando atingem o solo ramificam-se intensamente, sendo este aspeto muito importante na sustentação física da planta (Barros e Calado, 2014).

O caule do milho é um colmo ereto, geralmente não ramificado e apresentando nós e entrenós que se denominam de meritalos, os quais são esponjosos e relativamente ricos em açúcar. O caule, além de ter a função de suportar as folhas e partes florais, é também um órgão de reserva, armazenando sacarose (Silva et al., 2017).

As plantas do milho são consideradas de folha estreita, com o seu comprimento a ser muito superior à largura. As folhas estão dispostas alternadamente e inseridas nos nós. As folhas são constituídas de uma bainha invaginante, pilosa de cor verde clara e limbo-verde escuro, estreito e de forma lanceolada, possuindo bordos serrilhados com uma nervura central vigorosa (Barros e Calado, 2014).

O milho é uma planta monóica, ou seja, possui os órgãos masculinos e femininos na mesma planta em inflorescências diferentes, estando os masculinos agrupados na panícula situada no topo do colmo que contém unicamente os estames envolvidos nas glumas e os femininos em espigas axilares. Os órgãos masculinos aparecem antes dos femininos e por isso, é uma espécie protândrica (Pena, 2005)

A panícula, que contém as flores masculinas, pode atingir 50 a 60 cm de comprimento e pode ter coloração variável, sendo frequentemente esverdeada ou vermelho escuro. Cada flor é constituída de 3 estames e a produção de pólen pode durar cerca de 8 dias. Cada panícula pode produzir cerca de 50 milhões de grãos de pólen (Barros e Calado, 2014).

A inflorescência feminina, designada de espiga ou maçaroca é constituída por um eixo, ao longo do qual se dispõe os alvéolos e onde se desenvolvem as espiguetas aos pares, sendo cada espiguetta formada por duas flores, uma fértil e outra estéril. Cada flor tem um ovário com um único óvulo e a partir do ovário desenvolve-se o estilo-estigma (Barros e Calado, 2014).

A floração ocorre normalmente entre os 50 e os 100 dias após a sementeira e é afetada principalmente pela temperatura. Segundo Bellido (1991), temperaturas máximas superiores a 35 °C durante a fecundação causam danos na produção, devido a uma diminuição do número de grãos.

3.4.3 Importância econômica

A importância econômica do milho é caracterizada pelas diversas formas de sua utilização, que vai desde a alimentação animal até a indústria de alta tecnologia.

Na realidade, o uso do milho em grão como alimentação animal representa a maior parte do consumo desse cereal, isto é, cerca de 70% no mundo (Duarte et al., 2017).

O milho é o cereal mais produzido no mundo. Os três maiores produtores da cultura são, respectivamente, os Estados Unidos da América (EUA), a China e o Brasil (Conab, 2019).

De acordo com o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, a estimativa da produção global para a safra 2019/2020 é de 1,11 bilhão de toneladas, frente aos 1,12 bilhão do ciclo 2018/2019. Já o consumo global do milho foi projetado em 1,13 bilhão de toneladas, em linha com o volume da safra passada. Os estoques mundiais foram revisados para cima, com incremento dos estoques chineses, e foram projetados em 300,6 milhões de toneladas para a temporada 19/20. As exportações mundiais da cultura, devem passar de 180,4 milhões de toneladas para 166,6 milhões de toneladas na safra 19/20 (USDA, 2019).

No Brasil, com relação ao milho, a safra total chega a quase 100 milhões de toneladas. Houve aumento na segunda safra, com crescimento de 36,9% e produção recorde de 73,8 milhões de toneladas e queda na primeira safra com 26,2 milhões de toneladas. Além disso, as exportações na safra 2018/2019 foram recordes, registrando quase 35 milhões de toneladas (Conab, 2019). A área cultivada na safra 18/19 foi de aproximadamente 5,5 milhões de hectares na safra de verão e de cerca de 12 milhões de hectares na safra de inverno, totalizando 17,49 milhões de hectares.

Em Portugal cultiva-se de norte a sul do país. O milho é utilizado para produção de grão e forragem (sobretudo silagem). Apesar de o milho ser o cereal mais produzido em Portugal, Barros e Calado (2014) referem que a produção nacional portuguesa representa apenas 32% das necessidades do país em grão, o que faz com que a importação seja necessária.

Em Portugal na safra 2018/2019 houve redução na área cultivada de milho de -3,7% frente à safra anterior, sendo cultivados 83,4 mil hectares. Já a produção estabelecida foi de 714 mil toneladas, 8,3% inferior à média da última temporada (INE, 2019). Esta tendência de diminuição da produção e da área cultivada de milho se deve principalmente aos baixos preços do milho nos mercados mundiais, remetendo esta cultura para níveis muito próxima do limiar de rentabilidade e pela reduzida disponibilidade hídrica e também de má condição climática na época de plantio na última safra.

Como a produção portuguesa é insuficiente para abastecer o mercado interno, o país é dependente de importações para suprir a demanda. No ano de 2018, foram importados 2,132 milhões de toneladas (Faostat, 2019). Na figura 1 apresentam-se as produtividades de alguns dos principais produtores mundiais.

3.4.4 O milho como planta forrageira

O milho destina-se principalmente a suprir as carências nutricionais humana e animal. Nos últimos anos, a produção deste cereal para silagem mais que dobrou, acompanhando o crescimento do rebanho bovino leiteiro em diversas regiões brasileiras, inclusive o Nordeste (Conab, 2016).

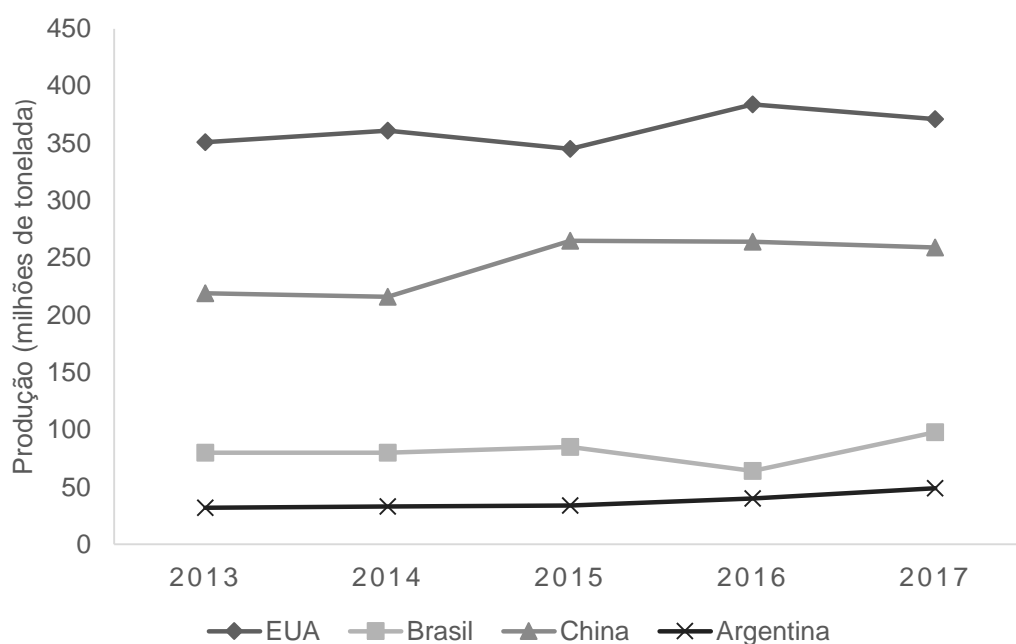


Figura 1 – Produção de milho nos 4 maiores produtores mundiais (Adaptado de Faostat, 2019).

A ensilagem é o armazenamento de plantas forrageiras, geralmente gramíneas, submetidas a um processo fermentativo, cujo resultado depende de propriedades intrínsecas ao próprio alimento e das condições ambientais proporcionadas no interior do silo. O milho e o sorgo são as plantas mais adaptadas para serem ensiladas, devido a sua facilidade de cultivo, altos rendimentos e especialmente pela qualidade da silagem produzida. No entanto, o milho se destaca devido a sua alta produção por área, seu elevado valor energético e seus teores adequados de matéria seca e carboidratos solúveis, aliados a um baixo poder tampão (Pinto et al., 2010).

Dentre os fatores que influenciam a qualidade final da silagem de milho estão a colheita eficiente da forragem, com tamanho médio ideal de partícula entre 1 a 2 cm, boa compactação/densidade, vedação eficiente do silo, fatores estes que promovem o abaixamento rápido do pH da massa ensilada, com consequente redução da respiração celular e abaixamento da temperatura da massa. E dentre estes vários princípios, o teor de matéria seca ideal no momento da colheita faz toda a diferença na qualidade da silagem (Paziani, 2015).

O ponto ideal de colheita da cultura de milho para a ensilagem é quando o teor de matéria seca da planta está entre 30 e 35% (Nussio et al., 2001). Quando não são seguidos os limites ótimos de colheitas geralmente ocorrem prejuízos no processo de ensilagem, tanto se for colhido antecipadamente como se o for tardiamente (Campos, 2013).

Portanto, o teor de matéria seca é o ponto chave no processo de colheita e ensilagem da planta de milho o início estágio fenológico de grão leitoso pode ser utilizada como indicativo inicial. Contudo, a determinação do teor de umidade em estufa ou através da metodologia do forno de micro-ondas é a mais confiável (Valentini et al., 1998).

Outra questão importante é usar cultivares da qual já se tenha conhecimento prévio de seu potencial produtivo, assim como conhecer as ações climáticas regionais, pragas e doenças.

3.5 FERTILIZAÇÃO NITROGENADA DO MILHO

O N é o nutriente requerido em maior quantidade pelas gramíneas e, por isso, em muitas situações, é suprido insuficientemente. Na cultura do milho o N é o nutriente exigido em maior quantidade por ser um componente essencial para a síntese de proteínas, ácidos nucleicos, coenzimas, fitohormônios, clorofila e inúmeros metabólitos secundários, além de ser o nutriente que mais limita a produtividade (Bloom, 2015).

Em anos nos quais as condições climáticas são favoráveis à cultura do milho, a quantidade de N requerida para otimizar a produtividade de grãos pode alcançar valores superiores a 150 kg ha⁻¹. Quantidade tão elevada dificilmente será suprida somente pelo solo, havendo necessidade de usar outras fontes suplementares deste nutriente (Amado et al., 2002).

A cultura de milho em geral tem por recomendação para a adubação nitrogenada em cobertura valores entre 40 e 80 kg de N ha⁻¹, sendo que para cultivos de milho onde há o emprego de alta tecnologia, com o objetivo de alcançar uma produtividade mais elevada, as doses de N a serem aplicadas podem variar de 100 a 200 kg ha⁻¹. Contudo, a aplicação de quantidades elevadas de N durante o ciclo da cultura está sujeito a maiores perdas, uma vez que a planta tem capacidade de absorvê-lo apenas até certa quantidade. A parte que não é absorvida será perdida por meio de processos que ocorrem no ambiente, designadamente lixiviação, desnitrificação de nitratos e volatilização de amônio (Martin et al., 2014).

O fertilizante nitrogenado mais utilizado no mundo é a ureia (IFA, 2017). Esse fertilizante destaca-se devido a sua elevada concentração em N, menor custo e facilidade de produção, além de possuir alta solubilidade, facilidade de mistura com outras fontes de nutrientes e disponibilidade imediata de N às plantas (Lara Cabezas,

1997). Porém, a ureia apresenta desvantagens relacionadas com as possibilidades de perdas de N por volatilização de NH_3 (Otto et al, 2017).

Assim como as fontes dos fertilizantes nitrogenados a serem utilizadas, a forma e o modo de aplicação do N também podem influenciar na eficiência de uso do nutriente (Amado et al., 2013). A prática de aplicação a lanço sobre a superfície é amplamente utilizada, devido a facilidade na aplicação e maior rendimento operacional (Kanek, 2015). Porém, esse modo de aplicação pode resultar em grandes perdas de N por meio da imobilização a curto prazo do nutriente (Kong, 2014).

Silva et al. (2005a), nas condições de cerrado, utilizando o Sistema de Plantio Direto (SPD), reportaram que a máxima produtividade de milho foi alcançada com a dose de 166 kg ha^{-1} de N. De acordo com Silva et al. (2005b), o melhor resultado quando da aplicação de N em milho sob SPD foi com a incorporação do fertilizante no plantio e uma cobertura aos 15 dias após a emergência. Em outro experimento, a máxima eficiência técnica foi alcançada com doses entre 144 e 174 kg ha^{-1} de N (Silva et al., 2006).

Independentemente da fonte de fertilizante nitrogenado utilizado ou do modo de aplicação do N no solo (incorporado e/ou cobertura) é desejável que a ureia seja hidrolisada e o N do fertilizante possa ser absorvido o mais rápido possível pelas plantas (Ferrara et al., 2014).

3.6 USO DE FERTILIZANTES DE LIBERTAÇÃO GRADUAL NA CULTURA DO MILHO

Diversos estudos realizados em diferentes partes do mundo mostram que, geralmente, há efeitos positivos na adoção dos fertilizantes nitrogenados de liberação gradual no rendimento da cultura e na qualidade ambiental (Halvorson e Bartolo, 2014).

Trabalhos recentes, realizados em diversas regiões do planeta estão buscando estudar alternativas para a fertilização nitrogenada, como por exemplo os estudos de Guo et al. (2017) e Zheng et al. (2017) que descreveram tecnologias atuais para fertilizantes nitrogenados com foco em melhorar o rendimento da cultura do milho em comparação a ureia na China. Além disso Payne et al. (2015) apresentou melhoria na eficiência de uso do N nos Estados Unidos da América, assim como González-Villalba (2018) em experimento no Brasil.

Walters e Malzer (1990), em ensaios na cultura do milho no estado de Minnesota utilizando a nitropiridina como inibidor da nitrificação, verificaram haver interação entre o clima, quantidade de N aplicado (90 e 180 kg ha^{-1} , na forma de ureia), localização do fertilizante e inibidor da nitrificação. Não obstante, concluem ainda que, numa estação de crescimento favorável e elevado potencial para lixiviação, os

aumentos de produção pela aplicação do inibidor da nitrificação verificam-se, nas doses mais baixas de N e que a utilização do inibidor resulta em ganhos de produção, apenas, se a quantidade de N aplicado for inferior às quantidades normalmente recomendadas para a região (200 kg ha⁻¹).

Civardi et al. (2011), utilizando fertilizantes nitrogenados convencionais e com e sem revestimento com polímeros, relataram que a forma de aplicação, a dose e a fonte da ureia utilizada em cobertura no milho tiveram efeito significativo sobre o rendimento de grãos, onde a maior produtividade foi obtida com a ureia incorporada, juntamente de uma segunda aplicação de ureia polimerizada, em superfície, na dose de 49,44 kg ha⁻¹

Segundo Moschini (2019) utilizando fertilizantes utilizando *blend* de ureia convencional tratada com um inibidor de urease N-(n-butil) tiofosórico triamida, conhecida também com NBPT, e ureia revestida com enxofre elementar e polímeros em um sistema de sucessão cana-açúcar/milho, observou que a aplicação do *blend* ureia + ureia revestida por polímeros, na dose de 300 kg ha⁻¹ proporcionou os maiores valores de produtividade de grãos e receita bruta. Entretanto, este tratamento foi também o mais oneroso quanto ao custo operacional total.

Diante disso, embora o uso de fertilizantes de eficiência aumentada pareçam ser eficientes em aumentar a produtividade de grãos de milho, nem sempre este acréscimo é suficiente para cobrir os custos e proporcionar rentabilidade ao produtor (Souza et al., 2015).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL

O experimento foi iniciado no dia 22 de maio de 2019 na Quinta do Poulão, na localidade de Bragança, NE Portugal (41°46'49" N; 6°47'54" W), com altitude de 708 m. O desenvolvimento do experimento decorreu até o dia 09 de setembro de 2019.



Figura 2 – Local de realização do ensaio (Google, 2019)

4.1.1 Clima

Segundo a classificação de Köppen, Bragança está localizada numa região de clima Csb (temperado com verão seco e suave) (IPMA, 2019). Os registos de precipitação e temperatura médias mensais são apresentados na figura 3.

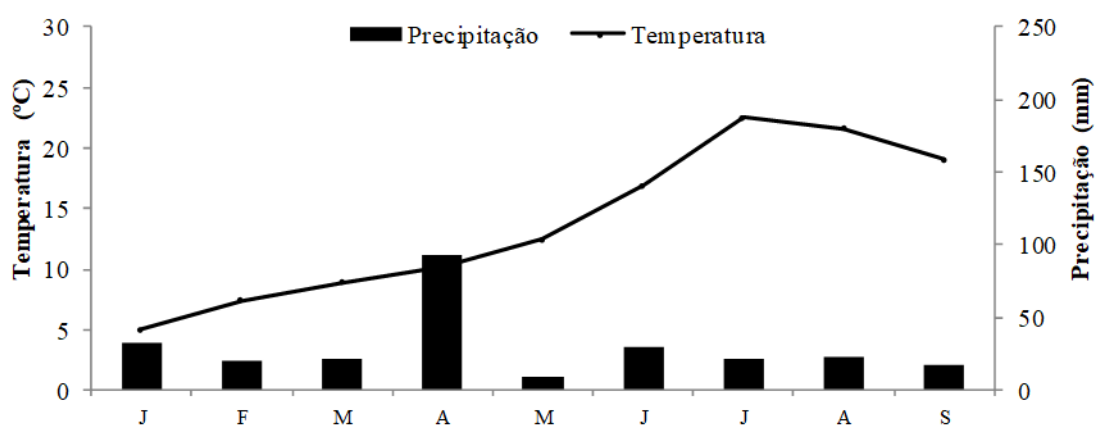


Figura 3 – Precipitação e temperatura média registrada na estação meteorológica da Quinta de Santa Apolónia, durante o período do ensaio.

4.1.2 Solo

O solo na Quinta do Poulão é classificado como Fluvissoilo êutrico (IUSS Working Group WRB, 2014), de textura franca, sendo composto por 54% de areia, 25% de silte e 21% de argila.

4.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Os ensaios foram conduzidos com delineamento experimental completamente casualizado com três repetições. Os tratamentos fertilizantes utilizados foram: fertilizante mineral (nitrato de amônio, 27% N) em quatro doses (0, 50, 100 e 200 kg N ha⁻¹); fertilizante composto NPK de liberação controlada (nas doses de 100 e 200 kg N ha⁻¹); fertilizante estabilizado com um inibidor da nitrificação, nas duas doses de N anteriormente referidas; corretivo orgânico (estrupe de vaca) em uma dose correspondente à aplicação de 100 kg N ha⁻¹; e uma modalidade testemunha sem fertilização.

4.3 INSTALAÇÃO E MANUTENÇÃO DO ENSAIO

Este experimento corresponde ao segundo ano de ensaio, tendo o primeiro decorrido na estação de crescimento do ano anterior. O preparo do solo consistiu de uma aragem e uma gradagem. A pesagem dos fertilizantes decorreu no laboratório de solos e a aplicação dos mesmos realizou-se a lanço, tendo sido posteriormente incorporados com um escarificador.

A cultivar utilizada foi o híbrido Monero, FAO 500. É um híbrido de grande porte, com elevado potencial de produção de grão e silagem, com espigas compridas e de grande diâmetro. Apresenta excelentes parâmetros de sanidade e foi escolhido pela adaptabilidade à duração da estação de crescimento para produção de forragem. Foi semeado na densidade de 80.000 planta por hectare (compasso 0,7 x 0,18 m).

O ensaio foi submetido a irrigação, com o auxílio de um pivô central, devido as condições climáticas durante o período de realização do experimento, onde houve grandes intervalos de dias com precipitação nula. Nestes períodos foram adotadas regas de 40 mm durante os meses de junho, julho e agosto. As regas foram distribuídas em 10 eventos durante o desenvolvimento da cultura, totalizando 400 mm de água suplementada.

4.4 TRATAMENTOS FERTILIZANTES

Na tabela 1, encontra-se descrito os tratamentos e as doses juntamente com a quantidade de fertilizante aplicada na base e em cobertura no experimento.

Tabela 1 – Descrição dos tratamentos realizados no ensaio

Fertilizante	Doses de N, (fundo + cobertura) (kg/ha)	Tratamento
Testemunha	-	Test
Nitrato de amônio	25 + 25	N50
Nitrato de amônio	50 + 50	N100
Nitrato de amônio	100 + 100	N200
Fertilizante de liberação lenta composto 12-10-18	100 + 0	LC100
Fertilizante de liberação lenta composto 12-10-18	200 + 0	LC200
Fertilizante estabilizado	100 + 0	FE100
Fertilizante estabilizado	200 + 0	FE200
Corretivo orgânico	100 + 100	Org100

Em seguida fornece-se informação suplementar sobre cada um dos fertilizantes.

Corretivo orgânico - O corretivo orgânico utilizado no experimento foi um estrume de vaca proveniente da própria exploração, resultando da cama dos animais, em que inclui as fezes e urinas misturadas com camas de palha de cereais e restos de feno. O material foi posteriormente compostado ao ar livre com reviramento periódico. A sua composição é apresentada na tabela 2.

Tabela 2 – Composição química do corretivo orgânico

Macronutrientes		Micronutrientes	
Nitrogênio (g kg ⁻¹)	25,0	Ferro (mg kg ⁻¹)	9398,0
Fósforo (g kg ⁻¹)	7,2	Zinco (mg kg ⁻¹)	162,4
Potássio (g kg ⁻¹)	25,5	Manganês (mg kg ⁻¹)	423,3
Cálcio (g kg ⁻¹)	10,3	Cobre (mg kg ⁻¹)	45,0
Magnésio (g kg ⁻¹)	1,7	Boro (mg kg ⁻¹)	50,6
Razão C/N	12,7		

Nitrato de amônio 27% N - É um fertilizante nitrogenado, composto por nitrato de amônio (50% de N nítrico e 50% de N amoniacal), diluído com calcário (4% MgO). É um fertilizante granulado que garante um fornecimento de N imediato às culturas devido à sua elevada solubilidade em água. A combinação de N amoniacal e de N nítrico faz deste produto um fertilizante de utilização universal.

Fertilizante de liberação controlada (composto 12-10-18) - Apresenta grânulos revestidos com uma cápsula de polímero orgânico, extremamente segura e resistente e que combina distintas espessuras no revestimento para que estes sejam

disponibilizados à planta de forma escalonada ao longo do tempo (3 a 4 meses). O N irá sendo disponibilizado de uma forma contínua ao longo do tempo.

Fertilizante estabilizado por um inibidor da nitrificação - É um fertilizante nitrogenado granulado composto por 26% de N (7,8% N nítrico + 18,5% de N amoniacal). O fertilizante incorpora como inibidor da nitrificação a molécula 3,4-dimetilpirazol fosfato (DMPP). Os fertilizantes com inibidor de nitrificação retardam a conversão de amônia em nitratos.

Testemunha - A testemunha consistiu em um tratamento sem adição de nenhum produto fertilizante, mantendo as características originais do solo para futura comparação com os outros tratamentos utilizados e para calcular índices de eficiência de uso do N.

4.5 DETERMINAÇÕES DE CAMPO

4.5.1 Concentração de clorofila através do SPAD

A intensidade da cor verde das folhas de milho foi determinada com o objetivo de avaliar o seu estado nutricional em N, usando um aparelho portátil SPAD (Soil Plant Analysis Development). O medidor portátil SPAD-502 estima o teor de clorofila nos tecidos foliares medindo a transmitância de luz através da folha nos comprimentos de onda de 650 nm (luz vermelha, absorvida pela clorofila) e 940 nm (luz infravermelha, sem absorção de clorofila). O medidor fornece um valor adimensional proporcional ao teor de clorofila da folha (Minolta Camera Co. Ltd., 2009).

A medição em campo foi realizada no dia 22 de julho de 2019, quando a cultura estava no estágio fenológico 'primeiro nó detectável', utilizando as folhas da parte média das plantas. Efetuaram-se 10 leituras em cada uma das três repetições.

4.5.2 Índice de vegetação pelo NDVI

O NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) é um índice da condição da vegetação no campo determinado através de sensoriamento remoto. É um indicativo do estado da planta porque leva em consideração a energia absorvida com a refletida na região que mostra a condição das estruturas celulares.

O índice de vegetação utilizado no trabalho foi o NDVI que é definido pela equação $NDVI = \frac{(Infravermelho\ Pr\u00f3ximo - Vermelho)}{(Infravermelho\ Pr\u00f3ximo + Vermelho)}$. Essa equação gera um índice que varia de -1 a 1. Valores > 0 são vegetação e valores < 0 são outros objetos.

O aparelho de NDVI foi utilizado em campo no dia 22 de julho de 2019, quando a cultura estava no estágio fenológico V7, e foram utilizadas as folhas superiores das plantas, tomando por referência a folha mais jovem com o limbo completamente

expandida (colar visível). As leituras foram feitas pressionando um gatilho, que ativa os lasers de segmentação, fazendo a mensuração e calculando os valores. As leituras foram tiradas à distância de cerca de 80 cm, apontando ao coberto em diferentes pontos, com cerca de 10 leituras por repetição.

4.5.3 Amostragem de solo

Foram coletadas amostras de solo no ensaio com profundidade de 0 a 20 cm no dia 4 de julho de 2019 quando as plantas estavam em estágio V4 antes da aplicação em pré-cobertura. Posteriormente as amostras foram levadas ao laboratório de solos e mantidas em um congelador até as análises se realizarem. As amostras foram crivadas em peneira com malha de 2 mm e parte delas foram secas em estufa com circulação forçada a 40 °C. Após isto foram sujeitas a diversas determinações analíticas.

4.5.4 Amostragem de plantas

Coletaram-se folhas jovens com o limbo completamente expandido, quando a cultura estava no estágio fenológico V7. Após a colheita das folhas, as mesmas foram levadas ao laboratório, onde foram secas em estufa de ventilação forçada a 65 °C. Após secas, foram moídas em moinho com malha de 1 mm. Posteriormente procedeu-se a determinação da composição elementar dos tecidos.

4.5.5 Produtividade

Para avaliar a produtividade da cultura do milho no experimento foi coletada uma quantidade de planta que representasse 1 m linear (0,7 m²), feita a pesagem das amostras em fresco e retirada uma sub amostra para secar em estufa a 65 °C e com o valor obtido foi realizada uma estimativa de produção de matéria seca por hectare.

4.6 ANÁLISES LABORATORIAIS

Amostras iniciais de todos os solos usadas nas experiências de campo, coletadas na profundidade 0-20 cm foram levadas ao laboratório, crivadas em malha de 2 mm, sendo parte destas secas em estufa a 40 °C e parte mantidas em frigorífico para posterior análise.

Amostras de tecidos vegetais diversas, designadamente folhas, caules e planta inteira, foram recebidas em laboratório, secas em estufa com ventilação forçada, regulada a 65 °C, moídas em um moinho Cyclotec com uma malha de 1 mm e analisadas para determinação da composição elementar.

4.6.1 Análises nos solos

4.6.1.1 Textura

Após agitação de uma porção de solo (fração inferior a 2 mm) com um agente dispersante, a areia grossa foi separada de limo e argila. Limo e argila foram determinados pelo método da pipeta. A suspensão foi colocada numa proveta de 1000 mL. As partículas sedimentaram ao longo do tempo de acordo com o seu tamanho e posicionam-se em diferentes profundidades da proveta. A pipeta serve para recolher uma amostra de solo e argila nos primeiros centímetros a contar da superfície e depois para recolher limo + argila. As suspensões foram depois secas a 105 °C e avaliada a percentagem de cada fração na amostra de solo (Reeuwijk, 2002). A areia fina foi determinada por diferença entre 100 e o somatório das percentagens de areia grossa, argila e limo.

4.6.1.2 pH em água

Preparou-se uma suspensão com proporção de 10 g de solo para 25 mL de água. A suspensão foi agitada ocasionalmente durante o período de 2 horas. Para leitura das amostras foi utilizado um potenciômetro Mettler Toledo.

4.6.1.3 pH em KCl

Preparou-se uma amostra com proporção de 10 g solo para 25 mL de solução de KCl 1M. A suspensão foi agitada ocasionalmente durante o período de 2 horas e a leitura do valor de pH foi efetuada em um potenciômetro Mettler Toledo.

4.6.1.4 Matéria orgânica

Para a avaliação do teor de matéria orgânica do solo foi seguido o procedimento de Walkley-Black. Este método consiste numa digestão úmida de uma amostra de solo com uma mistura de dicromato de potássio e ácido sulfúrico durante 30 minutos. O dicromato residual é titulado com sulfato de ferro amoniacal 0,5 M. Com este procedimento avalia-se o teor de carbono orgânico facilmente oxidável e o teor de matéria orgânica é estimado multiplicando a percentagem de carbono pelo fator 1,724, associado à suposição de que a matéria orgânica do solo contém cerca de 58% de carbono (Reeuwijk, 2002).

4.6.1.5 Nitrogênio facilmente mineralizável

Como indicador de N facilmente mineralizável foi efetuada a extração de N mineral com uma solução de KCl a quente e a frio. A uma amostra de 10 g de solo foram adicionados 40 mL de KCl 2M. Os recipientes com a mistura solo/KCl foram colocados numa estufa a 100 °C durante 4 horas. Após arrefecer filtrou-se a suspensão com papel Watman 42, na qual se determinou a concentração dos íons NH_4^+ . Em paralelo procedeu-se da mesma forma sem introduzir as amostras em estufa e após filtração procedeu-se à determinação da concentração de íons NH_4^+ no extrato frio. O potencial de NH_4^+ liberado por mineralização, ou a quantidade de N

amoniaco hidrolisável, encontrou-se pela diferença entre NH_4^+ extraído a quente e o extraído a frio (Rodrigues, 2000). A concentração de íons N-NH_4^+ determinou-se pelo método do fenato que tem como princípio a formação de um composto de cor azul, indofenol, pela reação da amônia, hipoclorito e fenol, catalisado pelo nitroprussido de sódio (Clescerl et al., 1998).

4.6.1.6 Capacidade de troca catiônica

Consiste na determinação do somatório dos cátions designados de bases de troca (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+) e da acidez de troca (Al^{3+} e H^+). Para a determinação das bases de troca, uma amostra de 2,5 g de solo foi percolada com 50 mL de uma solução de acetato de amônio tamponizada a pH 7 e os cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ determinados no extrato filtrado por espectrofotometria de absorção atômica (Jones, 2001) num equipamento PYE Unicam PU 9100X. Para a determinação da acidez de troca uma amostra de 10 g de solo foi colocada em contato com uma solução de KCl 1 M (100 mL) e agitada durante 30 minutos. Depois de filtrada a suspensão, fez-se uma titulação com NaOH 0,1M, usando a fenofaleína como indicador (Sims, 1996).

4.6.1.7 Quantificação de fósforo e potássio

O fósforo foi determinado pelo método Egner-Riehm, que consiste na adição de uma solução de lactato de amônio e ácido acético, tamponizada a pH 3,5, a uma porção de solo na proporção solo:solução de 1:20, agitando-se durante duas horas (Map, 1977). Após filtração o fósforo foi determinado por espectrofotometria no comprimento de onda 882 nm num equipamento da marca Genesys, após desenvolvimento de cor pelo método do ácido ascórbico. Já o potássio foi quantificado por fotometria de chama (Map, 1977) num fotômetro de chama Jenway.

4.6.1.8 Determinação de nitrato

Foi pesada uma amostra de 10 g à qual se adicionou 40 mL de KCl 2 M sendo a mistura agitada durante 30 minutos para extração do íon nitrato. Ao fim do tempo de agitação, a suspensão foi filtrada com papel Watman 42 e a concentração em nitratos foi efetuada por espectrofotometria UV/VIS nos comprimentos de onda 220 e 275 nm. A leitura neste último comprimento de onda tem como objetivo eliminar as interferências de compostos orgânicos dissolvidos no extrato (Clescerl et al., 1998).

4.6.1.9 Quantificação de boro

A extração do B no solo foi feita pelo método de água quente, com determinação por colorimetria. A extração é feita por meio de bolsas seladas com 10 g de solo e solução de CaCl_2 0,01 M. Posteriormente os extratos são filtrados e misturados com uma solução de azometina-H como agente de desenvolvimento de cor. A concentração avaliada em espectrofotômetro a 420 nm (Keren, 1996).

4.6.1.10 Teste aos nitratos no solos antes da cobertura (Pre-sidedress Soil Nitrate Test)

O teste de nitratos no solo em pré-cobertura (PSNT) é um teste amplamente utilizado para aperfeiçoar o uso de fertilizantes nitrogenados para grão e silagem de milho. É um teste de solo que mede a quantidade de N na forma de nitrato disponível no solo no momento em que a cultura mais o necessita.

Para execução do teste foram retiradas amostras de solo na época já citada, na profundidade de 0-20 cm e posteriormente levadas ao laboratório. Depois de crivadas, foi pesada uma amostra de 10 g à qual se adicionou 40 mL de KCl 2 M e a mistura foi agitada durante 30 minutos para extração do íon nitrato. Ao fim do tempo de agitação, a suspensão foi filtrada com papel Watman 42 e a concentração em nitratos foi efetuada por espectrofotometria UV/VIS nos comprimentos de onda 220 e 275 nm. A leitura neste último comprimento de onda tem como objetivo eliminar as interferências de compostos orgânicos dissolvidos no extrato (Clescerl et al., 1998).

4.6.2 Análises de tecidos vegetais

4.6.2.1 Quantificação de nitrogênio

A quantificação do N nos tecidos vegetais foi feita pelo procedimento Kjeldahl. Esta operação envolve dois passos. Foi pesado 1 g de planta para um tubo kjeldahl, adicionadas 2 pastilhas de catalisador (selênio) e 15,0 ml de ácido sulfúrico concentrado. O tubo com a mistura foi colocado numa placa de digestão de alumínio para conversão do N orgânico em N amoniacal e determinação do N amoniacal no digerido. O N amoniacal é determinado pela coleta de NH_3^+ libertado por destilação do digerido com uma base (NaOH) e análise do destilado por titulação com HCl 0,5 M (Bremner, 1996).

4.6.2.2 Quantificação de boro

Pesou-se 1,0 g das amostras de folhas e plantas, que foram transferidas para cadinhos de porcelana onde se adicionou 0,10 g de óxido de cálcio que foi misturado de forma a obter uma amostra homogênea. A amostra sofreu incineração a 500 °C e as cinzas foram diluídas com 10 mL de ácido sulfúrico. O desenvolvimento de cor foi feito pelo método da azometina-H e a concentração determinada num espectrofotômetro a 420 nm (Jones, 2001).

4.6.2.3 Quantificação dos outros nutrientes

Na determinação de P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn nos tecidos foi digerida uma amostra de 0,25 g de matéria seca com 10 mL de ácido nítrico em um digestor por micro-ondas MARS, CEM corporation. A determinação de P na solução obtida foi efetuada por espectrofotometria a 882 nm. Os restantes nutrientes foram quantificados por espectrofotometria de absorção atômica.

4.6.2.4 Teor de nitratos nos caules (Stalk Nitrate Test)

O Stalk Nitrate Test é um teste de final de ciclo para avaliar a concentração de N no caule, pois plantas de milho com deficiência em N geralmente remobilizam o N armazenado das porções inferiores do caule e das folhas para o grão em desenvolvimento, resultando em menores concentrações de N no caule no final da estação. Já plantas que absorvem quantidades excessivas de N no solo armazenam quantidades elevadas nas seções mais baixas do caule, até o final da estação de crescimento, resultando assim em maiores concentrações de N no caule (Blackmer e Mallarino, 1996).

Em laboratório foi pesado 1 g de material do caule moído e adicionados 50 mL de água destilada. Agitou-se a suspensão durante 30 minutos e ao fim deste tempo foi filtrada. A concentração em nitratos foi determinada num espectrofotômetro na gama ultravioleta.

4.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados foram tabulados e submetidos à análise de homogeneidade de variância (teste de Bartlett) e de normalidade (teste de Lilliefors). Atendidos estes pressupostos, os dados foram submetidos à análise de variância (Anova) pelo teste F 5% ($p < 0,05$). Quando ocorreram diferenças significativas ($\alpha < 0,05$), as médias foram separadas pelo teste de comparação múltipla de médias Tukey HSD ($\alpha = 0,05$). Os gráficos foram elaborados no programa Excel.

5. RESULTADOS

Neste capítulo serão expostos os resultados dos parâmetros avaliados em campo e obtidos a partir das análises das amostras de solo e plantas dos experimentos em campo.

5.1 INDICADORES DE ESTADO NUTRICIONAL DAS PLANTAS E PRODUÇÃO DE BIOMASSA

A tabela 3 apresenta os resultados obtidos das medições de NDVI na cultura da milho, em função das diferentes doses de N e tipos de fertilizantes, assim como os valores obtidos de leituras nas folhas da milho com o aparelho SPAD 502, que avalia a intensidade da cor verde das plantas e com isso fornece uma estimativa do teor de clorofila.

Para o NDVI os maiores valores médios foram obtidos nos tratamentos FE200 e N100, que foram de 0,82 e 0,81, respectivamente, apesar de não terem diferidos estatisticamente dos demais tratamentos. O menores resultados foram encontrados nos tratamentos Org100 (0,77) e N50 (0,78). Os demais tratamentos apresentaram valores intermediários variando entre 0,79 e 0,80.

Já na leitura do SPAD, os tratamentos com fertilizantes de liberação controlada, LC200 e LC100, apresentaram os maiores teores de clorofila, sendo estes 63,7 e 62,8, respectivamente. Como na leitura do NDVI, os menores valores foram obtidos nos tratamentos Org100 (55,1) e N50 (56,1). Os outros tratamentos apresentaram valores médios a variar entre 57,2 e 61,5. Não houve diferença estatística entre nenhum dos tratamentos.

Tabela 3 – Valores dos índices de vegetação NDVI e valores da leitura SPAD (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; Org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas nas colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).

Tratamento	NDVI		SPAD	
Test	0,80	a	58,2	a
N50	0,78	a	56,1	a
N100	0,81	a	61,5	a
N200	0,80	a	60,0	a
LC100	0,80	a	62,8	a
LC200	0,79	a	63,7	a
FE100	0,79	a	57,2	a
FE200	0,82	a	60,0	a
Org100	0,77	a	55,1	a

Relativamente à concentração dos macronutrientes nas folhas, apresentados na tabela 4, não ocorreu diferença significativa nos teores de N entre tratamentos, tendo os valores variado de 26,0 a 34,2 g kg⁻¹. O mesmo aconteceu com o P, K e Mg que não apresentaram diferenças significativas em suas concentrações nas folhas. Já para o Ca, os tratamentos N200, N100 e FE100 foram os que tiveram a maior concentração, sendo estas 1,85, 1,82 e 1,76 g kg⁻¹, as quais diferiram significativamente apenas da Test (1,44 g kg⁻¹) e do tratamento Org100 (1,34 g kg⁻¹), que obtiveram as menores médias. Os valores intermediários foram encontrados nos tratamentos N50, LC100, LC200 e FE200, com valores entre 1,56 e 1,61 g kg⁻¹, não diferindo significativamente, tanto das maiores médias como das menores.

Tabela 4 - Concentração de macronutrientes na matéria seca das folhas de milho (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; Org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).

Tratamentos	Nitrogênio		Fósforo		Potássio		Cálcio		Magnésio	
	g kg ⁻¹		g kg ⁻¹		g kg ⁻¹		g kg ⁻¹		g kg ⁻¹	
Test	28,80	a	2,38	a	14,70	a	1,44	b	3,41	a
N50	28,80	a	2,69	a	18,80	a	1,57	ab	3,28	a
N100	32,00	a	2,55	a	17,00	a	1,82	a	4,18	a
N200	34,20	a	2,67	a	15,30	a	1,85	a	4,01	a
LC100	31,10	a	2,41	a	13,00	a	1,61	ab	4,06	a
LC200	32,00	a	2,52	a	15,90	a	1,56	ab	3,30	a
FE100	29,50	a	2,57	a	16,80	a	1,76	a	3,89	a
FE200	32,90	a	2,83	a	15,50	a	1,60	ab	3,37	a
Org100	26,00	a	2,50	a	14,90	a	1,34	b	3,01	a

A tabela 5 apresenta a concentração dos micronutrientes na matéria seca das folhas de milho. Quando se observou a concentração de B, encontrou-se diferenças significativas entre os tratamentos e doses de N, sendo o LC200 o que apresentou o maior valor, 11,33 mg kg⁻¹, e os tratamentos com os menores teores de B foram o N100 com 6,45 mg kg⁻¹ e o FE100 com 6,43 mg kg⁻¹. Os demais tratamentos apresentaram teores entre 6,79 e 10,52 mg kg⁻¹.

A concentração de Fe foi maior no tratamento N100 com 275,8 mg kg⁻¹, enquanto o tratamento FE200 apresentou o menor teor com 212,3 mg Fe kg⁻¹. Entretanto, ocorreu semelhança estatística para o parâmetro entre todos os tratamentos.

Para o Mn, os maiores valores registrados foram de 89,20 mg kg⁻¹ e 85,80 mg kg⁻¹, e foram encontrados em FE200 e N200, respectivamente. O menor valor, de 56,7 mg kg⁻¹ foi encontrado em N50 e este não diferiu significativamente de Test, N100, LC100, LC200, FE100 e Org100, que variaram de 61,1 a 73,9 mg kg⁻¹.

A concentração de Zn, tal como a de Mn, apresentou o teor mais elevado, de 52 mg Zn kg⁻¹, no tratamento FE200, o qual diferiu estatisticamente apenas de Test (38,6 mg kg⁻¹) e dos tratamentos N50 (37,3 mg kg⁻¹) e N100 (38 mg kg⁻¹). Os demais tratamentos, N200, LC100, LC200 e Org100, não diferem entre si nem dos tratamentos de maiores e menores médias apresentando valores entre 40 mg Zn kg⁻¹ e 45,2 mg Zn kg⁻¹.

Para a concentração de Cu nas folhas o menor valor, 14,7 mg kg⁻¹, foi encontrado em N50, porém sem mostrar diferença significativa para os tratamentos N200, LC100, FE100, FE200, Org100 e para a testemunha. As maiores médias foram obtidas nos tratamentos N100 e LC200, ambos com teores de 17,7 mg kg⁻¹, os quais também não diferiram de N200, LC100, FE100, FE200, Org100 e da testemunha.

Tabela 5 - Concentração de micronutrientes na matéria seca das folhas de milho. (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; Org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$)

Tratamentos	Boro		Ferro		Manganês		Zinco		Cobre	
	mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹	
Test	6,79	ab	228,90	a	61,10	ab	38,60	b	16,50	ab
N50	8,67	ab	228,90	a	56,70	b	37,30	b	14,70	b
N100	6,45	b	275,80	a	69,20	ab	38,00	b	17,70	a
N200	7,55	ab	235,50	a	85,80	a	42,10	ab	17,10	ab
LC100	10,52	ab	242,70	a	71,00	ab	45,20	ab	16,40	ab
LC200	11,33	a	221,10	a	73,90	ab	44,10	ab	17,70	a
FE100	6,43	b	221,80	a	67,20	ab	40,00	ab	15,80	ab
FE200	8,39	ab	212,30	a	89,20	a	52,00	a	16,80	ab
Org100	8,61	ab	223,40	a	61,70	ab	41,90	ab	15,80	ab

A tabela 6 mostra a concentração média dos macronutrientes nas plantas na colheita. O tratamento LC200 apresentou os maiores teores médio de N, com 10,6 g kg⁻¹, porém apresentou diferença estatística apenas para os tratamentos N50 e Test, os quais foram os menores resultados encontrados, com concentrações médias de 6,7 e 5,8 g kg⁻¹, respectivamente. Os demais tratamentos intermediários, estabeleceram valores entre 7,8 e 10,6 g kg⁻¹.

Para o P o tratamento que mais se destacou foi o LC100 com 1,69 g kg⁻¹ em oposição ao tratamento LC200, FE100 e a testemunha, os quais apresentaram as menores médias, com 0,91 g kg⁻¹, 0,97 g kg⁻¹ e 0,98 g kg⁻¹. O tratamento Org100 não diferiu estatisticamente de LC100, com 1,54 g P kg⁻¹, assim como N100 (1,38 g kg⁻¹). Já N200, FE200 e N50, não apresentaram diferenças estatísticas entre si nem frente aos tratamentos com os piores resultados, com valores que ficaram entre 1,04 e 1,17 g kg⁻¹.

Os teores de K na planta não diferiram entre tratamentos, assim como observado para a concentração de K nas folhas (tabela 4). Contudo o resultado médio mais elevado encontrado foi obtido no tratamento LC200 (9,83 g kg⁻¹) e o menor valor foi encontrado em N100 (7,24 g kg⁻¹).

O Ca alcançou os teores médios mais elevados no tratamento LC200, com 1,18 g kg⁻¹ e os mais baixos em FE200, com 0,63 g kg⁻¹. LC100 (1,07 g kg⁻¹) não foi significativamente diferente do tratamento LC200. O tratamento N200 e a testemunha também não difeririam estatisticamente, bem como LC200 e FE200, apresentando estes teores respectivos de 0,93 e 0,87 g kg⁻¹. Para os demais tratamentos, os resultados encontrados estiveram entre 0,74 e 0,83 g kg⁻¹, e estes não diferiram dos valores do tratamento que originou a menor concentração média, que foi FE200.

Tabela 6 - Concentração de macronutrientes na matéria seca das plantas de milho. (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; Org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).

Tratamentos	Nitrogênio		Fósforo		Potássio		Cálcio		Magnésio	
	g kg ⁻¹		g kg ⁻¹		g kg ⁻¹		g kg ⁻¹		g kg ⁻¹	
Test	5,8	C	0,98	c	8,65	a	0,87	abc	2,48	a
N50	6,7	Bc	1,04	bc	9,09	a	0,74	bc	2,77	a
N100	7,8	Abc	1,38	abc	7,24	a	0,83	bc	3,35	a
N200	10,6	Ab	1,17	bc	7,42	a	0,93	abc	3,14	a
LC100	8,6	Abc	1,69	a	7,68	a	1,07	ab	3,19	a
LC200	10,9	A	0,91	c	9,83	a	1,18	a	3,32	a
FE100	8,3	Abc	0,97	c	7,81	a	0,81	bc	3,25	a
FE200	10,2	Ab	1,06	bc	7,63	a	0,63	c	2,81	a
Org100	10,5	Ab	1,54	ab	9,17	a	0,83	bc	2,48	a

Tal qual para o K, os teores médios de Mg nas plantas não se diferenciaram estatisticamente. O maior resultado para a concentração de Mg nas plantas foi encontrado em N100 (3,35 g kg⁻¹) e o menor foi observado em Org100 e na testemunha, ambos com 2,48 g kg⁻¹.

Na tabela 7 estão apresentados os teores médios de micronutrientes encontrados nas plantas de milho. Para o B o maior valor médio foi de 18,18 mg kg⁻¹, em LC200, muito acima dos demais tratamentos, com exceção de LC100 (14,34 mg kg⁻¹), que apresentou semelhança estatística. A menor concentração de B foi encontrada no tratamento N100, com valor de 4 mg kg⁻¹, porém, este não apresentou diferença significativa quando comparado com testemunha, N50, N200, FE100, FE200 e Org100, que tiveram resultados entre 5,52 e 8,57 mg kg⁻¹.

Para as concentrações médias de Fe e de Zn, os tratamentos não se diferenciaram estatisticamente entre si. Os teores de Fe variaram de 68,0 a 256,7 mg kg⁻¹. Já para o Zn, os valores estiveram entre 20,9 e 144,7 mg kg⁻¹.

O maior valor observado para Mn foi de 55,3 mg kg⁻¹, o qual foi observado no tratamento FE200. Apesar disto, este tratamento se assemelhou estatisticamente a N200 (54,7 mg kg⁻¹), LC200 (47,9 mg kg⁻¹), N100 (38,9 mg kg⁻¹) e FE100 (38,7 mg kg⁻¹). Já os menores teores médio de Mn nas plantas foram obtidos em LC100, com 29,3 mg kg⁻¹, e em Org100, com 27,9 mg kg⁻¹, os quais não se diferenciaram significativamente dos tratamentos Test (37,4 mg kg⁻¹), N50 (30,50 mg kg⁻¹), N100 e FE100.

Tabela 7 - Concentração de micronutrientes na matéria seca das plantas de milho. (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; Org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$)

Tratamentos	Boro		Ferro		Manganês		Zinco		Cobre	
	mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹	
Test	6,0	c	118,0	a	37,4	bcd	28,2	a	5,8	ab
N50	6,2	c	68,0	a	30,5	cd	22,8	a	5,4	ab
N100	4,0	c	256,7	a	38,9	abcd	44,7	a	6,7	ab
N200	6,1	c	102,4	a	54,7	ab	26,6	a	7,5	a
LC100	14,3	ab	99,9	a	29,3	d	21,9	a	6,7	ab
LC200	18,2	a	104,0	a	47,9	abc	28,4	a	7,6	a
FE100	5,6	c	81,5	a	38,7	abcd	24,9	a	6,8	ab
FE200	5,5	c	85,3	a	55,3	a	20,9	a	7,7	a
Org100	8,6	bc	142,5	a	27,9	d	43,1	a	5,2	b

O tratamento Org100 obteve a menor concentração de Cu na planta, 5,2 mg kg⁻¹, diferindo estatisticamente dos tratamentos FE200, LC200 e N200, que apresentaram valores médios de 7,7, 7,6 e 7,5 mg kg⁻¹. Os valores intermediários, encontrados nos tratamentos restantes, variaram entre 5,4 e 6,8 mg kg⁻¹.

A figura 4 mostra os valores de produtividade encontrados na cultura do milho. Houve efeito significativo do tratamento com fertilizante estabilizado na maior dose (FE200), que resultou na maior produção de biomassa, em média 16680 kg ha⁻¹. Os tratamentos LC200, N200 e N100 não diferiram significativamente da maior produtividade, com valores entre 14890 e 12950 kg ha⁻¹. As menores médias encontraram-se nos tratamentos Org100, Test e N50 com, respectivamente, 6870, 7060 e 8030 kg ha⁻¹ de biomassa, porém estatisticamente não foram diferentes aos tratamentos FE100 e LC100, com produtividades que variaram de 11070 a 10120 kg ha⁻¹.

O N acumulado nos caules pode ser um indicativo de excesso de adubação nitrogenada, portanto, a realização do teste de nitratos nos caules pode ser utilizado para planejar futuras aplicações e evitar o desperdício de recursos. Plantas que não possuem pecíolos, comumente utilizam os caules como depósitos de N. Os nitratos são uma fração não metabolizada de N normalmente utilizada como indicador do estado nutritivo nitrogenado. Logo, quando as plantas estão com teores elevados de

N, estes são acumulados como forma de reserva e podem ser avaliados ao final do ciclo da cultura.

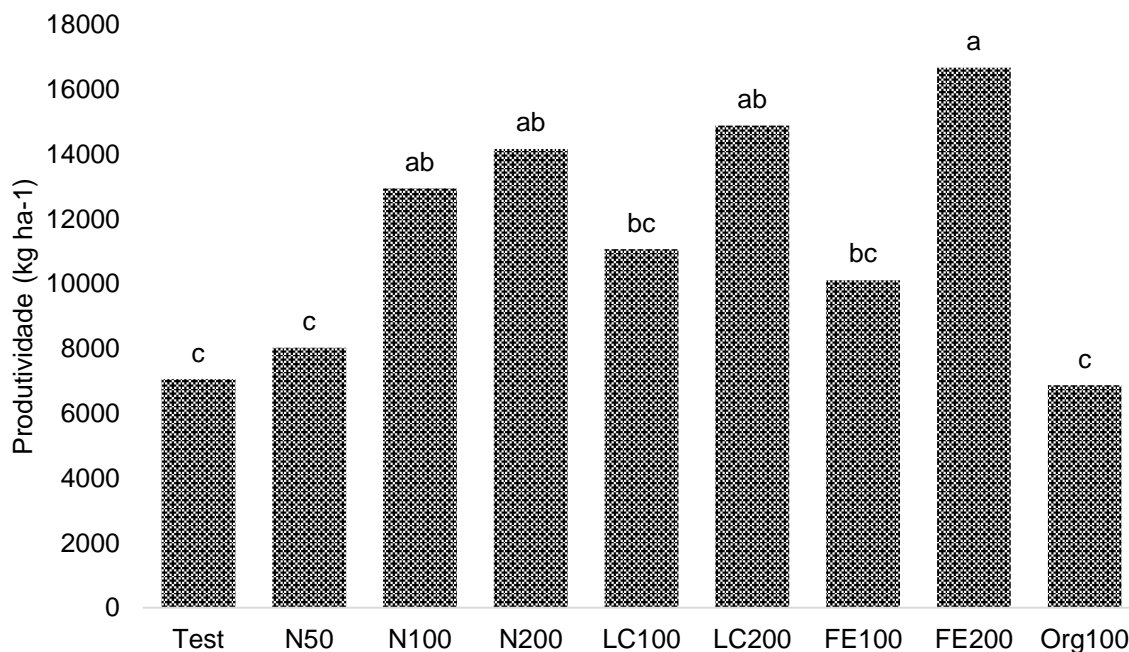


Figura 4 – Produtividade do milho (Test, testemunha; N, nitro de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; Org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).

Os teor de nitratos nos caules são apresentados na tabela 8. Os tratamentos que apresentaram as melhores médias foram o N200 e LC200, ambos com 6974,7 mg kg⁻¹. Houve diferença significativa apenas para o tratamento FE100, que obteve média de 2191,7 mg kg⁻¹. Não houve diferença estatística entre os demais tratamentos, que variaram suas medias entre 3060,3 e 6044,33 mg kg⁻¹.

5.2 PROPRIEDADES DO SOLO

5.2.1 Nitrogênio mineral no solo

A tabela 9 mostra os valores de N facilmente mineralizável analisados no solo coletado em 4 de julho, durante o ciclo de desenvolvimento do milho, e é apresentado por meio de três diferentes índices, sendo estes, NH₄⁺ com dois métodos de extração, KCl a quente e a frio, e a diferença entre estes, que é designada NH₄⁺ hidrolisável.

Tabela 8 – Teores de nitratos nos caules. Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; Org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).

Tratamentos	NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	
Test	3171,7	ab
N50	3060,3	ab
N100	3526,7	ab
N200	6974,7	a
LC100	5897,0	ab
LC200	6974,7	a
FE100	2191,7	b
FE200	4422,7	ab
Org100	6044,3	ab

O tratamento LC200 apresentou o maior valor para o NH₄⁺ extraído a frio, com 49,7 mg kg⁻¹ e apresentou diferença significativa para todos os outros tratamentos, que obtiveram valores entre 3,9 mg kg⁻¹ no tratamento Org100 e 25,1 mg kg⁻¹ em FE200, e que não diferiram entre eles. Já para a extração a quente do NH₄⁺, novamente o tratamento LC200 apresentou a maior média, 65,1 mg kg⁻¹. Entretanto, os tratamentos FE100 (35,5 mg kg⁻¹) e FE200 (41,7 mg kg⁻¹) não apresentaram diferença estatística com LC200, e não diferiram dos demais tratamentos. A menor concentração de NH₄⁺ foi obtida na testemunha, 18,6 mg kg⁻¹, porém, esta diferiu significativamente apenas de LC200. Logo, quando analisados os valores de NH₄⁺ hidrolisável, observa-se que os tratamentos Test, N50, N200, LC100, LC200 e FE100 foram as médias intermediárias, e que variaram de 12,1 a 16,0 mg kg⁻¹. O maior valor foi encontrado no tratamento Org100 (17,5 mg kg⁻¹), que não diferiu de FE200 (16,6 mg kg⁻¹) e o menor resultado 7,5 mg kg⁻¹ foi observado no tratamento N100.

A figura 5 apresenta a concentração de nitratos no solo durante o ciclo de desenvolvimento do milho, possibilitando observar a maior concentração de NO₃⁻, com uma média de 207,8 mg kg⁻¹ no tratamento FE200 e que este diferiu significativamente dos tratamentos Test (122,7 mg kg⁻¹), N50 (134,0 mg kg⁻¹), N200 (137,3 mg kg⁻¹), FE100 (67,60 mg kg⁻¹) e Org100 (124,2 mg kg⁻¹). Os tratamentos N100, LC100 e LC200, obtiveram resultados que variaram de 173,4 a 183,2 mg kg⁻¹, e não diferiram de FE200. A menor média foi encontrada em FE100.

A figura 6 mostra os teores de N mineral durante o ciclo vegetativo das plantas de milho, 4 de julho de 2019. Devido a influência das concentrações de NO₃⁻ (figura 5) o tratamento FE200 foi o que apresentou os valores mais altos de N, com 224,5 mg kg⁻¹, seguido dos tratamentos LC200, N100 e LC100, com teores de 198,2 mg kg⁻¹, 190,7 mg kg⁻¹ e 186,0 mg kg⁻¹, respectivamente. O menor valor foi obtido, novamente, no tratamento FE100, 83,60 mg kg⁻¹, o qual diferiu dos tratamentos

citados anteriormente e do N200 (149,4 mg kg⁻¹). Os demais tratamentos não diferiram entre si, com valores que variando entre 136,6 e 149,4 mg kg⁻¹.

Tabela 9 - Concentração de NH₄⁺ no solo durante o ciclo do milho 4 de julho obtido por extração com KCl a frio e a quente e de NH₄⁺ hidrolisável, obtido por subtração da determinação a quente e a frio (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; Org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).

Tratamentos	NH ₄ ⁺ Frio		NH ₄ ⁺ Quente		NH ₄ ⁺ hidrolisável.	
	mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹	
Test	4,9	b	18,6	b	13,9	ab
N50	6,9	b	19,2	b	12,3	ab
N100	11,9	b	19,4	b	7,5	b
N200	20,1	b	32,2	b	12,1	ab
LC100	11,1	b	23,8	b	12,7	ab
LC200	49,7	a	65,1	a	15,4	ab
FE100	19,4	b	35,5	ab	16,0	ab
FE200	25,1	b	41,7	ab	16,6	a
Org100	3,9	b	21,4	b	17,5	a

5.2.2 Outras propriedades do solo

O pH do solo foi determinado por dois métodos, conhecidos como extração com água, e cloreto de potássio. Os resultados médios encontrados para o pH, estão expostos na tabela 10.

Para a determinação em água, o maior valor de pH foi encontrado no tratamento Org100, com 6,09. Houve diferença estatística para todos os demais tratamentos. Já o pH mais ácido foi obtido na testemunha, 5,60. Os tratamentos N50, N100, N200, FE100 e FE200, se assemelharam à testemunha, com valores entre 5,62 e 5,69. Os tratamentos LC100 e LC200, não diferiram entre si e apresentaram pH médios de 5,82 e 5,85, respectivamente.

O valor de pH em KCl mais elevado foi também encontrado no tratamento Org100, com 5,38, diferindo estatisticamente dos demais, com exceção do tratamento FE100, com 5,13. Entre os tratamentos restantes, não ocorreu diferença significativa, sendo o menor resultado observado em N200, com 4,83.

Para os teores de carbono orgânico o maior valor encontrado foi o de 14,2 mg kg⁻¹, obtido no tratamento N200 (tabela 10). Entretanto, houve diferença significativa

apenas para os tratamentos LC100 e LC200, que tiveram valores de 11,90 mg kg⁻¹ e 11,50 mg kg⁻¹. Os demais tratamentos variaram entre 13,4 e 13,7 mg kg⁻¹.

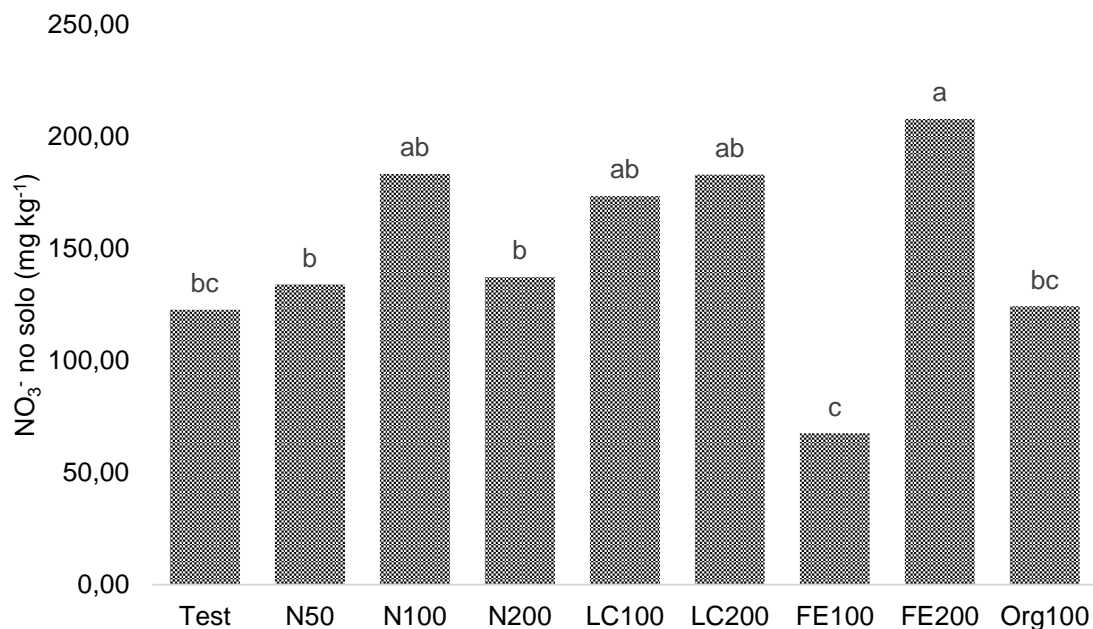


Figura 5 – Teor de NO₃⁻ no solo na cultura do milho em 4 de julho de 2019 (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; Org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).

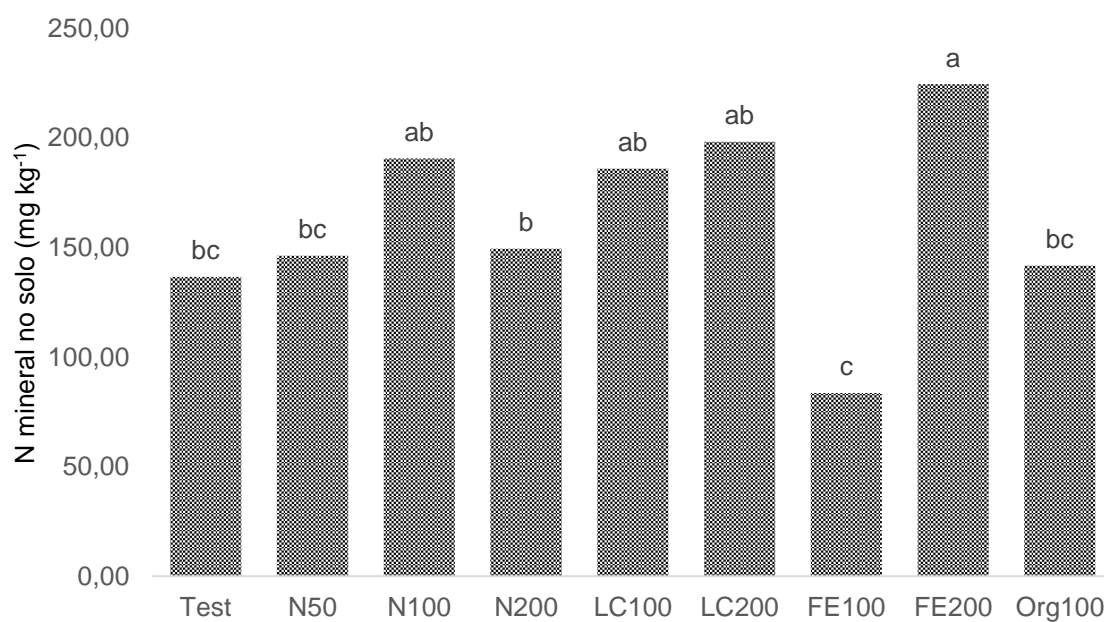


Figura 6 – Teor de N mineral no solo na cultura do milho 4 de julho de 2019 (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; Org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).

Sobre os níveis de P (P_2O_5) no solo, também expostos na tabela 10, o tratamento que obteve maior concentração foi o N200, com $117,0 \text{ mg kg}^{-1}$, não ocorrendo efeito significativo frente aos tratamentos Test ($87,7 \text{ mg kg}^{-1}$), N50 ($112,7 \text{ mg kg}^{-1}$), N100 ($86,3 \text{ mg kg}^{-1}$), e Org100 ($102,7 \text{ mg kg}^{-1}$). Já o menor valor encontrado foi de $57,30 \text{ mg } P_2O_5 \text{ kg}^{-1}$, que ocorreu no tratamento LC100, não havendo diferença significativa para os tratamentos Test, N100, LC200, FE100 e FE200, que variaram entre $74,0$ e $87,7 \text{ mg kg}^{-1}$.

Tabela 10 - Valores de pH determinados em H_2O e KCl, e teores de carbono orgânico (CO), P_2O_5 e K_2O encontrados nos solos (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; Org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha^{-1}). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).

Tratamentos	pH H ₂ O		pH KCl		CO		P ₂ O ₅		K ₂ O	
					mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹	
Test	5,60	D	4,92	b	13,1	ab	87,7	abcd	126,7	ab
N50	5,65	Bcd	5,07	b	13,4	a	112,7	ab	151,3	a
N100	5,67	Bcd	4,91	b	13,4	a	86,3	abcd	99,3	bc
N200	5,62	Cd	4,83	b	14,2	a	117,0	a	152,3	a
LC100	5,82	Bc	4,88	b	11,9	bc	57,3	d	84,3	c
LC200	5,85	B	5,07	b	11,5	c	74,0	cd	122,7	ab
FE100	5,69	Bcd	5,13	ab	13,4	a	82,3	bcd	128,0	ab
FE200	5,69	Bcd	4,93	b	13,6	a	81,7	bcd	131,7	ab
Org100	6,09	A	5,38	a	13,7	a	102,7	abc	145,0	a

Ainda na tabela 10, pode-se observar que a menor concentração de K_2O foi obtida em LC100, $84,3 \text{ mg kg}^{-1}$, e este não apresentou diferença estatística com o tratamento N100, $99,3 \text{ mg kg}^{-1}$. Os tratamentos LC100 e NC100, também foram os únicos a terem diferença significativa para tratamento N200, que assegurou o maior teor médio de K_2O , sendo este de $152,3 \text{ mg kg}^{-1}$. Os demais obtiveram valores intermediários que ficaram entre $122,7$ e $151,3 \text{ mg kg}^{-1}$.

A tabela 11 expõe as concentrações médias encontradas em cada tratamento, para Ca, Mg, K, Na e ainda valores para o complexo de troca catiônica.

O Ca teve como as maiores médias $21,6 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ em N200 e $21,3 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ nos tratamentos FE100 e FE200. O menor valor foi encontrado na testemunha, $18,4 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$. Os tratamentos restantes não obtiveram diferença entre eles, com teores de Ca variando de $19,2$ e $20,6 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

Os teores médios mais elevados de Mg foram encontrados no tratamento Org100, com $7,3 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, o qual não obteve diferença estatística para os tratamentos N200 e FE100 ambos com $6,8 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e FE200, com $6,9 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$. Os demais

tratamentos não diferiram significativamente entre si, com valores que ficaram entre 5,7 e 6,10 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$.

Para K e Na, não ocorreu diferença significativa entre os tratamentos. Os valores para K estiveram entre 0,19 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$, nos tratamentos N100 e LC100, e 0,54 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$, em Org100. Já os teores médios de Na variaram entre 1,02 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$, em N50, e 1,46 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$, em FE100.

O maior valor de CTC foi encontrado em N200, com 30,0 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$, o qual diferiu estatisticamente apenas de LC 200 (26,7 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) e do menor resultado obtido, na testemunha, com 25,6 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$. Os tratamentos restantes se mantiveram entre 26,9 e 29,8 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$.

Tabela 11 - Valores de Ca, Mg, K, Na e capacidade de troca catiónica (CTC) encontrados nos solos (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; Org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha^{-1}). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).

Tratamentos	Cálcio		Magnésio		Potássio		Sódio		CTC	
	$\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$		$\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$		$\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$		$\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$		$\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$	
Test	18,4	b	5,7	d	0,28	a	1,20	a	25,6	c
N50	19,5	ab	6,1	cd	0,32	a	1,02	a	27,0	abc
N100	19,7	ab	6,3	bcd	0,19	a	1,04	a	27,2	abc
N200	21,6	a	6,8	abc	0,37	a	1,27	a	30,0	a
LC100	19,7	ab	5,8	d	0,19	a	1,25	a	26,9	abc
LC200	19,2	ab	5,9	d	0,32	a	1,24	a	26,7	bc
FE100	21,3	a	6,8	abc	0,28	a	1,46	a	29,8	ab
FE200	21,3	a	6,9	ab	0,30	a	1,26	a	29,7	ab
Org100	20,6	ab	7,3	a	0,54	a	1,21	a	29,7	ab

Na tabela 12 são apresentados os valores médios de Cu, Fe, Zn e Mn. Para o Cu, não houve diferença significativa entre os tratamentos, com a menor média sendo de 6,1 mg kg^{-1} e a maior de 9,9 mg kg^{-1} (Tabela 12). Também não ocorreu diferença estatística para as concentrações de Zn, e para este, os valores variaram entre 2,6 e 3,9 mg kg^{-1} .

Os maiores teores de Fe foram observados no tratamento N200, 308,8 mg kg^{-1} . Não houve, assim, diferença significativa para os tratamentos Test, N100, FE100 e FE200, que apresentaram valores entre 257,0 e 297,5 mg kg^{-1} . Os tratamentos restantes não apresentaram diferença significativa entre eles, com as menores concentrações de Fe encontradas em LC200, com 234,10 mg kg^{-1} .

Para o Mn, o maior valor encontrado foi em FE200, com 97,8 mg kg^{-1} , seguido por FE100, 88,9 mg kg^{-1} . Já a menor média encontrada para Mn, esteve na

testemunha (57,3 mg kg⁻¹), em sequência de N50 (64,9 mg kg⁻¹). Os resultados intermediários estiveram no intervalo de 67,9 e 83,0 mg kg⁻¹.

Tabela 12 - Valores de Cu, Fe, Zn e Mn encontrados nos solos (Test, testemunha; N, nitrato de amônio; LC, fertilizante de liberação controlada; FE, fertilizante estabilizado; Org, corretivo orgânico; 50, 100 e 200, correspondem às doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹). Letras distintas sobre as colunas indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tuckey ($\alpha = 0,05$).

Tratamentos	Cobre		Ferro		Zinco		Manganês	
	mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹	
Test	9,0	a	257,0	abc	3,0	a	57,3	e
N50	9,2	a	246,5	bc	3,1	a	64,9	de
N100	9,5	a	269,8	abc	2,6	a	71,4	cd
N200	9,9	a	308,8	a	3,9	a	83,0	bc
LC100	6,1	a	239,9	c	2,8	a	67,9	de
LC200	8,9	a	234,1	c	2,9	a	76,4	bcd
FE100	9,2	a	285,1	abc	3,6	a	88,9	ab
FE200	9,4	a	297,5	ab	3,2	a	97,8	a
Org100	8,6	a	247,6	bc	3,5	a	72,7	cd

6. DISCUSSÃO

Os indicadores NDVI e leituras SPAD fornecem uma estimativa do estado nutricional em N da planta, pois o N faz parte da molécula de clorofila e participa do processo fotossintético (Taiz e Zeiger, 2013). Houve pouca sensibilidade destes indicadores aos diferentes tratamentos, com o SPAD apresentando uma pequena tendência crescente com o aumento nas doses de N aplicadas, porém sem apresentar diferença estatística. Já as pequenas variações observadas para o índice NDVI podem ser justificadas por este índice ser pouco sensível ao estado nutricional das plantas, onde somente irá apresentar diferenças significativas quando estas forem muito claras nas propriedades óticas da planta (Afonso et al., 2018). Entretanto, em diversos trabalhos foi observado correlação entre o NDVI com as doses de N e a produtividade (Borgui et al., 2016). Portanto, ambos indicadores apontam que mesmo na modalidade testemunha a quantidade de N presente no solo foi suficiente para as necessidades básicas das plantas de milho.

Considerando os valores obtidos para o N nas folhas, observa-se que os teores médios variaram de 26 a 34,2 g kg⁻¹, apresentando uma clara tendência crescente com o aumento das doses de N, com pouco efeito visível dos fertilizantes com mecanismos de proteção do N (FE e LC). Os teores adequados de N nas folhas de milho, segundo Malavolta et al. (1997) e Raij et al. (1996) variam de 27,5 a 35 g kg⁻¹ e de 27 a 35 g kg⁻¹, respectivamente. Portanto, com exceção do tratamento Org100, todos os tratamentos apresentaram valores adequados de N. Segundo Rambo (2004) a concentração de N na folha pode indicar o nível do nutriente na planta, partindo do princípio que as folhas são os órgãos da planta que melhor refletem o estado nutricional da mesma, respondendo mais rapidamente às variações no suprimento de nutrientes do solo e dos fertilizantes.

Bem como nas folhas, as concentrações de N nas plantas no final do ciclo apresentaram tendência crescente com o maior aporte de N utilizado. Porém, apenas os tratamentos que receberam 200 kg ha⁻¹ de N e o tratamento com corretivo orgânico estão dentro do limite estabelecido por Westerman (1990) como suficiente, que varia de 10 a 25 g kg⁻¹.

Correlacionando os valores de N na folha (tabela 4) e na planta na colheita constata-se que ao longo do ciclo vegetativo da cultura, o teor de N decresceu. Portanto, isto demonstra que, nas folhas, existe porção de N que se comporta como reserva, que é disponibilizada a medida que a concentração de N no solo diminui. Demonstra também um efeito de diluição, devido ao aumento da biomassa da planta e a translocação de fotoassimilados para o grão após a floração. Já para o o tratamento Org100, percebe-se que diferentemente das folhas, os teores de N na planta se mostraram elevados, isto se dá por inicialmente a matéria orgânica necessitar sofrer um processo de decomposição e mineralização, para que os

nutrientes possam ser absorvidos, portanto, no início do ciclo vegetativos os teores de N são baixos, e se elevam com o desenvolvimento das plantas.

Vasconcelos et al. (2010) ao realizarem ensaios semelhantes não obtiveram diferenças significativas quando compararam a utilização de um fertilizante nitrogenado convencional e a duas diferentes fontes de fertilizantes revestidas com polímeros em relação as concentrações de N foliar na cultura do milho conduzido em casa de vegetação.

Levando em consideração os demais nutrientes, o P nas folhas em todos os tratamentos, inclusive a testemunha, apresentaram teores médios dentro dos valores normais de referência (1,1 e 3,0 g kg⁻¹). Esses baixos valores em P no milho, o torna o macronutrientes em menor concentração na matéria seca, sendo situação normal para maioria das plantas (Bryson *et al.*, 2014). Não obstante, o P apresenta baixa mobilidade no solo uma vez que sofre reações que resultam normalmente na redução da sua disponibilidade para as plantas (Havlin *et al.*, 2005), o que também contribui para a estabilidade da sua concentração nos tecidos. Para o K, em ambas as análises, folha e planta, não houve diferença estatística entre os tratamentos, com os níveis estando todos próximos ou dentro dos adequados para a cultura, de 14 a 22 g kg⁻¹ (Martinez et al., 1999). Tanto as concentrações de Ca como de Mg estão acima do gradiente esperado da concentração de nutrientes, segundo Westerman (1990), que para cálcio deve estar entre 0,1 e 0,2 g kg⁻¹ e para o magnésio entre 0,9 e 2,0 g kg⁻¹. Cultivos em solos com valores de pH próximo da neutralidade e um complexo de troca bem suprido de nutrientes dificilmente apresentarão problemas com nutrição de Ca e Mg (Lopes, 2014).

A produtividade da cultura do milho apresentou um crescimento linear desde a testemunha ao tratamento N200, evidenciando, como o esperado, um aumento na produção quanto maior o aporte de N. Este aumento entre as doses também fica evidente entre os tratamentos com os mecanismos de proteção do N. Os resultados obtidos corroboram com a afirmativa de Coelho (2008), onde 80% dos trabalhos de pesquisa realizadas envolvendo doses de N, a cultura do milho respondeu de forma positiva à essa adição.

A maior produtividade foi encontrada na modalidade FE200, comprovando a eficiência dos fertilizantes de liberação gradual. O tratamento Org100 apresentou a menor produtividade, que pode ser explicado pela necessidade de este material ser mineralizado pelos microrganismos presentes no solo, antes que seja disponibilizado para as plantas, portanto tendo sua absorção comprometida inicialmente.

Nas doses de 100 kg ha⁻¹ de N (fertilizante convencional e fertilizantes com mecanismos de proteção de N) o tratamento fertilizante que apresentou os melhores resultados foi o N100, sendo o único que apresentou diferença significativa para as menores produções, ou seja, a utilização de mecanismos de proteção de N não se justificaram, não tendo apresentado efeitos positivos na produtividade, quando comparados com, por exemplo, a modalidade sem fertilização. Nesta situação, além

de o nitrato de amônio apresentar maiores produções, o mesmo ainda tem como vantagem ser um fonte de N mais barata. Queiroz et al. (2011) avaliaram diferentes fertilizantes nitrogenados e doses de N na adubação do milho, como a ureia e o nitrato de amônio e mostraram que o custo da ureia revestida por polímeros é maior quando comparado com outros fertilizantes convencionais. Os resultados obtidos corroboram com Civardi et al. (2011), que ao compararem o uso de ureia revestida com enxofre e a utilização de ureia convencional, ambas aplicadas superficialmente, constataram que manejo convencional da cultura do milho proporcionou viabilidade econômica superior aos tratamentos com a ureia revestida.

Já ao analisarmos as doses de 200 kg ha⁻¹ de N, o tratamento FE200 apresentou as maiores produções, seguido do LC200 e do NA200, logo, os mecanismos de proteção apresentaram vantagens frente ao fertilizante convencional, porém estas diferenças não foram significativas. Estes resultados assemelham-se ao encontrado por Fontoura e Bayer (2010), que mesmo não obtendo diferenças significativas na produtividade de milho utilizando fertilizantes com ureia, estabilizados e de liberação controlada, observaram uma resposta positiva na produtividade com aplicação de fertilizantes estabilizados e de liberação controlada de até 29 % de produtividade em relação à testemunha sem N.

Portanto, como já observado por Souza et al. (2015) os produtores devem estar atentos às escolhas dos fertilizantes nitrogenados a serem utilizados, para otimizar e aumentar eficiência de uso do N e, conseqüentemente, menores doses de N para a obtenção de altas produtividades com maior retorno econômico.

Os diferentes tipos de fertilizantes nitrogenados utilizados na adubação do milho, influenciaram o teor de N mineral no solo, apresentando uma tendência na aumento com a dose de N e sobretudo com os mecanismos de proteção. Observa-se que os tratamentos onde foram utilizados maiores doses de N (FE200, LC200, LC100 e N100) apresentaram as maiores quantidades de N mineral no solo. Isto pode ser explicado pela baixa recuperação de N pelo milho, que dificilmente atinge os 50%. De acordo com Yamada (2000), a EUN pelas plantas diminui com doses elevadas de N aplicado, conseqüentemente, aumentando o N nos solos passível de perdas, sobretudo lixiviação e desnitrificação. Uma exceção encontrada neste ensaio se dá ao tratamento N200, sendo este um fenômeno de difícil explicação, sendo este justificado, provavelmente por variabilidade experimental.

No teor de amônio presente no solo nesta data (tabela 9) é possível observar que não ocorreu diferença significativa entre a maioria dos tratamentos. A hidrólise da ureia e a posterior nitrificação das formas amoniacais ocorre rapidamente, transferindo a maior parte da nutrição nitrogenada das plantas para a forma nítrica. Deve-se destacar entretanto o tratamento FE200, apresentando teores de NH₄⁺ significativamente maiores que os demais, sendo isto justificado pelo mecanismo de proteção de N, o qual conta com uma molécula inibidora da nitrificação. Logo, pode-se concluir que este fertilizantes estabilizado se mostrou eficiente nesta etapa, onde manteve o NH₄⁺ no solo por um maior período de tempo, limitando perdas de N₂O

durante a nitrificação e conseqüentemente aumentando a quantidade de N mineral no solo e nas plantas. Resultados semelhantes foram encontrados por Vale (2009), onde observou-se aumento no teor de amônio no solo à medida que as doses de N fornecidas aumentavam.

Os teores de NO_3^- nos solos mostram o efeito das doses de nitrato de amônio aplicado, apresentando uma tendência de crescimento com o aumento das doses, com exceção ao tratamento N200, já mencionada anteriormente. O tratamento Org100 apresentou valores relativamente baixos, que pode ser justificado pela necessidade do N orgânico sofrer mineralização pelos microrganismos do solo, apresentando assim um valor abaixo do encontrado no tratamento NA100, que equivale à mesma dose de nitrogênio aplicado.

De acordo com a classificação proposta por LQARS (2006), os teores de P no solo se apresentaram como alto em LC100 e LC200. Para os demais tratamentos os teores de P foram considerados como muito altos. Segundo Weil e Brady (2017), o fósforo por apresentar mobilidade reduzida no solo, acaba por se concentrar na camada mais superficial, e conseqüentemente não estando totalmente disponível para a absorção das plantas pelas raízes.

Já as concentrações de K podem ser consideradas entre baixas e médias, sendo que o K^+ é um íon móvel e pode ser perdido através da lixiviação especialmente em solos arenosos e com CTC baixa (Werle et al., 2008). De acordo com a classificação do LQARS (2006), o teor de potássio no solo para os tratamentos N100 e LC100 foram classificados como médios. Para os demais tratamentos foram classificados como teores altos.

Os teores de Ca segundo a classificação de Alves (1989) são considerados como valores altos. Bem como os teores de Mg encontrados no solos são considerados como muito altos. Os valores de CTC apresentaram pouca variação entre os tratamentos, e apresentaram valores que podem ser classificados como médios.

Estudos anteriormente realizados indicam que concentrações de NO_3^- nos caules inferiores a 450 mg kg^{-1} são consideradas baixas e podem limitar os rendimentos, valores entre 450 e 2000 mg kg^{-1} podem ser classificados como ótima disponibilidade de N e rendimento não afetado, e teores superiores a 2000 mg kg^{-1} , indicam excesso de N disponibilizado para a cultura (Brouder, 2003).

Os níveis de NO_3^- nos caules apresentaram acréscimos conforme o aumento das doses de N aplicado, tanto nos tratamentos com mecanismo de proteção como nos sem estes mecanismos. Portanto, adotando a classificação proposta anteriormente, em todos os tratamentos realizados, a disponibilidade de N foi elevada, até mesmo na testemunha, onde não houve adubação nitrogenada.

Quando isolamos apenas o parâmetro de haver mecanismo de proteção ou não, nota-se que o fertilizante estabilizado com inibidor de nitrificação, atuou de forma

esperada nas doses de N de 100 kg ha⁻¹, pois liberou menores quantidade de NO₃⁻ no solo, mantendo o N na forma amoniacal, não deixando estes disponíveis para absorção pela plantas e por consequências serem acumulados. Entretanto, quando comparamos os tratamentos N200, LC200 e FE200, apesar de o fertilizante estabilizado ter apresentado menores teores de NO₃⁻ nos caules, ainda é considerado elevado, bem como foi o tratamento que apresentou maior concentração de NO₃⁻ disponível no solo.

Se os teores de NO₃⁻ no caule do milho de fim de estação forem regularmente menores que 250 mg kg⁻¹ ou maiores de 2.000 mg kg⁻¹, deve-se considerar a realização de outros testes de N para identificar suplementação ideal de N, para uma melhor gestão do nutriente na cultura (Nielsen e Camberato, 2011).

7. CONCLUSÕES

Apesar de haver tendências de aumento nos indicadores SPAD e NDVI com o aumento das doses de N fornecidas, não houve diferença estatística entre os tratamentos. Os níveis de N apresentam o mesmo comportamento, logo estes são indicativos que as plantas de milho estavam bem nutridas em relação ao N e os mecanismos de proteção de N não influenciaram na sua absorção.

A produtividade sofreu efeito crescente com o aumento das doses de N, sendo o tratamento FE200 o que obteve a maior produtividade, com 16680 kg ha⁻¹. Porém os fertilizantes de liberação gradual não apresentaram efeitos positivos significativos frente ao fertilizante convencional.

À medida que houve incremento nas doses de N aplicadas na cultura, ocorreu também maior concentração de N mineral no solo livre para perdas por lixiviação, nitrificação e erosão.

O tratamento FE200, por apresentar um mecanismo de inibição da nitrificação, mostrou-se eficiente em manter o N na forma amoniacal por um maior período de tempo, assim como o N mineral no solo, evitando assim perdas por lixiviação e desnitrificação.

O corretivo orgânico não apresentou nenhum efeito positivo nos parâmetros avaliados.

Os níveis de NO₃⁻ nos caules apresentaram acréscimos com o aumento das doses de N aplicado, os quais os teores de todos os tratamentos foram classificados como elevados, indicando um excesso na adubação nitrogenada.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aduan, R. E., Vilela, M. de F., Reis Júnior, F. B. dos. 2004. Os Grandes ciclos biogeoquímicos do planeta. p. 25. Embrapa Cerrados, Planaltina, Brasil.
- Afonso, S., Arrobas, M., Ferreira, I. Q., Rodrigues, M. A. 2018. Leaf nutrient concentration standards for lemon verbena (*Aloysia citrodora* Paláu) obtained from field and pot fertilization experiments. *Journal of Applied Research on Medicinal and Aromatic Plants* 8. p. 33-40.
- Almeida, R. E. M. 2014. Fertilização nitrogenada no consórcio milho–braquiária em solos de clima tropical úmido no sistema de integração lavoura-pecuária. Thesis (PhD), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo. Piracicaba, Brasil.
- Amado, T. J. C., Mielniczuk, J., Fernandes, S.B.V. 2000. Leguminosas e adubação mineral como fontes de nitrogênio para o milho em sistemas de preparo do solo. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 24, p. 179-189.
- Associação dos produtores de soja e milho de mato grosso (Aprosoja-MT). A história do Milho. 2016. Disponível em: <<http://www.aprosoja.com.br/soja-e-milho/a-historia-do-milho>> Acesso em: jun. 2019.
- Bakhsh, A. Kanwar, R. S. Karlen, D. L. 2005. Effects of liquid swine manure applications on NO₃-N leaching losses to subsurface drainage water from loamy soils in Iowa. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, v. 109, p. 118-128.
- Barros, J. F. C. Calado J. G. 2014. A Cultura do Milho. Escola de Ciências e Tecnologia Departamento de Fitotecnia. Universidade de Évora. Évora, Portugal.
- Barth, G., von Tucher, S., Schmidhalter, U. 2001. Influence of soil parameters on the effect of 3,4-dimethylpyrazole-phosphate as a nitrification inhibitor. *Biology and Fertility of Soils*, v. 34, p. 98-102.
- Beche, E., Benin, G., Bornhofen, E., Dalló, S. C., Sassi, L. H. e Oliveira, R. 2014. Eficiência de uso de Nitrogênio em cultivares de trigo pioneiras e modernas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 49, p. 948-957.
- Bertol, I., Mello, E.L., Guadagnin, J.C., Zapparoli, A.L.V., Carrafa, M.R. 2003. Nutrients losses by watererosion. *Scientia Agricola*, 3, p. 581-586.
- Boddey, R. M., Sá, J. C. D. M., Alves, B. J. R., Urquiaga, S. 1997. The contribution of biological nitrogen fixation for sustainable agricultural systems in the tropics. *Soil Biology and Biochemistry*, v.29, p.787-799.
- Bredemeier, C., Mundstock, C. M. 2000. Regulação da absorção e assimilação do nitrogênio nas plantas. *Ciência Rural*, v. 30, p. 365-372. Santa Maria, Brasil.

Bryson, G., Mills, H. A., Sasseville, D. N., Jones Jr., J. B., Barker, A. V. 2014. Plant Analysis Handbook III. A Guide to Sampling, Preparation, Analysis and Interpretation for Agronomic and Horticultural Crops. Micro-Macro Publishing.

Campbell, C. A. 1978. Soil organic carbon, nitrogen and fertility. In: Schnitzer, M., Khan, S. U. (Eds). Soil Organic Matter. Elsevier, Development in Soil Science, 8, Amsterdam, Países Baixos.

Cantarella, H. 2007. Nitrogênio. In: Novais, R. F., Alvarez, V. H., Barros, N. F., Fontes, R. L. F.; Cantarutti, R. B.; Neves, J. C. L. (Ed.). Fertilidade do Solo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p. 375-470. Viçosa, Brasil.

Cantarella, H., Trivelim, P. C. O., Contin, T. L. M. 2008. Ammonia volatilisation from ureaseinhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. Scientia Agricola, v. 65, p. 397-401.

Cardoso, A. A., Garcia, G., Santos, O. A. M. dos. 2013. Da escassez ao estresse do planeta: Um século de mudanças no ciclo do nitrogênio. Química Nova, Vol. 36, p. 1468-1476. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422013000900032>.

Casarin, V., Stipp, S. R. 2013. Quatro medidas corretas que levam ao uso eficiente dos fertilizantes. Informações Agronômicas, 142, p. 14-20.

Clescerl, L., Greenberg, A. E., Eaton, A. D. 1998. Standard Methods for Examination of Water & Wastewater (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater). 20 ed., p. 25-28.

Civardi, E. A. Silveira Neto, A. N. Ragagnin, V. A. Godoy, E. G. 2011. Ureia de liberação lenta aplicada superficialmente e ureia comum incorporada ao solo no rendimento do milho. Pesquisa Agropecuária Tropical, v. 41, 1, p. 52-59.

Coelho, A. M., Adubação do milho. In: Cruz, J. C., Karam, D., Monteiro, M. A. R., Magalhães, P. C. 2008. A cultura do milho, 1 ed., p. 517. Embrapa Milho e Sorgo, Sete Lagoas, Brasil.

Cogo, N.P. 1981. Effect of residue cover, tillage induced roughness, and slope length on erosion and related parameters. (Tese de Doutorado). p. 346. Purdue University. West Lafayette, USA.

Comissão Europeia 2010. A Directiva <Nitratos> da União Europeia. Portugal, Jan. 2010. Disponível em: <<http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/nitrates/pt.pdf>>. Acesso em: abr, 2019.

CONAB (Companhia Nacional de Abastecimento). 2019. Levantamentos de safra: 1º levantamento da safra milho: safra 2019/2020. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos>>. Acesso em: jan. 2020.

Cooper, J., Scherer, H. 2012. Nitrogen fixation. In: Marschner, P. (Ed.) Marschner's mineral nutrition of higher plants, 3 ed., Academic Press, p. 389–408. London, Reino Unido.

Coyne, M. S. 2008. Biological denitrification. In: Schepers, J. S., Raun, W. R. (Eds.). Nitrogen in Agricultural Systems. Agronomy Monograph, 49. p. 201–253. ASA, CSSA, SSSA, Madison, USA.

Cui, Z., Wang, G., Yue, S., Wu, L., Zhang, F. e Chen, X. 2014. Closing the N-use efficiency gap to achieve food and environmental security. Environmental Science and Technology, 48, p. 5780-5787.

Diehl, R. 1989. Agricultura Geral. Técnica Agrária 3, Clássica. Lisboa, Portugal.

Dragosits, U., Theobald, M. R., Place, C. J., Lord, E., Webb, J., Hill, J., Apsimon, H. M., Sutton, M. A. 2002. Ammonia emission, deposition and impact assessment at the field scale: a case study of sub-grid spatial variability. Environmental Pollution, v. 117, 1, p. 147-158.

Eckhardt, D. P. 2015. Fertilizantes orgânicos: índice de eficiência e produção de alface, cenoura e mudas de eucalipto. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciências do solo, p. 98. Santa Maria, Brasil.

Eggleston, H. S., Buendia, L., Mika, K., Ngara, T., Tanake, K. 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Hayama: IGES.

EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). 2017. Hidrogéis. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/24638368/pesquisa-desenvolve-hidrogel-fertilizante-de-baixo-custo>> Acesso em: ago. 2019.

ESA (Escola Superior Agrária). 2019. Clima na Escola Superior Agrária de Bragança. Instituto Politécnico de Bragança. Disponível em: <https://esa.ipb.pt/clima.php?clima=historico1ano>. Acesso em: Mai. 2019. Bragança, Portugal.

Fachin, V. 2005. Nutrição mineral de plantas. Curso de Pós-Graduação “Lato Sensu” (Especialização) a Distância: Solos e Meio Ambiente. Universidade Federal de Lavras. Lavras, Brasil.

Faostat (Food and Agriculture Organization of the United Nations). Crops data. Disponível em: < <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>> Acesso em: out. 2019.

Fernandes, F. C. S., Buzetti, S., Arf, O., Andrade, J. A. da C. 2005. Doses, eficiência e uso de nitrogênio por seis cultivares de milho. Revista Brasileira de Milho e Sorgo, v.4, 2, p.195-204.

Ferreira, I. A. de Q. M. 2018. Estudos de fertilização de azoto, fósforo, potássio e boro em oliveira. Tese de doutoramento – Curso de Ingeniería de Biosistemas, Escuela Superior y Técnica de Ingeniería Agraria, León, Espanha.

Firestone, M. K. 1982. Biological denitrification. In: Stevenson, F. J. Nitrogen in Agricultural Soils. Agronomy, 22, p. 289-318.

Fontoura, S. M. V. Bayer, C. 2010. Ammonia volatilization in no-till system in the South-Central region of the State of Paraná, Brazil. Revista Brasileira de Ciências do Solo, v. 34. p.1677-1684. Porto Alegre, Brasil.

Francis, D. D., Vigil, M. F., Mosier, A. R. 2008. Gaseous losses of nitrogen other than through denitrification. In: Schepers, J. S., Raun, W. R. Nitrogen in agricultural systems. ASA, CSSA, SSSA. p. 255–79. Madison, USA.

Grizzetti, B., Nitrogen as a threat to European water quality. 2011. In: Sutton, M.; Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. V., Grizzetti, B. The European Nitrogen Assessment. Cambridge University Press, 2011. p. 379-404. Cambridge, Reino Unido.

Google (2019). Dados Maps. Portugal.

Good, A. G., Beatty, P. H. 2011. Fertilizing Nature: A Tragedy of Excess in the Commons. PLoS Biology, v. 9, n. 8, p. e1001124.

Guadagnin, J. C., Bertol, I., Cassol, P. C., Amaral, A. J. do. 2005. Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo. Revista Brasileira de Ciência do Solo. Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180214036013>. Acesso em: jul, 2019.

Harper, J. E. 1994. Nitrogen metabolism. In: Boote, K. J., Bennett. J. M., Sinclair, T. R., et al. Physiology and determination of crop yield. ASA/CSSA/SSSA. p. 285-302. Madison, USA.

Havlin, J. L., Tisdale, S. L., Nelson, W. L., Beaton, J. D. 2014. Soil fertility and fertilizers, an introduction to nutrient management, 8 ed. p. 56-64. Pearson, USA.

Hawkesford, M. Horst, W. Kichey, T. Lambers, H. Schjoerring, J. Moller, I. S. White, P. Function of macronutrients. 2012. In: Marschner, P. Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants. Elsevier, p. 135–189. London, Reino Unido.

Heringer, I., Moojen, E. L. 2002. Potencial produtivo, alterações da estrutura e qualidade da pastagem de milho submetida a diferentes níveis de nitrogênio. Revista Brasileira de Zootecnia, v.31, 2, p.875-882.

IFA (International Fertilizer Association). IFADATA: International Fertilizer Association, 2017. Disponível em: <http://ifadata.fertilizer.org/ucResult.aspx?temp=20170218023916>>. Acesso em: out. 2019.

IPMA (Instituto Português do Mar e da Atmosfera). 2019.

Jones Jr., J. B. 2001. Laboratory Guide for Conducting Soil Tests and Plant Analysis. CRC Press, Boca Raton, USA.

Lara Cabezas, W. A. R., 1997. Volatilização de N-NH₃ na cultura do milho: efeito da irrigação e substituição parcial da UR por sulfato de amônio. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 21, 3, p 481-487.

Libardi, P., Martins, M. 2007. Efeito da adubação nitrogenada nas propriedades químicas de um Latossolo, cultivado com milho em sucessão à aveia-preta, na implantação do sistema plantio direto. Acta Scientiarum Agronomy. v. 29. p. 639-647. Maringá, Brasil.

Lopes, A. S. E., Guilherme, L. R. G. 2014. Fertilidade do solo. Departamento de Ciência do Solo. Universidade Federal de Lavras. Lavras, Brasil.

LQARS (Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva). 2006. Manual de fertilização das culturas. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e Pescas. Instituto Nacional de Investigação Agrária e das Pescas. Lisboa, Portugal.

Luo, G. J., Kiese, R., Wolf, B., Butterbach-bahl, K. 2013. Effects of soil temperature and moisture on methane uptake and nitrous oxide emissions across three different ecosystem types. Biogeosciences, v. 10, 5, p. 3205-3219.

Malavolta, E., Vitti, G. C., Oliveira, S. A. 1997. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. Potafos, 2. ed., p. 319. Piracicaba, Brasil.

Malavolta, E., Gomes, F. P., Alcarde, J. C. 2002 Adubos e Adubações. Nobel. p. 29-110. São Paulo, Brasil.

Malavolta, E., Moraes, M. 2009. Nitrogênio na agricultura brasileira. in: Lapidou-Loureiro, F. E., Melamed, R., Figueiredo Neto, J. (Ed.). Fertilizantes, agroindústria e sustentabilidade. CETEM/MCT. p. 211-255. Rio de Janeiro, Brasil.

Malavolta, E., Vitti, G. C., Oliveira, S. A. 1997. Avaliação do estado nutricional das plantas, princípios e aplicações. Potafos, 2 ed., p. 319. Piracicaba, Brasil.

Militão, C. M. T. 2004. Estudo do ciclo do azoto: Uma aplicação para o ensino. Dissertação (mestrado). Departamento de Botânica. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Porto, Portugal.

Minolta Camera Co. Ltd. 2009. Chlorophyll meter SPAD-502Plus. Minolta, Osaka, Japan

Moll, R. H., Kamprath, E. J. e Jackson, W. A. 1982. Analysis and interpretation of factors which contribute to efficiency of nitrogen utilization. Agronomy Journal, v. 74, p. 562-564.

Morales, S. V., Llopis, G. A., Tejerizo, P. M. 1995. Impact of nitrates in drinking water on cancer mortality in Valencia, Spain. *European Journal of Epidemiology*, v. 11, 1, p. 15-21.

Moschini, B. P. 2019. Manejo da adubação nitrogenada com misturas de ureia revestida com NBPT e ureia revestida com enxofre e polímeros em sistemas de produção de milho. Tese (doutorado). USP - Universidade Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, Brasil.

Mosier, A. R., Duxubury, J. M., Freney, J. R., Heinemeyer, O., Minami, K. 1996. Nitrous oxide emissions from agricultural fields: assessment, measurement and mitigation. *Plant and Soil*, v.181, p. 95-108.

Myrold, D. D., Bottomley, P. Y. 2008. Nitrogen mineralization and immobilization. In: Schepers, J. S., Raun, W. R. (Ed.). *Nitrogen in agricultural systems*. ASA, CSSA, SSSA. p. 157–72. Madison, USA.

Nelson, D. W. 1982. Gaseous losses of nitrogen other than through denitrification. In: Stevenson, F. J. (Ed.). *Nitrogen in agricultural soils*. *Agronomy*, 22. p. 327-363.

Nielsen, B., Camberato, J. 2011. *Stalk Nitrate Tests – Research and Recommendation Update*. West Lafayette, USA.

Oertli, J. J. 1980. Controlled release fertilizers. *Fertilizer Research*, v. 1, p. 103-123. Zurique, Suíça.

Olson, R. A., Kurtz, L. T. 1982. Crop Nitrogen requirements, utilization, and fertilization. In: Stevenson, F. J. (ed.). *Nitrogen in Agricultural Soils*. *Agronomy*, 22, p. 567-604.

Park, S., Croteau, P., Boering, K. A., Etheridge, D.M., Ferretti, D., Fraser, P. J., Kim, K-R, Krummel, P. B., Langenfelds, R. L., Van Ommen, T. D., Steele, L. P., Trudinger, C. M. 2012. Trends and seasonal cycles in the isotopic composition of nitrous oxide since 1940. *Nature Geoscience*, v. 5, 4, p. 261-265.

Paul, E. A., Clark, F. E., 1996. *Soil Biology and Biochemistry*, 2 ed., Academic Press, San Diego, USA.

Paulus, G., Muller, A. M., Barcellos, L. A. R. 2000. *Agroecologia aplicada: práticas e métodos para uma agricultura de base ecológica*. EMATER/RS. p. 86. Porto Alegre, Brasil.

Pitcairn, C. E. R., Fowler, D., Leith, I. D., Sheppard, L. J., Sutton, M. A., Kennedy, V., Okello, E. 2003. Bioindicators of enhanced nitrogen deposition. *Environmental Pollution*, v. 126, 3, p. 353–361.

Queiroz, A. M., Souza, C. H. E., Machado, V. J., Lana, R. M. Q., Korndorfer, G. H., Silva, A. A. 2011. Avaliação de diferentes fontes e doses de nitrogênio na adubação

da cultura do milho (*Zea mays* L.). *Revista Brasileira de Milho e Sorgo*, v. 10, 3, p. 257-266.

Raij, B. Van, Cantarella, H., Quaggio, J. A., Furlani, A. M. C. 1996. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. *Boletim Técnico*, 2 ed., p. 285 Campinas, Brasil.

Rambo, L. M. Xiong, Y. Regis Ferreira da Silvia, P. 2010. Leaf and canopy optical characteristics as crop N status indicators for field nitrogen management in corn. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 173, p. 434-443. Paris, França.

Rao, A. C. S. Smith, J. L. Parr, J. F., Papendick, R. I. 1992. Considerations in estimating nitrogen recovery efficiency by the difference and isotopic dilution methods. *Fertilizer Research*, v.33, p. 209-217.

Reetz, H. F. 2017. Fertilizantes e o seu uso eficiente. International Fertilizer Industry Association, Paris, França.

Rodrigues, M. A. 1995. Influência da fertilização mineral orgânica na cultura da batata. Eficiência na utilização do azoto. Tese de mestrado em Nutrição Vegetal, Fertilidade dos Solos e Fertilização. ISA/UTL. p. 184. Lisboa, Portugal.

Rodrigues, M. A. 2000: Gestão do azoto na cultura da batata. Estabelecimento de indicadores do estado nutritivo das plantas e da disponibilidade do azoto no solo. Tese de doutoramento, UTAD, p. 277. Vila Real, Portugal.

Rodrigues, M. A. 2005. Utilização de fertilizantes e qualidade de produtos vegetais: o problema dos nitratos. Curso Qualidade e Segurança Alimentar em Produtos de Origem Vegetal, 17-22.

Rodrigues, M. A., Coutinho, J. F. 2000. Eficiência de utilização do azoto pelas plantas. Edição: Instituto Politécnico de Bragança. Bragança, Portugal.

Rosa, R. da S., Messias, R. A., Ambrozini, B., Rezende, M. O. de O. 2003. Importância da compreensão dos ciclos biogeoquímicos para o desenvolvimento sustentável. Instituto de Química de São Carlos, São Carlos, Brasil.

Santos, J. Q. 1991. Fertilização - Fundamentos da Utilização dos Adubos e Corretivos. Publicações Europa-América, Mem Martins, p.442. Lisboa, Portugal.

Santos, J. Q. 2001. Fertilização e Ambiente: Reciclagem agro-florestal de resíduos e efluentes. Europa-América, Lda. Edição n.º:137053/7621. Mem Martins, p 121. Lisboa, Portugal.

Santos, J. Q. 2015. Fertilização-Fundamentos agroambientais da utilização dos adubos e corretivos. Service Point.

- Santos, M. C. R., Pacheco, D. M., Santana, F. J. P. e Rodrigues, A. M. F. 2005. A eutrofização das lagoas das Sete Cidades e Furnas (S. Miguel – Açores). Análise evolutiva entre 1988 e 2002. Associação portuguesa dos recursos hídricos.
- Shaviv, A. Controlled release fertilizers. 2005. In: IFA International Workshop On Enhanced-Efficiency Fertilizers. Proceedings. International Fertilizer Industry Association, 2005. p.1-15. Paris, França.
- Silva, P. R. L. 2006. Arranjo de plantas e sua importância na definição da produtividade em milho. *Evangraf*. p. 63. Porto Alegre, Brasil.
- Silva, D. L. 2018. Efeito da aplicação de condicionadores do solo na biodisponibilidade de metais pesados. Dissertação (mestrado). Escola Superior Agrária - Instituto Politécnico de Bragança, p. 93. Bragança, Portugal.
- Smith, V. H.; Schindler, D. W. 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, v. 24, 4, p. 201-207.
- Soares, J. R., Cantarella, H., Menegale, M. L. C. 2012. Ammonia volatilization losses from surface-applied urea with urease and nitrification inhibitors. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 52, p. 82-89.
- Solomon, S., Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K. B.; Tignor, M.; Miller, H. L. 2007. *Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, p. 996. Cambridge, Reino Unido.
- Souza, J. A., Buzetti, S., Moreira, A. 2015. Viabilidade econômica de fontes e doses de nitrogênio no cultivo do milho segunda safra em sistema de plantio direto. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias/Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, v. 58, 3, p. 308-313.
- Steenbjerg, F.; Jakobsen, S. T. 1963. Plant nutrition and yield curves. *Soil Science*, v. 95, p. 69-88.
- Stevenson, F. J. 1986. *Cycles of Soil. Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients*. John Wiley & Sons, p.380. New York, USA.
- Taiz, L., Zeiger, E. 2013. *Nutrição Mineral*. In: *Fisiologia vegetal*. Artmed, 2013. p.107-130. Porto Alegre, Brasil.
- Tisdale, S. L., Nelson, W. L., Beaton, J. D. 1985. *Soil Fertility and Fertilizers*. 4 ed., Macmillan Publishing Company, p. 754. New York, USA.
- Trenkel, M. E. 2007. *Ullmann's Agrochemicals. Fertilizers*, 3 (Chap. 4.4 and 4.5). Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. Weinheim.

Trenkel, M. E. 2010. Slow- and controlled-release and stabilized fertilizers: an option for enhancing nutrient efficiency in agriculture. 2 ed., International Fertilizer Industry Association, p 163. Paris, França.

USDA (United States Department of Agriculture). 2019. Grain: World Markets and Trade. Foreign Agricultural Service/USDA - Office of Global Analysisp. p.1-56.

Valderrama, M., Buzetti, S. 2014. Adubação nitrogenada na cultura do milho com ureia revestida por diferentes fontes de polímeros, p. 659-669. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=445744140008>> Acesso em 30 de maio de 2019

Villalba, H. A. G., Leite, J. M., Otto, R., Trivelin, P. C. O. 2014. Fertilizantes nitrogenados: Novas tecnologias. Informações Agrônômicas, 148, p. 10.

Weil, R. R.; Brady, N.C. 2017. The nature and properties of soils. 15 ed., Pearson Education Limited, p. 234-246.

Werle, R. Garcia, R. A. Rosolem, C.A. 2008. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. Revista Brasileira de Ciências do Solo, v. 32, p. 52-61. Londres, Reino Unido.

Westerman, R. L. 1990. Soil Testing And Plant Analysis. 3 ed. Madson, USA.

Vasconcellos, C. A., Viana, M. C. M., Ferreira, J. J. 1998. Acúmulo de matéria seca e de nutrientes em milho cultivado no período inverno-primavera. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 33, 11, p. 1835-1945. Brasília, Brasil.

Wild, A. 1988. Plant nutrients in soil: Nitrogen. In: Wild, A. (ed.). Russell's Soil Conditions & Plant Growth. 11 ed., Longman Scientific & Technical, p. 652 – 694. New York, USA.

Yamada, T.D. Abdalla, S.R.S. 2000. Como melhorar a eficiência da adubação nitrogenada do milho. Informações Agrônômicas, Potafos, 91, p. 5. Piracicaba, Brasil.

Zaldívar, R., Robinson, H. 1973. Epidemiological investigation on stomach cancer mortality in Chileans: Association with nitrate fertilizer. Journal of Cancer Research and Clinical Oncology, v. 80, 4, p. 289-295.