

A AVEIA COMO CULTURA DE CAPTURA PARA A REDUÇÃO DE LIXIVIAÇÃO DE NITRATOS DURANTE O INVERNO

Ana Carolina Julio

*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*

Orientado por
Manuel Ângelo Rodrigues

Coorientadores
Margarida Maria Pereira Arrobas Rodrigues
Instituto Politécnico de Bragança
Américo Wagner Junior
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Bragança
2020

ANA CAROLINA JULIO

A AVEIA COMO CULTURA DE CAPTURA PARA A REDUÇÃO DE LIXIVIAÇÃO DE
NITRATOS DURANTE O INVERNO

Dissertação apresentada a Escola Superior
Agrária de Bragança para obtenção do Grau
de Mestre em Agroecologia no âmbito de
Dupla Diplomação com a Universidade
Tecnológica Federal do Paraná

Orientação: Prof. Manuel Ângelo Rosa
Rodrigues -IPB

Coorientação: Prof. Margarida Maria Pereira
Arrobas Rodrigues – IPB

Prof. Américo Wagner Junior - UTFPR

BRAGANÇA

2020

DEDICATÓRIA

A Deus, minha fonte inesgotável de força, esperança e ânimo. Tudo que conquistei devo à Ti, todo meu crescimento e aprendizado. Obrigada por ser meu fôlego de vida.

À minha família, minha base e meu apoio. Meus pais Ademir e Sueli, que sempre me impulsionaram a ser uma pessoa melhor, a ser uma pessoa correta, e sempre foram exemplo de caráter e amor fraternal. Às minhas irmãs Suelem, Juliana e Maria Luisa, que estiveram comigo desde a infância e com quem fortaleço meus laços não só de sangue, a cada dia de passa. Agradeço também pelo meu sobrinho Arthur, que é um anjo em nossas vidas, que amo tanto e sinto saudades.

Ao meu noivo Diogo Afonso Bonin, que é o companheiro que Deus escolheu pra mim compartilhar o resto dos meus dias, ele tem sido meu alicerce, meu porto seguro e meu apoio incondicional, que acreditou em mim mesmo nos momentos em que eu mesma não acreditava mais. Obrigada por permanecer fisicamente aqui em Bragança comigo, e vivermos essa aventura juntos.

Aos meus avós José, Eva, Helvécio e Dejanira (*in memoriam*), por todo exemplo de vida que foram e ainda são pra mim, me mostraram que tudo é possível quando acreditamos em Deus, que o amor verdadeiro ainda existe. Obrigada pelas ligações semanais, pelas demonstrações de amor e pelos conselhos a mim dado.

Aos meus amigos, Julliana, Stephany, Wisley, companheiros e colegas de casa, e ainda irmãos em Cristo, que estiveram por vários momentos comigo, em momentos intensos de estudo e cansaço. Obrigada pela companhia e pelas várias palavras de apoio.

Aos meus sogros, Maria e Irineu. Aos meus cunhados Rogério, Débora, Douglas, Bianca, concunhados Poliana e Marcelo, e aos meus sobrinhos João Vitor, Enzo, e Emily, vocês são importantes em minha vida.

Agradeço à todos amigos e parentes que de alguma forma me ajudaram, seja com uma palavra de apoio, um ombro amigo, ou uma mensagem quando a saudade já estava grande. Em especial à Camila, Pamela Letícia, Claudiana, Luciana, Emanoela, Tia Jandira e Tia Isaura (minha madrinha)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Dois Vizinhos, da qual tenho grande orgulho de ter realizado minha graduação, e também pelo fato de proporcionarem a oportunidade de estar realizando o Programa de Dupla Diplomação bem como todo apoio e assistência que recebi durante meu período de estada aqui em Portugal.

Ao IPB (Instituto Politécnico de Bragança) pela maravilhosa recepção e acolhimento que prestaram a mim, desde o momento da chegada em Portugal. Agradeço em especial a coordenação do mestrado em Agroecologia, que não medem esforços para que os alunos estrangeiros se sintam em casa.

Ao meu professor orientador Dr. Manuel Ângelo Rosa Rodrigues e à minha coorientadora Margarida Maria Pereira Arrobas Rodrigues, professores no IPB, que estiveram sempre disponíveis para auxílio em todas as etapas da realização do meu trabalho, também pela orientação e conselhos prestados a mim, disponibilidade e o conhecimento transmitido durante a realização dessa dissertação.

Ao meu orientador professor Dr. Américo Wagner Junior, adjunto à UTFPR campus Dois Vizinhos.

Ao laboratório de Solos do IPB, por todo suporte oferecido, seja com equipamentos como com pessoal, em especial à Rita, Ana e Soraya por todo auxílio durante as análises.

Por fim, a todos que direta ou indiretamente contribuíram para o êxito deste trabalho.

Minha eterna gratidão.

RESUMO

O trabalho experimental foi realizado na Quinta do Poulão em Bragança, NE Portugal nos anos de 2019 e 2020. Os objetivos foram verificar a capacidade da aveia em utilizar o nitrogênio (N) residual da cultura do milho cultivado na estação anterior e o N residual no solo no fim do verão (depois da coleta do milho) e na primavera (depois da coleta da aveia). O experimento foi conduzido em delineamento experimental completamente casualizado com 10 tratamentos fertilizantes e três repetições. Usaram-se quatro doses de N aplicado na forma de nitrato de amônio em duas aplicações (fundo + cobertura). As doses foram 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg N ha⁻¹. Usou-se um fertilizante de liberação controlada e um fertilizante estabilizado com um inibidor na nitrificação, ambos em duas doses aplicadas em fundo (100 e 200 kg N ha⁻¹). Usou-se estrume em dose equivalente a 100 kg N ha⁻¹ aplicado em fundo e outro tratamento similar, mas reforçado com 100 kg N ha⁻¹ aplicado em cobertura na forma de nitrato de amônio. Os fertilizantes referidos foram aplicados na cultura do milho em maio de 2019. A aveia não foi fertilizada. Os resultados mostram que as maiores doses de N (200 kg ha⁻¹) aplicadas à cultura do milho correspondem a maior teor de N mineral residual no solo após a coleta, o que se refletiu no aumento da produtividade da aveia. À medida que houve incremento na produção de massa seca aumentou também a quantidade de N recuperado pela aveia. Devido ao cultivo da aveia ocorreu redução de até 87% do teor de N mineral residual no solo. Assim, pode atribuir-se à aveia uma elevada capacidade em recuperar o N disponível no solo e aumentar a eficiência na sua utilização reduzindo o risco de contaminação ambiental. Os adubos de liberação gradual demonstraram também menores teores de N mineral no solo e riscos de perdas de N para o ambiente.

Palavras chave: *Avena sativa*; cultura de captura; nitrogênio; adubação nitrogenada; poluição por nitratos.

ABSTRACT

The experimental work was carried out at Quinta do Poulão in Bragança, NE Portugal in the years 2019 and 2020. The goals were to evaluate the oats capacity to use the residual nitrogen (N) from the corn crop grown in the previous season and the residual N in the soil in late summer (after maize harvest) and in Spring (after oat harvest). The experiment was conducted in a completely randomized design with 10 fertilizer treatments and three replications. Four rates of N applied as ammonium nitrate were used in two applications (pre-plant + sidedress). The N rates were 0 (0 + 0), 50 (25 + 25), 100 (50 + 50) and 200 (100 + 100) kg N ha⁻¹. A controlled release fertilizer and a stabilized fertilizer with a nitrification inhibitor were also used, both in two rates applied at pre-plant (100 and 200 kg N ha⁻¹). Farmyard manure was used in a dose equivalent to 100 kg N ha⁻¹ applied at pre-plant and another similar treatment but supplemented with 100 kg N ha⁻¹ applied as sidedressing as ammonium nitrate. The fertilizers mentioned were applied to the maize crop in May 2019. The oats were not fertilized. The results show that the highest rates of N (200 kg ha⁻¹) applied to the maize crop corresponded to a higher residual mineral N content in the soil after harvest, which was reflected in the increase in of the productivity of oats. As there was an increase in dry matter production, the amount of N recovered by oats also increased. Due to the cultivation of oats, there was a reduction of up to 87% of the residual mineral N content in the soil. Thus, oats seem to have a high capacity to recover N available in the soil and increase its use efficiency, reducing the risk of environmental contamination. The gradual release N fertilizers also showed lower levels of mineral N in the soil and lower risks of losses of N to the environment.

Keywords: *Avena sativa*; catch crops; nitrogen; nitrogen fertilization; nitrate pollution.

SUMÁRIO

Dedicatória.....	III
Agradecimentos.....	IV
Resumo.....	V
Abstract.....	VI
Lista de figuras.....	IX
Lista de tabelas.....	XI
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	2
2.1 O NITROGÊNIO NO ECOSSISTEMA.....	2
2.1.1 O nitrogênio nos solos	3
2.1.2 Dinâmica de nitrogênio nos solos	4
2.1.2.1 Mineralização e imobilização biológica de nitrogênio.....	5
2.1.2.2 Nitrificação.....	6
2.1.2.3 Oxidação anaeróbia de amônia	7
2.1.2.4 Desnitrificação.....	7
2.1.2.5 Fixação biológica de N.....	8
2.1.2.6 Lixiviação.....	9
2.1.2.7 Adsorção e fixação do íon amônio.....	9
2.1.2.8 Erosão.....	10
2.1.2.9 Volatilização da amônia.....	11
2.1.3 O nitrogênio nas plantas	11
2.2 FERTILIZAÇÃO COM NITROGÊNIO	13
2.2.1 Fertilizantes orgânicos	13
2.2.2 Fertilizantes minerais	14
2.3 EFICIÊNCIA DO USO DE NITROGÊNIO PELAS PLANTAS	15
2.4 PERDAS POR NITROGÊNIO NO SISTEMA SOLO/PLANTA	16
2.5 IMPACTO AMBIENTAL DO USO DE NITROGÊNIO	18
2.6 ESTRATÉGIAS PARA REDUÇÃO DA POLUIÇÃO AMBIENTAL COM NITROGÊNIO	20
2.6.1 Gestão de culturas de captura para redução da poluição com nitrogênio.....	20
2.6.1.1 Escolha da espécie.....	21

3. MATERIAL E MÉTODOS	23
3.1 CARACTERIZAÇÃO E IMPLANTAÇÃO DO EXPERIMENTO.....	23
3.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E FERTILIZANTES UTILIZADOS.....	25
3.2.1 Descrição dos fertilizantes utilizados.....	25
3.3 COLETA DAS AMOSTRAS.....	26
3.3.1 Amostragem do solo.....	26
3.3.2 Amostragem de plantas.....	27
3.4 ANÁLISES LABORATORIAIS.....	28
3.4.1 Análises de solo.....	28
3.4.1.1 Determinação do teor de umidade dos solos.....	28
3.4.1.2 Textura do solo.....	29
3.4.1.3 Determinação do pH.....	29
3.4.1.4 Matéria orgânica.....	29
3.4.1.5 Nitrato.....	29
3.4.1.6 Nitrogênio facilmente mineralizável.....	29
3.4.1.7 Fósforo e Potássio disponíveis no solo.....	30
3.4.1.8 Capacidade de troca catiônica (bases trocáveis)	31
3.4.2 Análises das plantas.....	31
3.4.2.1 Produtividade.....	32
3.4.2.2 Quantificação do nitrogênio.....	32
3.4.2.3 Determinação do Boro	32
3.4.2.4 Determinação de outros nutrientes.....	33
3.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	33
4. RESULTADOS	34
4.1 PRODUÇÃO DE BIOMASSA E INDICADORES DE ESTADO NUTRICIONAL DAS PLANTAS.....	34
4.2 NITROGÊNIO MINERAL NO SOLO.....	37
5. DISCUSÃO	49
6. CONCLUSÃO	53
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Ciclo biológico do nitrogênio (Q.I Educação, 2020)	3
Figura 2- Imagem de satélite da área de implantação do experimento (Google, 2020)	23
Figura 3- Precipitação anual em Bragança – Portugal, entre julho de 2019 e junho de 2020 (ESA-IPB, 2020).....	24
Figura 4: Temperatura anual em Bragança – Portugal, entre julho de 2019 e junho de 2020 (ESA-IPB, 2020)	24
Figura 5: Coleta das amostras em profundidade 0-20 cm	27
Figura 6: Corte das plantas no campo; secagem das plantas em estufa de ar forçado à 70° C	27
Figura 7: Solo em solução KCl, sendo filtrado em papel filtro Watman	28
Figura 8: Determinação do íon NH_4^+ pelo método de espectrofotométrico	30
Figura 9: Moinho das plantas	31
Figura 10: Produtividade da aveia em matéria seca em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha^{-1} , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).....	34
Figura 11: Teor de N recuperado na matéria seca em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha^{-1} , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).....	35
Figura 12: Teor de NO_3^- no solo na cultura da aveia após a colheita do milho em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha^{-1} , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	38

Figura 13: Concentração de NH_4^+ no solo na colheita do milho em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha^{-1} , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)38

Figura 14: Concentração de NH_4^+ no solo na colheita da aveia em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha^{-1} , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)39

Figura 15: Concentração de NH_4^+ hidrolisável, obtido por subtração da determinação a quente e a frio em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha^{-1} , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)40

Figura 16: Teor de N mineral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) no solo na cultura da aveia em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha^{-1} , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Tratamentos fertilizantes utilizados.....	25
Tabela 2: Composição química do corretivo orgânico.....	26
Tabela 3: Concentração de macronutrientes na matéria seca das plantas de aveia em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha ⁻¹ , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	36
Tabela 4: Concentração de micronutrientes na matéria seca das plantas em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha ⁻¹ , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	37
Tabela 5: Quantidade de macronutrientes recuperados pela aveia em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha ⁻¹ , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	41
Tabela 6: Quantidade de micronutrientes recuperados pela aveia em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha ⁻¹ , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)	42
Tabela 7: Teores de NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ e nitrogênio mineral no solo com extração com KCl a frio, NH ₄ ⁺ com extração com KCl a quente e NH ₄ ⁺ hidrolisável (diferença entre NH ₄ ⁺ extraído a quente a a frio) no solo na colheita da aveia em maio de 2020) em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50,	

100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha⁻¹, com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)44

Tabela 8: Carbono (C) orgânico, pH em H₂O e pH em KCl, fósforo e potássio no solo no mês de maio de 2020 em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha⁻¹, com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)45

Tabela 9: Bases de troca e capacidade de troca de cátions (CTC) em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha⁻¹, com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).....46

Tabela 10: Concentração de micronutrientes no solo em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha⁻¹, com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$)47

1. INTRODUÇÃO

A necessidade crescente na produção de alimentos, a fim de suprir as necessidades frente ao alto crescimento demográfico mundial, faz com que seja necessária a busca por técnicas agrícolas que otimizem a produtividade das culturas. O uso de fertilizantes agrícolas é uma das principais formas de aumentar o potencial produtivo dos diversos vegetais.

O nitrogênio (N) é o nutriente utilizado em maior quantidade por qualquer espécie vegetal. Ele atua diretamente no desenvolvimento vegetativo e nos componentes de rendimento da cultura. Devido ao seu efeito visível na vegetação, o N é por vezes utilizado com pouco critério, sendo aplicado em doses superiores às necessidades das culturas. Apresentando elevada mobilidade no solo, o N não utilizado pelas plantas pode perder-se para o meio ambiente, contaminando a água e a atmosfera. Usar doses adequadas, fertilizantes que reduzam a biodisponibilidade no nutriente no solo e culturas de cobertura/captura são algumas das medidas para racionalizar o uso do N nos agrossistemas.

Dentre essas medidas, o uso de plantas de captura (catch crops) ou plantas de cobertura (cover crops) se destaca, pois, as mesmas são implantadas no período de maior risco de perda de nitrogênio para o meio ambiente. Essas culturas absorvem o N residual que resultou da cultura principal aumentando a eficiência de uso do nutriente no agrossistema.

As plantas de cobertura têm a capacidade de utilizar o nitrogênio mineral no sistema de cultivo, ajustando a absorção com a disponibilidade do nutriente, de forma a reduzir as perdas. Para que uma cultura seja considerada eficiente como planta de captura ela deve minimizar significativamente os teores do nutriente em particular na forma de nitrato. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade da aveia (*Avena sativa* L.) na captura de nitrogênio residual do solo, a fim de reduzir as perdas de nitratos para os cursos de água e óxidos de N para a atmosfera e estudar a influência da adubação nitrogenada residual da cultura do milho na aveia, cultivada em sequência.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica tem como objetivo a contextualização sobre o tema abordado com intuito de facilitar a compreensão e entendimento do mesmo, explicação com base em trabalhos já realizados a importância do mesmo, bem como as comparações com os resultados obtidos auxiliando na discussão.

2.1. O NITROGÊNIO NO ECOSISTEMA

O N é um nutriente requerido por todos os organismos vivos do planeta, tanto do reino animal como vegetal. A sua disponibilidade determina a existência e a permanência dos seres no seu ambiente, seja ele terrestre ou aquático. O N está entre os 16 elementos considerados essenciais para as plantas, que necessitam estar presentes durante a fase de crescimento e reprodução, caso contrário as plantas não poderão finalizar seu ciclo com sucesso. Sua importância está associada principalmente ao fato de o N integrar grande parte das macromoléculas das células, como os ácidos nucleicos e as proteínas (YAGÜE, 1994; PEREIRA et al., 1981).

Na atmosfera, o N se apresenta quase em sua totalidade na forma de dinitrogênio (N_2), representando cerca de 78% de todos os gases. Esta forma molecular é considerada a origem e o destino no ciclo biogeoquímico do N. Contudo, apesar de estar presente em grande quantidade, não pode ser utilizado, tanto por animais quanto por vegetais. Isso se deve por conta da ligação covalente tripla que ocorre entre os átomos de N, podendo ser utilizado apenas por algumas bactérias e cianobactérias que tem a capacidade de fixação do N_2 (FACHIN, 2005; VIEIRA, 2017).

A dinâmica do N no meio ambiente, incluindo os solos, dá origem ao chamado ciclo biogeoquímico do N. Os processos químicos que ocorrem no solo determinam a disponibilidade das suas frações orgânica e mineral para as plantas (STEVENSON, 1986). O conhecimento do funcionamento do ciclo do N no sistema agrícola permite fazer o seu uso de forma racional, evitando perdas do N para fora do sistema, onde está associado a forte problemática ambiental (STEVENSON, 1986).

Porém, o N apresenta ciclo muito complexo, e suas formas no ambiente (atmosfera, solo, planta etc.) dependem de diversos fatores, incluindo as interações entre os microrganismos do solo. O ciclo do N está também dependente do tipo do solo da região e das suas propriedades físico-

químicas, que afetam a biodisponibilidade do nutriente. Outro fator importante na disponibilidade do nutriente para as plantas são as práticas agrícolas desenvolvidas pelo homem, como o revolvimento e aeração do solo e, a disponibilidade hídrica determinada pela rega (BERNER e BERNER, 1987; GUERRERO, 2003).

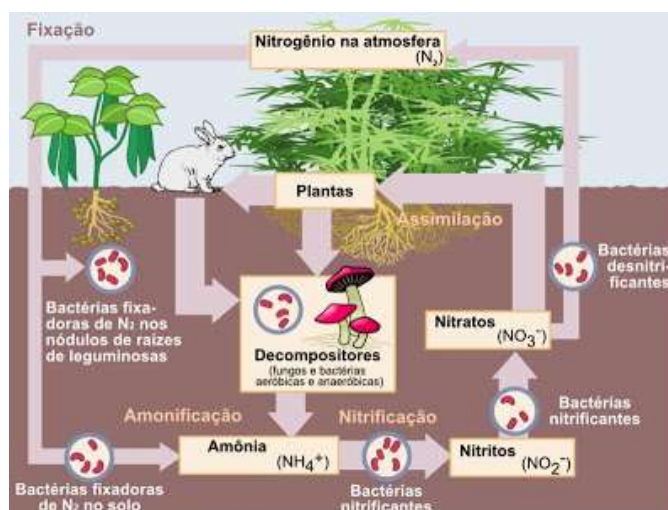


Figura 1: Ciclo biogeoquímico do nitrogênio. (Q.I. Educação, 2020).

2.1.1 O nitrogênio nos solos

No solo, o N se apresenta em duas formas, orgânica e inorgânica. A forma orgânica é mais abundante, representando cerca de 95% do N total no solo. É composto por restos de organismos vegetais e animais em diversos graus de decomposição, pelo que não se apresenta prontamente disponível para as plantas. Para que isso ocorra, vários processos bioquímicos de decomposição e mineralização devem decorrer, levados a cabo por microrganismos (YAGÜE, 1994). Desta forma, o N orgânico do solo não está imediatamente disponível para as plantas, ele representa reserva do nutriente a longo prazo.

As formas orgânicas de N no solo são pouco solúveis em água, pelo que não são suscetíveis a perdas por fenômenos como a lixiviação. As perdas para N orgânico acontecem apenas se o solo for arrastado, levando consigo a matéria orgânica através de processos erosivos do solo (MILITÃO, 2004).

As formas inorgânicas de N estão presentes em menor quantidade nos solos (2 a 5% do nitrogênio das camadas superficiais). As formas iônicas são as mais encontradas, sobretudo amônio

(NH_4^+), nitrito (NO_2) e nitrato (NO_3^-), sendo ainda possível quantificá-las separadamente (MALAVOLTA, 2006). O N pode também se encontrar no solo em formas gasosas, como as formas moleculares N_2 , amônia (NH_3) e monóxido (NO) e dióxido de nitrogênio (NO_2) (SANTOS, 2015).

Segundo Marschner (1995) as duas formas de N mineral mais abundantes no solo são NO_3^- e NH_4^+ , sendo a primeira a forma que as plantas agrícolas mais absorvem, especialmente em solos da região tropical. Essas formas são acrescentadas aos solos por meio da mineralização, deposição atmosférica e pela aplicação de fertilizantes nitrogenados (CORDEIRO e HEOK, 2007).

Para Stevenson (1982), do N total do solo, menos de 10% diz respeito a N inorgânico, sendo aquele que está disponível para as plantas. O N inorgânico reduz-se drasticamente com a profundidade do solo, estando estreitamente relacionado a biomassa vegetal presente na superfície e à camada arável mais arejada.

Após o fim do ciclo da planta, ou após a mesma ser cortada, incorporada ou não ao solo, ela começa a ser decomposta por organismos do solo. Neste processo o N orgânico passa para a forma inorgânica, através da mineralização, e se torna disponível para as plantas (MARTINELLI, 2007).

A quantidade e a disponibilidade de N no solo são difíceis de serem mensuradas, pois dependem de vários fatores, tais como a origem e gênese dos solos, a forma de preparação e cultivo e a suscetibilidade à erosão (LAMB et al., 1985). Para Parton et al. (1987), a textura também tem grande influência, sendo que solos mais argilosos têm maior capacidade de proteção da matéria orgânica, mantendo níveis mais altos de N no solo.

O sistema de plantio direto influencia nas taxas de N no sistema, pois há deposição e acúmulo de biomassa oriunda de resíduos vegetais no solo, aumentando a matéria orgânica, pois deposição superficial do resíduo reduz-se a erosão e a menor aeração do solo reduz a mineralização por microrganismos (BEUTLER et al., 2001; BAYER et al., 2004).

2.1.2 Dinâmica de nitrogênio nos solos

O saldo de N nos solos depende de interações diversas no ecossistema, de acordo com o ciclo biogeoquímico do nutriente, pois o mesmo é composto por série de reações e transformações levadas a cabo por microrganismos, com influência na ocorrência de N no ar, no solo e na água. O

ciclo biogeoquímico do N tem sido muito estudado, mas é constante o surgimento de novas espécies de microrganismos envolvidos, bem como o conhecimento de especificidades dos processos (VIEIRA, 2017).

Para aumentar o conhecimento e melhorar a gestão deste nutriente nos solos agrícolas, faz-se necessário continuar o estudo dos processos biológicos e não biológicos que influenciam na dinâmica do N no solo. Ainda que seja tanto difícil quantificar as entradas e saídas do N no sistema, devido à sua complexidade, saber como o N se comporta facilita a tomada de decisões de técnicas para sua gestão (FERREIRA, 2018).

A disponibilidade do N é basicamente dependente dos processos de mineralização e imobilização e também dos resíduos vegetais que se encontram no solo, pois a taxa e velocidade de decomposição irão depender da sua relação C:N (carbono: nitrogênio) e da composição bioquímica deste material, pois há elementos mais resistentes e difíceis de se decompor e outros que são mais simples e se decompõe com mais facilidade (MARY et al., 1996; IGUE, 1984).

Para Santos (1982), as perdas do nitrogênio no sistema agrícola se dão de três formas: biológicas, químicas e físicas. As biológicas acontecem através da desnitrificação, causando a emissão de N molecular, óxido nítrico (NO) e óxido nitroso (N₂O). As perdas químicas levam à volatilização de NH₃ e também à emissão de N₂, N₂O e NO para atmosfera. Já as perdas físicas ocorrem por erosão e lixiviação e, talvez sejam as mais importantes a se considerar.

2.1.2.1 Mineralização e imobilização biológica de nitrogênio

A mineralização de N é processo de transformação do N orgânico em N mineral (NH₄⁺) e, é conduzido por microrganismos heterotróficos, aeróbicos e anaeróbicos, fazendo com que o N se torne disponível para as plantas (STEVENSON, 1999; VIEIRA, 2017).

Para Stevenson (1999) a taxa de mineralização pode ser afetada por alguns fatores ambientais, como por exemplo o teor de água que há no solo, sendo muito lenta em solos secos, e por algum motivo ocorre aumento da mineralização numa sequência de solo seco e início de chuvas. A aeração do solo é também importante, levando em consideração se os organismos são aeróbicos ou anaeróbicos, dependendo aqui também da taxa de umidade, se a porosidade está ocupada por ar ou água. E por último a temperatura, influenciando pela temperatura que os

microrganismos toleram, sendo que os que se destacam são os termófilos, com temperaturas ideais entre 40 a 60 °C.

Da atividade dos microrganismos que degradam a matéria orgânica pode ocorrer competição pelos minerais do solo, originando imobilização biológica. Para efeitos práticos, imobilização pode ser considerada como o inverso da mineralização, tendo em vista que consiste na incorporação de N-inorgânico (NH_3 , NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-) em N-orgânico (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). Stevenson (1999) refere-se ao processo de imobilização biológica como consumo bruto de NH_4^+ . E assim reduz temporariamente a disponibilidade das formas nítricas e amoniacal de N para as plantas. (SANTOS, 2015)

2.1.2.2 Nitrificação

Nitrificação é a oxidação do íon amônio em nitrito e tão logo em nitrato, por meios biológicos, ou seja, microrganismos aeróbios que são designados nitrificantes. O produto final é o íon nitrato, que é a forma de N presente em maior quantidade em solos cultivados e bem aerados (SANTOS, 2015; VIEIRA, 2017). Então, o amônio que é produzido pela mineralização dos substratos orgânicos não costuma se acumular nos solos, por conta do processo de nitrificação que ocorre rapidamente através das bactérias nitrificantes (LEWIS, 1986).

A nitrificação é dividida basicamente em duas fases oxidativas, sendo que a primeira é a fase de nitrificação em que ocorre a conversão de NH_4^+ a NO_2^- pelos nitrificadores primários (bactérias do gênero *Nitrosomonas* ou bactérias oxidadoras de amônio), e a segunda fase, conhecida como nitratação, em que os nitrificadores secundários (bactérias do gênero *Nitrobacter* ou bactérias oxidadoras de nitrito) convertem o NO_2^- para NO_3^- (VIEIRA, 2017).

A segunda etapa da nitrificação é sempre mais rápida, isso porque o ganho energético nessa fase é mais baixo. Por esse motivo, o NO_2^- raramente se acumula no solo, aspecto bastante positivo, pois além de fitotóxico para as plantas, as bactérias do gênero *Nitrosomonas spp.* são inibidas com o acúmulo deste íon (VIEIRA, 2017; SANTOS, 2015; BRYSON et al., 2014).

2.1.2.3 Oxidação anaeróbica de amônia

Processo que leva a oxidação da amônia através de várias bactérias anaeróbicas, que utiliza o nitrato como acceptor de elétrons e forma N gasoso, dominando a produção de N₂ em ambientes aquáticos. Esse processo juntamente com a desnitrificação, fazem o retorno do N₂ à atmosfera (VIEIRA, 2017).

Consiste em um processo biológico para tratamento de efluentes, que visa a remoção do N através de atividades bacterianas, que tem a capacidade de transformar os compostos nitrogenados presentes neste ambiente em N gasoso, e tem como vantagens o baixo custo de instalação e operação (SCHEEREN et al., 2011)

2.1.2.4 Desnitrificação

Desnitrificação é o processo de redução de NO₃⁻ em N₂O ou N₂. Porém, a formação desses gases nitrogenados pode não ter origem somente na desnitrificação, ficando assim essa definição insatisfatória. Então uma melhor definição é que se trata de fenômeno biológico através da redução respiratória do nitrato ou nitrito para as formas gasosas (NO, N₂O e N₂), por intermédio de microrganismos anaeróbicos facultativos, necessitando de matéria orgânica oxidável como fonte de carbono e elétrons (VIEIRA, 2017; HAVLIN et al., 2014).

Esses gases são perdidos para a atmosfera a cada ano em quantidades elevadas, por serem pouco solúveis em água e muito voláteis, desse modo contribuem para a poluição atmosférica (SANTOS, 2001). Neste processo não há atuação de fungos, apenas de bactérias amonizantes, que são aeróbicas e usam o oxigênio como aceitador de elétrons na respiração, tornando-se assim respiração anaeróbia. Algumas das bactérias mais comuns são dos gêneros *Pseudomonas* spp. e *Paracoccus* spp. e *Thiobacillus denitrificans* (LEWIS, 1986).

Essa é a principal via pela qual os compostos inorgânicos oxidados de N são convertidos em gases nitrogenados, sendo importante para o ciclo biogeoquímico do N, porém também causa perdas significativas deste que está presente nos solos, reduzindo sua eficiência de uso (FIRESTONE, 1982).

Os processos de nitrificação e desnitrificação podem ocorrer de forma simultânea nos solos, sendo assim fonte de óxido nitroso para a atmosfera e a sua contribuição para emissão deste gás

dependem estreitamente das condições ambientais, como temperatura, umidade, textura do solo, pH, aplicação de fertilizantes nitrogenados, entre outros fatores (VIERA, 2017). Os gases formados têm grandes consequências nocivas para o meio ambiente e para a camada de ozônio, em especial o N_2O , bem como tendo contribuição importante para formação de chuvas ácidas (MOSIER et al., 1996).

2.1.2.5 Fixação biológica de nitrogênio

O N_2 é a forma mais abundante de N encontrado na natureza, e se apresenta de forma gasosa de forma praticamente inerte, que precisa ser transformado em N-amoniaco (NH_3 e NH_4^+) ou N-nítrico (NO_3^-), que são formas mais reativas, sendo assim aproveitáveis pelos organismos (RODRIGUES et al., 2000; ADUAN, 2004).

A fixação biológica de N consiste na fixação de N_2 atmosférico por microrganismos procariotas que detêm o sistema enzimático nitrogenase, através da redução do N_2 para NH_3 . Os microrganismos fixadores de N_2 podem existir como organismos de vida livre ou que vivem em associação com diferentes níveis de complexidade com as plantas. Estes que vivem em simbiose podem suprir de forma parcial ou total as necessidades das plantas as quais estão associados (VIEIRA, 2017; RESENDE, 2002).

Além de apresentarem essa capacidade de aceder a N a partir da atmosfera, como vantagem em relação às gramíneas, as leguminosas apresentam acelerada mineralização do N presente em seus restos culturais, por conta da baixa relação C:N que apresentam (STUTE e POSNER, 1995). As gramíneas, apresentam mineralização mais lenta, isso se deve ao fato de alta relação C:N dos seus tecidos (VAUGHAN et al., 2000; ALMEIDA, 2000).

Em relação ao interesse agrícola, esse processo é demonstrado de grande interesse através da simbiose entre bactérias da família Rhizobiaceae com as leguminosas que pertencem a família Fabaceae (FACHIN, 2005). Essa associação simbiótica ocorre em estruturas denominadas nódulos, e após a formação destes, várias proteínas são sintetizadas (VIEIRA, 2017). Em algumas culturas a fixação biológica de N pode ser a principal ou por vezes a única fonte de N para algumas culturas, podendo até mesmo não haver a necessidade da aplicação de fertilizantes sintéticos, sendo benéfica para as culturas em consórcio ou subsequentes, através da liberação gradual do N-mineral (SANTOS, 2015).

2.1.2.6 Lixiviação

A lixiviação é processo que consiste na descida do íon NO_3^- em profundidade no perfil do solo, juntamente com a água de percolação, para as áreas que não tenham mais o contato das raízes, não podendo ser absorvido (VIEIRA, 2017).

O nitrato é assim tão problemático por ser ânion com fraca retenção nas paredes dos coloides. Assim, fica com tendência em permanecer em solução, principalmente nas camadas superficiais do solo onde o nitrato é repellido por conta da eletronegatividade do complexo argilo-húmico que ali se encontra. Esse fator faz com que o mesmo se torne mais propenso ao processo de lixiviação (RESENDE, 2002).

Existem basicamente dois fatores que determinam a quantidade de NO_3^- lixiviado no sistema, sendo eles o volume de água de drenagem, tendo em vista que a susceptibilidade aumenta com o aumento do fluxo vertical de água no solo, e a quantidade desse íon presente no solo, ou seja, quanto mais estiver disponível no solo maior quantidade poderá ser lixiviada (VIEIRA, 2017).

Sendo assim, a lixiviação é favorecida na estação de recarga de água, através da precipitação que é concentrada no período de outono/inverno, e a baixa transpiração pelas plantas, excedendo os níveis de água no solo. Isso ocorre porque com o aumento das quantidades de água disponível no solo, o N que se apresenta em alta concentração neste período, se torna mais propício a percolação, e é carregado facilmente, pois é completamente solúvel e não retido pelos coloides do solo. Com a inclusão de “catch crops” nesse período, aumenta-se a evapotranspiração para a produção da matéria seca, reduzindo o saldo de água no solo e conseqüentemente a lixiviação (MEINSINGER et al., 1991).

2.1.2.7 Adsorção e fixação do íon amônio

O íon NH_4^+ além de ser absorvido pelas plantas é facilmente adsorvido pelos coloides do solo (minerais ou orgânicos), designado complexo argilo-húmico (Santos, 2015). Os minerais de argila podem também fixar NH_4^+ na estrutura interlamelar, sobretudo argila expansíveis do tipo 2:1, como vermiculitas, ilitas e em menor importância montmorilonitas. O NH_4^+ é usado para neutralizar as cargas negativas resultantes das substituições isomórficas (RODRIGUES e COUTINHO, 2000; SANTOS, 2015). Os minerais 1:1, como a caulinita, praticamente não tem

capacidade de fixação de cátions, sendo que as cargas negativas são dependentes do pH do solo (VARENNES, 2003).

A matéria orgânica com elevada estabilidade química e biológica, ou seja, o húmus possui estrutura coloidal semelhante à da argila e pode reter cátions (KISSEL et al., 2008). As cargas negativas dos coloides húmicos também são dependentes do pH. Assim, em condições alcalinas, a capacidade de adsorção de cátions do húmus é elevada, ocorrendo o inverso em condição de acidez (SENGIK e ALBUQUERQUE, 2003). A matéria orgânica também pode fixar NH_3 através de reações químicas não biológicas (KISSEL et al., 2008). Assim, quando o N está fixado fica pouco disponível para as plantas e para as bactérias nitrificante, reduzindo a eficiência de uso do nutriente. Entretanto essa retenção pode ser temporária e assim ser benéfica para a fertilidade do solo, pois o NH_4^+ fixado vai ser liberado lentamente ou ainda trocado com outros cátions presentes na solução do solo. Essa permutação pode reduzir a taxa de nitrificação e os riscos de perdas de N por lixiviação e desnitrificação (HAVLIN et al., 2014; SANTOS, 2015).

2.1.2.8 Erosão

A erosão consiste em processo de remoção da camada superficial do solo, determinada pelas condições de manejo do mesmo e as práticas conservacionistas utilizadas, bem como pelo tipo de solo, relevo e chuva (COGO, 1981). Para Rodrigues & Coutinho (2000), a erosão pode ser ocasionada principalmente devido à ação do vento (erosão eólica) e da chuva (erosão hídrica).

A erosão hídrica tem como consequência a perda dos nutrientes, principalmente o N. Além de causar a contaminação dos mananciais e de outras áreas ainda ocasiona o empobrecimento deste solo (FAVARETTO, 2002). Como a perda do N por erosão se dá na camada mais superficial, isso ocorre especialmente na forma orgânica, ou seja, não é o N que está prontamente disponível para as plantas e sim aquilo que seria mineralizado e disponibilizado de forma gradual (SANTOS, 2015; RODRIGUES e COUTINHO, 2000).

As práticas conservacionistas, principalmente a permanência da palhada sobre o solo, controlam os problemas de erosão hídrica, isso porque ocorre proteção do solo das gotas da chuva, impedindo que as partículas sejam desprendidas e carregadas pela água (REICHERT e CABEDA, 1992).

O total de nutrientes perdidos e a concentração de cada um irá depender da quantidade dos mesmos presentes no solo e do volume de solo erodido (SCHICK et al., 2000).

2.1.2.9 Volatilização da amônia

É considerada a perda de N na forma de amônia (NH_3). A amônia perdida pode ser proveniente de duas fontes, o N que chega ao solo através da aplicação de fertilizantes ou pela mineralização da matéria orgânica. Então a amônia que está no solo é transportada para a atmosfera através de reações químicas, biológicas e processos físicos (VIEIRA, 2017; TISDALE et al., 1985).

Todo fertilizante que tem como base o NH_4^+ e o NH_3 estão predispostos a serem perdidos pelo processo de volatilização. As perdas por esse meio podem variar muito, chegando em valores superiores a 50% daquele N que foi aplicado e o total de perda irá depender das práticas de manejo e das condições ambientais (VIEIRA, 2017; TASCA et al., 2011).

Alguns fatores podem afetar na variação das perdas de N por esse processo para a atmosfera e ocorre aumento da lixiviação quando o pH do solo está em condições mais ácidas, modificando o NH_4^+ em NH_3 que é a forma passível de ser volatilizada. Altas temperaturas promovem o aumento das perdas de NH_3 , tendo em vista que nestas condições a hidrólise da ureia é maior (VIEIRO et al., 2014). A umidade relativa do ar também é fator importante a levar em consideração, analisando também as condições de umidade do solo para reduzir essas perdas (SOMMER et al., 2004). A incorporação do fertilizante ao solo reduz as perdas por volatilização e pode ser feito tanto por formas mecânicas como pela água da chuva ou de irrigação (VIEIRA, 2017; CANTARELA, 2007).

2.1.3. O nitrogênio nas plantas

O N é um dos elementos mais limitantes no crescimento e desenvolvimento de plantas e é também o elemento exportado em maior quantidade pela maioria das espécies cultivadas. A sua disponibilidade e manejo são afetadas por microrganismos e fatores climáticos, que são consideradas de difícil controle, fazendo com que a sua mensuração no solo seja dificultada (CANTARELLA e DUARTE, 2004; SOUSA e LOBATO, 2004).

As plantas podem absorver N em diversas formas. Essa diferença ocorre por conta da preferência de absorção de cada espécie vegetal, podendo ser na forma de nitrato, amônio, ureia e

aminoácidos. Porém, as duas principais formas de N absorvidas pelas plantas a partir do solo são o íon nitrato NO_3^- e o íon amônio NH_4^+ (CRAWFORD e GLASS, 1998; YAGÜE, 1994).

A principal função do N nas plantas é estrutural. Ele faz parte de macromoléculas como ATP, NADH, NADPH, clorofila, proteínas, DNA, RNA e muitas enzimas. Desse modo, ele desempenha sobretudo papel estrutural na planta, pois faz parte de inúmeros compostos orgânicos, sendo ainda ativador de enzimas (STEVENSON, 1999; MALAVOLTA, 2006).

O N representa cerca de 1 a 5% da massa seca total da planta (SANTOS, 1991; MIFLIN e LEA, 1976). Sendo assim, a sua deficiência implicará em problemas no crescimento vegetal, pois ele atua diretamente sobre a divisão e expansão celular e a fotossíntese, com consequências sobre a área foliar, além de ser estimulante do desenvolvimento radicular (STEVENSON, 1999). Consequentemente, a sua falta gera plantas com aspecto raquítico e colorações mais amareladas (YAGÜE, 1994; CHAPIM, 1980).

Para Rodrigues e Coutinho (1995), o N atua no desenvolvimento da parte vegetativa e também na expansão do sistema radicular, sendo o nutriente que mais apresenta resposta imediata ao desenvolvimento da planta. Contudo, é difícil estabelecer recomendação adequada para cada cultura, visto que o N é difícil de ser mensurado através de análises do solo, variando de acordo com as condições ambientais. De uma maneira geral, recomenda-se a aplicação de N imediatamente antes da implantação da cultura e por vezes em cobertura, variando de espécie para espécie.

A necessidade de N para dada espécie varia de acordo com a produção de fotoassimilados. Sendo assim, em condições de maior desempenho a demanda pelo nutriente será maior, e vice-versa. As plantas que não passam por estresse hídrico, que são produzidas em ambientes com temperatura e intensidade luminosa ideais para seu desenvolvimento, irão necessitar de maior aporte de N (MENGEL e KIRKBY, 1987).

Basicamente, a necessidade de N irá variar de acordo com a espécie cultivada e eventualmente com cultivares dentro da espécie, mas também com as condições ambientais (STEVENSON, 1999).

Para que o íon nitrato realize as suas funções nas plantas, o mesmo precisa ser reduzido, através das enzimas nitrato redutase, que o converte em nitrito, atuando posteriormente a enzima nitrito redutase, reduzindo-o a amônio. O íon nitrato é móvel no xilema, fazendo com que o mesmo

possa ser reduzido tanto na parte aérea como nas raízes. O íon nitrato pode também acumular-se na parte aérea incluindo nos órgãos de reserva (RODRIGUES e COUTINHO, 1995).

2.2. FERTILIZAÇÃO COM NITROGÊNIO

A recomendação de N deve ser cautelosa, por conta que a deficiência acarreta problemas ao desenvolvimento do vegetal. Porém, com doses excessivas também haverá distúrbios fisiológicos. Além disso, o excesso, que não será absorvido prontamente, se perderá no meio ambiente, causando a poluição das águas e da atmosfera (RODRIGUES e COLTINHO, 1995).

Por conta de o N ser nutriente com demanda diferenciada entre culturas, e por apresentar facilidades de perdas no solo, Bayer e Fontoura (2006) recomendam a adubação preferencial com N em cobertura, e que a mesma seja feita momentos antes da maior demanda pelo nutriente.

O mercado de fertilizantes tem uma gama grande de produtos que contêm N em formas orgânicas e/ou minerais. Todos podem ser usados com sucesso desde que tidas em conta as doses, formas de N e épocas de aplicação. Porém, deve ser tido em conta que estando no solo, para ser absorvido pelas plantas o N deverá encontrar-se nas formas NH_4^+ e NO_3^- .

2.2.1. Fertilizantes orgânicos

A decomposição de resíduos orgânicos é uma das fontes de N para as plantas. Através da atuação de microrganismos heterotróficos que decompõe os resíduos orgânicos, ocorre a mineralização, que corresponde a conversão do N orgânico em amônio que é rapidamente oxidado a nitrato através da nitrificação. Uma opção de fornecer N às plantas é através do uso de dejetos de animais, como de suínos, como fonte de N. Esta forma de fornecer N é muito vantajosa, pois a disponibilização do nutriente no solo é feita de uma forma gradual. Além do contributo com nutrientes para as plantas, os resíduos orgânicos podem também melhorar a estrutura do solo, tornando-o mais resistente à erosão e aumentando a capacidade de troca catiônica (IGUE, 1984; VIDIGAL, 1997).

Se o N do solo for suprido com fontes orgânicas o ritmo de sua decomposição irá depender da composição do material que foi utilizado e também das suas características, biológicas, físicas e químicas. Os componentes mais simples se decompõem primeiro (proteínas, amido, açúcares);

já aqueles que são mais resistentes (celulose, gorduras, lignina) levam mais tempo para se decompor (MIYASAKA et al., 1983; IGUE, 1984).

O uso de fertilizantes orgânicos pode também reduzir um pouco os custos de produção, sendo estes em grande parte devidos à fertilização dos vegetais. Os custos com fertilizantes são altos devido à energia consumida nos processos de fabrico e/ou aos custos das matérias-primas, sendo em algumas regiões do globo a adubação orgânica uma alternativa de menor custo, pelos materiais usados serem fáceis de encontrar e consistirem na reciclagem de resíduos (HOFFMANN et al., 2001). O uso de materiais orgânicos pode não ser integralmente inócua. Em alguns estudos foi mostrado que os materiais de origem orgânica originam maior liberação de N_2O do que aqueles que têm origem inorgânica (DAVIDSON, 2009).

2.2.2. Fertilizantes minerais

Diversos tipos de fertilizantes minerais foram desenvolvidos com o intuito de elevar a quantidade de N e outros nutrientes presente nos solos, e que são indispensáveis para um bom desenvolvimento dos vegetais. O uso destes fertilizantes torna-se necessário pela alta demanda de nutrientes das culturas, por sua vez originada pelo aumento populacional em grande escala. Quando aplicado aos solos, os fertilizantes minerais fornecem N nas formas de NH_4^+ e/ou NO_3^- (VIEIRA, 2017).

O NH_4^+ que provém dos fertilizantes minerais ou o que é oriundo do processo de mineralização, se não for absorvido imediatamente pelas plantas será retido no solo, por imobilização biológica, fixado nos minerais de argila ou adsorvido no complexo de troca por possuir carga positiva. Isso é uma vantagem desta forma de N, que, sendo menos solúvel que o íon nitrato não é perdido por lixiviação, reduzindo muito as perdas e poluição do ambiente (O'LEARY et al., 1994).

Outra forma de introduzir N no sistema solo/planta e reduzir consideravelmente a necessidade de aplicação de fertilizantes nitrogenados no solo é o uso de leguminosas nos sistemas de cultivo com capacidade de se associarem de forma simbiótica com bactérias que fazem a fixação do N_2 atmosférico. Para além de poderem satisfazer as suas necessidades em N, essas plantas, ou parte delas, são posteriormente incorporadas no solo liberando o N de forma progressiva, através da mineralização, favorecendo o balanço final do nutriente no solo (RESENDE, 2002).

2.3. EFICIÊNCIA DO USO DE NITROGÊNIO PELAS PLANTAS

Para que as plantas realizem o seu processo de fotossíntese de maneira efetiva têm de utilizar os nutrientes que estão disponíveis no solo, uns em maior e outros em menor quantidade. A tendência é que a cada ciclo de plantas no solo esses nutrientes se vão reduzindo, por conta do consumo feito pelas plantas, tornando-se necessária a fertilização. Podem usar-se adubos minerais ou orgânicos para repor os nutrientes no solo, embora cada adubo tenha um comportamento diferente no solo.

A reposição das plantas à aplicação de N costuma ser imediata, e a produtividade das culturas está intimamente ligada ao uso de adubos nitrogenados. Grande diversidade de estudos indica que existe uma correlação positiva entre o uso de N e o incremento nos componentes de rendimento de diversas culturas.

Devido à grande demanda de N pela maioria das culturas, e por apresentar uma dinâmica um tanto complexa no sistema, muitos estudos vêm sendo realizados a fim de aumentar a eficiência do seu uso e conseqüentemente reduzir as suas perdas para o ambiente (BREDEMEIER e MUNDSTOCK, 2000).

A eficiência do uso de N é expressa de diferentes formas, podendo ser a relação entre os componentes de rendimento da cultura que indicam a produtividade e as doses de N utilizadas (MOLL et al., 1982).

A eficiência de uso do N é determinada principalmente pela dose utilizada, visto que do N total aplicado apenas uma porção será utilizada pela planta. A uma escala global aceita-se que a eficiência de uso do N se situe em torno de 50% (BOSWELL et al., 1985). A forma de N aplicada também influencia a eficiência de utilização (BOSWELL et al., 1985). Alves et al. (2006) referem que a baixa eficiência do N aplicado no plantio foi influenciada pela fonte nitrogenada utilizada. A ureia, por exemplo, dependendo das condições climáticas no momento da aplicação pode originar grandes perdas de N por volatilização de amônia. A eficiência de uso do N, também varia de acordo com o ciclo de desenvolvimento da planta no momento da aplicação, tendo em vista que, quanto mais adiantado o crescimento vegetativo, maior será a taxa de crescimento radicular e conseqüentemente maior taxa de absorção por unidade de peso da raiz (CREGAN e BERKUM, 1984).

Contudo, o ponto crítico para a baixa eficiência do N pelas plantas está relacionado a dinâmica do nutriente no sistema, pois suas entradas e saídas são de difícil mensuração. O N mineral, que é o que está prontamente disponível para uso, não se acumula no solo. Por outro lado, quanto ao N orgânico, torna-se difícil saber quando o N será mineralizado, sendo o ritmo e a quantidade de mineralização grandemente imprevisível nos agrossistemas (RODRIGUES et al., 2011).

O sistema de produção que se está utilizando também interfere muito no balanço do nutriente no solo, tendo em vista que há espécies que apresentam maior eficiência do uso do N e outras menos. Algumas espécies demandam maiores doses, pois a necessidade da cultura é maior principalmente por conta das exportações feitas para os grãos. A elevada demanda por algumas culturas ocasiona, por vezes, um balanço de N negativo, por conta das grandes necessidades e baixas adubações. Porém, o uso de doses excessivas de N causa problemas ambientais, sendo necessário uma análise criteriosa sobre a otimização da quantidade que se usa. Outra forma de intervir para reduzir o impacto ambiental é o uso de culturas de captura na entressafra, reduzindo perdas de N para fora do sistema (ZOTARELLI et al., 2000).

Para locais com precipitações elevadas, um método empírico que atribui créditos às culturas precedentes tem sido muito utilizado como parâmetro para os sistemas de recomendação de aplicação de N. Se a planta antecessora foi leguminosa, por exemplo, ou se foram efetuadas de adubações, atribuem-se créditos ao N residual no solo e reduzem-se as aplicações (MAFF, 1985; RODRIGUES et al., 2011).

2.4. PERDAS POR NITROGÊNIO NO SISTEMA SOLO/PLANTA

Há um crescimento demasiado na produção agropecuária e industrial nas últimas décadas, consequência do crescimento populacional, e isso origina um aumento da demanda por nutrientes. A intensificação da agricultura origina diversos problemas ambientais, alguns em grande escala, como é a poluição por uso excessivo de nutrientes, com ênfase para o N.

A poluição por N no ambiente pode ocorrer de duas maneiras. De forma natural, através da ocorrência de chuva e fixação biológica de N por bactérias fixadoras, ou de forma antropogênica, que acontece com o uso de fertilizantes nitrogenados e também pela utilização de água de rega (GUERRERO, 2003).

A recomendação de adubação nitrogenada é complexa, quando comparada com a de outros nutrientes, devido ao ciclo biogeoquímico do N. As saídas de N do sistema solo/planta vão depender principalmente das formas e quantidade em que o nutriente entrou. A adubação nitrogenada em doses elevadas leva a que uma maior parte não seja utilizada pelas plantas, o que aumenta as saídas por lixiviação e/ou desnitrificação, que afetarão a qualidade da água e originarão contaminantes na atmosfera.

O N assimilado pelos vegetais não vai permanecer em sua totalidade nos mesmos. Parte pode ser perdido, por algumas formas e vias, como é o caso das raízes por exsudação, pela parte aérea por volatilização a partir da canópia, neste caso especificamente na forma de amônia (HOLTAN-HARTWIG e BOCKMAN, 1994).

Do ponto de vista do sistema hidrogeológico, a poluição por nitratos nos lençóis freáticos é a de maior impacto por conta da alta contaminação que esta causa. Os nitratos são habitualmente considerados os principais poluentes das águas (SCHEPERS et al., 1991). O risco de lixiviação de nitratos se torna mais elevado em solos de textura arenosa que, quando comparados com os argilosos, apresentam uma elevada taxa de infiltração ou baixa taxa de retenção de água no solo. Quando essa situação é somada a condições de altas precipitações ou rega excessiva e grande fertilização, esse tipo de poluição tende a se elevar (SVEDA et al., 1992).

A lixiviação é principal forma de perda de N nos solos, com maior frequência em solos de países de clima tropical e com alta precipitação. A lixiviação consiste, de maneira simples, na movimentação vertical dos íons nitrato, de forma que não fiquem ao alcance das raízes, tornando-se indisponíveis para as plantas (ERNANI, 2008). Li et al. (2007) afirmam que com o aumento da precipitação ocorre conseqüentemente o aumento da taxa de lixiviação de N do solo para as águas subterrâneas.

A forma de N que mais se perde por lixiviação é o nitrato, porque apresenta carga negativa e em condições normais de pH do solo, entre 5,5 a 7,5, não é possível ser adsorvido pelos minerais de argila e pelos coloides orgânicos, tornando-se assim susceptível de ser lixiviada. Ao contrário do íon amônio que possui carga positiva e se liga facilmente aos coloides (organo-minerais) do solo, resistindo mais à lixiviação (GUERRERO, 2003).

São diversos os fatores que influenciam a perda de N por lixiviação. Bocher (1995) demonstrou que a quantidade de nutriente que chega as águas subterrâneas está diretamente ligada à quantidade aplicada, sendo que quanto maior for a quantidade aplicada, maior será a quantidade

que ficará disponível para perdas. Contudo, as fontes utilizadas também interferem, ou seja, adubos que apresentem liberação mais lenta tendem a ser menos lixiviados. A época de aplicação também é importante, sendo que com a idade o vegetal tende a reduzir sua absorção, e o que não for absorvido ficará no solo e poderá ser perdido.

É difícil mensurar as perdas do nutriente proveniente da adubação nitrogenada, pois o saldo que existe no solo é resultado da soma do N natural do solo e daquele que foi adicionado. O saldo no solo resulta da diferença entre as entradas e saídas do nutriente. O destino final do que foi aplicado irá também depender da quantidade utilizada e do manejo que está sendo feito no solo. Parte do nutriente irá permanecer no solo, com maior relevância quando imobilizado pelos resíduos provenientes da cultura antecessora. Se for cultivada uma planta de cobertura, o nutriente poderá ser absorvido pela mesma. Estas culturas designam-se de “catch crops” ou culturas de captura. Caso não exista essa possibilidade de absorção, o N será lixiviado, no período do inverno, quando as precipitações costumam ser elevadas (NORMAND et al., 1997).

2.5. IMPACTO AMBIENTAL DO USO DE NITROGÊNIO

O N é o nutriente mais utilizado na agricultura e o que apresenta maiores resultados em relação aos componentes de rendimento. O seu uso em quantidades desadequadas traz problemas para o ser humano e para o planeta, tendo em conta que há locais com baixa produção de alimento pelo baixo ou nulo uso do nutriente e, em contrapartida, há locais onde o seu uso se faz em quantidades maiores do que a necessidades das culturas, o que faz com que passe de nutriente a poluente (CARVALHO e ZABOT, 2011).

O N nas formas de NH_3 e NO_3^- representa as duas principais fontes de poluição do nutriente. O íon nitrato se apresenta como altamente solúvel e facilmente lixiviável (ROSOLEM et al., 2003; RESENDE, 2002). Os fatores que determinam a quantidade de N lixiviado são a presença ou não de plantas de cobertura durante o período de outono/inverno, a permeabilidade do solo cultivado, o clima da região, principalmente o que diz respeito à pluviosidade, a adubação nitrogenada, designadamente a quantidade e tipo de fertilizante utilizado, e o sistema de rega em agricultura de regadio (WILD e CAMERON, 1980).

A contaminação com NO_3^- na natureza é pouco perceptível, por ocorrer de forma difusa e gradual, fazendo com que na maioria das vezes somente se torne perceptível quando já atingiu níveis críticos e de difícil controle (KAISER, 2006; ROSOLEM et al., 2003).

N na forma de nitrato também pode ser perdido pelo processo de desnitrificação. A desnitrificação ocorre devido à ação de bactérias anaeróbias, em condições de redução de oxigênio no solo, perdendo-se para a atmosfera na forma de gases nitrogenados (KERBUAY, 2008).

O excesso de N nas águas superficiais contribui para a sua eutrofização que, em conjunto com o fósforo, alteram as cadeias tróficas do meio. A principal consequência é o aumento da presença de algas e plantas aquáticas, que por vezes serve como indicadores deste problema. Isso é negativo do ponto de vista da qualidade da biota, pois a presença das algas faz com que a água fique turva, dificultando a penetração da luz solar. Na fase de decomposição, a presença destes detritos orgânicos consome o oxigênio da água, colocando em risco a vida de outras espécies, como os peixes (RESENDE, 2002).

O excesso de nitratos nas águas pode levantar problemas de saúde animal e humana. O uso de águas eutrofizadas na rega ou quando consumidas diretamente pelos animais, haverá contaminação por conta da presença de nitratos na mesma. Os nitratos em si não são tóxicos mas podem ser convertidos em nitritos quando em contacto com certas bactérias no organismo de ruminantes (bovinos e ovinos) e em alguns monogástricos (equinos), que são tóxicos, causando envenenamento (ZUBLENA et al., 1991; NUGENT et al., 1999).

A ingestão excessiva de nitratos pode ser problemática para a saúde humana, sendo mais prejudicial para os bebês menores de 6 meses de idade, pois estes possuem bactérias no trato digestivo que reduzem o nitrato a nitrito, havendo também risco de envenenamento. Nos adultos a ingestão de nitratos não é tão problemática, pois tem a capacidade de os excretar via urina. Porém, seu consumo está associado a problemas como câncer estomacal ou do esôfago, por conta da formação de N-nitrosaminas, formadas através da interação do nitrito com amônias secundárias (ZUBLENA et al., 1991).

Existem plantas que acumulam níveis particularmente elevados de nitratos nos seus tecidos. Vittozzi (1992), em estudos com vários vegetais, verificou que a beterraba apresentou nos tecidos concentrações de 3288 mg/kg de peso fresco de NO_3^- , e o espinafre 2470 mg/kg. Além da água e dos vegetais, as dietas podem ainda ser enriquecidas com nitratos a partir da sua adição em alimentos industrializados e defumados, como é o caso de salsichas e linguiças.

2.6. ESTRATÉGIAS PARA REDUÇÃO DA POLUIÇÃO AMBIENTAL COM NITROGÊNIO

Os problemas de contaminações por N são inúmeros, e os mesmo apresentam dificuldade de correção após ter ocorrido. Então o melhor a se fazer com relação ao problema são estratégias preventivas para o controle. Primeiramente é necessário ter conhecimento das áreas que são mais afetadas e assim fazer um levantamento estratégico para o seu controle. Assim, com a determinação dos locais de maior risco pode-se dar maior atenção para aquelas áreas.

Uma das estratégias de redução dos nitratos nas águas contaminadas é o tratamento ou a diluição. Porém, são métodos de alto valor monetário, tendo em vista que não são simples de serem realizados. Apesar de serem de reduzida viabilidade, é possível realizar tratamentos, como a deionização, destilação ou osmose reversa (ZUBLENA, 1991). A diluição destas águas até atingir níveis aceitáveis para consumo também é uma das formas possíveis de realização.

2.6.1 Gestão de culturas de captura para redução da poluição com nitrogênio

O uso de plantas de cobertura (winter cover crops) ou de captura (catch crops), consiste no cultivo de uma planta ou espécie vegetal, em uma determinada área, geralmente em um período que não seja possível a implantação de outra cultura de interesse comercial ou que seja considerada rentável para o produtor. Estas culturas são utilizadas com o objetivo de proteção dos solos ou de reduzir as perdas de N no período de outono/inverno (REEVES, 1994). Estas culturas absorvem N e retêm-no nos seus tecidos. Na estação de crescimento seguinte disponibilizam esse N para a cultura seguinte, após mineralização, reduzindo consideravelmente as perdas por lixiviação e desnitrificação (SAINJU et al., 2007). O conhecimento dessas plantas faz parte de um estudo de extrema necessidade em relação ao N e seu comportamento no ambiente, pois apesar de ser de grande importância para as plantas e para seu desenvolvimento e produção apresenta formas graves de poluição ao meio ambiente, principalmente as águas (RODRIGUES et al., 2005).

O uso de cover crops apresenta-se como uma prática que oferece melhoria na parte química, física e biológica dos solos, reduzindo problemas erosivos e, através da incorporação destas plantas, disponibilizam N para a próxima cultura (MEISINGER, 1991). A liberação do N ocorre de forma gradual, suprindo as necessidades da cultura principal de forma sincronizada (BERGSTROM e KIRCHMANN, 2004).

Com o uso de cover crops, após a colheita da cultura comercial, o N residual que se mantém no solo ficará menos susceptível ao processo de lixiviação, por conta que a cultura de cobertura irá absorver grande parte (JENSEN, 1991). O NO_3^- além de ser a forma de N mais presente nos solos agrícolas, também é aquele que se perde com maior facilidade para o ambiente, sobretudo para as águas, por conta da sua alta mobilidade e cargas negativas. Então as plantas podem reduzir as perdas de duas maneiras, através da absorção direta destes nitratos ou pela captação do excesso de umidade no solo, reduzindo assim a percolação (CICEK et al., 2015; NOTARIS et al., 2018).

Há muitos estudos que comprovam a eficiência das plantas de cobertura no controle de perdas de N na agricultura. Em um experimento realizado na Dinamarca, Hansen et al. (2015) comprovaram que o cultivo de rabanete forrageiro como cultura de cobertura reduziu a lixiviação de nitrato de 44 para 5 kg/ha.

A cultura de cobertura para além de reduzir as perdas de N por lixiviação durante o período do seu crescimento, também contribuem para aumentar a quantidade armazenada no solo, de forma a reduzir a fertilização nitrogenada da próxima cultura. (LIDEN et al., 1987; JÄGGLI, 1978). São mais eficazes na recuperação de nutrientes do que outras técnicas culturais que visem a redução do uso de fertilizantes (THORUP-KRISTENSEN et al., 2003). Essas além dos benefícios de redução da poluição pelo N, a longo prazo apresentam um considerável aumento no teor da matéria orgânica do solo, bem como um aumento da produtividade da cultura (CONSTANTIN et al., 2012; NOTARIS et al., 2018).

A instalação da cultura de cobertura geralmente ocorre no período de outono. As espécies mais favoráveis devem apresentar bom arranque inicial. Porém, com a chegada do inverno, esse crescimento reduz-se. Na primavera, o crescimento é retomado, mas a quantidade de N absorvido irá depender do N ainda disponível no solo que não foi perdido durante o inverno ou que se está a mineralizar (SHIPLEY et al., 1992; CLARK et al., 1994; VAUGHAN e EVANYLO, 1998).

2.6.1.1 Escolha da espécie

A escolha da espécie é um fator determinante para obter bons resultados quanto ao uso de plantas de coberturas. É necessário avaliar o efeito das plantas de cobertura na quantidade de N disponível para a cultura sucessora, tendo em conta que o uso de algumas espécies, além de não

melhorarem esse aspecto ainda aumentam a necessidade de adubação nitrogenada da cultura seguinte (MARTINEZ e GUIRAUD, 1990; SORENSEN e THORUPKRISTENSEN, 1993).

O potencial de redução das perdas por lixiviação varia muito entre espécies, mesmo que essas apresentem muitas características em comum ou pertençam à mesma família. Um estudo realizado na Nova Zelândia, comparou aveia (*Avena sativa*) e azevém (*Lolium multiflorum*) como cover crops e os resultados mostraram que a aveia apresentou uma redução de lixiviação de N em 25% em comparação com o azevém. (CAREY et al., 2017).

Alguns estudos mostram que as gramíneas apresentam maior capacidade de recuperação do N residual. Um trabalho realizado por Shipley et al. (1992) mostrou que o trevo vermelho (*Trifolium incarnatum* L.) recuperou apenas 8% do N residual durante o outono/inverno comparativamente com o centeio que conseguiu recuperar 45%. Plantas como o azevém (*Lolium multiflorum*), a cevada (*Hordeum vulgare*) e o centeio (*Secale cereale*) de inverno se apresentam eficazes, pois apresentam um rápido crescimento, o que as torna eficazes na recuperação do N do solo, porém com liberação lenta, por conta da relação C:N ser alta (THORUP-KRISTENSEN e DREBOLL, 2010).

Apesar do conhecimento em relação à captura de N por determinadas plantas, algumas ainda não foram comprovadas como contribuintes de suprimento do nutriente para a safra seguinte. O nabo forrageiro (*Raphanus sativus*) mostrou-se positivo no quesito captura, e acredita-se que assim como todas as leguminosas de maneira geral apresentam liberação rápida, resultado da sua baixa relação C:N (THORUP-KRISTENSEN et al., 2003). É necessário estudos mais apurados para a determinação da sua capacidade de reduzir as perdas na forma de nitrato, pelo processo de lixiviação (CICEK et al., 2015; VALKAMA et al., 2015).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO E IMPLANTAÇÃO DO EXPERIMENTO

O presente estudo foi realizado no Distrito de Bragança, Região de Trás-os-Montes, localizada no Nordeste de Portugal. Decorreu na quinta experimental do Instituto Politécnico de Bragança, denominada Quinta do Poulão, na zona rural do município de Bragança. O local apresenta as coordenadas $41^{\circ}46'48,9''N$ $6^{\circ}47'54,2''W$ e a altitude de 704 metros (Figura 2).



Figura 2: Imagem de satélite da área de implantação do experimento (Google maps, 2020).

Segundo a classificação de Koppen, a cidade de Bragança apresenta clima Csb, ou seja, clima temperado com verão seco e suave. A temperatura média anual para essa região é de $11,7^{\circ}C$, sendo o mês mais quente agosto com temperatura média de $20,3^{\circ}C$ e o mais frio, janeiro, com média de $3,9^{\circ}C$. (IPMA, 2020) A precipitação acumulada anual em 2019 foi de 687,5 mm, sendo dezembro o mês mais chuvoso, com uma precipitação de quase 200 mm e fevereiro o mês mais seco, com precipitação menor que 10 mm. Os registros de precipitação e temperatura do período do experimento foram representados nas Figuras 2 e 3.

O solo na Quinta do Poulão é classificado como Fluvisso solo éútrico (IUSS Working Group WRB, 2014), de textura franca, compreendendo 54% de areia, 25% de silte e 21% de argila.

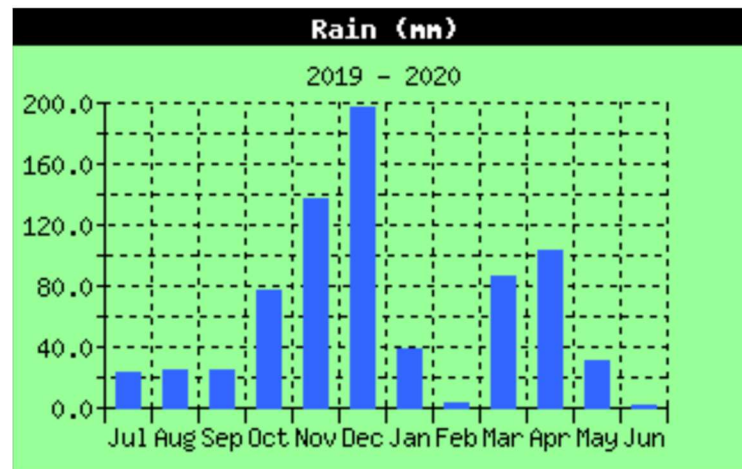


Figura 3: Precipitação anual em Bragança – Portugal, entre julho de 2019 e junho de 2020 (ESA – IPB,2020)

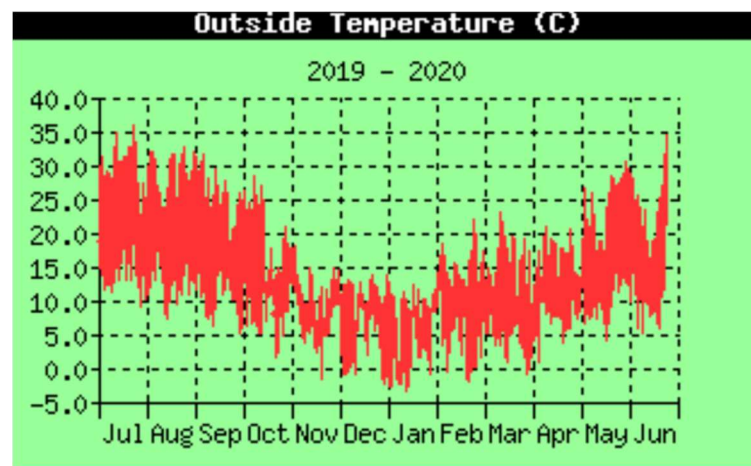


Figura 4: Temperatura anual em Bragança – Portugal, entre julho de 2019 e junho de 2020 (ESA – IPB, 2020)

Este experimento é parte de trabalho maior que vem sendo realizado desde a primavera de 2018, que consiste em sistema de produção com milho durante a estação do verão e o cultivo de planta de cobertura (aveia) durante a estação de outono/inverno. Durante o período do cultivo do milho (em 2018 e 2019) foram utilizadas diferentes fontes de N que constituem os tratamentos deste experimento. Sendo assim, o intuito desta parte do trabalho foi avaliar o potencial da aveia em capturar o N residual do solo que foi utilizado como adubação na cultura do milho, bem como determinar a redução das perdas deste N para o ambiente, principalmente para as águas, quer seja por lixiviação ou por outras formas. Deste modo, não foi realizado nenhum tipo de fertilização na aveia. Esta parte é o segundo ano do ciclo de aveia, tendo o primeiro ciclo sido realizado no período outono inverno de 2018/2019.

Este experimento teve início no dia 28 de outubro de 2019, quando foi realizada a coleta de solos após a colheita do milho. No dia 30 de outubro de 2019 foi realizada a semeadura da aveia, cujo ciclo se estendeu até a data da colheita da biomassa e mais uma coleta de solos, que foi no dia 20 de junho de 2020.

3.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E FERTILIZANTES UTILIZADOS

O experimento foi organizado em delineamento experimental completamente casualizado com 10 tratamentos e três repetições, tal como apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 - Tratamentos fertilizantes utilizados.

Fertilizantes	Dose de N (kg ha⁻¹)	Tratamento (abreviação)
Estrume	100 orgânico em fundo	Org100
Estrume + nitrato de amônio	100 orgânico em fundo + 100 mineral em cobertura	Org200
nitrato de amônio	0+0 (fundo+cobertura)	N0
nitratão de amônio	25 + 25 (fundo + cobertura)	N50
nitrato de amônio	50 + 50 (fundo + cobertura)	N100
nitrato de amônio	100 + 100 (fundo + cobertura)	N200
Entec@26	100 (fundo)	Ent100
Entec@26	200 (fundo)	Ent200
Exactyon@12-10-18	100 (fundo)	Exa100
Exactyon@12-10-18	200 (fundo)	Exa200

3.2.1 Descrição dos fertilizantes utilizados

Corretivo orgânico - O corretivo orgânico utilizado no experimento foi 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 foi apresentada na Tabela 2.

Tabela 2: Composição química do corretivo orgânico.

Macronutrientes	Composição	Micronutrientes	Composição
Nitrogênio	25,0 (g kg ⁻¹)	Ferro	9398,0 (mg kg ⁻¹)
Fósforo	07,2 (g kg ⁻¹)	Zinco	162,4 (mg kg ⁻¹)
Potássio	25,5 (g kg ⁻¹)	Manganês	423,3 (mg kg ⁻¹)
Cálcio	10,3 (g kg ⁻¹)	Cobre	45,0 (mg kg ⁻¹)
Magnésio	1,73 (g kg ⁻¹)	Boro	50,6 (mg kg ⁻¹)
Razão C/N	12,7		

Entec 26 (fertilizante estabilizado por inibidor da nitrificação) - É fertilizante nitrogenado granulado composto por 26% de N (7,8% N nítrico + 18,5% de N amoniacal) e 32,5% de SO₃. O fertilizante incorpora como inibidor da nitrificação a molécula 3,4-dimetil-pirazolfosfato (DMPP). Os fertilizantes com inibidor de nitrificação retardam a conversão de amônia em nitratos.

Exactyon 12-10-18 (fertilizante de liberação controlada) - Exactyon faz parte de uma gama de fertilizantes de liberação controlada de longa duração (6 meses), indicado para a fertilização de fundo. Apresenta grânulos revestidos com cápsula de polímero orgânico, extremamente segura e resistente, combinando distintas espessuras no revestimento para que estes sejam disponibilizados à planta de forma escalonada ao longo do tempo. Assim, grande parte do fósforo e também parte do potássio irão ser disponibilizados nos primeiros meses após a plantação, para excelente enraizamento das plantas e para arranque óptimo. O N irá sendo disponibilizado de uma forma contínua ao longo dos seis meses de duração do fertilizante.

3.3 COLETA DAS AMOSTRAS

3.3.1 Amostragem do solo

A coleta de solos foi realizada em duas datas, no dia 28 de outubro de 2019 e outra no dia 12 de maio de 2020, sendo que a primeira corresponde a coleta feita no outono, após a coleta do milho e a segunda corresponde a coleta feita na primavera, após a coleta da aveia. As amostras foram feitas em profundidade de 0 a 20 cm, com o auxílio de sonda e, logo em seguida, foram levadas para o laboratório onde foram congeladas até a realização das análises.



Figura 5: Coleta das amostras em profundidade 0-20 cm.

3.3.2 Amostragem de plantas

A coleta da aveia foi realizada no dia 12 de maio de 2020, quando as plantas estavam em estágio fenológico de espigamento. Foram coletadas 3 amostras para cada tratamento, com o auxílio de cortador elétrico. Após isso, estas foram levadas até o laboratório e pesadas em frescos para em seguida secas em estufa de ventilação forçada a 70 °C para que se retirasse toda a umidade estando assim prontas para as determinações analíticas.



Figura 6: Corte das plantas no campo (esquerda); secagem das plantas em estufa de ar forçado à 70 °C (direita).

3.4 ANÁLISES LABORATORIAIS

3.4.1 Análises de solo

O primeiro procedimento foi a realização da crivagem dos solos, em malha de 2 mm, sendo que depois foram divididas em sub-amostras. A parte fresca seguiu para os testes analíticos relativos à determinação de íons nitrato e amônia, e outra parte da amostra foi seca em estufa a 40 °C para determinação da umidade do solo e realização de outras análises.



Figura 7: Solo em solução KCl, sendo filtrado em papel de filtro Watman.

3.4.1.1 Determinação do teor de umidade dos solos

Após crivar o solo, separou-se amostra de 10 g de cada uma das repetições. Para realização da pesagem utilizou-se a balança analítica. O procedimento consistiu primeiramente em pesar-se o saquinho plástico “zip-lock” onde a amostra foi colocada, após tarada o saquinho e adicionaram-se 10 g de solo. O saquinho foi conduzido à estufa a 100 °C. Verificado o peso até chegar a peso constante, pesaram-se todas as amostras novamente. O valor final é o peso de solo seco. Para determinação do teor de umidade foi usada a expressão (Van REEUWIJK, 2002):

$$\%H = \frac{\text{Peso do solo umido} - \text{peso do solo seco}}{\text{Peso do solo seco}} \times 100$$

3.4.1.2 Textura do solo

A textura do solo foi determinada pelo método de pipeta de Robinson (Van REEUWIJK, 2002).

3.4.1.3 Determinação do pH

O pH do solo foi determinado numa suspensão de solo com solução de água e de KCl 1M na relação de 1:2,5. Após duas horas de contato entre o solo e as soluções e com agitação ocasional (Van REEUWIJK, 2002), fez-se a leitura em equipamento Inolab Level 1 WTW.

3.4.1.4 Matéria orgânica

A matéria orgânica foi determinada pelo método Walkley Black, que consiste em um processo de digestão úmida da matéria orgânica da amostra de solo em uma mistura de dicromato de potássio e ácido sulfúrico durante o período de 30 minutos (Van REEUWIJK, 2002).

3.4.1.5 Nitrato

Foi pesada amostra de 10 g de solo à qual se adicionou 50 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 nm para leituras de NO_3^- e 275 nm para determinar a interferência da matéria orgânica dissolvida no extrato (CLESCERL et al., 1998).

3.4.1.6 Nitrogênio facilmente mineralizável

Como indicador de N facilmente mineralizado foi realizado a extração de N mineral, através do uso de uma solução KCl a quente e a frio. Para a extração a quente pesou-se uma amostra de 10 g de solo, colocadas em Erlenmeyer onde adicionou-se 50 mL da solução de KCl 2M. Os recipientes foram tampados com papel alumínio e levados para a estufa com 100 °C durante 4

horas. Após a solução ser arrefecida foi feita a filtração em suspensão com papel Watman 42 e determinou-se a concentração dos íons NH_4^+ . Para a extração a frio também se pesou 10 g de solo e adicionou-se 50 ml de KCl 2M, e levou-as ao agitador por 30 minutos, após realizou-se a filtração também em papel Watman 42, para determinação da concentração de íons NH_4^+ .

O potencial de NH_4^+ liberado por mineralização, ou a quantidade de N amoniacal hidrolisável, encontrou-se pela diferença entre NH_4^+ extraído a quente e o extraído a frio (RODRIGUES, 2000). A concentração de íons 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).

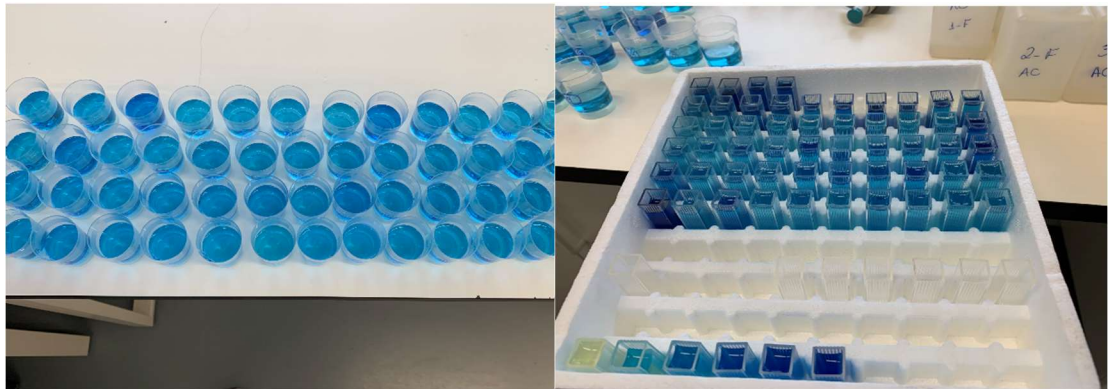


Figura 8: Determinação do íon NH_4^+ pelo método de espectrofotométrico.

3.4.1.7 Fósforo e potássio disponíveis no solo

O fósforo e o potássio foram determinados pelo método Egner-Riehm, onde as formas prontamente solúveis de P e K são extraídas por uma combinação de lactato de amônio e ácido acético, tamponado a pH 3,7 (BALBINO, 1986). O fosfato no extrato é determinado colorimetricamente pelo método que promove a formação de um complexo azul de molibdato de amônio, usando ácido ascórbico como agente redutor, num espectrômetro T80+UV/VIS. O potássio foi determinado por fotometria de chama num equipamento fotômetro de chama PFP7, Jenway.

3.4.1.10 Capacidade de troca catiônica (bases trocáveis)

O método utiliza uma solução salina para substituir os cátions presentes no complexo de troca do solo. Para isso foi percolada uma amostra de solo junto a uma solução de acetato de amônio tamponizada em pH 7,0 e, após 30 minutos de contato e agitação, os cátions Ca e Mg são medidos por espectrofotometria de absorção atômica, enquanto K e Na são medidos por espectrofotometria de emissão de chama (Van REEUWIJK, 2002), em um equipamento UNICAM PU 9100X.

3.4.2 Análises das plantas

Após a colheita das amostras de plantas, estas foram levadas ao laboratório, onde se pesou a matéria fresca e em seguida foram colocadas em estufa de ventilação forçada, reguladas a 70 °C para que fossem secas. Quando atingiram peso constante, foram pesadas novamente para conhecer a massa seca.

As amostras secas foram moídas em moinho com malha de 1 mm, para posteriormente se proceder a determinação da composição elementar dos tecidos, através dos testes analíticos descritos em seguida (TEMMINGHOFF e HOUBA, 2004).



Figura 9: Moinho das plantas.

3.4.2.1 Produtividade

Para avaliar a produtividade da cultura da aveia foi coletada uma quantidade representativa de 0,25 m² de plantas, com três repetições por tratamento, quando as plantas estavam no estágio fenológico espigamento. Após a colheita, as amostras foram levadas ao laboratório, onde foram secas em estufa de ventilação forçada a 70 °C para retirar a umidade e obter o peso seco da amostra e para calcular a produção total de biomassa por cada parcela e expressa por kg de matéria seca por ha.

3.4.2.2 Quantificação do nitrogênio

A quantificação do N total nos tecidos vegetais foi feita pelo procedimento Kjeldahl, o qual envolve dois passos: o primeiro consiste na conversão do N orgânico em N amoniacal (N-NH₄⁺) por meio de digestão sulfúrica; o segundo passo consiste na quantificação do íon amônio por titulação.

Para a realização desta análise, transferiu-se 1 g das amostras de tecidos para tubos de digestão, onde se adicionaram 15 ml de ácido sulfúrico concentrado e duas pastilhas de um catalisador de selênio. Em seguida, as amostras foram posicionadas em um bloco em alumínio para ocorrer a digestão, a uma temperatura de 400 °C por 70 minutos. Após a digestão e o período de arrefecimento, os tubos foram encaminhados para o equipamento Kjeltac TM 8400 Autoanalyser FOSS. Após a adição de NaOH ao tubo com a amostra digerida, o íon NH₄⁺ foi determinado após a destilação do digerido, por titulação com ácido clorídrico numa solução receptora de ácido bórico (BREMNER, 1996).

3.4.2.3 Determinação do boro

O boro foi determinado usando um procedimento colorimétrico. Pesou-se 1,0 g das amostras de plantas já moídas em cadinhos de porcelana, onde se adicionou 0,10 g de óxido de cálcio que foi misturado na amostra até a obtenção de uma mistura homogênea. Posteriormente, realizou-se a queima das amostras em mufla a temperatura de 500 °C durante 90 minutos. Após a queima, adicionou-se ácido sulfúrico 0,5 M e depois de 30 minutos filtraram-se as amostras com

papel de filtro. Depois de filtradas, foi adicionada azometina-H que é um agente complexante de $B(OH)_3$ em meio aquoso, e realizaram-se as leituras de absorvância das amostras em espectrofotômetro com comprimento de onda 420 nm (WALINGA et al., 1989; KEREN, 1996; JONES, 2001). O equipamento utilizado foi o Espectrôfotometro T80+UV/VIS, PG Instruments Ltda.

2.4.2.4 Determinação de outros nutrientes

Para a determinação de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro, manganês e zinco nos tecidos procedeu-se à digestão de uma amostra de 0,25 g de matéria seca com 10 ml de ácido nítrico em um digestor por micro-ondas MARS, CEM corporation. O fósforo no extrato foi determinado por colorimetricamente com o método azul de molibdato de amônio, que usa ácido ascórbico como agente redutor (WALINGA et al., 1989) num espectrofotômetro GENESYS no comprimento de onda de 882 nm. O potássio foi determinado por espectrofotometria de emissão de chama, num equipamento UNICAM PU 9100X. Os restantes nutrientes foram quantificados por espectrofotometria de absorção atômica (TEMMINGHOFF et al., 2004).

3.5 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 ($\alpha = 0,05$). As tabelas e gráficos foram elaborados no programa Excel.

4. RESULTADOS

4.1 PRODUÇÃO DE BIOMASSA E INDICADORES DE ESTADO NUTRICIONAL DAS PLANTAS

A Figura 10 mostra os valores de produtividade encontrados na cultura da aveia. É possível observar efeito significativo dos tratamentos, com aumento em função da dose de N mineral. Contudo, os valores mais elevados foram registrados nos tratamentos Entec200 e Exa200, não havendo diferença significativa entre eles, com valores acima de 4 t ha⁻¹. Os tratamentos que correspondem a dose de 100 kg N ha⁻¹, não se diferenciam estatisticamente, ficando com produção entre 2,5 a 3 t ha⁻¹. Como esperado, o que mais se diferencia estatisticamente por menor produção foi o tratamento testemunha (N0), com biomassa em torno de 1,75 t ha⁻¹.

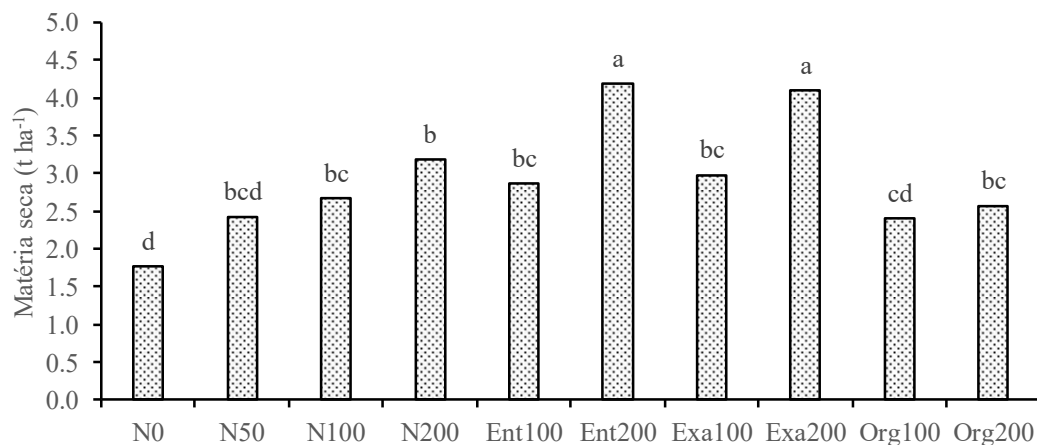


Figura 10: Produtividade da aveia em matéria seca em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha⁻¹, com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

A Figura 11 mostra a quantidade de N recuperada pela cultura da aveia no momento da colheita, que foi avaliada com base na concentração do nutriente nos tecidos das plantas e na produção de biomassa. É possível observar que nos tratamentos com maiores doses de N aplicadas, a recuperação de nutriente foi tendencialmente superior. Os valores mais elevados foram

registrados nos tratamentos Entec200 e Exactyon200, com valores de 38,14 e 33,96 kg ha⁻¹, sem diferença significativa entre eles, respectivamente. Os tratamentos com corretivo orgânico nas doses 100 e 200 kg N ha⁻¹, assim como os outros tratamentos com dose de 100 kg N ha⁻¹, incluindo Exactylon100, não diferenciam estatisticamente entre eles. No tratamento testemunha (N0) foi recuperada a menor quantidade de nutriente, com valor médio de 15,61 kg N ha⁻¹.

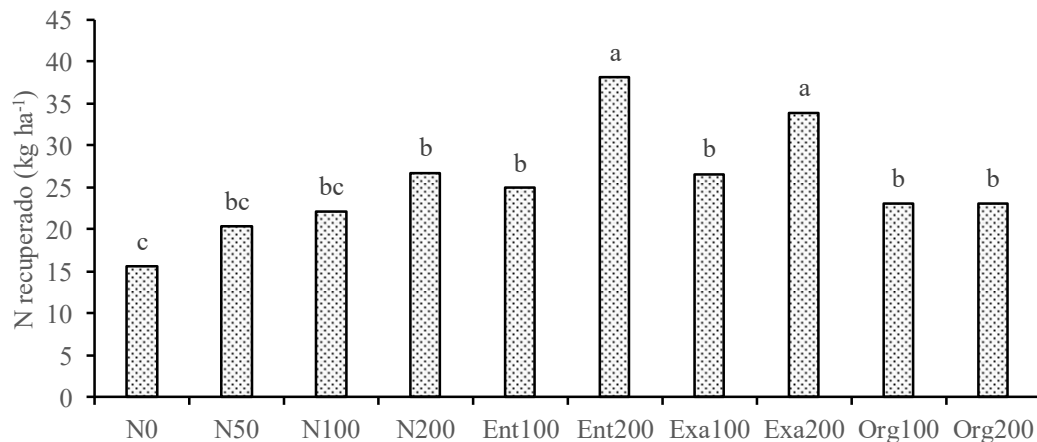


Figura 11: Teor de N recuperado na matéria seca em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha⁻¹, com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

A concentração de macronutrientes nos tecidos das plantas é apresentada na Tabela 3. Em relação ao N, os resultados mostram que o tratamento que originou maior concentração nos tecidos foi Org 100 com valor médio de 9,6 g kg⁻¹, com diferença estatística para muitos outros tratamentos fertilizados. Exactyon200, e os tratamentos com doses de N de 50, 100 e 200 kg ha⁻¹ não apresentam médias com diferença significativa entre si, ficando com valores médios entre 8,3 e 8,4 g kg⁻¹, sendo os menores valores encontrados entre todos os tratamentos. O restante dos tratamentos N0 (8,8 g kg⁻¹), Entec100 (8,7 g kg⁻¹), Entec200 (9,1 g kg⁻¹), Exactyon100 (9,0 g kg⁻¹) e Org100 (9,0 g kg⁻¹) e não apresentam diferença estatística entre si.

Em relação aos outros macronutrientes, de forma geral não há diferença significativa entre os tratamentos. As concentrações médias de fósforo ficam entre 1,9 e 2,2 g kg⁻¹. O potássio teve como maior valor médio 18,8 g kg⁻¹ e menor valor médio 15,3 g kg⁻¹, não apresentando diferença significativa entre tratamentos. Já no cálcio, o tratamento Exactyon200 apresenta a maior

concentração média, com um valor de 1,1 g kg⁻¹, e diferenciou-se estatisticamente de todos os outros, que apresentam valores entre 0,5 e 0,8 g kg⁻¹.

Tabela 3: Concentração de macronutrientes na matéria seca das plantas de aveia em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha⁻¹, com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Tratamento	Nitrogênio	Fósforo	Potássio	Cálcio	Magnésio
	(g kg ⁻¹)				
N0	8,8 ab	2,1 a	18,2 a	0,6 b	1,0 a
N50	8,4 b	2,1 a	18,1 a	0,6 b	1,0 a
N100	8,3 b	1,9 a	15,9 a	0,7 b	1,0 a
N200	8,4 b	2,0 a	17,3 a	0,7 b	1,0 a
Ent100	8,7 ab	1,9 a	15,3 a	0,7 b	1,0 a
Ent200	9,1 ab	2,0 a	16,3 a	0,8 ab	1,0 a
Exa100	9,0 ab	1,9 a	15,8 a	0,7 b	1,0 a
Exa200	8,3 b	1,9 a	16,8 a	1,1 a	1,2 a
Org100	9,6 a	2,2 a	18,8 a	0,7 b	1,6 a
Org200	9,0 ab	2,1 a	18,1 a	0,5 b	1,0 a
Prob.	0,0167	0,0545	0,0547	0,0020	0,1718

A Tabela 4 apresenta a concentração dos micronutrientes na matéria seca das plantas de aveia. Quando se observa a concentração de B, não houve diferenças significativas entre os tratamentos, sendo que os valores médios ficam entre 3,4 mg kg⁻¹ e 7,4 mg kg⁻¹. Para o Fe, os tratamentos também não mostraram diferenças estatísticas entre si, com valores médios entre 61,8 mg kg⁻¹ e 145,9 mg kg⁻¹. Para o Zn, também não se registaram diferenças significativas entre os tratamentos, estando os valores médios entre 19,5 mg kg⁻¹ e 28,5 mg kg⁻¹. Já para o Mn, os tratamentos se diferenciaram estatisticamente entre si, e o maior valor médio registrado foi de 84,4 mg kg⁻¹ e foi encontrado em Entec200. O menor valor médio foi de 32,4 mg kg⁻¹ no tratamento Org200. Os outros tratamentos apresentaram valores intermediários entre 38,6 mg kg⁻¹ e 54,1 mg kg⁻¹. O cobre não registou diferenças estatísticas entre os tratamentos, apresentando valores médios entre 5,8 mg kg⁻¹ e 7,0 mg kg⁻¹.

Tabela 4: Concentração de micronutrientes na matéria seca das plantas em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha⁻¹, com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Tratamento	Boro		Ferro		Manganês		Zinco		Cobre	
	(mg kg ⁻¹)									
N0	4,4	a	95,4	a	45,1	bc	19,5	a	6,3	a
N50	4,6	a	85,7	a	41,3	bc	21,7	a	6,3	a
N100	5,3	a	107,3	a	43,5	bc	28,7	a	6,7	a
N200	5,2	a	90,4	a	54,1	b	26,1	a	6,2	a
Ent100	4,2	a	92,8	a	49,3	b	28,5	a	6,5	a
Ent200	4,0	a	92,6	a	84,4	a	25,2	a	5,8	a
Exa100	6,1	a	104,4	a	41,6	bc	23,6	a	6,3	a
Exa200	7,3	a	145,9	a	51,3	b	23,3	a	6,6	a
Org100	3,4	a	95,4	a	38,6	bc	28,7	a	7,0	a
Org200	7,4	a	61,8	a	32,4	c	26,8	a	6,3	a
Prob.	0,5454		0,1316		<0,0001		0,0798		0,1215	

4.2 NITROGÊNIO MINERAL NO SOLO

A Figura 12 apresenta a concentração de nitratos no solo após a colheita do milho, no fim do Verão de 2019, sendo possível observar que os valores mais elevados foram registrados nos tratamentos N200, Exa200 e Org200, respectivamente de 137,76 mg kg⁻¹, 126,42 mg kg⁻¹ e 136,09 mg kg⁻¹. Em um segundo grupo surgem Entec100, Entec200 e Exa100, com médias de 93,46 mg kg⁻¹, 115,23 mg kg⁻¹ e 115,95 mg kg⁻¹, respectivamente. Os tratamentos que originaram menores teores de nitratos no solo foram N0, N50 e N100, com médias de 54,10 mg kg⁻¹, 50,84 mg kg⁻¹ e 57,05 mg kg⁻¹, respectivamente.

Na Figura 13 estão apresentados os dados referentes a concentração de NH₄⁺ no solo, obtidos por extração com KCl a frio, após a colheita do milho, no fim do verão, antes das chuvas de inverno e da implantação da aveia (outubro de 2019). O tratamento que apresenta o teor médio de NH₄⁺ no solo mais elevado foi Exa200, com valor médio de 28,23 mg kg⁻¹. O Entec200 apresentou a segunda maior concentração entre os tratamentos, com média de 24,80 mg kg⁻¹ e não apresentou diferença estatística com os tratamentos Entec100 (15,13 mg kg⁻¹), Exa100 (15,46 mg kg⁻¹) e N200 (12,47 mg kg⁻¹). Os valores mais baixos foram registrados no tratamento N100,

com uma média $4,27 \text{ mg kg}^{-1}$. Assim, a adubação com as maiores doses de N se reflete no maior teor de NH_4^+ residual.

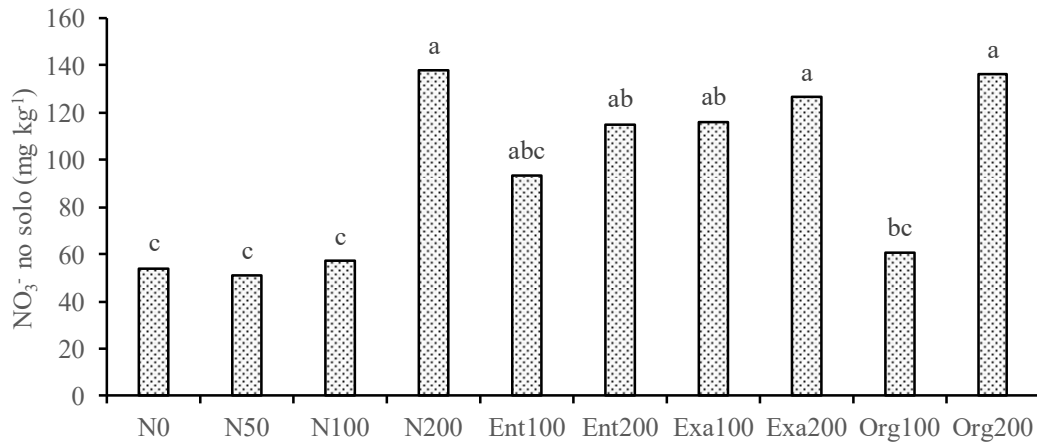


Figura 12: Teor de NO_3^- no solo na cultura da aveia após a colheita do milho em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha^{-1} , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

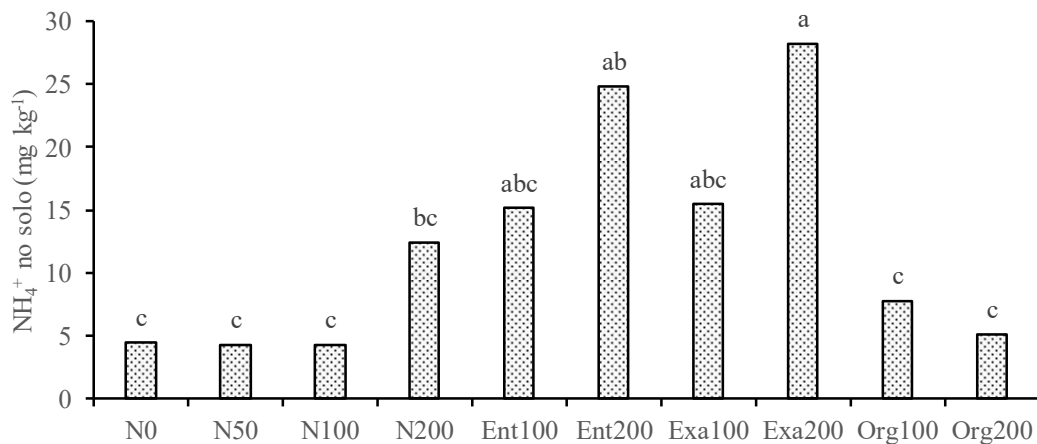


Figura 13: Concentração de NH_4^+ no solo na cultura da aveia após a colheita do milho em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha^{-1} , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

A Figura 14 mostra que a concentração de NH_4^+ obtidos por extração com KCl a quente, no solo após a colheita do milho, no fim do verão, antes das chuvas de inverno e da implantação

da aveia (outubro de 2019). O tratamento que apresenta maior concentração média de NH_4^+ é Exactyon200 com $46,73 \text{ mg kg}^{-1}$, com valores médios que diferiram estatisticamente dos outros tratamentos. Os tratamentos com menores valores médios foram N0, N50 e Org200, com valores médios de $31,31 \text{ mg kg}^{-1}$, $30,69 \text{ mg kg}^{-1}$ e $30,65 \text{ mg kg}^{-1}$. Os outros apresentam valores intermediários que variaram de $32,12 \text{ mg kg}^{-1}$ até $42,23 \text{ mg kg}^{-1}$.

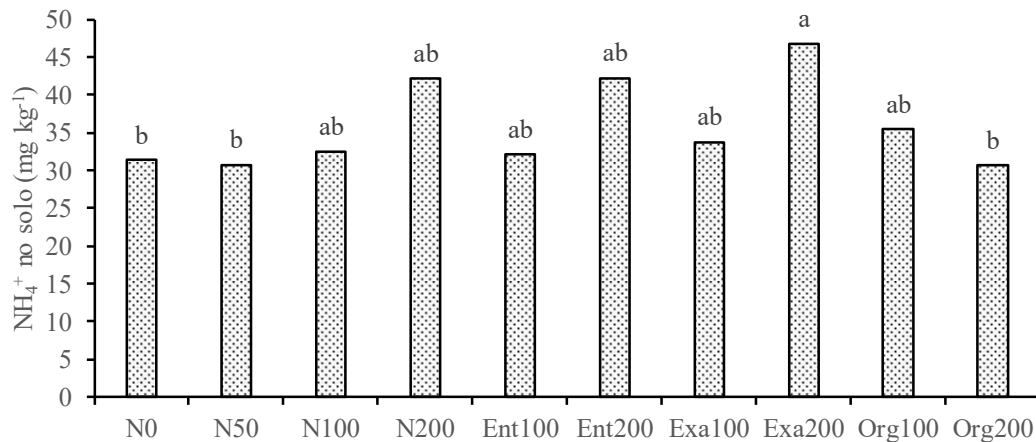


Figura 14: Concentração de NH_4^+ no solo na colheita da aveia em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha^{-1} , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

A Figura 15 apresenta os valores do NH_4^+ hidrolisável, que é a diferença entre os valores de NH_4^+ extraídos a quente e a frio. Neste caso, os tratamentos dividiram-se em dois grupos estatísticos, onde N0, N50, N100, N200, Org100 e Org 200 não se diferenciando estatisticamente entre si, apresentando valores entre $25,56 \text{ mg kg}^{-1}$ e $29,68 \text{ mg kg}^{-1}$. O outro grupo compreende aos tratamentos Entec100, Entec200, Exactyon100 e Exactyon200, com valores entre $16,99 \text{ mg kg}^{-1}$ e $18,50 \text{ mg kg}^{-1}$.

A figura 16 apresenta valores médios dos teores de N mineral no solo, que é a soma de NH_4^+ e NO_3^- . Os tratamentos que apresentam as maiores médias foram N200 ($150,18 \text{ mg kg}^{-1}$), Entec200 ($139,93 \text{ mg kg}^{-1}$), Exactyon200 ($154,65 \text{ mg kg}^{-1}$) e Org200 ($141,17 \text{ mg kg}^{-1}$), ou seja, todos aqueles em que foram usados as maiores doses do nutriente. Os tratamentos com os menores teores são N0 ($58,57 \text{ mg kg}^{-1}$), N50 ($55,18 \text{ mg kg}^{-1}$) e N100 ($61,22 \text{ mg kg}^{-1}$), ou seja, menores doses de N menor teor de N mineral no solo. Os outros apresentam valores intermediários, sendo eles Entec100 ($108,59 \text{ mg kg}^{-1}$), Exactyon100 ($131,41 \text{ mg kg}^{-1}$) e Org100 ($68,56 \text{ mg kg}^{-1}$).

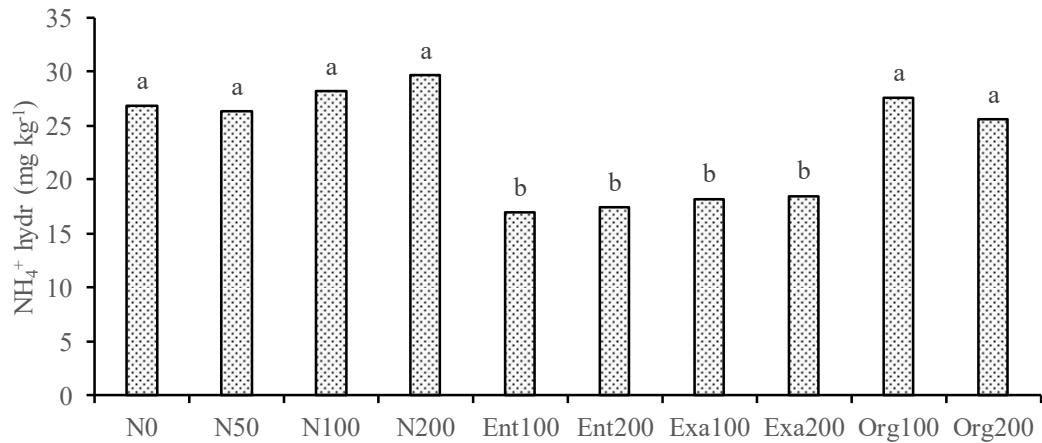


Figura 15: Concentração de NH_4^+ hidrolisável, obtido por subtração da determinação a quente e a frio em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha^{-1} , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

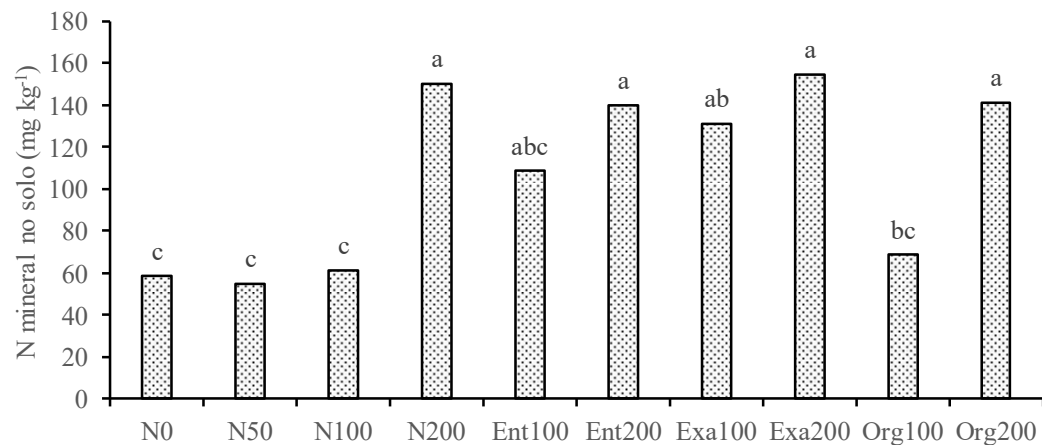


Figura 16: Teor de N mineral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) no solo na cultura da aveia em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha^{-1} , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

A Tabela 5 mostra a quantidade de macronutrientes recuperados pela cultura da aveia na coleta em maio de 2020. Com relação ao nutriente fósforo, o tratamento em que foi recuperada maior quantidade foi o Entec200, com um valor de 8,3 kg ha^{-1} . O tratamento em que recuperou menos fósforo foi N0, embora sem diferença estatística para muitos dos outros tratamentos, com

um valor de 3,7 kg ha⁻¹. Os outros tratamentos apresentam valores intermediários compreendidos entre 5,1 kg ha⁻¹ a 7,6 kg ha⁻¹.

Tabela 5: Quantidade de macronutrientes recuperados pela aveia em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha⁻¹, com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Tratamento	Fósforo				Potássio				Cálcio				Magnésio			
	----- (kg ha ⁻¹) -----															
N0	3,7	d			32,0	c			1,1	f			1,8	d		
N50	5,1	cd			43,9	bc			1,6	def			2,5	d		
N100	5,1	cd			42,4	bc			1,9	cde			2,6	cd		
N200	6,3	bc			55,3	ab			2,2	c			3,1	bcd		
Ent100	5,6	a			43,8	bc			2,1	cd			2,9	cd		
Ent200	8,3	a			68,4	a			3,4	b			4,3	ab		
Exa100	5,5	c			47,0	b			2,1	cd			2,9	bcd		
Exa200	7,6	ab			68,7	a			4,4	a			5,0	a		
Org100	5,3	cd			45,3	bc			1,6	cdef			3,9	abc		
Org200	5,5	c			46,5	bc			1,4	ef			2,6	cd		
Prob.	< 0,0001				< 0,0001				< 0,0001				< 0,0001			

Para o potássio, Entec200 e Exactyon200 são os tratamentos com valores médios mais elevados, com 68,4 kg ha⁻¹ e 68,7 kg ha⁻¹, respectivamente. Do lado oposto, N0 foi o tratamento em que menos potássio foi recuperado, com um valor médio de 32,0 kg ha⁻¹, embora sem diferença significativa para muitos outros tratamentos.

O Exactyon200 foi o tratamento em que mais cálcio foi recuperado, com valor médio de 4,4 kg ha⁻¹, diferindo estatisticamente de todos os outros. A menor recuperação de cálcio ocorreu no tratamento N0, com apenas 1,1 kg ha⁻¹, e diferindo estatisticamente da maioria dos outros tratamentos.

Os valores de recuperação mais elevados de magnésio foram registrados em Exactyon200, com valor médio de 5,0 kg ha⁻¹, diferindo estatisticamente da maioria dos outros tratamentos. Os menores valores de recuperação de magnésio foram registrados nos tratamentos N0 e N50, com valores médios de 1,8 kg ha⁻¹ e 2,5 kg ha⁻¹, respectivamente, embora sem diferença significativa para muitos dos outros tratamentos.

A Tabela 6 apresenta a quantidade de micronutrientes recuperados pela cultura da aveia na coleta efetuada no período de plena floração no mês de maio de 2020. O tratamento em que mais boro foi recuperado foi Exactyon200, embora sem diferença estatística para Org200 e Exa100. Os que apresentaram menores valores de recuperação de boro foram N0, N50, N100, N200, Entec100, Entec200 e Org100, com valores de 8,1 g ha⁻¹, 11,0 g ha⁻¹, 14,0 g ha⁻¹, 16,7 g ha⁻¹, 11,9 g ha⁻¹, 16,7 g ha⁻¹, 8,3 g ha⁻¹, respectivamente. Exactyon100 e Org200 apresentaram valores intermediários de 18,0 g ha⁻¹ e 18,7 g ha⁻¹, respectivamente, sem diferenças significativas para nenhum dos restantes tratamentos.

Tabela 6: Quantidade de micronutrientes recuperados pela aveia em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha⁻¹, com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Tratamento	Boro		Ferro		Manganês (g ha ⁻¹)		Zinco		Cobre	
N0	8,1	b	173,8	de	80,5	e	34,4	e	11,1	d
N50	11,0	b	212,2	cde	100,3	de	51,8	de	15,3	cd
N100	14,0	b	285,9	bcde	115,7	de	77,1	bc	17,9	c
N200	16,7	b	288,1	bcd	172,8	bc	83,4	abc	19,7	bc
Ent100	11,9	b	266,1	bcde	141,2	cd	81,8	bc	18,5	c
Ent200	16,7	b	387,4	b	353,2	a	105,6	a	24,3	ab
Exa100	18,0	ab	310,1	bc	123,7	de	70,3	cd	18,7	c
Exa200	29,8	a	593,8	a	210,1	b	95,5	ab	27,1	a
Org100	8,3	b	229,2	cde	92,7	e	69,0	cd	16,9	c
Org200	18,7	ab	158,3	e	83,5	e	68,9	cd	16,3	cd
Prob.	0,0003		< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001	

Para o ferro, da mesma forma, o Exactyon200 foi o tratamento em que mais nutriente foi recuperado, com valor de 593,8 g ha⁻¹, diferindo estatisticamente de todos os outros tratamentos. O tratamento que menos ferro recuperou foi o Org200, com valor de 158,3 g ha⁻¹, embora sem diferença estatística para muitos outros tratamentos. Os outros apresentaram valores intermediários entre 173,8 g ha⁻¹ e 387,4 g ha⁻¹.

Para o manganês, o Entec200 foi o tratamento em que mais nutriente foi recuperado, com um valor de 353,2 g ha⁻¹, diferindo estatisticamente de todos os outros tratamentos. Os tratamentos que menos recuperaram foram N0 (80,5 g ha⁻¹), Org100 (92,7 g ha⁻¹) e Org200 (83,5 g ha⁻¹), sem

diferença estatística entre si. Os outros apresentaram valores intermediários entre 100,3 g ha⁻¹ e 210,1 g ha⁻¹.

Para o zinco, da mesma forma o tratamento que mais recuperou foi o Entec200, com um valor de 105,6 g ha⁻¹, embora sem diferença estatística para alguns dos outros tratamentos. O N0 foi o que menos zinco recuperou, com um valor de 34,4 g ha⁻¹, não diferindo apenas do tratamento N50. Os outros tratamentos ficaram com valores intermediários entre 51,8 g ha⁻¹ e 95,5 g ha⁻¹.

Já para o cobre, o Exactyon200 apresentou maior recuperação, com um valor de 27,1 g ha⁻¹, embora sem diferença estatística para e Entec200. O tratamento com menor recuperação foi N0, com um valor de 11,1 g ha⁻¹. Os outros ficaram com valores intermediários entre 15,3 g ha⁻¹ e 24,3 g ha⁻¹.

A Tabela 7 mostra os teores de NO₃⁻ e de NH₄⁺ no solo na colheita da aveia (maio de 2020) obtido por extração com KCl a frio e a quente, de NH₄⁺ hidrolisável e N mineral no solo no mês de maio de 2020, durante a plena floração da aveia, momento em que foi realizado os cortes para as análises laboratoriais.

Com relação aos teores de NO₃⁻ no solo os tratamentos não se diferenciam estatisticamente entre si, apresentando valores de 25,7 a 51,8 mg kg⁻¹.

Para a concentração de NH₄⁺ no solo após a colheita da aveia, através da extração com KCl à frio, o tratamento que apresenta maior média é o Exactyon100, com 20,2 mg kg⁻¹, com diferença estatística para todos outros tratamentos. O tratamento que apresentou menor média foi N100, com 7,6 mg kg⁻¹, com diferença estatística para a maioria dos tratamentos. Os outros tratamentos ficaram com valores intermediários entre 9,1 mg kg⁻¹ e 18,8 mg kg⁻¹. Para a concentração de NH₄⁺ nos solos após a colheita da aveia, através da extração com KCl à quente, os tratamentos não diferiram estatisticamente entre si, mostrando valores de 28,6 mg kg⁻¹ a 33,7 mg kg⁻¹. Para o NH₄⁺ hidrolisável que é a diferença entre os valores obtidos da extração de NH₄⁺ a quente e a frio, os tratamentos também não diferiram entre si, ficando assim com valores entre 12,5 mg kg⁻¹ e 21,0 mg kg⁻¹.

Para as concentrações do N mineral residuais no solo (NO₃⁻ + NH₄⁺ a frio) após a colheita da aveia também não há diferença estatística entre os tratamentos, ficando assim os valores entre 34,8 mg kg⁻¹ e 69,1 mg kg⁻¹. (Tabela 7)

Tabela 7: Teores de NO_3^- , NH_4^+ e nitrogênio mineral no solo com extração com KCl a frio, NH_4^+ com extração com KCl a quente e NH_4^+ hidrolisável (diferença entre NH_4^+ extraído a quente a a frio) no solo na colheita da aveia em maio de 2020) em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha^{-1} , com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Tratamento	NO_3^-	NH_4^+	N mineral (mg kg^{-1})	NH_4^+ q	NH_4^+ hidr
N0	32,0 a	15,7 abc	47,7 a	28,6 a	12,9 a
N50	25,7 a	9,1 bc	34,8 a	28,6 a	19,5 a
N100	32,9 a	7,6 c	40,5 a	28,7 a	21,0 a
N200	36,0 a	14,7 abc	50,7 a	30,8 a	16,1 a
Ent100	45,5 a	18,8 ab	64,3 a	31,3 a	12,5 a
Ent200	32,2 a	12,0 abc	44,2 a	31,1 a	19,1 a
Exa100	31,2 a	20,2 a	51,4 a	32,2 a	12,0 a
Exa200	36,1 a	9,9 abc	46,0 a	30,5 a	20,6 a
Org100	51,8 a	17,3 abc	69,1 a	33,7 a	16,4 a
Org200	39,9 a	11,8 abc	51,7 a	32,5 a	20,7 a
Prob.	0,0777	0,0109	0,0692	0,0501	0,0841

A Tabela 8 apresenta os valores de carbono orgânico, pH em água e em KCl, fósforo e potássio no solo durante a plena floração da aveia (primavera) em maio de 2020.

Para o carbono orgânico, os tratamentos que apresentam maiores valores são Org100 (15,2 g kg^{-1}) e Org200 (15,1 g kg^{-1}) com diferença estatística entre outros tratamentos. Foi 4 tratamentos que apresentaram menores médias, sendo eles N100, Entec100, Exactyon100 e Exactyon200, com valores entre 11,9 g kg^{-1} e 12,6 g kg^{-1} . O restante apresenta valores intermediários entre 12,9 g kg^{-1} e 14,1 g kg^{-1} .

O pH do solo foi medido de duas formas, na medição em água o tratamento que apresenta maior valor foi o Org200 com 6,6, e se diferenciou estatisticamente da maioria dos outros tratamentos. O que apresenta menor valor foi o Entec200 com 6,2, embora sem diferença estatística para muitos dos outros tratamentos. Os restantes tratamentos apresentam valores intermediários entre 6,3 e 6,5. O pH determinado por KCl teve os maiores valores nos tratamentos Org1000 e Org200, com 5,6 e 5,7, respectivamente. O valor menor se apresenta no tratamento Entec200, mas sem diferença estatística para Exa100 e Exa200. Os outros tratamentos apresentaram valores intermediários, entre 5,0 e 5,2.

Para fósforo, o tratamento que apresentou maior valor foi Org200, com 112,6 mg P₂O₅ kg⁻¹, diferido estatisticamente de todos os outros tratamentos. O que mostra menor valor é o Exactylon200, com 38,0 mg P₂O₅ kg⁻¹, com diferença estatística para todos os outros tratamentos. O restante apresentou valores intermediários, em torno de 49,4 mg P₂O₅ kg⁻¹ e 80,1 mg P₂O₅ kg⁻¹, sem diferença estatística entre eles. Da mesma forma, para o potássio o tratamento que mais se destacou foi o Org200 com um valor médio de 149,5 mg P₂O₅ kg⁻¹, diferindo estatisticamente dos outros tratamentos. Os menores valores médios foram registrados no tratamento N100, N200, Entec100, Entec200, Exactyon100 e Exactyon200, com 69,0 mg P₂O₅ kg⁻¹; 81,0 mg P₂O₅ kg⁻¹; 77,0 mg P₂O₅ kg⁻¹; 76,5 mg P₂O₅ kg⁻¹; 75,0 mg P₂O₅ kg⁻¹; 88,0 mg P₂O₅ kg⁻¹, respectivamente. Já os outros apresentaram valores intermediários entre 92,0 mg P₂O₅ kg⁻¹ e 115,0 mg P₂O₅ kg⁻¹.

Tabela 8: Carbono (C) orgânico, pH em H₂O e pH em KCl, fósforo e potássio no solo no mês de maio de 2020 em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha⁻¹, com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Tratamento	C orgânico (g kg ⁻¹)		pH (H ₂ O)		pH (KCl)		Fósforo (mg P ₂ O ₅ kg ⁻¹)		Potássio (mg K ₂ O kg ⁻¹)	
N0	12,9	ab	6,4	abcd	5,2	bc	51,3	bc	92,0	ab
N50	14,1	ab	6,4	abc	5,2	b	80,1	ab	98,0	ab
N100	11,9	b	6,3	bcd	5,2	bc	69,9	bc	69,0	b
N200	13,0	ab	6,3	cd	5,1	bc	72,5	bc	81,0	b
Ent100	12,4	b	6,3	bcd	5,1	c	64,5	bc	77,0	b
Ent200	13,1	ab	6,2	d	4,9	d	57,0	bc	76,5	b
Exa100	12,6	b	6,3	bcd	5,1	cd	49,4	bc	75,0	b
Exa200	12,5	b	6,3	bcd	5,0	cd	38,0	c	88,0	b
Org100	15,2	a	6,5	ab	5,6	a	66,6	bc	115,0	ab
Org200	15,1	a	6,6	a	5,7	a	112,6	a	149,5	a
Prob.	0,0331		0,014		< 0,0001		< 0,0001		0,0079	

A Tabela 9 mostra os valores de complexo de troca dos solos, contendo dados de cálcio, magnésio, potássio, sódio e CTC (capacidade de troca de cátions).

Em relação ao cálcio, o tratamento que apresentou maior concentração foi Entec100, com valor médio de 11,8 cmol_c kg⁻¹, embora sem diferença estatística para muitos dos outros tratamentos. Os tratamentos que obtiveram os menores valores foram Exactyon100, com 10,4

cmol_c kg⁻¹, Exactyon200 com 10,2 cmol_c kg⁻¹ e Org200 com 10,3 cmol_c kg⁻¹. Os outros tratamentos obtiveram resultados intermediários ficando entre 10,9 cmol_c kg⁻¹ e 11,3 cmol_c kg⁻¹.

Para o magnésio não ocorreram diferenças estatísticas significativas entre tratamentos, com valores médios entre 4,8 cmol_c kg⁻¹ e 5,9 cmol_c kg⁻¹. Resultado equivalente ocorreu com o potássio, que apresentou valores médios entre 0,17 cmol_c kg⁻¹ e 0,42 cmol_c kg⁻¹.

Em relação ao sódio, os tratamentos que apresentaram maior concentração foram o Org100 e Org200, ambos com valor de 0,22 cmol_c kg⁻¹, os que apresentaram menores valores foram N0 e N100 com uma média 0,18 cmol_c kg⁻¹ em ambos. Os outros ficaram com valores intermediários entre 0,19 cmol_c kg⁻¹ a 0,21 cmol_c kg⁻¹.

A capacidade de troca de cátions não apresenta diferença significativa entre os tratamentos, tendo como valor médio mais elevado 17,8 cmol_c kg⁻¹ no tratamento Entec100 e o menor valor de 15,4 cmol_c kg⁻¹ no tratamento Exactyon200.

Tabela 9: Bases de troca e capacidade de troca de cátions (CTC) em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha⁻¹, com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Tratamento	Cálcio		Magnésio		Potássio		Sódio		CTC	
	(cmol _c kg ⁻¹)									
N0	10,9	ab	5,3	a	0,21	a	0,18	b	16,5	a
N50	10,9	ab	5,2	a	0,23	a	0,19	ab	16,6	a
N100	11,1	ab	5,4	a	0,15	a	0,18	b	16,8	a
N200	11,2	ab	5,3	a	0,18	a	0,20	ab	17,0	a
Ent100	11,8	a	5,4	a	0,32	a	0,19	ab	17,8	a
Ent200	11,3	ab	5,4	a	0,17	a	0,19	ab	17,1	a
Exa100	10,4	b	4,9	a	0,17	a	0,21	ab	15,7	a
Exa200	10,2	b	4,8	a	0,17	a	0,21	ab	15,4	a
Org100	10,3	b	5,9	a	0,28	a	0,22	a	16,8	a
Org200	11,3	ab	5,6	a	0,42	a	0,22	a	17,6	a
Prob.	0,0136		0,0646		0,1861		0,0163		0,0962	

A Tabela 10 mostra os resultados da concentração dos micronutrientes no solo no momento da plena floração da aveia, na primavera de 2020. Com relação ao boro, não se registraram diferenças estatísticas entre tratamentos, com valores médios compreendidos entre 0,85 mg kg⁻¹, no tratamento Entec200, e 2,41 mg kg⁻¹, no tratamento Exactyon200.

Tabela 10: Concentração de micronutrientes no solo em função da fertilização efetuada na cultura do milho na estação de crescimento anterior (N, nitrato de amônio; Org, corretivo orgânico; 0, 50, 100 e 200 correspondem às doses de N de 0 (0+0), 50 (25+25), 100 (50+50) e 200 (100+100) kg ha⁻¹, com aplicação dividida em fundo e em cobertura. Médias com a mesma letra sobre as colunas indicam que não ocorreram diferenças significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Tratamento	Boro		Ferro		Manganês		Zinco		Cobre	
	----- (mg kg ⁻¹) -----									
N0	1,30	a	268,1	b	75,1	d	4,3	b	9,9	a
N50	1,11	a	268,0	b	73,9	d	5,1	ab	10,3	a
N100	1,15	a	260,7	b	79,6	cd	4,4	a	9,7	a
N200	0,91	a	322,3	ab	98,6	ab	4,7	ab	11,4	a
Ent100	1,12	a	299,7	ab	100,0	ab	5,4	ab	14,2	a
Ent200	0,85	a	344,5	a	112,8	a	4,5	ab	11,4	a
Exa100	1,22	a	293,8	ab	92,6	bc	4,4	b	10,1	a
Exa200	2,41	a	283,4	ab	91,3	bc	4,2	b	11,0	a
Org100	1,04	a	295,3	ab	84,6	bcd	4,9	ab	10,0	a
Org200	1,17	a	294,6	ab	80,7	cd	5,8	a	10,5	a
Prob.	0,1123		0,0117		< 0,0001		< 0,0072		0,0653	

Em relação ao ferro, o tratamento com maior concentração é o Entec200, com 344,5 mg kg⁻¹, embora sem diferença estatística para muitos outros tratamentos. Os tratamentos que apresentaram menor concentração foram N0, N50 e N100, com valores médios de 268,1 mg kg⁻¹, 268,0 mg kg⁻¹ e 260,7 mg kg⁻¹, respectivamente, embora também sem diferença estatística para muitos outros tratamentos.

Para o manganês, o Entec200 também foi o tratamento que se destacou com maior concentração média no solo, 112,8 mg kg⁻¹. Os tratamentos que apresentaram menor média foram N0 e N50, com valores de 73,9 mg kg⁻¹ e 75,1 mg kg⁻¹, respectivamente, mas sem diferença estatística para alguns dos outros tratamentos. Os outros apresentaram valores médios que variaram de 79,6 mg kg⁻¹ a 100,0 mg kg⁻¹.

Os tratamentos que apresentaram maiores teores de zinco no solo foram o N100 (4,4 mg kg⁻¹) e o Org200 (5,8 mg kg⁻¹), com diferenças estatísticas para os outros tratamentos. Os menores valores médios foram dos tratamentos N0 (4,3 mg kg⁻¹), Exactyon100 (4,4 mg kg⁻¹), e Exactyon200 (4,2 mg kg⁻¹). Os outros tratamentos apresentaram valores intermediários, que variaram de 4,5 mg kg⁻¹ até 5,4 mg kg⁻¹.

Para o elemento cobre não se registraram diferenças estatísticas entre tratamentos, e as médias variaram de 9,7 mg kg⁻¹ a 11,4 mg kg⁻¹.

5. DISCUSSÃO

O incremento das doses de N na cultura do milho da estação anterior resultou em aumento significativo na produtividade da aveia, principalmente nos tratamentos em que foram utilizados os fertilizantes Entec26 e Exactyon12-10-18, ambos nas doses de 200 kg ha⁻¹. O tratamento com N na dose de 200 kg ha⁻¹ apresentou também considerável quantidade de matéria seca. Os fertilizantes de liberação gradual apresentam como vantagem a liberação lenta que vai ocorrendo durante todo o ciclo da cultura, de forma escalonada. Isso faz com que nutrientes como o fósforo e potássio sejam disponibilizados nos primeiros meses após a plantação, para excelente arranque inicial e bom enraizamento, e o N vai sendo disponibilizado de forma contínua ao longo dos seis meses de duração do fertilizante. A menor produtividade no tratamento com dose nula de N também vem para confirmar a sua importância no incremento de matéria seca para a cultura da aveia.

Levando-se em consideração que nenhuma adubação foi realizada na aveia, então a fertilização efetuada na cultura do milho influenciou no teor de N mineral remanescente no solo. Após a colheita do milho no mês de outubro de 2019, os tratamentos de maior dose de N (N200, Entec200, Exactyon200, com exceção do tratamento Org200), também tiveram como consequência maior concentração de N mineral no solo, que é aquele que está prontamente disponível para as plantas absorverem. E isso pode ser explicado pelo fato de que a eficiência do uso do N diminui com o aumento da sua dose, pois o mesmo será absorvido pelas plantas até determinado nível, e o restante se torna N residual no solo, que é passível de perdas, com maior ênfase pelo processo de lixiviação e desnitrificação (BARROS et al., 1986; YAMADA, 2000).

Os tratamentos que apresentaram também maior dose de N (como Entec200 e Exactyon200), obtiveram maior recuperação do nutriente pela cultura da aveia, por que conforme Meisinger (1991) a taxa de absorção de N pelas culturas depende da disponibilidade do nutriente. E isso também se dá pelo fato da sua lenta liberação e baixa conversão para nitrato, que poderia ter sido perdido por lixiviação ao invés de ser recuperado pela planta. As altas doses fazem com que maior quantidade de N que não foi absorvido pela cultura do milho e se apresentou de forma remanescente no solo, ficaram disponíveis para a próxima cultura a ser implantada, e o contrário também comprova isso, onde os tratamentos com doses menores apresentaram menor recuperação pela aveia.

Como as plantas de cobertura são plantadas no outono, onde apresentam desenvolvimento inicial rápido que depois é reduzido ou cessado no inverno por conta das baixas temperaturas, o uso de fertilizantes de liberação lenta se tornam a melhor opção, pois quando a primavera chega e as plantas retomam seu crescimento ainda haverá N disponível no solo para ser absorvido pelas plantas para seu melhor desenvolvimento. Isso não seria possível com o uso de um fertilizante mineral de liberação rápida, pois se o mesmo não fosse absorvido tão rapidamente no início do ciclo já se tornaria propenso às perdas para o meio ambiente (SHIPLEY et al., 1992).

Tratamentos com base orgânica tendem a apresentar níveis de N residual mais baixos após a cultura do milho, e isso se dá pelo maior tempo para que ocorra a liberação do nutriente, que é sempre mais lenta, pois precisa ser mineralizado. Porém nos resultados deste experimento o tratamento Org com dose 200 não apresentou diferença estatística com os tratamentos que receberam as maiores doses de N (200 kg ha^{-1}). A maior disponibilidade de N mineral no solo após a colheita do milho é considerada fator positivo, pois este estará prontamente disponível para a cultura sucessora, por isso a necessidade do uso de planta de cobertura neste período onde o solo poderia estar descoberto e propenso a perdas, principalmente por lixiviação e desnitrificação, sendo dessa forma necessário a realização do correto manejo para que não ocorra perdas (ASSMANN et al., 2003).

Após o uso da aveia como planta de captura, avaliou-se novamente os teores de N no solo, e percebeu-se que apesar do incremento das doses do nutriente nos tratamentos, não houve diferença estatística entre eles em relação ao teor de nitratos, mostrando que ficaram com N residual com valores parecidos, comprovando que doses maiores também obtiveram uma recuperação maior pela aveia. Com isso pode-se perceber a eficiência da cultura para sua função, reduzindo os teores de nitratos no solo e conseqüentemente reduzindo também as perdas.

Para os fertilizantes de liberação controlada notou-se uma baixa concentração de nitratos quando comparados com outros tratamentos que receberam a mesma dose (200 kg N ha^{-1}). Isso aconteceu principalmente com o fertilizante Entec26, pois o mesmo apresenta em sua composição um inibidor de nitrificação, ou seja, retarda a conversão de amônia em nitratos, mantendo o N em sua forma amoniacal por mais tempo, sendo esta, por sua vez, mais facilmente imobilizada pelos microrganismos. E isso é visível na quantidade de N recuperado pela cultura da aveia, onde apesar de não haver diferença estatística entre o Entec200 e o Exactyon200, o primeiro apresentou maior

recuperação do que o segundo, justamente pelo fato de permanecer maior tempo na forma amoniacal e ocorrer menores perdas na forma de nitrato.

O teor de nitrato no solo reduziu consideravelmente, do outono para a primavera, e isso indica que as perdas de N foram reduzidas desta maneira. A aveia conseguiu recuperar mais de 70% do N em forma de nitrato presente no solo em alguns tratamentos, como no tratamento N200 que conseguiu absorver 73,86% do nitrato que estava presente no solo após a colheita do milho.

Com relação aos outros macronutrientes, o incremento das doses de N aos tratamentos não interferiu na recuperação destes pela cultura da aveia, e conforme a tabela 3, pode-se perceber que não houve diferença estatística entre os tratamentos, para os nutrientes fósforo, potássio e magnésio. Deve-se considerar que a taxa de recuperação dos nutrientes pela aveia, assim como para qualquer outra cultura depende das condições químicas do solo, as diferenças nas composições dos fertilizantes e as condições de clima apresentadas, que resultarão em variações nas respostas de cada cultura (CERETTA et al., 2005).

O fósforo apresentou baixa recuperação pela cultura, e uma considerável concentração no solo após a estação da aveia, com ênfase para o tratamento Org200. Isso pode ser explicado pela sua baixa mobilidade e concentrações não muito fáceis de serem controladas em adubos de origem orgânica (CARRETA et al., 2003). A baixa recuperação de alguns nutrientes pelas culturas pode ser tornar problemático, tanto pelo N quanto pelo fósforo isso é mais saliente, porque as perdas ocasionadas pelos excessos presentes nos solos originam contaminação do ambiente, principalmente das águas, causando eutrofização.

As quantidades de macronutrientes e micronutrientes no solo não alteraram com o incremento nas doses de N. A CTC não apresentou diferença estatística entre todos os tratamentos. A capacidade de troca de cátions ideal faz com que as perdas de N na forma de nitratos sejam reduzidas, isso porque esse valor indica a capacidade que o solo tem para reter cátions de forma trocável. Se um solo apresentar baixa CTC indica que em relação ao manejo, não deve realizar adubações com altas doses e nem calagens em grande quantidade de uma só vez, pois isso implicaria no aumento das perdas.

Apesar de não haver diferenças entre os tratamentos, o maior valor de CTC se encontra no tratamento Org200 (tabela 9), e sabe-se que a capacidade de troca de cátions aumenta com o incremento de matéria orgânica no solo, representada pelo carbono orgânico, que se apresenta em uma maior concentração nos tratamentos Org100 e Org200 (tabela 8) (CIOTTA et al., 2003).

O pH tanto medido tanto em H₂O como em KCl apresentaram maior valor para os tratamentos de fonte orgânica (Org100 e Org200), indicando serem os tratamentos mais alcalinos.

O uso de fertilizantes nitrogenados utilizados na cultura do milho, além de serem benéficos para a melhoria dos componentes de rendimento desta cultura, ainda contribuiu para os indicadores de produção da cultura sucessora, na estação de crescimento seguinte. Isso se explica porque este nutriente está presente na molécula de clorofila e conseqüentemente participa do processo de fotossíntese, influenciando na produção de matéria seca, assim como outros indicadores. Conforme ocorre o aumento da sua disponibilidade no solo, ocorre também um incremento na absorção (TAIZ e ZEIGER, 2013).

O impacto das culturas de cobertura na qualidade da água, através da redução da poluição por nitratos será específica para cada lugar, e irá variar de acordo com aspectos do inverno, com a precipitação e temperatura, capacidade de retenção da água e propriedades hidráulicas do solo, o teor de matéria orgânica e os resíduos da colheita, as doses de fertilizantes nitrogenados e o tempo de aplicação dos mesmos (MEINSINGER et al., 1991).

6. CONCLUSÃO

Com o aumento das doses de N aplicadas na cultura de verão (milho), ocorreu também um incremento no saldo de N mineral no solo, e caso não houvesse a presença de uma planta de cobertura nessa área e a mesma estivesse descoberta estaria propensa a perdas por lixiviação, desnitrificação e erosão. Conseqüentemente, tratamentos que apresentaram maiores teores de N mineral no solo após o cultivo do milho, também resultaram em maior produtividade pela aveia, e maior recuperação de N residual.

Os adubos de liberação lenta e de inibidores de nitrificação demonstraram menores perdas de N para o ambiente, fazendo com que o saldo de N residual no solo aumentasse e ficasse disponível para absorção da cultura subsequente. E isso não ocorreu com o adubo de nitrato de amônia na dose de 200 kg ha⁻¹ que mesmo apresentando altos teores de N residual após a colheita do milho não conseguiu recuperar esse N de forma tão efetiva como Entec e Exactyon, e isso se deve pelo fato que possíveis perdas ocorreram neste tratamento.

O sucesso do uso da aveia como “catch crop” está no fato dela ser uma gramínea, que assim como as outras dessa família, apresenta a capacidade de estabelecer rapidamente sistemas radiculares e produzir matéria seca, mesmo em condições frias. Seu uso foi eficiente na recuperação do N residual, em todas as doses de N, pois os tratamentos não se diferenciaram estatisticamente após o seu uso.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aduan, R.E., Vilela, M. de F., Reis Júnior, F.B. dos. 2004. Os Grandes ciclos biogeoquímicos do planeta. Planaltina, DF. Embrapa Cerrados, v.25. p.1517-5111.

Assmann, T.S., Ronzelli Júnior, P., Moraes, A., et al. 2003. Rendimento de milho em área de integração lavoura-pecuária sob o sistema de plantio direto, em presença e ausência de trevo branco, pastejo e nitrogênio. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, n.4, p.675-683.

Ator, S.W., Ferrari, M.I. 1997. Nitrate and selected pesticides in ground water of the Mid-Atlantic Region. Ed. United States Geological Survey/Environmental Protection Agency. v.97.

Balbino, L.R. 1968. O método Egner-Riehn e a determinação do fósforo e do potássio “assimiláveis” dos solos em Portugal. In: Controle da fertilização das plantas cultivadas. II Colóquio Europa e Mediterrâneo. Sevilha.

Barros, N.F. et al. 1986. Classificação nutricional de sítios florestais - Descrição de uma metodologia. *Revista Árvore*, v.10, n.2, p.112-120.

Bayer, C., Martin Neto, L., Mielniczuk, J., Pavinato, A. 2004. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.39, p.677-683.

Bayer, C., Fontoura, S.M.V. 2006. Dinâmica do nitrogênio no solo, pré-culturas e o manejo da adubação nitrogenada na cultura do milho em plantio direto. In: Fontoura SMV, Bayer C, editores. Manejo e fertilidade de solos em plantio direto. Guarapuava: Fundação Agrária de Pesquisa Agropecuária.

Bergström, L. e Kirchmann, H. 2004. Leaching and crop uptake of nitrogen from nitrogen – 15 – labelled green manures and ammonium nitrate. *Journal of Environmental Quality*, v.33, p.1786-1792.

Berner, E. e Berner R. 1987. *The Global Water Cycle*, Prentice Hall, New Jersey.

Beutler, A.N., Silva, M.L.N., Curi, N., Ferreira, M.M., Pereira Filho, I.A., Cruz, J.C. 2001. Agregação de Latossolo Vermelho distrófico típico relacionada com o manejo na região dos cerrados no estado de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.25, p.129-136.

Bocher, L.W. 1995. Tracing the Flow of Chemicals: How to Reduce Nitrate and Pesticide Leaching. *Turf Science*, v.4. p. 64-67.

Boswell, F.C., Meisinger, J.J., Case, N.L. 1985. Production, marketing, and use of nitrogen fertilizers. p. 29-292. In: Engelstad, O.P. (ed.). *Fertilizer Technology and Use*. 3rd ed. SSSA, Madison, Wis.

Bredemeier, C., Mundstock, C.M. 2000. Regulação da absorção e assimilação do nitrogênio nas plantas. *Revista de Ciência Rural*, v.30, n. 2, p.365-372.

Bremner, J.M. Nitrogen-Total. In *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods- SSSA. Book series n° 5*.

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, Inc., Athens, GA.

Cantarella, H., Duarte, A.P. 2004. Manejo da fertilidade do solo para a cultura do milho. In: Galvão, J.C.C., Miranda, G.V. (Ed.). *Tecnologia de produção de milho*. Viçosa: UFV, cap.5, p.139-182.

Cantarella, H. 2007. Nitrogênio. In: Novais, R.F., Alvarez, V., V.H., Barros, N.F., Fontes, R.L.F., Cantarutti, R.B., Neves, J.C.L. (Ed.). *Fertilidade do solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p.1017.

Carey, P.L., Cameron, K.C., Di, H.J., Edwards, G.R. 2017. Comparison of nitrate leaching from oats and Italian ryegrass catch crops following simulated winter forage grazing: a field lysimeter study. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. v.60, p.1-21.

Carvalho, N.L., Zobot, V. 2012. UFSM. Nitrogênio: nutriente ou poluente? *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*. v.6, n° 6, p.960-974.

Ceretta, C.A. et al. 2003. Características químicas de solo sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.38, n.6, p.729-735.

Cerreta C.A., Basso, C.J., Pavinato, P.S., Trentin, E.E., Giroto, E., 2005. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. *Ciência Rural*, v.35, n.6, p.1287-1295.

Chapim, F.S. 1980. III. Ecological aspects of plant mineral nutrition. *Annual review of ecology and systematics*, v.11, p.233-260.

Cicek, H., Martens, K.R.T., Bamford, K.C., Entz, M. H. 2015. Late-season catch crops reduce nitrate leaching risk after grazed green manures but release N slower than wheat demand. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v.202, p.31-41.

Ciotta Nara, Marlise, Bayer, Cimélio, Fontoura Vieira, Sandra Mara, Ernani, Paulo Roberto y Albuquerque, Jackson Adriano. 2003. Matéria orgânica e aumento da capacidade de troca de cátions em solo com argila de atividade baixa sob plantio direto. *Revista de Ciência Rural*, v.33, n.6, p.1161-1164.

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.)*. APHA, AWWA, WEF.

Ciclos biogeoquímicos - ciclo do nitrogênio. Q.I. Educação, 2020. Disponível em: < <https://www.qieducacao.com/2013/04/ciclos-biogeoquimicos-ciclo-do.html>> Acesso em: 03/08/2020.

Clima na Escola Superior Agrária (ESA-IPB). Disponível em: < <https://esa.ipb.pt/clima.php>> Acesso: 04/06/2020.

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

Constantin, J., Beaudoin, N., Launay, M., Duval, J., Mary, B. 2012. Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: Test and simulations with STICS model in a temperate climate. Agriculture, Ecosystems and Environment, v.147. p.36-46.

Cordeiro, L.A.M., Hoek, J.B.V.D. 2007. Nitrogênio na cultura do milho sob sistema plantio direto. Revista Factuciência, v.13, p.27-54.

Crawford, N.M., Glass, A.D.M. 1998. Molecular and physiological aspects of nitrate uptake in plants. Trends in Plant Science reviews, v.3, p.389-395.

Cregan, P.B., Berkum, P. 1984. Genetics of nitrogen metabolism and physiological/biochemical selection for increased grain crop productivity. Theoretical and Applied Genetics, Heidelberg, v.67, p.97-111.

Davidson, E.A. 2009. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. Nature Geosciences, v. 2, n. 9, p.659-662.

Delgado, J.A. 1998. Sequential NLEAP simulations to examine effect of early and late planted winter cover crops on nitrogen dynamics. Journal of Soil and Water Conservation. v.53. p.241-244.

Ernani, P.R. Química do solo e disponibilidade de nutrientes. Lages: O Autor; 200.

Fachin, V. 2005. Nutrição mineral de plantas. Lavras: UFLA / FAEPE. p.: il. - Curso de PósGraduação “Lato Sensu” (Especialização) a Distância: Solos e Meio Ambiente.

Favaretto, N. 2002. Gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium related to water quality and plant nutrition. West Lafayette, Purdue University. p.150.

Ferreira, I.A. de Q. M. 2018. Estudos de fertilização de azoto, fósforo, potássio e boro em oliveira. 235 f. Tese de doutoramento – Curso de Ingeniería de Biosistemas, Escuela Superior y Técnica de Ingeniería Agraria, León.

Haller, L., McCarthy, P., O’Brien, T., Riehle, J., e Stuhldreher, T. 1997. Nitrate Pollution of Groundwater (<http://www.alphausasystems.com>).

Hansen, E.M., Munkholm, L.J., Olesen, J.E., Melander, B., 2015. Nitrate leaching, yields and carbon sequestration after noninversion tillage, catch crops, and straw retention. *Journal Environmenty Quality*, v.44, p.868-881.

Havlin, J. L., Tisdale, S. L., Nelson, W. L., Beaton, J. D. 2014. Soil fertility and fertilizers, an introduction to nutrient management, 8th edition. Pearson, Inc, New Jersey, USA.

Holtan-Hartwig, L., Bockman, O.C. 1994. Ammonia exchange between crops and air. Supplement. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, Aas, v.14, p.1-41.

Igue, K., Pavan, M.A. Uso eficiente de adubos orgânicos In: Simpósio sobre fertilizantes na agricultura brasileira, 1984, Brasília. Anais. p.383-418.

Instituto Português do Mar e da Atmosfera - IPMA (2020).

Jäggli, F. 1978. Sickerverluste an Mineralstoffen. *Mitt Schweiz Landwirtschaft*, v.26. p.130-136.

Jensen, E.S. 1991. Nitrogen accumulation and residual effects of nitrogen catch crops. *Acta Agriculturae Scandinavica*, v.41. p.333-344.

Kaiser, D.R. 2006. Nitrato na solução do solo e na água de fontes para consumo humano numa microbacia hidrográfica produtora de fumo. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, p.114.

Kerbauy, G.B. 2008. *Fisiologia Vegetal*. 2ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.

Keren, R. 1996. Boron. Em métodos de análise de solo. Parte 3. Métodos Químicos – SSSA. Série de livros nº 5.

Li, X.X., Hu, C.S., Delgado, J.A., Zhang, Y.M., Ouyang, Z.Y., 2007. Increased nitrogen use efficiencies as a key mitigation alternative to reduce nitrate leaching in north china plain. *Agricultural Water Management*, v.89, p.137–147

Lamb, J.A., Paterson, G.A., & Fester, C.R. 1985. Wheatfallow tillage systems' effect on a newly cultivated grassland soils' nitrogen budget. *Soil Science Society of América*, v.49, p.352-356.

Lewis, O.A.M. 1986. *Plants and Nitrogen*. The Institute of Biology's. Studies in Biology no. 166. Ed. Edward Arnold. USA.

Linden, A.M.A., Van der, Veen JA Van and Frissel. 1987. Modelling soil organic matter levels after long-term applications of crop residues, and farmyard and green manures. *Plant Soil*, v.101, p.21-28.

Maff (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food). 1985. *Fertiliser recommendations*. Reference book 209, London.

Malavolta, E. 2006. *Manual de nutrição mineral de plantas*. Piracicaba: Editora Ceres. p.631.

Marschner, H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. London: Academic Press, p.889.

Martinez, J. and Guiraud, G. 1990. A lysimeter study of the effects of a ryegrass catch crop, during a winter wheat/maize rotation, on nitrate leaching and on the following crop. *European Journal of Soil Science*, v.41, p.5-16.

Martinelli L.A. 2007. Os caminhos do nitrogênio - do fertilizante ao poluente, *Informações agronômicas*, número 118 junho de 2007.

Mary, B., Recous, S., Darwis, D. & Robin, D. 1996. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant Soil*, v.181, p.71-82.

Meinsinger, J., Hargrove, W.L., Mikkelsen, R.L., Williams, J., Benson, V., 1991. Effects of cover crops on groundwater quality. In: Hargrove, W.L. (Ed.), *Cover Crops for Clean Water*. Soil Water Conservation Society SWCS, Ankeny, IA, p.57-68.

Mengel, K., Kirkby, E.A. 1987. *Principles of Plant Nutrition*. 4^a ed. International Potash Institute, Bern, Switzerland.

Miyasaka, S., Camargo, O.A., Cavaleri, P.A. 1983. Adubação orgânica, adubação verde e rotação de culturas no Estado de São Paulo. *Campinas*. p.138.

Mifflin, B.J., Lea, P.J. 1976. The pathway of nitrogen assimilation in plants. *New York, Phytochemistry*, v.15, p.873-885.

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.

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

- Moreira, F.M.S., Siqueira, J.O. 2006. Microbiologia e bioquímica do solo. 2. ed. Lavras: Universidade Federal de Lavras. p.729.
- 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. p.95-108.
- Nelson, D.W., e Sommers, L.E. 1996. Carbono total, carbono orgânico e matéria orgânica. Em métodos de análise de solo. Parte 3. Métodos Químicos – SSSA. Série de livros no 5.
- Normand, B., Recous, S., Vachaud, G., Kengni, L., e Garino, B. 1997. ^{15}N tracers combined with tensio-neutronic methods to estimate the nitrogen balance of irrigated maize. *Soil Science Society of America Journal*, v.61. p.1508-1518.
- Notaris, C. de, Rasmussen, J., Sorensen, P., Olesen, J.E. 2018. Nitrogen leaching: A crop rotation perspective on the effect of N surplus, field management and use of catch crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.255. p.1-11.
- Nugent, M., Kamrim, M.A., Wolfson. L. e D'Itri, F.M. 1999. Nitrate – a drinking water concern. (<http://www.gem.msu.edu>).
- O'leary, M., Rehm, G., Schmit, M. 2011. Understanding Nitrogen in Soils. University of Minnesota Extension. Reviewed 1994. Disponível em: <<http://www.extension.umn.edu/distribution/cropsystems/dc3770.html>>. Acessado em: 1º de setembro de 2011.
- Parton, W.J., Schimel, D.S., Cole, C.V. & Ojima, D.S., 1987. Analysis of factores controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America*, v.51, p.1173-1179.

Pereira, P.A.A., Baldani, J.I., Blana, R.A.G., Neyra, C.A. 1981. Assimilação e translocação de Nitrogênio em relação a produção de grãos e proteínas em milho (*Zea mays*). Revista Brasileira de Ciências dos Solos, v.5, p.28-31.

Reeuwijk, L.P. Van. 2002. Procedures For Soil Analysis. procedures for soil analysis (6th ed.). Wageningen, NL: Isric, FAO.

Reeves, D.W. 1994. Cover crops and rotations. p.125–172. In: J.L. Hatfield and B.A. Stewart (eds.) Crops Residue Management. Advances in Soil Science. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Reichert, J.M. & Cabeda, M.S.V. 1992. Salpico de partículas e selamento superficial em solos do Rio Grande do Sul. Revista Brasileira de Ciência dos Solos, v.16. p.389-396.

Resende, A.V. 2002. Agricultura e qualidade da água: Contaminação da água por Nitrato. Embrapa Cerrado, Planaltina – DF.

Rosolem, C.A., Foloni, J.S.S., Oliveira, R.H. 2003. Dinâmica do nitrogênio no solo em razão da calagem e adubação nitrogenada, com palha na superfície. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.38, n.2, p.301-309.

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, p.17-22.

Rodrigues, M.A., Arrobas, M. 2011. Gestão da fertilização azotada em agro-ecossistemas. Agroecologia e desenvolvimento sustentável (Livro de Actas). Bragança. p.89-103.

Rodrigues, M.A., Coutinho, J.F. 1995. Eficiência de utilização de azoto pelas plantas. Ed. Instituto Politécnico de Bragança. Bragança.

Sainju, U.M., Sing, B.P., Whitehead, W.F. e Wang, S. 2007 - Accumulation and crop uptake of soil mineral nitrogen as influenced by tillage, cover crops, and nitrogen fertilization. *Agronomy Journal*, v.99. p.682-691.

Santos, J.Q. 1982. *Nutrição Vegetal e Fertilização*. Texto de apoio às aulas teóricas. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.

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

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

Schepers, J.S., Moravek, M.G., Alberts, E.E. e Frank, K.D. 1991. Maize production impacts on ground water quality. *Journal of Environment Quality*, v.20. p.12-16.

Scheeren, M.B., Kunz. A., Steinmetz, R.L.R., e Dressler, V.L., 2011. O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.15, n.12, p.1289–1297.

Schick, J., Bertol, I., Balbinot Juior, A.A. e Batistela, O. 2000. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II. Perdas de nutrientes e carbono orgânico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.24. p.437-447.

Shipley, P.R., Meisinger J.J., and Decker A.M. 1992. Conserving residual corn fertilizer nitrogen with winter cover crops. *Agronomy Journal*, v.84. p.869–876.

Sommer, S.G., Schjorring, J.K., Denmead, O.T. 2004. Ammonia volatilization from mineral fertilizers and plants in fields amended with ammoniacal fertilizers. *Advances in Agronomy*, v. 82, p. 557-622.

Sorensen, J.N., and Thorup-Kristensen, K. 1993. Nitrogen effects of non legume catch crops. *Z Pflanzenernähr Bodenk*, v.156. p.55-59.

Sousa, D.M.G., Lobato, E. 2004. Adubação com nitrogênio. In: SOUSA, D.M.G.; LOBATO, E. (Ed.). *Cerrado: correção do solo e adubação*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados. cap.5, p.129-144.

Stevenson, F.J. 1982. Nitrogen in agricultural soils. p. 67-122. American Society of Agronomy. n.22. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI.

Stevenson, F.J. 1986. Cycles of soil. Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients. John Wiley & Sons, New York. p.380.

Stute, J.K. & Posner, J.L. 1995. Synchrony between legume nitrogen release and corn demand in the upper Midwest. *Agronomy Journal*, v.87. p.1063-1069.

Strong, W.M. 1995. Nitrogen fertilisation of uplands crops. In *Nitrogen Fertilization in the Environment*, editado por Peter Edward Bacon, p.129-170, publicações Marcel Dekker, Inc., New York.

Sveda, R., Rechcigl, J.E. e Nkedi-Kizza, P. 1992. Evaluation of various nitrogen sources and rates on nitrogen movement, pensacola bahiagrass production and water quality. *Communications on Soil Science and Plant Analysis*, v.23. p. 2451-2478.

Taiz, L., Zeiger, E. 2013. *Nutrição Mineral. Fisiologia vegetal*. Porto Alegre: Artmed. p.107-130.

Tasca, F.A., Ernani, P.R., Rogeri, D.A., Gatiboni, L.C., Cassol, P.C. 2011. Volatilização de amônia do solo após a aplicação de ureia convencional ou com inibidor de urease. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, n. 2, p. 493-502.

Temminghoff, E.E.J.M e Houba, V.J.G. 2004. *Procedimentos de análises de plantas*. Segunda edição. Temminghoff, E.E.J.M e Houba, V.J.G Eds. Kluwer Academic Publishers.

Tisdale, S.L., Nelson, W.L., Beaton, J.D. 1985. Soil Fertility and Fertilizers. 4^a ed., Macmillan Publishing Company, New York, p.754.

Thorup-Kristensen, K. 1993. Effect of nitrogen catch crops on the nitrogen nutrition of a succeeding crop, I: effects through mineralization and pre-emptive competition *Acta Agriculturae Scandinavica*, Section B, Soil & Plant Science, v.43. p.74-81.

Thorup-Kristensen, K., Dresbøll, D.B. 2010. Incorporation time of nitrogen catch crops influences the N effect for the succeeding crop. *Soil Use Manage*, v.26. p.27-35.

Valkama, E., Lemola, R., Kankanem, H., Turtola, E. 2015. Meta-analysis of the effects of undersown catch crops on nitrogen leaching loss and grain yields in the Nordic countries. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.203. p.93-101.

Vaughan, J.D. and G.K. Evanylo. 1998. Corn response to cover crop species, spring desiccation time, and residue management. *Agronomy Journal*, v.90. p.536-544.

Vidigal, S.M., Sedyama, M.A.N., Garcia, N.C.P., Matos, A.T. 1997. Produção de alface cultivada com diferentes compostos orgânicos e dejetos suínos. *Horticultura Brasileira*, Brasília, v.15, n.1, p.35-39.

Vieira, R.F. 2017. Ciclo do nitrogênio nos sistemas agrícolas. Ed.1, Embrapa Meio Ambiente. Brasília, DF. Embrapa.

Viero, F., Bayer, C., Fontoura, S.M.V., Moraes, R.P.de. 2014. Ammonia volatilization from nitrogen fertilizers in no-till wheat and maize in southern Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.38, n.5, p.1515-1525.

Vittozzi, L. 1992. Toxicology of nitrates and nitrites. *Food Additives and Contaminants*, v.9. p.579-585.

Walinga, I., Van Vark, W., Houba, V. J.G., Van Der Lee, J.J. 1989. Soil and Plant analysis. Part 7 Planta analysis. Department of soil science and plant nutrition.

Wild, A. e Cameron, K.C. 1980. Soil nitrogen and nitrate leaching. In Soil nitrogen and nitrate leaching (ed. P. B. Tinker). Critical Reports on Applied Chemistry, Blackwell Scientific Publications, v.2. p. 35-70.

Yagüe, J.L.F. 1994. El nitrógeno. El suelo y los fertilizantes. Cap. 10. 4ª Ed, Mundi-prensa. Madrid.

Yamada, T.D., Abdalla, S.R.S. 2000. Como melhorar a eficiência da adubação nitrogenada do milho. Infomações Agronômicas, Potafos, v.91. p.5.

Zotarelli, L. 2000. Balanço de nitrogênio na rotação de culturas em sistemas de plantio direto e convencional na região de Londrina-PR. p.128. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

Zublena, J.P., Cook, M.G., St. Clair, M.B. 1991. Pollutants in groundwater: HEALTH EFFECTS. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponível em: <<https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US9122515>>. Acesso em: 11/05/2020.