

Enrica SELTENHAMMER-MALINA

Wilfried EILMSTEINER

Reports

UBA-91-047

**AUSWIRKUNGEN DES
MINERALDÜNGEREINSATZES
AUF DIE UMWELT**

Literaturstudie

Wien, Dezember 1991

Autoren: Enrica SELTENHAMMER-MALINA
Wilfried EILMSTEINER

Textgestaltung: Birgit LACKNER

Editor. Betreuung: Johannes MAYER

Impressum:

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, 1090 Wien, Spittelauer Lände 5.

© Umweltbundesamt, Wien, Dezember 1991.

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 3-85457-056-2

Auswirkungen des Mineraldüngereinsatzes auf die Umwelt

(E. Seltenhammer-Malina, W. Eilmsteiner, UBA-Report UBA-91-047)

Im vorliegenden Bericht wird in Form einer Literaturstudie die Fachmeinung in- und ausländischer Autoren gegenübergestellt.

Die Auswirkungen landwirtschaftlicher Düngungsmaßnahmen auf die Umwelt sind in vielen Fällen in ihrer Tragweite

nicht ausreichend abschätzbar.

Es zeigt sich, daß die Ursachen für Probleme im Zusammenhang mit mineralischer Düngung vor allem in den gegenwärtigen Strukturen und Produktionsbedingungen der Landwirtschaft zu finden sind.

Effects of Mineral Fertilizing on the Environment

(E. Seltenhammer-Malina, W. Eilmsteiner, UBA-Report UBA-91-047)

In this report by the Austrian Federal Environmental Agency the opinions of national and international experts have been compared by studying the technical literature available.

In most cases the whole range of impacts of agricultural fertilization on the

environment cannot be properly assessed.

There is evidence that problems related to mineral fertilizing are mainly due to the present agricultural structure and current production practices.



I N H A L T S V E R Z E I C H N I S

1.	<u>EINLEITUNG</u>	1
2.	<u>AUSWIRKUNGEN AUF DEN BODEN</u>	3
2.1	Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit	3
2.2	Auswirkungen auf das Bodenleben	14
3.	<u>AUSWIRKUNGEN AUF DAS GRUND- UND OBERFLÄCHENWASSER</u>	23
3.1	Auswirkungen auf das Oberflächenwasser	23
3.2	Auswirkungen auf das Grundwasser	26
4.	<u>AUSWIRKUNGEN AUF DIE ARTENVIELFALT VON PFLANZEN- GESELLSCHAFTEN</u>	45
5.	<u>AUSWIRKUNGEN AUF DIE PFLANZENGESUNDHEIT</u>	49
6.	<u>AUSWIRKUNGEN AUF DIE NAHRUNGSMITTELQUALITÄT</u>	57
7.	<u>AUSWIRKUNGEN AUF DIE ATMOSPHÄRE</u>	65
8.	<u>ZUSAMMENFASSUNG</u>	69
9.	<u>LITERATURVERZEICHNIS</u>	75



1. EINLEITUNG

Düngung und hier vor allem die Mineraldüngung ist nach wie vor eines der wirksamsten Mitteln zur Steigerung der flächenbezogenen Erträge. Bei der derzeitigen Situation am Agrarmarkt ist es für den einzelnen Landwirt nach wie vor sinnvoll, möglichst hohe Flächenerträge zu ernten und zu vermarkten. Dies gilt, so lange der Erlös für ein zusätzliches Kilogramm Erntegut die variablen Kosten der zusätzlichen Produktion übersteigt oder anders ausgedrückt, so lange der Landwirt mit der zusätzlichen Produktion einen positiven Deckungsbeitrag erwirtschaften kann.

Da, wie bereits erwähnt, die Landwirte nach wie vor angehalten sind, möglichst hohe Flächenerträge zu erzielen, besteht vor allem bei mangelnder Sachkenntnis die Gefahr von Mineraldüngerüberdosierungen. Am häufigsten ist dies bei der mineralischen Stickstoffdüngung der Fall. Die mineralische Stickstoffdüngung ist es auch, welche im folgenden entsprechend ihres Stellenwertes im Hinblick auf eine resultierende Umweltbeeinträchtigung vorrangig behandelt wird. Hier soll aber vorwiegend auf die Auswirkungen einer sogenannten "sach- oder fachgerechten Mineraldüngung" eingegangen werden. Dazu muß festgestellt werden, daß jedoch aufgrund der zahlreichen Einflußfaktoren auf eine Düngungsmaßnahme eine ganzheitliche Einschätzung der vorliegenden Situation Schwierigkeiten bereiten kann. Mit "sach- bzw. fachgerechter Düngung" ist wohl meist jene Mineraldüngerdosierung gemeint, die bei optimaler Nährstoffversorgung der Kulturpflanze zu möglichst geringem Verlust von Pflanzennährstoffen in Grund- und Oberflächenwasser und in die Atmosphäre führt.

Die Frage, ob Mineraldüngung positiven oder negativen Effekt auf den Boden hat, gehört jedenfalls zu den am stärksten diskutierten Themen im Bereich der Agrarwissenschaften. Die verschiedenen Fachmeinungen in dieser, oft stark emotionalisierten Debatte, gehen weit auseinander.

2. AUSWIRKUNGEN AUF DEN BODEN

2.1 AUSWIRKUNGEN AUF DIE BODENFRUCHTBARKEIT

Die Humusversorgung ist die wesentlichste vom Menschen beeinflussbare Grundlage für die Bodenfruchtbarkeit. Nährstoffe, die durch Ernte, Erosion, Auswaschung und Verflüchtigung dem Boden entzogen werden, müssen wieder ersetzt werden. Zur langfristigen Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit muß die Nährstoff- und Humusbilanz ausgeglichen sein (UMWELTBUNDESAMT, 1988). Das Ziel der Düngung liegt einerseits in der Pflanzenernährung und andererseits in der Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit.

Ausreichende Humusversorgung ackerbaulich genutzten Bodens, also Zufuhr organischer Substanz, ist auch die wichtigste Voraussetzung für die Bodengare, das heißt für eine dauerhafte Krümelstruktur und für eine hohe biologische Aktivität des Bodens. Je besser sich diese entfalten kann, umso höher ist die Fruchtbarkeit eines Ackers (KLAPP, 1967 und KÄMPF, 1973).

Anders ausgedrückt kann der Begriff "Bodengare" auch als Lebendverbauung der Krümelstruktur durch die bodenständigen Mikroorganismen bezeichnet werden (KOPEINIG, 1986 nach SEKERA, 1951).

Für den Zustand der Bodengare ist die Stabilität und Dauerhaftigkeit der Krümelstruktur maßgeblich. Diese Stabilität drückt sich in einer gesteigerten Widerstandsfähigkeit des Bodens gegenüber Einflüssen wie Regenschlag, Befahren und auch gegenüber Sickerwasserfronten aus (KOPEINIG, 1986 nach SEKERA, 1951).

Auch FLAIG wies 1968 auf die positive Beeinflussung der bodenphysikalischen Eigenschaften durch die organische Substanz hin. Er schreibt ihr günstige Auswirkung auf

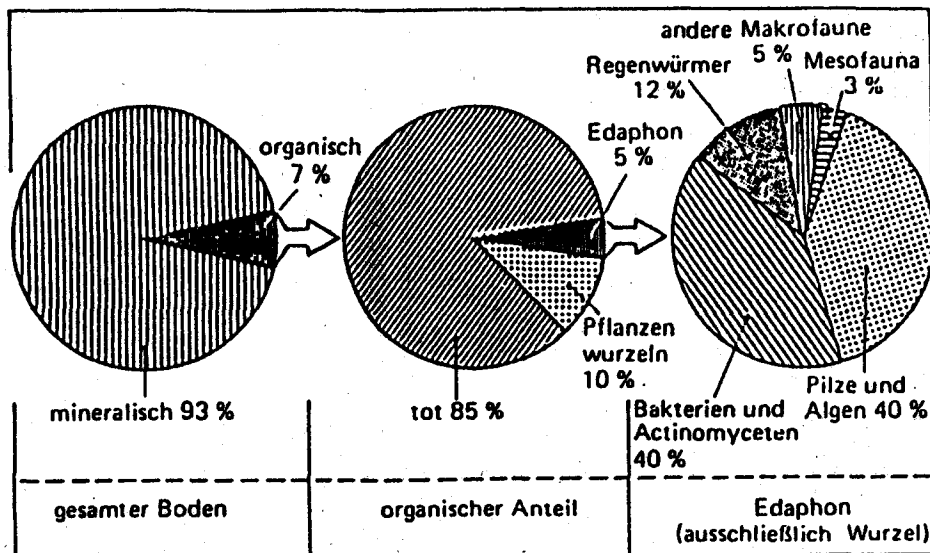
die Anzahl und Verteilung der Hohlräume, die Bodentemperatur und die Umtauschkapazität zu.

Weiters bezeichnet er die Nachlieferung anorganischer Nährstoffe durch Zersetzung abgestorbener Organismen, die Bildung schwerlöslicher Salze durch die doppelte Umsetzung und die Beeinflussung des Redoxpotentials sowie die Bildung von Schwermetallkomplexen als Prozesse, die in starkem Maße vom Vorhandensein organischer Substanz geprägt sind.

Zur organischen Substanz der Böden gehören alle in und auf dem Boden befindlichen abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe sowie deren organische Umwandlungsprodukte (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1984).

Deshalb versteht man unter Humus ebenfalls den Gesamtkomplex aller abgestorbenen organischen Substanzen im Boden, die dort biochemischen Abbau- und Umwandlungsprozessen unterliegen (RUSSELL, 1963; SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1982; SCHEFFER und ULRICH, 1960; in SAUERBECK, 1985).

Abb. 1: Lebende und tote Komponenten eines Wiesenbodens, Wurzeln höherer Pflanzen sind nicht erfaßt. (KOPEINIG, 1986 nach TISCHLER, 1955)



Obwohl die Bodenlebewesen nur einen sehr geringen prozentualen Anteil an der gesamten organischen Substanz darstellen, ist ihre Bedeutung zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit besonders groß.

Humus ist die Voraussetzung für eine Tätigkeit der Bodenmikroorganismen, wobei die biologische Aktivität (Mikroorganismen-tätigkeit) als Indikator für die Bodengesundheit, Bodenfruchtbarkeit und Bodenqualität angesehen werden kann (GHILAROV, 1965, FRANZ, 1975, FOISSNER, 1986 in FOISSNER, 1987).

Pflanzliche und tierische Rückstände werden an der Bodenoberfläche und im Boden meist rasch abgebaut. Ein Teil der so entstandenen einfachen organischen Ausgangssubstanz (z.B. Lignin, schwerzersetzbare Eiweißstoffe) wird nicht vollständig mineralisiert. Es kommt zu einem teilweisen Abbau und über niedermolekulare Zwischenstufen zum Aufbau neuer hochmolekularer Substanzen (Humifizierung). Diese hochpolymeren Substanzen (Huminstoffe) verbinden sich teilweise mit mineralischen Bodenbestandteilen zu Tonhumuskomplexen.

Je nach Ausgangssubstrat, Klima und Bodentyp werden 60 - 70 % der durch Ernterückstände und Wirtschaftsdünger in den Boden eingebrachten organischen Substanz binnen eines Jahres durch Mineralisation wieder abgebaut. Dieser Nährhumus dient vor allem der laufenden Ernährung der Pflanzen.

Die restliche organische Substanz wird durch Humifizierungsvorgänge relativ stabil (JENKINSON und RAYNER, 1977; OBERLÄNDER und ROTH, 1980; SAUERBECK und GONZALEZ, 1977; SAUERBECK und JOHNEN, 1974; SÖCHTING und SAUERBECK, 1982 in SAUERBECK, 1985).

Dieser Dauerhumus hat als höhermolekulare, stabile Verbindung einen besonders günstigen Einfluß auf die physikalischen Eigenschaften des Bodens (SCHARPF, 1971).

Zu den besonders hervorhebenswerten Eigenschaften des Dauerhumus zählen unter anderem die langsame Nährstoffabgabe, das Nährstoffspeichervermögen und damit auch die Verminderung von Nährstoffauswaschung (KOEPP, PETERSON u. SCHAUMANN, 1980).

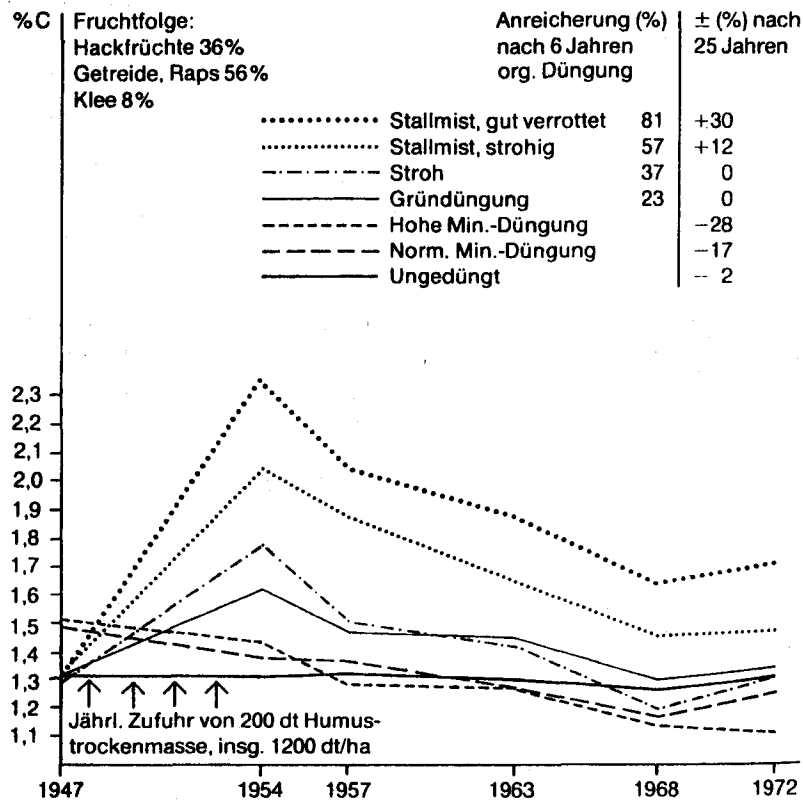
Verschiedene Autoren weisen auf die Vorzüge der langsam fließenden Stickstoffquellen hin (MAGA et al. 1976, SCHUPHAN, 1976), wobei es auch verschiedenste Versuche zur industriellen Herstellung von langsam wirkenden Düngerarten gibt.

Zu Problemen mit der Humusversorgung kommt es vor allem bei viehlos wirtschaftenden Ackerbaubetrieben, wo die traditionelle Stallmistdüngung nicht mehr gegeben ist. Die derzeit in den Agrarwissenschaften gängige Meinung besagt, daß durch intensive und sachgemäße Stroh- und Gründüngung die Stallmistdüngung in der Humusergänzung voll ersetzt werden kann (DIERCKS, 1986).

Wird dem Boden mehr Grün- und Strohmasse zugeführt als der Humusausgleich erfordert, so führt dies jedoch weniger zur Anhebung des Humusspiegels als zu einem rascherem Um- und Abbau der organischen Substanz (DEBRUCK, 1976 in DIERCKS, 1986).

Es ist allerdings noch nicht endgültig geklärt, ob Stroh- und Gründüngung die Bodenfruchtbarkeit nicht nur kurzfristig, sondern auch nachhaltig verbessern können. In der nachfolgenden Abbildung kommt die Überlegenheit des Stallmistes zur dauerhaften Anhebung des Humusgehaltes deutlich zum Ausdruck.

Abb. 2: Veränderung des Humusgehaltes des Bodens im Verlauf von 25 Jahren nach unterschiedlicher organischer und mineralischer Düngung (BACHTHALER, 1977 in DIERCKS, 1986).



Ausschließliche Mineraldüngung führte in dem in Abbildung 2 dargestellten Versuch zu einem steten Abbau der Humussubstanz. Gegen Ende der 25jährigen Versuchsperiode war der Humusverlust bei hohen Mineraldüngergaben deutlich stärker ausgeprägt als bei normalen Gaben. Der Humusgehalt nahm bei ausschließlicher Mineraldüngung um 28 % (hohe Mineraldüngergaben) bzw. um 17 % (normale Mineraldüngergaben) ab.

Nach 25 Versuchsjahren brachte der gut verrottete Stallmist einen Humuszuwachs (gemessen in Kohlenstoff) von 30 %, strohiger Stallmist einen Zuwachs von 12 %. Die Stroh- und Gründüngungsvariante zeigte eine ausgeglichene Humusbilanz.

Im Gegensatz zu BACHTHALER (1977) in SAUERBECK (1985) vertritt SAUERBECK (1985) die Meinung, daß die humus-schaffende Kraft eines organischen Materials weit weniger von seiner Art als vielmehr von dessen verabreichter Menge abhängt.

Stickstoff liegt im Boden zum Großteil organisch gebunden vor und wird erst durch Mineralisierung und Nitrifikation pflanzenverfügbar. Die Höhe der Mineralisierungsraten ist von zahlreichen Faktoren wie Bodenvorrat, Niederschlagsmenge, Temperatur, Bodenbearbeitung, Düngung, usw. abhängig.

Nach KLAPP (1967) in DIERCKS (1986) werden selbst von Böden mit hohem Humusvorrat im Mittel nicht mehr als 50 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr freigesetzt. Dazu kommen noch jene Stickstoffmengen, die durch Niederschläge (6 - 30 kg/ha.a) und durch nicht symbiotische Luftstickstoffbindung 10 - 30 kg/ha.a in den Boden gelangen. Demgegenüber liegen nach SCHEFFER und WALTHER (1988) die vom Boden mineralisierten Stickstoffmengen zwischen 45 und 220 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr.

Durch die Trennung von Pflanzen- und Tierproduktion in der modernen Landwirtschaft steht den reinen Ackerbaubetrieben einerseits kein Stallmist zur Verfügung, andererseits wird aber auch der humusmehrende und oft luftstickstoffbindende (Leguminosen) Feldfutterbau (Klee, Luzerne, usw.) nicht mehr betrieben. Allein durch Stroh- und Gründüngung kann in diesen viehlosen Ackerbaubetrieben der Nährstoffbedarf der Kulturpflanzen auf Dauer meist nicht gedeckt werden. Um diesen Nährstoffbedarf auch ohne Viehwirtschaft decken zu können, wird verstärkt Fremdenergie in Form von Mineraldüngeranwendung eingesetzt. Dies bedeutet bei Aufgabe der Viehwirtschaft durch landwirtschaftliche Betriebe eine praktisch automatische Erhöhung des Mineraldüngereinsatzes.

Tab. 1: Nährstoffentzug in kg Reinnährstoffe pro ha in gut mit P_2O_5 und K_2O versorgten Böden (nach BACHTHALER, 1976 in DIERCKS, 1986).

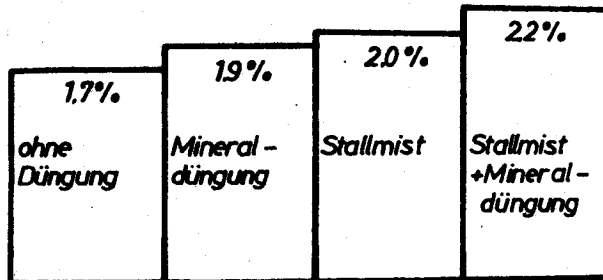
Kultur	Ertragsleistung					
	dt/ha	N	P_2O_5	K_2O	CaO	MgO
Weizen	50	150	60	120	35	20
Körnermais	70	210	95	210	60	60
Zuckerrübe	500	225	95	325	75	75

Daß landwirtschaftliche Produktion bei sinnvoller Kombination von Ackerbau und Viehhaltung unter Verzicht auf volle Ausschöpfung des jeweiligen Ertragspotentials auch ohne Mineraldüngung möglich ist, beweisen die Erfolge des biologischen Landbaues. Gerade im vom biologischen Landbau angestrebten Ziel möglichst geschlossener Betriebskreisläufe bei gleichzeitiger Minimierung des Fremdenergieeinsatzes liegt ein wesentlicher Beitrag des biologischen Landbaues zum Bodenschutz (UMWELTBUNDESAMT, 1988).

Mineraldüngung dient in erster Linie der Pflanzenernährung und kann auch direkt (Kalk) oder indirekt (Produktion organischer Substanz) dem Boden dienen (UMWELTBUNDESAMT, 1988). Das heißt, daß durch mineralische Düngung zwar vorrangig erhöhte Ernten erzielt werden, gleichzeitig wird aber auch der Boden mit größeren Mengen an Wurzel- und Ernterückständen, die Voraussetzung für die Humusbildung sind, versorgt.

Nach SAUERBECK (1985) haben alle einschlägigen Feldversuche gezeigt, daß eine Kombination von organischer und mineralischer Düngung mehr Humus produziert, als jede der beiden Düngungsformen allein. Dies wird durch die vermehrte Rückführung von organischer Masse in den Boden erklärt.

Abb. 3: Einfluß der Düngung auf den Humusgehalt im Boden im Mittel von sieben Dauerversuchen (FRÜCHTE-NICHT et al., 1979 in SAUERBECK, 1985)



Gegenüber ungedüngten Kontrollparzellen erhöhte sich sowohl bei rein mineralischer Düngung als auch bei reinen Stallmistgaben der Kohlenstoffgehalt als Meßgröße für den Humusgehalt. Die stärksten Steigerungen waren bei kombinierter organischer und mineralischer Düngung zu verzeichnen.

Tab. 2: Humusgehalt in der Krume (0-20 cm) verschieden gedüngter Teilstücke eines 70jährigen Dauerversuches (KÖRSCHENS, 1978; in DIERCKS, 1986).

Düngung	Kohlenstoff(C)%		Stickstoff(N)%	
	ohne NPK	mit NPK	ohne NPK	mit NPK
ohne Stallmist	1,58	1,86	0,133	0,155
mit 200 dt Stallmist (2jährig)	1,96	2,14	0,153	0,187
mit 300 dt Stallmist (2jährig)	2,05	2,22	0,172	0,192

NPK: Stickstoff-Phosphor-Kaliumdüngung

Aus Tabelle 2 ist zu ersehen, daß sowohl reine NPK-Düngung als auch reine Stallmistdüngung sowohl den Kohlenstoff- als auch den Stickstoffgehalt des Bodens erhöht haben. Stallmist zeigt den stärkeren Effekt.

Die in Abbildung 3 und in Tabelle 2 der dargestellten Versuchsergebnisse von FRÜCHTENICHT (1979) und von KÖRSCHENS (1978) stehen in krassem Gegensatz zu den in Abbildung 2 dargestellten Ergebnissen von BACHTHALER (1977), der nachweist, daß ausschließlich mineralische Düngung zu stärkeren Humusverlusten führt, als der Verzicht auf jegliche Düngungsmaßnahme.

Die durch Düngung und Fruchtfolge erreichbaren Gehaltsänderungen an Humus sind zwar nicht eklatant hoch, doch bedeutet eine nur 10 %ige Abnahme des Humusgehaltes eine möglicherweise drastische Verminderung der Strukturstabilität, Wasserspeicherfähigkeit und eine Verschlechterung des Bodenlufthaushaltes. Abnahme des Humusgehaltes führt meist zu erhöhter Erodierbarkeit, Verschlammungsneigung und Verdichtungsgefahr der Böden (BOEKEL, 1974 in SAUERBECK 1985).

Mit der Phosphatdüngung werden verschiedene Schwermetalle, vor allem Cadmium, aber auch Zink, Kupfer, Quecksilber, Arsen und Uran in den Boden eingebracht. Rohphosphate enthalten je nach Herkunft und geologischer Entstehung < 1 - 75 mg, in Einzelfällen bis zu 150 mg Cd/kg, 400 - 6000 mg Zn/kg, 10 - 1000 mg Hg/kg und bis zu 300 mg As (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN, 1985). Bezogen auf kg P_2O_5 enthält das Phosphat zwischen 3 (UdSSR) und 225 (Senegal) mg Cd (ISERMANN, 1983).

In der Bundesrepublik Deutschland wird mit einem durchschnittlichen Cadmiumeintrag durch Phosphatdüngung von 3 - 5 g/ha und Jahr gerechnet (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN, 1985). In Österreich rechnet man mit einem

durchschnittlichen Eintrag von 1 - 3 g Cd/ha und Jahr (UMWELTBUNDESAMT, 1988). Die Anreicherung von Cadmium, Zink, Arsen und Uran durch Phosphatdüngung wird vom RAT VON SACHVERTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1985) als gering bezeichnet, wobei bilanzmäßig der Cadmиеintrag aus Phosphordüngern als fast ebensogroß bezeichnet wird wie derjenige aus Luftverunreinigungen.

In der österreichischen Düngemittel-Typenverordnung (1986) ist der maximale Cadmiumgehalt im Phosphatdünger mit 120 mg Cd/kg P₂O₅ geregelt. Im Gegensatz dazu gibt es in der Europäischen Gemeinschaft derzeit keine gesetzliche Begrenzung des Cadmiumgehaltes in Phosphatdüngern.

Der RAT DER SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1985) bezeichnet den Eintrag von Cadmium in den Boden als irreversibel und besonders gefährlich und fordert daher eine sorgfältige Überwachung dieser Entwicklung.

Zusammenfassung - Bodenfruchtbarkeit

Die Humusversorgung ist eine wesentliche Grundlage für die Bodenfruchtbarkeit. Sämtliche biologischen Parameter wie Regenwurmbesatz, mikrobiologische Biomasse und Enzymaktivität sind eng an die Zufuhr organischer Substanz bzw. an den Humusgehalt gebunden (UMWELTBUNDESAMT, 1988).

Zur Frage, ob eine ausschließlich mineralische Düngung im Ackerbau den Humusgehalt erhöht, unbeeinflusst läßt oder erniedrigt, liegen unterschiedliche Versuchsergebnisse vor. Auch zur Frage, welche Form der organischen Düngung den Humusgehalt langfristig am besten beeinflusst, gehen die Meinungen der Autoren auseinander. Relative Einigkeit besteht darüber, daß auch bei sonst ausschließlich mineralischer Düngung eine negative Humusbilanz durch geeignete Fruchtfolgen, Einarbeitung von Ernte- und Wurzelrückständen und von Gründüngungspflanzen vermieden werden kann (UMWELTBUNDESAMT, 1988).

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß zumindest in viehlos wirtschaftenden Ackerbaubetrieben bei den derzeit geltenden Rahmenbedingungen für die landwirtschaftliche Produktion die Möglichkeiten der organischen Düngung nicht ausreichen, um die Ertragserwartungen der Landwirte zu befriedigen.

Um in solchen Betrieben den Ertragserwartungen nachkommen zu können, müssen Düngergaben in mineralischer Form gegeben werden. Damit sich das Ergebnis einer Düngungsmaßnahme positiv auf die Bodenfruchtbarkeit auswirken kann, ist die Mineraldüngung mit organischen Düngergaben, am besten mit Gaben von gut verrottetem Stallmist zu kombinieren.

Der durch Phosphatdüngung verursachte Cadmиеintrag in die Böden kann als relativ gering bezeichnet werden (RAT DER SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN, 1985). Trotzdem müssen sämtliche Faktoren die zu Cadmиеintrag in die Böden führen genau kontrolliert und beobachtet werden.

2.2 AUSWIRKUNGEN AUF DAS BODENLEBEN

Intensiv bewirtschaftete Ackerböden sind zumeist äußerst reichlich mit Stickstoff, Phosphor und Kalium versorgt. Für Mikroorganismen ist in solchen Böden fast immer Kohlenstoff das limitierende Element. Durch Mineraldüngung können demnach nur dann direkte Reaktionen ausgelöst werden, wenn entweder gleichzeitig organische Substanz mit weitem C/N-Verhältnis in den Boden eingebracht wird, oder die bodeneigene organische Substanz Kohlenstoffgerüste enthält, die mikrobiell verwertbar sind. Ist eine dieser Grundvoraussetzungen erfüllt, so wird der Celluloseabbau durch NPK-Düngung gefördert (DOMSCH, 1985).

Die Möglichkeit zur Immobilisierung von überschüssigem Stickstoff, also zur Festlegung von Stickstoff in Mikroorganismen-substanz ist allerdings relativ gering. Selbst unter günstigen Annahmen wird nur ca. 500 kg Kohlenstoff/ha mikrobiell verfügbar, sodaß sich rechnerisch eine maximale mikrobiell festlegbare Menge von 25 kg Stickstoff/ha ergibt (DOMSCH, 1985). Dieses relativ geringe Puffervermögen des Bodens gegenüber Stickstoff-Überschuß unterstreicht die Bedeutung sparsam dosierter Düngermengen.

Nach DOMSCH (1985) wird auch durch die indirekte Wirkung der Mineraldüngung über verstärktes Wurzelwachstum und vermehrte Wurzelausscheidungen die Bodenmikroflora gefördert.

Eine von BERGER et al. (1986) durchgeführte Studie zur Wirkung von Mineraldüngern und Kalk auf die Mikrofauna eines Almweidebodens ergab auch bei hohen Dünger- und Kalkmengen (NPK 600 kg/ha, Thomasphosphat 600 kg/ha und Kalk 4.000 kg/ha) keine ernstliche Beeinträchtigung der Testaceen- und Ciliatenbiozöosen. Dagegen erhöhte Thomasphosphat die Biomasse der Testaceen signifikant. NPK, Ammoniumsulfat und hohe Mengen an Kalk reduzierten zumindest wenige Wochen nach der Anwendung die Abundanz der Nematoden.

In einer 1986 veröffentlichten Untersuchung von LÜFTENEGGER et al. wird der Einfluß organischer und mineralischer Dünger auf die Bodenfauna einer planierten, begrünte Schipiste oberhalb der Waldgrenze untersucht. Dabei stellte sich heraus, daß sowohl Gaben der beiden organischen Dünger als auch von Mineraldünger zu einer signifikanten Steigerung des Bodenlebens gegenüber der ungedüngten Kontrollparzelle geführt haben. Die beiden organischen Dünger bewirkten einen signifikant höheren Anstieg der organischen Substanz, der Abundanzen sowie Biomassen der Ciliaten und Nematoden.

In Tabelle 3 werden die Ergebnisse eines 30jährigen Düngungsversuchs gezeigt. Auch hier nimmt die Zahl der Bodenorganismen allein durch Mineraldüngung (NPK+Ca) beträchtlich zu. Dieser Effekt wird allerdings durch eine zusätzliche Stallmistgabe wesentlich verstärkt.

Tab. 3: Einfluß der Düngung auf Bodenorganismen in Relativwerten (RÜBENSAM und STEINBRECHER, 1968 in DIERCKS, 1986).

Düngung	Bakterien	Aktinomyzeten	Pilze	Collembolen	Milben
ungedüngt					
seit 1937	100	100	100	100	100
NPK + Ca	199	153	87	141	141
NPK + Ca + 300 dt Stallmist	398	277	96	221	207

FOISSNER (1987) kommt in einem Vergleich zwischen biologisch und konventionell bewirtschafteten Getreidefeldern zur Erkenntnis, daß in den biologisch bewirtschafteten Schlägen zwar mehr Bodenorganismen, eine stärkere Boden-

atmung, eine erhöhte Enzymaktivität und ein höherer Humusgehalt gegeben sind, daß aber nur wenig davon mit hoher statistischer Wahrscheinlichkeit abgesichert werden kann. Der Autor nimmt an, daß genannte Unterschiede insbesondere auf das bessere Humusmanagement im biologischen Landbau zurückzuführen sind.

Auch in den weiterführenden Arbeiten von FOISSNER (1989) stellte sich heraus, daß die untersuchten bodenzöologischen Parameter zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Acker- und Grünlandstandorten nicht statistisch signifikant unterschiedlich sind. Im Artenspektrum und in der Dominanzstruktur der Protozoen (Einzeller) konnten keine auffallenden Unterschiede nachgewiesen werden. Es weisen jedoch alle mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $< 10\%$ absicherbaren Unterschiede in Richtung einer höheren biologischen Aktivität der ökologisch bewirtschafteten Parzellen. Ursache dafür dürfte der höhere Humusgehalt und die geringere Verdichtung des Bodens biologisch bewirtschafteter Flächen sein.

Tab. 4: Vergleich des Edaphons und einiger abiotischer Faktoren in je 5 ökologisch und konventionell bewirtschafteten Acker- und Grünlandböden¹⁾ (FOISSNER et al., 1987).

Parameter	ökol. bewirt.	konv. bewirt.	ANOVA
TESTACEEN			
Abundanz/g TM	878	751	0,25<P>0,1
Biomasse mg/1000g TM	37,5	27,9	P<0,05
Artenzahl	26	24	P<0,05
Diversität (Shannon-Weaver; ln)	2,8	2,6	NT
Eveness	0,9	0,9	NT
Verhältnis belebte:unbelebte	1:1,3	1:1,5	NT
CILIATEN			
Abundanz/g TM (aktiv)	1,4	0,2	P<0,1
Abundanz/g TM (Kultur)	1027	1285	P>0,1
Biomasse mg/1000g TM (Kultur)	19,8	27,5	P>0,1
Artenzahl (Kultur)	46	45	P>0,1
Diversität (Shannon-Weaver; ln)	2,1	2,1	NT
Eveness	0,7	0,7	NT
NEMATODEN			
Abundanz/g TM	102	80	P<0,05
LUMBRICIDEN			
Abundanz/m ²	174	181	P>0,1
Biomasse g/m ²	134	143	P>0,1
Artenzahl	10	11	P>0,1
MIKROFLORA			
CO ₂ -Abgabe mg/100g TM	85	85	P>0,1
Katalase-Aktivität ml O ₂ /g TM	3,6	3,1	P<0,05
Urease-Aktivität mg N/g Tm	0,19	0,17	P>0,1
Saccharase-Aktivität mg C ₆ /g TM	0,54	0,58	P>0,1
ABIOTISCHE FAKTOREN			
Bodenwasser (% der TM)	31	31	NT
Humus (%)	7,5	6,5	P>0,1
C/N Verhältnis	7,7	7,8	NT
Raumgewicht g/cm ³	0,86	0,89	NT

1) Die Werte sind das arithemische Mittel aus der Untersuchung von drei ökologisch und drei konventionell bewirtschafteten Mähwiesen sowie von zwei ökologisch und zwei konventionell bewirtschafteten Weizenfeldern. In diesen 10 Probeflächen wurden je viermal die Testaceen, die Ciliaten, die Nematoden, die Mikroflora und der Wassergehalt des Bodens untersucht. Der Stichprobenumfang für die Varianzanalyse (ANOVA) ist daher n = 40. Die Regenwürmer und die übrigen abiotischen Faktoren wurden nur einmal untersucht. Für sie ist der Stichprobenumfang daher n = 10. TM = Trockenmasse des Bodens.

Die Varianzanalyse zeigt zum Teil statistisch signifikante Unterschiede zwischen den ökologisch und konventionell bewirtschafteten Parzellen. Die Differenzen weisen in den meisten Fällen, besonders aber bei den Testaceen und Nematoden, eine höhere Abundanz, Biomasse und Artenzahl in den ökologisch bewirtschafteten Flächen aus. Bei den Lumbriciden ist dagegen ein Trend zu einer höheren Abundanz in den konventionellen Parzellen erkennbar. Insgesamt zeigen sich aber so wie bei den Ciliaten keine signifikanten Unterschiede. Von den mikrobiologischen Parametern ist die Katalase-Aktivität in den ökologisch bewirtschafteten Böden signifikant höher. Bei den abiotischen Faktoren zeigen sich insgesamt keine auffallenden Unterschiede, jedoch ist der Humusgehalt in den ökologisch bewirtschafteten Flächen im Durchschnitt um 15 % höher als in den konventionellen Parzellen. Auffallende Unterschiede im Artenspektrum und der Dominanzidentität der Ciliaten und Testaceen sind bisher nicht erkennbar (FOISSNER et al., 1987).

KROMP (1985) fand im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Feldern in biologischen Schlägen sowohl eine höhere Arten- und Individuendichte, als auch eine gleichmäßigere Dominanzverteilung und eine höhere Diversität der Laufkäferfauna.

HUBER (1985) in FOISSNER (1987) stellte auf biologisch bewirtschafteten Flächen ebenfalls einen größeren Mikroorganismenbesatz fest.

In einer Arbeit von LEE (1985) wird der Einfluß von Düngung auf Regenwürmer dargestellt. Die verschiedenen Regenwurmartensorten reagieren sehr empfindlich auf pH-Wertverschiebungen nach unten. Der kritische pH-Wert, unter dem sich bei mitteleuropäischen Verhältnisse pH-Wertänderungen auf die Regenwurmpopulation auswirken liegt zwischen 4,5 und 5,0. Ab diesem pH-Bereich dürfte sich

die Anwendung sauer reagierender Düngemittel (z.B. Ammoniumsulfat) negativ auf die Regenwurmpopulation auswirken.

Auch aus einer 1989 von MA, BRUSSAARD und DE RIDDER durchgeführten Arbeit zur Beeinflussung der Regenwürmer im Grünland durch mineralische Stickstoffdüngemittel geht hervor, daß ein Absinken des pH eine ungünstige Auswirkungen auf die Population haben kann. Während Ammonsulfat zu einem starken Absinken des pH - Wertes führte und damit in den meisten Fällen eine Beeinträchtigung der Regenwurmpopulation bewirkte, konnte dieser Effekt bei Ammonnitrat + Kalk nicht oder nur kaum beobachtet werden. Die Größenordnung der Beeinflussung war von der Art der Regenwürmer sehr stark abhängig. Einzelne Arten wurden bei einer Düngung von 180 kg N/ha im Fall von Ammonsulfat auf 10% der Ausgangsabundanz reduziert, andere wiederum (*Lumbricus rubellus*) erwiesen sich als verhältnismäßig tolerant gegenüber niedrigen pH - Werten.

In einer Arbeit von SIEPEL und DE BUND (1988) wird der negative Einfluß der Stickstoffdüngung auf Mikroarthropoden im Grünland im Vergleich zu anderen Bewirtschaftungselementen wie Mähen oder Beweiden herausgestrichen.

Auf Ackerland führt organische Düngung bei gleich hohen Stickstoffgaben zu einer ausgeprägteren Steigerung der Regenwurmpopulation als Mineraldüngung. Dies wird auf das durch organische Düngung vermehrte Nahrungsangebot für Regenwürmer (organische Substanz) zurückgeführt (EDWARDS und LOFTY, 1982 in LEE, 1985).

Superphosphat enthält viel freies Phosphat und reagiert stark sauer, sodaß direkter Kontakt mit Regenwürmern oder Superphosphatgaben auf sauren Boden die Regenwurmpopulationen beeinträchtigen kann.

Bei rein mineralischer Düngung nimmt die Populationsdichte der Regenwürmer bei Stickstoffgaben über 150 kg/ha (GERARD und HAY, 1979 in LEE, 1985) ab. Nach ZAJONE (1975) in LEE (1985) wird die Artenvielfalt innerhalb der Regenwurmpopulation bei Stickstoffgaben über 200 kg/ha vermindert.

Daß die mit Leguminosen in Symbiose lebenden Rhizobien-Bakterien atmosphären Stickstoff binden können, ist eine seit dem Ende des vergangenen Jahrhunderts bekannte Tatsache.

Tab. 5: Mengen an gebundenem Stickstoff (RHEINWALD, 1933 in BOGUSLAWSKI, 1981).

Pflanze	N in kg/ha
Ackerbohne	268
Gelbklees	175
Futterwicke	168
Serradella	66
Futtererbse	95

Auf Grund der beim Zwischenfruchtanbau meist stark verkürzten Vegetationszeit kann jedoch im allgemeinen nur mit einem Gewinn von 30-60 kg Stickstoff/ha gerechnet werden (BOGUSLAWSKI, 1981). Demgegenüber kann nach GEISLER (1980) bei Körnerleguminosenanbau auch mit Stickstoffmengen von über 60 kg gerechnet werden. Neben den symbiontischen Knöllchenbakterien kann atmosphärischer Stickstoff auch von freilebenden Bodenbakterien (Azotobacter chroococcum und Clostridium-Arten) gebunden werden. In Westeuropa liegt der durch diese Bakterien erarbeitete Stickstoffgewinn bei 10-30 kg/ha und Jahr.

Sowohl bei der symbiontischen als auch bei der nicht-symbiontischen Stickstoffbindung handelt es sich um Luftstickstoff der kostenlos und ohne Fremdenergieauf-

wand dem Boden zugeführt wird (DIERCKS, 1986). Dabei gilt es als unumstritten, daß mineralische Stickstoffdüngung diese mikrobielle Luftstickstoffassimilation im Boden herabsetzt. Gängige Praxis ist jedoch auch bei den Leguminosen eine Startdüngung zum Ausgleich des Stickstoff-Defizites. Die Sinnhaftigkeit dieser Startdüngung ist derzeit jedoch umstritten, verschiedene Forschungsergebnisse deuten auf eine Herabsetzung der symbiontischen Luftstickstoffassimilation durch die mineralische Düngung hin.

Die durch Leguminosen in den Boden gebrachte Stickstoffmenge muß natürlich bei der Düngung der Folgekultur beachtet werden. Hier liegt eine der zahlreichen Fehlerquellen bei der Berechnung der auszubringende Stickstoffmenge in der Abschätzung des im Boden verbleibenden Stickstoffes. Jedenfalls ist nach der Ernte von Leguminosen großer Wert auf raschen Anbau einer Folgekultur zu legen um Stickstoffauswaschungen in den Untergrund und anschließend in das Grundwasser zu vermeiden. Den in dieser Hinsicht günstigsten Effekt zeigt die Einsaat von Untersaaten, die nach der Ernte der Leguminosen den im Boden vorhandenen auswaschungsträchtigen Stickstoff verwerten können.

Zusammenfassung - Bodenleben

Die vorliegenden bodenbiologischen Arbeiten legen den Schluß nahe, daß die bei biologisch bewirtschafteten Parzellen meist etwas besseren bodenbiologischen Werte vor allem auf den höheren Humusgehalt und eventuell auch auf die geringere Bodenverdichtung dieser Parzellen zurückzuführen sind (FOISSNER, 1989).

Bei planierten Schipisten, welche als stark beeinträchtigte Böden gelten können, bewirkten sowohl Gaben von organischem Dünger als auch von Mineraldünger signifikante Steigerungen des Bodenlebens gegenüber ungedüngten

Kontrollparzellen. Organische Düngung führte zu einem signifikant höheren Anstieg der organischen Substanz und der Abundanzen sowie Biomassen der Ciliaten und Nematoden als Mineraldüngung (LÜFTENEGGER et al., 1986).

Ein 30jähriger Dauerversuch brachte eindeutige Steigerungen der Anzahl von Bodenorganismen durch Mineraldüngung aber eine wesentlich stärkere Steigerung bei Kombination der Mineraldüngung mit Stallmistgaben (RÜBENSAM und STEINBRECHER, 1968 in DIERCKS, 1986).

Regenwurmpopulationen reagieren auf pH-Wertabsenkungen ab einem Bereich von pH 4,5 - 5,0 sehr sensibel. Eine derartige pH-Wertabsenkung kann durch die Anwendung sauer reagierender Düngemittel (z.B. Ammoniumsulfat) verursacht werden (LEE, 1985).

Auf Ackerland führt bei gleichen ausgebrachten Stickstoffgaben organische Düngung auf Grund des vermehrten Nahrungsangebotes für Regenwürmer zu einer ausgeprägteren Steigerung der Regenwurmpopulation als Mineraldüngung (EDWARDS und LOFTY, 1982 in LEE, 1985). Bei rein mineralischen Stickstoffgaben über 150 kg/ha nimmt die Populationsdichte der Regenwürmer ab (GERARD und HAY, 1979 in LEE, 1985).

Die mikrobielle Luftstickstoffassimilation im Boden dürfte durch mineralische Stickstoffdüngung beeinträchtigt werden.

Wird eine Mineraldüngung durchgeführt, so sollte sie jedenfalls mit organischer Düngung kombiniert werden. Organische Düngung vermag das Bodenleben stärker positiv zu beeinflussen als Mineraldüngung.

3. AUSWIRKUNGEN AUF DAS GRUND- UND OBERFLÄCHENWASSER

3.1. AUSWIRKUNGEN AUF DAS OBERFLÄCHENWASSER

Nährstoffausträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Oberflächenwasser sind zum aller größten Teil erosionsbedingt.

Aus diesem Grund ist der Eintrag von Pflanzennährstoffen direkt von sämtlichen erosionsfördernden und erosionshemmenden Faktoren abhängig. Grundlegende Voraussetzung für das Angreifen sowohl von Wasser- als auch von Winderosion sind mangelnde Bodenstruktur und offenliegender, ungeschützter Boden. Hanglänge und Bearbeitungsrichtung haben ebenso wie die Einebnung von Geländestufen und Terrassentritten und der Wegfall anderer landschaftsstrukturierender Elemente entscheidenden Anteil an den zunehmenden Erosionsproblemen (UMWELTBUNDESAMT, 1988).

Neben dem erosionsbedingten Nährstoffaustrag kommt es zu unmittelbaren Nährstoffabschwemmungen, wenn Dünger, insbesondere Gülle, auf gefrorene oder schneebedeckte Flächen ausgebracht wird. Zu unmittelbaren Nährstoffabschwemmungen kann es auch bei nur mäßig hängigen Lagen im Falle von Starkregenereignissen kommen.

Von erosionsbedingten beziehungsweise unmittelbaren Nährstoffausträgen in das Oberflächenwasser sind sowohl organische als auch mineralische Dünger betroffen.

Von den Nährstoffen, die in Oberflächengewässer geraten, haben Stickstoff und Phosphor die größte Bedeutung.

Durch die starke Sorption von Phosphor an die Bodenpartikel (Adsorption an Tonminerale, Eisen- und Aluminiumoxide) kommt es kaum zu Auswaschungserscheinungen.

nungen in das Grundwasser, sondern hauptsächlich zu horizontaler Verfrachtung des Phosphors aus oberflächennahen Schichten.

Die durch Erosion landwirtschaftlich genutzter Böden verlorengelassenen Phosphormengen belaufen sich in ungünstigen Fällen (fehlende Vegetationsdecke) anlässlich eines Einzelereignisses (Starkregen) auf zirka 0,4 bis zu 1 kg Phosphor-gesamt/ha. Demgegenüber können die durch unmittelbare Abschwemmung von Dünger auftretenden Phosphorabträge 3 kg P-ges./ha pro Einzelereignis erreichen (Düngung auf gefrorenen Boden). Zu besonders hohen Abschwemmungen kommt es beim Zusammenwirken von Schneeschmelze und Starkregenereignissen, die dabei abgespülten Phosphormengen können 7 kg P-ges./ha und Jahr erreichen (SAMPL, 1986).

Phosphor ist in aller Regel der wachstumsbegrenzende Faktor in Oberflächengewässern. Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer kann daher zu einer rasanten Vermehrung im Bereich des Phyto- und Zooplanktons führen.

Die enorme Produktion an Biomasse bewirkt bei Dunkelheit eine gesteigerte Atmungsaktivität, die zusätzlich von sauerstoffzehrenden Abbauprozessen überlagert wird und zu großen Sauerstoffdefiziten mit Fäulnisvorgängen führen kann. Im meist am Grund solcher Gewässer abgelagerten Sapropel (Faulschlamm) kann es zur Bildung von H_2S und CH_4 kommen. Zahlreiche Wasserorganismen verlieren unter diesen Bedingungen ihre Lebensgrundlage und sterben ab, im Extremfall "kippt" das Gewässer um.

Auch Stickstoff hat, wenn auch nicht im selben Ausmaß wie Phosphor, einen Anteil an der Nährstoffanreicherung der Gewässer (SAMPL, 1986). Stickstoff zeichnet sich im Gegensatz zu Phosphor durch seine Mobilität im Boden aus und wird demnach auch vertikal verlagert.

Die oberflächlich abgeschwemmte Stickstoffmenge betrug in einem von WELTE und TIMMERMANN (1974 bis 1976) im Raum Göttingen abgehaltenem Catchment - Versuch weniger als einen Kilogramm pro Hektar und Jahr.

Bei diesem Versuch handelte es sich um ein zirka fünf Quadratkilometer großes Einzugsgebiet eines Gewässers dritter Ordnung in dem eine landwirtschaftlich intensiv genutzte Hangfläche mittels Erosionsmeßanlage beobachtet wurde. Beachtenswert war vor allem die Tatsache, daß auf unmittelbar angrenzenden Grünlandparzellen trotz starker Hangneigung kein Oberflächenabfluß festgestellt werden konnte.

Zusammenfassung - Oberflächenwasser

Sämtliche Nährstoffausträge sind in hohem Maß von den örtlichen Gegebenheiten wie Hangneigung und Pflanzenbewuchs sowie auch von besonderen Umständen wie erhöhter Niederschlagstätigkeit aber auch von der Düngepraxis abhängig.

Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer können örtlich zu schwerwiegenden Eutrophierungserscheinungen führen, wovon insbesondere sensible Bereiche wie Seen, Tümpel und Teiche betroffen sind.

Da die Lebensfähigkeit solcher Biotope von der Aufrechterhaltung einer relativen Nährstoffarmut abhängig ist, stellt jede Nährstoffzufuhr eine potentielle Gefährdung dar und sollte daher unterbleiben.

3.2 AUSWIRKUNGEN AUF DAS GRUNDWASSER

Die Landwirtschaft erhöht mit Düngungsmaßnahmen vor allem die Menge der löslichen Salze im Boden. Diese höheren Nährstoffgehalte stehen in direktem Zusammenhang mit der Gefahr eines Nährstoffaustrages in das Grundwasser. Besonders stickstoffhaltige Düngemittel stehen seit dem vermehrten Auftreten erhöhter Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Kreuzfeuer der Kritik.

Nach Ausführungen des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK) 1988 ist die Landwirtschaft als Hauptquelle für die Nitratbelastung des Grundwassers anzusehen. Neben dem Eintrag durch die Landwirtschaft dürften jedoch auch Leckagen der kommunalen Abwasserentsorgungssysteme bzw. undichte Güllegruben einen gewissen Einfluß haben.

Auf die humantoxikologischen Auswirkungen von Nitratge-
nuß wird im Kapitel 6. Auswirkungen auf die Nahrungs-
mittelqualität eingegangen.

Tab. 6: Mineralstoffauswaschung nach 36-jährigen Lysi-
meteruntersuchungen (AMBERGER, 1976 in DIERCKS,
1983).

	Grobsand pH 6,4	humoser Lehm pH7,2	schluffiger Lehm pH 6,8
P	1,8	0,2	0,5
K	21,8	14,2	19,4
Mg	71,8	92,5	93,8
Ca	313,9	441,6	358,8
N	50,0	72,8	73,6

Angaben in kg/ha.a

Die in Tabelle 6 dargestellten Ergebnisse einer 36 Jahre dauernden Lysimeteruntersuchung soll einen Eindruck über die Relation der ausgewaschenen Pflanzennährstoffe bei unterschiedlichen Bodenverhältnissen geben.

Nach bisherigem Kenntnisstand kann die Befruchtung des Grundwassers mit Calcium und Magnesium als, für die menschliche Gesundheit nicht problematisch angesehen werden.

Die Auswaschung von Phosphor in das Grundwasser scheint auf Grund der geringen ausgewaschenen Mengen vernachlässigbar zu sein. Sie beläuft sich für Phosphor auf meist weniger als 0,3 kg P-ges./ha und Jahr bei feinkörnigem Boden und ist nahezu unabhängig von Form und Höhe der Phosphordüngung (DVWK, 1988).

Ähnliche Ergebnisse zeigten auch die Untersuchungen von SAMPL (1986), wonach für österreichische Verhältnisse der Phosphoraustrag mit dem Sickerwasser im Mittel 0,06 kg P-ges./ha und Jahr beträgt. Die Phosphorkonzentrationen liegen nach DVWK (1988) in den tieferen Bodenschichten (1m) in einem Bereich von 0,01 bis 0,1 mg/Liter Bodenlösung. In Einzelfällen können manche Bakterien schwerlösliche Phosphate in geringem Ausmaß mobilisieren (DVWK, 1988). Zu Auswaschungserscheinungen kann es außerdem bei sauren Böden (ehemalige Moorgebiete) kommen, da Phosphat unter diesen Verhältnissen transportabel ist.

Im folgenden soll kurz auf die Kaliumdüngung und anschließend, wegen ihrer größeren ökologischen Bedeutung, ausführlicher auf die Stickstoffauswaschung in das Grundwasser eingegangen werden.

Die Auswaschungsgefahr für Kalium ist relativ gering. Der Kalium-Austrag schwankt jedoch in Abhängigkeit von der Sorptionskraft des Bodens stärker als der Phosphoraustrag.

Kaliumdünger müssen jedoch als eine der Quellen für die in den letzten Jahren erhöhte Chloridbelastung des Grundwassers angesehen werden. Ca. 90% des in Österreich eingesetzten Kaliumdüngers entfallen auf KCl, wobei Cl^- , das nicht oder kaum im Boden gebunden wird, relativ leicht der Auswaschung unterliegt und daher mit dem Sickerwasser in das Grundwasser gelangen kann. Die derzeit nachgewiesenen Cl^- - Gehalte haben keine erwiesenermaßen schädliche Wirkung auf die menschliche Gesundheit. Durch die Aggressivität der Cl^- - Ionen gegenüber Leitungen, Armaturen und den dadurch in Lösung gehenden Schwermetallen wie Cadmium, Zink, Nickel und Chrom kann aber die Cl^- - Konzentration im für Trinkwasserzwecke genutzten Grundwasser durchwegs auch humantoxikologische Bedeutung erlangen (UMWELTBUNDESAMT, 1988).

Um die komplexen Zusammenhänge, die zur Nitratauswaschung führen, erkennen zu können, ist die Kenntnis des Stickstoffumsatzes im Boden von besonderer Bedeutung. Aus diesem Grund soll nun hier gesondert auf die Stickstoffumsetzungsvorgänge im Boden eingegangen werden.

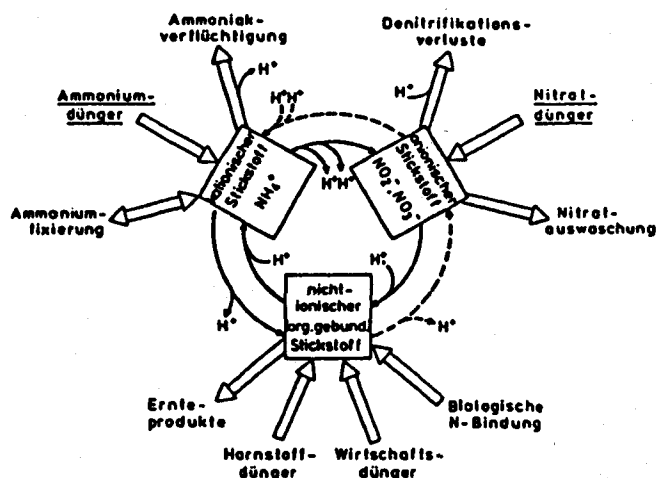
Der größte Teil des im Boden vorhandenen Stickstoffes liegt in organisch gebundener Form vor (90 bis 95 %), es handelt sich dabei um Aminosäuren, Amide, Amino Zucker und um nicht mit Salzsäure hydrolysierbare Substanzen (SCHEFFER und WALTHER, 1988). Dieser organisch gebundene Stickstoff ist als solcher für die Pflanzen zunächst nicht direkt verfügbar. VIRTANEN stellte allerdings schon 1968 fest, daß Pflanzenwurzeln organische Substanzen bis zu einem Molekulargewicht von 500 aufnehmen können. Auf diese Tatsache soll später im Kapitel "Auswirkung auf die Pflanzengesundheit" noch näher eingegangen werden.

Es bleiben ca. 5 bis 10 % Stickstoff, die in anorganischer Form, nämlich als NH_4^+ -Ion, NO_3^- und NO_2^- -Ion vorliegen. Von den Stickstoffgasen sind N_2 (Luftstickstoff), N_2O (Lachgas) und NH_3 (Ammoniak) von Bedeutung.

Während Ammoniumionen im Boden an Kationenaustauscher sorbiert werden und daher einer sehr geringen Auswaschungsgefahr unterliegen, kann das wasserlösliche, im Boden sehr mobile Nitrat, wenn es nicht von Mikroorganismen oder Pflanzen aufgenommen und in eine organische Bindungsform übergeführt wird, mit dem Sickerwasser in das Grundwasser gelangen.

Die Stickstoffumsetzungen im Boden unterliegen dem sogenannten Stickstoffkreislauf, in dessen Mittelpunkt NH_4^+ und NO_3^- stehen. Den Ausgangs- und Endpunkt aller dieser Umsetzungen im Boden bildet der bereits vorher erwähnte organisch gebundene Stickstoff (SCHEFFER und WALTHER, 1988).

Abb. 4: Stickstoff- und Protonenkreislauf in landwirtschaftlich genutzten Böden (nach BECKER, 1983 in SAUERBECK, 1985)



Stickstoff geht dem Boden durch Pflanzenentzug, Erosion, Auswaschung, Denitrifikation und Ammoniakverflüchtigung verloren. Diese Stickstoffverluste werden auf landwirtschaftlich genutzten Böden durch organische und anorganische Düngung, durch Rückführung der Ernterückstände, durch Immissionen aus der Atmosphäre und durch symbiontische bzw. auch nichtsymbiontische Stickstofffixierung wieder zugeführt.

Auf natürlichen, nicht landwirtschaftlich genutzten Standorten ist Stickstoff fast immer der wachstumsbegrenzende Faktor, wobei seine Konzentration in der Bodenlösung meist gering ist. Das Wachstum der Pflanze wird erst in zweiter Linie durch einen Mangel an anderen Nährstoffen limitiert (AMBERGER in SAUERBECK, 1985) und die Stickstoffbilanz ist nahezu ausgeglichen (SAUERBECK, 1985). Demgegenüber wird in den Agrarökosystemen die ausgeglichene Stickstoffbilanz durch den Entzug mit den Ernteprodukten gestört.

Um die Bodenfruchtbarkeit auf lange Sicht zu erhalten ist es besonders bei viehloser Betriebsführung notwendig, die organische Substanz und die Stickstoffverluste im Boden zu ersetzen. Die Möglichkeit mit zusätzlichen Stickstoffgaben auch Ertragssteigerungen zu erwirtschaften hat zu der Frage geführt, inwieweit man den von Natur aus verlustbehafteten Stickstoffkreislauf intensivieren darf, ohne dabei sowohl Böden als auch Gewässer zu überlasten (KICKUTH, 1973; KOLENBRANDER, 1981; SAUERBECK, 1984 in SAUERBECK, 1985).

Auf Grund der zahlreichen Einflußfaktoren die den Nitrataustrag in das Grundwasser beeinflussen, ist diese Frage allerdings bis heute nur unbefriedigend beantwortet worden.

Die Mineralisierungsraten, die in starkem Maße von den Standortverhältnissen abhängig sind, können vom Landwirt durch die Intensität der Bodenbearbeitung und durch eine Steigerung der im Umlauf befindlichen Stickstoffmengen beeinflusst werden. Beide Maßnahmen intensivieren aber nicht nur den Stickstoffkreislauf, sondern es werden auch die dabei auftretenden Verluste, darunter auch die Nitratauswaschungsverluste erhöht (KICKUTH, 1973, KOLENBRANDER, 1981, in SAUERBECK, 1985, VÖMEL und EWERT, 1981 in SAUERBECK, 1985).

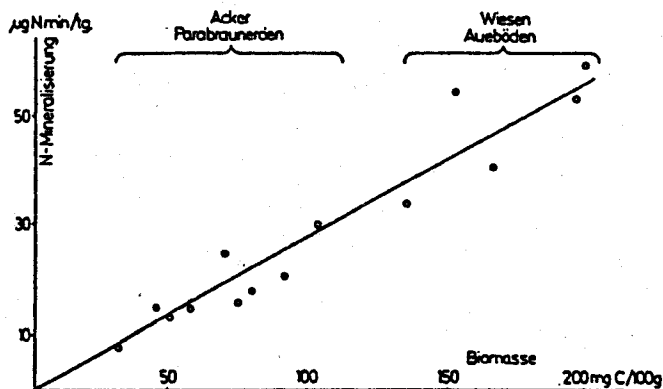
Wie schon erwähnt, liegen etwa 90 bis 95 % des im Boden vorhandenen Stickstoffes in organischer Form und damit für die Pflanzen in nicht direkt verfügbarer Form vor. Pflanzenverfügbar wird organisch gebundener Stickstoff fast ausnahmslos erst nach der Mineralisation zu NH_4^+ . Das durch die Mineralisation, die von Mikroorganismen bewerkstelligt wird, freigesetzte NH_4^+ -Ion kann entweder wieder in die Bakterienmasse eingebaut (Immobilisation), von Pflanzen aufgenommen, von Tonmineralien fixiert oder aber von Bakterien zu Nitrat nitrifiziert werden. Der Vorgang der Nitrifikation erfolgt vereinfacht in zwei Schritten, der Oxidation des NH_4^+ durch Nitrosomonas bis zum Nitrit (NO_2^-) und danach durch Nitrobacter zu Nitrat (NO_3^-).

Im Jahresmittel beträgt die Mineralisationsrate in ackerbaulich und mit Grünland genutzten Böden ca. 1 bis 2 % des organisch gebundenen Stickstoffes. Das bedeutet, daß jährlich 45 bis zu 220 kg Stickstoff pro ha mineralisiert werden und damit für viele Kulturpflanzen ausreichend Stickstoff für eine Vegetationsperiode zur Verfügung stehen würde (SCHEFFER und WALTHER, 1988). Die Mineralisation und die darauf folgende Nitratbildung endet aber nicht unmittelbar nach der Ernte der Kulturpflanze, was die Gefahr der Nitratauswaschung mit sich bringt. Besonders hohe Mineralisierungsraten treten

bei neu umgebrochenen Grünlandflächen auf, sie können 600 kg/ha und Jahr betragen (FRISSEL und VAN VEEN, 1980; KUNTZE und VOSS, 1980 in SAUERBECK, 1985).

Da nach BECK (1981) die Stickstoffmineralisation mit der Biomasse positiv korreliert ist, begünstigt ein enges Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis die Mineralisation, ein weites Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis begünstigt im Gegensatz dazu die Immobilisation. Strohdüngung kann als Beispiel für die Zufuhr einer stickstoffarmen Substanz angesehen werden. Beim Strohabbau wird mineralischer Stickstoff durch Mikroorganismen in die organische Masse eingebaut (Immobilisation).

Abb. 5: Beziehung N-Mineralisation und Biomasse des Bodens, Brutversuch, Dauer 3 Wochen (SCHEFFER und WALTHER, 1988 nach BECK, 1983)



Die Mineralisierungsraten sind in starkem Maße abhängig von Temperatur, Wassergehalt (optimal bei einer maximalen Wasserkapazität von 60 bis 80 %) und Durchlüftung des Bodens.

Der Einfluß der Durchlüftung auf die Mineralisation ist besonders beim Grünlandumbruch deutlich zu erkennen. Damit ist auch indiziert, daß die Art und Weise der Bodenbearbeitung einen maßgeblichen Einfluß auf die Nitratbildung im Boden hat.

Tab. 7: Stickstoffabbau nach Grünlandumbruch (SCHEFFER und WALTHER, 1988)

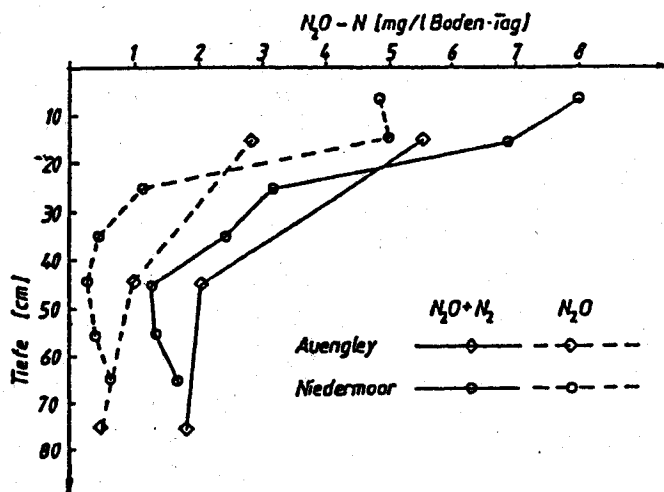
Boden	Grünland (Werte in kg N/ha . 20 cm)	Acker	Differenz	Literatur
Sandboden	10000	5000	5000	Strebel et al.
Sandb. (Podsolgley)	9900	4500	5400	Scheffer
Knickbrackmarsch	16500	8100	8400	Burghardt
Parabraunerde (Löß)	700	4500	2500	Fleige et al.

Ähnlich der Mineralisation ist auch die Nitrifikation in starkem Maße von Parametern wie dem Stickstoff-Kohlenstoff - Verhältnis, vom Vorhandensein leicht abbaubarer organischer Substanzen, vom pH-Wert des Bodens, vom Wassergehalt und der Temperatur des Bodens, der Intensität seiner Nutzung und der Durchlüftung abhängig (SCHEFFER und WALTHER, 1988).

Nachdem, wie bereits erwähnt, Nitrat im Vergleich zu Ammonium weit eher einem Austrag in das Grundwasser unterliegt, wurden sogenannte Nitrifikationshemmstoffe entwickelt. Einer dieser Hemmstoffe ist Dicyandiamid (Didin). Didin hemmt den ersten Schritt der Ammonium - Oxidation und verlangsamt damit die Nitratbildung im Boden. Stickstoffverluste können somit "gebremst" werden. Verhindern kann diese bakteriostatische Wirkung auf Nitrosomonas die Gefahr des Verlustes von Stickstoff auf Dauer freilich nicht - die weitere Umsetzung im Boden führt am Ende wieder zu Nitrat.

Bei der Denitrifikation handelt es sich um einen Vorgang, der sich indirekt auf die Nitratauswaschungsmengen in das Grundwasser auswirkt. Dabei wird NO_3^- durch Mikroorganismen in mehreren Stufen zu N_2 und N_2O abgebaut. Die Abschätzung der Denitrifikationsverluste bereitet allerdings heute noch Schwierigkeiten (SCHEFFER und WALTHER, 1988).

Abb. 6: Potentielle Denitrifikation und N_2O -Produktion eines Mineral-(Auengley) und eines Niedermoorbodens (nach RICHTER et al., 1988 in SCHEFFER und WALTHER, 1988).



Dieser mikrobielle Abbau von Nitrat hängt in starkem Maß vom Vorhandensein leicht abbaubarer organischer Substanz, der Bodenfeuchte, der Temperatur (optimal von 15 bis 20 °C), vom Vorhandensein von Nitrat im Boden und vom Sauerstoffgehalt im Boden ab. Je weniger O_2 im Boden vorhanden ist, desto stärker sind die Denitrifikationserscheinungen (SCHEFFER und WALTHER, 1988).

Nach NIEDER, SCHOLLMAYER und ZAKOSEK (1989) hat der mineralisierbare beziehungsweise wasserlösliche organische Kohlenstoff den dominierenden Einfluß auf das Ausmaß und die Kinetik der Denitrifikation und bildet unter Freilandbedingungen den limitierenden Faktor.

In einer von GÖK und OTTOW (1987) publizierten Abhandlung über den Einfluß von Sauerstoff auf die Intensität der Denitrifikation in einem mit Stroh gedüngten Boden kommen die Autoren zu der Ansicht, daß entgegen der gängigen Vorstellung bzw. den Untersuchungsergebnissen von OTTOW und FABIG (1984), sowie von ROBERTSON und QUENEN (1984) in GÖK und OTTOW, (1987) unter anderem auch aerobe Verhältnisse bei der Denitrifikation eine große Rolle spielen. Bis dahin glaubte man, daß Denitrifikation (Nitratatmung) nur, oder zumindest fast nur bei anaeroben Verhältnissen stattfindet.

Unter aeroben Verhältnissen ist jedoch die Nitrifikation von besonderer Bedeutung. Um die Denitrifikationsverluste möglichst gering zu halten, kann mit Hilfe einer Strohdüngung ein größerer Teil des mineralisierten Stickstoffes in die organische Masse eingebaut werden (Immobilisierung). Damit verringert sich die Nitrifikation und die Nitratzufuhr ist damit geringer (GÖK und OTTOW, 1987).

Damit Nitrat mit dem Sickerwasser in das Grundwasser gelangen kann, müssen gewisse Vorbedingungen herrschen. Die Menge des potentiell auswaschbaren Nitratstickstoffes hängt von verschiedenen Einflußgrößen ab, wobei zwischen dem Einfluß auf die Grundwasserneubildung und dem Einfluß auf die Nitratkonzentration des Sickerwassers unterschieden werden kann. Daß manche Parameter auf beide Einflußgrößen wirken, versteht sich von selbst.

Tab. 8: Einflußgrößen auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser (STREBEL, 1988)

Klima: Niederschlagsmenge und -verteilung ^{1,2} , Beregnung (Steuerung, Höhe der Einzelgabe) ^{1,2} , klimatischer Verdunstungsanspruch
Boden: Lage im Gelände (Relief) ¹ , Bodenart bzw. Bodenartenschichtung ^{1,2} , Stoffvorrat ² , Umsetzungsvermögen/Nachlieferung ² , Pufferung ² , Grundwasserflurabstand ¹
Nutzung bzw. Pflanzenbestand: Pflanzenart (Bedeckungsgrad, Wurzelraumtiefe, Stoffaufnahme, Wasseraufnahme) ^{1,2} , Dauer und Jahreszeit der Bodenbedeckung ^{1,2} Häufigkeit und Intensität der Bodenbearbeitung ²
Stoffzufuhr durch Düngung: Düngerart ² Düngermenge und -aufteilung ² Düngezeitpunkt ²

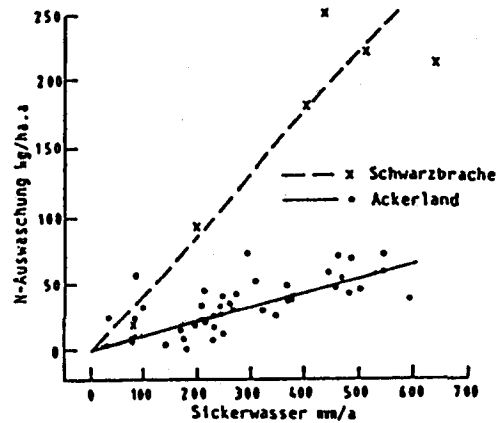
¹ Einfluß auf Grundwasserneubildung

² Einfluß auf Konzentration des Sickerwassers

Betrachtet man Tabelle 8, so ist ersichtlich, daß die beiden ersten Gruppen (Boden, Klima) vom Menschen nur wenig beeinflußt werden können, sie sind standortabhängige Faktoren der Nitratauswaschung. Auf derartige standortspezifische Gegebenheiten muß bei der Bewirtschaftung Rücksicht genommen werden wobei sie gewissermaßen als Rahmenbedingungen zu betrachten sind. Im Gegensatz dazu sind die anderen beiden Gruppen (Nutzung und Stoffzufuhr) in hohem Maße von Art und Intensität der Bewirtschaftung abhängig und somit vom Menschen beeinflusbar (STREBEL, 1987).

Die Höhe der Sickerwassermengen, die zur Grundwasserneubildung unter Berücksichtigung des Wasserspeichervermögens des Bodens beitragen, hängt vor allem von der Niederschlags- und Verdunstungssituation ab (KLAGHOFER, 1986).

Abb. 7: Beziehung zwischen jährlichem Sickerwasserabfluß und N-Auswaschung in den "Maschhaupt"-Lysimetern (nach KOLENBRANDER, 1986 in KLAGHOFER, 1986).



Als Beispiel für den geänderten Sickerwasseranfall durch geänderte Nutzung seien die Sickerwassermengen einer unbewachsenen kolluvialen Braunerde in Petzenkirchen (NÖ) angeführt. Dort betragen die Sickerwasserraten im Durchschnitt von Oktober bis März 88 % und von April bis September 27 % des in diesem Zeitraum gefallenen Niederschlages. Beim gleichen, mit Gras bewachsenen Boden versickerten allerdings von April bis September nur 4,5 %. Dies verdeutlicht die enorm hohen Verdunstungsraten bei Vorhandensein einer Vegetationsdecke (KLAGHOFER, 1986).

Auch aus Arbeiten von STREBEL und RENGER (1982 in KLAGHOFER, 1986) ist zu entnehmen, daß Böden mit Pflanzendecken weitaus geringere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser aufweisen. Auch die einzelnen Fruchtarten haben aufgrund der unterschiedlichen Hauptvegetationszeiten und den unterschiedlichen Wurzelraumtiefen einen großen Einfluß auf die Grundwasserneubildung (DUYNISVELD und STREBEL, 1986).

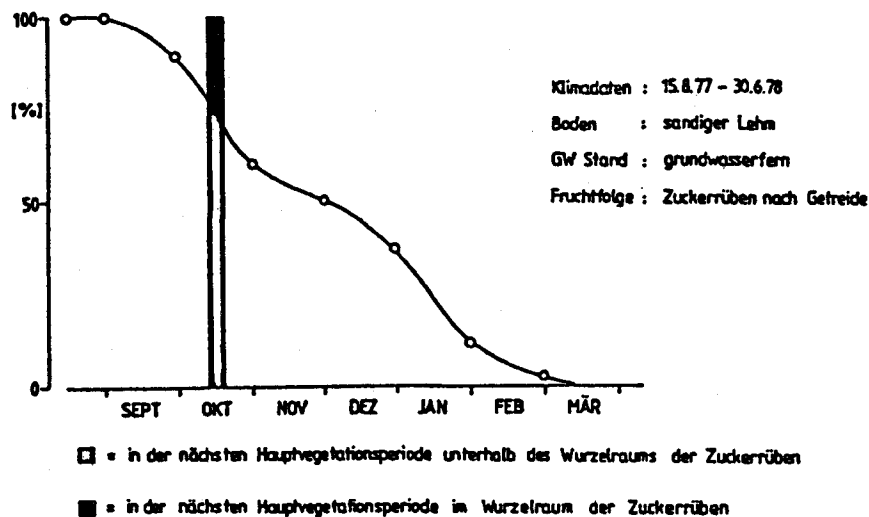
DUYNISVELD und STREBEL entwickelten 1983 ein Simulationsmodell zur Abschätzung der terminspezifischen Auswaschungsgefahr von oberflächennah vorhandenem Nitrat auf Ackerstandorten.

Das Modell geht davon aus, daß es, um die potentielle Auswaschungsgefahr gering zu halten, notwendig ist, den Nitratrestbestand im Wurzelraum (bis ca. 1 m Tiefe) zum Erntezeitpunkt möglichst klein zu halten. Auf dieser Überlegung beruht auch die Teilung von Stickstoffgaben zur möglichst vollständigen und effizienten Aufnahme des pflanzenverfügbaren Stickstoffes durch den Pflanzenbestand.

MÜLLER (1988) betont die Terminabhängigkeit der Stickstoffverluste in Hinblick auf die im Normalfall unterschiedliche Witterung im Vergleich September/November. Diese Zusammenhänge werden auch von MASARYK et al. (1986) und FOTYMA (1986) bestätigt.

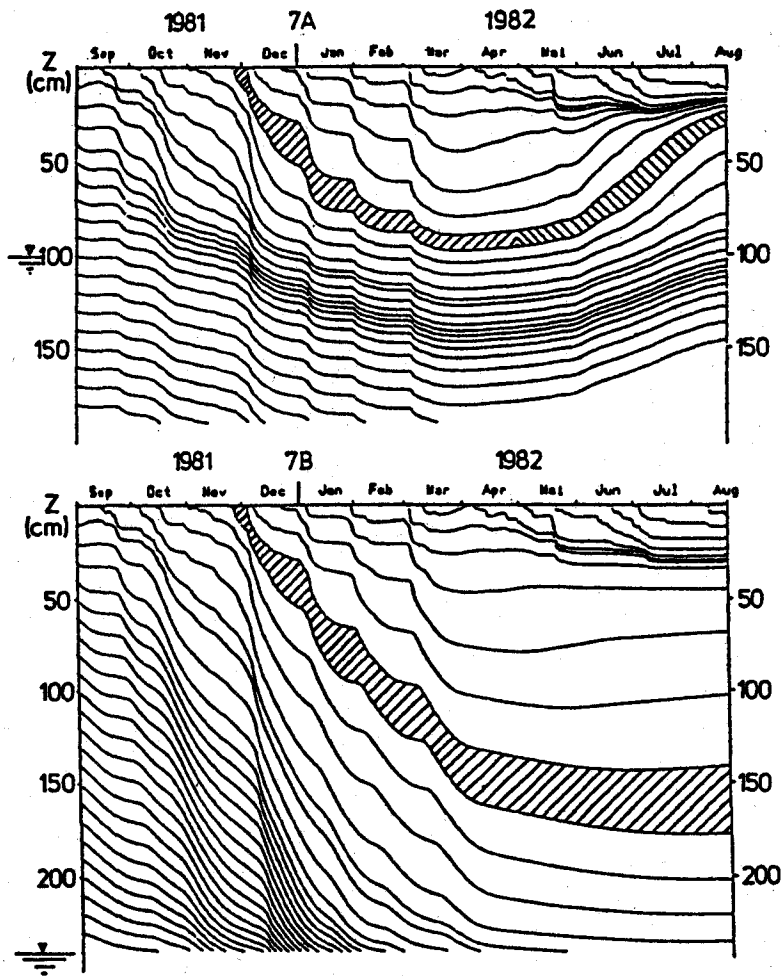
Nach DUYNISVELD und STREBEL (1986) ist die Stickstoffauswaschung direkt abhängig vom Anteil oberflächennahen Nitrates, das sich während der nächsten Vegetationsperiode unterhalb des Wurzelraumes befindet.

Abb. 8: Terminspezifische Auswaschungsgefahr von oberflächennah vorhandenem Nitrat bei einem Ackerstandort (DUYNISVELD und STREBEL, 1986).



Besonderen Wert legen DUYNISVELD und STREBEL (1986) auf die Tatsache, daß die Herkunft des oberflächennahen Nitrats gleichgültig ist. Es kann aus Vorfruchtresten, Mineralisation von Bodenstickstoff, zugeführtem Dünger oder Ernterückständen stammen. Entscheidend für die Gültigkeit des Simulationsmodelles und der daraus resultierenden Zeit-Tiefenkurven ist, daß es sich bei den Böden um grundwasserferne Standorte handelt. Bei einer hohen Grundwasseroberkante ist ein eventueller kapillarer Aufstieg des Wassers aus dem Grundwasser der die Verfügbarkeit für die Pflanzenwurzeln wiederherstellt möglich. Dieser Effekt tritt ausschließlich bei starkem Evapotranspirationsüberschuß während der Hauptvegetationsperiode auf.

Abb. 9: Einfluß des Grundwasserflurabstandes auf Verlagerung und Auswaschung: Zeit-Tiefen-Kurven für einen grundwassernahen (oben) und einen grundwasserfernen (unten) Sandboden unter Winterweizen (DUYNISVELD u. STREBEL, 1986).



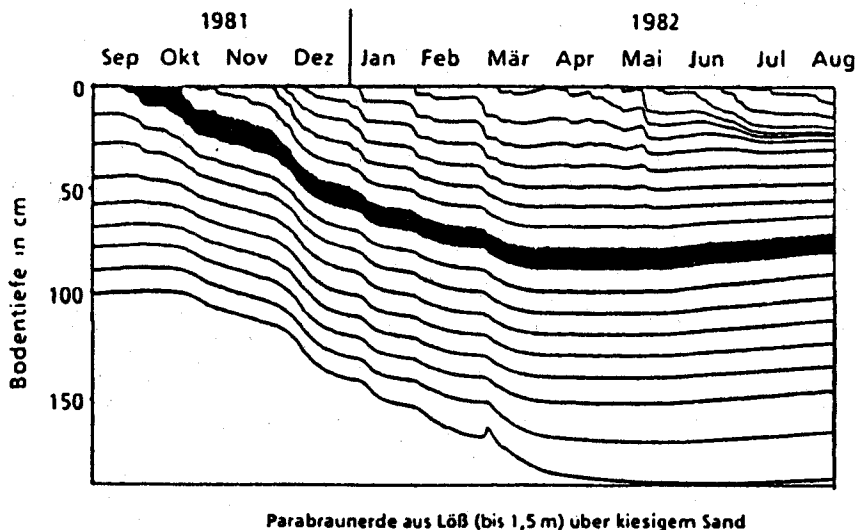
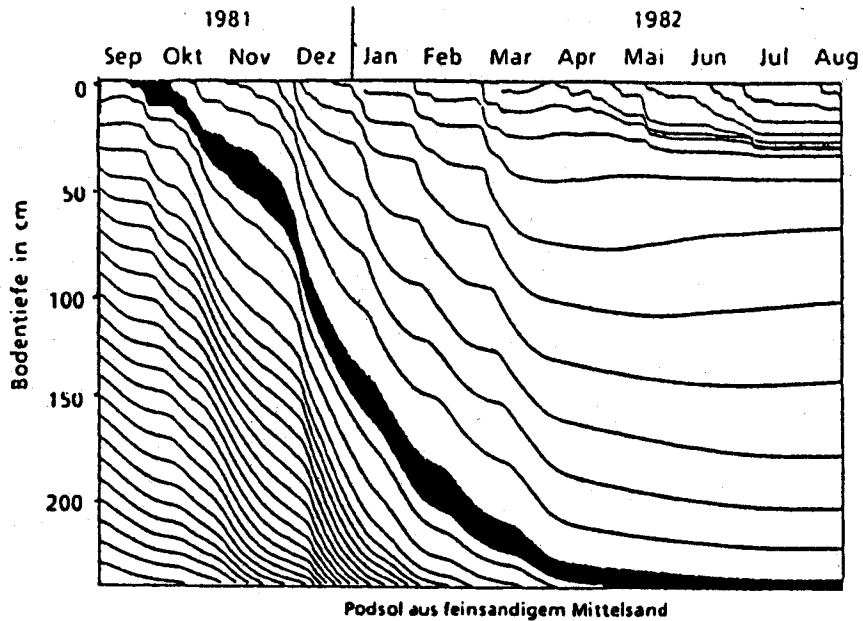
Aus den beiden Beispielen geht hervor, daß bei einem großen Evapotranspirationsüberschuß und hoch anstehendem Grundwasserspiegel erhebliche Mengen an Nitrat wieder in den Wurzelraum gelangen können, während bei tiefliegendem Grundwasserspiegel Nitrat unwiederbringlich aus dem Wurzelraum ausgewaschen wird.

Allerdings ist festzustellen, daß auch bei Abb. 8 oben ein Teil der Zeit-Tiefenkurven das Grundwasserniveau erreicht.

Aufgrund der hohen Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Grundwasserströmungen kann man jedoch nicht verallgemeinern, daß Nitrat mit dem sich durch Kapillarität aufwärts bewegendem Wasser generell wieder in den Wurzelraum gelangt, sondern es kann ein Teil dieses Nitrats vom Grundwasser aus der Zone der Kapillarität abtransportiert werden und damit im Grundwasser verbleiben.

Entscheidenden Einfluß auf die Nitratauswaschung hat weiters die Bodenart.

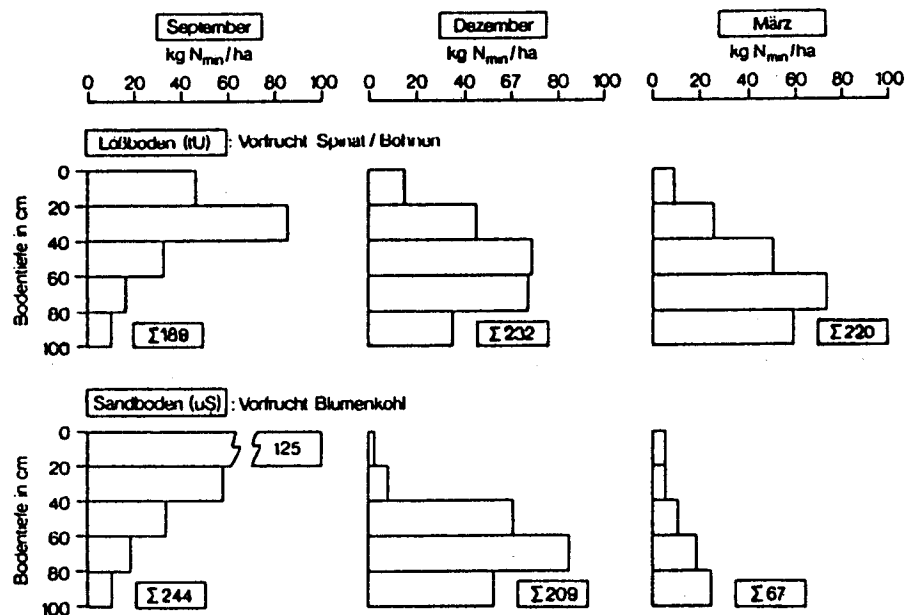
Abb. 10: Zeit-Tiefen-Kurven für zwei grundwasserferne Bodenprofile aus sandigem Boden (oben) und lehmig-schluffigem Boden (unten) unter Winterweizen (DUYNISVELD und STREBEL, 1983).



Daß die Gefahr der Nitratauswaschung bei sandigen Böden besonders groß ist, läßt sich auch mit Hilfe der N_{\min} -Profile, die in vegetationsfreier Zeit aufgenommen wurden, bestätigen.

Die N_{\min} -Methode nach WEHRMANN und SCHARPF, mit der die untenstehenden Profile ermittelt wurden, kann als ein erster Schritt zu einer dem Pflanzenbedarf angepaßten Düngung angesehen werden. Bei der N_{\min} -Untersuchung wird der zum Vegetationsbeginn im Boden vorhandene leicht lösliche Mineralstickstoff ermittelt.

Abb. 11: Veränderung des N_{\min} -Gehalts im Boden (0 - 100cm) bei zwei Bodenarten mit unterschiedlichem Wasserretentionsvermögen (nach WEHRMANN und SCHARPF, 1984 in ROHMANN und SONTHEIMER, 1985).



Neuere Forschungsergebnisse von WOLLRING und WEHRMANN (1989) weisen auf eine enge Beziehung des Nitratgehaltes in der Halmbasis von Getreidepflanzen zum Nitratgehalt der durchwurzelten Bodenschicht hin. Außerdem steht der während des Schossens und Ährenschiebens ermittelte Nitratgehalt in der Halmbasis in Beziehung zum Stickstoffbedarf der Pflanze. Aus diesen Erkenntnissen kann

eine Empfehlung für die Spätdüngung von Wintergetreide abgeleitet werden. Zum Ergebnis, daß eine bedarfsangepaßte Stickstoffernährung der Pflanzen durch eine Messung des Nitratgehaltes im Blattstiel beziehungsweise im Halm möglich sein müßte, gelangten auch SAXENA et al. (1971) bei Zuckerrüben, GARDNER und JONES (1975) bei Kartoffeln und MÜLLER und GARZ (1975) bei Getreide.

Zusammenfassung - Grundwasser

Die Stickstoffnachlieferungsdaten aus dem Bodenvorrat müssen nach wie vor geschätzt werden und sind durchwegs als standortspezifisch geprägt zu betrachten. Einflußgrößen wie Klima und Boden müssen gewissermaßen als Rahmenbedingungen für die Wirtschaftsweise angesehen werden.

Die Nitratauswaschung ist in starkem Maße von der Intensität der Umsetzungsvorgänge im Boden abhängig. Diese Umsetzungsvorgänge können vom Menschen durch Maßnahmen wie Düngung und Bodenbearbeitung beeinflußt werden.

Die Abschätzung der durch derartige Maßnahmen ausgelösten Ereignisse und damit auch die Wahrscheinlichkeit einer Auswaschung von Nitrat in das Grundwasser wird zudem vom Faktor "Witterung" erschwert.

Dem Grundwasserschutz und damit der Vermeidung erhöhter Nitratkonzentrationen im Grundwasser ist aus human-toxikologischen Beweggründen oberste Priorität beizumessen. Da die Stickstoffnachlieferungsdaten nur geschätzt werden können, wird dringend empfohlen, gleichgültig ob es sich um Düngemittel organischer oder anorganischer Herkunft handelt, bei der Bemessung von Stickstoffdüngergaben größte Zurückhaltung zu üben.

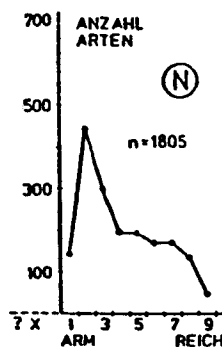
4. AUSWIRKUNGEN AUF DIE ARTENVIELFALT VON PFLANZENGESSELLSCHAFTEN

Pflanzengesellschaften als floristisch definierte Einheiten der Vegetationsgliederung sind gleichsam ein Spiegelbild der an diesem Standort herrschenden Bedingungen wie Klima, Wasser- und Nährstoffhaushalt.

Eine Pflanzengesellschaft stellt ein ausgeklügeltes System von Konkurrenz und Standortsausnutzung dar, wo jeder Eingriff in dieses dynamische Gleichgewicht zu einer drastischen Verschiebung des Artenspektrums führen kann.

Düngung ist ein derartiger Eingriff. Einige wenige Pflanzenarten können ihre Konkurrenzkraft unter nährstoffreichen Bedingungen stark erhöhen. Demgegenüber sind zahlreiche gefährdete Arten nur auf nährstoffarmen Standorten konkurrenzfähig (ELLENBERG, 1984).

Abb. 12: Verteilung der Pflanzenarten im Nährstoffgradienten (Stickstoffversorgung), (ELLENBERG, 1984).



Die Verringerung der Konkurrenzfähigkeit dieser, zum Teil auf den sogenannten "Roten Listen" angeführten Pflanzenarten ist unter anderem auch auf den oftmals verringerten Lichtkonsum und der dadurch verringerten Samenproduktion und die schlechten Keimbedingungen zurückzuführen.

Neben dem Lichtkonsum stellt der Wärmeanspruch einen bedeutenden Einflußfaktor für den Gefährdungsgrad der meisten Arten dar. Der Gefährdungsgrad von Pflanzenarten steigt üblicherweise mit zunehmendem Wärmeanspruch.

Daß die Versorgung eines Standortes mit Stickstoff gewissermaßen einen Schlüsselfaktor darstellt, soll anhand eines von ELLENBERG (1984) gebrachten Beispiels für die Gefährdung verschiedener, von der Trockenheit eines Standortes abhängiger Arten dargestellt werden:

"Hungerkünstler" unter den Pflanzen sind nach einer Stickstoffdüngung aufgrund der durch verstärktes Wachstum mancher stickstoffbedürftiger Arten ausgelösten Lichtkonkurrenz den schneller und höher wachsenden Arten unterlegen. Offener Boden wird durch das üppige Wachstum seltener, was dazu führt, daß der Boden nicht mehr so stark aufgeheizt werden kann. Es bildet sich gewissermaßen ein kühleres und zudem feuchteres Mikroklima. Auch die Abstrahlung von Wärme bei Nacht wird vermindert.

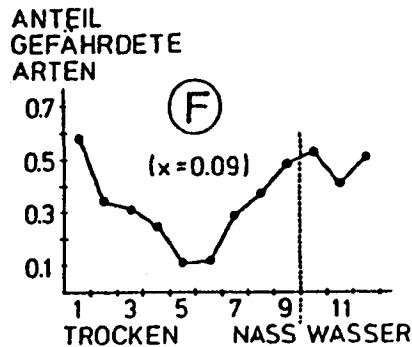
Die Düngung führt daher zu einer Verschiebung der Standortverhältnisse und bedingt unter mitteleuropäischen Klimaverhältnissen das Seltenwerden trockener Standorte mit den von diesen abhängigen Pflanzengesellschaften.

Manche Arten, wie beispielsweise die Orchideen der Trockenstandorte, reagieren besonders empfindlich auf Düngung. Eine einzige Düngemaßnahme zerstört die komplizierte Lebensgemeinschaft und führt damit zu einem unwiederbringlichen Verlust des gesamten Orchideenbestandes und der damit eng verbundenen hochspezialisierten Fauna.

Pflanzenarten, die vornehmlich auf trockenen Standorten gedeihen sind ähnlich jenen Pflanzen, die an feuchte Standorte gebunden sind, stärker gefährdet als solche

mit gemäßigten Zeigerwerten. Veranschaulicht wird dies in nachstehender Abbildung.

Abb. 13: Abhängigkeit gefährdeter Pflanzenarten von der Wasserversorgung des Standortes (ELLENBERG, 1984)



Zu Problemen ausgelöst durch hohe Stickstoffgaben kommt es im Intensivgrünland, was sich üblicherweise durch ein starkes Überhandnehmen von "Stickstoffzeigerpflanzen" (z.B. Umbelliferen, Ampfer) bemerkbar macht. Insbesondere ist eine Förderung der Obergräser und ein Verdrängen der verschiedensten Leguminosenarten zu beobachten, was in einem geänderten Nährstoffverhältnis des Grundfutteranteiles seinen Niederschlag findet.

Daß erhöhte Düngung einen entscheidenden Anteil an der Ursache des Artenrückganges hat, versuchten MAHN und MUSLEMANIE (1989) anhand des Beispiels *Spergula arvensis* (Acker - Spark) unter Agro - Ökosystembedingungen nachzuweisen. Es konnte bewiesen werden, daß die erhöhte Düngung auf ehemals nährstoffarmen Ackerstandorten maßgeblichen Anteil am Rückgang dieser zu den Nelkengewächsen zählenden Pflanze hat.

Ein weiteres, allerdings großräumig auftretendes Problem stellt die flächenhafte Eutrophierung der Böden zusammen mit technischen Eingriffen wie Flurbereinigung, Trockenlegung von Feuchtstandorten und Begradigung von Flüssen und Bächen dar. Durch diese Maßnahmen werden sehr

ungünstige Startbedingungen für selbständig ablaufende Sukzessionen geschaffen. Dies führt zu einem Konservieren der Artenarmut.

Die moderne Agrarwirtschaft hat leider auch in sensiblen Regionen zur Bewirtschaftung von sehr großen und damit auch windexponierten Feldern geführt. Beim Fehlen strukturierender Elemente in der Landschaft kommt es zur Verfrachtung von nährstoffreichen Bodenteilchen durch Winderosion, die zum unerwünschten Pflanzennährstoffeintrag in auch weit entfernte Biotope führt.

Zusammenfassung - Artenvielfalt von Pflanzengesellschaften

Düngemaßnahmen sind zu einem wesentlichen Anteil an dem in den letzten Jahrzehnten zunehmenden Schwund gefährdeter Pflanzenarten mitbeteiligt.

Aus vegetationsökologischer Sicht stellt die flächendeckende Eutrophierung das größte Problem dar, wobei die Frage ungeklärt bleibt, ob überhaupt, und wenn, in welcher Form eine "Regeneration" in Anbetracht der langen Regenerationszeiträume stattfindet.

Die mit intensiver Grünlandwirtschaft einhergehenden hohen Stickstoffgaben können mit der dadurch ausgelösten Artenverarmung beziehungsweise Artenverschiebung eine Abnahme der biologischen Wertigkeit des Grundfutters bewirken.

5. AUSWIRKUNGEN AUF DIE PFLANZENGESUNDHEIT

Ein ausgewogenes und ausreichendes Nährstoffangebot ist Voraussetzung für eine gesunde Entwicklung der Kulturpflanzen. Nährstoffe, die durch Ernte, Erosion, Auswaschung und Verflüchtigung dem Boden entzogen werden, müssen wieder ersetzt werden.

Bei unausgewogenem Nährstoffangebot besteht die Gefahr regelrechter Mangelkrankheiten wie beispielsweise bei Bormangel die Herz- und Trockenfäule der Rübe und die Herz- und Knollenfäule des Selleries oder bei Mangelmangel die Dörrfleckenkrankheit des Hafers. Mangelkrankheiten führen immer zu Wachstums- und Entwicklungsstörungen der betroffenen Pflanzen und verursachen in der Folge oft einen Sekundärbefall durch Schwächeparasiten. Eben diese Schwächeparasiten (z.B. zahlreiche Keimlingskrankheiten) können sich auch bei unzureichender Nährstoffversorgung der Kulturpflanzen verstärkt ausbreiten.

Demgegenüber kann ein ausgewogenes Nährstoffangebot die Anfälligkeit gegenüber Schwächeparasiten vermindern und gleichzeitig zur Kompensation, vor allem von tierisch verursachten Pflanzenschäden, beitragen.

Genauso wie die Pflanzengesundheit durch unausgewogenes und unzureichendes Nährstoffangebot beeinträchtigt wird, kann auch durch Überdüngung, vor allem sind damit überhöhte Stickstoffgaben angesprochen, die Anfälligkeit der Kulturpflanzen gegenüber Krankheiten und Schädlingen steigen.

Verschiedene Autoren, unter ihnen SCHARPF (1971), SÖCHTIG (1964) und HAMPL (1989) weisen auf die Fähigkeiten von Pflanzen hin, sich nicht nur durch

Stickstoff in Form von Ammonium und Nitrat ernähren zu können, sondern daß Pflanzen auch hochmolekulare Stoffe wie Aminosäuren oder ganze Mikroorganismenkörper aufnehmen und daß dadurch der Pflanzenstoffwechsel beeinflußt wird. Dieser Umstand könnte die Erklärung für die oftmals geringere phytopathogene Anfälligkeit von Kulturpflanzen auf organisch gedüngten Schlägen liefern. Als konkreten Fall dafür zitiert SCHARPF (1971) Forschungsergebnisse von KRASSILNIKOW (zitiert bei BOCHOW, 1960) wo Pflanzen, welche auf stallmistgedüngten Flächen wuchsen, einen bakterizideren Pflanzensaft hatten, als ohne organische Düngung aufgezogene. Eine Reihe anderer Autoren kam diesbezüglich zu ähnlichen Ergebnissen. DELL' AGNOLA und NARDI (1987) bestätigen den Einfluß von Huminstoffen auf den Pflanzenstoffwechsel. Man konnte weiters nachweisen, daß sogar Bacitracin (ein Polypeptid mit neun verschiedenen Aminosäuren und einem Molekulargewicht von 1500) in die Pflanzen einwandert (WINTER, 1957). Eine Verminderung der Prädisposition hinsichtlich der Infektionswahrscheinlichkeit ist dadurch denkbar.

Eine Reihe von Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschädlingen treten gerade bei hohen Stickstoffgaben verstärkt auf. Zu diesen Pflanzenkrankheiten und -schädlingen zählen pilzliche Krankheiten wie Rost und Echter Mehltau und tierische Schadorganismen wie Blattläuse und Milben (UMWELTBUNDESAMT, 1988). Auch Erreger wie Virosen finden vorzugsweise auf kräftigen, gut gedüngten Wirtspflanzen optimale Lebensbedingungen (DIERCKS, 1986).

Tabelle 9 zeigt eindeutig die ertragssteigende Wirkung zunehmender Stickstoffgaben, aber gleichzeitig auch den damit verbundenen erhöhten Krankheitsbefall des Winterweizens. Dazu muß angemerkt werden, daß die Düngung von Winterweizen mit 70 - 80 kg N/ha von der tatsächlichen Düngerpraxis oft übertroffen wird.

Tab. 9: Wirkung steigender Stickstoffgaben auf die Krankheitsanfälligkeit von Winterweizen: Ergebnisse von Sortenversuchen 1968 bis 1970 in Bayern (3-jähriges Mittel von 8 Sorten auf 5 bis 7 Standorten) (BOCKMANN und PARTSCH, 1975 in DIERCKS, 1986).

	(Befalls)bonitur (1 bis 9*)		
	40 - 50 kg/ha N	70 - 80 kg/ha N	70 - 80 kg/ha N + CCC
Lager	3,5	4,0	2,2
Mehltau	3,3	3,5	3,4
Braunrost, 1970	3,8	3,8	4,0
Schwarzrost, 1969, 1970	2,3	2,4	2,5
Septoria nodorum, 1968- 1970 (=Spelzenbräune u. Blattfleckenkrankheit)	3,0	3,2	3,3
Septoria nodorum, 1971	3,4	3,5	3,7
Cercospora herpotrichoides (Halmbruchkrankheit)	4,0	4,4	2,9
Ertrag dt/ha	56,1	56,2	60,4

*1 = ohne Befall, 9 = Totalbefall

CCC = Chlorcholinchlorid, Cycocel (chem. Halmverkürzungsmittel zur Verminderung der Lagergefahr, das erst die hohen Stickstoffgaben im Weizenbau ermöglichte).

Zusätzlich wird bei hohem Nährstoffangebot das Pflanzenwachstum verstärkt und die Bestandesdichte erhöht. Dies beeinflusst das im Bestand herrschende Mikroklima und erhöht dadurch den Infektionsdruck vor allem pilzlicher Krankheitserreger.

Aufgrund der zahlreich zur Verfügung stehenden Pestizide kann ein steigender Krankheitsbefall der Kulturpflanzen relativ leicht in Kauf genommen werden. Demgegenüber muß aber ganz im Gegensatz zu diesen Entwicklungen das langfristige Ziel des Boden- und Umweltschutzes in einer Landwirtschaft mit minimierten oder gar fehlenden chemischen Pflanzenschutz liegen (UMWELTBUNDESAMT, 1988).

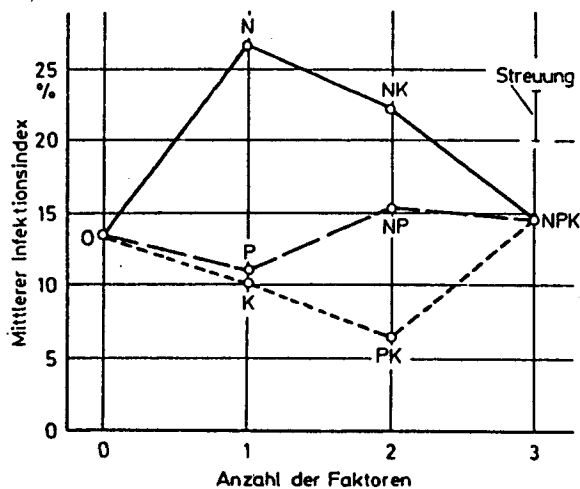
Es soll hier nicht der Eindruck erweckt werden, daß zunehmender Pestizideinsatz ausschließlich auf überhöhte Stickstoffdüngung zurückzuführen ist. Den entscheidenden Anteil am zunehmenden Pestizideinsatz haben sicherlich die Konzentrationstendenzen in der landwirtschaftlichen Produktion, die zu einer räumlichen Trennung von Ackerbau und Viehzucht und innerhalb der Pflanzenproduktion zu einer starken Vereinfachung der Fruchtfolgen geführt hat. Diesem Trend zur Vereinfachung der Fruchtfolgen wird in den letzten Jahren durch die Förderung der Alternativkulturen entgegenzusteuern versucht.

Nach DIERCKS (1986) muß ein Vollerwerbsbetrieb bestrebt sein, das Leistungspotential der heutigen sehr anspruchsvollen Intensivsorten auszuschöpfen, auch wenn sich dadurch das Befallsrisiko erhöhen sollte. Dies heißt, daß bei den derzeit geltenden Rahmenbedingungen der Europäischen Gemeinschaften ertragssteigernde Stickstoffgaben auch dann noch ausgebracht werden, wenn damit Beeinträchtigungen der Pflanzengesundheit verbunden sind. Die bei übermäßiger Stickstoffversorgung verstärkt auftretenden Pflanzenkrankheiten müssen zur Ertrags-sicherung zwangsläufig mit Pestiziden (meist Fungizide) behandelt werden.

Diese oben beschriebene, völlig unbefriedigende Situation kann gleichfalls auch für Österreich angenommen werden.

Daß reine Stickstoffdüngung zu einem Anstieg der Mehltauerkrankungen führt, wurde schon in Tabelle 9 dargestellt. Die folgende Abbildung zeigt darüber hinaus, daß eine Phosphor- und Kaliumdüngung, vor allem bei kombinierten Gaben, den Befall von Sommergerste mit Getreidemehltau vermindert.

Abb. 14: Der Einfluß verschiedener Nährstoffe (N, P, K) allein oder in Kombination auf den Befall von Sommergerste mit Getreidemehltau (*Erysiphe graminis*) in der Zeit von Ende Mai bis Mitte Juli (LAST, 1962 in HEITEFUSS, 1975).



Eine kombinierte NPK-Düngung erhöhte den Befall mit Getreidemehltau nur gering. Abbildung 14 stimmt mit den Erkenntnissen von FUCHS und GROSSMANN (1972) überein,

daß Stickstoffmangel die Resistenz gegen Echten Mehltau und gegen Rostpilze aber auch gegen zahlreiche andere pilzliche und bakterielle Krankheiten erhöht. Demgegenüber führt Stickstoffüberschuß zu lockeren, dünnwandigen, großzelligem Geweben und zu einer Verminderung der Verholzung und Verkieselung. All dies erleichtert Eindringen und Ausbreitung von Krankheitserregern (FUCHS und GROSSMANN, 1972).

Neben Stickstoff beeinflußt Kalium am deutlichsten die Pflanzengesundheit und zwar fast immer in der, den Stickstoffgaben entgegengesetzten Weise. Viruskrankheiten werden von Kalium relativ wenig beeinflußt und Nematoden werden eher begünstigt. Phosphor wirkt zwar ähnlich dem Kalium als Stickstoffantagonist, steht aber in dieser Beziehung entscheidend hinter dem Kalium zurück. Phosphatgaben können Virusinfektionen fördern (FUCHS und GROSSMANN, 1972).

Zusammenfassung - Pflanzengesundheit

Aus der verwendeten Literatur ist zu ersehen, daß ein ausreichendes und ausgewogenes Nährstoffangebot Voraussetzung für eine gesunde Entwicklung der Kulturpflanzen ist.

Die meist direkt ertragssteigernde Wirkung von Stickstoffgaben führt in der landwirtschaftlichen Praxis oft zu hoher bzw. überhöhter Stickstoffdüngung, durch die eine Reihe von Schadorganismen wie Echter Mehltau, Rost und Blattläuse gefördert werden. Diese durch Stickstoff geförderten Schadorganismen müssen in der Folge durch Pestizidapplikationen bekämpft werden, was keineswegs den Intentionen einer ökologisch angepaßten Landbewirtschaftung entsprechen kann.

Es gibt Hinweise auf einen möglichen positiven Einfluß von organischen Düngemitteln auf die Pflanzengesundheit. Allerdings sind die Mechanismen, die wahrscheinlich in einem geänderten Pflanzenstoffwechsel ihren Ursprung haben, noch nicht hinreichend geklärt.

Bei ausgewogenem und zeitlich angepaßtem Nährstoffangebot, und dies bedeutet im Bezug auf die Pflanzengesundheit u.a. eine sehr sparsam dosierte Stickstoffdüngung, ist aufgrund der Mineraldüngung mit keiner Schädigung der Pflanzengesundheit zu rechnen. Die Gefahr von Überdosierungen darf aber vor allem bei den sofort pflanzenverfügbaren mineralischen Düngern nicht unterschätzt werden.



6. AUSWIRKUNGEN AUF DIE NAHRUNGSMITTELQUALITÄT

Die Qualität von Nahrungs- und auch Futtermitteln wird meist durch den Gehalt an den sogenannten "wertbestimmenden Inhaltsstoffen" ausgedrückt. Zu diesen wertbestimmenden Inhaltsstoffen zählen insbesondere das Eiweiß, Kohlenhydrate, Fett, essentielle Aminosäuren und Fettsäuren, Vitamine und Mineralstoffe. Auch die biologische Wertigkeit und die Verdaulichkeit des Nahrungsmittels spielen eine entscheidende Rolle bei der Einschätzung der Qualität eines Nahrungs- oder Futtermittels.

Um eine möglichst vollständige Beschreibung der Qualitätsmerkmale eines Futtermittels zu erreichen können Fütterungsversuche zur Verdeutlichung von Vor- und Nachteilen biologisch erzeugter Nahrungsmittel im Vergleich zu konventionell erzeugten unternommen werden. Es ist einleuchtend, daß es über diesen Umweg, abweichend von einer bloßen Analyse der "wertgebenden Inhaltsstoffe" möglich ist, informativere Aussagen zur Gesamteinschätzung eines Futtermittels zu treffen.

PLOCHBERGER (1989) konnte beispielsweise im Versuch mit Hühnern signifikant bessere Zuwachsleistungen im Fall des Fütterns mit Futter feststellen, das aus biologischem Anbau stammte. Hühner, an die biologisch erzeugte Futtermittel verfüttert wurden, produzierten Eier mit größerem Gewicht und Dotter als die mit konventionell erzeugten Futtermitteln gefütterten Tiere. Besonders interessant erscheint dabei die Tatsache, daß die Versuchshühner statistisch hoch signifikant biologisch produzierte Futtermittel bevorzugten. Nachdem die Pflanzenqualität von vielen standortspezifischen Faktoren sowie Reifegrad, Erntezeitpunkt etc. abhängig ist, wurde bei dem angeführten Versuch darauf geachtet, in dieser Hinsicht vergleichbare Produkte zu verwenden,

einzig Berechnung, Pflanzenschutz und Düngung unterschied die pflanzlichen Testfuttemittel.

Der Qualitätsbegriff bei Lebensmitteln ist derzeit sehr umstritten. Die im Qualitätsklassengesetz vorgenommene Einstufung in Handelsklassen orientiert sich fast ausschließlich an der äußeren Beschaffenheit. Kriterien sogenannter innerer Qualität wie Vitamin- und Proteingehalt aber auch der Gehalt unerwünschter Inhaltsstoffe wie Nitrat wird demgegenüber bei der Einteilung in Handelsklassen vernachlässigt. Dies führt beispielsweise in der Obstproduktion, wo in der obersten Qualitätsklasse keinerlei Schäden durch Pflanzenkrankheiten geduldet werden, noch immer zu vorbeugendem Pestizideinsatz.

Ein ganz entscheidend durch Düngung beeinflusster Pflanzeninhaltsstoff ist Nitrat. Die Pflanze nimmt Stickstoff fast ausschließlich in Form von Nitrat und Ammonium auf. Stickstoff kommt in Form der Aminogruppe in Aminosäuren, Aminen und Amiden vor, ist am Aufbau der Peptidbindung der Proteine beteiligt und ist in den Stickstoffbasen der Nucleotide und damit der Nucleinsäuren vertreten. Stickstoff ist damit essentieller Baustein zahlreicher physiologisch wichtiger Verbindungen. NO_3^- wird in den Pflanzen über NO_2^- zu NH_3 reduziert. Diese Reaktion wird von der Belichtung der Pflanze beeinflusst, wobei die Synthese des die Nitratreduktion katalysierenden Enzyms von der Lichtintensität abhängig ist. Zur Anreicherung von Nitrat in Pflanzen kommt es bei überreicher Nitraternährung oder bei ungenügender Belichtung der Pflanzen (MENGEL, 1984).

Nitrat wird vom Menschen mit der Nahrung und dem Trinkwasser aufgenommen und ist für den Menschen nicht direkt toxisch. Durch Reduktion des Nitrates wird toxisches Nitrit gebildet. Diese Reduktion kann bereits außerhalb

des menschlichen Körpers in den Nahrungsmitteln oder im menschlichen Verdauungstrakt stattfinden.

Nitrit führt seinerseits zur Methämoglobinbildung im Blut, das bei höheren Konzentrationen die Sauerstofftransportfähigkeit des Blutes stark herabsetzt.

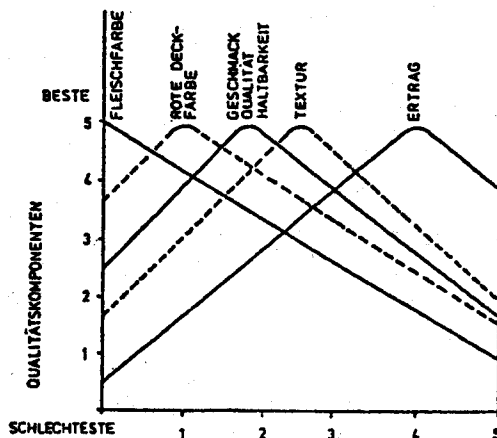
Säuglinge sind gegenüber Nitrataufnahme besonders empfindlich. Die aus der verminderten Sauerstoffabgabe resultierende Krankheit wird Blausucht oder Methämoglobinämie genannt. Nitrit kann unter bestimmten Voraussetzungen im Magen zur Bildung von Nitrosaminen führen. Nitrosamine werden als krebsfördernd eingestuft. Aus den angeführten Gründen ergibt sich, daß der Nitratgehalt pflanzlicher Produkte möglichst niedrig gehalten werden muß. Die Gefahr überhöhter Nitratwerte besteht insbesondere bei Blatt- und Wurzelgemüsen. Wie bereits angeführt, wird diese Gefahr durch mangelnde Belichtung erhöht, sodaß die gravierensten Nitratbelastungen pflanzlicher Produkte bei Glashausgemüsen auftreten. Von der österreichischen Codex-Kommission wurden für die wichtigsten Gemüsesorten Grenz- und Richtwerte erlassen, die in Abhängigkeit des Erntezeitpunktes (Freiland- oder Glashausproduktion) zwischen 1,5 g und 4,5 g Nitrat pro kg Frischgewicht liegen.

Da Stickstoffdüngung den Ertrag am direktesten beeinflusst, ist gerade bei diesem Pflanzennährstoff eine Tendenz zu hohen Gaben feststellbar. Hohe Stickstoffgaben führen aber nicht nur zum Anstieg des nicht erwünschten Nitratgehaltes in den pflanzlichen Produkten, sondern können auch andere Qualitätsmerkmale negativ beeinflussen.

Abbildung 15 zeigt bereits seit 20 Jahren bekannte, schematisierte Versuchsergebnisse mit steigenden Stickstoffgaben im Apfelbau. Der Ertrag steigt bis zur

Stickstoffsteigerungsstufe 4 während andere wesentliche, allerdings mitunter schwer objektivierbare, Qualitätsmerkmale bereits rückläufige Tendenz zeigen.

Abb. 15: Qualitätsbeeinflussung durch steigende Stickstoffdüngung bei Äpfeln (STOLL, 1969).



In Tabelle 10 ist ein weiterer von STOLL (1969) durchgeführter Versuch dargestellt.

Tab. 10: Einfluß steigender Stickstoffgaben auf Ertrag und Qualität von Gamay (STOLL, 1969).

Parameter		N-Gabe steigend		
Ertrag	(1/100 m ²)	88	198	256
Öchslegrad		82	73	64
Zucker	(g/l)	188	169	139
Gesamtsäure	(g/l)	12,3	12,5	13,3
Reifeindex ¹		67	58	48

¹ Reifeindex = $\frac{\text{Öchslegrad} \times 100}{\text{Gesamtsäure}}$

Der Feldversuch von SCHUDEL (1979) mit zwei Spinatsorten zeigt einen stark erhöhten Nitratgehalt und bezogen auf die Frischsubstanz einen eindeutig erniedrigten Vitamin-C-Gehalt beim Spinat aus mineralgedüngten Parzellen.

Tab. 11: Feldversuche mit Spinat (SCHUDEL, 1979)

Variante	TS-Ertrag		Vitamin C				Nitrat	
	(dt/ha)		(mg/kg FS)		(mg/100 g TS)		(mg NO ₃ /100 g TS)	
	Nores ¹	Nobel ²	Nores	Nobel	Nores	Nobel	Nores	Nobel
Mistkompost ³								
100 kg N/ha	11,2	18,2	694	767	685	769	1247	590
300 kg N/ha	12,5	19,5	705	763	728	800	929	541
Pflanzenkompost ⁴								
100 kg N/ha	—	14,4	—	775	—	769	—	413
300 kg N/ha	—	18,0	—	761	—	805	—	629
N.P.K								
100 kg N/ha	17,2	18,4	549	663	680	771	2672	1900
300 kg N/ha	20,5	18,7	499	555	691	693	3968	3587
Null	12,3	15,3	676	816	662	818	1229	537

TS = Trockensubstanz FS = Frischsubstanz

- ¹ Spinatorte Nores
- ² Spinatorte Nobel Original
- ³ aus Rindermist
- ⁴ aus Pflanzenabfällen

MITCHELL et al. (1952), MAC LEAD (1965), POMERANZ et al. (1977) und SAUBERLICH et al. (1953) kommen zur Ansicht, daß ein Anheben des Rohproteingehaltes der Pflanzen infolge höherer Stickstoffdüngung keine bessere biologische Wertigkeit bedingen muß, weil damit in den meisten Fällen eine Zunahme des Nichtprotein - Stickstoffes und eine Zunahme der Konzentration der nicht essentiellen Aminosäuren verbunden ist.

Cadmium, das durch Phosphatdünger, Siedlungsabfälle und Luftimmissionen in den Boden gelangt, kann von den Pflanzen aufgenommen werden. Die Pflanzenverfügbarkeit von Cadmium sinkt mit steigendem pH-Wert, sodaß sie durch Kalkung des Bodens vermindert werden kann. Die jährliche Cadmiumzufuhr durch Phosphatdünger liegt bei 1 - 3 g Cd/ha.a (UMWELTBUNDESAMT, 1988). Diese Cadmiumzufuhr durch Mineraleinsatz bedarf besonderer Beachtung, da Cadmium im Gegensatz zu anderen Schwermetallen relativ leicht von der Pflanze über die Wurzeln aufgenommen wird.

ISERMANN (1983) unterstreicht dies mit seinen Angaben, daß es bei unbelasteten Böden zu einem Cadmiumaustrag von 1 - 6 (\bar{x} =3) g/ha.a kommt, wobei ca. 1 - 5 g/ha.a auf den Ernteentzug und nur ca. 0,5 - 1,0 g auf die Ein- bzw. Auswaschung von Cadmium entfallen.

DIERCKS (1986) vertritt die Meinung, daß die durch den Pflanzenbestand entzogenen Mengen als unbedenklich gelten können, da Rückstände in pflanzlichen Nahrungsmitteln den WHO-Grenzwert von 0,525 mg Cd als tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge weit unterschreiten.

Auch KAMPE (1983) stimmt nach ausführlichen Untersuchungen über die Blei- und Cadmiumgehalte in Nahrungsmitteln mit der Meinung von DIERCKS (1986) überein, daß über den Gesamtverzehr keine kritische Cadmiumbelastung zu erkennen ist. Die Ausschöpfung des WHO-Wertes lag bei den verschiedenen Ernährungsgruppen im Jahresmittel zwischen 7,4 und 35,6 %. Nach Meinung von KAMPE (1983) sollte die Cadmiumaufnahme durch Lebensmittel 25 % des WHO-Wertes nicht überschreiten, da Cadmium auch über andere Wege - beispielsweise durch Rauchen - aufgenommen werden kann.

Zusammenfassung - Nahrungsmittelqualität

Nitrat ist ein durch Düngung ganz wesentlich beeinflussbarer Pflanzeninhaltsstoff. Zu Nitratanreicherungen in der Pflanze kommt es bei überreicherlicher Nitraternährung oder bei ungenügender Belichtung der Pflanzen. Die Gefahr ungenügender Belichtung besteht vor allem bei Glashaushausproduktion im Winter. Hohe Stickstoffgaben führen aber nicht nur zu einem Anstieg des Gehaltes an nicht erwünschtem Nitrat in den Pflanzen, sondern können auch andere Qualitätsmerkmale wie Vitamin-C-Gehalt, Haltbarkeit und Zuckergehalt negativ beeinflussen.

Höhere Stickstoffgaben erhöhen zwar den Rohproteingehalt, jedoch steigt damit der Anteil an nicht essentiellen Aminosäuren und Fettsäuren. Auch der nicht wünschenswerte Anteil an Nicht-Protein-Stickstoff nimmt zu. Fütterungsversuche deuten auf eine insgesamt bessere Qualität biologisch erzeugter Futtermittel hin. Vor allem im Bezug auf den Nitratgehalt von Blatt- und Wurzelgemüsen wird die Bevorzugung langsam fließender Stickstoffquellen (Kompost) empfohlen. Bei ökonomischer Notwendigkeit von Mineraldüngung wird zur äußersten Zurückhaltung bei der Bemessung der einzelnen Stickstoffgaben geraten.

Aufgrund des mit der Phosphatdüngung verbundenen Cadmumeintrages in die Böden und der daraus folgenden Cadmiumaufnahme durch die Pflanzen ist derzeit mit keinen kritischen Belastungen der Lebensmittel zu rechnen. Sehr wohl liefern cadmiumhaltige Phosphatdünger über die Pflanzenaufnahme jedoch einen Beitrag zur Cadmiumgesamtbelastung des Menschen.



7. AUSWIRKUNGEN AUF DIE ATMOSPHERE

Durch die Umsetzungsvorgänge im Boden (Denitrifikation und Nitrifikation) kommt es zur Freisetzung von gasförmigen Stickstoffverbindungen, die, soweit sie nicht von Mikroorganismen fixiert werden, in die Atmosphäre entweichen.

Das Lachgas (N_2O) wird im Gegensatz zu anderen Stickoxiden nicht abgerechnet, sondern steigt bis in die Stratosphäre auf. Dort wird das Lachgas zum überwiegenden Teil in N_2 und O_2 umgewandelt ($N_2O + O \Rightarrow N_2 + O_2$) und zu einem geringen Teil erfolgt eine Reaktion zu NO-Stickoxid ($N_2O + O \Rightarrow 2 NO$). Das NO-Stickoxid ist der wichtigste Katalysator für den Ozonabbau in der Stratosphäre.

Für das Leben auf der Erde besteht die wichtigste Funktion der Ozonschicht darin, übermäßige UV-Strahlung von der Erdoberfläche abzuhalten und so vor den negativen Auswirkungen dieser Strahlung zu schützen.

Durch einen Abbau der Ozonschicht würden aller Voraussicht nach auch die Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse auf der Erde verändert werden. Es ist mit erheblichen Schädigungen der Ökosysteme zu rechnen. Eine 10%ige Abnahme des in der Stratosphäre enthaltenen Ozons dürfte aller Wahrscheinlichkeit nach zu einer 20-30%igen Zunahme der Hautkrebserkrankungen führen (Council of Environmental Quality, 1980).

Die Ozonschicht wird durch verschiedene, auf menschliche Aktivitäten zurückgehende Stoffe beeinträchtigt. Zu diesen Stoffen zählen Fluorchlorkohlenwasserstoffe (z.B. aus Spraydosen) und die Emissionen aus verschiedenen Verbrennungsprozessen wobei Abgase von Überschallflugzeugen besondere Bedeutung haben dürften. Über diese bekannten, an der Zerstörung der Ozonschicht beteiligten

Faktoren hinaus, besteht aber auch der Verdacht, daß die mineralische Stickstoffdüngung an den ozonzerstörenden Abbauprozessen mitbeteiligt ist.

Wenn es zu keinen Abbauprozessen in der Ozonschicht kommt, steht die Produktion von Ozon mit Hilfe von kurzwelligem UV-Licht mit dem katalytischen Ozonabbau im Gleichgewicht. Erhöhte N_2O -Emissionen führen zum Anstieg der NO-Werte in der Stratosphäre und lassen daher einen erhöhten katalytischen Ozonabbau erwarten.

Wie bereits erwähnt, gibt es aber eine Vielzahl von N_2O -Quellen. Die wichtigsten davon sind sicherlich die Umsetzungsprozesse von natürlichem Stickstoff in Oberflächengewässern und im Boden sowie die Verbrennungsprozesse in Industrie, Verkehr und in den Haushalten.

Eine Abschätzung der N_2O -Emissionen ist mit erheblichen Unsicherheiten verbunden, sodaß einzelne Autoren zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen gelangen.

ISERMANN (1979) schätzt die Gesamt- N_2O -Emission auf $50 \cdot 10^6$ t pro Jahr, ABOU-SEADA (1986) dagegen auf $100 \cdot 10^6$ t pro Jahr. Die "World Meteorological Organization" beziffert die jährliche Steigerung der N_2O -Emission mit ca. 0,2 %. Relative Einigkeit besteht lediglich darin, daß auf die Umsetzung von stickstoffhaltigen Mineraldüngern kein besonders großer Anteil der N_2O -Emissionen entfällt. Diesen Anteil schätzt beispielsweise ISERMANN (1979) auf 2 %.

Die natürliche N_2O -Bildung wird aller Voraussicht nach relativ konstant bleiben und damit eine unveränderte Grundemission darstellen. Dagegen ist bei den anthropogen bedingten Emissionen durch die verschiedenen Verbrennungsprozesse und durch mineralische Stickstoffdüngung ein Anstieg zu befürchten.

Die Frage, inwieweit die mineralische Stickstoffdüngung zu einer Reduktion des Ozongehaltes in der Stratosphäre führt, ist allerdings noch weithin ungeklärt.

Die National Academy of Sciences schätzte 1978 den Ozonabbau, der durch mineralische Stickstoffdüngung bis zum Jahr 2100 verursacht werden wird, auf 1,5 - 3 %. Dagegen meint beispielsweise ALDRICH (1984), daß es durch die abnehmende Mineralisation im Boden zu einer verminderten natürlichen N_2O -Emissionen kommt. Diese fehlenden N_2O -Emissionen werden durch die Umwandlungsprozesse von mineralgedüngtem Stickstoff wieder ausgeglichen.

TURCO et al. (1978) kommen bei ihren Überlegungen jedoch zu einem nochmals gänzlich anderem Schluß. Sie nehmen an, daß es bei einer 50%igen N_2O -Zunahme in der Stratosphäre aufgrund der Wechselwirkung zwischen den Spurengasen sogar zu einer Zunahme des Ozongehaltes um 2,7 % kommt.

Zusammenfassung - Atmosphäre

Ein großer Teil der für die Ozonschicht problematischen N_2O -Produktion dürfte auf Denitrifikationsprozessen von natürlichen Stickstoffverbindungen im Boden und in Oberflächengewässern zurückzuführen sein. Über das Ausmaß der Mitbeteiligung mineralischer Stickstoffdüngung an der Schädigung der Ozonschicht bestehen noch große Unklarheiten. Weitere Forschungen auf diesem Gebiet sind notwendig. Dies ganz besonders deshalb, weil die Gefahr einer Beeinträchtigung der Ozonschicht in der Summierung aller ozonzerstörenden Momente liegt.



8. ZUSAMMENFASSUNG

Ein wesentliches Ziel ökologisch orientierter Landwirtschaft muß in möglichst geschlossenen Stoff- und Energiekreisläufen innerhalb der landwirtschaftlichen Betriebe und Gebiete liegen (UMWELTBUNDESAMT, 1988). Dies bedeutet, daß der Zukauf von Produktionsmitteln (z.B. Pestiziden), aber auch der Fremdenergieeinsatz möglichst gering gehalten werden soll.

Der Anteil der Mineraldüngung am gesamten Input fossiler Energie innerhalb der Pflanzenproduktion liegt bereits bei 50 % (HEYLAND und SOLANSKY, 1979), wovon wiederum mehr als 80 % für Herstellung von Stickstoffdünger verbraucht wird (DIEZ, 1980).

Aus ökologischer, aber auch aus volkswirtschaftlicher Sicht ist bei den derzeitigen Verhältnissen am Agrarmarkt eine allgemeine Extensivierung der landwirtschaftlichen Produktion anzustreben. Eine allgemeine Extensivierung ist direkt an eine Verminderung des Einsatzes produktionssteigernder Mittel, zu denen auch die Mineraldünger, vor allem die Stickstoffdünger zählen, gebunden.

Demgegenüber ist es für den einzelnen Landwirt nach wie vor sinnvoll, möglichst hohe Flächenerträge zu ernten und zu vermarkten. Dies gilt solange mit der Mehrproduktion positive Deckungsbeiträge erwirtschaftet werden.

Durch die Trennung von Pflanzen- und Tierproduktion in der modernen Landwirtschaft steht den reinen Ackerbaubetrieben einerseits kein Stallmist zur Verfügung, andererseits wird aber auch der humusmehrende und oft luftstickstoffbindende (Leguminosen) Feldfutterbau nicht

mehr betrieben. Die Einstellung der Viehwirtschaft durch landwirtschaftliche Betriebe bedeutet daher fast zwangsläufig eine Erhöhung des Mineraldüngereinsatzes und steht im Gegensatz zur Erhaltung möglichst geschlossener Kreisläufe. Zusätzlich bringt genau diese Entwicklung die zahlreichen ökologischen Probleme, die durch intensive und einseitige Landwirtschaft (auch Tierproduktion) verursacht werden.

Trotz der prinzipiellen Argumente, die für eine Drosselung des Mineraldüngereinsatzes sprechen, kann der einzelnen Mineraldüngergabe nicht a priori eine negative Auswirkung auf die Umwelt unterstellt werden. Bezüglich der Humusbilanz im Ackerbau bei ausschließlicher Mineraldüngung liegen unterschiedliche Ergebnisse vor. Sie reichen vom Humusabbau über ausgeglichene Humusbilanz bis zum Humusaufbau. Unbestritten ist, daß durch mineralische Düngung zwar vorrangig erhöhte Ernten erzielt werden, gleichzeitig wird aber auch der Boden mit größeren Mengen an Wurzel- und Ernterückständen, die Voraussetzung für die Humusbildung sind, versorgt.

Bei sachgemäßer Mineraldüngung konnten keine negativen Auswirkungen auf das Bodenleben festgestellt werden. Die dennoch bei biologisch bewirtschafteten Parzellen meist etwas besseren bodenbiologischen Werte werden vor allem auf den höheren Humusgehalt und eventuell auch auf die geringere Bodenverdichtung dieser Parzellen zurückgeführt (FOISSNER, 1989).

Organische Düngung vermag die Humusbildung und das Bodenleben stärker positiv zu beeinflussen als Mineraldüngung. Wird eine Mineraldüngung durchgeführt, so sollte sie jedenfalls mit organischer Düngung kombiniert werden.

Aus landwirtschaftlichen Flächen stammende Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer können zu schweren Eutrophierungserscheinungen sensibler Bereiche wie Seen, Teiche und Tümpel führen. Im großen Maßstab haben diese Eutrophierungserscheinungen auch bedeutende Auswirkungen auf die Meere. Für die Eutrophierung der Oberflächengewässer ist es gleichgültig, ob die Nährstoffe, hier hat Phosphor große Bedeutung, aus organischer oder mineralischer Düngung stammen. Die bei intensiver Tierproduktion anfallenden überhöhten Güllemengen, die häufig auch völlig unabhängig vom Pflanzenbedarf und damit zum falschen Zeitpunkt ausgebracht werden, stellen in diesem Zusammenhang zumindest lokal einen entscheidenden Faktor dar.

Die Umsetzungsvorgänge im Boden, die letzten Endes zu mineralisiertem Stickstoff führen, sind von einer ganzen Reihe beeinflussbarer (z.B. Bodenbearbeitung, Düngung) und nicht beeinflussbarer (z.B. Bodenart, Niederschläge) Faktoren abhängig. Aufgrund der Komplexizität der Zusammenhänge bleiben entscheidende Unsicherheitsfaktoren bei der Berechnung der optimalen Düngermenge. Die Unsicherheiten liegen bei der richtigen Einschätzung des bodeneigenen Nährstoffpotentials und beim Ausmaß der Mobilisierung dieser Nährstoffe (UMWELTBUNDESAMT, 1988). Dies kann in der landwirtschaftlichen Praxis trotz der genauen Dosierbarkeit von Mineraldüngern zu unangepaßt hohen Düngergaben führen. Die Gefahr einer Überdosierung besteht vor allem beim direkt ertragssteigernden Stickstoff. Das im Boden sehr mobile Nitrat unterliegt dann verstärkt der Gefahr einer Auswaschung in das Grundwasser.

Dem Grundwasserschutz und damit der Vermeidung erhöhter Nitratkonzentrationen im Grundwasser, das immer potentielles Trinkwasser darstellt, ist auch aus human-

toxikologischen Gründen oberste Priorität beizumessen. Es wird daher dringend empfohlen, gleichgültig ob es sich um Düngemittel organischer oder mineralischer Herkunft handelt, bei der Bemessung von leicht löslichen Stickstoffgaben größte Zurückhaltung zu üben.

Bezüglich der Artenvielfalt von Pflanzengesellschaften muß festgestellt werden, daß Düngemaßnahmen auf artenreichen Grünlandstandorten fast immer zur Artenverschiebungen und Artenabnahmen führen. In diesem Fall muß auch mit negativen Auswirkungen auf die Futterqualität gerechnet werden, da die Ausgewogenheit der Futterration darunter leidet.

Für gesunde Pflanzenbestände ist ein ausreichendes und ausgewogenes Nährstoffangebot Grundvoraussetzung. Hohe Stickstoffgaben, die aufgrund ihrer ertragssteigernden Wirkung nicht selten sind, fördern eine Reihe von Schadorganismen wie Echten Mehltau und Blattläuse. Diese Schadorganismen müssen in der Folge mit Pestizidapplikation bekämpft werden.

Organische Düngemittel scheinen im Vergleich zu mineralischen Düngemitteln einen günstigeren Einfluß auf die Pflanzengesundheit zu haben. Eine mögliche Erklärung für diesen Umstand könnte in den bisher nur fragmental erforschten Stoffwechselmechanismen der Pflanzen gefunden werden.

Hohe Stickstoffgaben können auch zu Nitratanreicherungen, vor allem in Blatt- und Wurzelgemüsen, führen, gleichzeitig können andere Qualitätsmerkmale wie Vitamin-C-Gehalt, Haltbarkeit und Zuckergehalt negativ beeinflußt werden. In diesem Zusammenhang wird die Bevorzugung langsam fließender Stickstoffquellen (Kompost) und äußerste Zurückhaltung bei der Bemessung von Stickstoffgaben empfohlen.

Ein großer Teil der für die Ozonschicht problematischen N_2O -Produktion dürfte auf Denitrifikationsprozesse von natürlichen Stickstoffverbindungen im Boden und in Oberflächengewässern zurückzuführen sein. Zur endgültigen Beurteilung der Mitbeteiligung der Mineraldüngung sind noch weitere Forschungen durchzuführen.

Aus ökologischer Sicht liegt eines der bedeutendsten Probleme der Landwirtschaft in der starken Spezialisierung der Betriebe. Unter Spezialisierung ist hier vor allem die räumliche Trennung von Tier- und Pflanzenproduktion zu verstehen. Wie schon angeführt, macht diese Trennung eine ernsthafte Annäherung an das Ideal geschlossener Stoff- und Energiekreisläufe unmöglich. Dabei wird gerade durch die Mineraldüngung diese räumliche Trennung erst ermöglicht.

Durch die Möglichkeit, Pflanzennährstoffe durch Mineraldüngung zuzuführen, kann die Pflanzenproduktion ohne der Düngewirkung tierischer Ausscheidungen erst ertragreich wirtschaften. Genau dadurch werden auf der anderen Seite die regionalen Gülleüberschußprobleme der intensiven Tierhaltung begründet, einen weiteren Beitrag dazu leisten außerdem die Futtermittelimporte wovon insbesondere die Eiweißfuttermittel bedeutsam sind. Zusammen mit überhöhten Mineraldüngergaben haben sie die beschriebenen zahlreichen negativen Auswirkungen zur Folge.

Die Landwirtschaft sollte sich verstärkt dem Ideal möglichst geschlossener Stoff- und Energiekreisläufe annähern. Projekte, die sich dem Verteilungs- und Behandlungsproblem der ausreichend vorhandenen Nährstoffe aus tierischen Ausscheidungen und Biomasse widmen, sind daher aus ökologischer Sicht zu fördern.



9. LITERATURVERZEICHNIS

ALDRICH, S.R.

Nitrogen management to minimize adverse effects on the environment. In: HAUCK R.D., Nitrogen in Crop Production, American Society of Agronomy, Madison, WI.

BACHTHALER, G.

Pflanzenernährung und Düngung. In: Die Landwirtschaft, Band 1, Teil A. München 1976.

BERGER, H., FOISSNER, W., ADAM, H.

Field experiments on the effects of fertilizers and lime on the soil microfauna of an alpine pasture. Jena 1986.

BOGUSLAWSKI VON E.

Ackerbau. Grundlagen der Pflanzenproduktion. Frankfurt am Main 1981.

BRAUNS, A.

Praktische Bodenbiologie. Stuttgart 1968.

COUNCIL ON ENVIRONMENTAL QUALITY

Global 2000. Bericht an den Präsidenten. Washington 1980.

DELL' AGNOLA, G., NARDI, S.

Hormone-like effect and enhanced nitrate uptake induced by depolycondensed humic fractions obtained from *Allolobophora rosea* and *A. caliginosa* faeces. Biology and Fertility of Soils. Springer Verlag 1987.

DEUTSCHER VEREIN FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (DVWK)

Schriften 80. Bedeutung biologischer Vorgänge für die Beschaffenheit des Grundwassers. Paul Parey. Berlin 1988.

DIERCKS, R.

Alternativen im Landbau. Eine kritische Gesamtbilanz.
Stuttgart 1986,

DIEZ, Th.

Energieeinsparungsmöglichkeiten beim Düngereinsatz. In:
Energieeinsatz in der Landwirtschaft. Herausgeber: Bayerisches
Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft
und Forsten. München 1980.

DOMSCH, K.H.

Funktionen und Belastbarkeit des Bodens aus der Sicht
der Bodenmikrobiologie. Rat von Sachverständigen für
Umweltfragen. Stuttgart und Mainz 1985.

DUYNISVELD, H., Strebel, O.

Ermittlung der Nitrat-Verlagerung aus Ackerböden ins
Grundwasser mit Hilfe von Simulationsmodellen. Umwelt-
bundesamt Berlin. Texte 8/86.

EISENHUT, M.

Bodenfibel. Graz 1982.

ELLENBERG, H.

Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß
von Düngung und Immissionen. Schweizerische Zeitung des
Forstwesens 136. 1985.

FLAIG, W.

Einwirkung von organischen Bodenbestandteilen auf das
Pflanzenwachstum.

Landwirtschaftliche Forschung Band XXI S. 103 - 127.

FOISSNER, W.

The micro-edaphon in ecoformed and conventionally farmed
dryland cornfields near Vienna (Austria). Biology and
Fertility of Soils 3 1987.

FOISSNER, W.

Bodenzoologische Untersuchungen an ökologisch und konventionell bewirtschafteten Acker- und Grünlandböden. Academia Cosmologica Nova. in Druck 1989.

FOISSNER, W., FRANZ, H., ADAM, H.

Untersuchungen über das Bodenleben in ökologisch und konventionell bewirtschafteten Acker- und Grünlandböden im Raum Salzburg. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie. Band XV. 1987.

FUCHS, W.H., GROSSMANN, F.

Ernährung und Resistenz von Kulturpflanzen gegenüber Krankheitserregern und Schädlingen. In: SCHARRER K. und LINSER H. Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung. Wien - New York 1972.

FURRER, O.J.

Einfluß von Fruchtfolge und Düngung auf den Nitrateintrag ins Grundwasser. Liebefeld - Bern 1984.

GEISSLER, G.

Pflanzenbau. Ein Lehrbuch - Biologische Grundlagen und Technik der Pflanzenproduktion. Berlin und Hamburg 1980.

GÖK, M., OTTOW, J.

Einfluß von Sauerstoff auf die Intensität der Gaszusammensetzung der Denitrifikation in einem mit Stroh gedüngten Böden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkunde. Gesellschaft 55/II 1987.

HAMPL, U.

Ökologisches Grundwissen, Teil III, Pflanzenernährung Ökologie und Landbau 3. Quartal 1989, Heft 71, International Federation of Organic Agriculture Movements.

HEITEFUSS, R.

Pflanzenschutz. Grundlagen der praktischen Phytomedizin. Stuttgart 1975.

HEYLAND, K. U., SOLANSKY, S.

Energieeinsatz und Energieumsetzung im Bereich der Pflanzenproduktion. Berichte über Landwirtschaft. 195. Sonderheft 15. 1979.

ISERMANN, K.

Einfluß von Phosphatdüngung auf den Cadmiumgehalt des Bodens, ermittelt anhand zahlreicher Dauerversuche in Westeuropa. In: Landwirtschaftliche Forschung. Sonderheft 39. Kongreßband 1982. Frankfurt am Main 1983.

KAMPE, W.

Blei und Cadmium in Nahrungsmitteln der Angebotsform und im Gesamtverzehr. In: Landwirtschaftliche Forschung. Sonderheft 39. Kongreßband 1982. Frankfurt am Main 1983.

KEMMERLING, W.

Grundlagenstudie Nitratbelastung des Grundwassers. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien 1983.

KLAGHOFER, E.

Möglichkeiten zur Minimierung des Nitratreintrages in das Grundwasser. Sonderdruck aus "Förderungsdienst". Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien 1986

KOPEINIG, P.

Begegnung mit den Lebensgrundlagen - der Boden
Eine Aktion von Bauern für Bauern und alle an der Landwirtschaft wirklich interessierten Menschen. Bildungsarbeit von bäuerlichen Anliegen her gestaltet. 8200 Gleisdorf, 1987.

KROMP, B.

Zur Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae) von Äckern in drei Gegenden Österreichs unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsweise. Dissertation Universität Wien 1985.

LEE, K.E.

Earthworms. Their ecology and relationships with soils and land use. Sydney 1985.

LÜFTENEGGER, G., FOISSNER, W., ADAM, H.

Der Einfluß organischer und mineralischer Dünger auf die Bodenfauna einer planierten begrüneten Schipiste oberhalb der Waldgrenze. Zeitschrift für Vegetationstechnik 9. Hannover und Berlin 1986.

MA, W.C., BRUSSAARD, L., DE RIDDER, J.A.

Long-term Effects of Nitrogenous Fertilizers on Grassland Earthworms. In: Agriculture, Ecosystems and Environment, 30, Amsterdam 1990.

MAHN, E.G. und MUSLEMANIE, N.

Zum Einfluß erhöhter Stickstoffversorgung auf Entwicklung und Stoffproduktion von *Spergula arvensis* unter Agro-Ökosystembedingungen.

Angewandte Botanik 63, Seite 347 - 359, 1989.

MAIDL, F.X., DEMMEL, M. und FISCHBECK, G.

Vergleichende Untersuchungen ausgewählter Parameter der Bodenfruchtbarkeit auf konventionell und alternativ bewirtschafteten Standorten.

Landwirtschaftliche Forschung, Band 41, Heft 3-4, 1988.

MENGEL, K.

Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. Stuttgart 1984.

MÜLLER, S.

Stickstoffaufnahme, Ertrag und Qualität von Braugerste in Abhängigkeit vom anorganischen Bodenstickstoff und von der Stickstoffdüngung.

Landwirtschaftliche Forschung Band 41, Heft 1-2, 1988.

NIEDER, H. et al.

Nitrat im Grundwasser, Herkunft, Wirkungen, Vermeidung. Verband der Chemischen Industrie. VCH-Verlagsgesellschaft. 6940 Wernheim 1985.

NIEDER, R., SCHOLLMAYER, G. und ZAKOSEK, H.

Die Rolle der Denitrifikation in landwirtschaftlich genutztem Boden (Eine Literaturanalyse).

Zeitschrift für Kulturtechnik und Landesentwicklung, Vol. 30 (6) Nov./Dec. 1989.

PLOCHBERGER, K.

Feeding Experiments. A Criterion For Quality Estimation of Biologically and Conventionally Produced Foods. Agriculture, Ecosystems and Environment, 27, Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam 1989.

RAT VON SACHERVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN

Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten März 1985.

SAMPL, H.

Einfluß von Nährstoffabschwemmung und Bodenerosion auf die Gewässereutrophierung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien 1986.

SAUERBECK, D.

Funktion, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrikulturchemischer Sicht. Materialien zur Umweltforschung Nr. 10. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen. Stuttgart und Mainz 1985

SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P.

Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag. Stuttgart 1984.

SCHEFFER, B., WALTHER, W.

Stickstoffumsetzungen im Boden und Folgen für die Nitratauswaschung. Zeitschrift des DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches). Verlag R. Oldenburg. München 1988.

SIEPEL, H. and DE BUND, C.F.

The influence of managing practices on the microarthropod community of grassland. Pedobiologia, Band 31, Heft 5/6, 1988.

SÖCHTIG, H.

Beeinflussung des Stoffwechsels der Pflanze durch Humus und seine Bestandteile und die Auswirkungen auf Wachstum und Ertrag. Landbauforschung Völkenrode 14, S. 9 - 16.

STREBEL, O.

Nitratverlagerung ins Grundwasser in Abhängigkeit von Standorteigenschaften und Bodennutzung. Ursachen, Ausmaß, Minimierung. Umweltbundesamt Berlin. Texte 6/88.

TURCO, R.P., WHITTER, R.C., POPPOFF, I.G., CAPONE, L.A.

Supersonic transports, nitrogen fertilizer and stratospheric ozone. Natur 1978.

UMWELTBUNDESAMT

Grundwasserschutz und Stickstoffdüngung. Dokumentation eines Fachgespräches am 26. Februar 1987. Berlin 1988.

UMWELTBUNDESAMT

Bodenschutz. Probleme und Ziele. Wien 1988.

VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS-
UND FORSCHUNGSANSTALTEN

Symposium Nitrifikationshemmstoffe. VDLUFA-Schriftenreihe Nr. 11. VDLUFA-Verlag. 6100 Darmstadt 1983.

VETTER, H., STEFFENS, G.

Wirtschaftseigene Düngung. umweltschonend - bodenpflegend - wirtschaftlich. Frankfurt am Main 1986.

WELTE, E., TIMMERMANN, F.

Ausmaß und Ursachen der Oberflächenwasserbelastung mit Stickstoff aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Nitrat - Nitrit - Nitrosamine in Gewässern. Symposium aus Anlaß des Abschlusses des Schwerpunktprogrammes Nitrat, Nitrit, Nitrosamine in Gewässern. Deutsche Forschungsgemeinschaft. Verlag Chemie 1984

WOLLRING, J., WEHRMANN, J.

Der Nitratgehalt in der Halmbasis als Maßstab für den Stickstoffdüngerbedarf bei Wintergetreide. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Band 153, Heft 1, Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, Deutsche Gesellschaft für Pflanzenernährung. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim, Februar 1990.