

Nährstoffkreislauf in einem Silomais-Ökosystem mit besonderer Berücksichtigung des Stickstoffs

A. BOHNER, M. ADAM, A. BAUMGARTEN und G. EDER

Zusammenfassung

Der Nährstoffkreislauf in einem Silomais-Ökosystem wurde untersucht. Eine Düngung mit Stallmistkompost in der Höhe von 2,7 GVE pro ha bewirkte bei allen untersuchten Makronährstoffen Bilanz-Überschüsse; diese waren bei Magnesium und Calcium besonders hoch. Bei einer Düngung mit Rindergülle in der Höhe von 2,7 GVE pro ha waren die Bilanz-Überschüsse auf Stickstoff, Kalium und Magnesium beschränkt; die Phosphor-Bilanz war nahezu ausgeglichen und die Calcium-Bilanz negativ. Die Bilanz-Überschüsse werden im Boden gespeichert. Die jährliche Vorraterhöhung ist allerdings sehr gering; sie beträgt im Silomais-Ökosystem höchstens 1-2 % der Vorräte im Boden. Im Trockenjahr 2003 war bei einer Düngeraufwandsmenge von 2,7 GVE pro ha die Rindergülle etwas günstiger als der Stallmistkompost. Eine Düngung mit Rindergülle führte zu höheren TM-Erträgen und geringeren Nährstoffausträgen mit dem Sickerwasser als bei Düngung mit Stallmistkompost; auch die Nährstoffverwertung der Silomais-Pflanzen war - bei etwas höherem Wasserverbrauch - effizienter. Die Nährstoffbilanzierung mittels Lysimeter- und Feldversuchen ist eine geeignete Methode zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit verschiedener Düngemittel.

Einleitung

Terrestrische Ökosysteme sind offene Systeme. Sie sind durch Austausch von Stoffen und Energie mit ihrer Umwelt (i.w. Atmosphäre, Hydrosphäre, Lithosphäre, benachbarte Ökosysteme) gekennzeichnet. Terrestrische Ökosysteme befinden sich bezüglich Stoffhaushalt im Idealfall im Gleichgewichtszustand, d.h. die Stoffeinträge entsprechen weitgehend den Stoffausträgen und die Stoff-

vorräte sind mehr oder weniger konstant. Für die Konstanthaltung der Stoffvorräte im Ökosystem ist ein möglichst geschlossener interner Ionenkreislauf erforderlich. Alle Stoffe mit Ausnahme von O₂, H₂O und CO₂ werden dabei weitgehend rezykliert; Ionenaufnahme durch Primärproduzenten und Mineralisation durch Sekundärproduzenten gleichen sich aus. Dieser Gleichgewichtszustand ist ein charakteristisches Merkmal langfristig stabiler Ökosysteme. Ein langandauerndes Ungleichgewicht zwischen Stoffeinträgen und -austrägen führt allmählich zu einer Destabilisierung von terrestrischen Ökosystemen und somit auch zu Veränderungen in ihrer Umwelt (ULRICH, 1987). Das Agrar-Ökosystem ist ein Nutzökosystem, in dem der Landwirt als zentraler Regler tätig ist (KNAUER, 1993). Agrar-Ökosysteme weichen durch den (Nähr)stoffexport im Zuge der Ernte und durch den (Nähr)stoffimport infolge Düngung vom quasi-stationären Zustand "idealer" Ökosysteme mehr oder weniger ab.

In einem terrestrischen Ökosystem kann nach ULRICH, 1981 der Stoffkreislauf auf vier Flüsse reduziert werden: Eintrag (i.w. atmosphärischer Eintrag, Elementfreisetzung bei Mineralverwitterung, Stoffzufuhr durch Düngung), Austrag (i.w. Auswaschung, Denitrifikation), Aufnahme aus der Lösungsphase in Biomasse (Ionenaufnahme durch Pflanzen und Bodenorganismen) und Freisetzung von Ionen bei der Zersetzung von Biomasse (Mineralisierung). Aus der Differenz zwischen Ein- und Austrägen innerhalb eines definierten Zeitabschnittes kann die Stoffbilanz eines terrestrischen Ökosystems erstellt werden. Nur die Lysimetertechnik bietet die Möglichkeit, den Stoffkreislauf im System Atmosphäre-Boden-Pflanze-Sickerwasser unter weitgehend natürlichen Standortbedingungen zu untersuchen und somit Stoffbi-

lanzen aufzustellen, weil damit der Stoffaustrag mit dem Sickerwasser quantifiziert werden kann (MEISSNER et al., 2000).

In Österreich wurden im Jahr 2003 72.221 ha Silomais angebaut; dies entspricht 5 % der gesamten Ackerfläche (GRÜNER BERICHT, 2004). Silomais gilt als düngungsintensive Kulturart mit hoher Gülleverträglichkeit und großem Stickstoff-Aufnahmevermögen. Der Silomaisanbau wird infolge hoher Stickstoff-Bilanzüberschüsse häufig mit beträchtlichen Nitrat-Einträgen ins Grundwasser in Verbindung gebracht. Dies steht nicht im Einklang mit einer nachhaltigen, ökologisch orientierten Landwirtschaft. Daher wurden die Untersuchungen in einem Silomais-Ökosystem durchgeführt.

Die primären Ziele der vorliegenden Arbeit sind:

- Quantitative Erfassung der wesentlichen Nährstoffflüsse in einem Silomais-Ökosystem bei Düngung mit Rindergülle oder Stallmistkompost zur Erzielung einer Nährstoffbilanz und zur Optimierung der Düngung
- Feststellung der Senken- und Quellenfunktion des Bodens für die Makronährstoffe N, P, K, Ca und Mg
- Abschätzung der potentiellen Grundwasserbelastung durch Nährstoffauswaschung bei Düngung mit Rindergülle oder Stallmistkompost
- Bereitstellung von Daten und Informationen über den zeitlichen und mengenmäßigen Nährstoffbedarf von Silomais
- Bereitstellung von Daten und Informationen für die Entwicklung von Modellen zu Stoffflüssen in Agrar-Ökosystemen und zur Abschätzung des potentiellen Nährstoffeintrages in das Grundwasser.

Autoren: Dr. Andreas BOHNER, Myriam ADAM und Dr. Gerfried EDER, Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg - Gumpenstein, Altirdning 11, A-8952 IRDNING; Dr. Andreas BAUMGARTEN, Österr. Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit, Institut für Bodengesundheit und Pflanzenernährung, Spargelfeldstr. 191, A-1226 WIEN

Tabelle 1: Allgemeine Bodenkennwerte

	CaCl ₂ pH	μS cm ⁻¹ eL	% C _{org}	% N _{tot}	C _{org} :N _{tot}	mg kg ⁻¹ 7d ⁻¹ nachl.N	P _{CAL}	mg kg ⁻¹ K _{CAL}	mg kg ⁻¹ P _{H2O}
Rindergülle									
0-10 cm	5,70	58	2,55	0,26	9,85	26	52	121	9
10-20 cm	5,63	90	2,57	0,26	9,75	23	53	116	9
Stallmistkompost									
0-10 cm	5,81	63	2,71	0,27	9,90	29	69	197	16
10-20 cm	5,76	88	2,79	0,29	9,73	39	70	118	15

eL = elektrische Leitfähigkeit; P_{H2O} = wasserlöslicher Phosphor

Tabelle 2: Allgemeine Bodenkennwerte

	Ca	Mg	cmol _c kg ⁻¹ K	Na	KAK _{eff}	% BS	S	% Z	T
Rindergülle									
0-10 cm	7,35	0,96	0,35	0,08	8,74	98	41	53	6
10-20 cm	7,46	0,98	0,31	0,07	8,82	98	41	53	6
Stallmistkompost									
0-10 cm	8,46	1,26	0,53	0,06	10,31	99	43	51	6
10-20 cm	8,80	1,32	0,33	0,06	10,51	99	42	52	6

KAK_{eff} = effektive Kationenaustauschkapazität (BaCl₂-Extrakt); BS = Basensättigung; S = Sand; Z = Schluff; T = Ton

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein im Jahr 2003 durchgeführt. Die Lysimeteranlage, die Klimastation und die Versuchsfelder mit dem Silomais befinden sich in 700 m Seehöhe. Die Juli-Temperatur beträgt im Durchschnitt (1993-2004) 16,7° C, die Jänner-Temperatur -3,4° C und die Jahresmittel-Temperatur 7,4° C. Der Jahres-Niederschlag macht 1043 mm aus. Die Niederschläge sind relativ gleichmäßig über das Jahr verteilt. In der Vegetationsperiode des Silomais fallen etwa 60 % des Jahres-Niederschlages. Das Untersuchungs-jahr 2003 war mit 862 mm Jahres-Niederschlag und einer Juli-Temperatur von 17,8° C deutlich niederschlagsärmer und im Sommer wärmer als der langjährige Durchschnitt. Das Ertragsniveau von Silomais beträgt im klimatisch benachteiligten Untersuchungsgebiet 130-150 dt pro ha (HEIN, 2005).

Der Versuch mit der Kulturart Silomais wurde im Frühjahr 1992 in zweifacher Wiederholung angelegt. Jede Versuchspartzeile hat eine Fläche von 20 m². Die Böden sind tiefgründige Braunerden aus fluvioglazialen Sedimenten. Der Wasserhaushalt ist frisch (gut versorgt). Die Böden sind ausreichend mit Nährstoffen versorgt (Tabelle 1, 2); sie befinden sich im Silikat-Pufferbereich. Die Humus-

form ist Mull und die Bodenart lehmi-ger Sand. Die Saat des Silomais erfolgte am 6. Mai; geerntet wurde am 15. Oktober. Gedüngt wurde am 5. Mai einerseits mit Rindergülle und andererseits mit Stallmistkompost. Die Parzellen mit der Güllevariante erhielten zusätzlich eine Kopfdüngung mit Rindergülle am 17. Juni. Die Düngeraufwandsmenge betrug bei beiden Düngerformen 2,7 GVE pro ha und Jahr.

Zur Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus der Atmosphäre wurde die nasse Deposition mit einem Niederschlags-sammler erfasst. Die deponierte Nährstoffmenge wurde aus der Nährstoffkonzentration im Niederschlag und der Niederschlagsmenge berechnet. Zur Quantifizierung der Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser wurden die Sickerwassermengen mit Hilfe von monolithischen Feldlysimetern erfasst. Diese haben eine kreisförmige Oberfläche von 1 m². Die Sickerwassergewinnung erfolgte über Freiausläufe an der Lysimeterunterkante in 1,5 m Tiefe. Die Nährstoffausträge wurden durch Multiplikation der Sickerwassermenge mit der Nährstoffkonzentration im Sickerwasser ermittelt. Die Bestimmung der Nährstoffkonzentration im Sickerwasser und im Niederschlag erfolgte mit der Ionenchromatographie. Für die Abschätzung der Nährstoffspeicherkapazität und des N-

Mineralisationspotentials im Boden sowie zur Quantifizierung der Nährstoffvorräte wurden Bodenproben aus der Tiefenstufe 0-10 cm und 10-20 cm gezogen, luftgetrocknet und nach den üblichen Methoden (ÖNORM) analysiert. Die N-Nettomineralisation *in situ* wurde mit der Resin core-Methode bestimmt (ZELLER et al., 1997). Zur Quantifizierung der temporären Nährstoffspeicherung in der ober- und unterirdischen Phytomasse sowie zur Feststellung der Nährstoffentzüge mit dem Erntegut wurden die Phytomasse von Silomais und deren Nährstoffgehalt getrennt für Kolben, Blätter und Stängel, Stoppeln und Wurzeln nach den üblichen Methoden (VDLUFA) bestimmt. Die Nitratreduktase-Aktivität in den Pflanzen in Kombination mit ihrem Gehalt an NO₃ und N_{tot} sind Bioindikatoren für die NO₃-Verfügbarkeit im Boden und für die NO₃-Ernährung der Pflanzen (HÖGGER et al., 1986; SCHÜTZ, 1987; GEBAUER et al., 1988; STADLER und GEBAUER, 1992). Daher wurden der NO₃- und N_{tot}-Gehalt in den Blättern von Silomais an 6 Terminen in 6facher Wiederholung mit den üblichen Methoden (NIRS bzw. photometrisch) analysiert. Die Nitratreduktase-Aktivität in den Blättern und Wurzeln wurde zeitgleich in 6facher Wiederholung *in vivo* unmittelbar nach der Probenahme ermittelt (SRINIVASAN und NAIK, 1982). Die Pflanzenproben für die Bestimmung von NO₃, N_{tot} und Nitratreduktase-Aktivität wurden immer zwischen 9.00 und 10.00 Uhr gesammelt. Mit Ausnahme jener Flüsse, die im Silomais-Ökosystem mengenmäßig von untergeordneter Bedeutung (z.B. symbiontische und nicht-symbiontische N₂-Fixierung, trockene Deposition, Stoffeintrag mit dem Saatgut) oder methodisch nur sehr schwer quantifizierbar sind (z.B. Denitrifikation, Ammoniak-Verflüchtigung

gung, Stofffreisetzung durch Mineralverwitterung, NH_4 -Fixierung, Ionenaufnahme durch Bodenorganismen), wurden in dieser Untersuchung sämtliche Stoffflüsse quantitativ erfasst. Unberücksichtigt blieb allerdings die Nährstoffaufnahme der Ackerunkräuter. Bei der Nährstoffbilanz müssen alle quantitativ wichtigen Ionen erfasst werden (ULRICH, 1981). Im Silomais-Ökosystem sind dies insbesondere die Makronährelemente N, P, K, Ca und Mg. Für die Nährstoffbilanz, die Ertragsbildung und die Umweltbelastung ist Stickstoff besonders wichtig; daher wurde diese Untersuchung vor allem auf den Stickstoff-Kreislauf ausgerichtet.

Ergebnisse und Diskussion

In den *Abbildungen 1* und *2* sind der NO_3^- - und N_{tot} -Gehalt in den Blättern sowie die Nitratreduktase-Aktivität (NRA) in den Blättern und Wurzeln von Silomais bei Düngung mit Rindergülle und Stallmistkompost während der Vegetationsperiode dargestellt. Der Silomais weist in seinen Blättern Ende Juni den höchsten N_{tot} -Gehalt pro kg TM und die höchste NRA pro g FM auf. Danach nehmen sowohl der N_{tot} -Gehalt als auch die Enzymaktivität im Verlauf der Vegetationsperiode mehr oder weniger kontinuierlich bis Anfang September ab. Zwischen der NRA in den Blättern von Silo-

mais und deren N_{tot} -Gehalt besteht deswegen eine sehr gute polynomische Regression (*Abbildung 3*). Die tägliche Verminderung des N_{tot} -Gehaltes beträgt in den Silomais-Blättern im Zeitraum 30. Juni bis 8. September bei Düngung mit Rindergülle 0,12 und bei Düngung mit Stallmistkompost 0,25 g N pro kg TM. Diese Abnahme des N_{tot} -Gehaltes mit zunehmendem Blattalter ist weniger ein "Verdünnungseffekt" infolge größer werdender Blattmasse, sondern dürfte vielmehr aus einer Stickstoff-Translokation in andere Pflanzenteile (Kolben) resultieren. Die durchschnittliche Blattfläche der untersuchten Blätter beträgt nämlich am 30. Juni 531 cm^2 (5. Blatt von unten) und am 8. September 548 cm^2 (7. Blatt von unten). Die Abnahme der NRA mit zunehmendem Alter der Silomais-Blätter ist relativ größer als die Abnahme des Gesamt-N-Gehaltes. Diese Disproportionalität bedeutet, dass auch die altersbedingte Abnahme der NRA nicht einfach auf einen "Verdünnungseffekt" zurückzuführen ist. Die NRA ist mit Ausnahme vom letzten Untersuchungstermin in den Blättern immer deutlich höher als in den Wurzeln. Ende Juni beispielsweise beträgt die NRA pro g FM in den Wurzeln bei Düngung mit Rindergülle 2,1 % und bei Düngung mit Stallmistkompost 0,3 % vom Wert in den Blättern. Anfang September hingegen lauten die analogen Werte 178 % bzw. 110 %. In den Wurzeln sind nur geringe saisonale Veränderungen der NRA zu erkennen; daher nimmt im Laufe der Vegetationsperiode die relative Bedeutung der Wurzel-Enzymaktivität zu. Wegen der relativ geringen Wurzelbiomasse (*Tabelle 4*) und niedrigen NRA in den Wurzeln darf angenommen werden, dass der Silomais den während der Hauptwachstumsperiode (Mai - Ende Juli) aufgenommenen NO_3^- -N vorwiegend in seinen Blättern assimiliert. Bei einer NRA von 2 $\mu\text{mol NO}_2^-$ pro g FM und einem durchschnittlichen Blattgewicht von 11,6 g kann der Silomais in seinen Blättern in einer Stunde 23 $\mu\text{mol NO}_3^-$ (0,32 mg NO_3^- -N pro g FM) für die Aminosäure-Synthese reduzieren.

Der Nitrat-Gehalt ist in den Silomais-Blättern lediglich bei der ersten Probenahme Ende Juni relativ hoch; danach

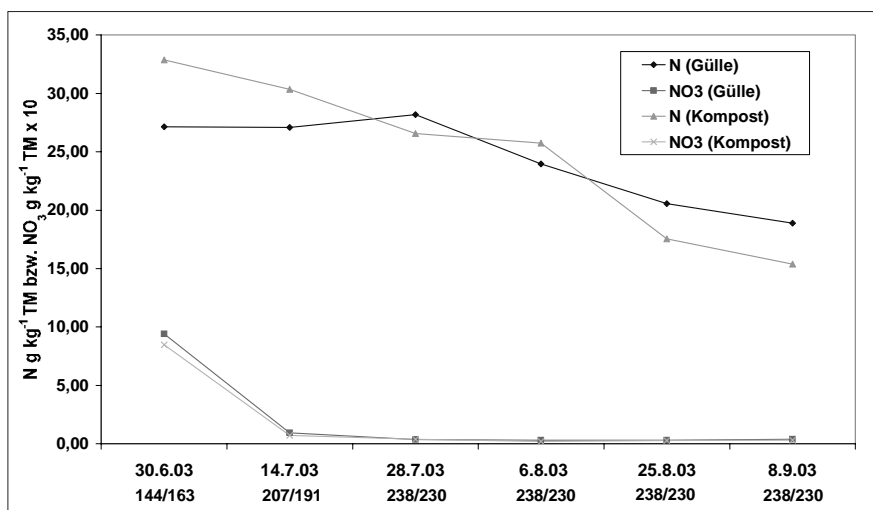


Abbildung 1: NO_3^- -Gehalt (g kg^{-1} TM x 10) und Gesamt-N-Gehalt (g kg^{-1} TM) in den Blättern von Silomais bei Düngung mit Rindergülle und Stallmistkompost während der Vegetationsperiode sowie durchschnittliche Wuchshöhe (cm) von Silomais (Rindergülle/Stallmistkompost)

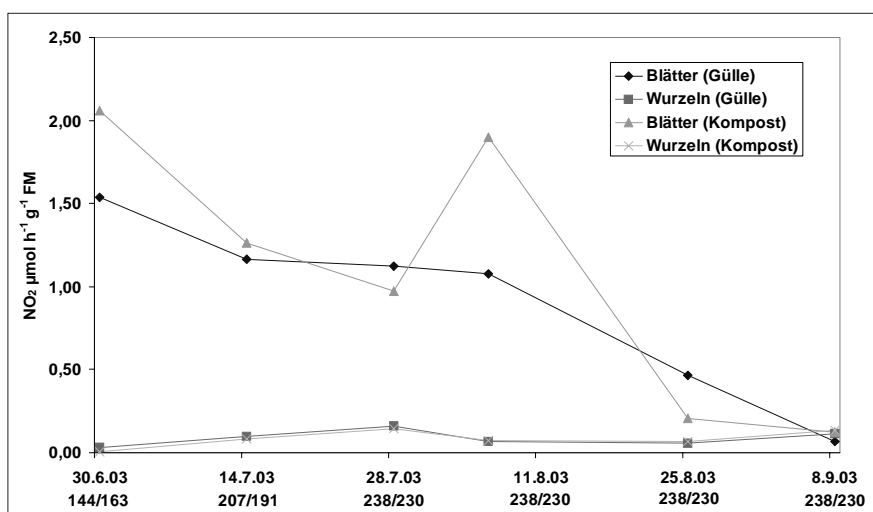


Abbildung 2: Nitratreduktase-Aktivität in den Blättern und Wurzeln von Silomais bei Düngung mit Rindergülle und Stallmistkompost während der Vegetationsperiode sowie durchschnittliche Wuchshöhe (cm) von Silomais (Rindergülle/Stallmistkompost)

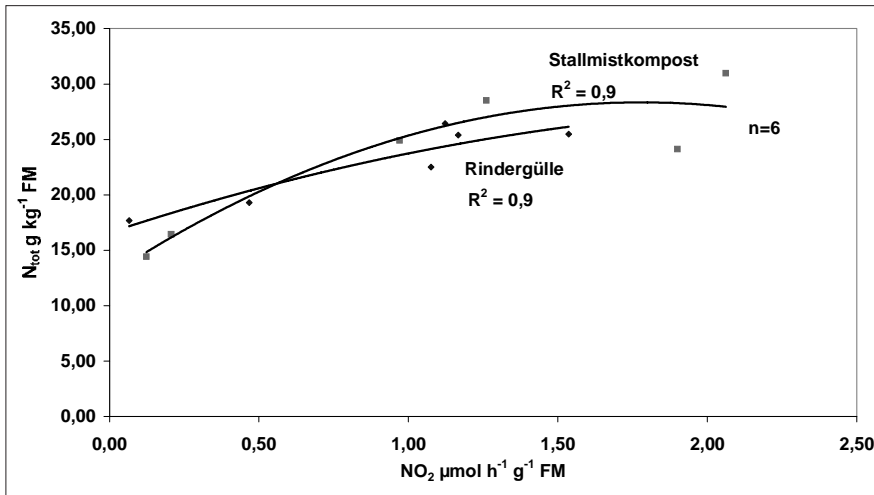


Abbildung 3: Beziehung zwischen Nitratreduktase-Aktivität und Gesamt-N-Gehalt in den Silomais-Blättern bei Düngung mit Rindergülle und Stallmistkompost

Tabelle 3: Nährstoffeintrag durch nasse Deposition und Düngung mit Rindergülle und Stallmistkompost

	N	P	kg ha ⁻¹			
			K	Ca	Mg	Na
Nasse Deposition	7*	0,2	2	25	4	2
Rindergülle	205**	30	190	74	37	n.b.
Stallmistkompost	170**	60	190	193	180	n.b.

*N_{anorg} = NH₄-N + NO₃-N; ** = N_{tot}; n.b. = nicht bestimmt

Tabelle 4: Ertrag, Nährstoffmengen in der ober- und unterirdischen Phytomasse von Silomais sowie Entzüge mit dem Erntegut bei Düngung mit Rindergülle und Stallmistkompost

	dt ha ⁻¹ TM		kg ha ⁻¹ TM				
	Phytomasse	N	P	K	Ca	Mg	Na
Rindergülle							
Kolben+Stängel+Blätter	157	123,6	27,1	145,1	25,3	21,9	0,9
Stoppeln	13	2,3	0,3	22,4	2,5	1,9	0,1
Wurzeln	9	3,4	0,3	9,0	1,0	1,0	0,2
Gesamtpflanze	179	129,3	27,7	176,5	28,8	24,8	1,2
Stallmistkompost							
Kolben+Stängel+Blätter	137	111,5	30,4	133,7	19,9	19,6	0,6
Stoppeln	12	2,0	0,1	30,3	2,1	1,7	0,1
Wurzeln	11	4,4	0,5	12,1	1,1	1,3	0,2
Gesamtpflanze	160	117,9	31,0	176,1	23,1	22,6	0,9

sinkt er rasch ab und weist von Ende Juli bis Anfang September permanent niedrige Werte auf. Die höchsten Gehalte an Nitrat und N_{tot} sowie die höchste NRA wurden bei der ersten Probenahme Ende Juni in den jungen, beinahe vollständig entwickelten Silomais-Blättern gefunden. Dies ist das Resultat einer hohen N-Nettomineralisation und Nitrifikation im Boden im Mai und Juni (Abbildung 4 und 5) gefolgt von einer intensiven Nitrat-Aufnahme der Silomais-Pflanzen. Der Silomais ist in dieser Zeit offensicht-

lich nicht in der Lage, das gesamte aufgenommene Nitrat sofort zu assimilieren, und muss daher das überschüssige Nitrat vorübergehend in seinen Blättern speichern. Der Anteil des NO₃-N am Gesamt-N beträgt deswegen in den Silomais-Blättern Ende Juni bei beiden Düngungsvarianten 0,6-0,7 % und verringert sich auf 0,05 % Anfang September. Die Aufrechterhaltung einer hohen NRA in den Blättern erfordert einen hohen Nitratfluss von den Wurzeln in die Blätter (SHANER und BOYER, 1976).

Die nahezu konstant niedrigen Nitrat-Gehalte in den Silomais-Blättern ab Ende Juli, die sinkende NRA in den Silomais-Blättern vor allem ab Mitte August sowie die wieder ansteigenden NO₃-N-Gehalte und NO₃-N:NH₄-N-Verhältnisse im Boden nach einem Tiefstand im Juli sind Hinweise dafür, dass der Silomais ab Mitte August nur mehr wenig Nitrat für die Protein-Synthese aufnimmt (vgl. SANTORO und MAGALHAES, 1983; KENIS et al., 1992). Der mit Stallmistkompost gedüngte Boden weist beim ersten Untersuchungstermin im Mai einen deutlich höheren NO₃-N-Gehalt und Nitrifikationsgrad als der mit Rindergülle gedüngte Boden auf (Abbildung 4, 5); dementsprechend sind in den Silomais-Blättern bei Stallmistdüngung am Beginn der Untersuchungsperiode auch der N_{tot}-Gehalt und die NRA vergleichsweise höher. Die NRA ist ein Substrat-induzierbares Enzym und somit während der Hauptwachstumsperiode des Silomais ein Bioindikator für die Nitrat-Verfügbarkeit im Boden und die Nitrat-Ernährung der Pflanzen.

Im Silomais-Ökosystem ist NO₃-N die wesentlichste pflanzenverfügbare Stickstoff-Quelle (Tabelle 5, Abbildung 5). Das starke Absinken der NO₃-N-Gehalte im Boden im Juni und die relativ niedrigen Gehalte im Zeitraum Anfang Juli bis Mitte August resultieren aus einer hohen Nitrat-Aufnahme der Silomais-Pflanzen. Während dieser intensiven pflanzlichen Entzugsphase übersteigt die Nitrat-Aufnahme der Silomais-Pflanzen die N-Nettomineralisation im Boden; das NO₃-N:NH₄-N-Verhältnis sinkt unter 1 ab. Die N-Nettomineralisation beträgt im Zeitraum 2. Juli bis 13. August 0,9 bis 1,7 kg N pro ha und Tag (Tabelle 10); Pflanzen hingegen können bei intensivem Wachstum täglich 1 bis 5 kg N pro ha aufnehmen (AMBERGER, 1983). Der Wiederanstieg der NO₃-N-Gehalte und NO₃-N:NH₄-N-Verhältnisse im Boden nach dem Tiefstand im Juli dokumentiert eine geringere Nitrat-Aufnahme der Silomais-Pflanzen ab diesem Zeitpunkt. Die Zeitspanne der größten Nitrat-Aufnahme erstreckt sich bei Silomais unter Berücksichtigung der NRA somit von Juni bis Mitte August. Der vergleichsweise höhere NO₃-N-Gehalt

im Boden der Güllevariante am 2. Juli dürfte aus der Kopfdüngung mit Rindergülle am 17. Juni resultieren.

In der *Tabelle 3* sind die Nährstoffeinträge durch nasse Deposition und Düngung angeführt. Der ziemlich hohe Ca-Eintrag mit dem Niederschlag inkludiert auch umverlagerten Kalk- bzw. Bodestaub; letzterer ist de facto kein Zugewinn für das Silomais-Ökosystem. Der Nährstoffbedarf des Silomais wird gänzlich aus der Düngung abgedeckt. Die Nährstoffzufuhr durch nasse Deposition ist im Vergleich zur Düngung von unter-

geordneter Bedeutung. Allerdings deckt der atmogene Nährstoffeintrag bei Natrium vollständig und bei Calcium weitgehend den Entzug durch die Silomais-Pflanzen (*Tabelle 4*). Die Nährstoffeinträge durch nasse Deposition und Düngung betragen weniger als 6 % der Vorräte im Boden (*Tabelle 7*).

In der *Tabelle 4* sind die TM-Erträge, die Nährstoffmengen in der ober- und unterirdischen Phytomasse zum Erntetermin von Silomais sowie die Nährstoffentzüge mit dem Erntegut angeführt. Der Silomais weist zum Erntetermin bei Dün-

gung mit Rindergülle einen etwas höheren TM-Ertrag als bei Düngung mit Stallmistkompost auf; auch die Wuchshöhe ist ab Juli vergleichsweise größer (*Abbildung 1, 2*). Die Silomais-Erträge entsprechen mit 140-160 dt pro ha dem Ertragsniveau im Untersuchungsgebiet. Der Silomais zählt zu den humuszehrenden Kulturarten, denn die Ernte- und Wurzelrückstände betragen zum Erntetermin weniger als 15 % der gesamten Phytomasse. Die Wurzel- und Stoppelmasse haben deswegen auch nur eine relativ geringe Bedeutung als temporäre Nährstoffspeicher. Mit dem Erntegut werden in erster Linie Kalium und Stickstoff aus dem Silomais-Ökosystem abgeführt. Die in der gesamten Phytomasse gespeicherten oder mit dem Erntegut entzogenen Nährstoffe machen weniger als 6 % der Boden-Vorräte aus (*Tabelle 7*). Die Entzüge mit dem Erntegut betragen bei Stickstoff, Phosphor und Kalium 50-90 % der Einträge durch nasse Deposition und Düngung (*Tabelle 9*). Der Großteil des atmogen und anthropogen zugeführten Stickstoffs, Phosphors und Kaliums wird demnach mit dem Erntegut wieder abgeführt.

In den *Tabellen 5 und 6* sind die Nährstoffkonzentrationen im Sickerwasser und die Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser angeführt. Die Wurzeltiefe von Silomais beträgt nach KUTSCHERA (1960) 120 cm; Wurzeltiefen bis 170 cm sind möglich (SOBOTIK, 2005). Die Sickerwassergewinnung erfolgt bei den Monolith-Lysimetern in 150 cm Bodentiefe; in einem Silomais-Ökosystem wird somit der Nährstoffaustrag aus dem durchwurzelten Bodenbereich erfasst. Die Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser werden in erster Linie von der Höhe der Sickerwassermenge, von der spezifischen Nährstoffaufnahme der Pflanzen sowie von der selektiven Nährstoffspeicher- und -nachlieferungskapazität des Bodens bestimmt. Der Sickerwasseranfall zeigte im Trockenjahr 2003

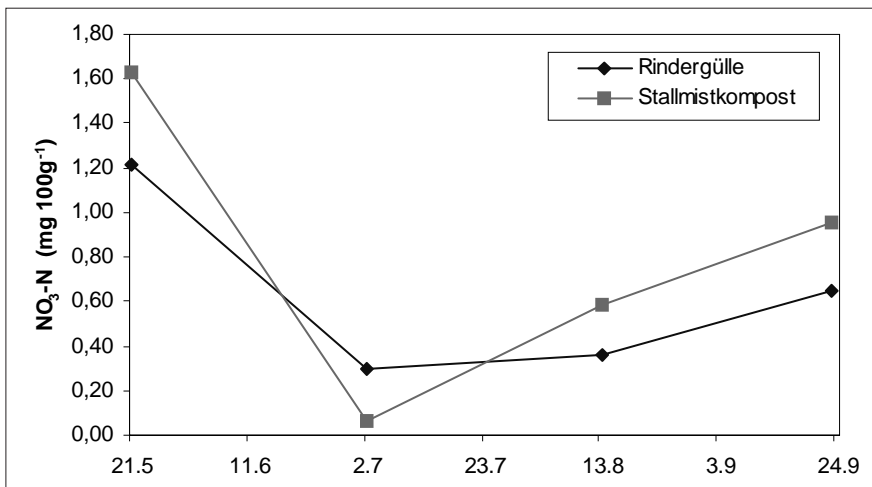


Abbildung 4: NO₃-N-Gehalt im Boden bei Düngung mit Rindergülle und Stallmistkompost

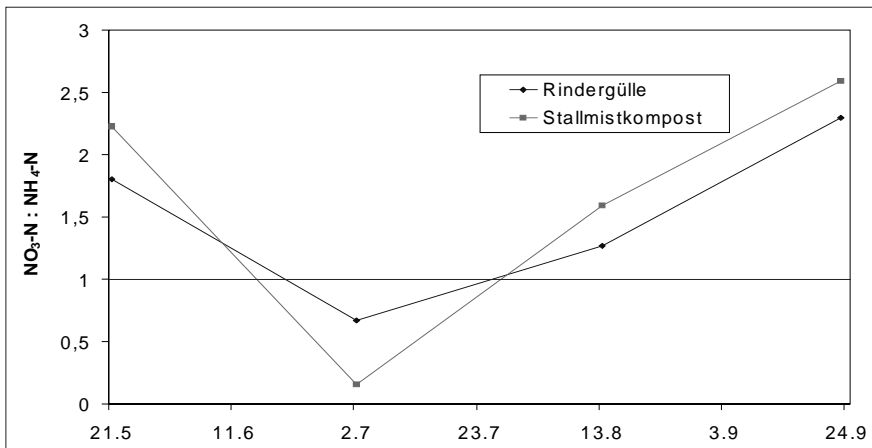


Abbildung 5: NO₃-N:NH₄-N-Verhältnis im Boden bei Düngung mit Rindergülle und Stallmistkompost

Tabelle 5: Nährstoffkonzentration im Sickerwasser (arithmetischer Mittelwert) bei Düngung mit Rindergülle und Stallmistkompost

	pH	μS cm ⁻¹ eL	mg l ⁻¹		% NO ₃ -N	mg l ⁻¹				
			NO ₃ -N	NH ₄ -N		P	Ca	Mg	K	Na
Rindergülle	7,7	162	1,2	0,08	93	14	26,2	1,6	0,4	2,1
Stallmistkompost	7,7	165	2,5	0,01	100	22	25,9	2,6	0,5	1,4

eL = elektrische Leitfähigkeit; % NO₃-N = NO₃-N in % von N_{anorg}

Tabelle 6: Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser bei Düngung mit Rindergülle und Stallmistkompost

	mm SW	SW %	N _{anorg}	P	kg ha ⁻¹			
					K	Ca	Mg	Na
Rindergülle	407	47	5,4	0,05	1,7	99,9	6,5	9,4
Stallmistkompost	475	55	12,9	0,10	2,2	121,3	12,2	6,7

SW = Sickerwassermenge in mm; SW % = Sickerwassermenge in % der Niederschläge; N_{anorg} = NH₄-N + NO₃-N + NO₂-N

Tabelle 7: Nährstoffflüsse in Relation zum Nährstoffvorrat im Boden (0-20 cm)

	N	P	K	%		
				Ca	Mg	Na
Rindergülle						
Menge Phytom./Vorrat Boden	1,92	0,71	4,75	0,54	0,10	0,40
Entzug Ernte/Vorrat Boden	1,84	0,70	3,91	0,48	0,09	0,30
Austrag SW/Vorrat Boden	0,081	0,001	0,047	1,881	0,027	3,080
Einträge/Vorrat Boden	3,1	0,8	5,2	1,9	0,2	
Stallmistkompost						
Menge Phytom./Vorrat Boden	1,69	0,76	5,02	0,41	0,10	0,44
Entzug Ernte/Vorrat Boden	1,60	0,75	3,81	0,36	0,08	0,29
Austrag SW/Vorrat Boden	0,184	0,002	0,062	2,172	0,052	3,282
Einträge/Vorrat Boden	2,5	1,5	5,5	3,9	0,8	

Menge Phytom. = Nährstoffmenge in der Phytomasse von Silomais; Entzug Ernte = Nährstoffabfuhr mit dem Erntegut; Austrag SW = Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser; Einträge = Nährstoffzufuhr durch nasse Deposition und Düngung; Vorrat Boden = Nährstoffvorrat im Boden (0-20 cm; N = N_{tot}; P, K, Ca, Mg, Na im Königswasserextrakt)

Tabelle 8: Kationenverhältnisse in der Phytomasse von Silomais, im Boden (0-20 cm; BaCl₂-Extrakt) und im Sickerwasser (Bezugsbasis: mval)

	Ca	Mg	%	
			K	Na
Rindergülle				
Phytomasse	10,2	14,2	74,7	1,0
Boden	84,4	11,1	3,7	0,8
Sickerwasser	79,8	7,8	1,2	11,2
Stallmistkompost				
Phytomasse	8,0	12,2	79,1	0,7
Boden	82,9	12,4	4,1	0,6
Sickerwasser	78,3	12,9	1,5	7,3

Tabelle 9: Prozentuelle Nährstoffflüsse bei Düngung mit Rindergülle und Stallmistkompost

	N	P	%		
			K	Ca	Mg
Rindergülle					
Entzug Ernte/Einträge	58,3	89,7	75,6	25,6	53,4
Austrag Sickerwasser/Einträge	2,6	0,2	0,9	100,9	15,7
Austrag Sickerwasser/Entzug Ernte	4,4	0,2	1,2	394,8	29,5
Austräge/Einträge	60,9	89,9	76,5	126,4	69,2
Bilanzsaldo/Vorrat Boden	1,2	0,1	1,2	-0,5	0,1
Einträge + Austräge/Vorrat Boden	5,1	1,5	9,1	4,2	0,3
Stallmistkompost					
Entzug Ernte/Einträge	63,0	50,5	69,6	9,1	10,7
Austrag Sickerwasser/Einträge	7,3	0,2	1,1	55,7	6,6
Austrag Sickerwasser/Entzug Ernte	11,6	0,3	1,6	609,7	62,1
Austräge/Einträge	70,3	50,7	70,8	64,8	17,3
Bilanzsaldo/Vorrat Boden	0,8	0,7	1,6	1,4	0,7
Einträge + Austräge/Vorrat Boden	4,3	2,2	9,3	6,4	0,9

Einträge = Nährstoffzufuhr durch nasse Deposition und Düngung; Austräge = Nährstoffaustrag mit dem Erntegut und durch Sickerwasser; Bilanzsaldo = Nährstoffzufuhr - Nährstoffaustrag; Vorrat Boden = Nährstoffvorrat im Boden (0-20 cm; N = N_{tot}; P, K, Ca, Mg im Königswasserextrakt)

einen ausgeprägten jahreszeitlichen Verlauf. Kein Sickerwasser fiel in beiden Düngungsvarianten von Juni bis Ende September wegen der langen sommerlichen Trockenperiode an. Sickerwasser trat vor allem im Spätwinter und Frühjahr während der Schneeschmelze und im Herbst (insbesondere Oktober) nach Starkregenereignissen auf. Der Anteil der Sickerwassermenge am Jahres-Niederschlag war bei der Güllevariante mit 47 % und bei der Variante mit Stallmistkompost mit 55 % extrem hoch (Tabelle 6). Die ungünstige Niederschlagsverteilung im Trockenjahr 2003 dürfte hauptverantwortlich dafür sein. Hinzu kommt der relativ geringe Wasserverbrauch eines Silomais-Ökosystems auf Grund der relativ großen Standweite der Silomais-Pflanzen (KUTSCHERA, 1960) und die lange Bracheperiode dieser Kulturart. Die Sickerwassermenge ist bei Düngung mit Stallmistkompost wegen des niedrigeren Ertrages (Tabelle 4) und somit auch geringeren Wasserverbrauchs der Pflanzen durch Transpiration höher als bei Düngung mit Rindergülle. Die größere Sickerwassermenge und die mit Ausnahme von Phosphor und Kalium geringere Nährstoffspeicherung in der Phytomasse (Tabelle 4) sind hauptverantwortlich für den vergleichsweise höheren Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser (ausgenommen Natrium) in der Variante mit Stallmistkompost. Daran kann auch die vergleichsweise größere effektive Kationenaustauschkapazität im mit Stallmistkompost gedüngten Oberboden (Tabelle 2) nichts ändern. Die Stoffzusammensetzung im Sickerwasser unterscheidet sich zwischen beiden Düngerformen in charakteristischer Weise. In der Variante mit Stallmistkompost sind die Konzentrationen an NO₃-N, Phosphor und Magnesium im Durchschnitt höher als in der Variante mit Rindergülle; in dieser wiederum sind die Konzentrationen an NH₄-N und Natrium vergleichsweise höher und der Nitrifikationsgrad niedriger. Weder bei der Düngung mit Stallmistkompost noch bei der Düngung mit Rindergülle wurde der EU-Grenzwert für Trinkwasser von 11,3 mg NO₃-N jemals im Sickerwasser überschritten. Mit dem Sickerwasser geht dem Silomais-Ökosystem in erster Linie Calcium verloren. Für den vergleichsweise hohen Ca-Austrag sind die relativ

Tabelle 10: N-Nettomineralisation (kg ha⁻¹) in situ (0-25 cm) bei Düngung mit Rindergülle und Stallmistkompost

	2.7. - 13.8.		13.8. - 24.9.		2.7. - 24.9.	
	N _{min}	N _{min} pro Tag	N _{min}	N _{min} pro Tag	kumulativer N _{min}	N _{min} % N _{tot}
Rindergülle	27	0,9	31	0,7	58	6,2
Stallmistkompost	53	1,7	21	0,5	74	8,5

N_{min} = mineralisierter Stickstoff in kg pro ha; N_{min} % N_{tot} = kumulativer mineralisierter Stickstoff in % von N_{tot}

Tabelle 11: Wasserausnutzungsrate (WAR) und Nährstoff-Effizienz bei Düngung mit Rindergülle und Stallmistkompost

	WAR	N	P	K	Ca	Mg	Na
Rindergülle	254	127	578	108	622	717	17158
Stallmistkompost	242	123	452	103	689	699	23907

WAR = Quotient aus Wasserverbrauch (Jahres-Niederschlag - Sickerwassermenge) und Gesamt-Phytomasse; Nährstoff-Effizienz = Quotient aus erntbarer Phytomasse und deren Nährstoffmenge

Tabelle 12: Nährstoffbilanz für Silomais bei Düngung mit Rindergülle und Stallmistkompost

	N	P	kg ha ⁻¹		
			K	Ca	Mg
Rindergülle					
Nährstoffbilanz	83	3	45	-26	13
Stallmistkompost					
Nährstoffbilanz	53	30	56	77	152

Nährstoffbilanz = Nährstoffzufuhr nasse Deposition + Nährstoffzufuhr Düngung - Nährstoffaustrag Erntegut - Nährstoffaustrag Sickerwasser

geringe pflanzliche Aufnahme (Tabelle 4, 8) und die hohe Ca-Aktivierung im Boden durch Säurepufferreaktionen hauptverantwortlich. Natrium wird von den Silomais-Pflanzen bei der Ionenaufnahme diskriminiert und als einwertiges Kation mit relativ großem effektiven Ionenradius im Boden nur sehr schlecht inaktiviert (Tabelle 4, 8) und deshalb bevorzugt mit dem Sickerwasser ausgetragen. Die relativ niedrigen Phosphor-, Kalium- und Stickstoff-Austräge mit dem Sickerwasser resultieren primär aus der hohen pflanzlichen Aufnahme und Speicherung in den Silomais-Pflanzen (Tabelle 4, 8); beim Phosphor kommt noch die beträchtliche Inaktivierungskapazität des Bodens hinzu. Der Stickstoff wird im Silomais-Ökosystem nahezu ausschließlich in Form von NO₃-N ausgetragen (Tabelle 5), weil die Bedingungen für die Nitrifikation im Boden günstig sind (Abbildung 5) und NH₄-N im Vergleich zu NO₃-N im Boden viel stärker inaktiviert wird. Im Silomais-Ökosystem sind vor allem Ca²⁺, Mg²⁺ und Na⁺ die wichtigsten begleitenden Kationen für NO₃⁻ beim Austrag mit dem Sickerwasser. Insgesamt waren im Trockenjahr 2003 die Nährstoffverluste durch Aus-

trag mit dem Sickerwasser sowohl bei Düngung mit Stallmistkompost als auch bei Düngung mit Rindergülle äußerst gering; sie betragen weniger als 3 % der Nährstoffvorräte im Boden (Tabelle 7). Die NPK-Austräge machten weniger als 8 % der Einträge durch nasse Deposition und Düngung aus (Tabelle 9). Die Austräge mit dem Sickerwasser waren mit Ausnahme von Calcium beträchtlich niedriger als die Entzüge mit dem Erntegut (Tabelle 9).

In der Tabelle 10 ist die N-Nettomineralisation *in situ* für den Zeitraum 2. Juli bis 13. August und 13. August bis 24. September angeführt. Die täglichen N-Nettomineralisationsraten sinken bei Düngung mit Rindergülle von 0,9 kg N pro ha auf 0,7 kg N und bei Düngung mit Stallmistkompost von 1,7 kg N pro ha auf 0,5 kg N ab. Diesen N-Nettomineralisationsphasen ist allerdings bei beiden Düngungsvarianten eine N-Immobilisationsphase vorangegangen. Die kumulative N-Nettomineralisation ergab für den Zeitraum 2. Juli bis 24. September bei Düngung mit Rindergülle 58 kg N pro ha; dies entspricht einer Mineralisationsrate von 6,2 % des N_{tot}-Vorrates im Boden. Bei Düngung mit Stallmist-

kompost lauten die analogen Werte 74 kg N pro ha bzw. 8,5 %. Der pflanzenverfügbare Stickstoff, definiert als die von den Silomais-Pflanzen insgesamt aufgenommene Menge, beträgt bei Rindergülle 129 kg N pro ha und bei Düngung mit Stallmistkompost 118 kg N pro ha (Tabelle 4); dies entspricht 1,9 % bzw. 1,7 % des N-Vorrates im Boden. Die deutlich niedrigeren errechneten N-Mineralisationsraten im Vergleich zu den gemessenen resultieren aus der wärmebedingten höheren N-Mineralisationsrate im wärmebegünstigten Zeitraum 2. Juli bis 24. September. Der Boden in der Variante mit Stallmistkompost weist einen höheren Humus- und N_{tot}-Gehalt und folglich auch ein größeres potentielles N-Nachlieferungsvermögen als der Boden in der Güllevariante auf (Tabelle 1). Dies stimmt mit der vergleichsweise höheren kumulativen mineralisierten Stickstoffmenge im Zeitraum 2. Juli bis 24. September und mit dem höheren Stickstoff-Austrag mit dem Sickerwasser infolge geringeren Stickstoff-Entzuges durch den Silomais-Bestand überein.

In der Tabelle 11 ist die Wasserausnutzungsrate und Nährstoff-Effizienz angeführt. Bei Düngung mit Rindergülle benötigt der Silomais 254 Liter Wasser für die Erzeugung von 1 kg TM und bei Düngung mit Stallmistkompost 242 Liter. Die Wasserausnutzung ist demnach bei Düngung mit Stallmistkompost vergleichsweise günstiger. Als Kriterium der Nährstoff-Effizienz wurde der Quotient aus erntbarer Phytomasse und deren Nährstoffmenge berechnet. Demnach weist der Silomais bei Düngung mit Rindergülle vor allem eine effizientere Phosphor-Verwertung als bei Düngung mit Stallmistkompost auf. Ein Maß für die Effizienz der Nährstoffausnutzung sind auch die Entzüge mit dem Erntegut in Prozent der Einträge durch nasse Deposition und Düngung (Tabelle 9). Auch hierbei weist die Düngung mit Rindergülle mit Ausnahme von Stickstoff vergleichsweise günstigere Werte auf.

In der *Tabelle 12* ist die Nährstoffbilanz für Silomais angeführt. Eine Düngung mit Stallmistkompost in der Höhe von 2,7 GVE pro ha bewirkt bei allen untersuchten Makronährstoffen Bilanz-Überschüsse; diese sind bei Magnesium und Calcium besonders hoch. Bei einer Düngung mit Rindergülle in der Höhe von 2,7 GVE pro ha sind die Bilanz-Überschüsse auf Stickstoff, Kalium und Magnesium beschränkt; die Phosphor-Bilanz ist nahezu ausgeglichen und die Calcium-Bilanz negativ. Nicht eingerechnet in die Nährstoffbilanz wurden gasförmige N-Verluste durch Denitrifikation. Im Ackerland sind Denitrifikationsverluste bis maximal 30 kg N pro ha und Jahr möglich (RÜCK, 1983). Positive Nährstoffbilanzen zeigen eine Senkenfunktion und negative Nährstoffbilanzen eine Quellenfunktion des Bodens an. Im Boden der Güllevariante hat sich zumindest der Vorrat an austauschbarem Calcium infolge negativer Calcium-Bilanz bisher nicht reduziert (*Tabelle 2, 8*); offensichtlich wird durch intensive Mineralverwitterung das austauschbare Ca-Depot laufend regeneriert. Die Nährstoffbilanz-Überschüsse werden im Boden gespeichert. Die jährliche Vorraterhöhung ist allerdings sehr gering; sie beträgt im Silomais-Ökosystem höchstens 1-2 % der Vorräte im Boden (*Tabelle 9*). Dies erklärt, warum es mehrere Jahre dauert, bis düngungsbedingte Veränderungen im Boden-Vorrat gemessen werden können und weshalb eine Verminderung der Nährstoffzufuhr durch Düngung nur langfristig zu einer Senkung der Nährstoffvorräte im Boden führt. Auch die im Umsatz befindlichen Nährstoffmengen sind im Silomais-Ökosystem mit weniger als 10 % der Boden-Vorräte relativ gering (*Tabelle 9*); die höchsten Umsatzraten verzeichnen Kalium, Stickstoff und Calcium. Aus den in der *Tabelle 7* und *9* angeführten Werten wird ersichtlich, dass der Boden ein zentraler Bestandteil eines Agrar-Ökosystems mit wesentlichen Filter- und Pufferfunktionen ist. Sein Nährstoffanreicherungsvermögen ist allerdings begrenzt; bei langandauernden hohen Bilanz-Überschüssen baut sich allmählich ein Nährstoffaustragungspotential auf. Eine "Nährstoff-Sättigung" des Ökosystems tritt ein, sobald der Boden von einer Nährstoff-Senke in eine Nährstoff-Quelle

übergewandelt (ABER et al., 1989); erhöhte Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser sind die Folge. Eine erhöhte Nährstoffauswaschung bewirkt nicht nur eine Nährstoffanreicherung im Grundwasser und in benachbarten Ökosystemen, sondern eine beträchtliche Nitrat-Auswaschung führt auch zu einer Bodenversauerung (BOHNER, 2002). Aus diesen Gründen sollte die Nährstoffbilanz in einem Agrar-Ökosystem langfristig weitgehend ausgeglichen sein.

Schlussfolgerung

Aus diesen Untersuchungsergebnissen lassen sich für die Düngungspraxis folgende Schlüsse ziehen:

- Der Silomais zählt zu den humuszehrenden Kulturarten, denn die Ernte- und Wurzelrückstände betragen zum Erntetermin weniger als 15 % der gesamten Phytomasse.
- Der Silomais nimmt ab Mitte August nur mehr wenig $\text{NO}_3\text{-N}$ auf; die Zeitspanne der größten Nitrat-Aufnahme erstreckt sich von Juni bis Mitte August.
- Eine Düngung mit Stallmistkompost in der Höhe von 2,7 GVE pro ha bewirkt bei allen untersuchten Makronährstoffen Bilanz-Überschüsse; diese sind bei Magnesium und Calcium besonders hoch.
- Bei einer Düngung mit Rindergülle in der Höhe von 2,7 GVE pro ha sind die Bilanz-Überschüsse auf Stickstoff, Kalium und Magnesium beschränkt; die Phosphor-Bilanz ist nahezu ausgeglichen und die Calcium-Bilanz negativ. Bei einer Düngung mit Rindergülle sollte daher auf eine ausreichende Versorgung der Pflanzen mit Calcium und Phosphor geachtet werden.
- Bei einer Düngeraufwandsmenge von 2,7 GVE pro ha ist die Rindergülle etwas günstiger als der Stallmistkompost. Eine Düngung mit Rindergülle führt zu höheren TM-Erträgen und geringeren Nährstoffausträgen mit dem Sickerwasser als bei Düngung mit Stallmistkompost; auch die Nährstoffverwertung der Silomais-Pflanzen ist - bei allerdings höherem relativen Wasserverbrauch - effizienter. Das im Vergleich zum Stallmistkompost geringere Pflanzenwachstum und die niedri-

gere Stickstoff-Aufnahme am Vegetationsbeginn bei Düngung mit Rindergülle lässt sich am plausibelsten mit einer hohen Nachwirkung der vorangegangenen Stallmistkompostgaben erklären.

Diese Untersuchungen wurden in einem Trockenjahr durchgeführt. Zur besseren Absicherung der Ergebnisse sind Untersuchungen über einen längeren Zeitraum notwendig.

Literatur

- ABER, J.D., K.J. NADELHOFFER, P. STENDLER and J.M. MELILLO, 1989: Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bio Science* 39, 378-386.
- AMBERGER, A., 1983: Stickstoffaustrag in Abhängigkeit von Kulturart und Nutzungsintensität - in Ackerbau und Grünland. *Arbeiten der DLG* 177, 83-94.
- BOHNER, A., 2002: Stickstoff - eine Versauerungsquelle im Boden? Bericht ALVA-Jahrestagung 2002, BAL Gumpenstein, 245-246.
- GEBAUER, G., H. REHDER and B. WOLLENWEBER, 1988: Nitrate, nitrate reduction and organic nitrogen in plants from different ecological and taxonomic groups of Central Europe. *Oecologia* 75, 371-385.
- GRÜNER BERICHT, 2004: Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft im Jahr 2003. 320 S.
- HEIN, W., 2005: Mündliche Mitteilung.
- HÖGGER, P., A. GRANSTRÖM, T. JOHANSSON and A. LUNDMARK-THELIN, 1986: Plant nitrate reductase activity as an indicator of availability of nitrate in forest soils. *Can. J. For. Res.*, Vol. 16, 1165-1169.
- JOVANOVIĆ, N., M. WACHENDORF und F. TAUBE, 2000: N-Bilanz und -Effizienz von Silomais bei variierter N- und Gülledüngung. AG Grünland und Futterbau, Tagungsband 44, 189-192.
- KENIS, J.D., S.T. SILVENTE, C.M. LUNA and W.H. CAMPBELL, 1992: Induction of nitrate reductase in detached corn leaves: the effect of the age of the leaves. *Physiologia plantarum* 85, 49-56.
- KNAUER, N., 1993: *Ökologie und Landwirtschaft*. Ulmer Verlag, 280 S.
- KUTSCHERA, L., 1960: *Wurzelatlas mitteleuropäischer Ackerunkräuter und Kulturpflanzen*. DLG Verlag, 574 S.
- MEISSNER, R., H. RUPP and M. SCHUBERT, 2000: Novel lysimeter techniques - a basis for the improved investigation of water, gas, and solute transport in soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 603-608.
- RÜCK, F., 1993: Standortsspezifische Stickstoffmineralisierung, jahreszeitlicher Verlauf des Mineralstickstoffvorrates und der Nitratwaschung in Böden des Wasserschutzgebietes Donauried. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte*, Heft 15, 226 S.

- SANTORO, L.G. and A.C.N. MAGALHAES, 1983: Changes in nitrate reductase activity during development of soybean leaf. *Z. Pflanzenphysiol.* Bd. 112, 113-121.
- SCHÜTZ, B., 1987: Untersuchungen zum Stickstoffhaushalt bei Mais (*Zea mays* L.) auf der Grundlage morphogenetischer Wirkungen auf das Wurzelsystem. Diss. Univ. Kiel, 207 S.
- SHANER, D.L. and J.S. BOYER, 1976: Nitrate reductase activity in maize (*Zea mays* L.) leaves. I. Regulation by nitrate flux. *Plant Physiol.* 58, 499-504.
- SOBOTIK, M., 2005: Mündliche Mitteilung.
- SRINIVASAN, S. Prakash and M.S. NAIK, 1982: Reevaluation of in vivo assay of nitrate reductase activity in wheat leaves. *Plant Sci. Lett.* 25, 9-14.
- STADLER, J. and G. GEBAUER, 1992: Nitrate reduction and nitrate content in ash trees (*Fraxinus excelsior* L.): distribution between compartments, site comparison and seasonal variation. *Trees* 6, 236-240.
- ULRICH, B., R. MAYER und P.K. KHANNA, 1979: Fracht an chemischen Elementen in den Niederschlägen im Solling. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde* 142, 601-615.
- ULRICH, B., 1981: Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde* 144, 647-659.
- ULRICH, B., 1987: Stability, elasticity and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. In: E.-D. Schulze and H. Zwölfer (ed.): *Ecological Studies*, Vol. 61, 11-49.
- ZELLER, V., E. KANDELER und V. v. TROCKNER, 1997: Nettostickstoffmineralisation im Freiland - ein Methodenvergleich. *Die Bodenkultur* 48, 89-99.

