

Tagungsbeitrag zu: Jahrestagung der  
DBG – Kom. IV

**Titel der Tagung:** Böden verstehen-  
Böden nutzen-  
Böden fit machen

**Veranstalter:** September 2011,  
Berlin, DBG-Tagung

Berichte der DBG (nicht begutachtete  
online Publikation)  
<http://www.dbges.de>

## Stickstoffmineralisation in Böden stadtnaher Randgebiete Pekings mit Intensiv-Tierhaltung

L. Heimann<sup>1</sup>, M. Roelcke<sup>1</sup>, Y. Hou<sup>2</sup>, W.Q.  
Ma<sup>2</sup>, R. Nieder<sup>1</sup>

Die Intensivierung der Landwirtschaft in China führt zu massiven Umweltproblemen. Auf der einen Seite werden durch gebietsweise hohe Viehbesatzdichten (durchschnittlich 15 GVE ha<sup>-1</sup> im landwirtschaftlichen Bezirk Shunyi der Stadt Peking) mehr organische Abfälle produziert als auf die landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht werden können. Auf der anderen Seite nimmt der Einsatz mineralischer (insbes. Stickstoff-(N))Dünger zu, was zusammen mit den organischen Düngern zu einer drastischen Überdüngung der Ackerböden führt. Zur Bestimmung der N-Mineralisation wurde ein aerober Langzeitversuch im Labor sowie ein Mineralisationsversuch *in situ* durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Mineralisation in dem untersuchten Gebiet relativ niedrig ist mit hoher Variabilität in Bezug auf die Düngungsunterschiede aufgrund von häufigem Wechseln der Farmer und damit der Düngungsstrategien.

## Schlüsselwörter

Stickstoffmineralisation, China,  
Mineraldünger, Wirtschaftsdünger

## Einleitung

Durch die Industrialisierung änderten sich die Konsumgewohnheiten der chinesischen Bevölkerung. Es besteht ein höherer Bedarf an tierischen Produkten wie Milch, Fleisch oder Eiern. Traditionell war die Tierhaltung in kleinbäuerlichen Haushalten mit dem Ackerbau gekoppelt. Aufgrund des erhöhten Bedarfs an tierischen Produkten, entstand bis auf wenige Ausnahmen, in den stadtnahen Randgebieten Pekings, vom Ackerbau abgekoppelte „industrielle“ Tierhaltung. Durch die gebietsweise sehr hohen Viehbesatzdichten werden mehr organische Abfälle produziert als auf die landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht werden können. Auf der anderen Seite nimmt der Einsatz mineralischer (insbes. Stickstoff-)Dünger weiter zu, was zusammen mit den Wirtschaftsdüngern zu einer drastischen Überdüngung der Ackerböden führt. Dies kann u.a. zu hohen NH<sub>3</sub>-Verlusten und zu NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Auswaschung führen. Aus diesem Grund ist es notwendig, spezielle Düngeempfehlungen für diese Gebiete zu formulieren, wobei nicht nur die N-Gaben und die N-Anreicherung im Boden betrachtet werden muss, sondern neben der N-Deposition auch die Stickstoffmineralisation, die in Nordchina sehr hoch sein kann (Roelcke et al., 2000).

## Material und Methoden

Zur Bestimmung der N-Mineralisation wurde ein aerober Langzeitversuch im Labor (266 Tage) mit Böden von Bauernschlägen und einem Dauerfeldversuch, sowie ein Mineralisationsversuch *in situ* (6 Monate) auf den Bauernschlägen durchgeführt.

Die bäuerlichen Schläge befinden sich in den Pekinger Distrikten Shunyi und Huai’rou. Die Böden sind Eutric und Luvic Cambisols mit einer weitgehend schluffigen oder lehmigen Textur. In dieser Region Chinas werden pro Jahr 2 Hauptfrüchte angebaut. Die untersuchten Schläge repräsentieren die vorherrschenden Anbausysteme (Chinakohl/Frühjahrsmais Doppelfruchtfolge, traditionelle Winter-

<sup>1</sup>Institut für Geoökologie,  
Technische Universität Braunschweig  
Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig  
[Lisa.heimann@tu-bs.de](mailto:Lisa.heimann@tu-bs.de)

<sup>2</sup> Department of Plant Nutrition and  
Fertilizer Science  
Agricultural University of Hebei (AUH)  
Baoding, 071001, P.R. China

weizen/ Sommermais - Doppelfruchtfolge, Gemüse, Obstplantagen und Pappel-Kurzumtriebsplantagen). Die Düngung ist je nach Bewirtschaftung sehr variabel, mit Mineraldünger und/oder Wirtschaftsdünger, Gärrest einer Biogasanlage und ungedüngte Schläge (Pappelplantagen) seit 5-11 Jahren.

Der organische C-Gehalt dieser Böden ist relativ niedrig mit  $1,1 \pm 0,3\%$  und der Gesamt-N Gehalt beträgt  $0,14 \pm 0,03\%$ .

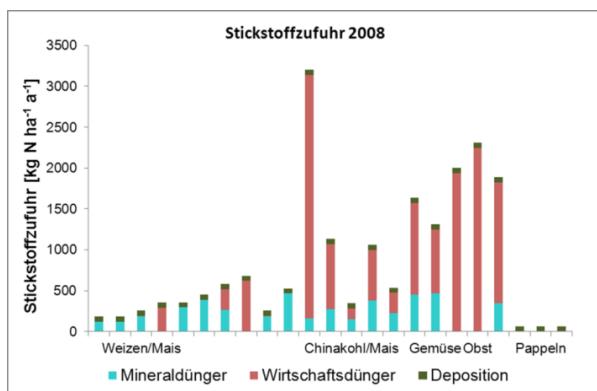


Abb. 1: Stickstoffzufuhr in 2008 auf Bauernschlägen in stadtnahen Randgebieten Pekings (Quelle: Eigene Erhebungen im März 2009).

Die Stickstoffzufuhren in den stadtnahen Randgebieten Pekings sind enorm hoch, wie Abb. 1 zeigt. Schläge mit Winterweizen/Sommermais-Doppelfruchtfolge erhalten bereits N-Düngermengen von bis zu  $500 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , jedoch sind diese in den anderen Anbausystemen noch wesentlich höher. Die Pappelplantagen sind ungedüngt und erhalten nur die Deposition, die in diesen Gebieten bei ungefähr  $63,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  liegt (Liu et al., 2006; Shen et al., 2009).

Aufgrund der hohen Stickstoffeinträge sind auch die  $N_{\min}$ -Gehalte im Boden sehr hoch. Die Bodengehalte der ungedüngten Pappelplantagen lagen z.B. im Frühjahr 2009 nach der Ernte bei  $281 \text{ kg N ha}^{-1}$  in 0-2 m Tiefe. Die Böden der gedüngten Schläge wiesen  $N_{\min}$  Gehalte in 0-2 m von  $458 \pm 415 \text{ kg N ha}^{-1}$  (Weizen/Mais-Fruchtfolge) bis zu  $724 \pm 488 \text{ kg N ha}^{-1}$  (Obstplantagen) auf.

Neben den bäuerlichen Schlägen wurde auch Boden eines Dauerfeldversuches der China Agricultural University im

Pekinger Distrikt Changping untersucht. Der Boden hatte eine schluffige Textur mit einer Winterweizen / Sommermais - Doppelfruchtfolge als Anbausystem. Die organischen C-Gehalte variierten aufgrund unterschiedlicher Düngungsstufen der einzelnen Varianten zwischen 0,72 und 0,88% und der Gesamt-N lag bei  $0,09 \pm 0,01\%$ .

Von 1984, dem Start des Dauerfeldversuches, bis 1998 wurde auf der Hälfte der Behandlungen Hühnermist ( $7,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) zu den Mineraldüngerstufen appliziert. Die Mineraldüngerstufen wurden bis heute aufgebracht.

### *Aerobes Laborinkubationsexperiment*

Das Experiment wurde nach Stanford und Smith (1972), modifiziert nach Nordmeyer und Richter (1985), durchgeführt. Folgende Behandlungen wurden untersucht:

6 Düngevarianten des Dauerfeldversuches wurden ausgesucht:

F I	$0 \text{ kg N ha}^{-1}$
F II	$135 \text{ kg N ha}^{-1}$
F III	$270 \text{ kg N ha}^{-1}$
M I	$0 \text{ kg N ha}^{-1} + 7,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Hühnermist
M II	$135 \text{ kg N ha}^{-1} + 7,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Hühnermist
M III	$270 \text{ kg N ha}^{-1} + 7,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Hühnermist

Außerdem wurden noch 10 bäuerliche Schläge mit unterschiedlichen Bodeneigenschaften, Anbau- und Dungungssystemen untersucht.

Feldfrischer Oberboden (0-20 cm) in 3 Wiederholungen wurde zusammen mit 15 g Quarzsand in 60 ml Plastikspritzen bei  $35^\circ\text{C}$  inkubiert. Die Proben wurden an den Tagen 0, 3, 7, 14, 21, 35, 49, 70, 105, 120, 142, 266 mit 4x25 ml 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ -Lösung ausgewaschen. In den Auswaschungen wurde mineralischer N ( $\text{NO}_3^-$ -N +  $\text{NH}_4^+$ -N) mittels Continuous-Flow-Analysis bestimmt. Die Gehalte in den 3 Blindproben (Quarzsand ohne Boden) wurden von den Messwerten subtrahiert.

Die Mineralisationsparameter wurden anhand der kumulierten Mengen an ausgewaschenem  $\text{NO}_3^-$ -N +  $\text{NH}_4^+$ -N (Mittelwerte der Wiederholungen) mit Hilfe einer nicht-linearen Regression geschätzt. Folgende 3 Modelle wurden hierzu verwendet:

Einfach-exponentielles Modell (Stanford & Smith, 1972):

$$N(t) = N_0 * (1 - e^{-k*t}),$$

mit  $N(t)$  als die über die Zeit  $t$  mineralisierte N-Menge [ $\text{mg kg}^{-1}$ ],  $N_0$  als dem Vorrat an potenziell mineralisierbarem N und  $k$  als dem Ratenkoeffizienten [ $\text{d}^{-1}$ ].

Doppelt-exponentielles Modell (Molina et al., 1980; Richter et al., 1982):

$$N(t) = N_a * (1 - e^{-k_a*t}) + N_r * (1 - e^{-k_r*t})$$

mit  $N_a$  und  $N_r$  als den leicht- und schwer-verfügbarer Fraktionen des potenziell mineralisierbaren Stickstoffs  $N_0$  [ $\text{mg kg}^{-1}$ ] sowie  $k_a$  und  $k_r$  als den jeweils dazugehörigen Ratenkoeffizienten [ $\text{d}^{-1}$ ].

Teil-linearisiertes Modell (Bonde & Rosswall, 1987):

$$N(t) = N_a * (1 - e^{-k_a*t}) + C_r * t$$

mit  $C_r$  als der quasi-linearen Abbaurate der langsamen Fraktion [ $\text{mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ].

### *Mineralisationsexperiment in situ*

Folgende Behandlungen wurden untersucht:

Es wurden pro Schlag 18 PVC-Röhren mit einer Länge von 25 cm und 5 cm Durchmesser 20 cm tief in den Boden eingebroacht. und mit einem Dach abgedeckt, um eine Auswaschung von mineralischem N durch Regenereignisse zu verhindern. Einmal pro Monat wurden je 3 Röhren entfernt und darin enthaltener mineralischer N, DOC, DON, Gesamt-C und Gesamt-N bestimmt. Das Experiment dauerte von Mitte März bis Mitte September 2011. Daher werden hier nur vorläufige Ergebnisse gezeigt.

## Ergebnisse

### *Aerobes Laborinkubationsexperiment*

Die Optimierung mit dem doppel-exponentiellen Modell lieferte in den meisten Fällen keine biologisch realistischen Mineralisationsparameter.

Das teil-linearisierte Modell nur in einigen Fällen. Daher wurde hier für die Optimierung der Parameter das einfache-exponentielle Modell benutzt. Der Nachteil dieses Modells ist, dass zwischen der Mineralisation des leicht und des schwer verfügbaren N-Pools nicht unterschieden wird, sodass recht rasch ein Abflachen der Kurve entsteht.

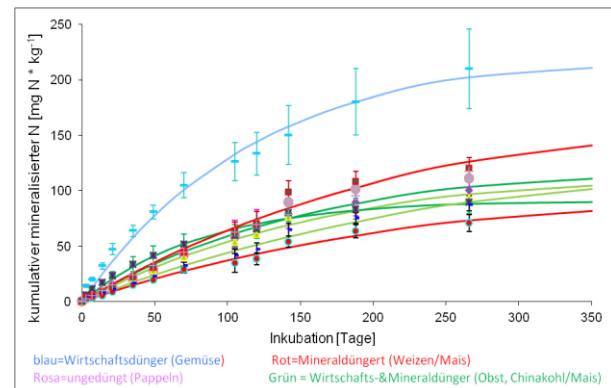


Abb. 2: Kumulativ mineralisierter N von Oberböden bärlicher Schläge nach 266 Tagen Inkubationsdauer in einem aeroben Laborinkubationsexperiment bei 35°C.

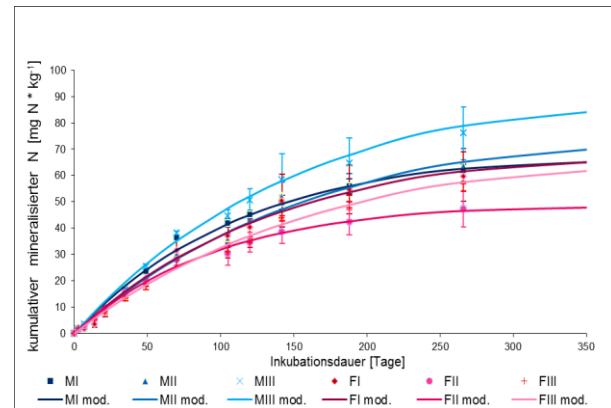


Abb. 3: Kumulativ mineralisierter N von Oberböden eines Dauerfeldversuchs im Changping Distrikt von Peking nach 266 Tagen Inkubationsdauer in einem aeroben Laborinkubationsexperiment (35 °C) (M und F siehe „Material und Methoden“).

Im aeroben Laborinkubationsexperiment wies unter den bärlichen Schlägen ein Schlag mit hohem Einsatz von Wirtschaftsdüngern eine deutlich höhere kumulative N-Mineralisation auf, während die anderen untersuchten Düngungsvarianten etwa den gleichen N-Mineralisationsverlauf zeigten (Abb. 2). Dies könnte an der wechselnden Bewirtschaftung in diesem Gebiet liegen. Die Schläge werden jeweils nach ein paar Jahren an

andere Landwirte zur Bewirtschaftung zugeteilt. Infolgedessen ändern sich die Düngungsweisen und Anbausysteme häufig.

Im Dauerfeldversuch zeigten die langjährig mit Hühnermist gedüngten Schläge (M) eine höhere N-Mineralisation als die ausschließlich mineralisch gedüngten Schläge (F). Zu beachten ist, dass die Hühnermistdüngung bereits 1998 beendet wurde. Dennoch bestand 2010 noch ein Unterschied in der N-Mineralisation sowie ein Trend im C<sub>org</sub>-Gehalt.

### Mineralisationsexperiment *in situ*

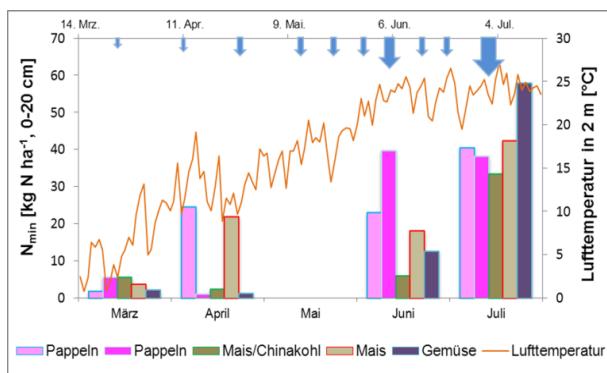


Abb. 4: Gehalte an mineralischem N in Bodensäulen (umgerechnet auf kg N ha<sup>-1</sup>) sowie Lufttemperaturen und Regenereignisse (Pfeile) während des *in situ*-Stickstoffmineralisations-Versuches 2011.

Die Mineralisation stieg von März bis Juli 2011 an (Abb. 4). Man kann den Verlauf über die einzelnen Monate als kumulativ ansehen, da die PVC-Röhren der Juliproben von März bis Juli im Boden waren. Die Temperatur stieg während des Probenahmezeitraums an, was eine deutliche Erhöhung der Mineralisation bewirkte. Die Regenereignisse waren teilweise sehr stark (bis zu 67 mm m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>), wodurch trotz der Bedeckung eine Stickstoffauswaschung in den Proben nicht auszuschließen ist.

### Fazit

Die N-Mineralisationsraten in den stadtnahen Randgebieten Pekings sind sehr variabel, wahrscheinlich aufgrund der stark wechselnden Bewirtschaftung in den letzten 25 Jahren, was die Bildung

stabiler N-Pools im Boden erschwerte. Daher ließen sich die Mineralisationsparameter mit den üblichen Modellen (Kinetiken 1. Ordnung) nicht einheitlich ermitteln.

Im Dauerfeldversuch war gegenüber den bäuerlichen Schlägen der Einfluss der organischen Düngung besser zu erkennen.

Im Vergleich zu Böden am Rande des Lössplateaus in Nordwestchina (Roelcke et al., 2000) sind die Mineralisationsraten in den stadtnahen Randgebieten Pekings geringer.

Als nächster Schritt ist geplant, die *in situ* N-Mineralisation mithilfe der an die aktuellen Temperaturen angepassten Ratenkoeffizienten zu simulieren.

### Literatur

- Bonde, T.A.; Rosswall, T. (1987): Seasonal variation of potentially mineralizable nitrogen in four cropping systems. In: Soil Sci. Soc. Am. J. 51, p. 1508-1514.
- Liu, X.; Ju, X.; Zhang, Y.; He, C.; Kopsch, J.; Zhang, F. S. (2006): Nitrogen deposition in agroecosystems in the Beijing area. In: Agriculture, Ecosystems & Environment 113 (1-4), p. 370-377.
- Molina, J. A. E.; Clapp, C. E.; Larson, W. E. (1980): Potentially mineralizable nitrogen in soil: the simple exponential model does not apply for the first 12 weeks of incubation. In: Soil Sci. Soc. Am. J. 44, p. 442-443.
- Nordmeyer, H., Richter, J. (1985): Incubation experiments on nitrogen mineralization in loess and sandy soils. In: Plant Soil 39, p. 433-445.
- Richter, J., Nuske, A., Habenicht, W., Bauer A. (1982): Optimized N-mineralization parameters of Löss-soils from incubation experiments. In: Plant Soil 68, p. 375-388.
- Roelcke, M., Han, Y., Cai, Z.C., Richter, J. (2002): Nitrogen mineralization in paddy soils of the Chinese Taihu Region under aerobic conditions. In: Nutr. Cyc. Agroecosyst. 63, p. 255-266.
- Roelcke, M., Rees, R.M., Li, S.X., Richter, J. (2000): Studies of the Nitrogen Cycle on the Southern Edge of the Chinese Loess Plateau. In: Proc. Conference Soil Erosion Dryland Farming, Xi'an, China, Sept. 1997, pp. 103-119. CRC Press, Boca Raton (FL).
- Shen, J. L.; Tang, A. H.; Liu, X. J.; Fangmeier, A.; Goulding, K. W. T. (2009): High concentrations and dry deposition of reactive nitrogen species at two sites in the North China Plain. In: Environmental Pollution (157), p. 3106-3113.
- Stanford, G.; Smith, S. J. (1972): Nitrogen mineralization potentials of soils. In: Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36, p. 465-472.