

Stickstoff in Landwirtschaft und Umwelt

Maja Siegenthaler und Silvan Strebel

Gruppe für Pflanzenernährung, Institut für Agrarwissenschaften, ETH Zürich, 8315 Lindau, Schweiz

Auskünfte: Maja Siegenthaler, E-Mail: majasi@student.ethz.ch



Weizenähre. (Foto: Silvan Strebel)

Im Januar 2017 fand an der ETH Zürich ein Symposium zum Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft und zu den damit verbundenen Umweltauswirkungen statt. Experten referierten über die verschiedenen Prozesse des Stickstoffkreislaufs. Die Steigerung der Nutzungseffizienz von Düngern und die Reduktion von Stickstoffverlusten in Form von Auswaschungen und Emissionen wurden aus verschiedensten Blickwinkeln aufgegriffen.

Ausgangslage

In den letzten Jahrzehnten sind Weltbevölkerung und Düngerverbrauch exponentiell gewachsen (Abb. 1). Der Bevölkerungszuwachs wurde unter anderem ermöglicht durch die Synthese von Stickstoffdünger aus atmosphärischem Stickstoff via Haber-Bosch-Verfahren, dank dem

die Nahrungsmittelproduktion enorm gesteigert werden konnte. Die Studie von Erisman *et al.* (2008) kommt zum Schluss, dass ohne Mineraldünger nur etwa die Hälfte der Weltbevölkerung ernährt werden könnte (Abb. 1). Problematisch am steigenden Verbrauch von Mineraldünger ist die energieintensive Erzeugung mittels fossiler Brennstoffe, aber mehr noch die Zunahme reaktiver N-Verbindungen in verschiedensten Umweltsystemen (Galloway *et al.* 2003). Stickstoff- und Kohlenstoff-Kreisläufe sind eng miteinander verknüpft. Bei Prognosen zu Auswirkungen des Klimawandels verändert die Berücksichtigung von Interaktionen dieser Kreisläufe die Reaktion des Systems Erde auf den Anstieg der atmosphärischen Kohlendioxidkonzentration und der Temperatur fundamental. Beispielsweise ist ein starker Kohlendioxid-Düngungseffekt für Pflanzen an Land aufgrund steigender atmosphärischer Konzentrationen durch fehlenden verfügbaren Stickstoff nicht realisierbar (Hungate *et al.* 2003).

Eine nicht optimale Anwendung von Mineraldüngern und intensive Tierproduktion verursachen Stickstoff-Verluste (gasförmige Emissionen, Auswaschung) mit negativen Effekten auf die Umwelt (z.B. Wasserqualität und Boden) (Galloway *et al.* 2003). Diese negativen Umwelteffekte werden durch die räumliche Trennung von

Kasten | Informationen zum Symposium

Das Symposium «Nitrogen in agriculture and the environment: Facts and perspectives» fand am 12. und 13. Januar 2017 an der ETH Zürich statt und wurde von der Gruppe für Pflanzenernährung des Institutes für Agrarwissenschaften organisiert. Teilgenommen haben Studierende der Agrarwissenschaften, Doktorierende sowie Berufstätige. Nach eineinhalb Tagen mit Expertenvorträgen über aktuelle Forschung und Entwicklungen wurde das Symposium durch eine Besichtigung der Lysimeter-Anlage bei Agroscope am Standort Reckenholz und Gruppendiskussionen mit anschliessenden Kurzpräsentationen der wichtigsten Punkte im Plenum abgerundet.

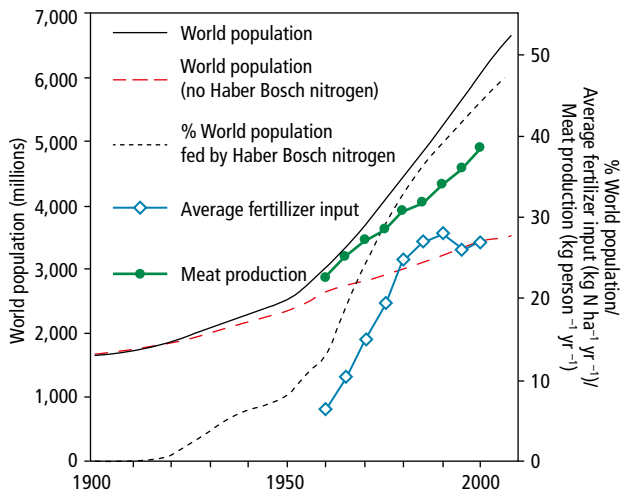


Abb. 1 | Globale Entwicklung der Weltbevölkerung und Stickstoffnutzung während des 20igsten Jahrhunderts: Weltbevölkerung (durchgezogene Linie), geschätzte tragbare Bevölkerung ohne Stickstoffdünger aus dem Haber-Bosch-Verfahren (gestrichelte rote Linie), Anteil der Weltbevölkerung ernährt dank Haber-Bosch-Stickstoff (gestrichelte schwarze Linie), durchschnittlicher Düngereinsatz pro Hektare Landwirtschaftsfläche (blaue Symbole), Fleischproduktion pro Person (grüne Symbole) (Erisman *et al.* 2008). (Wiederabdruck mit Bewilligung von Macmillan Publishers Ltd: Nature Geoscience.)

Pflanzenbau und Tierproduktion gefördert. Zusätzlich steigt global die Nachfrage nach tierischen Produkten aufgrund veränderter Essgewohnheiten. So wird insbesondere die Produktion von Schweinen und Hühnern intensiviert (Lassaletta *et al.* 2014).

In der Schweiz werden 10% der Stickoxid- und 93% der Ammoniak-Emissionen durch die Landwirtschaft verursacht (Theis G., BAFU, persönliche Kommunikation). In den letzten 35 Jahren konnte ein Rückgang von 64% bei



Abb. 2 | Kuh auf Alpwiese beim Pizol, Kanton St. Gallen. (Foto: Maja Siegenthaler)

den Stickoxid-Emissionen verzeichnet werden, hauptsächlich wegen dem Obligatorium von Fahrzeugkatalysatoren. Für Ammoniak-Emissionen konnte nur eine Abnahme von 23% erreicht werden, dies hauptsächlich aufgrund sinkender Nutztierzahlen und reduziertem Mineraldüngerverbrauch. Die höchste atmosphärische Stickstoffablagerung wird im Mittelland mit hoher Nutztierzahldichte (Abb. 2) und viel Verkehr verzeichnet. Stickstoffablagerungen führten unter anderem zu Biodiversitätsverlust in sensiblen Ökosystemen wie beispielsweise in alpinen Wiesen, zu Bodenversauerung und zu erhöhter Nitratauswaschung (Erisman *et al.*, 2013). Der kritische Grenzwert (5–20 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹) wird auf 90% der Waldfläche und 30% der artenreichen Wiesen überschritten (Bühmann *et al.* 2015). Somit ist eine Senkung von gasförmigen Stickstoffemissionen in der Schweiz dringend notwendig.

Nutzungseffizienz erhöhen

Die Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) bezeichnet die Fähigkeit eines Systems, Stickstoff in Düngern oder im Futter zu Stickstoff in Produkten umzuwandeln. Beim Input können Verbesserungen bezüglich symbiotischer Stickstofffixierung und Düngewahl und -anwendung die NUE erhöhen.

Mit Hilfe der symbiotischen Stickstofffixierung von Leguminosen (Abb. 3) kann atmosphärischer Stickstoff in Produktionssysteme eingebracht werden. Vom fixierten Stickstoff profitieren die Leguminosen selbst, aber auch weitere Nutzpflanzen in Mischkultur. Dies durch Stickstoff-Transfer via Rhizodeposition oder durch in der Fruchtfolge nachfolgende Kulturen mittels Erhöhung des verfügbaren Stickstoffs im Boden. In der Schweiz sind Leguminosen speziell in Graslandsystemen relevant.



Abb. 3 | Wurzelknöllchen einer Augenbohnen-Pflanze geerntet auf dem Feld eines Bauern in Kilifi, Kenya. (Foto: Samuel Mathu Ndungu)

Gute Mischungen können doppelt so viel Stickstoff fixieren, wie normalerweise durch Düngung hinzugefügt wird (Nyfeler *et al.* 2011). Solche Mischungen steigern die Erträge und haben ein grosses Potential, den Einsatz von Mineraldüngern zu reduzieren.

Die Graslandzusammensetzung muss aber auch den Ansprüchen der Wiederkäuer entsprechen (Abb. 4). Für die Nutztierernährung sind Aminosäuren und Proteine die wichtigsten Stickstoff-enthaltenden Nährstoffe und müssen über die grundsätzlich Pflanzen-basierte Fütterung bereitgestellt werden. Gerade bei Monogastriern ist es herausfordernd, den Bedarf an essentiellen und deshalb oft die Produktion limitierenden Aminosäuren mit dem Aminosäureangebot der Futtermittel abzugleichen. Zusätzlich kommen antinutritive Komponenten beispielsweise in Körnerleguminosen vor. Deshalb muss das Futter erst verarbeitet werden. Schlussendlich wirkt sich die Tierernährung nicht nur auf die Produktion (z.B. Milch, Fleisch) aus, sondern beeinflusst auch den Düngewert von Gülle und Mist im Ackerbau (Sorensen *et al.* 2003).

Der Abbau von eingebrachtem organischen Material (z.B. Gülle, Mist, Kompost) hängt von dessen Kohlenstoff zu Stickstoff Verhältnis ab, oft wirkt die Stickstoff-Verfügbarkeit im Boden limitierend (Nicolardot *et al.* 2001). Mineralisations- und Immobilisierungsprozesse durch Mikroorganismen spielen bei dieser Umsetzung eine wichtige Rolle. Zusätzlich existieren technische Prozesse, um die NUE von organischen Düngern zu verbes-

sern. Dies wurde beispielsweise durch anaerobe Gärung bei Gülle erreicht (Bosshard *et al.* 2010). Häufig wird jedoch durch Behandlungen nur das Transportvolumen verkleinert, aber die NUE nicht verbessert. Die NUE der Feldfrüchte ist generell nur im Jahr der Düngerapplikation hoch, somit ist regelmässiges Düngen notwendig, um Erträge über die Jahre konstant zu halten.

Die Düngerapplikation sollte räumliche und zeitlich auf den Bedarf der Pflanze abgestimmt werden, Veränderungen während der Saison und die räumliche Variabilität werden bisher jedoch kaum berücksichtigt. Die Phänotypisierung mit Fernerkundung kann relevante Informationen beispielsweise über den Stickstoff-Status der Pflanze aufgrund von Chlorophyllgehalt und Blattfläche bereitstellen und ist somit ein Schritt in Richtung «precision agriculture» zur effizienteren Düngermanwendung (Cilia *et al.* 2014).

Verluste reduzieren

Verluste von Stickstoff aus Agrarsystemen reduzieren einerseits die NUE, andererseits wirken sie sich negativ auf die Umwelt aus. Nitratverluste aus landwirtschaftlichen Böden tragen wesentlich zur Erhöhung der Nitratkonzentration im Grundwasser bei und gelangen letztendlich auch ins Trinkwasser. Nitratkonzentrationen übersteigen in 15% der Fälle die Trinkwasser-Richtwerte von 25 mg Nitrat L⁻¹ der Gewässerschutzverordnung der Schweiz (Der Schweizerische Bundesrat, 2017). Dies obwohl die Konzentrationen oft tiefer liegen als erwartet,



Abb. 4 | Wiese mit Rot- und Weissklee. (Foto: Maja Siegenthaler)

da Denitrifikation auftritt oder kalkreiche Böden als natürliche Filter dienen (Baillieux *et al.* 2014). Die Verweildauer von Stickstoff im System ist jedoch hoch, es dauert mehrere Jahre, bis Massnahmen gegen Nitratverluste im Trinkwasser gemessen werden können.

Auch Ammoniakverluste stammen hauptsächlich aus der Landwirtschaft (Nutztiere, Düngerverluste). Aus Gülle können beispielsweise 10–25% des löslichen Stickstoffs als Ammoniakemissionen verloren gehen (Abb. 5). Um Verluste zu reduzieren, können Stalleinrichtungen (z.B. schnellerer Urin-Abfluss), Gülleaufbewahrung (z.B. reduzierte Oberfläche) und Applikation (z.B. bei kühleren und weniger windigen Bedingungen) angepasst werden (Häni *et al.* 2016). Durch Mikroorganismen in Böden wird zusätzlich das klimarelevante Lachgas produziert. Besonders nach Störungen wie Regenfällen oder Pflug-Einsätzen treten in kurzer Zeit hohe Emissionen auf. Die Wirkung von Bewirtschaftungsmassnahmen wie Bewässerung und Biokohle-Einsatz hängt vom System ab, sollten aber bei Klimawandel-Prognosen zusätzlich zur eingesetzten Stickstoff-Menge berücksichtigt werden (Decock *et al.* 2015).

Ausblick für die Schweiz

In der Schweiz bestehen vielfältige Regulationen (z.B. Nährstoffbilanzen) und finanzielle Unterstützung, um die Stickstoff-Verluste aus der Landwirtschaft zu reduzieren. Trotzdem wurden bisher festgelegte Umweltziele (z.B. Reduktion von Stickoxid- und Ammoniakemis-



Abb. 5 | Schleppschlauchverteiler zum Ausbringen der Gülle. (Foto: Maja Siegenthaler)

sionen) nicht erreicht. Negative Umwelteinflüsse sind nachweisbar und es besteht Handlungsbedarf. Vielfältige Technologien zur Reduktion von Stickstoff-Verlusten existieren bereits, die eine «beste Praxis» aus Umweltsicht zulassen und Emissionen reduzieren könnten. Zukünftig sind auch andere Szenarien mit neuen Technologien (z.B. im Bereich Genetik, Dünger-Behandlung, Produktionssysteme, *precision agriculture*) sowie mit reduzierter Nutztierzahl und veränderten Ernährungsgewohnheiten denkbar. Die Agrarpolitik 2022+ sollte dafür den nötigen Rahmen setzen. ■

Literatur

- 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., Flisch 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. & Winiwarer 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.
- Der Schweizerische Bundesrat, 2017. Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998 (Stand am 7. Februar 2017). Zugang: <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/19983281/index.html> [9. März 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.