

Bd. 25 1972, 27/1

61

SONDERDRUCK

aus

27/I. SONDERHEFT

zur Zeitschrift »Landwirtschaftliche Forschung«

zugleich Zeitschrift des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher
Untersuchungs- und Forschungsanstalten

Herausgegeben von: H. Kick, Bonn; H.-J. Oslage, Braunschweig-Völkenrode; U. Ruge, Hamburg;
F. Scheffer, Göttingen; E. Schlichting, Stuttgart-Hohenheim; L. Schmitt, Darmstadt; W. Wöhlbier, Stuttgart-Hohenheim

**Stand und Leistung
agrikulturchemischer und
agrarbiologischer Forschung
XXII**



J. D. SAUERLÄNDER'S VERLAG, FRANKFURT AM MAIN

Belastung und Entlastung der Oberflächengewässer durch die Landwirtschaft

Von A. AMBERGER *)

Alarmierende Berichte über die fortschreitende Verunreinigung der Gewässer liefern beängstigende Schlagzeilen in der Tagespresse. Der Tenor dieser Meldungen ist häufig, daß durch die in den letzten 20 Jahren stark erhöhte Düngung mit Nitrat und Phosphat ober- und unterirdische Gewässer eutrophiert bzw. verschmutzt werden. Man zögert nicht, verblüffend gleichlaufende Kurven aufzuzeigen über den Verbrauch an Phosphatdüngemitteln in der BRD in den letzten 15 Jahren und einem im gleichen Zeitraum steilen Anstieg des Phosphatgehaltes der Oberflächengewässer in Unkenntnis der Dinge, daß sich Korrelationen zwischen beliebigen, ja den kuriosesten Parametern erstellen lassen, ohne deshalb Informationen über die kausalen Zusammenhänge zu liefern.

Im Folgenden soll der Versuch einer Quantifizierung der Belastung und Entlastung der Oberflächengewässer mit Nitrat und Phosphat durch die Landwirtschaft gemacht und schließlich auf Maßnahmen eingegangen werden, die uns die Lösung dieser fürwahr schwierigen Probleme näherbringen.

I. Nitrat- und Phosphathaushalt des Bodens

1. Das Problem der Wasserverschmutzung bzw. Eutrophierung

Nach allgemeiner Ansicht sind Nitrate und Phosphate die wesentlichsten die Wasser verunreinigenden Mineralstoffe, während Chloride und Sulfate bisher nicht zu Bedenken Anlaß gegeben haben. Im Trinkwasser befindliches Nitrat führt in Überdosis (> 5 g beim Erwachsenen) zu Durchfall, Krämpfen und Kreislaufstörungen, dagegen werden schon durch relativ geringe Mengen Nitrit (beim Erwachsenen ab 0,5 g, bei Kleinkindern dagegen schon sehr viel früher) Vergiftungssymptome hervorgerufen, die teilweise durch pathologische Bildung von Methämoglobin, teilweise durch eine starke Gefäßdilatation im Körper zu erklären sind (SIMON, 1). Im Allgemeinen nimmt man an, daß hohe Nitratwerte auf andere Verunreinigungen (hoher Keimgehalt usw.) schließen lassen. Früher (Taschenbuch für Bauingenieure) duldete man nur Spuren von Nitrat im Trinkwasser, heute werden Grenzwerte zwischen 50 und 100 mg Nitrat/l diskutiert.

Aber auch der Nitratgehalt der Oberflächengewässer ist heute keinesfalls mehr gering. Problematisch werden die Dinge jedoch erst, wenn eine Phosphatanreicherung hinzukommt, die in den letzten 10 Jahren fraglos z. T. in erheblichem Maße erfolgt ist. Während früher nämlich der Phosphatgehalt der begrenzend Faktor für das Algenwachstum war, kommt es durch den höheren Phosphatgehalt der Bäche, Flüsse und Seen (die am meisten gefährdet sind) zur Eutrophierung (je 1 kg P werden ungefähr 100 kg Phytoplankton gebildet) und damit zu einer mangelnden Selbstreinigung der Gewässer. Nach SAWYER (2) genügen bereits 0,015 ppm P u. 0,3 ppm N im Wasser für ein normales Algenwachstum. Verständlich ist daher die Sorge der Wasser- und Gesundheitsbehörden, wenn die Eutrophierung von Seen und Talsperren zunimmt, die in steigendem Umfang zur Trinkwassergewinnung herangezogen werden müssen.

Über den Ursprung der Nitrat- und Phosphatfracht der Oberflächengewässer gibt es z. T. weit voneinander abweichende Schätzungen, aber nur wenige aussagekräftige Untersuchungsergebnisse. Das Gemeinsame an diesen Schätzungen ist, — soweit es den

*) Prof. Dr. A. AMBERGER, Direktor des Instituts für Pflanzenernährung der TU München, 805 Freising-Weihenstephan

landwirtschaftlichen Anteil betrifft — daß man nicht unterscheidet zwischen der normalen Auswaschung von bodenbürtigen und den über die Düngung applizierten Mineralstoffen und ferner nicht trennt zwischen dem Mineralstofftransport, der durch Auswaschung bzw. Erosion verursacht wird.

2. Nitrat- und Phosphatauswaschung

Da die natürliche Mineralstoffnachlieferung der weitaus meisten Kulturböden für ein optimales Pflanzenwachstum nicht ausreicht, ist eine Zufuhr durch mineralische Düngung notwendig.

Der Stickstoffgehalt des landwirtschaftlich genutzten Oberbodens beträgt etwa 900 bis 9000 kg N/ha; jährlich werden etwa 40 bis 80 kg N/ha mineralisiert, abhängig von der Mikroorganismenaktivität und der jeweiligen Herbst/Winterwitterung. Für den rechnenden Landwirt ist diese standortabhängige Mineralisierungsquote ein variabler Erfahrungswert, der bei der Bemessung der Frühjahrsdüngergabe in Rechnung gesetzt werden muß. Der mineralisierte Bodenstickstoff ebenso wie der Düngerstickstoff wird entweder als Ammonium am Sorptionskomplex gebunden und damit vor Auswaschung geschützt oder nitrifiziert. Das Nitration kann aber am negativ geladenen Sorptionskomplex nicht festgehalten werden; es bleibt also in der Bodenlösung und unterliegt in dem Maße, wie es von Pflanzen nicht aufgenommen wird, der Auswaschung.

Aus dreißigjährigen Lysimeterversuchen in Weihenstephan geht hervor, daß die Stickstoffauswaschung im wesentlichen von den Niederschlägen und der jeweils anfallenden Sickerwassermenge abhängt: je mehr Niederschlagswasser also durch den Boden versickert, desto mehr Nitrat wird in tiefere Bodenschichten bzw. in das Grundwasser abtransportiert. Höhe der Niederschläge und Bodeneigenschaften sind also für den Grad der Nitratauswaschung ausschlaggebend (Tabelle 1). Während der humose, kalkhaltige

Tab. 1
Einfluß der Bodenart auf die absolute und relative Sickerwassermenge
(Durchschnitt aus 30 Jahren, jährliche Niederschlagsmenge: 810 mm)

	Sand	Schotter	sandiger Lehm
Sickerwassermenge in mm/m ²	423	245	266
Sickerwassermenge in % der gefallenen Niederschläge	57	33	36
Bodendaten: pH	6,0	7,0	6,8
Ges. C	0,12 %	2,20 %	0,85 %
Ges. N	0,02 %	0,24 %	0,14 %
Wasserkapazität	27,5 %	46,8 %	45,3 %

Schotterboden bzw. sandige Lehm 33 bis 36 % der Niederschläge als Sickerwasser abgeben, führt die geringe Wasserkapazität des Sandbodens zu einem Verlust von 57 % des Niederschlagswassers.

Der Sickerwasseranfall ist aber über das ganze Jahr hinweg nicht gleichmäßig verteilt (Abbildung 1). Während in den Monaten Januar bis März der mit Wasser gesättigte Boden 100 bis 85 % der Niederschläge wieder abgibt, beträgt der Sickerwasseranfall im 2. Quartal nur 40 bis 20 % und sinkt in den Sommermonaten auf dem Schotter- bzw. Lehmboden auf einen bedeutungslosen Wert ab; im Spätherbst/Winter dagegen, wenn die Kulturpflanzen das Feld geräumt haben, steigt der Sickerwasserverlust wieder auf 40 bis 60 % der Niederschläge an.

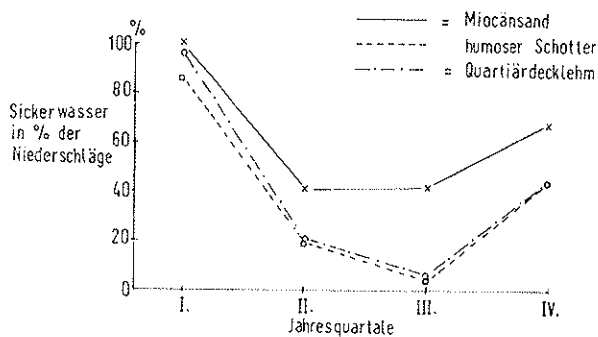


Abb. 1
Einfluß von Bordenart und Jahreszeit auf die relativen Sickerwassermengen (Mittel aus 13 Jahren)

Die Höhe der Stickstoffauswaschung ist abhängig von den Bodeneigenschaften und dem Sickerwasseranfall (Abbildung 2). Aus dem kalkhaltigen tötigen Rendzinaboden mit einem hohen Stickstoffgehalt (0,24 % Ges. N) wird im 8jährigen Durchschnitt mehr Nitrat ausgewaschen als aus dem sandigen Lehm (0,14 % N) bzw. Sand (0,02 % N).

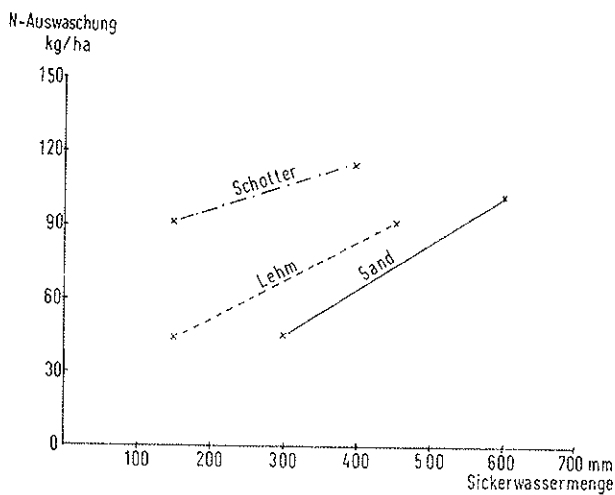


Abb. 2
Sickerwassermenge und N-Auswaschung

Innerhalb dieser natürlichen Bandbreiten nimmt aber die Stickstoffauswaschung mit der Höhe des Sickerwasseranfalles beträchtlich zu. So übertrifft die Stickstoffauswaschung aus dem stickstoffarmen Sandboden in Jahren mit hohen Niederschlägen und starker Versickerung diejenige des stickstoffreichen Schotterbodens in niederschlagsarmen Jahren.

Der unproduktive Wasserverlust durch Versickerung ist aber umso geringer, je mehr das im Boden gespeicherte Wasser durch Transpiration — also über die Pflanze — nutzbringend verwertet wird. Ein optimal mit Mineralstoffen versorgter Pflanzenbestand nutzt also das im Boden gespeicherte Wasser zu erhöhter Produktion aus; Sickerwasseranfall und Stickstoffauswaschung sind dann sehr gering (Abb. 2). Selbst auf einem sehr armen Sandboden — also unter denkbar ungünstigen Bedingungen — konnte C. PFAFF (5) durch eine jährliche Gabe von 80 kg N/ha in Form von verschiedenen Mineraldüngern zu einer Stallmistgrunddüngung alle 3 Jahre nur eine Erhöhung der Auswaschung um 7,5 kg N feststellen gegenüber einer gegebenen standorttypischen „Grundauswaschung“ von 48 kg N/ha (Tab. 2).

Tab. 2
N-Auswaschung durch mineralische N-Düngung (Durchschnitt aus 14 Jahren)
 (nach PFAFF)

Düngermenge/ha	Gesamt N-Menge kg je ha und Jahr	Auswaschung kg N/ha	Mehr- auswaschung gegenüber o. N
Stallmist — o. min. N (alle 3 Jahre)	30	48,0	—
Stallmist + 80 N (in Form von verschiedenen mineralischen N-Düngern)	110	55,5	7,5

Auch in den Weihenstephaner Lysimeterversuchen konnten wir nur auf reinem Mio-
 cänsand eine ähnliche, geringfügige Mehrauswaschung an Stickstoff nach optimalen
 Mineraldüngergaben gegenüber „ohne N“ feststellen, nicht dagegen auf sandigem Lehm
 oder Schotter.

In den USA fanden BUCKMANN und BRADY (3) auf 3 verschiedenen Ackerböden ohne
 Unterschied der mineralischen Stickstoffdüngung eine Auswaschung von 13 bis 16 kg
 N/ha, auf stark drainierten Böden (Veränderung der Bodeneigenschaften) erreichte diese
 das 8- bis 10fache.

STEWART und Mitarbeiter (4) fanden in 6 m tiefen Profilen unterschiedlich gedüngter
 Böden (45 - 250 kg N/ha) zwar unterschiedliche Gesamtstickstoffmengen, die Konzen-
 tration des Sickerwassers betrug aber in allen Fällen im Durchschnitt 2 bis 3 ppm N.
 Offenbar finden in einer Tiefe, die über die üblichen Lysimeter hinausgeht auch Re-
 duktionen bzw. Denitrifikationen statt, über deren Ausmaß wir noch wenig wissen.

Welche *praktischen Folgerungen* ergeben sich aus diesen Erkenntnissen für den
 Landwirt, um einerseits eine optimale Pflanzenproduktion zu erzielen und andererseits
 die Gefahr der Grundwasserverschmutzung durch Nitrat so niedrig wie möglich zu
 halten?

1. Vermeidung bzw. knappe Bemessung der Stickstoffdüngung im Herbst (für die
 Anfangsentwicklung des Wintergetreides reicht der Bodenstickstoff in der Regel aus!).
2. Frühjahrsstickstoffgabe nach der Zeit und Höhe optimal bemessen (unter Berück-
 sichtigung der Mineralisierungsrate des Standortes); evtl. auch mehrere Stickstoff-
 gaben während der Vegetationszeit.
3. Berücksichtigung der Stickstoffform: Vorsicht mit reinen Salpeterdüngern insbeson-
 dere auf leichten Böden und im Bereich von Trinkwassereinzugsgebieten. Ammon-
 salpeter, Ammoniak- bzw. Ammoniak-entwickelnde Dünger (Kalkstickstoff, Harn-
 stoff) oder langsamer wirkende Dünger (z. B. N-Lignin) verdienen besondere Be-
 achtung. Neuerdings werden in den USA auch sogenannte Nitrifikationshemmer ein-
 gesetzt. Durch Einfügen einer Strohdüngung in die Rotation kann für eine gewisse
 Zeit auch eine biologische Blockierung des Stickstoffs erreicht werden.

Eine optimale und zeitlich richtig verabreichte Stickstoffdüngung belastet den Nitrat-
 gehalt des Grundwassers kaum. Eine einseitige Stickstoffüberdüngung der Kulturen führt
 dagegen sowohl zu Einbußen in der Qualität der pflanzlichen Produkte als auch zu
 einer unverantwortlichen Belastung des Grundwassers mit Nitrat. Davor hat die land-
 wirtschaftliche Beratung stets gewarnt. Fahrlässigkeiten dieser Art sollten als solche
 angesprochen und geahndet werden.

So sehr problematisch die Stickstoffauswaschung sein mag, die *Phosphatdynamik* der Böden bereitet im Hinblick auf eine mögliche Auswaschung des Phosphors keine Schwierigkeiten. Zwar beträgt der Gesamtphosphorgehalt des Oberbodens immerhin 0,01 bis 0,1 %, von denen durchschnittlich vielleicht die Hälfte in organisch gebundener Form vorliegt, aber in wesentlich geringerem Ausmaß als der Stickstoff mikrobiell mobilisiert wird. Aber auch der mineralisierte bzw. durch Düngung zugefügte Phosphor ist sehr unbeweglich und nur zu einem sehr geringen Teil in der Bodenlösung vorhanden. Übersteigt nämlich die Phosphatkonzentration etwa 0,1 ppm, dann setzt eine mehr oder minder starke Sorption des Phosphats an Oxiden und Tonmineralien bzw. — je nach den pH-Bedingungen — eine Ausfällung mit Ca^{++} , Fe^{++} und Al^{+++} ein. Die Tragik der geringen Phosphorausnutzung der Mineraldünger (15 - 25 %) liegt ja gerade in der Immobilität des Phosphates begründet. Eine Zusammenstellung der in der Literatur vorliegenden Zahlen über die *Phosphorauswaschung* in Lysimeterversuchen ergibt nur

Tab. 3
P-Auswaschung anhand von Lysimeteruntersuchungen

Literatur	Gesamt P kg/ha u. Jahr	Bemerkungen
HÖLL (1963)	0,14	Lehmböden
LUNT (1941)	< 1,20	Forstböden
HANNEMANN (1962)	0 - 0,30	Weinbergböden
KÖHNLEIN u. M. (1966)	∅ 0,48	Krumenlysimeter (30 cm tief)
REYES u. M. (1961)	0,046	mittlerer Lehm
DROVER (1963)	0,11 - 0,22	Sand > Lehm
LOW and ARMITAGE (1970)	0,9	aus ungestörtem Bodenprofil — Grünland
SCHMITT (1933)	0,07 - 0,36	Sand- und Lehmboden
GISIGER (1933)	bis zu 1,3	Sand- und Lehmboden
SCHARRER u. KÜHN (1952)	0,07 - 0,38	Sand- und Lehmboden
PEAFF (1963)	1,5 - 5,3	Lehm bzw. Sandböden (höchster Wert alkal. Sand)
WEIHENSTEPHAN	5,0	Sand
	0,2	Schotter
	1,0	Lehm

in seltenen Fällen Werte über 1 kg P/ha und Jahr (Tabelle 3). Die höchsten Werte finden sich auf sehr leichten Sandböden (mit hoher Mineralisierungsrate und geringen Sorptionsmöglichkeiten) bzw. wo — bei hohen Niederschlägen — eine Verlagerung von mit Phosphat beladenen Tonmineralien in den Untergrund erfolgt und infolge der dort vorherrschenden geringen Phosphorkonzentrationen Phosphat wieder in Lösung geht.

Von Interesse sind in diesem Zusammenhang auch die Ermittlungen von TAMM (6) und VOIGHT (7), wonach der Phosphorgehalt der *Niederschlagswässer*, also bevor diese in den Boden eindringen, schon 0,01 bzw. 0,03 ppm P beträgt, das entspricht aber bereits einer Phosphorzufuhr von 0,08 bis 0,24 kg P/ha. In Weihenstephan fanden wir eine Zufuhr durch Niederschläge von 0,27 kg P/ha im 7jährigen Durchschnitt. Da die Phosphorauswaschung also kaum wesentlich über der Phosphorzufuhr durch Niederschläge liegt, ist damit die geringe Löslichkeit und Auswaschungsfahr des Phosphors erneut bestätigt.

Die tatsächliche Höhe der Phosphorauswaschung hängt wiederum in erster Linie von den Eigenschaften des Bodens und der anfallenden Sickerwassermenge ab. Daß die

Höhe der mineralischen Phosphordüngung überhaupt keinen Einfluß hat, zeigen sehr eindrucksvoll die Versuche von C. PFAFF (8) auf Sandboden. Die Phosphorauswaschung ist selbst bei hohen Phosphordüngergaben noch geringer als bei „ohne P“ (Tabelle 4).

Tab. 4
Einfluß mineralischer P-Düngung auf die P-Auswaschung
(nach PFAFF)

Düngung kg P/ha	0	35	70	105
Auswaschung kg P/ha	2,2	1,7	1,3	1,7

Welche *Folgerungen* ergeben sich daraus für die Landwirtschaft? Die Anwendung mineralischer Phosphordünger ist im Hinblick auf eine Erhöhung des Phosphorgehaltes in Oberflächengewässern durch Phosphorauswaschung völlig gefahr- und bedeutungslos. Selbst voll wasserlösliche Phosphate gehen bekanntlich schon nach wenigen Tagen in stabilere Bodenphosphate über. Man kann sogar mit Fug und Recht behaupten, daß die landwirtschaftlich genutzten Böden die besten natürlichen Phosphatfilter sind. Das in Lösung befindliche Phosphat wird durch den Boden sorbiert bzw. ausgefällt und damit vor Auswaschung geschützt. Das, was der Boden an Phosphat aus dem Wasser nicht herausfiltern kann (z. B. P in Wohnsiedlungsabwässern), kann später nur durch eine kostspielige technische Fällung (der 3. Reinigungsstufe nachgeschaltet) erreicht werden.

3. Erosion

Nun ist bekannt, daß Mineralstoffe nicht nur durch Auswaschung sondern auch durch Erosion verloren gehen können, also durch oberflächliche Abschwemmung mineralischer und organischer Boden- bzw. Düngerteilchen. Das Ausmaß der Erosion ist abhängig von der Menge und Intensität der Niederschläge sowie der Wasseraufnahmefähigkeit des Bodens (Porenvolumen und -verteilung) und nicht zuletzt von der Hangneigung.

Die Erosion ist deshalb besonders gravierend, weil dadurch wesentliche Träger der Bodenfruchtbarkeit, nämlich Ton- und Humusstoffe, abgetragen werden. Das an anderer Stelle angelagerte organische Material kann sich durch starken Zutritt der Luft sehr schnell zersetzen und auf diese Weise schwer kontrollierbare Mengen von Nitrat liefern, oder es wird direkt in Flüsse und Seen eingebracht, setzt sich dort am Grund ab und führt zu einer Verschlammung und anaeroben Zersetzung. Aus dem eben Gesagten geht hervor, daß Nitratauswaschung und Nitraterosion nur schwer voneinander zu trennen sind.

Auch der Phosphatabtrag durch Erosion — dabei handelt es sich also um ungelösten oder in abgestorbener organischer Substanz befindlichen Phosphor — ist mengenmäßig schwer zu erfassen, nicht zuletzt deshalb, weil in Flüssen oder Seen wiederum ein Teil des Phosphors in Lösung geht.

Nach Angaben von TAYLOR (9) beträgt die jährliche Erosion 0,1 bis 0,6 kg P/ha je nach Hangneigung; die höchsten Werte wurden aus Brache erreicht. KEUP (10) nennt dafür Werte zwischen 0,04 und 0,9 kg P/ha und Jahr. TIMMONS und Mitarbeiter (11) fanden durchschnittlich 0,11 kg P/ha und Jahr aus der Abtrift der Schneeschmelze. Die Angaben schwanken je nach Niederschlägen, Hangneigung usw. Durch Starkregen bzw. Schneeschmelze wird nach den Untersuchungen von MÄDLER (12) der Gesamtphosphorgehalt des Einzugsbaches einer Talsperre um das 100- bis 200fache erhöht. Einheitlich ist die Auffassung, daß Bodensedimente — ähnlich wie der Ackerboden — löslichen Phosphor durch Absorption aus dem Wasser entfernen bzw. eine außerordentlich schnelle Inkorporation des Phosphors in das biochemische System der Seen erfolgt.

Von Seiten der Landwirtschaftswissenschaft werden seit langem wirksame Maßnahmen getroffen zur Verhinderung bzw. Eindämmung der Erosion; dazu gehören u. a.: Wahl einer entsprechenden Fruchtfolge z. B. Anbau von Winterzwischenfrüchten bzw. Gründüngungspflanzen bzw. Anlage von Dauergrünland mit sehr geringer Erosionsgefahr, ferner ackerbautechnische Maßnahmen (z. B. Querpflügen, Mulchen und dergl.). Hinzu kommen wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Verringerung der Fließgeschwindigkeit von Bächen und Flüssen, um Randerosionen zu vermeiden, und schließlich Vermeidung von Viehtränken in der Nähe von Wasserläufen und dergleichen.

In *erosionsgefährdeten Gebieten* muß die Stickstoffdüngung gezielt, zeitlich richtig verteilt und in den entsprechenden Formen vorgenommen werden; durch Zugabe von stickstoffarmer organischer Substanz (Stroh usw.) kann die Mineralisation erheblich gebremst werden. Mineralische und organische Düngemittel dürfen nicht auf gefrorenem Boden ausgebracht werden. Durch Einarbeitung der Phosphate wird die Phosphorabtragung um mehr als 50 % verringert (TIMMONS, 11).

Auf diese Gefahren bzw. vorbeugenden Maßnahmen wurde von Seiten der Beratung immer wieder in aller Deutlichkeit hingewiesen. Wir sehen darin einen notwendigen Beitrag der Landwirtschaft zur Verminderung der Umweltverschmutzung.

4. Anwendung organischer Dünger

Häufig und gerne wird die Eutrophierung auch mit der Anwendung organischer Dünger in Zusammenhang gebracht.

Die *Abfallstoffe der Tierproduktion* sind im wesentlichen Harn und Kot, die entweder getrennt oder zusammen und mit Stroh versetzt, Rotte- bzw. Gärprozessen unterworfen werden. Die Endprodukte dieser Behandlung, nämlich Jauche, Stallmist und Flüssigmist werden als organische Düngemittel wieder in dem Prozeß der Pflanzenproduktion eingesetzt (Tabelle 5). Die Jauche mit einem hohen Wasser- und außerordentlich geringen Nährstoffgehalt gilt heute kaum noch als transportwürdig. Stallmist,

Tab. 5
Mineralstoffe in Wirtschaftsdüngern

Düngerform	Tr. S.	N	P	K
a) Nährstoffgehalt in % der Frischsubstanz				
Jauche	1	0,2	0,05	0,5
Stallmist	25	0,5	0,12	0,5
Flüssigmist	6	0,2	0,20	0,3
b) Nährstoffmengen kg/ha bei einer Gabe von:				
20 cbm Jauche	200	40	10	100
200 dz Stallmist	5000	100	24	100
35 cbm Flüssigmist	2100	70	70	105

eine Mischung aus Kot, Harn und Stroh, die auf der Düngerstätte einen Verrottungsprozeß durchgemacht hat, wird heute häufig durch die zunehmende Technisierung der Stallhaltung durch Flüssigmist ersetzt. Je nach den Stallformen spricht man von Schwemm- mist, Spaltenbodenmist, Fließmist usw. Normalerweise wird kein oder nur wenig Stroh verwendet. Die Nährstoffmengen, die z. B. mit einer empfohlenen Gabe von 35 cbm Flüssigmist auf das Feld gebracht werden, sind zwar beträchtlich, reichen aber für den Bedarf einer Ernte keinesfalls aus, d. h. die Düngung mit diesen Nährstoffen bewegt sich insbesondere unter Berücksichtigung der tatsächlichen Ausnutzung noch im suboptimalen

Bereich. Die Unterbringung bzw. Verwertung der in einem normalen landwirtschaftlichen Betrieb anfallenden Mengen bedeutet kein Problem. Stallmist und Flüssig-Dünger sind zu einer Zeit auszubringen, wo die Gefahr der Abschwemmung gering ist. Eine Kombination von Jauche bzw. Flüssigmist mit Strohdüngung führt zu einer zeitweiligen Festlegung des Stickstoffs und stellt damit einen wirksamen Schutz gegen Auswaschung und Erosion dar. Die Verwendung von organischem Dünger auf *Grünland* ist noch weniger problematisch, da durch die Grasnarbe eine Auswaschung bzw. Abtragung der Nährstoffe praktisch verhindert wird.

Ein sinnvoller Einsatz der organischen Düngung trägt also sogar dazu bei, die Nitrat- bzw. Phosphatfracht von Oberflächengewässern zu verringern.

Erhebliche Schwierigkeiten kann aber die Beseitigung der in großen Mengen anfallenden Exkremente von *Massentierhaltungen*, sogenannten Bioindustrien mit sich bringen, wo Fleisch, Milch bzw. Eier in großen Mengen und auf kleinstem Raum erzeugt werden.

In einer an unserer Fakultät kürzlich durchgeführten Dissertation hat K. TH. RAGER (13) Untersuchungen angestellt, in welchem Umfang diese anfallenden Exkremente im eigenen landwirtschaftlichen Betrieb ohne Gefahr verwertet werden können (Tabelle 6).

Tab. 6
Menge und Nährstoffgehalt des Flüssigmistes von Massentierhaltungen
(nach K. TH. RAGER)

	Flüssigmist kg/GV und Jahr	Tr. S. %	%	N kg/GV und Jahr	%	P kg/GV und Jahr
Rind	16 100	11,6	0,5	77	0,09	15
Schwein	13 500	8,4	0,8	102	0,19	25
Huhn: Feuchtkot	18 250	22,0	1,3	232	0,44	85
Trockenkot	4 230	80,0	3,5	146	2,02	85

1 GV = 1 Rind = 8 Schweine = 400 Hühner

Er geht zunächst davon aus, wieviel Flüssigmist bei den verschiedenen Tierarten anfällt und untersucht dann, wieviel davon dem Boden auf der Grundlage einer optimalen Nährstoffzufuhr zugemutet werden kann. So kommt er zum Begriff des „düngerflächenversorgten“ bzw. „düngerflächenunterversorgten“ Betriebes, oder anders ausgedrückt: er gibt diejenige Zahl von Tieren der verschiedenen Gattungen an, deren Ausscheidungen auf 1 ha landwirtschaftliche Nutzfläche genutzt werden können ohne wesentliche Belastung bzw. Gefährdung der Umwelt (Tabelle 7).

Während die von RAGER ermittelten Werte in etwa den Angaben aus der Schweiz entsprechen, liegt die obere Grenze der holländischen Vergleichswerte — insbesondere für Grünland — beträchtlich niedriger.

Massentierhaltungen sind dadurch gekennzeichnet, daß sie auf kleinstem Raum produzieren und die notwendigen Flächen für die Ausbringung bzw. Verwertung der anfallenden Exkremente in der Regel fehlen. Es wird daher sehr leicht die obere Grenze der möglichen Tierbelastung/ha LN erreicht. Diesem Produktionszweig ist daher ganz besondere Aufmerksamkeit zu widmen. Andere Vorschläge, wie z. B. die Abfälle zu verbrennen, lösen das Problem nicht grundsätzlich, weil dadurch Stoffe in die Luft emittiert werden, die nur neue Komplikationen hervorrufen. Auch einer *Deponie* in aufgelassenen Kies-, Sand- oder Erdgruben kann nur insoweit zugestimmt werden, als dadurch keine Gefährdung des Grundwassers eintritt. Bestehen bleibt freilich die Tatsache,

Tab. 7
 Obere Grenze Nutztierelba LN eines „düngerflächenversorgten“ Betriebes
 (nach K. TH. RAGER)

Tierart	Dauerweide	Mähweide	Acker (vorwiegend Rüben und Mais)	Acker (vorwiegend Getreide und Kartoffel)
Rinder	1	3,9	4,0	3,2
Mastschweine	20	36	23	19
Legehennen (Feuchtkot)			385	310
Legehennen (Trockenkot)	aus hygienischen Gründen		1075	870
Jungmastgeflügel (Feuchtkot)	nicht zu empfehlen!		530	425
Jungmastgeflügel (Trockenkot)			1480	1200

Holland: Grünland: 2,5 Rinder, 5 Schweine, 100 Hühner
 (H. M. SCHELTINGA) Acker: 5 Rinder, 17 Schweine, 550 Hühner
 Schweiz: Grünland: 2 Rinder und 10 - 12 Mastschweine
 (Eidgen. Amt f. Gewässerschutz)

daß auf diese Weise wertvolle Stoffe nutzlos beseitigt werden. Die risikoärmste Möglichkeit, nämlich die Verwendung als organische Dünger, ist immer noch die beste, selbst wenn ein Transport über den Betrieb hinaus erfolgen muß. Das heißt, es müssen im nahen und weiteren Umkreis Flächen einbezogen werden, die bisher nicht in diesem Ausmaß mit Tierexkrementen abgedüngt wurden. Je größer aber die Entfernung für den Transport dieser Düngerstoffe wird, umso mehr gewinnt die Frage einer etwaigen Trocknung und damit zwangsläufig die Frage der Trocknungskosten an Bedeutung (z. B. für Hühnermist). Keinesfalls aber dürfen — und darüber streng zu wachen ist Aufgabe der Kommunen — diese Abfälle in die Kanalisation eingeleitet werden.

Ein ähnliches kommunales Problem ist eine gelegentlich *mangelnde Ortshygiene*. Es ist weder vom Standpunkt der landwirtschaftlichen Produktion noch aus kommunaler Sicht heraus vertretbar, wenn z. B. bei starken Regengüssen Jauche oder Abwässer von Düngerstätten bzw. Silos unregelmäßig in Bäche abfließen, weil die Auffanggruben zu klein dimensioniert bzw. defekt sind. 1 cbm von diesen Abwässern enthält durchschnittlich immerhin 2 kg N und 0,5 kg P.

II. Außerlandwirtschaftliche Nitrat- und Phosphatbelastung bzw. -entlastung

Wir haben bis hierher eine sicherlich mit manchen Unzulänglichkeiten behaftete Analyse der Be- bzw. Entlastung von Grundwasser und Oberflächengewässern durch die Landwirtschaft vorgenommen. Das Bild wäre aber nicht vollständig, wollte man nicht den Anteil der Landwirtschaft wenigstens größenordnungsmäßig in das Gesamtbild einordnen. Auf der Phosphatfracht liegt das Hauptgewicht wegen der Starterfunktion bei der Eutrophierung. Noch vor wenigen Jahren hat man mit sicherlich sehr großzügigen Pauschalschätzungen die Landwirtschaft mit 50% an der Gesamtphosphatfracht zunächst „vorschußweise“ belastet. Reichlich oberflächlich und unwissenschaftlich unterschied man dabei nicht zwischen Auswaschung und Erosion. Nach den jüngsten Aufstellungen von SCHNEIDER (14) liegen die Dinge für die Phosphorverschmutzung der Umwelt aber doch wohl etwas anders, nämlich:

- 20% durch *Düngemittelabschwemmung* (!) von landwirtschaftlich genutzten Flächen.
- 40% durch den menschlichen Phosphorstoffwechsel (Ausscheidungen i. d. Abwässer: 1,5 g P pro Person und Tag).
- 40% durch Waschmittel (ebenfalls ca. 1,5 g P pro Person und Tag in die Abwässer).

Diese Angaben decken sich mit den Untersuchungen von HOLT, TIMMONS und LATTERELL (15) in den USA, die mit einer Belastung der Abwässer von ca. 2 kg P/Einwohner und Jahr rechnen.

Die Waschmittel enthalten praktisch ca. 30% Polyphosphate, denen eine hohe Reinigungskraft sowie die Enthärtung des Wassers zukommt. Je 100 g Waschmittel kommen ca. 12 g P in die Abwässer. Wohl bemüht sich die Waschmittelindustrie ernsthaft um einen Phosphatersatz z. B. durch Nitrilotriacetat, Äthylendiaminotetraacetat und andere. Abgesehen davon, daß diese Ersatzstoffe bisher nicht die gleiche Waschkraft aufweisen konnten, sind aber von Seiten der Gesundheitsbehörden geäußerte Bedenken gegen solche Stoffe noch nicht vollständig ausgeräumt worden.

Was nun die Phosphatbelastung durch Düngemittelabschwemmung anlangt, so scheint mir diese aber doch noch sehr hoch gegriffen zu sein, wie aus einem sorgfältigen Studium der entsprechenden Fachveröffentlichungen hervorgeht. Ferner kann von einer Abschwemmung nur in hängigem Gelände die Rede sein und dann haben die Aussagen nur Gültigkeit in Zusammenhang mit den entsprechenden Kenndaten für bestimmte Standorte.

In einer sehr interessanten und gründlichen Arbeit hat BERNHARDT (16) die Ursachen der Phosphorverschmutzung in dem gut abgrenzbaren Wassereinzugsbereich der Wahnachtalsperre untersucht (Tabelle 8). Diese wird durch 4 Bäche gespeist mit jeweils

Tab. 8
P-Frachten im Bereich der Wahnachtalsperre
(nach BERNHARDT)

Zuflüsse	Einzugsgebiet qkm	davon in %			P-Fracht (ϕ dreijährig)			
		Acker u. Wald	Grün- land	Sied- lungen	o-PO_4 mg/l	kg/ha *)	Gesamt-P mg/l	kg/ha *)
Heckbach	2,26	63	35	—	8	0,06	23	0,21
Eschbach	0,52	79	18	3	10	0,08	27	0,24
Wahnbach	69,30	79	12	8	22	0,20	61	0,50
Bleibach	0,45	32	35	31	44	0,47	85	0,85

*) P-Fracht/ha des gesamten Einzugsgebietes

gut trennbarem Einzugsgebiet, für das genaue Nutzungs- und Siedlungsdaten bekannt sind. Würde man nun die jährliche Gesamtphosphorfracht auf die Fläche des Einzugsgebietes, z. B. des Heckbaches umlegen, dann würden aus diesem Bereich 0,21 kg P/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche abtransportiert. Der Heckbach kommt nun aus einem Gebiet, das frei ist von Siedlungen, die Konzentration an Orthophosphat und Gesamtphosphors ist demnach sehr gering. Mit steigendem Siedlungsanteil nimmt aber die Phosphorkonzentration und Gesamtphosphorfracht sehr stark zu. Interessanterweise beträgt die Zunahme an Orthophosphat vom Heckbach zum Bleibach etwa das 8fache, die Zunahme an Gesamtphosphor aber nur das 4fache; d. h. mit zunehmendem Siedlungsanteil erhöht sich der Gehalt an gelöstem Phosphat wesentlich stärker, als an unlöslichem Phosphor. Die Gesamtphosphorfracht der siedlungsfreien bzw. -armen Einzugsgebiete liegt zwischen 0,21 und 0,24 kg P/ha; das sind aber Größenordnungen, wie wir sie vorher für die Phosphormengen in den natürlichen Niederschlägen bzw. für den durch Erosion verursachten Abtrag kennen.

Ähnlich liegen die Dinge für die Stickstofffrachten (Tabelle 9): Während im siedlungsfreien bzw. -armen Gebiet der Gehalt des Wassers an $\text{NH}_4\text{-N}$ ca. 0,1 mg und an $\text{NO}_3\text{-N}$ 1,5 - 2 mg/l beträgt, steigt der Ammoniumstickstoff durch Besiedlung wesentlich stärker an als der Nitratstickstoff; Ammoniak ist aber bekanntlich ein Abbau-

Tab. 9
N-Frachten im Bereich der Wahnachtalsperre
(nach BERNHARDT)

Zuflüsse	Einzugsgebiet qkm	davon in %			N-Fracht ($\bar{\phi}$ dreijährig)			
		Acker u. Wald	Grün- land	Sied- lungen	NH ₄ -N mg/l	kg N/ha)	NO ₃ -N mg/l	kg N/ha)
Heckbach	2,26	63	35	—	0,09	0,58	1,5	11,79
Eschbach	0,56	79	18	3	0,11	0,57	2,3	21,79
Wahnbach	69,30	79	12	8	0,12	0,67	2,2	20,68
Bleibach	0,45	32	35	31	0,25	2,22	3,7	18,51

*) N-Fracht des gesamten Einzugsgebietes

produkt der Eiweißzersetzung und wird nicht aus dem Boden ausgewaschen. Damit steht fest, daß die erhöhte Stickstofffracht, ganz besonders aber die NH₄-N-Fracht ausschließlich durch die Siedlungen verursacht wurde.

Zusammenfassung und Ausblick

Aus diesen meinen Ausführungen geht einerseits hervor, daß eine gewisse Belastung von Oberflächengewässern durch Mineralstoffe von Seiten der Landwirtschaft zwangsläufig gegeben ist. Das ist auch nicht verwunderlich, denn die Landwirtschaft benutzt ja schließlich den mineralstoffhaltigen Boden als Produktionsmittel; dieser leistet aber auch eine ganz beträchtliche Entlastung des Wassers von Phosphor und Stickstoff.

Daneben steht die große Phosphor- und Stickstofffracht, verursacht durch Wohnsiedlungsabwässer (3 g P je Einwohner und Tag). Wir fragen nun mit Recht, welche Entlastungsmaßnahmen sind möglich?

Die Stufe I der Kläranlagen funktioniert rein mechanisch, der Phosphatgehalt wird dabei verständlicherweise nicht verändert. Durch eine folgende biologische Reinigung (Stufe II) wird der Phosphatgehalt um maximal 20% vermindert; erst in Zusammenhang mit einer dritten Stufe kann eine chemische Ausfällung und damit eine nahezu völlige Entfernung des Phosphates (ca. 90%) erreicht werden. Leider gibt es aber bisher nur einige ganz wenige Kläranlagen in der BRD, die über eine solche Phosphorentfernung verfügen. Ein oft zitiertes Beispiel: der Bodensee. Im DFG-Projekt 1964 forderten Wissenschaftler verstärkten Ausbau von Kläranlagen und eine Ringleitung um den See zur Sammlung und Reinigung der Abwässer. Und heute: Eine Gemeinde (Radolfzell) hat eine dreistufige Kläranlage; die anderen Städte und Orte leiten ihre Abwässer entweder völlig oder teilweise ungeklärt in den Bodensee. Man sollte sich ein Beispiel am Zürichsee nehmen mit seiner bekanntlich sehr dichten Besiedlung, der 1969 noch 235 mg P/cbm Wasser aufwies, heute aber durch entsprechende abwasserwirtschaftliche Maßnahmen weitgehend normalisiert ist.

Da mutet es geradezu als Schildbürgerstreich an, wenn durchaus ernst zu nehmende Stimmen fordern, die Düngung im näheren Einzugsbereich des Bodensees zu verbieten.

Was ist das Fazit dieser Untersuchungen und was soll die Landwirtschaft tun?

Die Nitrat- und Phosphatbelastung von Grundwasser und Oberflächengewässer ist in erster Linie abhängig von Klima und Boden und daher nicht grundsätzlich auszuschalten, wohl aber durch sinnvolle u. verantwortungsvolle Wirtschaftsweise zu verkleinern. Je produktiver die Niederschläge im Sinne einer erhöhten Pflanzenproduktion genutzt werden, um so geringer ist der Sickerwasseranfall und damit die Auswaschung.

Der landwirtschaftlich genutzte Boden wirkt wie ein Phosphatfilter. Die Landwirtschaft ist, wie LINSER (17) kürzlich ausführte, der bedeutendste Entgiftungsbetrieb in unserer Umweltsicherung und führt diese Entgiftung praktisch sogar kostenlos durch.

Einer sorgfältigen Überwachung bedürfen die Massentierhaltungen, in denen auf engstem Raum große Mengen an tierischen Abfallstoffen anfallen, die vom Boden häufig nicht mehr verarbeitet werden können und daher transportfähig gemacht werden müssen.

Das Hauptproblem aber ist und bleibt die Beseitigung der Nitrat- und Phosphatlast der Wohnsiedlungsabwässer; das gelingt für den Stickstoff über eine biologische Kläranlage leichter, kann für den Phosphor aber nur durch eine chemische Fällung befriedigend gelöst werden. Dabei kommt dem Phosphor gerade die entscheidende Starterfunktion bei der Eutrophierung zu.

Eine befriedigende Lösung des Problems der Verschmutzung von Grundwasser und Oberflächengewässer durch Nitrat und Phosphat kann daher nur erreicht werden durch wirksame abwasserwirtschaftliche Maßnahmen, teilweisen Ersatz des Phosphors in den Waschmitteln und eine verantwortungsbewußt wirtschaftende Landwirtschaft.

Schriftum

1. SIMON, C.: Ernährungsumschau 17, 3, 1970
2. SAWYER, C. N.: Sewage Ind. Wastes 24, 768, 1952
3. BUCKMANN, H. O. u. N. C. BRADY: The nature and properties of soils. 6. Ed., The MacMillan Co., New York, 1960
4. STEWART, B. A., F. G. VIETS et al: US Dpt. Agri. Series 41 - 134, 1967
5. PFAFF, C.: Z. Acker- u. Pflanzenbau 117, 77, 1963
6. TAMM, C. O.: Physiol. Plant. 4, 184, 1951
7. VOIGHT, G. K.: Amer. Midl. Natur. 63, 321, 1960
8. PFAFF, C.: Z. Acker- u. Pflanzenbau 117, 100, 1963
9. TAYLOR, A. W.: J. Soil Water Conserv. 22, 228, 1967
10. KEUP, L. E.: Water Research Vol. 2, 273; Pergamon Press Great Britain 1968
11. TIMMONS, D. R., R. E. BURWELL u. R. F. HOLT: Minn. Sci. 24, 16, 1968
12. MÄDLER, K.: Int. Rev. ges. Hydrobiol. 46, 75, 1961
13. RAGER, K. Th.: Abwassertechnische u. wasserwirtschaftliche Probleme der Massentierhaltung. Dissertation TU München-Weihenstephan 1970
14. SCHNEIDER, W.: Umwelt 3, 26, 1971
15. HOLT, R. F., D. R. TIMMONS u. J. J. LATTELL: J. agric. Food Chem. 18, 781, 1970
16. BERNHARDT, H.: Abwässer der Landwirtschaft u. Landwirtschaftliche Verarbeitungsbetriebe. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiologie 16, 60, 1969; Verlag R. Oldenbourg München
17. LINSER, H.: Landwirtsch. Wbl. Kurhessen u. Waldeck Nr. 13, 819, 1971