

## Zur Schwefelwirkung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern

479

R. Gutser und S. v. Tucher<sup>8</sup>

### Einleitung

Bedingt durch den erheblichen Rückgang der S-Immissionen in den letzten 15 Jahren (z. B. für Bayern 1997: 7 kg S/ha a), unvermeidbare S-Verluste durch Auswaschung von ca. 5-10 (15 kg) S/ha a (standortabhängig) und S-Abfuhr über Erzeugnisse von 15-25 kg S/ha a (im Mittel über Fruchtfolgen) wird zukünftig eine S-Zufuhr über organische und mineralische Düngemittel in Höhe von insgesamt etwa 15-25 (30) kg S/ha a erforderlich. Auch auf Standorten mit hohem S-Nachlieferungspotential (humusreiche, tiefgründige Böden) werden sich in den nächsten Jahren positive Ertragswirkungen (fruchtartspezifisch) einstellen, insbesondere auch im Hinblick auf eine gute Produktqualität.

Für die Optimierung der S-Düngung sind Kenntnisse über die kurz- und längerfristige S-Wirkung organischer Düngemittel erforderlich. Es muss sichergestellt sein, dass sich bezüglich der S-Düngung nicht die gleichen Fehler wie bei der N-Düngung hinsichtlich einer nicht ausreichenden Berücksichtigung des längerfristigen Wirkungspotentials von organischen Düngern wiederholen (BRD, 1970-1990: hohe positive N-Salden in landwirtschaftlichen Betrieben).

Die kurzfristige, im Jahr der Anwendung erreichbare N-Wirkung organischer Dünger liegt je nach  $N_{min}$ -Gehalt sowie C/N-Quotient der leichter abbaubaren organischen Substanz zwischen 5-25 % der zugeführten N-Menge (Vergleichswert für Mineraldünger: 40-80 %, anwendungs- und jahreswitterungsbedingt). Der nicht verwertete Düngerrest bewirkt einen Anstieg des N-Potentials der Böden (Erreichen eines Gleichgewichtszustandes in 30-50 Jahren) und in Folge auch der N-Freisetzung aus diesem N-Pool (Verwertung durch die Pflanzen, aber auch N-Verluste (Abb. 1)).

Einige beispielhaft der Literatur entnommenen Ergebnisse bestätigen grundsätzlich weitgehende Ähnlichkeiten bezüglich der kurz- und längerfristigen N- und S-Wirkung organischer und mineralischer Dünger (Tab. 1).

<sup>8</sup> Dr. Reinhold Gutser und Dr. Sabine von Tucher, Lehrstuhl f. Pflanzenernährung der TU-München, 85350 Freising-Weihenstephan

Tabelle 1: S-Ausnutzung mineralischer und organischer Dünger im Anwendungsjahr (kurzfristige S-Wirkung)

Dünger	Raps Gefäßversuch Dänemark	% Weidelgras Feldversuch Großbritannien
$CaSO_4 \cdot 2H_2O$	30	45
Rindergülle	6	22
	(Eriksen et al., 1995)	(Lloyd, 1994)

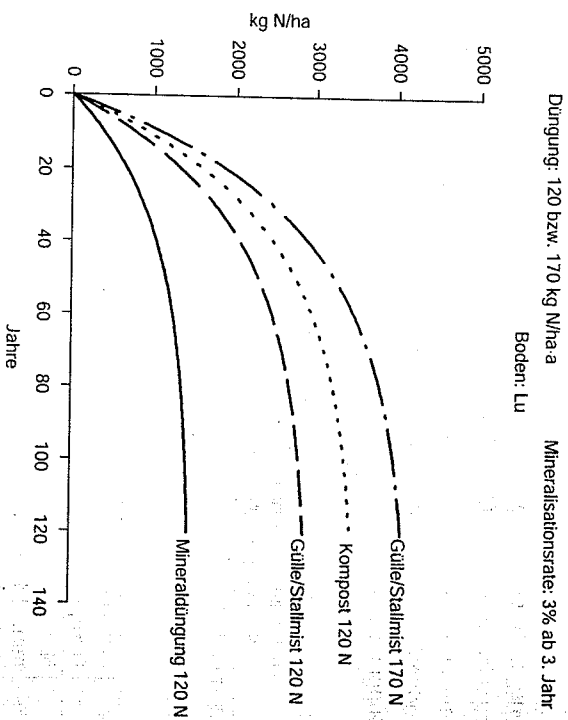


Abbildung 1: N-Anreicherung ungedüngter Böden durch mineralische und organische Düngung

Demnach kommt den folgenden Betrachtungen bezüglich der S-Wirkung organischer Dünger eine grundlegende Bedeutung für die Optimierung der Schwefeldüngung zu.

### Bedeutung von Langzeitexperimenten für die Optimierung von S-Düngungsstrategien

Aus einem 35-jährigen Feldversuch in Schweden (Kirchmann et al., 1996 - Tab. 2) lassen sich grundsätzliche Aussagen zum Verhalten des Schwefels aus mineralischen und organischen Düngern im System Boden/Pflanze ableiten:

- S-Bilanzen eignen sich für die Bewertung der in landwirtschaftlichen Betrieben praktizierten S-Düngungsstrategien. Hohe positive S-Salden weisen auf eine zwangsläufig hohe S-Auswaschung hin - hierin sind organische (Klärschlamm) und mineralische Dünger ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) ähnlich zu beurteilen.
- Eine S-Anreicherung der Böden lässt sich nur über den Einsatz organischer Dünger (z. B. Gründüngung, aber insbesondere Stallmist) erreichen als Folge höherer Humusgehalte der Böden (S-Pool des Bodens), z. T. bedingt auch durch Immobilisation der mineralischen S-Düngung im Boden.

Tabelle 2: S-Bilanz in einem 35-jährigen Feldversuch (1956 - 1991) (toniger Lehm, Ø 666 mm Niederschlag/a) Uppsala - Schweden (Kirchmann et al., 1996)

S-Düngung (kg/ha a)	S-Abfuhr Ernte (kg/ha a)	Boden-S (Veränderung gg. Versuchs- beg.) (kg/ha)		S-Auswaschung (kg/ha a)
		min./org. Dünger	Super-phos.	
27	8	-148	33	
27	15	-71	24	
27	17	-76	113	
27	11	+17	34	
27	18	+193	38	
27	21	+453	70	

S-Deposition 10 (kg/ha a)

\*Kontrollglied

Bezüglich weiterführender S-Literatur sei auf ein jüngst erschienenes Buch von Maynard (1998): „Sulfur in the environment“ verwiesen.

### Schwefelgehalte und -fraktionen organischer Reststoffe (Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdünger)

Aus eigenen und der Literatur entnommenen Ergebnissen sind in den Tabellen 3 und 4 N- und S-Gehalte organischer Reststoffe aufgeführt. (Es besteht kein Anspruch auf vollständigen Einbezug der gesamten einschlägigen Literatur!)

Tabelle 3: N- und S-Gehalte verschiedener Wirtschaftsdünger

Tierart	N <sub>i</sub>	S <sub>i</sub>	N/S	SO <sub>4</sub> -S (% v. S <sub>i</sub> )
Festmist (% i. TS)				
Rind	1.0 - 4.0	0.3 - 0.6	4 - 13	3 - 17 (45)*
Schwein	2.6 - 3.8	0.3 - 0.9	5 - 16	
Huhn	2.7 - 5.3	0.3 - 0.6	5 - 9	
Schaf	2.2	0.35	6	
Flüssigmist (kg/m <sup>3</sup> )				
Rind	3 - 5	0.2 - 0.6	7 - 15	(25)*
Schwein	3 - 7	0.3 - 0.5	13 - 20	
Jauche	2 - 3	0.2 - 0.3	10	

\*nur 1 Wert

Tabelle 4: N- und S-Gehalte verschiedener organischer Reststoffe

Reststoff	N <sub>i</sub>	S <sub>i</sub>	N/S	SO <sub>4</sub> -S (% v. S <sub>i</sub> )
% i. TS				
Sekundärrohstoffdünger				
Klärschlämme	1.2 - 3.0	1.1 - 1.4	1 - 3	
Biokomposte	1.3 - 2.0	0.1 - 0.45	4 - 15	6 - 11
Ernterückstände				
Stroh	0.4 - 0.7	0.15 - 0.20	3 - 5	
Rübenblatt	1.5 - 2.0	0.2 - 0.4	5 - 8	

Ähnlich den N-Gehalten schwanken die S-Gehalte auch bei Bezug auf die Trockensubstanz in weiten Grenzen. Besonders hohe S-Gehalte weisen Klärschlämme auf. Letztere besitzen folglich mit 1-3 die mit Abstand niedrigsten N/S-Quotienten gegenüber 4-20 der übrigen Reststoffe. Die Anteile des Sulfat-S liegen meist mehr oder weniger deutlich unter 20 % vom Gesamt-S. Vereinzelt gefundene höhere Anteile bedürfen einer weiteren Absicherung.

Kjellerup (1989) bestätigt auch für S positive Beziehungen zwischen den S- und TS-Gehalten von Fest- und Flüssigmüsten (hinlänglich bekannt für N) und weist auf mehr (Rind) oder weniger (Schwein) enge Beziehungen zwischen den N- und S-Gehalten dieser Wirtschaftsdünger hin (Abb. 2 und 3). Auch hier bedarf es einer weiteren Absicherung dieser Ergebnisse.

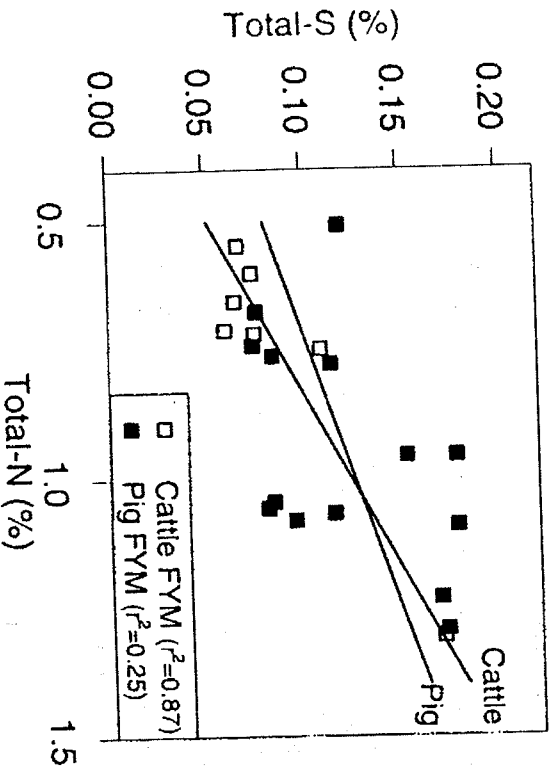


Abbildung 2: Beziehung zwischen Ges.-N- und Ges.-S-Gehalten von Festmist (% i. Fris) (aus Kjellerup, 1989)

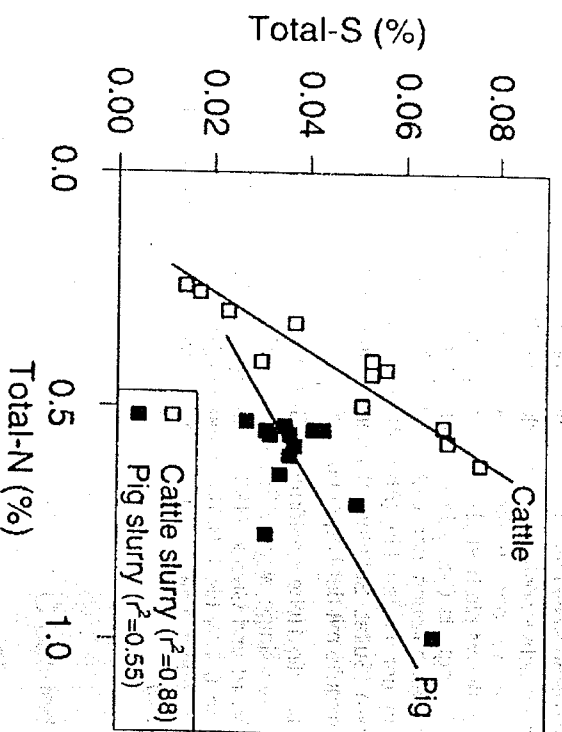


Abbildung 3: Beziehung zwischen Ges.-N- und Ges.-S-Gehalten von Flüssigmist (% i. Fris) (aus Kjellerup, 1989)

In einigen Arbeiten wurde der in Wirtschaftsdüngern vorliegende Gesamtschwefel in anorganische und organische S-Fractionen ähnlich der für Böden vorgeschlagenen S-Analytik aufgetrennt (Tab. 5). Der organische S-Anteil ist z. B. fraktioniert in funktionelle Gruppen wie C-S (kovalente Bindung von S und C) und HJ-S (HJ-reduzierbarer S) sowie C-O-S (Estersulfate).

Tabelle 5: Anteile (%) verschiedener Schwefelfractionen in Flüssig- und Festmist (Eriksen et al., 1995; Castellano und Dick, 1988)

organ. Dünger	anorg. S		organ. S			Anteil S-Fractionen am Ges. S.
	insges.	Sulfide	Sulfate(mit C-O-S)	Ester C-O-S	C-S	
Rindergülle	-	13 (7 - 19)	39 (24 - 46)	-	48 (40 - 60)	82 (75 - 90)
Schweinegülle	-	21 (10 - 28)	43 (30 - 64)	-	36 (26 - 46)	94 (81 - 100)
Stallmist (C/N = 12) (N/S = 8)	13			51	36	51

Relativsumme = 100

Der organische Schwefel des Stallmistes besteht offensichtlich aus höheren Anteilen an schwerlöslichen Verbindungen (49 %) als der beider Gülle (6 % bzw. 18 %); der erfaßte löslichere organische Schwefel dürfte sich allerdings nur wenig bezüglich seiner funktionellen Gruppen unterscheiden (ca. 40 % liegt als C-S Schwefel vor). Eriksen et al. (1995) weisen zudem auf die Veränderung der Gehalte definierter S-Fraktionen während der Lagerung der Gülle hin (Abb. 4). Die Gehalte an leicht löslichen S-Fraktionen (Sulfat, Sulfateser) nehmen durchwegs, aber insbesondere in Schweinegülle mit der Lagerung ab.

Auch über die Höhe gasförmiger S-Verluste während der Lagerung von Gülle liegen einige wenige Ergebnisse vor: Barwart und Brenner (1975) sowie Beard und Guenzi (1983) stellen in Modellversuchen S-Verluste in Höhe von 0,5 % bis 2 % des Gesamtschwefels fest (Dimethylsulfid und Dimethylsulfid sowie Schwefelwasserstoff und Methanthiol je nach Anaerobie).

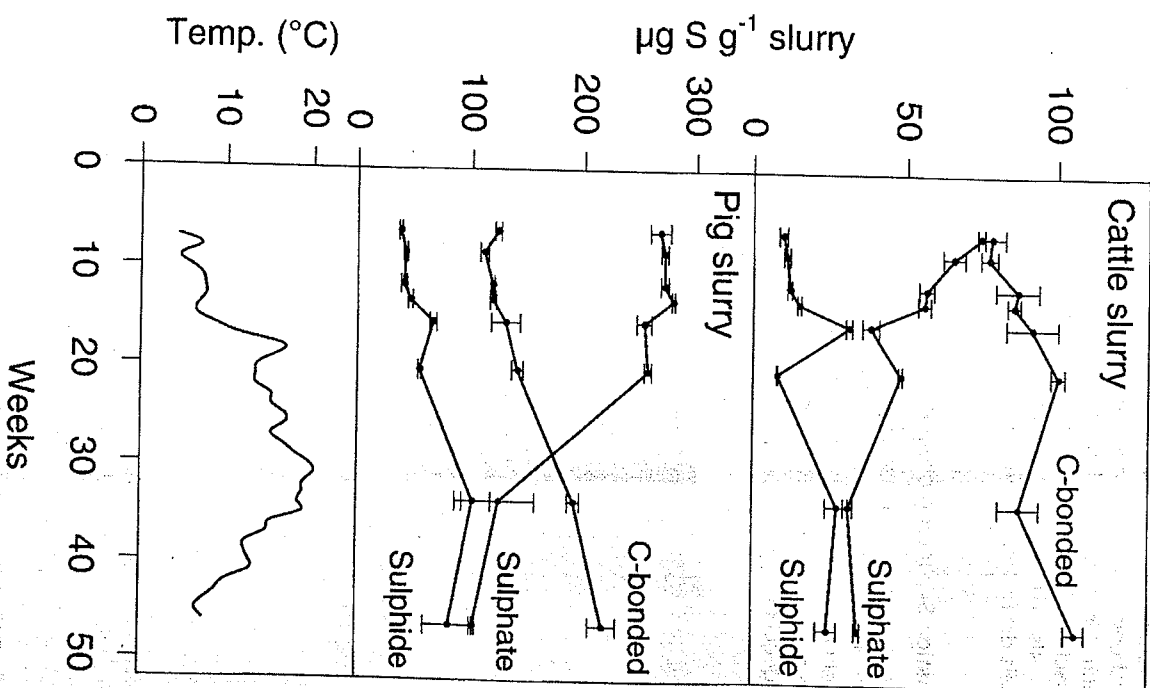


Abbildung 4: Veränderungen der S-Fraktionen von Flüssigmist während der Lagerung (Februar - November) (aus Eriksen et al., 1995)

Die S-Gehalte und -Fraktionen der organischen Reststoffe schwanken entsprechend der oben aufgeführten Ergebnisse in weiten Bereichen, bezüglich der Wirtschaftsdünger innerhalb einer Tierart z. T. noch stärker als zwischen den Tierarten. Festmist dürfte etwas geringere lösliche S-Anteile als Flüssigmist enthalten. Besonders hervorzuheben wären nochmals die hohen S-Gehalte der Klärschlämme.

#### Kurzfristige S-Wirkung organischer Reststoffe

Verglichen mit mineralischen Schwefeldüngern (auch einschließlich feinvermahlener elementarer S-Dünger) erreichen organische Dünger allgemein nur eine geringe Sofortwirkung. Als Beispiel hierfür sind in Abb. 5 Ergebnisse eines Gefäßversuches mit Gülle (Eriksen et al., 1995) wiedergegeben.

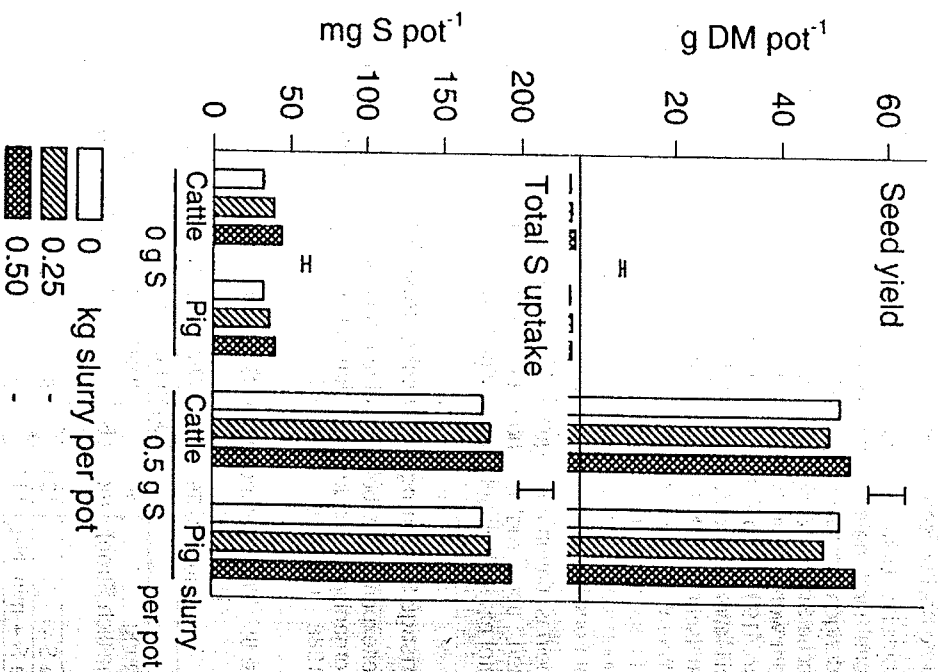


Abbildung 5: S-Wirkung mineralischer (Gips) und organischer (Gülle-) Düngung zu Raps-Gefäßversuch (Oberfläche 9,5 dm<sup>2</sup>, 40 kg Boden/Gefäß) (aus Eriksen et al., 1995)

Verglichen mit Gips (ca. 30 %) erzielten die Gülle mit einer S-Ausnutzung von 5-7 % eine deutlich schwächere kurzfristige S-Wirkung. Diese Unterschiede bezüglich kurzfristiger S-Wirkung organischer und mineralischer Dünger lassen sich auch durch Ergebnisse aus Feldversuchen belegen (s. Tab. 1 bzw. Janzen und Ellert, 1998 u. a.), wengleich die Differenzen beider Düngerformen in der Regel geringer

ausfallen. Für Klärschlämme konnten Tabatabai und Chae (1991) eine gute S-Wirkung nachweisen.

Als mögliche Ursachen für die schwache Sofortwirkung organischer Reststoffe sind neben der langsameren Verfügbarkeit organischer Verbindungen (insbesondere C-S Schwefel) eine durch abbaubare organische Substanz allgemeinere geförderte S-Immobilisation zu erwähnen, vor allem wenn diese Substanzen zudem hohe C/S-Quotienten aufweisen (Eriksen, 1997 u. a.). Der von Barrow (1960) mit ca. 200 für eine S-Immobilisation genannte kritische C/S-Quotient dürfte allerdings in Kenntnis des kritischen C/N-Quotient von 15-20 für eine kurzfristige N-Nettomineralisation deutlich zu hoch gesetzt sein und sollte eher bei 60-80 liegen (s. a. Janzen und Ellert, 1998). Über die Bedeutung verschiedener S-Faktionen eines organischen Reststoffes für dessen kurzfristige S-Wirkung besteht Forschungsbedarf.

Allgemein ist davon auszugehen, dass organische Reststoffe mit hohem S-Gehalten, aber zugleich höheren Anteilen an Sulfat- und Sulfatester-Schwefel eine relativ gute kurzfristige Verfügbarkeit aufweisen.

### Langfristige S-Wirkung organischer Reststoffe

Langzeitexperimente belegen einen Anstieg des S-Gehaltes der Böden durch organische Düngung (Kirchmann et al., 1996 - Tab. 2, Castellano und Dick, 1988 - Tab. 6, s. a. Tab. 7).

Tabelle 6: Veränderungen der S-Faktionen in Böden durch langjährige Düngung

Düngung (einheitlich Stroh)	Bodenuntersuchungen				
	S <sub>t</sub> mg/kg B.	anorg. S	Ester-S	org. S C-geb. S (% von S <sub>t</sub> )	Rest-S
ohne S -	134	2	67	7	24
ohne S + min. N <sub>54</sub>	114	2	77	10	10
Stallmist (110 dt/ha. a)	161	4	68	13	15

Mit dem Anstieg des S-Gehaltes des Bodens geht in der Regel der Anstieg der S-Freisetzung aus dem Bodenpool einher. Die derzeitigen Kenntnisse über die jährliche S-Mineralisation, vor allem auch in Abhängigkeit verschiedener S-Faktionen der Böden, sind unzureichend, um die Auswirkung des veränderten S-Potentials der Böden durch langjährige organische Düngung quantitativ und vom zeitlichen Ablauf zu prognostizieren (komplexe S-Dynamik im Boden!). Die qualitative

Zusammensetzung des organischen Schwefels im Boden hat sich durch eine 50-jährige organische Düngung im Vergleich zur Kontrolle nur wenig verändert - lediglich das gesamte S-Niveau des Bodens liegt höher (Tab. 6). Aus Langzeitexperimenten unseres Lehrstuhls (tiefergründige Braunerden aus Lößlehm) mit ausschließlich mineralischer Düngung (z. T. Kombination mit Strohdüngung, aber stets ohne und mit S) bzw. organischer Düngung als Rindergülle oder Biokompost wurden im Frühjahr 1998 aus den Krümen (0-25 cm Bodentiefe) Böden entnommen und der Verlauf der N- und S-Nettomineralisation im Inkubationsversuch (Vegetationshalle ohne Zusatzdüngung) über 160 Tage ermittelt. Darüber hinaus wurde im Pflanzenversuch (Sommerweizen) die Ertragswirkung einer optimalen mineralischen S-Düngung auf sämtlichen Böden festgestellt (Tab. 7).

Tabelle 7: N- und S-Nettomineralisation von Böden aus Langzeitexperimenten - Inkubation perkollierter Krümen in Mitscherlichgefäßen bzw. S-Wirkung einer mineralischen S-Düngung zu Sommerweizen (Entnahme der Böden: März 1998)

Düngung	Böden (%)				Nettomineralisation mg/100 g B. 150 d	N/S (SO <sub>4</sub> )	Mehrertrag durch S- Düngung (%)
	C <sub>t</sub>	N <sub>t</sub>	S <sub>t</sub>	N			
60 Jahre (70 kg N/ha. a)							
[keine org. Dgg.]							
20 Jahre (150 kg N/ha. a)	[+ Stroh etc.]						
20 Jahre Gülle	KAS*	1,25	0,14	0,019	3,6	0,30	12
Kontrolle (150 kg N/ha. a)	-	1,18	0,13	0,023	3,3	0,35	10
25 Jahre Biokompost	Kontrolle	-	1,19	0,13	0,019	3,1	0,29
humoser toniger Lehm	-	4,40	0,40	0,070	7,6	1,32	6

\* CAS = Kalksalpeter  
AS = Ammoniumsulfat  
KAS = Kalkammonsalpeter  
ASS = Ammonsulfatsalpeter

Die Ergebnisse der Bodenuntersuchung zu Beginn der Modellversuche (März 1998) bestätigen zunächst die in Teil 2 „Langzeitexperimente“ vermittelten Erkenntnisse:

- Langjährige Zufuhr S-haltiger Mineraldünger (AS, ASS) bewirkt keinen Anstieg der S-Gehalte der Böden.
- Langjährige Düngung mit Gülle und insbesondere Biokompost führt zu einer deutlichen Zunahme der S-Gehalte der Böden, ebenso auch der C- und N-Gehalte.

Die langjährige mineralische S-Düngung wirkte sich gegenüber der Kontrolle in einem geringen Anstieg der S-Nettomineralisation (150-tägige Inkubation) aus. Offensichtlich unterscheiden sich diese differenziert gedüngten Böden in der Qualität des enthaltenen Schwefels.

Der mit Abstand stärkste Anstieg der S-Nettomineralisation brachte der langjährige mit Biokompost gedüngte Boden (eine durchschnittliche Zufuhr von 170 kg N entspricht etwa einer TS-Menge von 10-12 t/ha). Ohne darauf näher einzugehen, sei auf die sehr unterschiedlichen Relationen der freigesetzten N- und S-Mengen hingewiesen mit N/S-Quotienten zwischen 7 und 13. Die Regressionsbeziehung zwischen der N- und S-Mineralisation sämtlicher 28 Böden belegt diesen Sachverhalt (Abb. 6). Ein hinzugenommener Vergleichsboden eines alluvialen humosen Standortortes (IL) belegt die enge Beziehung zwischen Humus-, N- und S-Gehalten der Böden und der N- und S-Nettomineralisation.

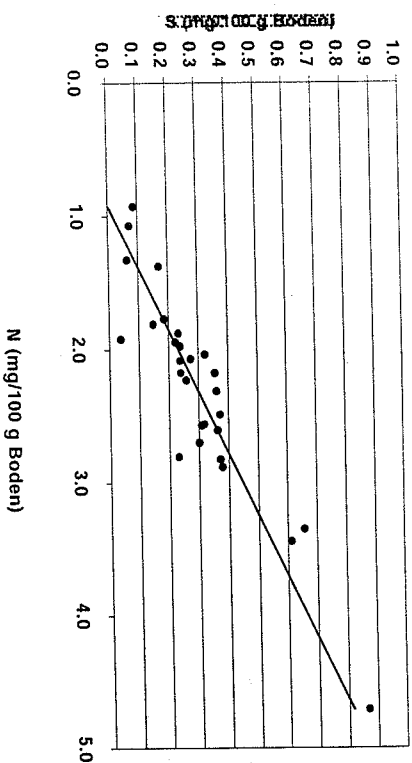


Abbildung 6: Beziehung zwischen der N- und S-Nettomineralisation von Böden aus Langzeitexperimenten ( $\text{SO}_4\text{-S}$ , Inkubation in Mitscherlichgefäßen über 210 Tage)

Die durch S-Düngung erzielten Mehrerträge bestätigen meist deutlich die Bedeutung der S-Freisetzung der Böden für die S-Ernährung der Pflanzen und dokumentieren im Falle des Biokomposts die langjährige S-Wirkung organischer Reststoffe. Offensichtlich spielt der zeitliche Verlauf und die Mengenrelation der N- und S-Freisetzung der Böden zudem eine wichtige Rolle für die Ertrags Effizienz des aus dem Bodenpool nachgelieferten Schwefels (Tab. 7, Variante Gülle; s. a. Abb. 7).

Unter Berücksichtigung sämtlicher Versuchsstandorte zeigt sich in der Höhe und dem zeitlichen Verlauf der S-Nettomineralisation ein deutlicher „Langzeiteffekt“ der organischen Düngung (Abb. 7).

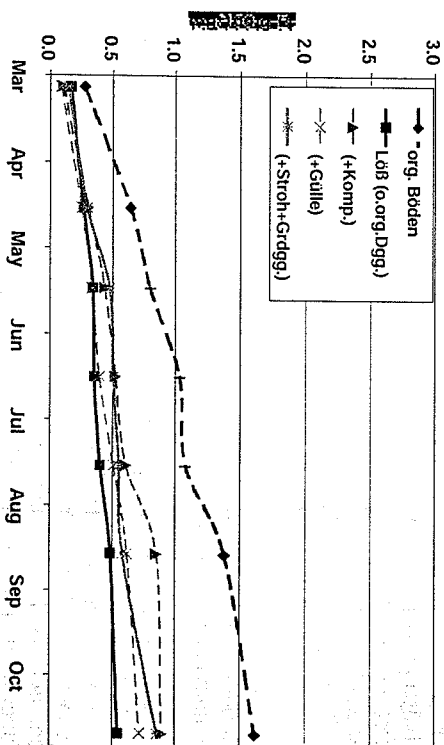


Abbildung 7: S-Nettomineralisation der Böden aus Langzeitversuchen ( $\text{SO}_4\text{-S}$ , Inkubation in Mitscherlichgefäßen)

Auffallend ist, dass sich die Kontrollen und organisch gedüngten Varianten erst ab Mitte Mai bei dann erhöhten Bodentemperaturen in der S-Nettomineralisation quantitativ differenzieren. Dieser Sachverhalt ist für die Einschätzung der Langzeitwirkung organischer Reststoffe von erheblicher Bedeutung. Es darf daraus gefolgert werden, dass ein durch organische Düngung im Boden angereichertes S-Potential für Kulturen mit kurzer Wachstumszeit (z. B. Wintertraps, Wintergerste etc.) möglicherweise zu spät freigesetzt wird, während Kulturen mit längerer Wachstumszeit (Mais, Zuckerrüben, ganzjährige Futterpflanzen etc.) dieses Potential in höheren Wuchseinstufen optimal umsetzen können.

## Zusammenfassung

Wie bei optimalen Stickstoffdüngerstrategien muss für eine sachgemäße S-Düngung sowohl die kurzfristige als auch längerfristige S-Wirkung organischer Reststoffe Berücksichtigung finden. Grundsätzliche Erkenntnisse zur Langzeitwirkung von S-Düngern lassen sich nur in systemgerechten Langzeitexperimenten ableiten. Eine S-Anreicherung der Böden kann nur mittels organischer Düngung erreicht werden. Hohe positive S-Salden (Input – Output über Ernteprodukte) führen unabhängig von der Art der S-Zufuhr zu hohen Auswaschungsverlusten. Für die S-Gehalte organischer Reststoffe werden ungefähre Richtwerte (starke Streubreite) mitgeteilt.

Die NS-Quotienten organischer Dünger schwanken zwischen 1-3 (Klärschlamm) sowie 4-20 (Wirtschaftsdünger, Biokomposte, Ernterückstände). Der Anteil des Sulfatschwefels liegt in Wirtschaftsdüngern (Gülle und Stallmist) meist unter 20 % vom enthaltenen Schwefel. Auf mögliche Unterschiede der Reststoffe bezüglich organischer S-Fractionen wird hingewiesen. Die kurzfristige Wirkung organischer Reststoffe (S-Verwertung im Anwendungsjahr) ist allgemein gering – für Gülle wurde in Gefäßversuchen eine Ausnutzung zwischen 5 % und 7 % erzielt.

Als längerfristige S-Wirkung organischer Dünger wird die jährliche Nettonitrieralsation des im Boden angereicherten S-Pools verstanden. In Langzeitexperimenten wird für organisch gedüngte Böden eine höhere S-Freisetzung nachgewiesen, die für Kulturen mit kurzer Vegetationszeit (Raps, Wintergerste etc.) allerdings auch zu spät ablaufen kann; länger wachsende Fruchte wie Rüben, Silomais oder ganzjährig wachsende Futterpflanzen dürften jedoch diese S-Freisetzung produktiv verwerten können. Bei der Bemessung der S-Düngermenge sollten folglich diese fruchtspezifischen Besonderheiten berücksichtigt werden.

## Literatur

- Banwart, W. L. und Bremner, J. M., 1975: Identification of sulfur gases evolved from animal manure. *J. Environ. Qual.* **4**, 363-366
- Barrow, N. J., 1960: The effect of varying nitrogen, sulfur and phosphorus content of organic matter on its decomposition. *Austr. J. Agric. Res.* **11**, 317
- Beard, W. E. und Guenzi, W. D., 1983: Volatile sulfur compounds from a redox-controlled-cattle-manure slurry. *J. Environ. Qual.* **12**, 113-116
- Castellano, S. D. und Dick, R. P., 1988: Distribution of sulfur fractions in soil as influenced by management of organic residues. *Soil. Sci. Soc. Amer. J.* **52**, 1403-1407

- Eriksen, J., Mortensen, J. V., Kjellerup, V. K. und Kristjansen, O., 1995: Forms and plant-availability of sulfur in cattle and pig slurry. *Z. Pflanzenern. Bodenkde.* **158**, 113-116
- Eriksen, J., 1997: Sulfur cycling in danish agricultural soils: inorganic sulfate dynamics and plant uptake. *Soil Biol. Biochem.* **29**, 1379-1385
- Gutser, R., 1996: Klärschlamm und Biokompost als Sekundärrohstoffdünger. *VDLUFA Schriftenreihe* **44**, 29-43
- Janzen, H. H. und Ellert, B. H., 1998: Sulfur dynamics in cultivated temperate agroeco-systems 11-43. In: Maynard, D. G., 1998: Sulfur in the environment. Marcel Dekker, Inc. New York, 1-371
- Kirchmann, H., Pichlmayr, F. und Gerzabek, M. H., 1996: Sulfur balances and sulfur-34 abundance in a long-term fertilizer experiment. *Soil. Sci. Soc. Amer. J.* **59**, 174-178
- Kjellerup, V. K., 1989: Nutrient content. In "Animal manure and its application. Report no. S 1809, Danish Institute of plant and soil science
- Lloyd, A., 1994: Effectiveness of cattle slurry as a sulfur source for grass cut for silage. *Grass and Forage Science* **49**, 203-208
- Maynard, D. G., 1998: Sulfur in the environment. Marcel Dekker, Inc. New York, 1-371 ISBN 0-8247-8992-x
- Tabatabai, M. A. und Chae, Y. M., 1991: Mineralisation of sulfur in soils amended with organic wastes. *J. Environ. Qual.* **20**, 684-690