

L'azote dans l'agriculture et l'environnement

Maja Siegenthaler et Silvan Strebel

Groupe de nutrition des plantes, Institut des sciences agronomiques, ETH Zurich, 8315 Lindau, Suisse

Renseignements: Maja Siegenthaler, e-mail: majasi@student.ethz.ch



Épi de blé. (Photo: Silvan Strebel)

En janvier 2017, un symposium sur l'utilisation de l'azote en agriculture et ses effets sur l'environnement s'est tenu à l'ETH de Zurich. Des experts ont exposé les différents processus du cycle de l'azote. L'augmentation de l'efficacité d'utilisation des engrais et la réduction des pertes d'azote sous forme de lessivage et d'émissions ont été abordés sous différents angles.

Situation initiale

Au cours des dernières décennies, la population mondiale et la consommation d'engrais ont augmenté de façon exponentielle (fig. 1). La croissance démographique a été possible entre autres grâce à la fabrication d'engrais azotés selon le procédé Haber-Bosch, qui a permis d'accroître énormément la production alimentaire.

L'étude d'Erismann *et al.* (2008) parvient à la conclusion que sans engrais azotés seule la moitié de la population mondiale environ pourrait être nourrie (fig. 1).

Les problèmes posés par la consommation croissante d'engrais minéraux sont la production énergivore au moyen de combustibles fossiles et plus encore l'augmentation des composés azotés réactifs dans divers systèmes environnementaux (Galloway *et al.* 2003). Les cycles de l'azote et du carbone sont étroitement liés. Dans les prévisions des effets du changement climatique, la prise en compte des interactions entre ces cycles modifie fondamentalement la réaction du système terrestre à la hausse de la concentration atmosphérique en dioxyde de carbone et de la température. Par exemple, un fort effet fertilisant du dioxyde de carbone pour les plantes terrestres en raison de la concentration atmosphérique croissante n'est pas réalisable par manque d'azote disponible (Hungate *et al.* 2003).

L'utilisation non optimale d'engrais minéraux et la production animale intensive ont provoqué des pertes d'azote (émissions gazeuses, lessivage) avec des effets négatifs sur l'environnement (p. ex. qualité de l'eau et des sols) (Galloway *et al.* 2003). Ces effets négatifs sur l'environnement sont favorisés par la séparation spatiale de la production végétale et de la production animale. De plus, la demande de produits animaux augmente glo-

Encadré | Informations sur le symposium

Le symposium «Nitrogen in agriculture and the environment: Facts and perspectives», organisé par le groupe de nutrition des plantes, a eu lieu les 12 et 13 janvier 2017 à l'ETH de Zurich. Des étudiant-e-s en sciences agronomiques, des doctorant-e-s ainsi que des spécialistes y ont participé. Après une journée et demie d'exposés présentés par des experts sur la recherche et les développements actuels, le symposium a été complété par une visite des lysimètres du site Agroscope de Reckenholz et des discussions de groupe avec présentation brève des principaux points en séance plénière.

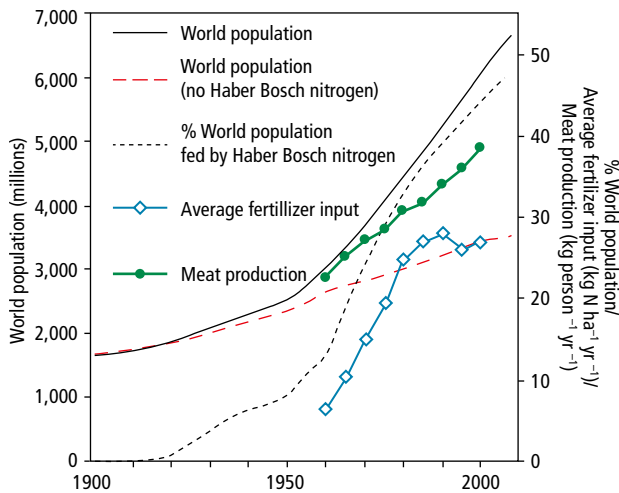


Figure 1 | Évolution de la population mondiale et de l'utilisation d'azote au cours du 20^e siècle: population mondiale (ligne continue), estimation de la population supportable sans engrais azotés issus du procédé Haber-Bosch (ligne pointillée rouge); part de la population mondiale nourrie grâce à l'azote Haber-Bosch (ligne pointillée noire); utilisation moyenne d'engrais par hectare de surface agricole (symboles bleus); production de viande par personne (symboles verts) (Erisman *et al.* 2008). Reproduit avec l'autorisation de Macmillan Publishers Ltd: Nature Geoscience.

blement suite au changement des habitudes alimentaires. La production de porcs et de poulets en particulier s'est intensifiée (Lassaletta *et al.* 2014).

En Suisse, 10% des émissions d'oxyde d'azote et 93% des émissions d'ammoniac sont dues à l'agriculture (Theis G., OFEV, communication personnelle). Au cours des 35 dernières années, une baisse de 64% des émissions d'oxyde d'azote a pu être enregistrée, principalement en raison de l'obligation des pots catalytiques. Pour les



Figure 2 | Vache à l'alpage dans la région du Pizol, canton de St-Gall. (Photo: Maja Siegenthaler)

émissions d'ammoniac, une diminution de 23% a pu être atteinte, principalement grâce à la réduction du nombre d'animaux et de l'utilisation d'engrais minéraux. Les retombées d'azote atmosphérique les plus élevées sont recensées sur le Plateau, où la densité d'animaux d'élevage (fig. 2) est élevée et la circulation intense. Les retombées d'azote entraînent entre autres une perte de biodiversité dans les écosystèmes sensibles, dans les prairies alpines par exemple, une acidification des sols et une augmentation du lessivage de l'azote (Erisman *et al.* 2013). La limite critique (5-20 kg N ha⁻¹ a⁻¹) est dépassée sur 90% des surfaces forestières et 30% des prairies riches en espèces (Bühlmann *et al.* 2015). La diminution des émissions gazeuses d'azote est donc urgente en Suisse.

Augmenter l'efficacité d'utilisation

L'efficacité d'utilisation de l'azote (NUE) désigne la capacité d'un système à transformer l'azote des engrais ou des fourrages en azote dans les produits. En termes d'intrants, des améliorations concernant la fixation symbiotique de l'azote de même que le choix et l'utilisation des engrais peuvent augmenter la NUE.

De l'azote atmosphérique peut être apporté aux systèmes de production à l'aide de la fixation symbiotique de l'azote par les légumineuses (fig. 3). Les légumineuses elles-même profitent de l'azote fixé, mais aussi d'autres plantes cultivées, dans les cultures mixtes par un transfert d'azote via une rhizodéposition ou dans les cultures suivantes dans la rotation par une hausse de l'azote disponible dans le sol. En Suisse, les légumineuses sont pertinentes spécialement dans les systèmes prairiaux. De bons mélanges peuvent fixer une quantité d'azote deux fois plus élevée que celle ajoutée normalement par les



Figure 3 | Nodosités d'une plante de haricot dans le champ d'un agriculteur à Kilifi au Kenya. (Photo: Samuel Mathu Ndungu)

engrais (Nyfeler *et al.* 2011). De tels mélanges augmentent les rendements et possèdent un fort potentiel de réduction de l'utilisation d'engrais minéraux.

La composition des prairies doit cependant satisfaire aux exigences des ruminants (fig. 4). Pour la nutrition animale, les acides aminés et les protéines sont les aliments azotés les plus importants et doivent être fournis par l'alimentation basée principalement sur les plantes. Chez les monogastriques en particulier, ajuster les besoins en acides aminés essentiels – donc souvent facteurs limitants de la production – à leur fourniture par les aliments représente un défi. De plus, des composants antinutritifs sont présents par exemple dans les légumineuses à graines. C'est pourquoi les aliments doivent être d'abord transformés. Enfin, l'alimentation animale n'agit pas seulement sur la production (p.ex. lait, viande), mais influence aussi la valeur fertilisante du lisier et du fumier dans les grandes cultures (Sorensen *et al.* 2003). La disponibilité de l'azote dans le sol a souvent un effet limitant et la décomposition du matériel organique apporté (p.ex. lisier, fumier, compost) dépend de son rapport carbone/azote (Nicolardot *et al.* 2001). Les processus de minéralisation et d'immobilisation par les microorganismes jouent un rôle important dans cette transformation. Il existe en outre des procédés techniques permettant d'améliorer la NUE des engrais organiques, par exemple par la fermentation anaérobie du lisier (Bossard *et al.* 2010). Souvent cependant, seul le volume de transport est diminué par les traitements, la NUE n'étant

pas améliorée. La NUE des cultures de plein champ est en général élevée seulement l'année d'application de l'engrais, c'est pourquoi une fertilisation régulière est nécessaire pour maintenir les rendements constants au cours des années.

L'application d'engrais devrait être déterminée dans l'espace et dans le temps selon les besoins des plantes. Les changements au cours de la saison et la variabilité spatiale n'ont pourtant jusqu'ici guère été pris en compte. Le phénotypage avec télédétection peut fournir des informations importantes par exemple sur le statut azoté de la plante sur la base de la teneur en chlorophylle et de la surface foliaire et constitue donc un pas en direction d'une « agriculture de précision » pour une utilisation plus efficace des engrais (Cilia *et al.* 2014).

Réduire les pertes

Les pertes d'azote des systèmes agraires réduisent d'une part la NUE et ont d'autre part un effet négatif sur l'environnement. Les pertes de nitrates des sols agricoles contribuent fortement à l'augmentation de la concentration en nitrates dans la nappe phréatique et ceux-ci se retrouvent finalement aussi dans l'eau potable. Les concentrations en nitrates dépassent les valeurs indicatives pour l'eau potable de 25 mg de nitrates L⁻¹ de l'ordonnance sur la protection des eaux (Le Conseil fédéral suisse, 2017) dans 15% des cas, bien que les concentrations soient souvent plus faibles que prévu, en raison de la dénitrification qui se produit ou des sols riches en cal-



Figure 4 | Prairie avec du trèfle violet et du trèfle blanc. (Photo: Maja Siegenthaler)

caire qui servent de filtres naturels (Baillieux *et al.* 2014). La durée de séjour de l'azote dans le système est cependant élevée, il faut plusieurs années avant de pouvoir évaluer les mesures de lutte contre les pertes de nitrates dans l'eau potable.

Les pertes d'ammoniac proviennent aussi principalement de l'agriculture (animaux de rente, pertes d'engrais). Par exemple 10 à 25% de l'azote soluble du lisier sont perdus sous forme d'émissions d'ammoniac (fig 5). Pour réduire les pertes, l'aménagement des étables (p.ex. évacuation plus rapide de l'urine), le stockage du lisier (p.ex. surface réduite) et l'application (p.ex. dans des conditions plus fraîches et moins venteuses) peuvent être adaptés (Häni *et al.* 2016). De plus, du protoxyde d'azote, significatif pour le climat, est produit par des microorganismes. Après des perturbations, telles que pluies ou labours notamment, des émissions importantes se produisent rapidement. Les effets des mesures de gestion telles qu'irrigation et utilisation de biochar dépendent du système, mais ils devraient être pris en compte dans les prévisions relatives au changement climatique, en plus de la quantité d'azote utilisée (Decock *et al.* 2015).

Perspectives pour la Suisse

En Suisse, il existe diverses réglementations (p.ex. bilans de nutriments) et une aide financière pour la réduction des pertes d'azote provenant de l'agriculture. Malgré cela les objectifs environnementaux fixés (p.ex. réduction des émissions d'oxyde d'azote et d'ammoniac) n'ont pas en-



Figure 5 | Rampe à pendillards pour l'épandage du purin. (Photo: Maja Siegenthaler)

core été atteints. Les effets négatifs sur l'environnement sont prouvés et il est urgent d'agir. Il existe déjà diverses technologies de réduction des pertes d'azote qui pourraient permettre une «meilleure pratique» du point de vue de l'environnement et une réduction des émissions. A l'avenir, d'autres scénarios avec de nouvelles technologies (p.ex. dans les domaines de la génétique, du traitement des engrais, des systèmes de production, de l'agriculture de précision) ainsi qu'une réduction du nombre d'animaux d'élevage et une modification des habitudes alimentaires sont envisageables. La Politique agricole 2022+ devrait fixer le cadre nécessaire. ■

Bibliographie

- Baillieux A., Campisi D., Jammet N., Bucher S. & Hunkeler D., 2014. Regional water quality patterns in an alluvial aquifer: Direct and indirect influences of rivers. *Journal of Contaminant Hydrology* **169**, 123–131.
- Bosshard C., Fliisch R., Mayer J., Basler S., Hersener J.L., Meier U. & Richner W., 2010. Improving Nitrogen Efficiency via Slurry Treatment. *Agrarforschung Schweiz* **1** (10), 378–383.
- Bühlmann T., Hiltbrunner E., Korner C., Rihm B. & Achermann B., 2015. Induction of indirect N₂O and NO emissions by atmospheric nitrogen deposition in (semi-) natural ecosystems in Switzerland. *Atmospheric Environment* **103**, 94–101.
- Cilia C., Panigada C., Rossini M., Meroni M., Busetto L., Amaducci S., Boschetti M., Picchi V. & Colombo R., 2014. Nitrogen Status Assessment for Variable Rate Fertilization in Maize through Hyperspectral Imagery. *Remote Sensing* **6**, 6549–6565.
- Decock C., Lee J., Necpalova M., Pereira E. I. P., Tendall D. M. & Six J. 2015. Mitigating N₂O emissions from soil: from patching leaks to transformative action. *Soil* **1**, 687–694.
- Erisman J.W., Galloway J.N., Seitzinger S., Bleeker A., Dise N. B., Petrescu A. R., Leach A.M. & de Vries W., 2013. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **368**, 20130116.
- Erisman J.W., Sutton M.A., Galloway J., Klimont Z. & Winiwarter W., 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience* **1**, 636–639.
- Galloway J.N., Aber J.D., Erisman J.W., Seitzinger S.P., Howarth R.W., Cowling E.B. & Cosby B.J., 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience* **53**, 341–356.
- Häni C., Sintermann J., Kupper T., Jocher M. & Neftel A., 2016. Ammonia emission after slurry application to grassland in Switzerland. *Atmospheric Environment* **125**, 92–99.
- Hungate B.A., Dukes J.S., Shaw M.R., Luo Y.Q. & Field C.B., 2003. Nitrogen and climate change. *Science* **302**, 1512–1513.
- Lassaletta L., Billen G., Grizzetti B., Garnier J., Leach A.M. & Galloway J.N., 2014. Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry* **118**, 225–241.
- Nicolardot B., Recous S. & Mary B., 2001. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. *Plant and Soil* **228**, 83–103.
- Nyfeler D., Huguenin-Elie O., Matthias S., Frossard E. & Lüscher A., 2011. Grass-legume mixtures can yield more nitrogen than legume pure stands due to mutual stimulation of nitrogen uptake from symbiotic and non-symbiotic sources. *Agriculture Ecosystems & Environment* **140**, 155–163.
- Le Conseil fédéral, 2017. Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) du 28. octobre 1998 (Etat le 7 février 2017). Accès: <https://www.admin.ch/opc/fr/classified-compilation/19983281/index.html> [9. mars 2017].
- Sorensen P., Weisbjerg M.R. & Lund P., 2003. Dietary effects on the composition and plant utilization of nitrogen in dairy cattle manure. *Journal of Agricultural Science* **141**, 79–91.