

Workshop Agroecologia e
Desenvolvimento
Sustentável
Livro de Actas

Escola Superior Agrária de Bragança
24 de Março 2011



INSTITUTO POLITÉCNICO DE BRAGANÇA
Escola Superior Agrária



universidad
de León

Uma escola de biociências

Gestão da fertilização azotada em agro-ecossistemas

M.A. Rodrigues; M. Arrobas

Centro de Investigação de Montanha, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, Campus Sta Apolónia, Apt. 1172, 5301-855 Bragança. angelor@ipb.pt

Resumo

A agricultura dos países desenvolvidos utiliza azoto em excesso. A comunidade científica internacional tem dado grande importância a este tópico nos últimos trinta anos procurando identificar as razões, conhecer as consequências e estudar meios de minimizar danos. A agricultura desenvolvida utiliza azoto em excesso por quatro razões principais: o custo do azoto tem sido pouco significativo comparado com o valor das produções; as plantas respondem com exuberância ao azoto aplicado quando o elemento é limitante; as produções normalmente não decrescem quando se aplica azoto em excesso; e a qualidade das recomendações de fertilização emitidas pelos laboratórios é ainda de qualidade insatisfatória.

Quando se aplica azoto em excesso a eficiência de uso do nutriente reduz-se. Na agricultura dos países desenvolvidos, de uma maneira geral, menos de 50% do azoto aplicado como fertilizante é recuperado pelas plantas. O restante perde-se para o meio ambiente. O azoto pode sair do solo na forma de nitratos, sendo lixiviado para aquíferos e cursos de água superficiais, originando a redução da qualidade da água para consumo e a eutrofização dos cursos de água e albufeiras. O azoto pode ainda sair do sistema solo/planta em formas gasosas e contaminar a atmosfera. Algumas dessas formas de azoto estão associadas ao aumento do efeito de estufa, à depleção da camada de ozono ou à redução do pH das águas da chuva (chuvas ácidas). Assim, por questões económicas e ambientais, é extremamente importante gerir de forma correcta a fertilização azotada. Neste trabalho faz-se uma breve revisão sobre este tópico.

Palavras-chave: fertilização azotada; produção esperada; disponibilidade de azoto no solo; diagnóstico do estado nutritivo das plantas; eficiência de uso do azoto; culturas de cobertura.

A agricultura dos países desenvolvidos utiliza azoto em excesso

O azoto é considerado o elemento nutriente mais importante no âmbito da fertilização das culturas. Embora do ponto de vista fisiológico seja apenas mais um de entre os dezasseis elementos essenciais, do ponto de vista agronómico é o elemento mais determinante da produtividade vegetal. Como não se acumula nos solos em formas absorvíveis pelas plantas, é aplicado anualmente como fertilizante em todas as culturas praticamente sem excepção. Enquanto elemento nutriente, o azoto apresenta um conjunto de características ímpares que contribuem para que seja frequentemente aplicado em doses superiores ao necessário, tendo como consequências aumento de custos, ineficiência energética e danos potencialmente negativos no meio ambiente.

Quando o azoto é factor limitante, a aplicação do elemento ao solo provoca um estímulo praticamente imediato na vegetação. As plantas apresentam um desenvolvimento luxuriante adquirindo um tom verde intenso, devido ao aumento de teor de clorofila. De uma maneira geral, aumenta a biomassa produzida. A resposta visível das plantas à fertilização azotada é dos factores que mais estimula os agricultores a aplicarem azoto em excesso.

A resposta das plantas ao aumento da disponibilidade de um dado nutriente no solo traduz-se habitualmente num acréscimo de produtividade até que as necessidades fisiológicas nesse nutriente estejam satisfeitas. Se a disponibilidade do nutriente continuar a aumentar, pela aplicação de mais fertilizante, segue-se um declínio provável de produtividade, devido a desequilíbrios nutritivos ou a efeitos de toxicidade. No caso do azoto, a resposta mais frequente ao aumento da disponibilidade do nutriente no solo consiste no incremento da produtividade para doses do nutriente inferiores à dose óptima, a que se segue a estabilização da produção num extenso patamar em que a produção não decresce com o aumento do nutriente (figura 1). A região correspondente ao patamar é frequentemente designada de consumo de luxo (Santos, 1996). O facto de a produção não decrescer para doses elevadas de azoto disponível no solo permite que o nutriente seja aplicado em doses excessivas sem danos mensuráveis na produção.

A disponibilidade de azoto no solo modifica a composição de órgãos e tecidos vegetais. Em diversas culturas, a dose de azoto tem de ser definida com moderação para evitar danos na qualidade tecnológica dos produtos agrícolas. O excesso de azoto afecta negativamente a qualidade da fibra do linho, dificulta a extracção da sacarose em beterraba-sacarina, reduz o teor de açúcar das uvas e o grau alcoólico potencial dos vinhos, aumenta o teor de proteína e reduz o teor de amido em cevada de malte, etc. (Santos, 1996). Contudo, em outras culturas, como a batata, o excesso de azoto disponível não interfere significativamente nos parâmetros qualitativos que determinam o valor do produto no mercado (Rodrigues et al., 2001).

O fabrico industrial dos adubos azotados apresenta custos energéticos muito elevados (Voroney & Derry, 2008), o que torna a fertilização azotada mais dispendiosa do que, por exemplo, a fertilização fosfatada ou potássica. Contudo, o preço da fertilização azotada é

pouco significativo quando integrado na totalidade dos encargos de exploração (mobilização, rega, tratamentos fitossanitários, colheita, etc.) e também quando comparado com o valor de mercado das produções. Assim, na agricultura dos países tecnologicamente mais desenvolvidos o preço do azoto não tem sido obstáculo financeiro que motive a racionalização da aplicação do nutriente.

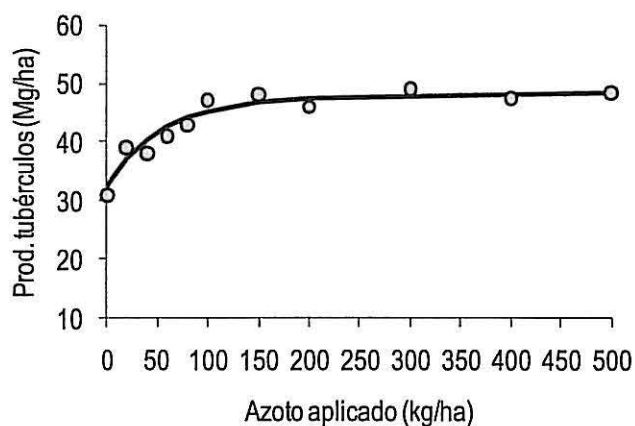


Figura 1. Resposta da produção de tubérculos (*Solanum tuberosum* L.) à fertilização azotada (adaptado de Rodrigues, 2000).

Para uma dada cultura, o azoto exportado é influenciado pelo nível de produtividade. Tome-se como exemplo o trigo: neste caso, o azoto exportado e as necessidades de fertilização são completamente diferentes se as condições agro-ecológicas permitem atingir 1000 ou 8000 kg de grão por hectare. Para os laboratórios emitirem recomendações de fertilização, solicitam aos agricultores informação sobre a produção esperada. A produção esperada deve ser entendida como a produção expectável nas condições reais de cultivo. Trabalhos realizados nos Estados Unidos mostraram que 80% dos agricultores sobrestimam a produção esperada e que 50% dos agricultores produzem 80% menos do que as suas estimativas (Meisinger et al., 2008). Sem estimativas realistas da produção esperada não há boas recomendações de fertilização.

De entre as metodologias utilizadas pelos laboratórios para fazer recomendações de fertilização para os diferentes nutrientes, destacam-se, pela sua diversidade, as que se utilizam para o azoto. Enquanto as recomendações para o fósforo e potássio não variam muito entre diferentes regiões do globo, para o azoto não há metodologias universalmente aceites. As aproximações para obter recomendações de fertilização para o azoto variam de país para país, de região para região e por vezes de laboratório para laboratório. A incerteza na qualidade da recomendação da fertilização azotada é frequentemente apontada como um factor que contribui para que se aplique azoto em excesso. Os agricultores aplicam generosamente azoto porque não querem correr riscos de comprometer a produção (Dahnke & Johnson, 1990).

A eficiência de uso do azoto pelas plantas é baixa

Do azoto aplicado como fertilizante apenas uma fracção, normalmente inferior a 50%, é utilizada pelas plantas. A dose de azoto é um dos factores que mais contribui para a baixa eficiência de uso do nutriente, embora as técnicas de aplicação tenham também papel significativo (Boswell et al., 1985). Contudo, a reduzida eficiência de uso do azoto deve-se sobretudo à grande dinâmica do nutriente no solo, com diversas transformações de forma e possibilidades de sair do sistema solo/planta por mecanismos variados. A dinâmica do azoto no solo torna difícil a gestão da fertilização azotada, porque, por um lado, o elemento não se acumula nos solos na forma mineral e, por outro, é difícil prever quando o azoto orgânico se mineraliza e fica disponível para as plantas.

O ciclo biogeoquímico do azoto é complexo e envolve etapas que são difíceis de quantificar. Na figura 2 apresentam-se alguns dos processos quantitativamente mais relevantes do ciclo do azoto, embora muitos outros não representados na figura 2 tenham importante significado ecológico.

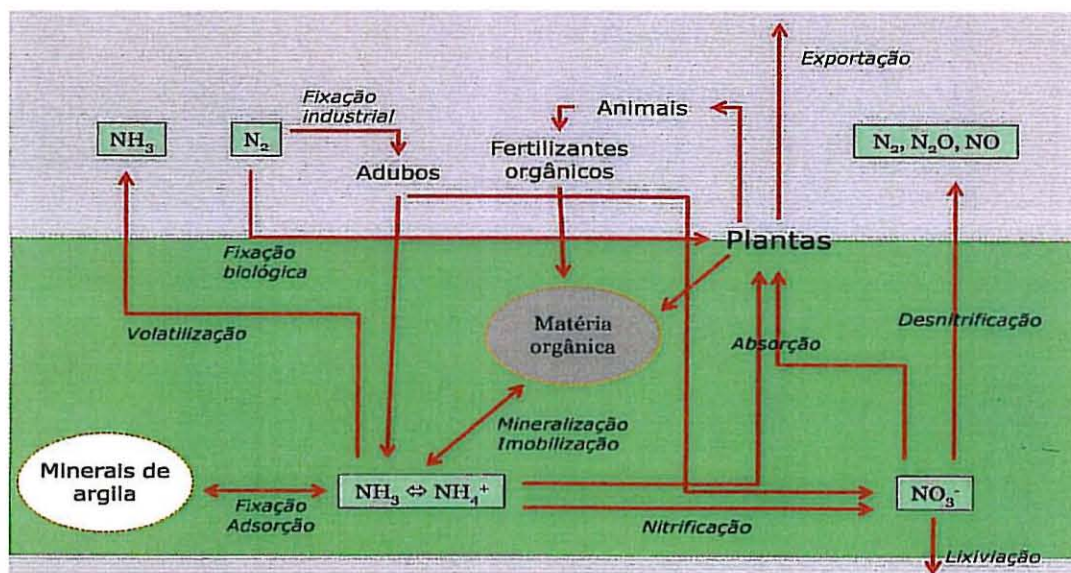


Figura 2. Ciclo biogeoquímico do azoto onde se representam alguns dos fluxos quantitativamente mais relevantes.

O azoto encontra-se no solo em formas orgânicas e minerais. Embora predomine azoto na forma orgânica (normalmente mais de 95%), as plantas absorvem maioritariamente o azoto nas formas minerais NO_3^- e NH_4^+ .

A matéria orgânica é componente central do ciclo do azoto no solo e considerada a base da sua fertilidade. Inclui detritos animais e vegetais em várias fases de decomposição e a biomassa microbiana. É composta por polipéptidos/aminoácidos e açúcares aminados, azoto heterocíclico (clorofila, bases azotadas, ácidos nucleicos, ...) e azoto não identificável (Olk,

2008). A matéria orgânica fica disponível para as plantas após *mineralização* (formação de NH_4^+), processo liderado por microrganismos heterotróficos do solo.

O ião NH_4^+ surge no solo a partir da mineralização da matéria orgânica, deposições atmosféricas ou a partir da aplicação de fertilizantes. Tendo carga positiva, pode ser adsorvido no complexo coloidal do solo, que apresenta maioritariamente carga negativa. Em solos ricos em minerais de argila 2:1, do tipo vermiculite, illite e montmorilonite, uma quantidade significativa de NH_4^+ pode ser fixado nas cavidades hexagonais formadas pelos átomos de oxigénio das folhas tetraédricas das superfícies externas entre duas camadas estruturais dos minerais de argila 2:1 (Kissel et al., 2008). Este processo restringe a sua disponibilidade na solução do solo. O ião NH_4^+ é também usado pelos microrganismos heterotróficos do solo que decompõem a matéria orgânica quando o substrato apresenta elevada razão C/N (isto é, muita energia e pouco azoto). O processo designa-se de *imobilização biológica* e actua em sentido contrário ao processo de mineralização (Myrold & Bottomley, 2008). Em solos arejados e condições gerais favoráveis à actividade dos microrganismos, o ião NH_4^+ é utilizado por bactérias quimio-autotróficas que o convertem em NO_3^- (*nitrificação*) (Norton, 2008). Em solução aquosa, o ião NH_4^+ encontra-se em equilíbrio com NH_3 . A pH inferior a 7,5, a quantidade de NH_3 presente no solo é negligenciável. Se o pH sobe, aumenta a proporção relativa de NH_3 , que, sendo um gás, pode perder-se para a atmosfera por *volatilização* (Francis et al., 2008).

O ião NO_3^- surge no solo por nitrificação de NH_4^+ , deposições atmosféricas ou aplicado como fertilizante. O ião NO_3^- é muito solúvel em água. Tendo carga negativa, não existem na maior parte dos solos mecanismos químicos que o retenham, podendo perder-se por *lixiviação* na água de percolação (Mulla & Strock, 2008). Em condições de hipoxia, em solos alagados, o ião nitrato substitui o oxigénio como aceitador terminal de electrões no processo respiratório de bactérias anaeróbias facultativas, formando-se gases azotadas (N_2 , N_2O , NO_x) que se escapam para a atmosfera, fenómeno designado de *desnitrificação* (Coyne, 2008).

Alguns microrganismos procarióticas que contêm nitrogenase nos seus sistemas enzimáticos são capazes de fixar azoto molecular (N_2) directamente da atmosfera e usá-lo na síntese de aminoácidos e proteínas (Mengel & Kirkby, 1987; Russelle, 2008). Alguns destes organismos vivem livres no solo, outros formam associações com plantas na rizosfera, onde têm acesso privilegiado a exsudados radiculares, outros ainda invadem os tecidos de plantas superiores constituindo verdadeiras relações simbióticas com estas. Apreciada à escala global, a fixação biológica constitui ainda hoje a principal entrada de azoto nos solos. A agricultura tem promovido a entrada natural de azoto cultivando plantas que têm acesso ao azoto atmosférico através da fixação biológica, em particular da família *Fabaceae*. Estas plantas podem dispensar fertilização azotada e transferir azoto para as culturas que se seguem na rotação.

Muitas outras etapas do ciclo do azoto não se encontram representadas na figura 2, embora possam ter elevado significado ecológico, como deposições atmosféricas, absorção

directa e/ou perda de gases azotados pela canópia, perdas de azoto por erosão e escoamento superficial e fixação de NH_3 na matéria orgânica do solo.

As principais transformações do azoto no solo são mediadas por microrganismos, estando a sua actividade dependente de variáveis ambientais (pH, temperatura, humidade, oxigénio, etc.). Apesar do esforço da comunidade científica nas últimas décadas, os fluxos de azoto no solo são ainda difíceis de prever, o que dificulta a elaboração de recomendações de fertilização com qualidade satisfatória e cria condições para que o azoto seja usado de forma pouco eficiente na agricultura.

O custo ambiental da utilização de azoto pode ser elevado

A importância da gestão do azoto nos agro-ecossistemas deve-se tanto ao seu efeito na produtividade vegetal quanto ao impacto negativo que algumas formas de azoto que escapam dos solos agrícolas têm no meio ambiente. A contaminação de aquíferos e cursos de água com nitratos tem liderado a preocupação com a gestão do azoto, mas a agricultura pode ser ainda responsável por emissões de gases para a atmosfera com papel relevante no aquecimento global, na destruição da camada de ozono da estratosfera, nas chuvas ácidas e na alteração da biodiversidade.

Os cursos de água e albufeiras são naturalmente meios oligotróficos, isto é, pobres em nutrientes. Esta situação permite um determinado equilíbrio entre as espécies que habitam o ecossistema. A perda de nutrientes dos campos agrícolas, actividade pecuária e também a partir dos efluentes do saneamento básico, pode contribuir para o enriquecimento das águas em nutrientes (*eutrofização*) alterando o equilíbrio entre as espécies. Em lagos eutrofizados aumenta a produtividade de algas e plantas aquáticas, que no processo de decomposição consomem o oxigénio da água pondo em risco a vida de algumas espécies. A agricultura é a actividade humana que mais contribui para a contaminação das águas com nitratos lixiviados dos campos agrícolas. A erosão dos solos e a actividade agro-pecuária podem também contribuir para o enriquecimento das águas em fósforo, azoto e outros nutrientes.

Perdas de azoto em formas gasosas a partir da actividade agrícola e pecuária podem contribuir para a poluição atmosférica (Francis et al., 2008). A volatilização de amoníaco está particularmente ligada à actividade pecuária (manuseamento e aplicação de estrumes e chorumes), se bem que a fertilização com ureia e formas amoniacais, em particular na cultura do arroz, possam também originar perdas significativas de NH_3 para a atmosfera. Apesar de ser um gás alcalino, quando depositado no solo apresenta reacção fisiológica ácida. Por outro lado, o NH_3 na atmosfera não percorre grandes distâncias, sendo depositado nas proximidades das fontes emissoras, podendo originar eutrofização de lagos e, como fonte externa de azoto, provocar desequilíbrios na vegetação natural. A desnitrificação, com formação de óxido nitroso (N_2O), dióxido de azoto (NO_2) e óxido nítrico (NO) tem também grande importância na contaminação atmosférica. A molécula N_2O é um poderoso gás de estufa, com um efeito 310

vezes superior à molécula de CO₂. O NO está associado à destruição catalítica do ozono na estratosfera, contribuindo para a redução da protecção que a camada de ozono confere contra a radiação ultravioleta. Os óxidos de azoto estão também na origem da formação de ácido nítrico na atmosfera, contribuindo para a redução do pH da água das chuvas (chuvas ácidas).

Outra questão relacionada com a fertilização azotada e muito discutida pela ciência prende-se com o facto de algumas plantas poderem acumular quantidades particularmente elevadas de nitratos nos seus tecidos. Enquanto as plantas não podem acumular NH₄⁺ que, por ser fitotóxico, tem de ser assimilado na raiz, os nitratos podem ser acumulados na parte aérea das plantas, em particular nos vacúolos das células dos tecidos condutores (Mengel & Kirkby, 1987). Plantas como espinafre comum, alface, espinafre da Nova Zelândia, entre outras, podem acumular quantidades de nitratos particularmente elevadas. Nos últimos anos tem-se discutido o efeito potencialmente negativo de dietas ricas em nitratos na saúde humana (Boink & Speijers, 2001; Santamaria, 2006). Os nitratos em si não são tóxicos, mas podem ser convertidos em nitritos durante a conservação dos alimentos e também na boca durante a mastigação, podendo originar metahemoglobinémia. Aproximadamente 5% dos nitratos ingeridos são convertidos em nitritos por bactérias que contaminam a boca. Os nitritos reagem com a hemoglobina do sangue (proteína com ferro na forma Fe²⁺) originando metahemoglobina (hemoglobina com ferro na forma Fe³⁺), a qual não consegue transportar oxigénio. Os bebés com menos de 3 meses de idade são particularmente vulneráveis. Os ruminantes são também vulneráveis à metahemoglobinémia na medida em que as condições redutoras do rúmen favorecem a formação de nitritos, devendo a forragem conter baixos teores de nitratos (Westcott et al., 1998). Adicionalmente podem formar-se compostos N-nitroso no ambiente ácido do estômago com poder carcinogénico. Foi demonstrado efeito carcinogénico dos compostos N-nitroso em mais de 40 espécies, incluindo répteis, aves, peixes e mamíferos. O homem não deverá ser excepção. Os Estados Unidos e a União Europeia definiram doses máximas diárias admissíveis para a ingestão de nitratos e nitritos, bem como limites acima dos quais a água não pode ser considerada potável para consumo humano. A União Europeia introduziu ainda restrições legais à comercialização de espinafre, alface e outros vegetais cuja concentração em nitratos ultrapasse determinados limites (Regulamento EC 563/2002). Tem também sido demonstrado que a população adulta europeia ultrapassa facilmente as doses diárias de nitratos recomendadas. Contudo, a principal fonte de nitratos são os vegetais (60 a 90%) que, sendo também ricos em vitaminas, podem contrariar o efeito eventualmente negativo da ingestão de nitratos. Apesar de persistirem dúvidas sobre o real efeito negativo da ingestão de nitratos na saúde, a maior parte dos investigadores e entidades internacionais concordam que, por prudência, a exposição prolongada a dietas ricas em nitratos deve ser evitada.

A gestão integrada da fertilização azotada deve ser promovida

A recomendação da fertilização azotada é complexa. Enquanto para os restantes macronutrientes fósforo e potássio os procedimentos analíticos são muito semelhantes em todo o mundo, as bases da fertilização azotada variam muito entre países e regiões agrícolas. O problema principal é a dinâmica do azoto no sistema solo/planta e a incapacidade de se encontrar um indicador minimamente credível que forneça informação sobre a disponibilidade potencial de azoto no solo. Como já se referiu, na incerteza os agricultores tendem a aplicar azoto em excesso.

A primeira etapa para se conseguir uma boa recomendação de fertilização é conhecer as necessidades das plantas. As culturas diferem na sua capacidade em exportar azoto do solo e, para uma dada cultura, a exportação de azoto depende da produtividade atingida. A *produção esperada* reflecte o que será realisticamente possível obter num dado agro-sistema. Em determinadas regiões é difícil prever a produção de uma dada cultura por estar muito dependente de variáveis ambientais como a precipitação. Por outro lado, como se referiu, os agricultores sobrestimam as produções que normalmente podem obter nas suas condições de cultivo.

Os sistemas de recomendação de fertilização variam significativamente entre várias regiões do globo. No Reino Unido e nalguns estados norte-americanos é muito popular um método de recomendação de fertilização que atribui créditos ao precedente cultural. Baseia-se no princípio de que a fertilidade residual varia entre as diferentes culturas da rotação. Culturas em que se aplique estrume e leguminosas, por exemplo, transferem bastante azoto residual para a cultura que se segue na rotação, enquanto gramíneas e culturas não fertilizadas têm um efeito mais modesto na cultura seguinte (MAFF, 1985). Apesar de ser tratar de um sistema de recomendação empírico parece funcionar relativamente bem em regiões húmidas.

O azoto inorgânico no perfil antes da instalação da cultura é usado como base da recomendação da fertilização azotada em diversos estados norte-americanos e também nalgumas regiões do Canadá (Bronson, 2008). A este azoto é atribuído valor equivalente ao que é aplicado como fertilizante. O método parece ser particularmente interessante para regiões áridas e semi-áridas onde os riscos de lixiviação de nitratos são mínimos. As amostras são colhidas a grande profundidade (0-90 cm a 0-150 cm) por empresas especializadas que são simultaneamente quem comercializa os adubos.

A determinação do azoto inorgânico no perfil durante a estação de crescimento é o principal método de recomendação de fertilização usado nalguns estados norte-americanos e menos frequentemente na Europa. Consiste em determinar o azoto inorgânico no solo imediatamente antes da cobertura, quando a cultura inicia uma fase de grande necessidade em azoto. O método foi desenvolvido por Magdoff et al. (1984) e é habitualmente designado com *pre-sidedress soil nitrate test*. Quando as plantas de milho têm 20 a 30 cm de altura, procede-se à colheita de amostras de solo na profundidade 0-30 cm e determina-me o teor de nitratos.

O teor de nitratos determinado nesta fase tem valor quantitativo e reflecte já o processo de mineralização do azoto orgânico. Outros investigadores, na tentativa de melhorar a qualidade do diagnóstico, incluíram também o NH_4^+ na análise (Meisinger e tal., 1992; Rodrigues, 2004).

O teor de azoto total no solo é provavelmente o método mais generalizado no qual se baseia a recomendação de fertilização azotada. Assume-se que uma determinada percentagem de azoto orgânico (1 a 3 %) se mineraliza durante o ciclo cultural. Normalmente os laboratórios determinam o carbono orgânico no solo pelo método Walkley-Black, por ser mais simples e económico que a determinação do azoto total. Assume-se que o carbono representa aproximadamente 58% da massa da matéria orgânica e que a matéria orgânica contém aproximadamente 5% de azoto. O ponto fraco do método é que tem implícito que toda a matéria orgânica se mineraliza por igual. Talvez por esse facto, não se têm conseguido encontrar boas relações entre matéria orgânica (ou azoto total) do solo e azoto mineralizado para as plantas (Hong et al., 1990; Jalil et al., 1996).

As incubações biológicas laboratoriais são metodologias que têm vindo a ser muito ensaiadas para prever o potencial de mineralização de azoto a partir da matéria orgânica do solo. O princípio é usar os mesmos agentes biológicos que operam no solo. Os métodos biológicos laboratoriais têm consistido na incubação de solo em condições ecológicas diversificadas. As variantes ensaiadas podem ser divididas em três grandes grupos: incubações biológicas aeróbias de longa duração; incubações biológicas aeróbias de curta duração; e incubações biológicas anaeróbias. Stanford & Smith (1972) propuseram a determinação do azoto mineralizado durante pelo menos 30 semanas até ser possível descrever a relação entre o azoto acumulado e o tempo de incubação. Este método foi muito repetido nas décadas de 1970 e 1980 por ser pouco sensível aos pré-tratamentos das amostras. Como incubações biológicas aeróbias de curta duração existem muitas variantes relativamente ao tempo e condições de incubação (temperatura, arejamento, correctivos, etc.). Grande destaque foi também dado à incubação biológica anaeróbia proposta por Waring & Bremner (1964), que consiste em colocar a incubar solos em condições de excesso de água a 40 °C durante 7 dias. É uma metodologia muito simples e o resultado também não é influenciado pelos pré-tratamentos das amostras. Apesar do enorme esforço de investigação que tem sido desenvolvido em torno das incubações biológicas e da informação eventualmente relevante que tem sido obtida para conhecer os fluxos de azoto no solo, nenhuma foi ainda adoptada em sistemas de recomendação de fertilização.

Atendendo à complexidade das incubações biológicas e do tempo dispendido na sua realização, o que inviabiliza o seu uso nos procedimentos de rotina dos laboratórios, a procura de um método de extracção química tem envolvido também o esforço de numerosos investigadores. Procuram-se soluções extractantes que removam uma fracção de azoto que tenha significado biológico e que se possa relacionar com o azoto exportado pelas culturas em campo. A lista de métodos que já foram utilizados, considerando agentes extractantes e condições de extracção (concentração do reagente, temperatura, tempo de extracção, etc.)

ultrapassa várias dezenas. Como agentes extractantes tem sido ensaiada desde água quente, ácidos e bases fortes mais ou menos diluídos, soluções salinas entre outros. Apesar do volumoso trabalho de investigação dispendido, nenhum método foi ainda adoptado pelos laboratórios como base de recomendação da fertilização azotada. Na Alemanha e na Áustria está em uso o método da electroultrafiltração. Consiste na sujeição de uma suspensão de solo a um campo eléctrico em que catiões e aniões, incluindo partículas orgânicas, são arrastados para o cátodo e o ânodo e separadas com filtros apropriados (Németh, 1985; Mengel, 1991). Espera-se que as partículas orgânicas removidas estejam relacionadas com a mineralização em campo.

O estado nutritivo das plantas também pode ser usado como base da recomendação de fertilização. Analisando os tecidos vegetais pode saber-se em cada momento qual o estado nutritivo das plantas e como o nutriente está a ser absorvido (Munson & Nelson, 1990). Na análise de plantas determina-se a concentração do nutriente ou de uma sua fracção nos tecidos das plantas, após padronização do processo de colheita. A padronização rigorosa do processo de colheita é determinante pois a concentração de nutrientes nos tecidos varia com inúmeros factores, como a idade da planta, o tipo de tecido, a posição do tecido na planta, etc. Apesar do elevado potencial de diagnóstico, a análise de plantas também apresenta limitações. Em culturas anuais, de crescimento rápido, a técnica é pouco versátil porque o tempo que decorre desde a colheita do material vegetal até à elaboração de um diagnóstico por parte do laboratório impede uma intervenção oportuna, se houver necessidade de fazer a correcção de uma deficiência. Por outro lado, a análise de plantas clássica não permite quantificar a dose do nutriente a aplicar quando uma carência é detectada.

Recentemente foi também dada muita atenção a métodos expeditos de diagnóstico do estado nutritivo das plantas realizados em campo. Usam-se equipamentos portáteis que permitam de uma forma simples e rápida obter um diagnóstico do estado nutritivo das plantas. Como indicador do estado nutritivo azotado pode ser determinado o teor de nitratos nos pecíolos através de procedimentos simples e sem necessidade de enviar a amostra para laboratório (por exemplo, com o aparelho portátil RQflex, que usa tiras de teste Reflectoquant) (Rodrigues, 2004). O teor de clorofila nas folhas é também um bom indicador do estado nutritivo azotado. O teor de clorofila pode ser estimado com o aparelho portátil *SPAD-502 chlorophyll meter* de uma forma muito rápida em campo e por um processo não destrutivo (Schepers et al., 1992; Rodrigues, 2004). Estas estratégias permitem mudar o paradigma da fertilização azotada, transferindo a decisão da definição da dose de azoto a aplicar da sementeira para o momento da adubação de cobertura. Em fundo usam-se doses de azoto moderadas, sendo posteriormente monitorizado o estado nutritivo das plantas e efectuados os acertos necessários na fertilização. Alguns investigadores têm vindo a apresentar propostas de quantificação da dose de azoto a aplicar em cobertura com base em informação recolhida durante a estação de crescimento com métodos expeditos de diagnóstico (Singh, 1993; Rodrigues et al., 2005).

Num futuro próximo espera-se que a análise de plantas venha a ser substituída por técnicas de controlo remoto (Fox & Walthall, 2008). Utilizam-se tecnologias que interpretam a radiação reflectida da canópia como um indicador de um stresse biótico ou abiótico. Mais uma vez o azoto, pelas dificuldades de gestão e por exercer grande influência nas propriedades ópticas da canópia, alterando de forma evidente a intensidade da cor verde para pequenas diferenças de nutriente disponível no solo, tem sido a principal razão para o avanço rápido destas tecnologias. Para medir a radiação reflectida podem usar-se espectrorradiómetros que se colocam sobre a canópia, fotografia aérea de baixa altitude e grande resolução, ou imagem de satélite. Nos estados unidos existem já algumas empresas que se estão a preparar para fornecer estes serviços aos agricultores.

Na gestão da fertilização azotada deve ter-se especial atenção à dose, na medida em que a ineficiência de uso do azoto resulta, em grande parte, da aplicação de quantidades excessivas do nutriente. Contudo, o momento e as técnicas de aplicação são também determinantes na promoção da eficiência de uso do azoto. Os fertilizantes orgânicos apresentam desafios particulares porque a sua gestão é bem mais complexa que a gestão da fertilização mineral, dada a dificuldade em se prever o seu ritmo de mineralização. A sequência de culturas deve ser tida em conta e pensada de forma a tirar o máximo proveito da fertilidade residual do precedente cultura. A introdução de culturas de cobertura (*winter-cover crops*, *catch crops*), constituindo um revestimento permanente do solo (*evergreen systems*) é também uma estratégia que deve ser implementada para reduzir as perdas de azoto para o meio ambiente.

Os fertilizantes amoniacais devem ser incorporados logo após a aplicação para reduzir as perdas de azoto por volatilização de amoníaco, sobretudo em solos alcalinos. Especial atenção deve ser dada à aplicação de ureia, onde os riscos de perda de azoto por volatilização são ainda mais elevados porque a hidrólise da ureia origina uma subida de pH do solo próximo dos grânulos do fertilizante, condição indispensável para se formar NH_3 no solo (Varenes, 2003).

A fertilização azotada deve ser fraccionada, isto é, a dose total de azoto deve ser dividida em mais que uma aplicação, de forma a aumentar a oportunidade de absorção radicular. Em ambiente mediterrânico, em que se cultivam plantas em ciclo de outono/inverno, o azoto deve ser aplicado maioritariamente depois do Inverno, quando a precipitação se reduz e a temperatura sobe, condições que favorecem a retoma do crescimento activo das plantas. Desta forma, reduz-se a perda de azoto por lixiviação e promove-se a absorção do nutriente. Em culturas regadas, em que o sistema de rega permite a fertirrigação, deve promover-se o fraccionamento múltiplo da fertilização azotada, aplicando o azoto ao longo da estação de crescimento à medida das necessidades das plantas.

A pecuária intensiva, com encabeçamentos elevados, está associada a grandes problemas ambientais pelo risco potencial de perda de azoto. Os animais são pouco eficientes a utilizar o azoto dos alimentos. Por outro lado, como entra muita proteína no sistema devido ao suplemento alimentar, há normalmente excesso de azoto tendo em conta as reduzidas

áreas de solo onde os dejectos dos animais são posteriormente aplicados. A gestão dos dejectos dos animais e a sua aplicação também pode originar perdas de azoto significativas. Como forma de reduzir as perdas, chorumes e estrumes devem imediatamente incorporados no solo após a aplicação. No caso dos chorumes, até 50% do azoto contido no fertilizante pode perder-se por volatilização nas primeiras 24 horas após a aplicação (Trindade, 1997).

Os adubos de libertação gradual de nutrientes foram desenvolvidos para promover a eficiência de uso do azoto. Os fertilizantes existentes no mercado podem organizar-se em três grupos: adubos de libertação lenta (obtidos da reacção da ureia com aldeídos); adubos de libertação controlada (adubos convencionais que são posteriormente revestidos com enxofre e/ou polímeros); e adubos estabilizados (adubos aos quais é adicionado um inibidor da nitrificação). Alguns destes produtos têm-se mostrado eficazes na redução das perdas de azoto em ambientes de difícil gestão do nutriente. O preço mais elevado que o dos fertilizantes convencionais tem restringido o seu uso a viveiros, plantas envasadas, jardins públicos e privados e espaços desportivos, como campos de golfe (Trenkel, 2007). Por outro lado, os resultados destes fertilizantes quando utilizados em agricultura convencional não têm sido entusiasmantes (Rodrigues et al., 2010).

A introdução de culturas de cobertura (*catch crops*, *winter-cover crops*) permite reduzir as perdas de azoto por lixiviação e desnitrificação de nitratos (Lewan, 1994; Rodrigues et al., 2002). O excesso de azoto residual que fica no solo após uma cultura principal pode ser absorvido e retido no sistema solo/planta, sendo reutilizado pelas culturas que se seguem na rotação. Ao absorverem o azoto mineral e extraírem água limitam também a perda de azoto por desnitrificação. O tipo de planta a utilizar deve ser ajustado ao agrossistema em causa. Em ambiente mediterrânico, em que a precipitação de Inverno é importante como reserva de água para a estação seca, é necessário assegurar que a cultura de cobertura não extrai água necessária à cultura principal da rotação.

Nota final

A gestão integrada da fertilização azotada implica: a implementação de metodologias que permitam quantificar adequadamente a dose a aplicar; a escolha do fertilizante, do momento e de técnicas de aplicação adequadas; e a análise global do sistema cultural (rotação, resíduos das culturas, culturas de cobertura, ...). Atenção particular deve ser dada aos sistemas agro-pecuários com excesso de nutrientes. Assim, o programa de fertilização azotada e as medidas compensatórias associadas deverão garantir produtividade, ou outro objectivo previamente definido, de forma a assegurar a sobrevivência financeira da empresa no curto prazo. Por outro lado, a fertilização azotada não pode hipotecar a sustentabilidade do sistema de produção, ou causar danos colaterais inaceitáveis no meio ambiente.

Agradecimentos

Actividades financiadas no âmbito do projecto PTDC/AGR-AAM/098326/2008, de título "Coberturas vegetais: a estratégia decisiva na gestão sustentável dos olivais de sequeiro".

Referências bibliográficas

- Boink, A., Speijers, G.J.A. 2001. Health effects of nitrates and nitrites, a review. *Acta Hortic.* 563: 29-36.
- 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*. 3^a ed. SSSA, Madison, Wis.
- Bronson, K.F. 2008. Forms of inorganic nitrogen in soil. p. 31-55. In: Schepers, J.S., Raun, W.R. (eds.). *Nitrogen in Agricultural Systems*. Agronomy Monograph 49, ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wis.
- Coyne, M.S. 2008. Biological denitrification. p. 201-253. In: Schepers, J.S., Raun, W.R. (eds.). *Nitrogen in Agricultural Systems*. Agronomy Monograph 49, ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wis.
- Dahnke, W.C., Johnson, G.V. 1990. Testing soils for available nitrogen. p. 127-139. In: Westerman, R.L. (ed.). *Soil Testing and Plant Analysis*. 3^a ed. SSSA, Madison, Wis.
- Fox, R.H., Walthall, C.L. 2008. Crop monitoring technologies to assess nitrogen status. p. 647-674. In: Schepers, J.S., Raun, W.R. (eds.). *Nitrogen in Agricultural Systems*. Agronomy Monograph 49, ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wis.
- Francis, D.D., Vigil, M.F., Mosier, A.R. 2008. Gaseous losses of nitrogen other than through denitrification. p. 255-279. In: Schepers, J.S., Raun, W.R. (eds.). *Nitrogen in Agricultural Systems*. Agronomy Monograph 49, ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wis.
- Hong, S.D., Fox, R.H., Piekielek, W.P. 1990. Field evaluation of several chemical indexes of soil nitrogen availability. *Plant Soil* 123: 83-88.
- Jalil, A., Campbell, C.A., Schoenau, J., Henry, J.L., Jame, Y.W., Lafond, G.P. 1996. Assessment of two chemical indices of available nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 1954-1960.
- Kissel, D.E., Cabrera, M.L., Paramasivam, S. 2008. Ammonim, ammonia, and urea reactions in soils. p. 101-155. In: Schepers, J.S., Raun, W.R. (eds.). *Nitrogen in Agricultural Systems*. Agronomy Monograph 49, ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wis.
- Lewan, L. 1994. Effects of catch crop on leaching of nitrogen from a sandy soil: simulations and measurements. *Plant Soil* 166: 137-152.
- MAFF (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food). 1985. *Fertiliser recommendations. Reference book 209*, London.
- Magdoff, F.R., Ross, D., Amadon, J. 1984. A soil test for nitrogen availability to corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 1301-1304.
- Meisinger, J.J., Bandel, V.A., Angle, J.S., O'Keefe, B.E. 1992. Presidedress soil nitrate evaluation in Maryland. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 1527-1532.
- Meisinger, J.J., Schepers, J.S., Raun, W.R. 2008. Crop nitrogen requirements and fertilization. p. 563-612. In: Schepers, J.S., Raun, W.R. (eds.). *Nitrogen in Agricultural Systems*. Agronomy Monograph 49, ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wis.
- Mengel, K. 1991. Available nitrogen in soils and its determination by the 'Nmin-method' and by electroultrafiltration (EUF). *Fert. Res.* 28: 251-262.

- Mengel, K., Kirkby, E.A. 1987. Principles of plant nutrition. 4^a ed. International Potash Institute, Bern, Switzerland.
- Mulla, D.J., Strock, J.S. 2008. Nitrogen transport processes in soil. p. 361-400. In: Schepers, J.S., Raun, W.R. (eds.). Nitrogen in Agricultural Systems. Agronomy Monograph 49, ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wis.
- Munson, R.D., Nelson, W.L. 1990. Principles and practices in plant analysis. p. 359-387. In: Westerman, R.L. (ed.). Soil Testing and Plant Analysis. 3^a ed. SSSA, Madison, Wis.
- Myrold, D.D., Bottomley, P.J. 2008. Nitrogen mineralization and immobilization. p. 157-172. In: Schepers, J.S., Raun, W.R. (eds.). Nitrogen in Agricultural Systems. Agronomy Monograph 49, ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wis.
- Németh, K. 1985. Recent advances in EUF research (1980-1983). *Plant Soil* 83: 1-19.
- Norton, J.M. 2008. Nitrification in agricultural soils. p. 173-199. In: Schepers, J.S., Raun, W.R. (eds.). Nitrogen in Agricultural Systems. Agronomy Monograph 49, ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wis.
- Olk, D.C. 2008. Organic forms of soil nitrogen. p. 57-100. In: Schepers, J.S., Raun, W.R. (eds.). Nitrogen in Agricultural Systems. Agronomy Monograph 49, ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wis.
- Rodrigues, M.A. 2000. Gestão do azoto na cultura da batata: estabelecimento de indicadores do estado nutritivo das plantas e da disponibilidade de azoto no solo. Diss. Doutoramento. UTAD. Vila Real.
- Rodrigues, M.A. 2004. Establishment of continuous critical levels for indices of plant and pre-sidedress soil N status in the potato crop. *Commun. Soil Sci. Plant Analysis*, 35 (13 & 14): 2067-2085.
- Rodrigues, M.A., Coutinho, J., Martins, F. 2002. Efficacy and limitations of triticale as nitrogen catch crop in a Mediterranean environment. *European Journal of Agronomy*, 17/3: 155-160.
- Rodrigues, M.A., Coutinho, J., Martins, F., Arrobas, M. 2005. Quantitative sidedress nitrogen recommendations for potatoes based upon crop nutritional indices. *European Journal of Agronomy* 23/1: 79-88.
- Rodrigues, M.A., Coutinho, J., Martins, F., Soutinho, J.C. 2001. Fertilização azotada da batateira. Produtividade e aspectos qualitativos da cv. Désirée. *Revista de Ciências Agrárias*. Vol. XXIV (3 & 4): 184-192.
- Rodrigues, M.A., Santos, H., Ruivo, S., Arrobas, M. 2010. Slow-release N fertilisers are not an alternative to urea for fertilisation of autumn-grown tall cabbage. *European Journal of Agronomy*, 32 (2): 137-143.
- Russelle, M.P. 2008. Biological dinitrogen fixation in agriculture. p. 281-359. In: Schepers, J.S., Raun, W.R. (eds.). Nitrogen in Agricultural Systems. Agronomy Monograph 49, ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wis.
- Santamaria, P. 2006. Nitrate in vegetables: toxicity, content, intake and EC regulation. *J. Sci. Food. Agric.* 86: 10-17.
- Santos, J.Q. 1996. Fertilização – Fundamentos da utilização dos adubos e correctivos. Publ. Europa-América, Mem Martins.
- Schepers, J.S., Francis, D.D., Vigil, M., Below, F.E. 1992. Comparison of corn leaf nitrogen concentration and chlorophyll meter readings. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 23 (17-20): 2173-2187.
- Singh, J.P. 1993. Tissue analysis technology for nitrogen fertilization of potato grown under subtropics short day conditions. *Fert. Res.* 36: 19-27.
- Stanford, G., Smith, S.J. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36: 465-472.

- Trenkel, M.E. 2007. Ullmann's Agrochemicals. Fertilizers, Vol. 3. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim (chapter 4 and 5).
- Trindade, H. 1997. Fluxos e perdas de azoto em explorações forrageiras intensivas de bovinicultura leiteira no Noroeste de Portugal. Diss. Doutoramento. UTAD, Vila Real.
- Varenes, A. de. 2003. Produtividade dos solos e ambiente. Escolar Editora, Lisboa.
- Voroney, P., Derry, D. 2008. Origin and distribution of nitrogen in soil. P. 1-30. In: Schepers, J.S., Raun, W.R. (eds.). Nitrogen in Agricultural Systems. Agronomy Monograph 49, ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wis.
- Waring, S.A., Bremner, J.M. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of soil availability. *Nature* 201: 951-952.
- Westcott, M.P., Cash, S.D., Jacobsen, J.S., Carlson, G.R., Welty, L.E. 1998. Sap analysis for diagnosis of nitrate accumulation in cereal forages. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29 (9 & 10): 1355-1363.