

***Sicker- und Fließzeiten von Nitrat aus
dem Wurzelraum ins Grundwasser***

***in Abhängigkeit von den Standortbedingungen,
insbesondere Boden und Gestein***

Manfred Renger¹

Nr. 223 / November 2002

Arbeitsbericht

ISBN 3-934629-85-7

ISSN 0945-9553

¹ Prof. Dr. Manfred Renger, Koppelweg 3, 37574 Einbeck-Odagsen
c/o Institut für Biologie und Ökologie, Fachgebiet Bodenkunde, Technische Universität Berlin

***Akademie für Technikfolgenabschätzung
in Baden-Württemberg***

Industriestr. 5, 70565 Stuttgart
Tel.: 0711 • 9063-0, Fax: 0711 • 9063-299
E-Mail: info@ta-akademie.de
Internet: <http://www.ta-akademie.de>

Ansprechpartner: Dr. Holger Flaig ▪ Tel. 0711 • 9063-131
E-Mail: holger.flaig@ta-akademie.de

Die *Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg* gibt in loser Folge Aufsätze und Vorträge von Mitarbeitern sowie ausgewählte Zwischen- und Abschlussberichte von durchgeführten Forschungsprojekten als *Arbeitsberichte der TA-Akademie* heraus. Diese Reihe hat das Ziel, der jeweils interessierten Fachöffentlichkeit und dem breiten Publikum Gelegenheit zu kritischer Würdigung und Begleitung der Arbeit der TA-Akademie zu geben. Anregungen und Kommentare zu den publizierten Arbeiten sind deshalb jederzeit willkommen.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort

1	Aufgabenstellung	1
2	Sicker- und Fließzeiten von Nitrat zwischen Untergrenze des Wurzelraumes und der Grundwasseroberfläche.....	2
2.1	Einführung.....	2
2.2	Ermittlung der Tiefenversickerung und der Nitratverlagerungstiefe	3
2.2.1	Tiefenversickerung V bzw. Grundwasserneubildung.....	3
2.2.2	Nitratverlagerungstiefe und Aufenthaltsdauer des Nitrats in der ungesättigten Bodenzone	14
3	Ermittlung der Nitratverlagerungsmenge.....	20
3.1	Einfluss der Düngung.....	23
3.2	Einfluss der Mineralisation und Immobilisation.....	25
3.3	Einfluss der Denitrifikation.....	29
4	Verfahren zur Überprüfung der Maßnahmen zur Minderung des Nitrataustrages.....	32
4.1	Tiefenprofilverfahren	32
4.2	Schlitzsondenverfahren zur Gewinnung von oberflächennahem Grundwasser.....	35
4.3	Bodensondenverfahren zur Gewinnung von Bodenlösung unterhalb des Wurzelraumes	36
5	Verweilzeit des Nitrats im Grundwasserbereich	37
6	Zusammenfassung	39
7	Literatur	41

Vorwort

Der vorliegende Arbeitsbericht ist als Gutachten im Rahmen des Projektes *Umsetzungsdefizite bei der Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers** entstanden. In diesem Projekt ging es darum, herauszufinden, warum die verschiedenen Maßnahmen und Instrumente bei der Nitratproblematik, im Gegensatz zu anderen Belastungen des Grundwassers, bisher nicht den erwünschten grundlegenden Erfolg gebracht haben. Ausgehend von der Analyse der Umsetzungsdefizite von Reduktionsmaßnahmen wurden Empfehlungen für einen verbesserten Grundwasserschutz abgeleitet. Im Zentrum der Untersuchung stand die Landbewirtschaftung.

Ein bisher mangelnder Erfolgsbeweis könnte allerdings auch darin begründet liegen, dass Zeit benötigt wird, bis sich landwirtschaftliche Maßnahmen messbar in Form geringerer Nitratkonzentrationen im Grundwasser auswirken. Nitrat aus dem Wurzelraum muss zunächst eine Sickerstrecke in Boden und Gestein durchlaufen, bis sich das Sickerwasser mit dem Grundwasser mischt. Hinzu kommt die Zeit, die für die Wanderung zur einer Entnahmestelle benötigt wird. Kenntnisse über standortspezifische Sicker- und Einmischungszeiten neu gebildeten Grundwassers in den vorhandenen Grundwasserleiter sind eine notwendige Voraussetzung zur Beantwortung der Frage, ob positive Veränderungen der landwirtschaftlichen Praxis überhaupt schon im Grundwasser „angekommen“ sein können.

Mit dieser Studie liefert Manfred Renger einen Schätzrahmen, der bei verschiedenen Standortbedingungen Anhaltspunkte dafür gibt, wie schnell praktische Maßnahmen zur Verminderung des Nitrataustrags im Grundwasser wirksam werden können. Die standörtlich ganz unterschiedlich ausgeprägten Einflussgrößen auf die Nitratverlagerungsgeschwindigkeit und die Menge des verlagerten Nitrats lassen keine Verallgemeinerungen und pauschalen Aussagen zu. Die Variationsbreite der Aufenthaltsdauer für Nitrat in der ungesättigten Bodenzone liegt zwischen weniger als einem und 200 Jahren, in den meisten Fällen zwischen 1 und 20 Jahren. In diesen Zahlen sind die Verweilzeiten im Grundwasserbereich noch nicht einmal eingerechnet, die noch höher liegen können.

Daraus ergibt sich, dass

- jedes Urteil über Erfolg oder Misserfolg von nitratmindernden Maßnahmen fallspezifisch gefällt werden muss;
- es darauf ankommt, wie die Laufzeiten der aufgelegten Verordnungen, Programme und Kooperationen, die zur Minderung der Nitratbelastung führen sollen, im Ver-

* Das Projekt ist gemeinsam von der Deutschen Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW) und der Akademie für Technikfolgenabschätzung finanziert und von der TA-Akademie durchgeführt worden. Für die finanzielle Unterstützung des DVGW sei an dieser Stelle unser Dank ausgesprochen. Die vorliegende Studie wurde allerdings über Eigenmittel der TA-Akademie erstellt.

- gleich zu den Sicker- und Fließzeiten von Nitrat vor Ort liegen. An vielen Standorten kann noch kein messbarer Erfolg im Grundwasser erwartet werden;
- dass eine effektive Erfolgskontrolle der eingeleiteten Maßnahmen zur Minderung des Nitrataustrages oftmals nur im Bereich der ungesättigten Bodenzone sinnvoll ist. Gegebenenfalls muss – bei allen damit verbundene Unsicherheiten – auf vorgelagerte Indikatoren wie Bodennitratgehalte oder Stickstoffsalden zurückgegriffen werden.

Autor und Herausgeber hoffen, mit dieser Studie allen Interessierten und von der Nitratproblematik Betroffenen eine Arbeitshilfe anzubieten, die ihnen eine Einschätzung der Nitratsituation unter verschiedenen standörtlichen Gegebenheiten ermöglicht.

Die Ergebnisse des Projekts *Umsetzungsdefizite bei der Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers* sind in drei Arbeitsberichten niedergelegt:

1. Flaig, H., Lehn, H., Pfenning, U., Akkan, Z., Elsner, D. und Waclawski, N. (2002): Umsetzungsdefizite bei der Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers. Materialien der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart.
2. Pfister, G. (2002): Zur Effizienz des Grundwasserschutzes – eine ökonomische Analyse. Arbeitsbericht Nr. 212 der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart.
3. Renger, M (2002): Sicker- und Fließzeiten von Nitrat aus dem Wurzelraum ins Grundwasser in Abhängigkeit von den Standortbedingungen, insbesondere Boden und Gestein. Arbeitsbericht Nr. 223 der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart.

Die Publikationen sind bei der TA-Akademie gedruckt erhältlich, aber auch im Internet zugänglich (www.ta-akademie.de). Die Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches hat zusammen mit der TA-Akademie eine Kurzfassung der Projektstudie erstellt; sie ist beim DVGW erhältlich. Die erste Publikation mit der Gesamtstudie ist dort ebenfalls im Internet abrufbar (www.dvgw.de).

Stuttgart, im Oktober 2002

Holger Flaig

1 Aufgabenstellung

Im Rahmen dieser Studie wird ein Schätzrahmen erarbeitet, der es erlaubt, die Wanderungszeit von Nitrat aus dem Wurzelraum ins Grundwasser in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften, Gestein, Grundwasserflurabstand und anderen relevanten Parametern zu ermitteln. Ziel ist es, anhand dieses Schätzrahmens für bestimmte Gebiete bei bekannten Standortbedingungen einen Anhaltspunkt dafür zu bekommen, wie schnell praktische Maßnahmen zur Verminderung des Nitrataustrages im Grundwasser wirksam werden. Bei der Schätzung des Nitrataustrages findet nach Möglichkeit auch die Mineralisation und Denitrifikation in Form von Faustzahlen Berücksichtigung.

2 Sicker- und Fließzeiten von Nitrat zwischen Untergrenze des Wurzelraumes und der Grundwasseroberfläche

2.1 Einführung

Die Nitratverlagerung in der ungesättigten Bodenzone ist in erster Linie von der Höhe der Tiefenversickerung bzw. Grundwasserneubildung und dem Wassergehalt bei Feldkapazität abhängig. Die Nitratverlagerungstiefe lässt sich daher nach folgender Gleichung ermitteln.

$$\text{Verlagerungstiefe dm/a} = \frac{\text{Tiefenversickerung mm/a}}{\text{Wassergehalt bei Feldkapazität mm/dm}} \quad (1)$$

Tabelle 1 enthält die wichtigsten standortkundlichen Faktoren, die die Nitratverlagerungsgeschwindigkeit (Verlagerungstiefe pro Jahr) unterhalb des Wurzelraumes bestimmen.

Tabelle 1: Wichtige Einflussgrößen auf die Nitratverlagerungsgeschwindigkeit unterhalb des Wurzelraumes

Klima	Niederschlagsmenge und -verteilung ¹
	Klimatischer Verdunstungsanspruch ¹
Boden	Bodenart, Humusgehalt, Lagerungsdichte ^{1,2} (nutzbare Feldkapazität ¹ , Feldkapazität ²)
	Lage im Gelände (Relief, Exposition) ¹
Nutzung	Pflanzenart (Bedeckungsgrad, Durchwurzelungstiefe, Wasseraufnahme) ¹
	Dauer und Jahreszeit der Bodenbedeckung ¹
¹) = Einfluss auf die Tiefenversickerung bzw. Grundwasserneubildung (unter Tiefenversickerung bzw. Grundwasserneubildung wird die Versickerung unterhalb des Wurzelraumes verstanden) ²) = Einfluss auf den Wassergehalt bei Feldkapazität	

Beim Klima ist die Niederschlagsmenge, die -verteilung und der klimatische Verdunstungsanspruch von Bedeutung. Zusätzlich kann bei Beregnung der Standorte die

Berechnungssteuerung und die Höhe der Einzelgaben eine Rolle spielen (Renger und Strebel 1980).

Bei den Bodeneigenschaften sind Bodenart, Humusgehalt und Lagerungsdichte besonders wichtige Größen. Sie bestimmen die Höhe der nutzbaren Feldkapazität und der Feldkapazität (Wasserspeichungsvermögen). Die Klima- und Bodenfaktoren sind standortbedingt und damit nur wenig beeinflussbar. Die unter der Nutzung aufgeführten Faktoren sind dagegen über Art und Intensität der Bodennutzung beeinflussbar.

Im Folgenden werden die quantitativen Beziehungen zwischen den in Tabelle 1 aufgeführten Größen und der Tiefenversickerung näher erläutert und Schätzverfahren zur Ermittlung der Nitratverlagerungstiefe beschrieben.

2.2 Ermittlung der Tiefenversickerung und der Nitratverlagerungstiefe

2.2.1 Tiefenversickerung V bzw. Grundwasserneubildung

Die Tiefenversickerung lässt sich unter Berücksichtigung

- des pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrates $W_{pfl} (nFK_{we} + A_k)^*$
- der Niederschlagsmenge des Winter (N_{wi} (1.10. - 31.3.)) und des Sommerhalbjahres N_{so} (1.4. - 30.9.) sowie
- der jährlichen potenziellen Evapotranspiration nach Haude für Ackernutzung (Getreide), Grünland und Nadelwald ermitteln (Renger et al. 1992).

- *) nFK_{we} = nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes
 A_k = kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser an die Untergrenze des effektiven Wurzelraumes

Die zur Berechnung erforderlichen Gleichungen sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Tabelle 2: Grundwasserneubildung (v) in Abhängigkeit von Winter- (N_{wi}) und Sommerniederschlag (N_{so}) der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge (W_{pfl}) und der Evapotranspiration nach HAUDE (E_{HAUDE}) (Renger et al. 1992)

Nutzung	Regressionsgleichung	R
Ackerland	$v = 0,92 (N_{wi}) + 0,61 (N_{so}) - 153 (\log W_{pfl}) - 0,12 (E_{HAUDE}) + 109$	0,84
Grünland	$v = 0,9 (N_{wi}) + 0,52 (N_{so}) - 286 (\log W_{pfl}) - 0,10(E_{HAUDE}) + 330$	0,95
Nadelwald	$v = 0,71 (N_{wi}) + 0,67 (N_{so}) - 166 (\log W_{pfl}) - 0,19 (E_{HAUDE}) + 127$	0,94

R = multipler Korrelationskoeffizient

$\log W_{pfl}$ = dek. Logarithmus der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge (in mm)

Aus den Gleichungen geht hervor, dass die Tiefenversickerung mit zunehmendem Niederschlag ansteigt, aber mit zunehmender pflanzenverfügbarer Bodenwassermenge und potenzieller Evapotranspiration nach HAUDE sinkt. Die hohen multiplen Korrelationskoeffizienten R zeigen, dass die Beziehung zwischen der Tiefenversickerung und den verwendeten Klima- und Bodenkennwerten relativ eng ist. Die Standardabweichung für die berechneten Tiefenversickerungswerte liegt bei 20-30 mm/a.

Die in Tabelle 2 aufgeführten Regressionsgleichungen wurden auch in Nomogramme umgesetzt. Sie sind in den Abbildungen 1 bis 3 zu finden (Renger 1992). Bei vergleichbaren Klima- und Bodeneigenschaften nimmt die Tiefenversickerung (mm/a) in Abhängigkeit von der Nutzung in folgender Reihenfolge ab: Acker, Grünland, Nadelwald (s. eingetragene Beispiele in Abb. 1 bis 3).

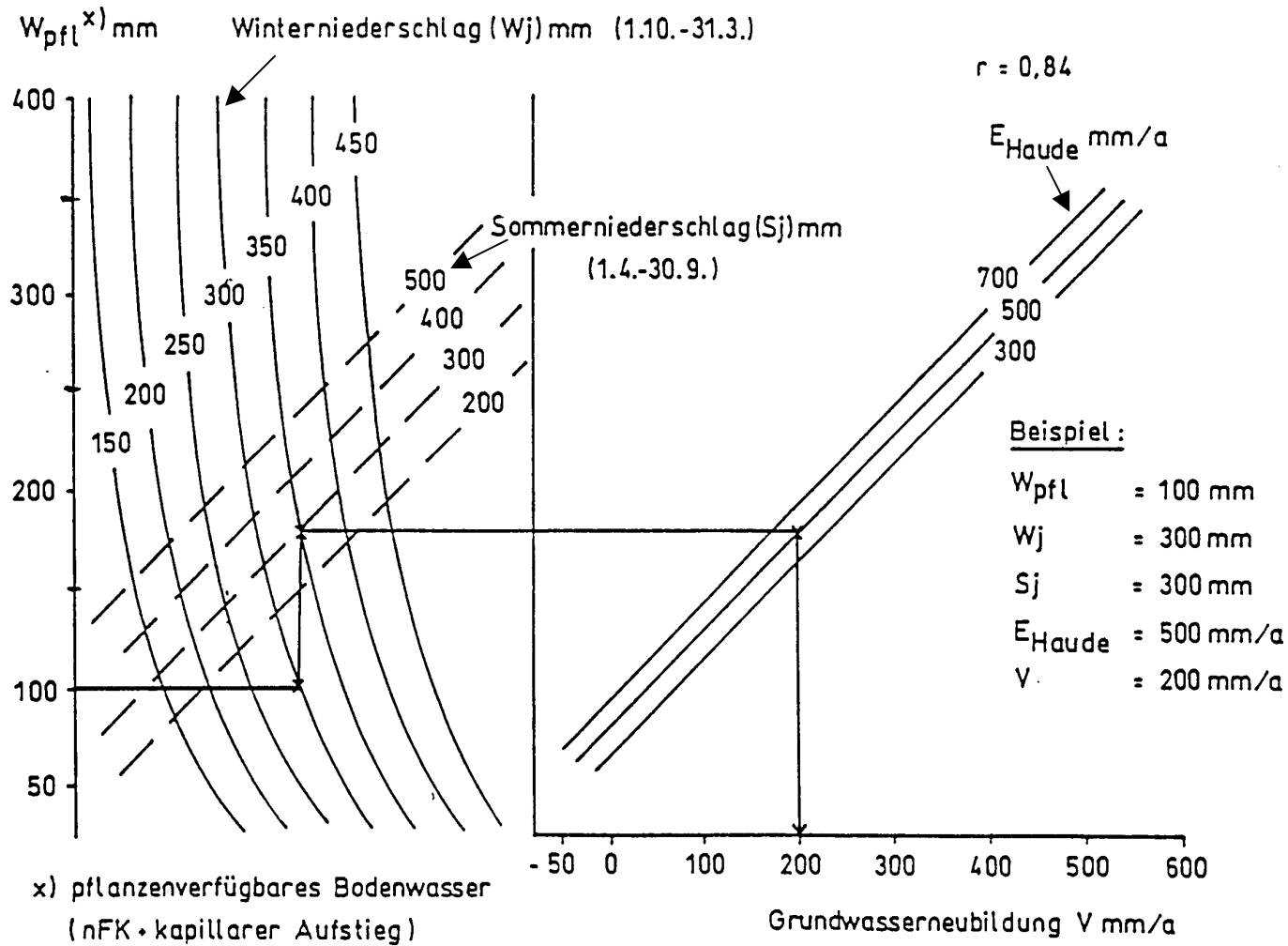


Abb. 1: Nomogramm zur Bestimmung der Grundwasserneubildung unter Ackernutzung (Wintergetreide)

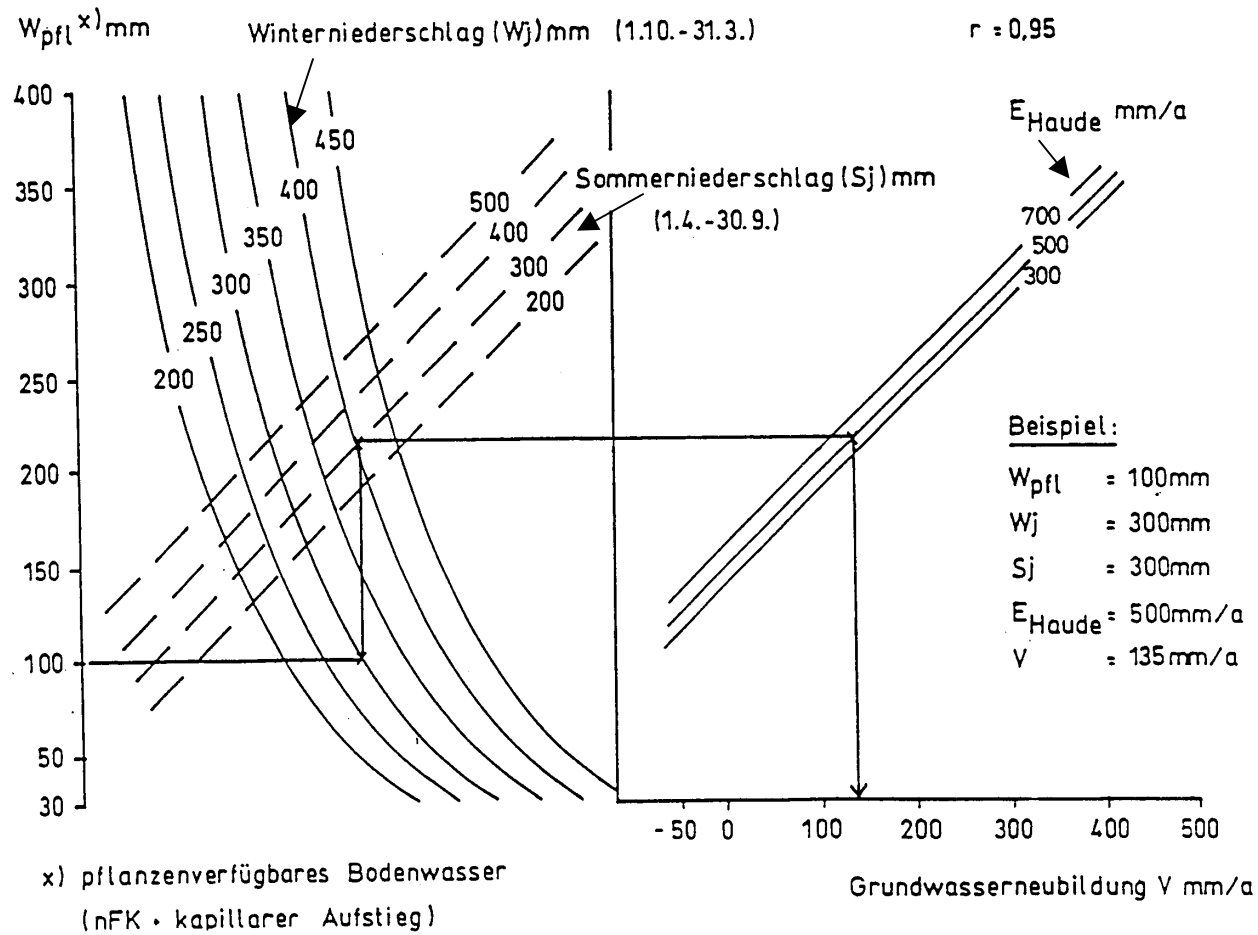


Abb. 2: Nomogramm zur Bestimmung der Grundwasserneubildung unter Grünland

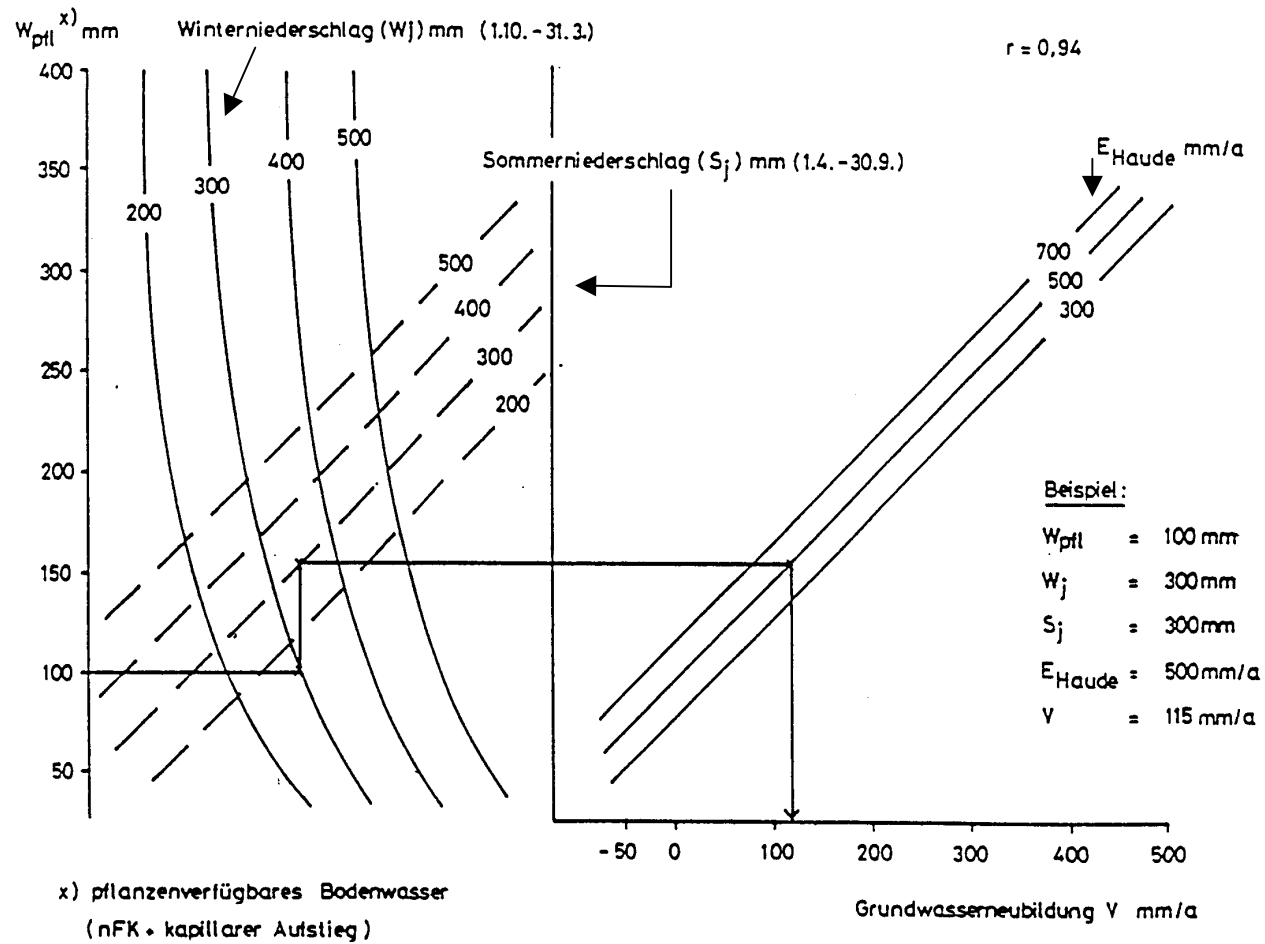


Abb. 3: Nomogramm zur Bestimmung der Grundwasserneubildung unter Nadelwald

Bei Ackerland ist als Fruchtart Wintergetreide ohne Zwischenfrucht zugrunde gelegt. Für andere Fruchtarten gelten folgende Korrekturen für die Tiefenversickerung bzw. Grundwasserneubildung :

Spargel	+ 100 bis 150 mm/a
Feldgemüse	+ 50 mm/a
Sommergetreide	+ 30 mm/a
Kartoffeln:	+ 20 mm/a
Zuckerrüben:	- 10 mm/a
Getreide mit Zwischenfrucht:	- 30 mm/a

Tabelle 3: Mittlere Zu- und Abschläge zur Tiefenversickerung bzw. Grundwasserneubildung [mm/a] pro Prozent Hangneigung in Abhängigkeit von Hangposition und Bodenart (Wessolek 1997)

Hangposition	Tiefenversickerungszu- und -abschläge (mm/a) pro Prozent Hangneigung			
	Sand 70 mm nFKWe	Lehm 150 mm nFKWe	Schluff 240 mm nFKWe	Mittel
Nordhang	+2,3	+2,7	+3,0	+2,7
Südhang	-2,0	-2,2	-2,4	-2,2
NO/NW-Hänge	+1,7	+1,8	+1,8	+1,7
SW/SO-Hänge	-1,3	-1,3	-1,4	-1,3

Die mit den Gleichungen bzw. Nomogrammen ermittelten Tiefenversickerungsraten gelten für ebene Standorte. Bei Hangstandorten sind in Abhängigkeit von Hangneigung und Hangposition die in Tabelle 3 angegebenen Zu- und Abschläge zu beruckichtigen. Bei Nordhängen ist z. B. bei einer Hangneigung von 10 % die für ebene Standorte berechnete Tiefenversickerungsrate bei Sandböden um 23 mm/a und bei Schluffböden um 30 mm/a (s. Tab. 3) zu erhöhen. Die Ursache liegt in der geringeren Sonneneinstrahlung und der damit verbundenen verminderten Evapotranspiration. An Südhängen ist die Sonneneinstrahlung dagegen erhöht, die Tiefenversickerung entsprechend geringer.

Bei diesem Ansatz ist nicht beruckichtigt, dass an Hängen auch Oberflächenwasser auftreten kann. Dies kann dazu führen, dass am Oberhang die berechneten Tiefenversickerungsraten zu hoch und am Unterhang zu gering ausfallen. Im Rahmen des Gutachtens ist es nicht möglich, einen Ansatz zur quantitativen Bestimmung des Oberflächenabflusses zu liefern. Entsprechende mathematische Modelle sind bei Renger et al. (1990) zu finden.

Kenngößenermittlung:

Die zur Bestimmung der Grundwasserneubildung notwendigen Kenngößen sind relativ einfach zu ermitteln. Die Klimakennwerte

- Winterniederschlag
- Sommerniederschlag
- Evapotranspiration nach HAUDE

sind beim Deutschen Wetterdienst verfügbar.

Die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge kann, sofern moderne Bodenkartierungen vorliegen, aus Bodenkarten entnommen oder aus Bodenart, Gehalt an organischer Substanz und der effektiven Lagerungsdichte sowie Ausgangsgestein ermittelt werden.

Bei grundwasserfernen Böden (Grundwasserstände >1,5 bis 2 m unter Geländeoberfläche) entspricht Wpfl der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes nFK_{we} und errechnet sich aus:

$$nFK_{we} \text{ (mm)} = nFK \text{ (mm/dm)} \times \text{effektiver Wurzelraum (dm)}$$

In Tabelle 4 sind für die wichtigsten Bodenarten die nFK-Werte in Abhängigkeit von der effektiven Lagerungsdichte sowie der effektive Wurzelraum als Funktion der effektiven Lagerungsdichte für Getreide und Grünland aufgeführt. Der Einfluss der organischen Substanz kann durch die in Tabelle 5 angegebenen Zuschläge berücksichtigt werden. In der Tabelle 4 wird nicht zwischen den einzelnen Ausgangsgesteinen unterschieden. Neuere Auswertungen ergaben jedoch, dass innerhalb einer Bodenart zwischen den einzelnen Ausgangsgesteinen signifikante Unterschiede auftreten können (Riek et al. 1995). Die wichtigsten Abweichungen bei der nFK für einzelne Ausgangsgesteine sind in der Tabelle 6 zusammengestellt.

Tabelle 4: Nutzbare Feldkapazität nFK und effektiver Wurzelraum in Abhängigkeit von Bodenart und effektiver Lagerungsdichte

Bodenart	nFK (mm/dm)			effektiver Wurzelraum (dm)			
	effektive Lagerungsdichte			effektive Lagerungsdichte			
	gering	mittel	hoch	gering bis mittel		hoch	
				Getreide	Grünland	Getreide	Grünland
Grobsand	6	6	6	5	4	4-5	4
Mittelsand	10	9	9	5-6	5	5	4-5
Feinsand	16	12	12	6-7	6	5-6	5
lehmiger Sand	23	16	14	7	6	6	5
schluffig- lehmiger Sand	24	19	17	8-9	7	6	5
schluffiger Sand	21	18	17	7-8	6-7	5-6	5
toniger Sand	20	15	13	7-8	6-7	5-6	5
Schluff	28	25	23	9	8	7	6
sandig-lehmiger Schluff	26	22	20	10-11	10	9	8
lehmiger Schluff	27	24	20	10-11	10	9	8-9
stark lehmiger Schluff	26	21	19	10-11	10	9	8-9
sandiger Lehm	22	17	14	9-10	9	8-9	8
schluffiger Lehm	24	19	16	10	9	8-9	8
toniger Lehm	19	15	12	10	9	9	8
schluffig-toniger Lehm	21	17	12	10	9	9	8
lehmiger bzw. schluffiger Ton	20	14	11	9-10	8-9	8-9	8

Tabelle 5: Einfluss der organischen Substanz auf die nutzbare Feldkapazität (nFK) in Abhängigkeit vom Tongehalt

Gehalt an org. Sub- stanz %	Zuschläge zur nFK (mm/dm) bei Tongehalten von:					
	< 5 %	5-12 %	12-17 %	17-35 %	35-65 %	>65 %
2	2	1	0	0	0	0
4	4	3	2	1	0	0
6	7	5	5	4	2	2
8	10	8	8	6	3	3
10	12	10	10	8	4	4
12	14	13	12	10	6	5
14	16	15	15	12	8	6

Tabelle 6: Einfluss des Ausgangsgesteins auf die nutzbare Feldkapazität (nFK)

Ausgangsgestein	Abschläge bei der nFK mm/dm
Geschiebelehm und -mergel	4
Festgestein (tonig verwitternd) (Ton-, Kalk-, Tonmergelgestein, Basalt)	2
Festgestein (sandig verwitternd) (Sandstein, Gneis, Granit)	4

Bei grundwasserbeeinflussten Böden (Grundwasserflurabstand < 1,5 bis 2 m) ist bei der Bestimmung des pflanzenverfügbaren Wassers neben der nFK auch der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser in den Wurzelraum zu berücksichtigen. Er kann für den stationären Zustand nach der Darcy-Gleichung:

$$v_f = -k \frac{\Delta\psi}{\Delta z} - 1 \quad (2)$$

berechnet werden, wenn die Beziehung zwischen Wasserspannung und Wasserleitfähigkeit bekannt ist. Dabei ist

v_f	die Filtergeschwindigkeit	(cm/Tag),
k	die Wasserleitfähigkeit	(cm/Tag),
ψ	die Wasserspannung	(cm WS) und
z	die Höhe über dem Grundwasser	(cm).

Bei der Berechnung wurde an der Untergrenze des Wurzelraumes eine Wasserspannung zwischen 100 und 700 cm WS angenommen, die etwa 70 % der nFK entspricht. Dieser Annahme liegt die Erfahrung zugrunde, dass bei einem anzustrebenden mittleren Wasserversorgungsgrad im Wurzelraum von 50 % der nFK im unteren Teil des Wurzelraumes noch mit einem Wassergehalt zu rechnen ist, der etwa 70 % der nFK entspricht. Aus Abbildung 4 geht hervor, dass z. B. beim Mittelsand mit einer täglichen Aufstiegsrate von 1 mm zu rechnen ist, wenn der Grundwasserstand 60 cm unterhalb der Untergrenze des effektiven Wurzelraumes liegt (Aufstiegshöhe = 60 cm). Würde beim gleichen Boden der Grundwasserstand sich nur 50 cm unterhalb des effektiven Wurzelraumes befinden, wäre mit einer Aufstiegsrate von 3 mm/Tag zu rechnen. Unter unseren klimatischen Bedingungen würde dies bedeuten, dass die Wasserversorgung der Pflanze weitgehend durch den kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser sichergestellt wäre. Weitere Daten über den kapillaren Aufstieg verschiedener Bodenarten sind in Tabelle 7 zu finden (siehe auch AG Boden 1994).

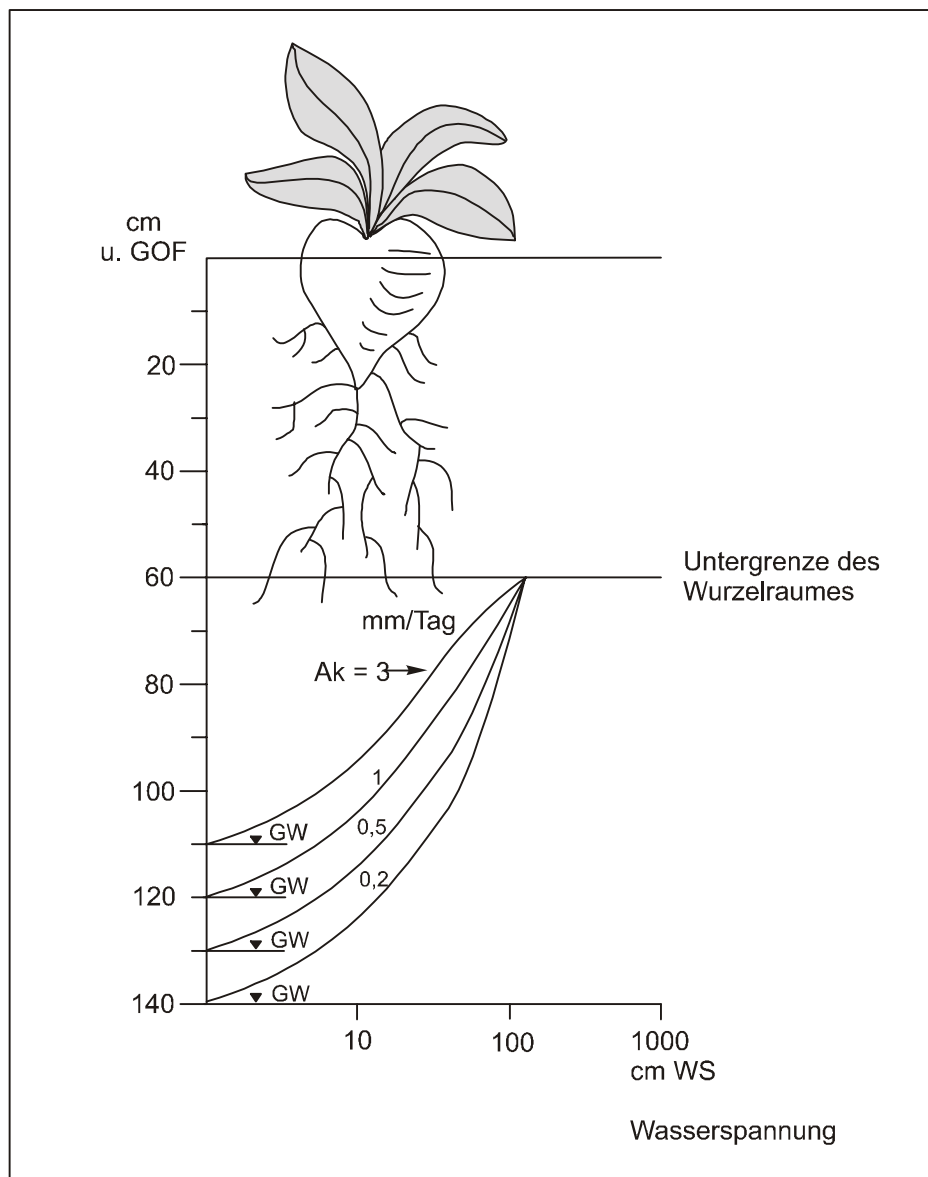


Abb. 4: Kapillare Aufstiegsraten A_k an der Untergrenze des Wurzelraumes (mm/Tag) in Abhängigkeit vom Grundwasserstand (Mittelsand)

Tabelle 7: Kapillare Aufstiegsrate (mm/Tag) in Abhängigkeit von Bodenart und Abstand zwischen Untergrenze Wurzelraum und Grundwasseroberfläche bei Böden mit mittlerer Lagerungsdichte

	Kapillare Aufstiegsraten (mm/Tag) bei Abständen zwischen Untergrenze Wurzelraum und Grundwasseroberfläche (dm) von:												
Bodenart	2	3	4	5	6	7	8	9	10	12	14	17	20
Sande													
gS	>5.0	5.0	1.5	0.5	0.2	0.1							
mS	>5.0	>5.0	>5.0	3.0	1.2	0.5	0.2	<0.1					
fS	>5.0	>5.0	>5.0	>5.0	3.0	1.5	0.7	0.3	0.2	<0.1			
uS	>5.0	>5.0	>5.0	>5.0	>5.0	>5.0	5.0	3.0	2.0	1.0	0.5	0.15	
IS	>5.0	>5.0	>5.0	>5.0	5.0	3.5	2.0	1.5	0.8	0.3	0.1	<0.1	
tS	>5.0	>5.0	>5.0	5.0	3.0	2.0	1.0	0.7	0.4	0.2	0.1		
Schluffe													
U, sU	>5.0	>5.0	>5.0	>5.0	>5.0	>5.0	5.0	5.0	3.5	2.0	1.0	0.5	0.2
IU, tU	>5.0	>5.0	>5.0	>5.0	>5.0	>5.0	4.5	3.0	2.5	1.5	0.7	0.3	0.1
Lehme													
sL, SL	>5.0	>5.0	5.0	3.5	2.0	1.3	0.8	0.5	0.3	0.2	0.15	<0.1	
uL	>5.0	>5.0	>5.0	>5.0	4.5	3.5	2.5	2.0	1.5	0.8	0.4	0.2	<0.1
tL	>5.0	5.0	2.5	1.2	0.7	0.5	0.3	0.2	0.15	<0.1			
Tone													
uT, sT	>5.0	>5.0	4.0	2.0	1.0	0.7	0.5	0.3	0.2	0.1	<0.1		
IT, T	4.0	2.0	1.1	0.7	0.5	0.4	0.35	0.3	0.2	0.15	0.1	<0.1	

Bei der Berechnung des pflanzenverfügbaren Bodenwassers ($nFK_{we} +$ kapillarer Aufstieg) sind die täglichen Aufstiegsraten mit der Anzahl der Tage, an denen ein kapillarer Aufstieg stattfindet, zu multiplizieren und zur nFK_{we} zu addieren. Beides zusammen ergibt die Gesamtmenge an maximal verfügbarem Bodenwasser W_{pfl} . Unter unseren Klimabedingungen beträgt die Anzahl der Tage mit kapillarem Aufstieg in niederschlagsarmen Jahren für Getreide ca. 60, für Hackfrüchte 90, für Grünland und Wald 120.

Abbildung 5 zeigt den Einfluss des Grundwasserflurabstandes und damit auch den des kapillaren Aufstiegs auf die Grundwasserneubildung bei Acker-, Grünland und Nadelwaldstandorten für Sandböden im Raum Hannover. Bei sehr flachen Grundwasserflurabständen (< 1 m) ist die Grundwasserneubildung am geringsten, da infolge des kapillaren Aufstiegs die Evapotranspiration maximale Werte erreicht. Ohne kapillaren Aufstieg (z. B. Grundwasserflurabständen unter Acker $> 1,6$ m) ist die Grundwasserneubildung ca. 100 mm/a höher.

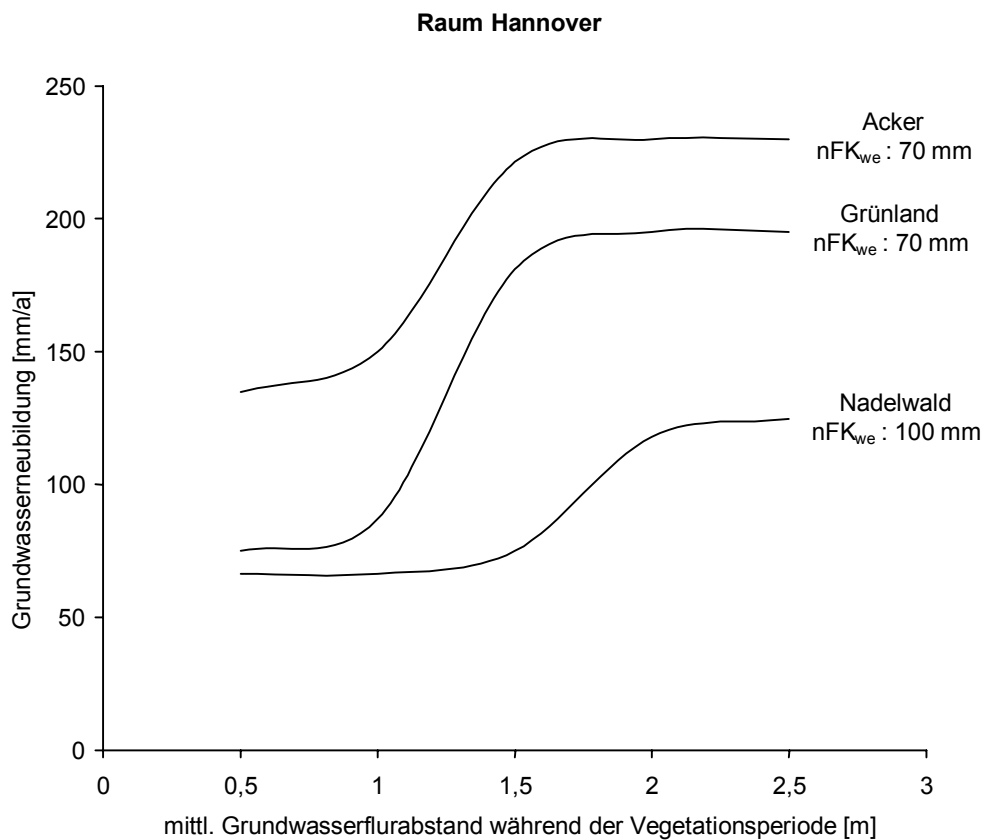


Abb. 5: Beziehung zwischen Grundwasserneubildung und Grundwasserflurabstand für Acker, Grünland und Nadelwald bei Sandböden (Renger 1992)

2.2.2 Nitratverlagerungstiefe und Aufenthaltsdauer des Nitrats in der ungesättigten Bodenzone

Die Nitratverlagerungstiefe lässt sich, wie bereits im Abschnitt 2.1 ausgeführt wurde (s. Gleichung 1), aus der Tiefenversickerungsmenge mm/a und dem Wassergehalt bei Feldkapazität mm/dm ermitteln. Die Wassergehalte bei Feldkapazität (FK) lassen sich aus der Bodenart, der effektiven Lagerungsdichte und dem Gehalt an organischer Substanz ermitteln. In Tabelle 8 sind für die wichtigsten Bodenarten bei mittlerer und hoher effektiver Lagerungsdichte die FK-Werte aufgeführt. Unterhalb des Wurzelraumes trifft in den meisten Fällen die hohe Lagerungsdichte zu.

Tabelle 8: Feldkapazität FK in Abhängigkeit von Bodenart und der effektiven Lagerungsdichte (s. auch AG Bodenkunde 1994)

Bodenart	FK (mm/dm)	
	effektive Lagerungsdichte	
	mittel	hoch
Grobsand	9	9
Mittelsand	12	12
Feinsand	18	16
lehmiger Sand	27	26
schluffig-lehmiger Sand	30	27
schluffiger Sand	25	24
toniger Sand	27	22
Schluff	34	31
sandig-lehmiger Schluff	33	30
lehmiger Schluff	37	34
stark lehmiger Schluff	37	35
sandiger Lehm	33	31
schluffiger Lehm	36	33
toniger Lehm	41	36
schluffig-toniger Lehm	42	38
lehmiger bzw. schluffiger Ton	49	45
Ton	54	49

Bei den in Tabelle 8 angenommenen FK-Werten wird nicht zwischen einzelnen Ausgangsgesteinen unterschieden. Wie bereits bei den Schätzung der nFK-Werte ausgeführt wurde, ergaben neuere Auswertungen, dass bei einzelnen Ausgangsgesteinen signifikante Unterschiede auftreten (Riek et al. 1995). Sie können durch die in Tabelle 9 angegebenen Abschläge berücksichtigt werden. Der Einfluss der organischen Substanz auf die FK geht aus Tabelle 10 hervor.

Tabelle 9: Einfluss des Ausgangsgesteins auf die Feldkapazität (FK)

Ausgangsgestein	Abschläge bei der nFK mm/dm
Geschiebelehm und -mergel	5
Glazialer Lehmsand, Salm (schwach lehmige Sandablagerungen der Grund- und Endmoränen)	2
Festgestein (tonig verwitternd) (Ton-, Kalk-, Tonmergelgestein, Basalt)	5
Festgestein (sandig verwitternd) (Sandstein, Gneis, Granit)	4

Tabelle 10: Einfluss der organischen Substanz auf die Feldkapazität FK in Abhängigkeit vom Tongehalt (s. auch AG Bodenkunde 1994)

Gehalt an org. Substanz %	Zuschläge zur FK (mm/dm) bei Tongehalten von:					
	< 5 %	5-12 %	12-17 %	17-35 %	35-65 %	>65 %
2	1	1	0,5-1	-	-	-
4	3	3	2	1	1	0,5 - 1
6	7	6	6	4	2	2
8	12	10	9	7	4	3
10	15	13	12	9	5	4
12	19	17	15	12	7	5
14	23	21	20	15	9	6

Tabelle 11 zeigt den Zusammenhang zwischen Feldkapazität, Tiefenversickerung und Nitratverlagerungstiefe. Man erkennt, dass die Verlagerungstiefe mit zunehmender Tiefenversickerung und abnehmender Feldkapazität ansteigt. Die Verlagerungstiefen können zwischen 1 und 80 dm/a variieren. Kennt man die Mächtigkeit zwischen Untergrenze Wurzelraum und Grundwasseroberfläche, so lässt sich die Aufenthaltsdauer des Nitrats in der ungesättigten Bodenzone nach folgender Gleichung errechnen:

$$\text{Aufenthaltsdauer des Nitrats (in Jahren, a)} = \frac{\text{Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone (dm)}}{\text{Nitratverlagerungstiefe (dm/a)}} \quad (3)$$

Tabelle 11: Nitratverlagerungstiefe (dm/a) in Abhängigkeit von der Feldkapazität und der Tiefenversickerungsmenge

Feldkapazität mm/dm	Mittlere Nitratverlagerungstiefe (dm/a) bei Tiefenversickerungsmengen von:					
	50 mm/a	100 mm/a	150 mm/a	200 mm/a	300 mm/a	400 mm/a
5	10	20	30	40	60	80
10	5	10	15	20	30	40
15	3,3	6,7	10	13,3	20	26,7
20	2,5	5	7,5	10	15	20
25	2	4	6	8	12	16
30	1,7	3,3	5	6,7	10	13,3
40	1,3	2,5	3,8	5	7,5	10
50	1	2	3	4	6	8

Tabelle 12: Aufenthaltsdauer des Nitrates in der ungesättigten Bodenzone in Abhängigkeit von der Feldkapazität der Tiefenversickerungsmenge und der Mächtigkeit der Bodenzone zwischen Untergrenze Wurzelraum und Grundwasseroberfläche

Feldkapazität mm/dm	Aufenthaltsdauer des Nitrates zwischen Untergrenze Wurzelraum und Grundwasseroberfläche (in Jahren) bei Tiefenversickerungsmengen von:																	
	50mm/a			100 mm/a			150 mm/a			200 mm/a			300 mm/a			400 mm/a		
	Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone 3, 5 und 10 m*																	
	3 m	5 m	10 m	3 m	5 m	10 m	3 m	5 m	10 m	3 m	5 m	10 m	3 m	5 m	10 m	3 m	5 m	10 m
5	3	5	10	1,5	2,5	5	1	1,7	3,3	0,75	1,3	2,5	0,5	0,85	1,7	0,4	0,6	1,3
10	6	10	20	3	5	10	2	3,3	6,6	1,5	2,5	5	1	1,7	3,3	0,75	1,25	2,5
15	9	15	20	4,5	7,5	15	3	5	10	2,25	3,81	7,5	1,5	2,5	5	1,1	1,9	3,8
20	12	20	40	6	10	20	4	6,6	13,3	3	5	10	2	3,3	6,6	1,5	2,5	5
25	15	25	50	7,5	12,5	15	5	8,3	16,6	3,75	6,3	12,5	2,5	4,2	8,3	1,9	3,1	6,3
30	18	30	60	9	15	30	6	10	20	4,5	7,5	15	3	5	10	2,3	3,8	7,5
40	24	40	80	12	20	40	8	13,3	26,6	6	10	20	4	6,6	13,3	3	5	10
50	30	50	100	15	25	50	10	16,6	33,3	7,5	12,5	25	5	8,3	16,6	3,8	6,3	12,5

* Mächtigkeit zwischen Untergrenze Wurzelraum und der Grundwasseroberfläche

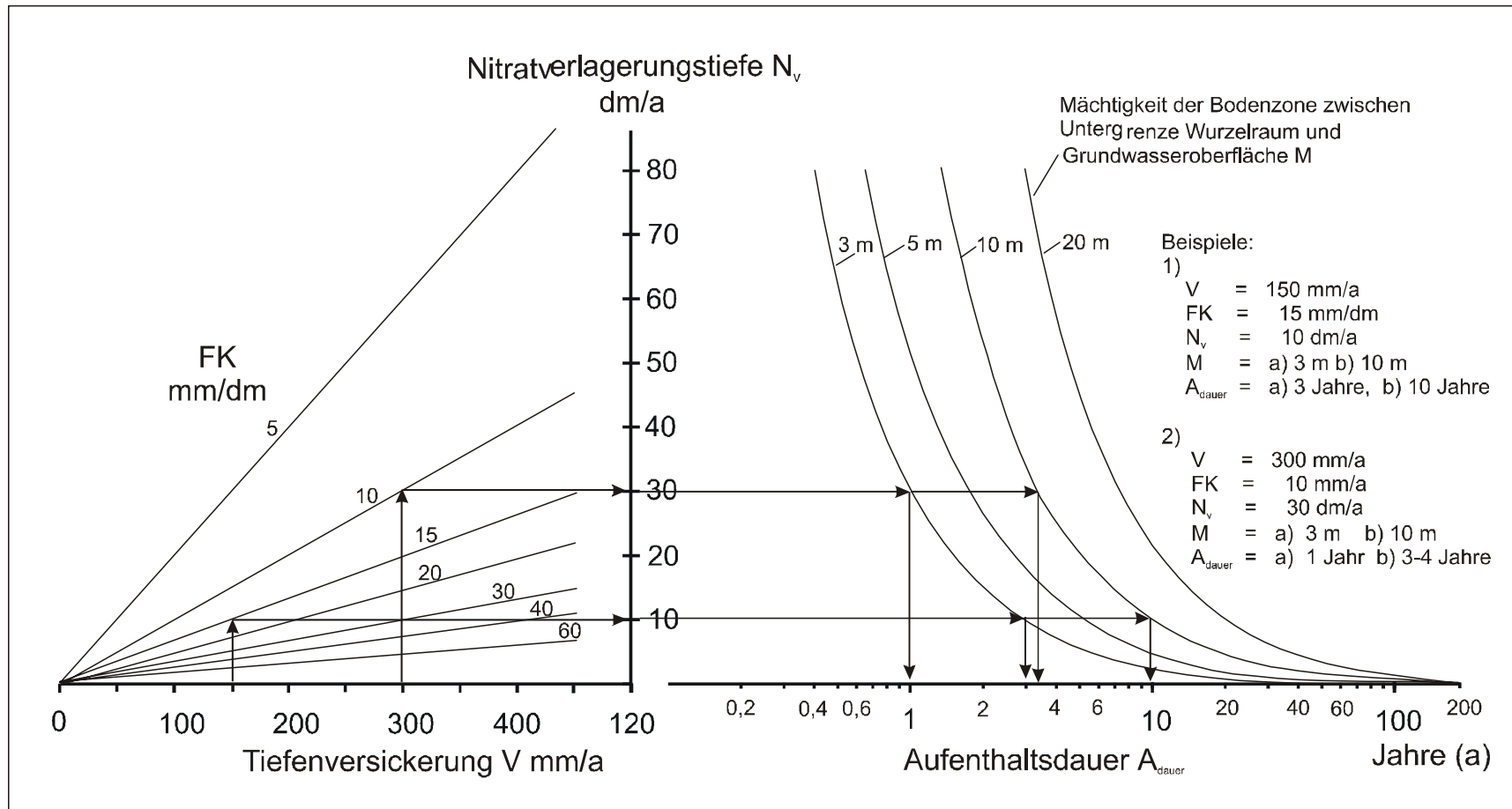


Abb. 6: Nomogramm zur Ermittlung der Nitratverlagerungstiefe (dm/a) und der Aufenthaltsdauer des Nitrats (Jahre) in der ungesättigten Bodenzone in Abhängigkeit von Tiefenversickerung, der Feldkapazität und der Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone

In Tabelle 12 und Abbildung 6 ist der Zusammenhang zwischen den genannten Größen dargestellt. Je nach Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone zwischen Untergrenze Wurzelraum und Grundwasseroberfläche und Nitratverlagerungstiefe schwankt die Aufenthaltsdauer des Nitrats im Extremfall zwischen < 1 bis 200 Jahre. Da man jedoch in den hier zu betrachtenden Grundwassereinzugsgebieten in der Regel von Tiefenversickerungsraten unter Acker in Höhe von 100 - 300 mm/a und von Feldkapazitätswerten von 10 - 20 mm/dm ausgehen kann, schränkt sich die Aufenthaltsdauer des Nitrats bei Mächtigkeiten der ungesättigten Bodenzone im Bereich von 3 bis 10 m in den meisten Fällen auf 1 bis 20 Jahre ein. (s. Tab. 12 und Abb. 6)

Bei dem hier gewählten einfachen Ansatz zur Berechnung der Nitratverlagerungstiefe und Aufenthaltsdauer des Nitrats in der ungesättigten Bodenzone wird davon ausgegangen, dass der Nitrattransport durch Massenfluss erfolgt (Renger et al. 1992). Eine Nitrattiefenverlagerung durch Makroporenfluss (auch preferentieller Fluss genannt) bei der ein Teil des Nitrats schneller verlagert werden kann, wurde nicht berücksichtigt. Die errechneten Verlagerungstiefen und Aufenthaltsdauer liegen mit anderen Worten auf der "sicheren Seite".

Zwischen den verwendeten FK-Werten (s. Tab. 8) und den im Gelände tatsächlich auftretenden FK-Werten können Differenzen auftreten. Die hier verwendeten FK-Werte wurden an Stechzylindern ermittelt. Sie liegen in der Regel etwas höher als die in situ gemessenen FK-Werte (Becker et al. 1992a). Die Ursachen liegen

1. darin, dass Hysteresiseffekte, die unter Geländebedingungen eine Rolle spielen, bei der Bestimmung an Stechzylinderproben keine Berücksichtigung finden;
2. kann die angenommene Wasserspannung von 60 hPa für die Feldkapazität zu niedrig angesetzt sein. Dadurch können die angenommenen Feldkapazitätswerte zu hoch sein und damit die ermittelten Verlagerungstiefen zu niedrig und die Aufenthaltsdauer des Nitrats zu hoch ausfallen. Nach groben Schätzungen kann der Fehler bei einzelnen Bodenarten (insbesondere bei Lehmen und Schluffen) bis zu 30 % betragen.

3 Ermittlung der Nitratverlagerungsmenge

Wenn nicht nur die Verlagerungstiefe sondern auch die Nitratverlagerungsmenge betrachtet werden soll, sind die in Tabelle 1 aufgeführten Einflussgrößen um einige weitere Faktoren zu ergänzen. In Tabelle 13 sind in Anlehnung an Strebel et al. (1986) die wichtigsten Einflussgrößen zusammengestellt. Bei den Einflussgrößen kann man eine Zweiteilung vornehmen: Entweder werden die jährlichen Grundwasserneubildungsraten und damit die bereits betrachtete Verlagerungstiefe beeinflusst

oder der Stoffumsatz im Boden und damit die Nitratkonzentration im Sickerwasser. In einzelnen Fällen ist allerdings eine scharfe Trennung nicht möglich. Die ersten beiden Faktoren Klima und Boden betreffen standortbedingte Ursachen und sind nur wenig beeinflussbar. Bei den anderen Gruppen handelt es sich dagegen um Ursachen, die überwiegend von Art der Intensität der Bodennutzung abhängen (Strebel et al. 1986).

Tabelle 13: Wichtige Einflussgrößen auf Stoffverluste aus dem Wurzelraum

<p>Klima: Niederschlagsmenge und -verteilung^{1,2} Beregnung (Steuerung, Höhe der Einzelgabe)^{1,2} Klimatischer Verdunstungsanspruch¹</p> <p>Boden: Lage im Gelände (Relief)¹ Bodenart bzw. Bodenartenschichtung^{1,2} Stickstoffvorrat², Mineralisationsvermögen² Grundwasserflurabstand¹</p> <p>Nutzung bzw. Pflanzenbestand: Pflanzenart (Bedeckungsgrad, Wurzelraumtiefe, Stoffaufnahme, Wasseraufnahme)^{1,2} Dauer und Jahreszeit der Bodenbedeckung^{1,2} Häufigkeit und Intensität der Bodenbearbeitung^{1,2}</p> <p>Stickstoffzufuhr durch Düngung: Düngerart² Düngermenge und -aufteilung² Düngzeitpunkte²</p> <hr style="border-top: 1px dashed black;"/> <p>¹ = Einfluss auf Grundwasserneubildung bzw. Tiefenversickerung ² = Einfluss auf Konzentration des Sickerwassers</p>

Zu den entscheidenden Einflussgrößen auf die Nitratkonzentration zählen der Stickstoffvorrat im Boden, das Mineralisationsvermögen, Häufigkeit und Intensität der Bodenbearbeitung und die Stickstoffzufuhr durch Düngung (s. Tab. 13).

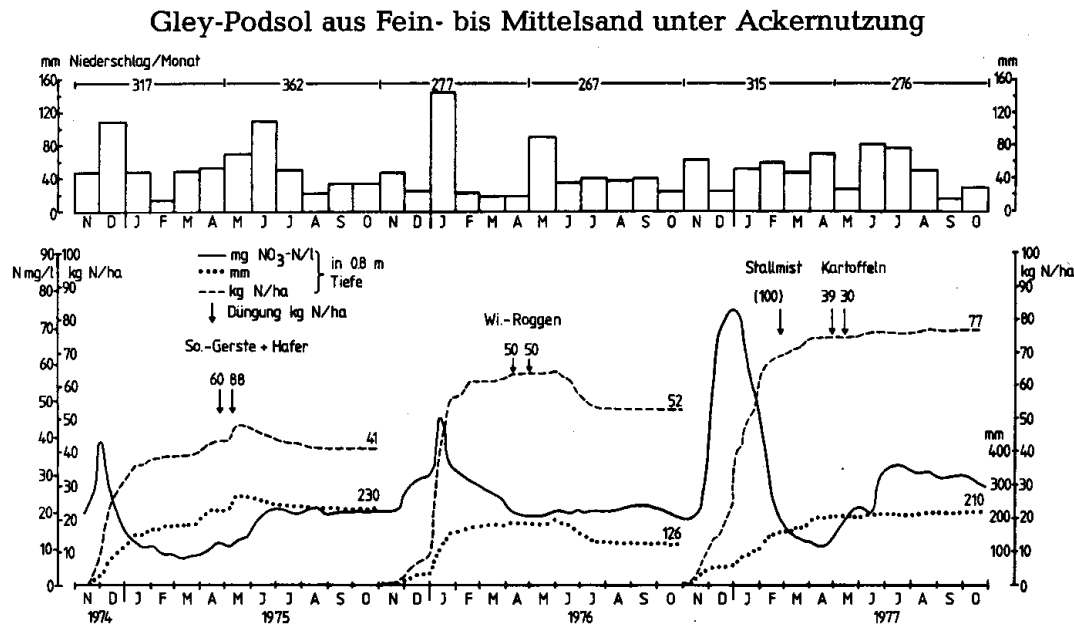


Abb. 7: Zeitlicher Verlauf der Nitratkonzentration im Bodenwasser unterhalb des Wurzelraumes (in 80 cm Tiefe) sowie Summenkurven für Nitratauswaschung und Sickerwassermenge bei einem ackerbaulich genutzten Gley-Podsol aus Sand im Raum Hannover (Strebel et al. 1986)

Stickstoffverlagerungen aus dem Wurzelraum treten vor allen im Winterhalbjahr auf. In Abbildung 7 ist für einen grundwasserbeeinflussten Ackerstandort aus Sand (mittlerer Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode $\approx 1,4$ m) der Ablauf der Nitratauswaschung dargestellt (Strebel et al. 1986). Die unterhalb des Wurzelraumes (in 0,8 m Tiefe) gemessene Nitrat Konzentration erreicht von November bis Januar die höchsten Werte. Der steile Anstieg der Summenkurven für Sickerwasser und Nitrat-N-Verlagerung vom Herbst bis Winter zeigt hohe Raten für die Versickerung und Nitratverlagerung an. In den niederschlagsarmen Monaten Juni und Juli in den Jahren 1975 und 1976 fallen die Summenkurven wegen des kapillaren Aufstiegs von Wasser und Nitrat aus dem Grundwasser in den Wurzelraum ab. Dies zeigt, dass bei grundwasserbeeinflussten Standorten ein Teil des bereits ins Grundwasser verlagerte Nitrat durch den kapillaren Aufstieg wieder in den Wurzelraum zurückkehren kann. Die Nitrat-N-Verlagerung aus dem Wurzelraum lag in den drei Jahren zwischen 41 und 77 kg N/ha · a. Dies entspricht bei den in Abbildung 7 ausgewiesenen Sickerwasserraten mittleren NO₃-Konzentrationen im Sickerwasser von 79 (1975), 183 (1976) und 162 mg NO₃/l (1977).

Tabelle 14: Standort- und nutzungspezifische Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und Nitratverluste aus dem Wurzelraum ins Grundwasser (eigene Ergebnisse und Daten nach Strebel et al. 1986)

Standort	Nutzung (Fruchtfolge, N-Düngung)	mittlere Nitratkonz. mg/l	Nitrat-N-Fracht ins Grundwasser * kg N/ha · a
Sand	Acker (Getreide-Zu-Rüben/Kartoffeln, ≈ 120 kg N/ha · a)	$\approx 100-130$	$\approx 45-60$
	Acker (Getreide-Zu-Rüben/Kartoffeln, ≈ 120 kg N/ha · a)	$\approx 60-70$	$\approx 27-32$
	Mähwiese ≈ 250 kg N/ha · a	$\approx 15-30$	$\approx 7-15$
	Intensive Weide (≈ 250 kg N/ha · a, 2 RGVE/ha, ≈ 180 Weidetage)	$\approx 60-90$	$\approx 27-40$
	Intensiver Feldgemüsebau (> 250 kg N/ha · a)	> 200	> 90
	Spargel, Baumschule	> 300	> 135
	Nadelbaum-Bestand	< 10	< 5
Lößböden	Schwarzerlen-Bestand	≈ 40	≈ 18
	Acker (Getreide-Zuckerrüben, ≈ 150 kg N/ha · a)	$\approx 30-60$	$\approx 15-30$

* bei einer Grundwasserneubildungsrate von 200 mm/a

In Tabelle 14 sind standort- und nutzungspezifische mittlere Nitratkonzentrationen des Sickerwassers aufgeführt. Die entsprechende Nitratfracht ins Grundwasser (kg N/ha · a) ergibt sich durch Multiplikation mit der jeweiligen jährlichen Tiefenversickerung bzw. Grundwasserneubildungsrate (mm/a). Die in Tabelle 14 aufgeführten $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten ins Grundwasser wurden mit einer Grundwasserneubildungsrate von 200 mm/a errechnet. Den Werten bei Acker- und Grünland liegt eine mittlere Bewirtschaftungsintensität zugrunde. Besonders problematisch sind Ackerstandorte auf Sandböden ohne Zwischenfruchtanbau, Intensiv-Weiden sowie Standorte mit Feldgemüse und Baumschulnutzung. Bei diesen Standorten wird der Nitrat-Grenzwert von 50 mg/l am deutlichsten überschritten.

Auch durch extreme Witterungseinflüsse kann es zu einem verstärkten N-Austrag aus dem Wurzelraum kommen, wenn z. B. Leguminosen durch dauerhaft unzulängliche Abreife- und Druschbedingungen nicht geerntet werden können. Zur Verminderung eines N-Austrages ist es wichtig, dass im darauf folgenden Jahr durch entsprechende Fruchtartenwahl, reduzierte Bodenbearbeitung und Düngung das durch Mineralisation entstehende Nitrat aufgefangen wird (s. ZALF 1999).

3.1 Einfluss der Düngung

In Abbildung 8 ist die mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser und N-Verlagerung in Abhängigkeit von der jährlichen Stickstoffdüngung am Beispiel von Sandböden bei Ackernutzung dargestellt. Mit steigender N-Düngung nimmt die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Sickerwasser und N-Verlagerung zu.

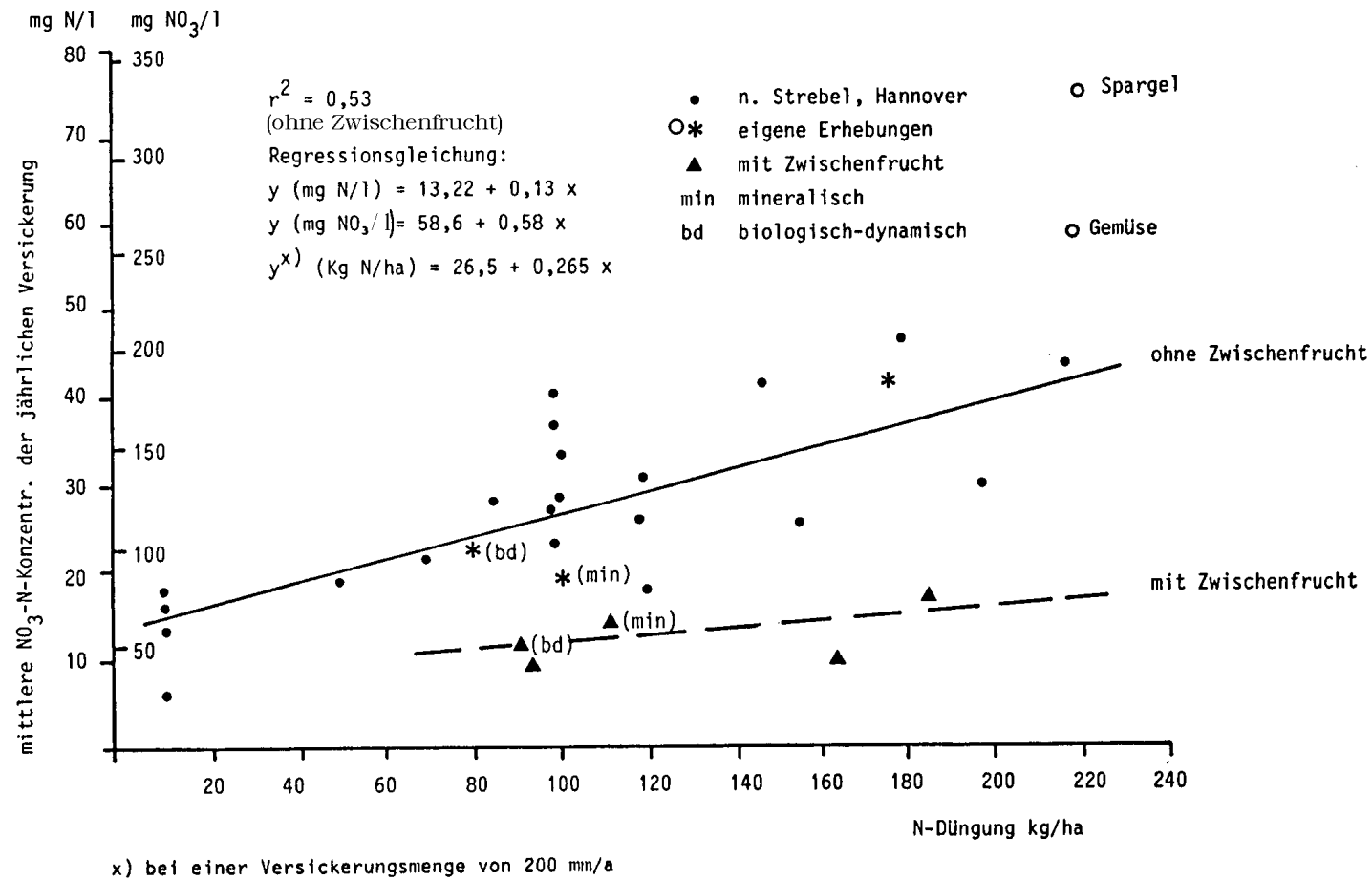


Abb. 8: Einfluss der N-Düngermenge auf die Nitratkonzentration des Sickerwassers unter Ackerland bei Sandböden (Renger & Wessolek 1992)

Das Bestimmtheitsmaß (r^2) von 0,53 zeigt, dass allerdings nur 53 % der Streuung der NO_3 -Konzentrationen auf die N-Düngermenge zurückzuführen ist. Für die restliche Streuung sind andere Faktoren (wie z.B. Düngungstermin, Aufteilung, Witterung, Mineralisationsvermögen und Fruchtart) verantwortlich. Auch bei sehr geringem N-Düngungsniveau liegt bei Sandböden die mittlere NO_3 -Konzentration im Sickerwasser oberhalb 50 mg/l. Durch Zwischenfruchtanbau wird die NO_3 -Konzentration um mehr als 50 % gesenkt. Besonders hohe NO_3 -Konzentrationen treten beim Gemüseanbau auf (s. auch Tab. 14 und Abb. 12).

Aus Abbildung 8 geht auch hervor, dass in einzelnen Jahren bei biologisch dynamisch bewirtschafteten Flächen die Nitratkonzentration im Sickerwasser höher sein kann als bei mineralisch gedüngten Flächen. Dies ist der Fall, wenn z. B. Kompost bereits im Spätherbst ausgebracht wird und höhere Temperaturen im Winterhalbjahr auftreten. Dies zeigt, dass bei der biologisch-dynamischen Bewirtschaftung beim Ausbringungszeitpunkt der organischen Düngung die Witterungs- und langjährigen Klimabedingungen zu berücksichtigen sind.

3.2 Einfluss der Mineralisation und Immobilisation

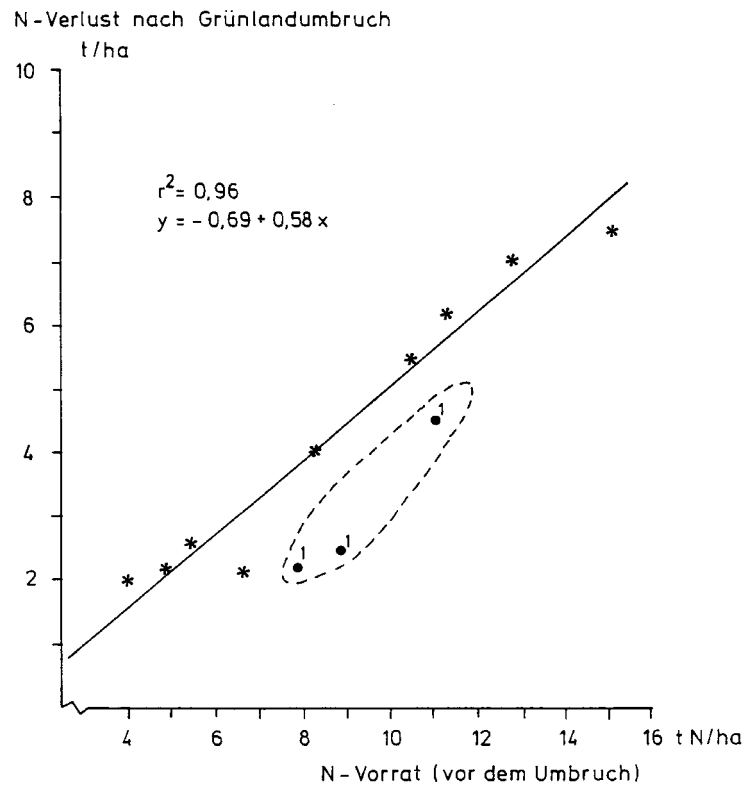
Durch einen Wechsel in der Nutzung (z.B. Grünlandumbruch) und Nutzungsintensität oder durch Meliorationsmaßnahmen kann es zu einer Verschiebung des Gleichgewichtshumusspiegels und damit zu Änderungen des N-Bodenvorrates kommen. In solchen Fällen muss man für eine Übergangszeit mit mittleren Nitratkonzentrationen rechnen, die erheblich von Werten wie in Tabelle 14 abweichen. Handelt es sich um Standorte, die sich durch eine verstärkte N-Immobilisierung auszeichnen (z.B. bei Umwandlung von Ackerland in Grünland), stellt der Boden eine Senke für Stickstoffe dar. Überwiegt die Mineralisation dagegen (wie z.B. bei Niedermoornutzung) fungiert der Boden als Quelle. Für die Klassifizierung der Mineralisation/Immobilisation lassen sich daher drei Systemtypen definieren: Senkentyp, Gleichgewichtstyp und Quellentyp. Eine grobe Bewertung des standörtlichen Mineralisations- und Immobilisationspotenzials von Böden ist nach Tabelle 15 möglich (Gäth et al. 1992 u. 1999).

Tabelle 15: Bewertung des standörtlichen Mineralisations- und Immobilisationspotenzials von Böden (in Anlehnung an Gäth et al. 1992 u. 1999)

Kennzeichnung der Mineralisationsstufe		Systemtyp	Nutzungs-/Bearbeitungssystem	Netto-Mineralisation	Netto-Immobilisation	Dauer nach Einführung
Kurzzeichen	Bezeichnung			kg N/ha/30 cm/a		
1	sehr gering	Senkentyp	Umwandlung von Acker- in Grünland Hochmoor-Sandmischkultur Dauer-Grünbrachen	- - -	50-100 ca. 200 50-100	? ca. 40 ?
2	gering	Senkentyp	Einführung von Mulchsystemen Verzicht auf wendende Bodenbearbeitung Krumenvertiefung (Bezug: 10 cm)	-	ca. 50 ca. 50 ca. 50	5-10 5-10 ca.25
3	mittel	Gleichgewichtstyp		±0	±0	
4	hoch	Quellentyp	Grünlandumbruch (4.-20. Jahr) Innutzungnahme von Grünbrachen Niedermoor (Grünland)	50-500 ca. 50 100-300	- -	ca. 20 ? bis zu 100
5	sehr hoch	Quellentyp	Grünlandumbruch (1.- 3. Jahr) Humusreiche Gleye/Anmoorgleye nach Entwässerung Niedermoor Ackerland	500-7000 < 500 ca. 1000	- - -	ca.20 ? bis zu 100

Für den Gleichgewichtstyp wurde im Mittel einer Fruchtfolge eine ausgeglichene Mineralisation bzw. Immobilisation angenommen. Jede Änderung in der Bewirtschaftung (z.B. Düngung, Bodenbearbeitung und Fruchtfolge) führt zu einem Ungleichgewicht und zu einer Einordnung in den Senken oder Quellentyp.

Beim Senkentyp wird nach Tabelle 15 zwischen dem Typ 1 mit Immobilisationsraten von 50-200 kg/ha/a im Oberboden (0-30 cm) und dem Typ 2 mit Immobilisationsraten bis 50 kg/ha/a unterschieden. Zum Typ 1 gehören Flächen mit Grünlandansaat, Hochmoor-Sandmischkulturen und Dauer-Grünflächen. Flächen mit Krummenvertiefung und Einführung von Mulchsystemen zählen zum Typ 2.



1) Kanadische Schwarzerden (Trockengebiet)

Abb. 9: Beziehung zwischen dem Stickstoffvorrat und dem Stickstoffverlust nach Grünlandumbruch (Hartmann et al. 1993)

Beim Quellentypen kann man, wie die Tabelle 15 zeigt, zwischen hoher und sehr hoher Nettomineralisation unterscheiden. Eine sehr hohe Nettomineralisation findet bei Grünlandumbruch (Typ 5) in den ersten 3 Jahren statt. Die Höhe Nettomineralisation ist dabei vor allem von der N-Vorratsmenge vor Umbruch abhängig (s. Abb. 9). Wie sich unterschiedliche N-Vorräte bei Grünlandumbruch unter unterschiedlichen Standortbedingungen (z.B. Lufthaushalt, Tiefenversickerung) auf die potenzielle N-Verlagerung und Nitratkonzentration im Sickerwasser auswirken, zeigt die Abbildung 10 (Hartmann et al. 1993). Bei einem N-Vorrat vor dem Umbruch von 10 t Stickstoff kann man in den ersten drei Jahren nach dem Umbruch bei gut durchlüfteten Boden davon ausgehen, dass jährlich ca. 600 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$ mineralisiert werden. 200 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$ davon werden von den Pflanzen aufgenommen, die restlichen 400 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$ können verlagert werden, wenn keine Denitrifikation erfolgt. Bei einer Tiefenversickerung von 250 mm/a entspricht dies einer mittleren Nitrat-N-Konzentration von 165 mg/l (= 725 mg $\text{NO}_3\text{/l}$) im Sickerwasser. Wieviel davon unter den jeweiligen Standortbedingungen denitrifiziert werden kann, zeigt Abbildung 11 (s. Abschnitt 3.3. Einfluss der Denitrifikation).

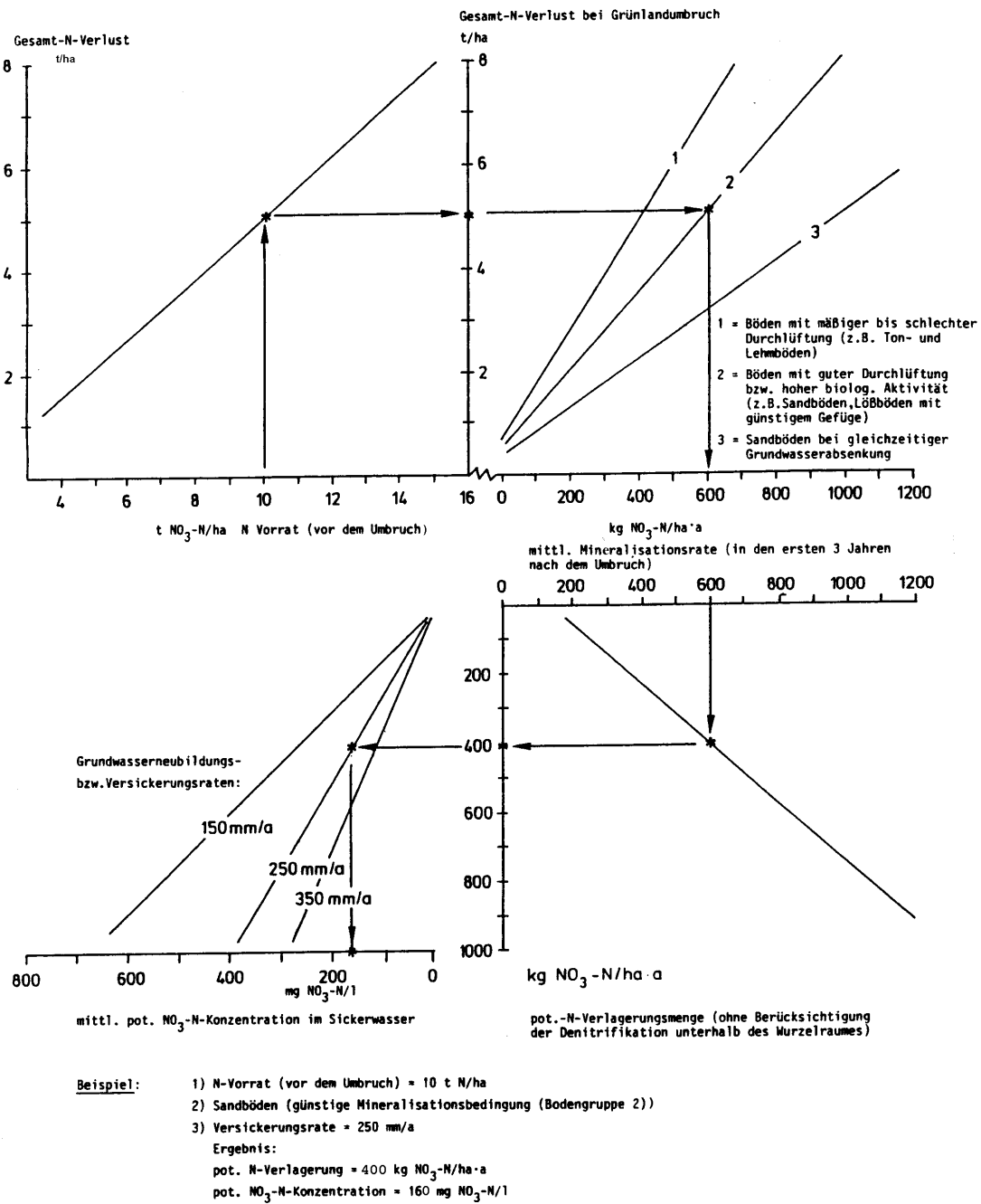


Abb. 10: Nomogramm zur Ermittlung der potenziellen N-Verlagerungsmenge und der potenziellen NO₃-N-Konzentration im Sickerwasser bei Standorten mit Grünlandumbruch (Hartmann et al. 1993)

3.3 Einfluss der Denitrifikation

Als Denitrifikation bezeichnet man die Reduktion von Nitrat und Nitrit zu Stickstoffoxiden (NO_x) und molekularem Stickstoff (N_2). Sie findet bei hoher Wassersättigung und damit eingeschränkter Durchlüftung statt. Eine Quantifizierung der Denitrifikation im Freiland ist noch unbefriedigend, da die beiden gebräuchlichen Bestimmungsmethoden, die ^{15}N -Isotopentechnik und die Acetylen-Methode, keine befriedigenden Ergebnisse liefern (Becker et al. 1992). Daher ist die Bewertung der Denitrifikation nur eine grobe indirekte Abschätzung anhand von Standorteigenschaften nach Tabelle 16 möglich.

Daher ist eine grobe Abschätzung der potenziellen Denitrifikation nur anhand von Standorteigenschaften möglich. Nach Gäth et al. 1992 unterscheidet man dabei fünf Denitrifikationsstufen (s. Tab 16).

Tabelle 16: Bewertung des Denitrifikationspotenzials der Wurzelzone von Böden unter der Annahme, dass die Konzentration an Nitrat-Stickstoff im Böden nicht limitierend wirkt (nach Gäth et al. 1999)

Kennzeichnung der Denitrifikationsstufe		potenzielle Denitrifikationsrate	Grund-/Stauwassereinstau in Wurzelzone (Randbedingung)	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen (Beispiele)
Kurzzeichen	Bezeichnung	kg N/ha/a			
1	sehr gering	< 10	ganzjährig keine Wassersättigung	sandige Lockergesteine flachgründig verwitterte Festgesteine und tiefgründig verwitterte sandige Festgesteine	Braunerde Bänderparabraunerde Podsol Syrosem, Ranker Regosol, Rendzina
2	gering	10 - 30	ganzjährig keine Wassersättigung	schluffig bis tonige Lockergesteine Festgesteine, tiefgründig zu Schluff oder Ton verwittert unterschiedliche Lockergesteinstypen	Pararendzina ¹⁾ Parabraunerde ¹⁾ Trocken-Schwarzerde Auenböden ⁴⁾ Terra fusca ¹⁾ Terra rossa ¹⁾ Kolluvium Plaggenesch Sandmischkultur
3	mittel	30 - 50	grundwasserfern, aber 3 bis 6 Monate Stauwassereinfluß	schluffig bis tonige Lockergesteine und tiefgründig verwitterte schluffig bis tonige Festgesteine	Pelosol Pseudogley
4	hoch	50 - 150	6 bis 9 Monate Grundwassereinfluß	fluviale, limnogene und marine Lockergesteine sowie Moore	Feucht-Schwarzerde Gleye, Anmoorgleye Auenböden ⁵⁾ Marschen Saures Niedermoor Hochmoor
5	sehr hoch	» 150	ganzjährig Grundwassereinfluß	Moore und organische Mudden ²⁾	Basisches Niedermoor Übergangsmoor ²⁾
			lang anhaltende Wassersättigung	Gesteine mit hohem Anteil an fossilem Kohlenstoff und reduzierten S-Verbindungen	Verschiedene Böden ³⁾ Pelosole

1) bei mittleren bis starken Pseudogleymerkmalen Zuordnung in Stufe 3

2) bei ganzjährigen Trockenlegung Zuordnung in Stufe 2 oder 3

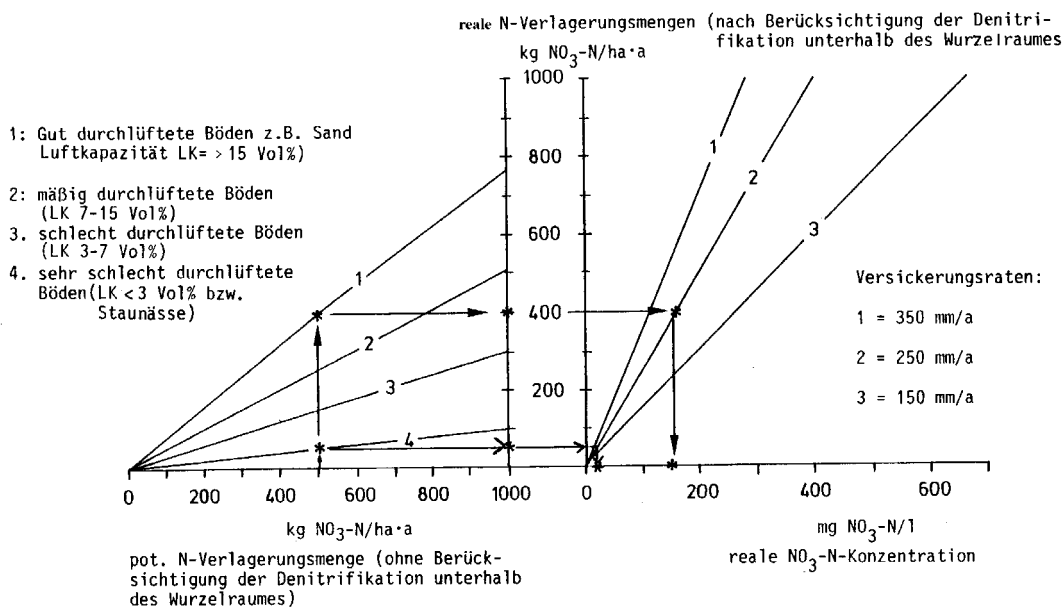
3) z.B. Lias, Untere Kreide und braunkohle- bzw. pyrithaltige Geschiebelehme

4) Grundwasserstand im Kies

5) Grundwasserstand im Auenboden

Bei den gut durchlüfteten Böden (z. B. Braunerde, Podsol, Ranker, Rendzina) liegt die potenzielle Denitrifikationsrate bei $< 10 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$ und ist damit als sehr gering einzustufen. Ein sehr hohes Denitrifikationspotenzial mit potentiellen Denitrifikationsraten von $> 150 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$ tritt bei Böden mit ganzjährig flachen Grundwasserständen und Böden mit hohem Anteil fossilen Kohlenstoff und reduzierten Schwefelverbindungen auf.

Eine grobe quantitative Abschätzung der realen Denitrifikation für einen bestimmten Standort ist möglich, wenn der für einen definierten Zeitraum bilanzierte N-Überschuss mit dem über Tiefenprofile gemessenen N-Austrag verglichen wird (Bouwer et al. 1997). Die in Abbildung 11 dargestellte Beziehung zwischen potenzieller und realer N-Verlagerungsmenge bei Standorten mit Grünlandumbruch wurde z. B. nach diesem Verfahren ermittelt. Die Darstellung zeigt, dass bei den gut durchlüfteten Standorten (Luftkapazität $> 15 \text{ Vol. \%}$) zwischen der potenziellen N-Verlagerungsmenge (ohne Berücksichtigung der Denitrifikation) und der realen N-Verlagerungsmenge nur geringe Unterschiede bestehen. Bei Böden mit Luftkapazitäten $< 3 \text{ Vol \%}$ können dagegen 90 % des mineralisierten N denitrifiziert werden.



Beispiel:

1. pot. N-Verlagerungsmenge = 500 kg N/ha·a
2. Bodengruppe 1. u. 4.
3. reale N-Verlagerungsmenge bei Bodengruppe 1 = 400 kg N/ha·a
bei Bodengruppe 4 = 50 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$
4. mittl. reale $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Sickerwasser bei 250 mm/a
Sickerwasseremenge bei Bodengruppe 1 = 160 $\text{NO}_3\text{-N/l}$,
Bodengruppe 4 = 20 $\text{mg NO}_3\text{-N/l}$

Abb. 11: Nomogramm zur Ermittlung der realen N-Verlagerungsmenge und der realen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Sickerwasser bei Böden mit Grünlandumbruch (Hartmann et al. 1993)

4 Verfahren zur Überprüfung der Maßnahmen zur Minderung des Nitrataustrages

Für die Kontrolle von Maßnahmen zur Verminderung des Nitrataustrages haben sich unter natürlichen Geländebedingungen folgende Verfahren bewährt:

1. Tiefenprofilverfahren
2. Schlitzsondenverfahren zur Gewinnung von oberflächennahem Grundwasser
3. Bodensonnenverfahren zur Gewinnung von Bodenlösung unterhalb des Wurzelraumes

4.1 Tiefenprofilverfahren

Bei den Tiefenprofilverfahren wird der Nitratgehalt in der wasserungesättigten Bodenzone als Funktion der Tiefe ermittelt. Das Verfahren kommt als Überprüfungsmethode infrage, wenn die Aufenthaltsdauer des Nitrats mehrere Jahre beträgt. Dies ist bei Mächtigkeiten der ungesättigten Zone von > 3 m in der Regel gegeben.

In den Abbildungen 12 bis 14 sind für verschiedene Standorte Nitrattiefenprofile dargestellt (Wessolek et al. 1994).

Die erste Darstellung (Abb. 12) zeigt ein Nitrattiefenprofil unter Spargelnutzung. Man erkennt, dass die Nitratpeaks der letzten drei Jahre, sich noch in der ungesättigten Zone (Grundwasserflurabstand ≈ 10 m) befinden. Der Abstand der Nitratpeaks beträgt ca. 3 m, d. h. um diesen Betrag wird das Nitrat pro Jahr nach unten verlagert. Abbildung 13 zeigt zwei Nitrattiefenprofile unter Ackernutzung, die sich stark in der Nitratkonzentration unterscheiden, da sie unterschiedlich gedüngt wurden. Beim Profil 5 handelt es sich um eine Fläche mit mineralischer N-Düngung. Profil 6 zeichnet sich dagegen durch eine hohe organische N-Düngung aus, die sich auch in hohen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser niederschlägt. Die Verlagerungstiefen unter Acker sind innerhalb von drei Jahren auf Grund niedrigerer Versickerungsraten (s. auch Seite 9) um 1,5 m geringer als unter Spargel.

Abbildung 14 zeigt den Einfluss einer Nutzungsänderung. Im unteren Teil (> 8 m) des Profils spiegelt sich noch die alte intensive Ackernutzung wider. In den oberen sieben Metern hat sich die Nitratkonzentration durch die extensive Nutzung der letzten drei Jahre bereits deutlich verringert. Dies zeigt, dass sich Nitrattiefenprofile sehr gut für eine Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur Verringerung der Nitratkonzentration eignen.

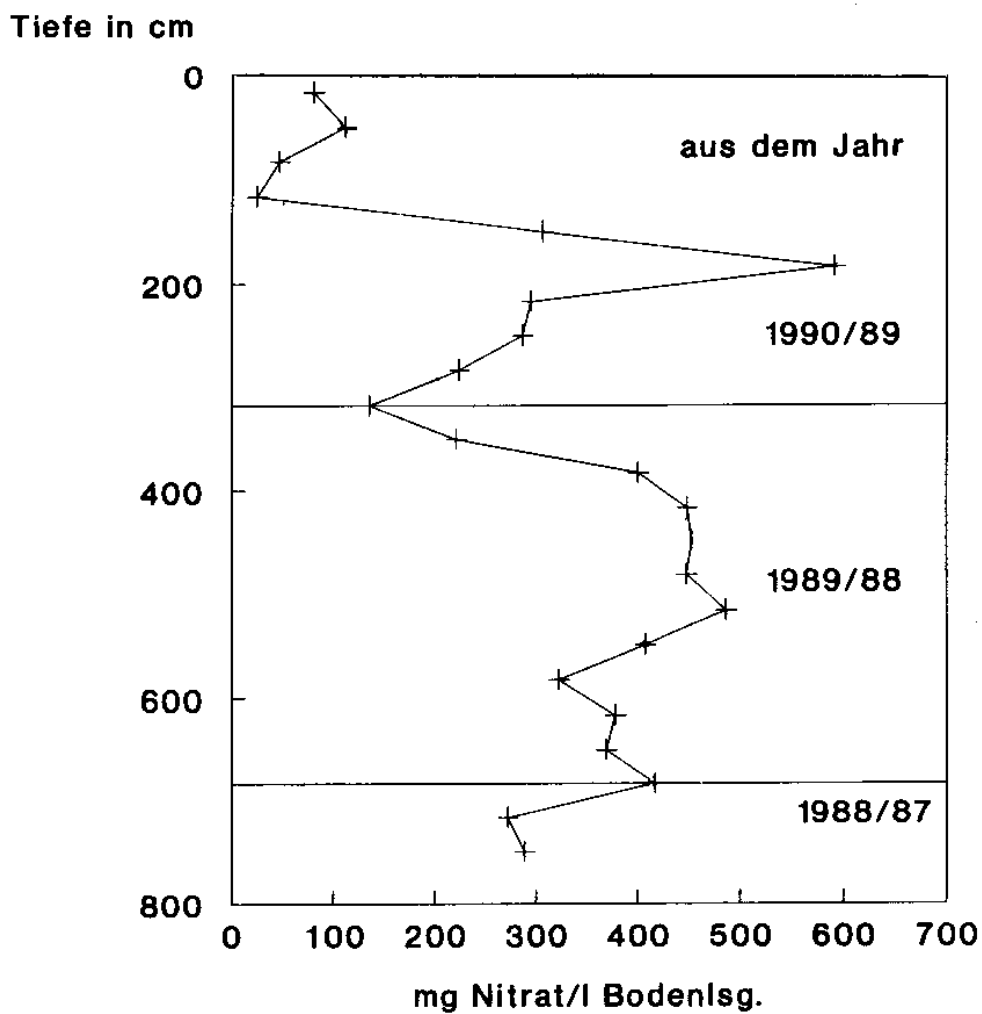


Abb. 12: Nitrattiefenverteilung in der Bodenlösung unter Spargelnutzung (Wessolek et al. 1994)

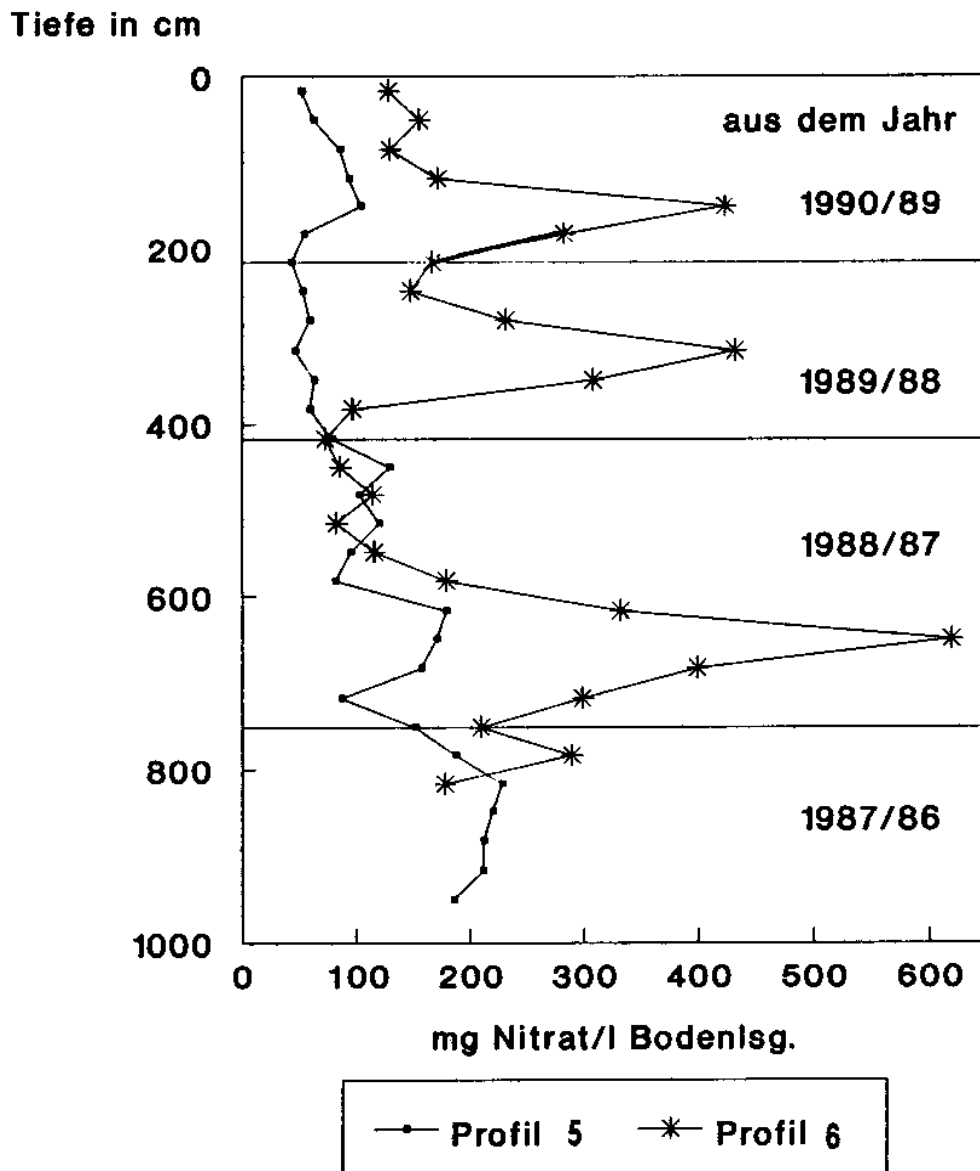


Abb. 13: Nitrattiefenverteilung in der Bodenlösung unter Ackernutzung (Wessolek et al. 1994)

Profil 5 = mineralische N-Düngung

Profil 6 = organische Düngung

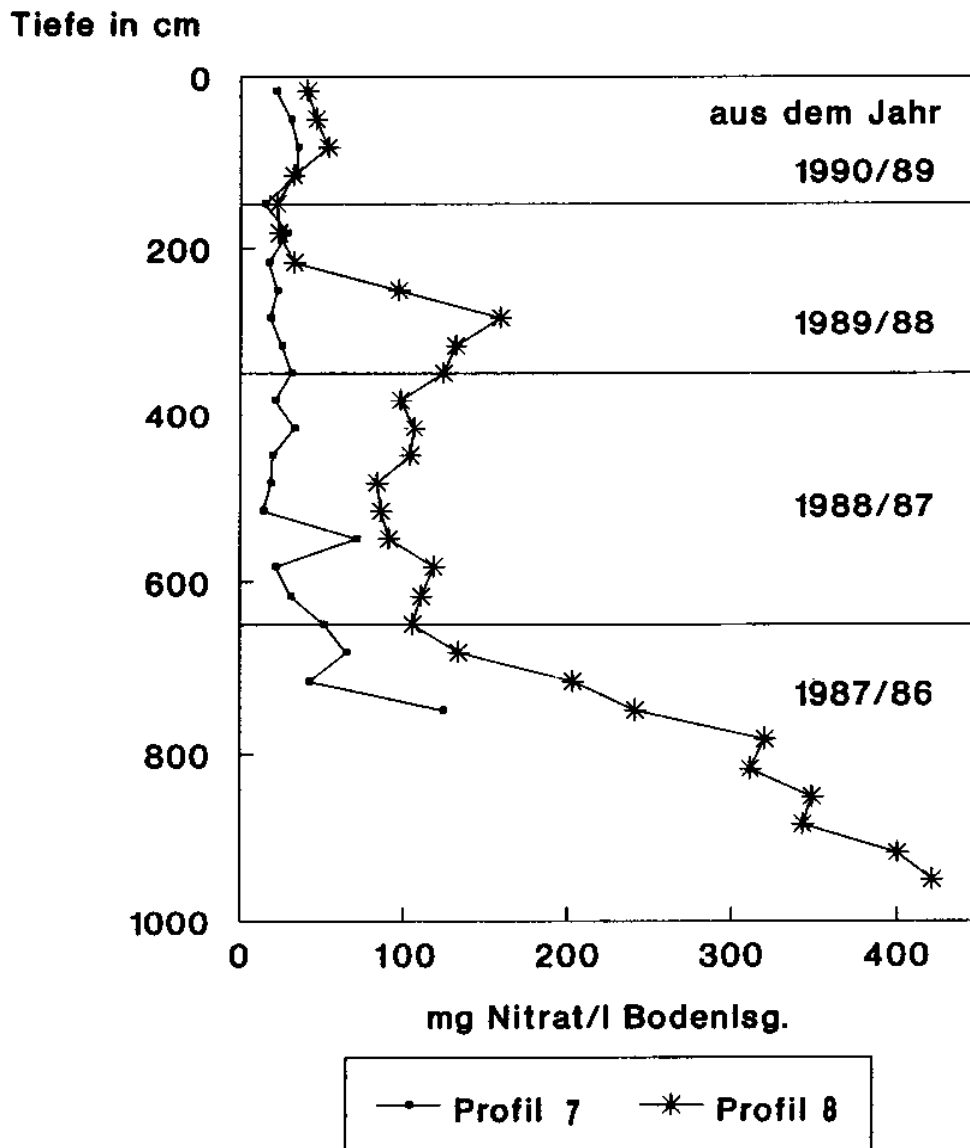


Abb. 14: Nitrattiefenverteilung in der Bodenlösung unter extensiver Nutzung (Spontanvegetation, Profil 8 nach Spargelanbau sowie unter Grasbrache, Profil 7) (Wessolek et al. 1994)

4.2 Schlitzsondenverfahren zur Gewinnung von oberflächennahem Grundwasser

Bei dem Schlitzsondenverfahren wird zunächst mit einem Bohrstock bis zum oberflächennahen Grundwasser vorgebohrt. Anschließend wird mit Hilfe einer Sonde aus

Plexiglas (1 cm \varnothing), die an der Spitze dünne vertikale Schlitz enthält, eine Wasserprobe aus dem oberen dm des Grundwassers entnommen (s. Abb. 15) (Böttcher et al. 1989). Die so entnommene Grundwasserprobe stammt aus der darüber liegenden Fläche und ist nicht durch lateralen Fluss des Grundwassers verfälscht. Sie spiegelt damit den Einfluss der Nutzung und Bewirtschaftung einschließlich Düngung der darüber liegenden Fläche wider. Das Verfahren hat sich bis zu Grundwasserflurabständen von 5-6 m bewährt

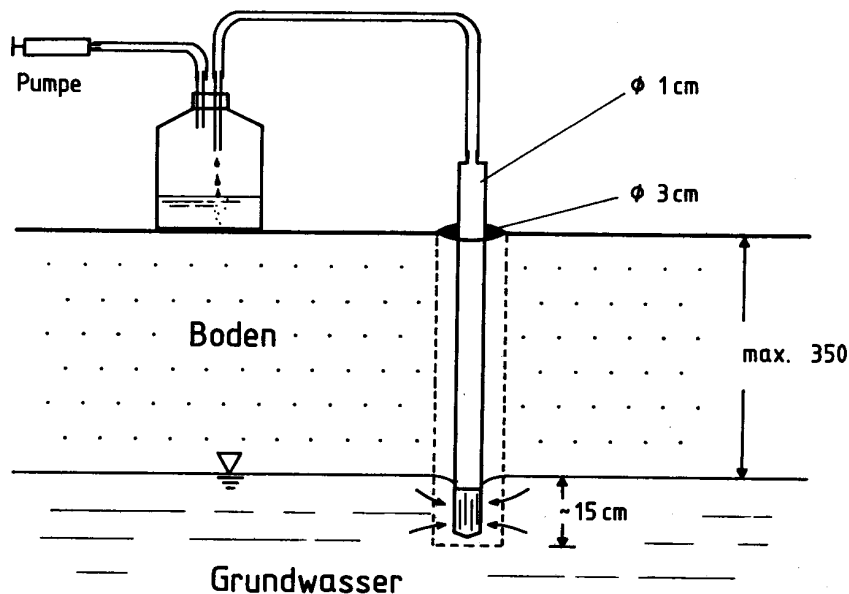


Abb. 15: Entnahme von oberflächennahem Grundwasser mit einer Schlitzsonde (schematisch) (nach Böttcher et al. 1989)

4.3 Bodensondenverfahren zur Gewinnung von Bodenlösung unterhalb des Wurzelraumes

Bei diesem Verfahren entnimmt man mit Bodensonden aus der ungesättigten Bodenzone zwischen Untergrenze Wurzelraum und Grundwasseroberfläche in zeitlichen Abständen von ca. 14 Tagen Bodenlösungsproben und bestimmt anschließend im Labor die Nitratkonzentrationen. Durch Multiplikation der NO_3 -Konzentration mit dem vertikalen Wasserfluss erhält man die vertikale Nitratverlagerung, wie sie z.B. in der Abbildung 7 für drei Jahre dargestellt ist.

5 Verweilzeit des Nitrats im Grundwasserbereich

Erfolgt eine Erfolgskontrolle der Maßnahmen zur Minderung der Nitratverlagerung nur durch Analysen des geförderten Rohwassers, so ist zu berücksichtigen, dass die Transportzeit des Nitrats in der gesättigten Grundwasserzone erheblich größer sein kann, als die in der ungesättigten Bodenzone. Dies kann bedeuten, dass Maßnahmen zur Verminderung der Nitratverlagerung in der ungesättigten Bodenzone bereits Erfolge zeigen, im geförderten Rohwasser kann dagegen die Nitratkonzentration weiterhin ansteigen. Die Verweilzeit des Nitrats im Grundwasserbereich ist von der Abstandsgeschwindigkeit und der Länge des Einzugsgebietes abhängig. Unter Abstandsgeschwindigkeit ist die Geschwindigkeit des strömenden Grundwassers bzw. Wanderungsgeschwindigkeit der im Grundwasser gelösten Stoffe (z.B. Nitrat) zu verstehen. Sie errechnen sich aus der Filtergeschwindigkeit V_f und dem nutzbaren Porenvolumen P_n nach folgender Gleichung (Hölting 1992):

$$\text{Abstandsgeschwindigkeit m/Jahr} = \frac{V_f}{P_n} \quad (4)$$

Aus Abbildung 16 geht hervor, dass z.B. bei Standorten aus Sanden die Verweilzeit des Nitrats in der ungesättigten Bodenzone nur etwa 1-4 Jahre beträgt (Strebel 1988). Im Grundwasserbereich kann die Verweilzeit des Nitrats bei einer mittleren Abstandsgeschwindigkeit von 100 m/a je nach Länge der Transportstrecke dagegen bis zu 25-30 Jahre betragen. Die Breite der Grundwasserströmungslinien spiegelt die nutzungsspezifische Nitratkonzentration wider. Das Beispiel zeigt, dass eine effektive Erfolgskontrolle der eingeleiteten Maßnahmen zur Minderung des Nitrataustrages nur im Bereich der ungesättigten Bodenzone möglich ist.

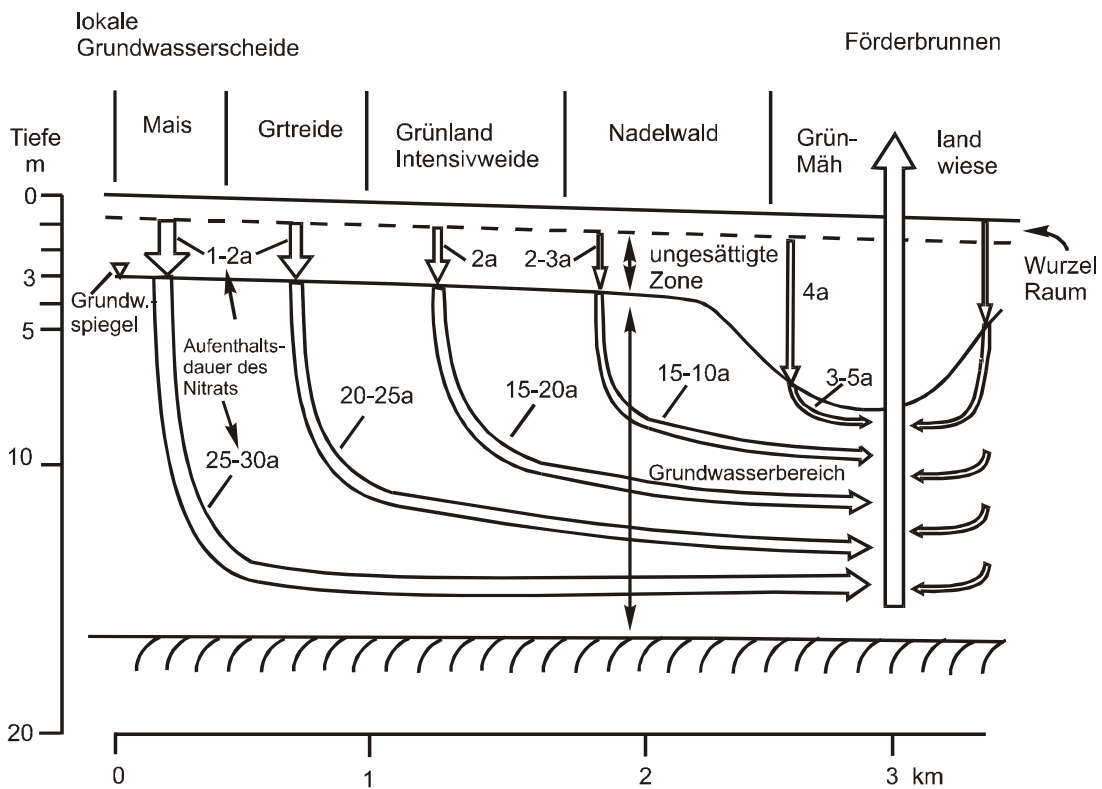


Abb. 16: Nutzungsspezifische Nitratanlieferung an das Grundwasser sowie Grundwasserströmungslinien und deren Nitratkonzentration (ohne Denitrifikation im Grundwasser) sowie Aufenthaltszeiten des Nitrats in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasserbereich (angenommene Abstandsgeschwindigkeit 100 m/a (in Anlehnung an Strelbel 1988))

6 Zusammenfassung

Die Geschwindigkeit der Nitratverlagerung zwischen Untergrenze Wurzelraum und Grundwasseroberfläche ist sowohl von standortbedingten Faktoren (Boden, Klima, Grundwasserflurabstand) als auch von nutzungsbedingten und damit beeinflussbaren Faktoren (z.B. Pflanzenart, Bodenbedeckung) abhängig. Geht man davon aus, dass die Verlagerung des Nitrats durch Massenfluss erfolgt, so kann die Nitratverlagerungstiefe nach folgender Gleichung errechnet werden:

$$\text{Verlagerungstiefe dm/a} = \frac{\text{Tiefenversickerung mm/a}}{\text{Wassergehalt bei Feldkapazität mm/dm}} \quad (5)$$

Die Tiefenversickerung lässt sich anhand

- des pflanzenverfügbaren Bodenwassers Wpfl
- der Niederschläge des Winter- und Sommerhalbjahres
- der jährlichen potenziellen Evapotranspiration nach HAUDE
- der Nutzung und
- des Reliefs

ermitteln.

Bei grundwasserbeeinflussten Böden ist bei der Bestimmung von Wpfl neben der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes auch der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser an die Untergrenze der Wurzelraumes zu berücksichtigen.

Die Feldkapazitätswerte lassen sich aus Bodenart, Lagerungsdichte, Ausgangsgestein und Gehalt an organischen Substanz abschätzen.

Kennt man die Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone zwischen Untergrenze des Wurzelraumes und der Grundwasseroberfläche lässt sich die Aufenthaltsdauer des Nitrats in der ungesättigten Zone wie folgt errechnen:

$$\text{Aufenthaltsdauer a} = \frac{\text{Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone dm}}{\text{Nitratverlagerungstiefe dm/a}} \quad (6)$$

Je nach Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone (z.B. 3-20 m) und Nitratverlagerungstiefe dm/a variiert die Aufenthaltsdauer für Nitrat im Extremfall zwischen < 1 bis 200 Jahre. Da man in der Praxis bei den hier zu betrachtenden Grundwasserein-

zugsgebieten in der Regel von Tiefenversickerungsraten unter Acker in Höhe von 100-300 mm/a und Feldkapazitätswerten von 10-20 mm/dm ausgehen kann, schränkt sich die Aufenthaltsdauer des Nitrats bei Mächtigkeiten der ungesättigten Bodenzone im Bereich von 3-10 m in den meisten Fällen auf 1 bis 20 Jahre ein.

Wenn neben der Nitratverlagerungstiefe auch die Nitratverlagerungsmenge quantifiziert werden soll, sind neben den bereits erwähnten Einflussgrößen noch weitere Faktoren (wie z.B. Stickstoffvorrat, Mineralisationsvermögen, Immobilisation, Denitrifikation, Düngungsmenge und -zeitpunkt) zu berücksichtigen.

Zur Überprüfung der Maßnahmen zur Verminderung des Nitrataustrags haben sich folgende Verfahren bewährt:

- Tiefenprofilverfahren,
- Schlitzsondenverfahren zur Gewinnung von oberflächennahem Grundwasser,
- Bodensondenverfahren zur Gewinnung von Bodenlösung unterhalb des Wurzelraumes.

Eine Erfolgskontrolle anhand der Analyse des geförderten Rohwassers ist in den meisten Fällen nicht effektiv, da die Verweilzeit des Nitrats im Grundwasserbereich wesentlich größer ist als die in der ungesättigten Zone.

7. Literatur

- AG Bodenkunde (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage, Hannover, E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Becker, K.-W., Drecksler, H., Eulenstein, F., Meyer, B. (1992a): Bodengebundene Parameter zur Beurteilung der Nitratabbauraten durch Denitrifikation. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 68, 25-28.
- Becker, K.-W., Höper, H., Meyer, B. (1992b): Kritik der Acetylen-Inhibierungs-Methode in ihrer Anwendbarkeit auf Messungen der Denitrifikation im Felde, Vergleich der ^{15}N -Bilanz- und der ^{15}N -Gas- Freisetzungsmethode. Göttinger Bodenkundliche Berichte 96, 107-344.
- Böttcher, J., Strebel, O. (1989): Einfluß der Bodennutzung auf die Stoffkonzentration der Grundwasserneubildung bei Sandböden. Kali-Briefe, 19,(9), 629-648.
- Bouwer, W., Gäth, S., Frede, H.-G. (1997): Vergleich dreier Instrumente zur Abschätzung und Kontrolle der nutzungsbedingten Nitratauswaschung auf auswaschungsgefährdeten Standorten. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung , 38, 154-160.
- Duynisveld, W.H.M., Strebel, O. (1984): Tiefenverlagerung und Auswaschungsgefahr von Nitrat bei wasserungesättigten Böden in Abhängigkeit von Boden, Klima und Grundwasserflurabstand. Landw. Forschung, 37, Kongreßband 1984, 416-424.
- Duynisveld, W.H.M., Strebel, O. (1990): Einfluß von Standorteigenschaften und Bodennutzung auf die Nitratauswaschung aus dem Wurzelraum. Weiterbildungsseminar – Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen, Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft, Heft 48, 205-223.
- Gäth, S., Anthony, F., Becker, K.-W., Geries, H., Höper, H., Kersebaum, C., Nieder, R. (1992): Bewertung des standörtlichen Denitrifikations- und Mineralisations-/ Immobilisations-Potentials von Böden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 85, III, 1373-1376.
- Gäth, S., Wohlrab, B. (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Hrsg: Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, 42 S.
- Gäth, S., Wohlrab, B.(1995): Standort und nutzungsbezogene Maßnahmen zur Reduzierung der Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Handbuch Bodenschutz, 5050, 24 S.

- Gäth, S., Antony, F., Becker, K.-W., Geries, H., Höper, H., Kersebaum, C., Nieder, R. (1999): Bewertung der standörtlichen Denitrifikationsleistung und N-Vorratsänderung von Böden und Bodennutzungssystemen. *Mitteil. d. Deutschen Bodenkundl. Gesellsch.* 91, 1213-1216.
- Hartmann, I., Facklam, M., Wessolek, G., Renger, M. (1993): Nitratverlagerung nach Grünlandumbruch. DFG-Abschlußbericht, Kennziffer Re 422 / 9-1, 1-68.
- Hölting, B. (1992): *Hydrogeologie*. Ferdinand Enke, Verlag Stuttgart, 415.
- Meuser, H. (1989): Einfluß unterschiedlicher Düngungsformen auf Boden und Pflanze - Untersuchungen zum Wasser- und Nährstoffhaushalt des Bodens und Pflanzenwachstum. *Schriftenreihe Landesentwicklung und Umweltforschung der TU Berlin*, Nr. 67, 155 S.
- Nieder, R., Schollmayer, G., Richter, J. (1989): Denitrifikation in the rooting zone of cropped soils with regard to methodology and climate: A review. *Biol. Fertil. Soils* 8, 219-228.
- Renger, M. (1992): Bestimmung der Bodenwasserhaushaltskomponenten, DVGW. *Schriftenreihe Wasser* Nr.72, 283-298.
- Renger, M., Strebel, O. (1980): Beregnungsbedarf landwirtschaftlicher Kulturen in Abhängigkeit vom Boden. *Wasser und Boden* 12, 572-575.
- Renger, M., König, R., Swartjes, F., Wessolek, G., Fahrenhorst, C., Kaschianian, B. (1990): Modelle zur Entwicklung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung. *Forschungsbericht des Inst. für Ökologie, FG Bodenkunde, TU Berlin*
- Renger, M., Wessolek, G. (1992): Qualitative und quantitative Aspekte zur Nitratverlagerung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 68, 111-114.
- Riek, W., Wessolek, G., Renger, M., Vetterlein, E. (1995): Luftkapazität, nutzbare Feldkapazität und Feldkapazität von Substrat-Horizontgruppen eine statistische Auswertung von Labordatenbanken. *Z. Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 158, 485-491.
- Strebel, O. (1988): Nitratverlagerung in das Grundwasser in Abhängigkeit von Standorteigenschaften und Bodennutzung: Ursachen, Ausmaß, Minimierung. *Forschungsbericht* 101 010 45 / 03 UBA – FB 87-060, Bericht über Grundwasserschutz und Stickstoffdüngung, 20-32
- Strebel, O., Duynisveld, W-H-M:, Böttcher, J. (1986): Vertikaler Stofftransport im Boden und Stoffverluste aus dem Wurzelraum ins Grundwasser. *Kalibriefe* 18,(2), 93-105.
- Wehrmann, J., Scharpf, H. C. (1983): Stickstoffaustrag in Abhängigkeit von Kulturart und Nutzungsintensität in Intensivkulturen. In: *Nitrat, ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung*. DGL-Verlag, Frankfurt, 95-113.

-
- Wessolek, G. (1997): In NIBIS "Auswertungsmethoden im Bodenschutz" von U. Müller, NLFb, Hannover
- Wessolek, G., Reents, H. J., Möller, W., Müller, P. (1994): Interzeption vertikaler Nitrattiefenprofile von Sandstandorten mit unterschiedlicher Nutzung. Z. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung 35, 10-20.
- ZALF (1999): Sanierung und Vermeidung flächenhafter Grundwasserkontaminationen durch Methoden des alternativen Landbaus. Forschungsbericht des Zentrums für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, Münchenberg.