

**Der Stickstoffhaushalt des landwirtschaftlich geprägten
Wassereinzugsgebietes der Innerste
im nordwestlichen Harzvorland bei Hildesheim**

**Vom Fachbereich Gartenbau
der Universität Hannover
zur Erlangung des
akademischen Grades eines**

Doktors der Gartenbauwissenschaften

- Dr. rer. hort. -

**genehmigte
Dissertation
von**

**Dipl.-Ing. agr. Peter Schweigert
geboren am 13.5.1960 in Salzgitter**

1996

Referent: Prof. Dr. R.R. v.d. Ploeg

Korreferent: Prof. Dr. H.C. Scharpf

Tag der Promotion: 23.12.1996

Inhalt

1. Zusammenfassung	6
2. Einleitung	10
2.1 Problemstellung	10
2.2 Zielsetzung	12
3. Material und Methoden	18
3.1 Material	18
3.1.1 Das Untersuchungsgebiet	18
3.1.1.1 Geographie	18
3.1.1.2 Geologie, Böden und deren Nutzung	19
3.1.1.3 Hydrologie	19
3.1.1.4 Land- und Forstwirtschaft	19
3.1.1.5 Abwasserwirtschaft	20
3.1.2 Datenherkünfte zur Berechnung der N-Bilanz der Landwirtschaft	20
3.1.2.1 Amtliche Agrarstatistiken	20
3.1.2.2 Regionale Erhebungen zum Mineraldüngereinsatz	21
3.1.3 Datengrundlage für die Abschätzung der Auswaschung	22
3.1.3.1 N _{min} -Werte aus der Schicht von 0-90 cm	22
3.1.3.2 Bodennitratwerte aus Tiefbohrungen	23
3.1.4 Datengrundlage zum C- und N-Gehalt von Ackerflächen (Gesamtgehalte)	24
3.1.5 Daten zur Hydrologie	25
3.1.6 N-Konzentrationen im Drain- und Grundwasser sowie in Fließgewässern des Untersuchungsgebietes	25
3.1.7 Direkteinleitungen durch kommunale Kläranlagen und Industrie	26
3.2 Methoden	26
3.2.1 Vorgehensweise bei der Berechnung der N-Bilanz des Untersuchungsgebietes	26
3.2.2 Abschätzung der N-Auswaschung aus mittleren N _{min} -Werten im Frühjahr mit Hilfe der multiplen linearen Regressionsanalyse	26
3.2.3 Analyse von Boden- und Wasserproben	30

4. Ergebnisse und Diskussion	31
4.1 N-Bilanz der landwirtschaftlich genutzten Fläche	31
4.1.1 Größe der landwirtschaftlich genutzten Fläche und Flächenanteil der einzelnen Fruchtarten	31
4.1.2 Stickstoffentzug mit dem Erntegut	34
4.1.3 Stickstoffzufuhr	36
4.1.3.1 Mineraldüngereinsatz	36
4.1.3.2 N-Anfall durch Tierhaltung	48
4.1.3.3 Nicht erfaßter organischer Dünger	50
4.1.3.4 Grünlandumbruch	51
4.1.3.5 Atmosphärische N-Depositionen	53
4.1.4 Saldo	54
4.2 Abschätzung der Auswaschungsverluste, der N-Akkumulation im Humus und der gasförmigen N-Verluste	57
4.2.1 Berechnung der Nitratauswaschung mit Hilfe multipler Regressionsrechnungen	58
4.2.1.1 N _{min} -Werte aus dem Untersuchungsgebiet	59
4.2.1.2 Regressionsmodelle der einzelnen	62
4.2.1.2.1 Meßreihe „Zuckerrübenfabrik“	63
4.2.1.2.2 Meßreihen „NW-Gemeinden“	64
4.2.1.2.3 Meßreihen „Bodenuntersuchungsinstitut“	67
4.2.1.3 Genauigkeit und Sicherheit der Ergebnisse	74
4.2.1.4 Bedeutung der Koeffizienten	75
4.2.1.4.1 Niederschlagskoeffizient	75
4.2.1.4.2 Temperaturkoeffizient	81
4.2.1.4.3 Zeitliche Einflüsse	84
4.2.1.5 Überprüfung der Regressionsrechnung	87
4.2.2 Tiefbohrungen	91
4.2.3 N-Konzentration von Drainabflüssen	103
4.2.4 Humus als N-Senke	104
4.2.5 Gasförmige N-Freisetzung	110

4.3 Nitrat in den Gewässern	111
4.3.1 Stickstoff in der Innerste	111
4.3.2 Punktförmige Einleitungen	114
4.3.2.1 Kommunale Kläranlagen	114
4.3.2.2 Industrielle Einleitungen	118
4.3.3 Nitratkonzentration in Bächen	118
4.3.4 Nitratkonzentration in den Karstquellen des Wassereinzugsgebietes	
Alt Wallmoden - Baddeckenstedt	122
4.4 N-Bilanzen für das Untersuchungsgebiet	127
4.4.1 N-Bilanz für das Karstgrundwasser	127
4.4.2 Gewässerbezogene N-Bilanz	129
4.4.3 Bodenbezogene N-Bilanz	133
5. Schlußfolgerungen	135
6. Danksagung	141
7. Literatur	142
8. Anhang	150

1. Zusammenfassung

Der Anstieg des Lebensstandards in den letzten Jahrzehnten ist einhergegangen mit einem erhöhten Umsatz von Stickstoff (N) in der deutschen Volkswirtschaft. Dies trifft insbesondere auf die deutsche Landwirtschaft zu. So ist die Steigerung der Nahrungsmittelproduktion zu einem großen Teil durch den vermehrten Einsatz von N-Mineraldünger bewirkt worden. Heute wächst die Einsicht in die unerwünschten Begleiterscheinungen dieser Entwicklung, da mit vermehrtem N-Umsatz auch ein Anstieg der Freisetzung reaktiver N-Verbindungen in die Umwelt verbunden ist. Diese verschmutzen die Atmosphäre und die Gewässer. Die Gewässer werden mit N sowohl aus punktförmigen Quellen (vor allem aus Industrie und Kläranlagen) als auch aus diffusen Quellen (vor allem durch die Sickerwasserbildung unter landwirtschaftlich genutzten Flächen) belastet. Die Größenverhältnisse der einzelnen Herkünfte sind besonders im Einzelfall häufig weitgehend ungeklärt.

In der vorliegenden Arbeit, welche im Rahmen des Graduiertenkollegs "Stoffströme in Wasser und Boden" an der Universität Hannover durchgeführt wurde, wurden deshalb exemplarisch sowohl die landwirtschaftlich bedingten Nitrateinträge als auch die sonstigen Einträge in die Gewässer eines vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebietes erfaßt. Als Untersuchungsraum hierzu wurde das im nordwestlichen Vorharzgebiet gelegene Einzugsgebiet der Innerste gewählt, in welchem auch weitere Arbeiten im Rahmen des Graduiertenkollegs durchgeführt wurden.

Das Einzugsgebiet der Innerste hat eine Fläche von 1264 km². Hiervon wurden 777 km² untersucht. Laut Angaben aus hydrologischen Gebietsuntersuchungen beträgt das mittlere Wasserdargebot des Untersuchungsgebietes 257 mm, der Ackerflächen 205 mm und der Waldflächen 325 mm. Der mittlere Jahresniederschlag (1980 - 1994) liegt zwischen 620 mm in den Niederungen (ab 80 m Höhe) und 1400 mm in den Höhenlagen (bis 600 m Höhe) des Untersuchungsgebietes. Bei einer mittleren Gebietshöhe von 260 m beträgt der mittlere Niederschlag 940 mm. Die überwiegend ebenen Lößbecken werden weitgehend ackerbaulich genutzt. Etwa 11 % der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche von 470 km² bestehen aus Grünland. Bewaldet sind 33 % des Gesamtgebietes. Auf den Ackerflächen werden zu 83 % die Feldfrüchte Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrübe angebaut. Im Untersuchungsgebiet leben etwa 110000 Einwohner. Die Kläranlagen des Untersuchungsgebietes reinigen das Abwasser von etwa 140000 Personen, da auch externes Abwasser zufließt. Industrielle N-Einleitungen erfolgen besonders am nördlichen Harzrand im Raum Langelshausen.

Für die erwähnte Teilfläche dieses Einzugsgebietes wurde für die Periode 1960 - 1995 eine jährliche N-Bilanz der Landwirtschaft erstellt. Als Komponenten dieser Bilanz wurden der N-Entzug durch das Erntegut, die N-Zufuhr durch Mineral- und Wirtschaftsdünger, die N-Freisetzung durch Grünlandumbruch, die N-Immobilisierung im Humuskörper, die N-Deposition aus der Atmosphäre sowie die N-Auswaschung mit dem Sickerwasser betrachtet. Die Bilanzrechnungen erfolgten mit Durchschnittswerten für das gesamte Untersuchungsgebiet.

Die Berechnung der N-Entzüge durch das Erntegut sowie der N-Zufuhr durch Wirtschaftsdünger wurde auf der Grundlage von Erhebungen des Niedersächsischen Landesamtes für Statistik durchgeführt. Die N-Zufuhr durch Mineraldünger wurde durch Auswertung verschiedener nichtamtlicher Erhebungen aus dem Untersuchungsgebiet und der angrenzenden Region abgeschätzt. Die N-Freisetzung durch Grünlandumbruch wurde aus der Abnahme der Grünlandflächen des Untersuchungsgebietes abgeleitet. Das Ausmaß atmosphärischer N-Depositionen wurde aus Literaturangaben geschätzt. Zur Quantifizierung der N-Auswaschung wurden landwirtschaftsspezifische Meßdaten des mineralischen Bodenstickstoffs (N_{min} -Werte) verschiedener Erhebungen aus dem Untersuchungsgebiet und aus der näheren Umgebung (überwiegend aus dem Frühjahr) gesammelt und ein neues Auswertungsverfahren entwickelt.

Zur Bestimmung der N-Auswaschung wurden multiple Regressionsrechnungen, mit deren Hilfe mittlere N_{min} -Werte des Frühjahrs als Funktion von Niederschlag und Temperatur vorangegangener Monate beschrieben werden konnten, durchgeführt. Es wurden Modelle für die drei Hauptfruchtarten entwickelt, und zwar für N_{min} -Werte der Schicht 0-90 cm, aber auch für die Teilschichten von 0-30, 30-60 und 60-90 cm Tiefe. Während durch den Temperaturkoeffizient der Modelle weitgehend der Einfluß der temperaturabhängigen biologischen Prozesse auf den N_{min} -Wert beschrieben werden konnte, diente der Niederschlagskoeffizient der Quantifizierung des niederschlags- bzw. sickerungsbedingten Anteils der Variabilität der N_{min} -Werte. Die Gültigkeit der Modelle ergibt sich aus den statistischen Maßzahlen zur Signifikanz sowie aus ihrer Vorhersagegenauigkeit. Der Vergleich von Niederschlagskoeffizienten und N_{min} -Werten aus der Bodentiefe von 60-90 cm, sowie von Nitratmengen aus größeren Tiefen zeigte ebenfalls die Gültigkeit dieser Modelle. Die Ähnlichkeit der verglichenen Größen belegte weiterhin, daß die Nitratauswaschung im Innerstegebiet auch aus mittleren N_{min} -Werten des Frühjahrs in der Schicht von 60-90 cm unter Berücksichtigung der Sicker-

wassermenge ableitbar ist. Da Nmin-Werte aus dem Frühjahr in großer Zahl zur Verfügung stehen, wurde dieser Weg zur Abschätzung der Nitratauswaschung gewählt. Berechnungen zur N-Fracht in einem Karstgrundwasserleiter sowie zur N-Fracht der Innerste bestätigten diese Abschätzung. Die Entwicklung der statistischen Modelle erfolgte weitgehend mit "Excel", detailliertere statistische Auswertungen wurden mit "SPSS" durchgeführt. Die für die Berechnung der N-Auswaschung benötigten Temperatur- und Niederschlagsdaten wurden vom Deutschen Wetterdienst zur Verfügung gestellt. Ergänzt wurden diese Berechnungen durch Tiefbohrungen zur Bestimmung des Nitratgehaltes der vadosen Zone sowie durch Messungen in Dränwässern.

Hinweise auf die Immobilisierung von Stickstoff im Humus wurden durch einen Vergleich der aktuellen Humusgehalte verschiedener Standorte mit vor 11 - 25 Jahren auf den gleichen Flächen ermittelten Humusgehalten gewonnen. Beprobte wurden hierzu die Schläge eines ausgewählten landwirtschaftlichen Betriebes sowie Standorte, welche im Rahmen von Kartierungen des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung untersucht wurden. Die Ermittlung der kommunalen und industriellen Einleitungen in Gewässer des Innerstegebietes schließlich erfolgte auf der Grundlage von Daten der zuständigen Staatlichen Ämter für Wasser und Abfall. Die Hydrologie und andere Gebietsmerkmale wurden überwiegend in einem weiteren Teilprojekt des Graduiertenkollegs untersucht. Die Ergebnisse dieser Auswertungen, die weitgehend mit einem GIS durchgeführt wurden, sind in der vorliegenden Arbeit verwendet worden. Die Nitratkonzentration der Grundwasserneubildung unter land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen wurde durch Regressionsrechnungen, die die Nitratkonzentration von Bächen des Untersuchungsgebietes als Funktion des Wald- bzw. Ackerflächenanteils ihrer Teileinzugsgebiete beschreiben, abgeleitet.

Die Erhebungen ergaben, daß die Feldfrüchte Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrübe beim heutigen Ertragsniveau und gewichtet nach Flächenanteilen, durchschnittlich 143 kg N/ha entziehen. Die Mineraldüngung übersteigt mit 185 kg N/ha diesen Entzug um 42 kg N/ha. Zu diesem Überschuß hinzu kommen 19 kg N/ha aus Wirtschaftsdünger und 30 kg N/ha aus atmosphärischen Depositionen. Die N-Freisetzung durch Grünlandumbruch ist heute von untergeordneter Bedeutung. In der Vergangenheit betrug diese jedoch, bezogen auf die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche des Untersuchungsgebietes, pro Jahr bis zu 20 kg N/ha. Der gesamte N-Überschuß der landwirtschaftlichen Nutzfläche hat sich in den letzten Jahrzehnten bei deutlich gestiegenen Erträgen nur geringfügig geändert. Die Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Acker beträgt durchschnittlich 16,5 mg N/l (73 mg NO₃/l). Bei einer

mittleren Sickerwassermenge von 195 mm ergibt sich die ausgewaschene N-Menge von 32 kg N/ha. Ein Vergleich der aktuellen C- und N-Gehalte von Ackerstandorten mit Ergebnissen älterer Untersuchungen ergab einen durchschnittlichen Anstieg der C-Gehalte um etwa 700 kg C pro Jahr. Wegen fehlender oder fehlerhafter Meßwerte zum N-Gehalt war eine Quantifizierung der N-Immobilisierung nicht möglich, jedoch wird der deutliche Anstieg der C-Gehalte als Hinweis auf einen beträchtlichen Anstieg der N-Gehalte bewertet. Folglich wird ein großer Teil des Bilanzüberschusses (etwa 40 kg N/ha/a) im Humus gebunden. Die gasförmigen N-Verluste wurden auf der Grundlage von Literaturangaben auf 25 kg N/ha pro Jahr geschätzt.

Die Erhebungen ergaben außerdem, daß die Nitratkonzentration in Bächen im Untersuchungsgebiet vom Acker- und Waldflächenanteil ihrer Einzugsgebiete abhängig ist. Bei ausschließlicher Ackernutzung beträgt die Nitratkonzentration im Sommerhalbjahr 41 mg NO₃/l (9,3 mg N/l), bei ausschließlich forstwirtschaftlicher Nutzung 5 mg NO₃/l (1,2 mg N/l). Weiterhin ergaben die Erhebungen, daß die mittlere jährliche N-Fracht der Innerste im Zeitraum von 1980 - 1994 1600 t betrug. Hiervon sind 1000 t N/a landwirtschaftlichen Ursprungs. Die industriellen N-Einleitungen von 1980 - 1994 betrugen 200 t/a, die der kommunalen Kläranlagen 250 t/a. Aus Waldgebieten stammen 180 t N.

Die Untersuchung hat somit gezeigt, daß im Durchschnitt des Zeitraums von 1980 - 1994 etwa 60 % der N-Fracht der Gewässer im Innerstegebiet landwirtschaftlich bedingt waren. Der Anteil der landwirtschaftlich bedingten Fracht ist in den letzten Jahren gestiegen, da kommunale und industrielle Einleitungen deutlich zurückgegangen sind. Aus den weitgehend unveränderten Bilanzüberschüssen und Nmin-Werten kann geschlossen werden, daß sich dagegen der landwirtschaftlich bedingte Teil der N-Fracht absolut gesehen in den letzten 10-20 Jahren kaum geändert hat. Bezogen auf die gestiegenen Erträge bedeutet eine unveränderte landwirtschaftlich bedingte N-Fracht eine Verbesserung der N-Effizienz und kann deshalb, ähnlich wie der Rückgang der Immissionen der punktförmigen Quellen, positiv bewertet werden. Es besteht die Möglichkeit, durch Maßnahmen zur Optimierung des N-Einsatzes, wie sie besonders in Wasserschutzgebieten gefördert werden, die Effizienz des N-Einsatzes weiter zu verbessern. Eine drastische Verminderung der landwirtschaftlich bedingten N-Fracht der Innerste, z.B. durch Verminderung der Düngung, dürfte jedoch unter den gegebenen Rahmenbedingungen nicht zu erreichen sein, da die derzeitige Düngungsintensität weitgehend im ökonomisch sinnvollen Bereich liegt. Bei deutlich reduzierter Düngung wären dagegen starke Ertragseinbußen zu befürchten. Da auswaschungsgefährdetes Nitrat zum größten Teil durch Mineralisierung der organischen Substanz entsteht, ist auch fraglich, ob durch suboptimale

Düngung die N-Fracht des Sickerwassers in absehbarer Zeit entscheidend vermindert werden kann.

2. Einleitung

2.1 Problemstellung

Der Einsatz von technisch fixiertem Stickstoff hat neben anderen ertragssteigernden Aufwendungen entscheidend dazu beigetragen, daß die Menge der produzierten Nahrungsmittel in den letzten Jahrzehnten zunehmend angestiegen ist. Die Dynamik dieser Entwicklung wird besonders deutlich durch die Betrachtung eines langen Zeitraumes. Wie in Abb. 1 zu erkennen ist, ist der Winterweizenertrag in Deutschland in den letzten zwei Jahrhunderten exponentiell angestiegen. Ähnlich exponentiell ist in diesem Jahrhundert von den Hauptnährelementen besonders der Einsatz des Stickstoffs angestiegen, auf dessen vermehrten Einsatz vor allem die Ertragssteigerungen der letzten Jahrzehnte zurückzuführen sind.

Abb. 1: Handelsdüngerverbrauch und Winterweizenerträge von 1800-1990 (FINK, 1992)

Durch den Anstieg der Nahrungsmittelproduktion sind Hungersnöte in den letzten Jahrzehnten in Europa und verschiedenen anderen Teilen der Welt nicht mehr aufgetreten. Wenn auch

Zurückhaltung im Gebrauch des Begriffes „Fortschritt“ geboten ist, so dürfte die (heute allgemein eher als selbstverständlich angenommene) Absicherung des Grundbedürfnisses nach Nahrung von Millionen von Menschen doch als begrüßenswerter Fortschritt einzustufen sein.

Auch die Zurückhaltung in der Verwendung des Begriffes Fortschritt hat jedoch ihre Berechtigung, da zunehmend der Preis menschlicher Eingriffe in den Naturhaushalt in das Bewußtsein rückt. So ist mit dem durch N-Düngung bewirkten Anstieg der Nahrungsmittelproduktion auch ein Anstieg der Freisetzung reaktiver N-Verbindungen in die Umwelt verbunden. Diese belasten die Gewässer und die Atmosphäre. Deshalb wird verbreitet ein Anstieg der Nitratkonzentration im Grundwasser beobachtet. Auch in dem Gebiet, das in der vorliegenden Arbeit untersucht wird, ist, wie langjährige Messungen in einem Karstgrundwasserleiter beispielhaft zeigen, die Nitratkonzentration deutlich angestiegen (Abb. 2).

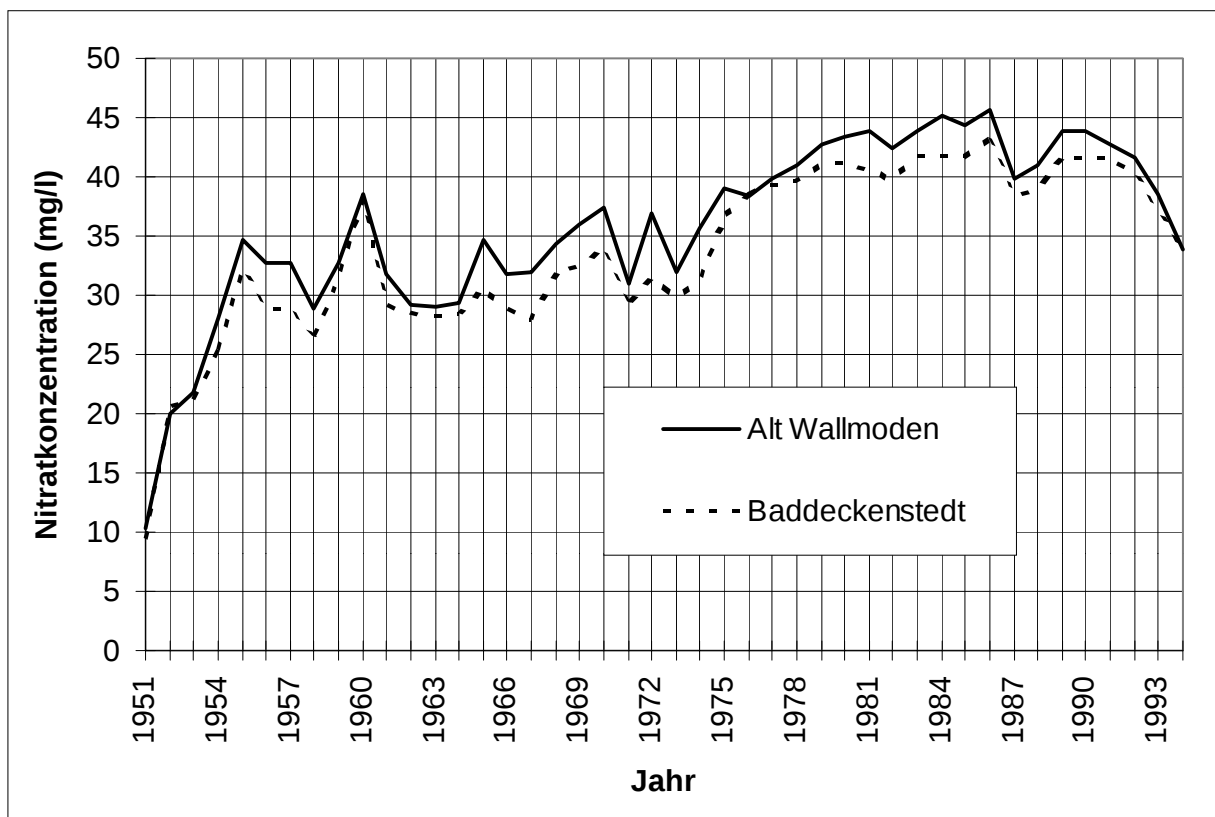


Abb. 2: Nitratkonzentration in den Quellen von Alt Wallmoden und Baddeckenstedt im Untersuchungsgebiet in der Zeit von 1951 bis 1994 (CORD-LANDWEHR et al., 1988, PREUSSAG AG).

Tabelle 1 zeigt die Herkunft der N-Fracht in den Fließgewässern der (alten) Bundesrepublik Deutschland (HAMM, 1991). Die Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer der Bundesrepublik stammen demnach Ende der Achtziger Jahre zu etwa gleichen Teilen aus diffusen Quellen (vor allem landwirtschaftlich genutzte Flächen und natürliche Grundfracht) und punktförmigen Quellen (kommunalen Kläranlagen u. Industrie).

Tab. 1: Herkunft der N-Fracht in den Fließgewässern der Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer) im Zeitraum von 1987 - 1989 und Prognose für 1995 (HAMM, 1991. S. 101).

Herkunft	1987 - 1989		1995	
	Fracht t/a	Anteil %	Fracht t/a	Anteil %
Landwirtschaft	352000	46	292000	49
kommunale Kläranlagen	235000	31	165000	28
Industrie	75000	10	45000	8
natürliche Grundfracht	50000	6	50000	8
übrige N-Quellen	58000	8	43000	7
Gesamt	770000		595000	

Wichtigste diffuse Quelle für Stickstoff ist die Landwirtschaft. Den größten Anteil an den punktförmigen Einleitungen haben die kommunalen Kläranlagen. Der relative Anteil der diffusen Quellen hat in den Neunziger Jahren zugenommen. Dies wird durch den erwarteten stärkeren Rückgang der punktförmigen Einleitungen verursacht. Deshalb wird in den letzten Jahren verstärkt eine Verminderung auch der diffusen, d.h. vor allem landwirtschaftlich bedingten Einträge gefordert. So wird im Bewirtschaftungsplan Leine (BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER, 1993) die Bedeutung der diffusen Stoffeinträge hervorgehoben.

2.2 Zielsetzung

Die vorliegende Arbeit dient der Erfassung der diffusen, zu großen Teilen aus der Landwirtschaft stammenden Nitratbelastung im Einzugsgebiet der Innerste, die das größte Nebengewässer der Leine darstellt. So ist es das gesellschaftliche Ziel der Untersuchung zu überprüfen, in welchem Ausmaß der beständige Anstieg der Mineraldüngung auch im Innerstegebiet die

Gewässer belastet. Nur so können effektive Strategien entwickelt werden, die eine Begrenzung der Belastungen auf ein vertretbares Maß ermöglichen.

Denn ein gesellschaftliches Ziel der Forschung sollte sein, darauf hinzuwirken, daß heutige exponentielle Entwicklungen im Bereich der Gesellschaft (für die die in Abb. 1 dargestellten Entwicklungen nur ein Beispiel darstellen) nicht, wie am Werdegang von sich exponentiell entwickelnden Bakterienkulturen drastisch zu sehen ist, mit dem Zusammenbruch der Population enden. Es ist vielmehr darauf hinzuwirken, daß exponentielle Entwicklungen in ein Reifestadium münden, wie es die Fruchtbildung von Pflanzen veranschaulicht. Dies gilt auch für die Agrarproduktion und agrarwissenschaftliche Forschung.

Es wurde das Einzugsgebiet der Innerste im nordwestlichen Vorharzgebiet oberhalb von Hildesheim als Untersuchungsgebiet gewählt, da in diesem verschiedene andere Projekten des Graduiertenkollegs „Stoffströme in Wasser und Boden“ der Universität Hannover durchgeführt werden.

Die Untersuchung des landwirtschaftlich bedingte N-Flusses erfolgt auf drei Ebenen:

1. Zunächst wird eine N-Bilanz erstellt, indem der N-Zufuhr der landwirtschaftlich genutzten Flächen der Entzug mit dem Erntegut gegenübergestellt wird. Auf diese Weise wird die Stickstoffmenge ermittelt, die potentiell die Gewässer (und auch die Atmosphäre) belastet.
2. Anschließend wird untersucht, welcher Anteil des überschüssigen Stickstoffs durch Versickerung den Boden verläßt. Neben der Versickerung werden auch die Immobilisierung im Humus sowie gasförmige N-Verluste berücksichtigt.
3. Abschließend wird auf der Gewässerebene vor allem der Frage nachgegangen, welcher Anteil der versickerten Stickstoffmenge letztlich das Grundwasser und die Fließgewässer erreicht. Kontrolliert werden die Ergebnisse, indem die Summe aus der berechneten landwirtschaftlich bedingten N-Fracht, den sonstigen diffusen Quellen (vor allem Waldflächen) und der durch Erhebung ermittelten punktförmigen Einleitungen gebildet wird. Wenn die Abschätzung der diffusen Fracht, besonders der landwirtschaftlich verursachten, richtig ist, muß diese Summe der N-Fracht der Gewässer im Untersuchungsgebiet entsprechen.

Besonders die Untersuchungen auf der Gewässerebene sind zum größten Teil dem wasserwirtschaftliche Wissensgebiet zuzuordnen. Folglich ist interdisziplinäre Zusammenarbeit von

Vorteil. Deshalb wurde die Erfassung der Stickstoffströme im Untersuchungsgebiet in zwei Teilprojekten durchgeführt. Die vorliegende Arbeit untersucht weitgehend den Stickstoffhaushalt, während das zweite Projekt überwiegend die Hydrologie behandelt (RUHE, 1997).

Bei der Erstellung einer N-Bilanz für das Untersuchungsgebiet (1. Ebene der Untersuchung) ist besonders die Abschätzung der Mineraldüngung schwierig, da hierzu keine amtlichen Statistiken auf regionaler Ebene vorliegen. Die Mineraldüngung stellt mit Abstand die wichtigste N-Zufuhr im Untersuchungsgebiet dar, deren Ermittlung ist somit von besonderer Bedeutung. Deshalb ist ein Hauptziel der Bilanzrechnung, eine realistische Abschätzung dieser schwer zu erfassenden Größe zu erreichen. Von verschiedenen, überwiegend privatrechtlichen Institutionen aus dem Untersuchungsgebiet und der angrenzenden Region wurde Zugang zu deren Erhebungen zum N-Mineraldüngereinsatz gewährt. Diese sind als die sicherste Datengrundlage zur Abschätzung der Mineraldüngung anzusehen und werden deshalb ausführlich analysiert.

Bei der Abschätzung der N-Auswaschung (2. Ebene der Untersuchung) muß berücksichtigt werden, daß die Kenntnisse des Bodenstickstoffkreislaufes noch immer lückenhaft und Modellrechnungen hierzu relativ ungenau sind. So stellt VAN VEEN (1993) in einer Betrachtung zum Stand der Forschung zusammenfassend fest, daß es allgemein nicht möglich ist, mit heutigen Modellen zum Stickstoffkreislauf des Bodens mit ausreichender Wahrscheinlichkeit den Mineralstickstoffgehalt (N_{min}-Wert) eines Bodens so vorherzusagen, daß die Abweichung kleiner als 20 kg N/ha ist. Dies mache sie zum Beispiel für Düngeempfehlungen ungeeignet. Es gibt folglich derzeit kein Rechenmodell, daß mit hoher Genauigkeit den N-Haushalt eines Standortes, und somit auch den N-Haushalt einer Region, beschreiben kann.

Eine Kenngröße zum N-Haushalt des Bodens, die in allen Teilen des Untersuchungsgebietes in großer Zahl seit fast zwei Jahrzehnten ermittelt wird, ist der N_{min}-Wert im Frühjahr, da er von den Landwirten zum Zweck der Düngeplanung nach der N_{min}-Methode (SCHARPF, 1977) erhoben wird. Damit stellt er grundsätzlich eine Größe dar, die für die Fragestellung der vorliegenden Arbeit wichtige Merkmale hat: Da er in allen Teilen des Untersuchungsgebietes erhoben wird, repräsentiert er dessen vielfältige Standorteigenschaften. Gleichzeitig erlaubt die große Zahl von Einzelwerten statistisch sichere Aussagen. Zusätzlich ermöglicht es der große Zeitraum, für den Daten vorliegen, zeitliche Entwicklungen zu beschreiben.

Deshalb werden in der vorliegenden Arbeit alle Nmin-Werte aus dem Frühjahr, die aus dem Untersuchungsgebiet oder der angrenzenden Region stammen und von verschiedenen Institutionen zur Verfügung gestellt wurden, ausgewertet. Die Auswertung orientiert sich dabei an der allgemein bekannten Eigenschaft der Nmin-Werte, von Jahr zu Jahr in Abhängigkeit von der Witterung unterschiedlich hoch auszufallen. Der Witterungsfaktor, dessen Einfluß auf den Nmin-Wert am offensichtlichsten ist, ist der Niederschlag der letzten Monate vor der Probenahme, da von diesem die N-Auswaschung entscheidend abhängig ist. Auch die Temperatur ist wichtig, weil sie vor allem die biologischen Prozesse des Stickstoffkreislaufes im Boden beeinflusst. Da in der vorliegenden Arbeit die niederschlagsabhängige Auswaschung von besonderer Bedeutung ist, wird besonders die Niederschlagsabhängigkeit mittlerer Nmin-Werte der Region durch Regressionsrechnungen näher untersucht. Um neben dem Niederschlag zugleich weitere Einflüsse berücksichtigen zu können, wurde als Rechenverfahren die multiple Regressionsrechnung gewählt.

Dieses Rechenverfahren wird im Bereich der Landnutzung z.B. zur Beschreibung des Wasserhaushaltes (LIEBSCHER und KELLER, 1979; RINGER und STREBEL, 1980), aber auch für Ernteschätzungen (HANUS, 1978) oder Zuordnung von Landnutzungsformen (BACH, 1987) verwendet. Da die genannten Anwendungsgebiete mit dem Stickstoffhaushalt des Bodens verbunden sind, ist eine Anwendung dieses Rechenverfahrens auch auf den Stickstoffhaushalt des Bodens naheliegend. Trotzdem gibt es hierzu nur vereinzelt Untersuchungen. So stellen bereits HARMSSEN (1961) und VAN DER PAAUW (1962) eine signifikante Abhängigkeit der Roggenerträge von der Niederschlagssumme der Monate November bis Februar fest und führen dies auf den niederschlagsbedingt unterschiedlich hohen Mineralstickstoffgehalt des Bodens zurück. MÜLLER et al. (1987) berechnen die Nmin-Werte im Frühjahr in Abhängigkeit von im Herbst zu erhebenden Nmin-Werten sowie anderen Parametern. Dies soll der Vermeidung von Arbeitsspitzen bei der Probenahme im Frühjahr dienen. GARZ et al. (1982) beschreiben die Abwärtsverlagerung von Nitrat im Boden in ihrer Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge und der Feldkapazität.

Insgesamt sind (multiple) Regressionsrechnungen bei der Untersuchung des Bodenstickstoffhaushaltes bisher wenig angewandt worden, obwohl sie sich in verwandten Bereichen bewährt haben. Deshalb liegt ein wichtiges Ziel dieser Arbeit darin, statistische Modelle zum Stickstoffhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden zu entwickeln, die mit wenigen, leicht zu-

gänglichen und in großer Zahl verfügbaren Eingabedaten auskommen und verifizierbare Ergebnisse liefern.

Neben der Quantifizierung der Auswaschung stellt sich auf der zweiten Ebene der Untersuchung die Frage nach dem Verbleib der überschüssigen N-Menge, die nicht ausgewaschen wird. Offen ist besonders, ob nennenswerte Immobilisierung von Stickstoff in der organischen Substanz des Bodens erfolgt. Deshalb wurden Messungen der C- und N-Gehalte von Ackerstandorten durchgeführt, die bereits in den Siebziger und Achtziger Jahren auf ihren Humusgehalt hin untersucht wurden. Um auch die gasförmigen N-Verluste abschätzen zu können, wurden diese aus Literaturangaben abgeleitet.

Abb. 3: Das Untersuchungsgebiet

3. Material und Methoden

3.1 Material

3.1.1 Das Untersuchungsgebiet

3.1.1.1 Geographie

Die Innerste entspringt in etwa 560 m Höhe im Harz bei Clausthal-Zellerfeld (Abb. 3). Am Harzrand wird sie als Talsperre gestaut. Bis zu ihrer Einmündung in die Leine unterhalb von Hildesheim fließen ihr die ebenfalls im Harz entspringende Neile, die Nette, deren Quelle sich am Harzrand befindet, sowie die Lamme und der nördlich von Hildesheim in die Innerste mündende Bruchgraben zu. Das gesamte Einzugsgebiet der Innerste hat eine Fläche von 1264 km². Der untersuchte Teil des Einzugsgebietes (777 km²) umfaßt alle Gewässer unterhalb der Talsperre bis unmittelbar hinter die Einmündung der Lamme in die Innerste bei Heinde. Das Gebiet oberhalb der Talsperre wurde aus den Untersuchungen herausgenommen, da es fast ausschließlich forstwirtschaftlich genutzt ist.

Wichtige Wasserscheiden im Gebiet sind der Salzgitter-Höhenzug im Nordosten, der Harz im Süden, Heber und Sackwald im Südwesten sowie der Hildesheimer Wald im Nordwesten. Das Untersuchungsgebiet liegt zwischen 81 und 616 m Höhe, seine mittlere Höhe beträgt 260 m. Eine geologische Besonderheit mit großer wasserwirtschaftlicher Bedeutung ist ein etwa 30 km langes Karstgerinne mit einem Einzugsgebiet von knapp 80 km², das das Untersuchungsgebiet, im Raum Goslar beginnend, entlang der Westgrenze der Ringelheimer Mulde bis zum Nordrand der Hainberge bei Baddeckenstedt durchzieht. Etwa 10 Millionen m³ Karstwasser werden bei Alt Wallmoden und Baddeckenstedt aus Quellen gewonnen. Neben der Verwendung als Brauchwasser in der Stahlindustrie dient das Wasser der beiden Quellen 180000 Einwohnern im Raum Salzgitter als Trinkwasser (KNOLLE und JACOBS, 1988). Neben den Zuflüssen aus der Grundwasserneubildung wird der Karst auch durch Versickerung der Innerste nördlich von Langelsheim gespeist. Der Anteil des Innerstewassers am Gesamtabfluß ist im Sommerhalbjahr besonders hoch und beträgt dann etwa 50 % (RUHE, 1997). Das Karstgebiet soll als Wasserschutzgebiet ausgewiesen werden. Zur Förderung einer grundwasserschonenden Landbewirtschaftung wurde im Jahr 1994 eine Kooperation gegründet.

Zum Untersuchungsgebiet gehören Gemeinden der Landkreise Hildesheim, Goslar und Wolfenbüttel sowie Teile der Stadt Salzgitter. Wenige Hektar, die weitgehend bewaldet sind, liegen in den Landkreisen Peine und Northeim.

3.1.1.2 Geologie, Böden und deren Nutzung

Etwa 50 % des Untersuchungsgebietes sind mit Löß bedeckt, der vereinzelt bis zu 5 m mächtig ist. Hauptbodentyp dieser Flächen, die weitgehend ackerbaulich genutzt werden, ist die Para-braunerde. In den Niederungen sind Auenböden anzutreffen (etwa 10 % des Gebietes). Auch diese sind überwiegend ackerbaulich genutzt. Die bewaldeten Berghänge und -kuppen werden vorwiegend aus Rendzinen, vergesellschaftet mit Pelosolen, Pseudogleyen und Braunerden, gebildet. Das Ausgangsgestein ist hier verbreitet mesozoisch. Die Flächenanteile der Bodentypen entstammen Auswertungen der digital vorliegenden Bodenkundlichen Standortkarte 1:200000 (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung).

3.1.1.3 Hydrologie

Der mittlere Jahresniederschlag (1980-1994) liegt zwischen 620 mm in den Niederungen und 1400 mm in den Höhenlagen des Untersuchungsgebietes. Bei einer mittleren Gebietshöhe von 260 m über NN fallen durchschnittlich 940 mm Niederschlag. Der mittlere Gebietsabfluß beträgt 257 mm, der Abfluß der Ackerflächen 205 mm, der der Waldflächen 325 mm. Der Gebietsabfluß setzt sich aus 60 % Grundwasserneubildung, 35 % Zwischenabfluß und 5 % Oberflächenabfluß zusammen (RUHE, 1997).

3.1.1.4 Land- und Forstwirtschaft

Die landwirtschaftliche Nutzfläche (LF) beträgt 470 km². Auf den Ackerflächen wurden 1991 zu 83 % Winterweizen (WW), Wintergerste (WG) und Zuckerrübe (ZR) angebaut. Der Anteil der Wintergerste geht zurück, so daß häufig die Fruchtfolge Winterweizen - Zuckerrübe anzutreffen ist. Der Grünlandanteil beträgt 11 % der LF. Größere Anteile Grünland sind vor allem in den Niederungen am Rand des Harzes anzutreffen. Hier sowie in den hügeligeren Teilen des Landkreises Hildesheim findet sich auch in etwas größerem Umfang Tierhaltung, während die Betriebe der überwiegend ebenen Lößbecken meist Marktfruchtbetriebe sind. Die

Erträge im Untersuchungsgebiet liegen deutlich über dem bundesweiten Durchschnitt. Auf Details zur landwirtschaftlichen Nutzung wird in Kap 3.2 eingegangen.

3.1.1.5 Abwasserwirtschaft

Es wohnen 110000 Einwohner im Untersuchungsgebiet. In das Untersuchungsgebiet gelangt das Abwasser von 140000 Einwohnern, da an die Kläranlagen im Untersuchungsgebiet auch externe Ortschaften angeschlossen sind. Industriellen N-Einleitungen erfolgen besonders im Raum Langelsheim am nördlichen Harzrand.

3.1.2 Datenherkünfte zur Berechnung der N-Bilanz der Landwirtschaft

Bei der Berechnung der N-Bilanz der Landwirtschaft werden berücksichtigt:

- die N-Mineraldüngung
- der N-Anfall durch Wirtschaftsdünger,
- atmosphärische Depositionen,
- N-Freisetzung durch Grünlandumbruch
- der N-Entzug mit dem Erntegut,
- die Immobilisierung im Humus,
- gasförmige N-Verluste sowie
- die N-Auswaschung.

Im folgenden werden die Datenherkünfte einzelner Komponenten der Bilanz erläutert.

3.1.2.1 Amtliche Agrarstatistiken

Die vom Niedersächsischen Landesamt für Statistik regelmäßig erhobenen und veröffentlichten agrarwirtschaftliche Statistiken enthalten wichtige Daten zur Ermittlung verschiedener Bilanzgrößen. Zu nennen sind:

- Die Viehzählung (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK, Viehhaltung). Diese wird im zweijährigen Abstand durchgeführt. Sie ermöglicht die Abschätzung der mit Wirtschaftsdünger ausgebrachten Nährstoffmengen.
- Die Gemeindeergebnisse der Agrarberichterstattung, die alle vier Jahre erstellt wird, erfassen u.a. den Anbau der wichtigsten Ackerfrüchte sowie die Größe der Grünlandflächen. Darüber hinaus enthält die Agrarberichterstattung im Jahr 1991 erstmalig auch Angaben zu den in den einzelnen Gemeinden anfallenden Dungeinheiten (DE). Alle Daten werden nach dem Betriebsprinzip erhoben, d.h. der Gemeinde zugeordnet, in der der landwirtschaftliche Betrieb, der sie bewirtschaftet, seinen Sitz hat. Auch die N-Freisetzung aus Grünlandumbruch kann auf der Grundlage dieser Erhebung aus der Abnahme der Grünlandflächen berechnet werden.
- Die Ernteerhebung, (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK, Bodennutzung und Ernte) die jährlich auf Kreisebene erscheint, ermöglicht zusammen mit den Daten der Agrarberichterstattung die Ermittlung der N-Entzüge mit dem Erntegut.

Die Daten der verschiedenen Erhebungen werden bei Bedarf vom Niedersächsische Landesamt für Statistik (Geibelstr. 65, 30173 Hannover) auf Datenträger zur Verfügung gestellt, was für die vorliegende Arbeit in Anspruch genommen wurde.

Die N-Entzüge der Hauptfruchtarten wurden nach Angaben von BACH (1987) berechnet. Diese sind in Kap 4.1.2. dargestellt.

3.1.2.2 Regionale Erhebungen zum Mineraldüngereinsatz

Für die Erstellung einer N-Bilanz der Landwirtschaft werden ebenfalls Daten zum Mineraldüngereinsatz benötigt. Für das Untersuchungsgebiet und die angrenzende Region liegen in dieser Hinsicht mehrjährige Erhebungen zum Mineraldüngereinsatz vor. Es wurden von folgenden Institutionen Daten zur Verfügung gestellt:

- Von der Landwirtschaftskammer Hannover, Bezirksstelle Braunschweig werden im Wassereinzugsgebietes Alt Wallmoden - Baddeckenstedt (im folgenden „WEG AB“ genannt), das als Wasserschutzgebiet ausgewiesen werden soll, seit 1994 von etwa 100 Schlägen Angaben zur Mineraldüngung erhoben. Das Wassereinzugsgebiet liegt zu 100 % innerhalb des

Untersuchungsgebietes, und zwar in dessen östlichem Teil. Seine Fläche beträgt annähernd 10 % der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes.

- Von der Zuckerrübenfabrik Schladen, („Zuckerrübenfabrik“), die auch Abnehmer von im Untersuchungsgebiet produzierten Zuckerrüben ist, wird die Düngung der Zuckerrübe von etwa 55 Probetrieben seit 1976 ermittelt. Die untersuchten Betriebe sind über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt, teilweise liegen sie auch im östlich angrenzenden Einzugsgebiet der Oker.
- Vom Ackerbauberatungsring Südhannover e.V. („Beratungsring“) wird seit den Siebziger Jahren die Düngung der drei Hauptfruchtarten Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrübe erhoben. Die untersuchten Betriebe stammen aus der Region zwischen Helmstedt und Hameln, einem großflächigen Gebiet, in dessen Zentrum sich das Untersuchungsgebiet befindet. Die Größe der untersuchten Flächen beträgt etwa 10000 ha.

3.1.3 Datengrundlage für die Abschätzung der Auswaschung

3.1.3.1 Nmin-Werte aus der Schicht von 0-90 cm

Der Nmin-Wert gibt die Menge mineralischen Stickstoffs (NH_4 und NO_3) im Boden bis zu einer Tiefe von 90 cm auf einer Fläche von einem ha an. Er wird normalerweise von den Landwirten im Frühjahr zum Zweck der Düngeplanung erhoben. In den letzten Jahren werden Nmin-Werte in Wassereinzugsgebieten ergänzend besonders im Herbst ermittelt, um Hinweise auf mögliche Gewässerbelastungen zu erhalten. Überwiegend von Landwirten aus dem Untersuchungsgebiet zum Zweck der Düngeplanung erhobene Nmin-Werte sowie eine Meßreihe aus dem Wassereinzugsgebiet Alt Wallmoden - Baddeckenstedt wurden ausgewertet:

- Im Wassereinzugsgebiet Alt Wallmoden - Baddeckenstedt („WEG AB“) werden von der Bezirksstelle Braunschweig der Landwirtschaftskammer Hannover umfangreiche Nmin-Messungen durchgeführt. Diese Erhebungen erfolgen seit dem Herbst 1993 mehrmals im Jahr, vor allem im Frühjahr und Herbst. Es werden etwa 100 Schläge untersucht. Der Anteil der einzelnen Feldfrüchte am Meßprogramm entspricht annähernd ihrer Häufigkeit im Gebiet.

- Von der Zuckerrübenfabrik Schladen („Zuckerrübenfabrik“) wurden von 1976 bis 1989 in den gleichen Probetrieben, deren Mineraldüngung ermittelt wurde, ebenfalls die Nmin-Werte vor Zuckerrübe erhoben. Die Nmin-Werte der Schicht von 60-90 cm wurde in dieser Erhebung nur bis 1982 ermittelt.
- Aus den Gemeinden des nordwestlichen Teils des Untersuchungsgebietes („NW-Gemeinden“) wurden vom Bodenuntersuchungsinstitut Koldingen aus dem Zeitraum von 1991 bis 1995 Nmin-Werte der Monate Februar und März zur Verfügung gestellt. Etwa 50 % der Werte stammt direkt aus dem Untersuchungsgebiet, die übrigen aus dessen unmittelbarer Nähe. Es handelte sich dabei um 712 Einzelwerte vor Winterweizen, 173 vor Wintergerste und 698 vor Zuckerrübe.
- Vom Bodenuntersuchungsinstitut Koldingen („Bodenuntersuchungsinstitut“) wurden mittlere Nmin-Werte aller Analysedaten der drei Hauptfruchtarten, die durch deren Analysen seit 1982 ermittelt werden, ausgewertet. Es handelt sich hierbei um Mittelwerte mehrerer zehntausend Einzelmessungen, die überwiegend der weiteren Umgebung von Hildesheim zuzuordnen sind. Sie stammen zwar nur zu einem kleinen Teil aus dem Innerstegebiet, wurden aber in die Untersuchungen einbezogen, da einige Berechnungen über viele Jahre erhobene Nmin-Werte voraussetzen.
- Langjährige Erhebungen des Ackerbauberatungsringes Südhannover e.V. („Beratungsring“) dienten darüber hinaus als Vergleichsdaten. Die Nmin-Werte werden seit dem Ende der Siebziger Jahre erfaßt.

Eine Übersicht der verwendeten Nmin-Meßreihen mit dem geschätzten Anteil der Meßwerte, der direkt aus dem Untersuchungsgebiet stammt, gibt Tab. 2.

Tab. 2: Merkmale der Nmin-Meßreihen verschiedener Herkunft.

Herkunft	Fruchtart	Jahre	Anzahl Nmin-Werte	Anteil im Unter- suchungsgebiet %
WEG AB	WW, WG, ZR u.a	1993-1996	600	100
Zuckerrübenfabrik	ZR	1976-1989	780	80
NW-Gemeinden	WW, WG, ZR	1991-1995	712/173/689	50
Bodenuntersuchungs- institut	WW, WG, ZR	1982-1995	> 10000	<10
Beratungsring	WW, WG, ZR	1976-1995	> 10000	<10

3.1.3.2 Bodennitratwerte aus Tiefbohrungen

Die Ermittlung der Bodennitratwerte bis in mehrere Meter Tiefe erfolgt durch Tiefbohrungen. Sie dient in der Regel der Untersuchung der N-Auswaschung. Oft wird bei diesen Untersuchungen nur der Nitratgehalt untersucht, da NH_4 nur in kleinen Mengen vorzufinden ist. Da auch in der Schicht von 0-90 cm der NH_4 -Gehalt in der Regel relativ gering ist, sind beide Angaben zum mineralischen N-Gehalt des Bodens weitgehend zu vergleichen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden an 6 tiefgründige Lößstandorten im Bereich der Ringelheimer Mulde Messungen bis zu einer maximalen Tiefe von 3 Metern durchgeführt (Meßwerte siehe Tab. 5 im Anhang). Die Beprobungen erfolgten im Winterhalbjahr 1994/95. Jeder der Standorte wurde nach etwa 3 Monaten zum zweiten Mal beprobt. Die erste Beprobung an den einzelnen Standorten erfolgte in den Monaten November bis Februar, die zweite von Februar bis Mai. Die Probenahme wurde mit einer Schlagbohrkombination durchgeführt. Das Gerät besteht aus einem 1 m langen Pürkhauer, an den bis zu 4 jeweils 1 m lange Zusatzstücke angeschraubt werden können. Der Bohrkern wurde gedrittelt, so daß einer Schicht von 1 m jeweils drei Proben entnommen wurden. Es erfolgten fünf Einstiche auf einer Strecke von 15 m diagonal zur Bearbeitungsrichtung. Das gesamte Material einer Tiefe wurde zu einer Mischprobe vereint.

Aus dem Untersuchungsgebiet liegen darüber hinaus weitere Ergebnisse von Tiefbohrungen bis 3 m aus dem Wassereinzugsgebiet Alt Wallmoden - Baddeckenstedt (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER HANNOVER, BEZIRKSSTELLE BRAUNSCHWEIG) sowie Tiefbohrungen bis 6,3 m im Raum Seesen bei Mechtshausen (GERIES & INGENIEURE, 1995) vor.

3.1.4 Datengrundlage zum C- und N-Gehalt von Ackerböden (Gesamtgehalte)

Der Humusgehalt des Bodens wird als ein wichtiges Bodenmerkmal häufig im Rahmen von Kartierarbeiten erhoben. Da der Humusgehalt ein wichtiges Kennzeichen für die Fruchtbarkeit eines Bodens darstellt, wird er auch gelegentlich von Landwirten ermittelt. Er kann bestimmt werden durch die Messung des C-Gehaltes der organischen Substanz eines Bodens. Häufig wird auch die Menge an Gesamt-N in der organischen Substanz ermittelt. Da der C- und der N-Gehalt des Bodens oft in einem standorttypischen Verhältnis zueinander stehen, kann aus dem C-Gehalt auch auf den N-Gehalt eines Bodens geschlossen werden.

Es wurden zwei Meßreihen aus den Siebziger und Achtziger Jahren zum Humusgehalt von Ackerböden aus dem Untersuchungsgebiet zur Auswertung zur Verfügung gestellt.

Die erste Meßreihe enthält Messungen der C- und N- Gehalte von 11 Ackerflächen (8 Parabraunerden auf Löß und 3 Auenböden) eines landwirtschaftlichen Betriebes aus dem Jahr 1985. Die zweite enthält Messungen des C-Gehaltes von 7 Ackerflächen (6 Parabraunerden auf Löß und 1 Rendzina) verschiedener landwirtschaftlicher Betriebe, deren C-Gehalte zwischen 1971 und 1980 im Rahmen von Kartierungen des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung bestimmt wurden.

Die Flächen beider Meßreihen wurden im Frühjahr 1996 erneut zur Bestimmung der C- und N-Gehalte beprobt. Alte und neue C- und N-Gehalte wurden verglichen und Steigerungsraten berechnet.

3.1.5 Daten zur Hydrologie

Der Deutsche Wetterdienst stellte zur Berechnung der Witterungsabhängigkeit der N_{min} -Werte die monatlichen Niederschläge, die potentielle Verdunstung nach Haude sowie die mittlere monatliche Lufttemperatur von den in Tab. 12 dargestellten Niederschlags- und Klimastationen zur Verfügung. Weiterhin wurden die von RUHE (1997) ermittelten und in Tab. 30 dargestellten hydrologischen Kennwerte des Gebietes verwendet, um N-Frachten in Gewässern des Untersuchungsgebietes zu berechnen.

3.1.6 N-Konzentrationen im Drain- und Grundwasser sowie Fließgewässern des Untersuchungsgebietes

Im Rahmen weiterer Kollegarbeiten wurde in den Sommern 1994 und 1995 ein Meßprogramm zum Gebietswasserhaushalt durchgeführt (RUHE, 1997). An etwa 50 Stellen im Untersuchungsgebiet wurden Abflußmengen durchgeführt sowie verschiedene charakteristische physikalische und chemische Parameter erfaßt. Für die vorliegende Arbeit waren von diesen Messungen besonders die NO_3 -Gehalte sowie die Abflußmessungen von Bedeutung.

Eigene Messungen der NO_3 -Konzentration wurden im Winter 1994/95 in Bächen im Harzrandbereich durchgeführt. Auch wurde in dieser Zeit die Nitratkonzentration von 20 Dränabläufen unter Acker bestimmt.

Eine Meßreihe der mittleren jährliche Nitratkonzentration der Karstquellen von Baddeckenstedt und Alt Wallmoden wurde einem Gutachten für die Bezirksregierung Braunschweig (CORD-LANDWEHR et al., 1988) entnommen. Weiterhin stellte die PREUSSAG AG (Eigentümer der Karstquellen) für die Jahre 1980 - 1994 Daten zur mittleren monatlichen Nitratkonzentration der beiden Karstquellen zur Verfügung.

3.1.7 Direkteinleitungen durch kommunale Kläranlagen und Industrie

Von den zuständigen Staatlichen Ämtern für Wasser und Abfall stammen Daten zur N-Einleitung der kommunalen Kläranlagen (überwiegend aus dem Jahr 1994). Darüber hinaus wurden vom STAWA Göttingen auch Messungen der Jahre 1985 - 1994 zur Verfügung gestellt, so daß für diesen Bereich die Entwicklung der N-Einleitungen detaillierter untersucht

werden konnte. Ebenfalls vom STAWA Göttingen stammen Angaben zu den industriellen Einleitungen im Raum Langelsheim. Die N-Einleitung durch die Zuckerrübenfabrik in Baddeckenstedt wurde durch Anfrage ermittelt.

3.2 Methoden

3.2.1 Vorgehensweise bei der Berechnung der N-Bilanz des Untersuchungsgebietes

Es wurde eine N-Bilanz der Landwirtschaft des Untersuchungsgebietes der Jahre 1960 bis 1995 erstellt. Dies erfolgte unter Berücksichtigung der in Kap. 3.1.2 aufgeführten Bilanzglieder. Der Bilanzüberschuß ergibt sich aus der Summe der N-Zufuhren abzüglich des N-Entzugs durch das Erntegut. Da 1991 auf 83 % der Ackerfläche des Untersuchungsgebietes Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrübe angebaut wurden und nur die Düngung dieser drei Fruchtarten durch Erhebungen bekannt ist, wurden nur diese in der Bilanz berücksichtigt. Die N-Gebietsbilanzen wurden mit Durchschnittswerten für das gesamte Untersuchungsgebiet durchgeführt. Der Wirtschaftsdüngereinsatz und die N-Freisetzung durch Grünlandumbruch wurde auch auf Gemeindeebene erfaßt.

3.2.2 Abschätzung der N-Auswaschung aus mittleren Nmin-Werten im Frühjahr mit Hilfe der multiplen linearen Regressionsanalyse

Die mittleren Frühjahrs-Nmin-Werte der Meßreihen der Zuckerrübenfabrik, der NW-Gemeinden und des Bodenuntersuchungsinstitutes wurden durch multiple Regressionsrechnungen auf ihre Witterungsabhängigkeit hin untersucht. Die Nmin-Werte sowie die Niederschläge und Temperaturen, mit denen gerechnet wurde, sind den Tabellen 8-10 im Anhang zu entnehmen.

Die multiple lineare Regressionsanalyse ermöglicht es, die Beziehung zwischen einer abhängigen Variablen und mehreren unabhängigen Variablen zu beschreiben. Dabei wird aus einem Gleichungssystem, das mehr Gleichungen als unabhängige Variablen enthält, ein Regressionsmodell entwickelt. Das bedeutet im Fall der witterungsabhängigen mittleren Frühjahrs-

Nmin-Werte, daß die Zeiträume gesucht werden, in denen Niederschlag und Temperatur den stärksten Einfluß auf den Nmin-Wert haben, und daß diese Einflüsse quantifiziert werden.

Das Regressionsmodell lautet:

$$y = a + bx_1 + cx_2 \quad (1)$$

Hierbei ist in (1) a eine modelltypische Konstante, x_1 die Niederschlagssumme des Zeitraums, dessen Niederschlag den stärksten Einfluß auf den Nmin-Wert hat und x_2 die mittlere Temperatur des Zeitraums, dessen Temperatur den stärksten Einfluß auf den Nmin-Wert hat. Die Koeffizienten b und c dienen der Quantifizierung der Einflüsse von Niederschlag und Temperatur auf y , den mittleren Nmin-Wert einer Fruchtart im Frühjahr.

Da die Witterungsabhängigkeit von Nmin-Werten im Frühjahr statistisch bisher kaum untersucht wurde, ist auch die Anwendung der multiplen Regressionsrechnung in diesem Bereich weitgehend als Neuland anzusehen. Es soll deshalb an dieser Stelle die Art der Anwendung dieses Rechenverfahrens in der vorliegenden Arbeit in Grundzügen dargestellt werden.

Zunächst wurde die Abhängigkeit des mittleren Nmin-Wertes einer Fruchtart aus einer Region vom Niederschlag untersucht, da zu erwarten ist, daß dieser den stärksten Einfluß auf den Nmin-Wert hat. Es wurden die Monate gesucht, deren Niederschlagssumme durch den Nmin-Wert am stärksten beeinflusst wird. Als Maß für die Stärke des Einflusses dient das Bestimmtheitsmaß r^2 . Je größer r^2 ist, desto größer ist der Anteil der Variabilität der abhängigen Variablen (= mittlerer Nmin-Wert im Frühjahr), der durch die Beziehung zur unabhängigen Variablen (= Niederschlagssumme eines bestimmten Zeitraums) erklärt wird. Der Zeitraum, dessen Niederschlagssumme den stärksten Einfluß auf den Nmin-Wert im Frühjahr hat, wurde als erste unabhängige Variable in das Gleichungssystem aufgenommen. Anschließend wurde der Zeitraum gesucht, dessen mittlere Temperatur bei Einbeziehung in das bisherige, nur niederschlagsabhängige Modell das Bestimmtheitsmaß am stärksten erhöht.

Beim Auffinden der einflußreichen Monate können die Zeitspannen untersucht werden, von denen nach der bisherigen Kenntnis der kausalen Zusammenhänge die stärksten Einflüsse zu erwarten sind. (z.B. die Niederschlagssumme seit Beginn des hydrologischen Winterhalbjahres). Es können auch Suchalgorithmen angewandt werden, die weitgehend unabhängig von

Vorstellungen über einen Zeitraum, in dem die stärkste Beziehung zu erwarten ist, ablaufen. Das hat den Vorteil, daß so möglicherweise Einflüsse von Temperatur und Niederschlag eines Zeitraumes gefunden werden, für den nach bisherigem kausalem Verständnis keine Beziehung zum Nmin-Wert im Frühjahr zu erwarten ist. Es besteht folglich die Möglichkeit, auf statistischem Weg im eigenen Datenmaterial Beziehungen aufzudecken, die erstens die Qualität des Regressionsmodells deutlich verbessern und zweitens Hinweise liefern auf die Existenz kausaler Zusammenhänge, die bisher noch nicht beachtet wurden. Details zur Vorgehensweise bei der Suche nach dem Zeitraum, dessen Witterung den deutlichsten Einfluß auf den Nmin-Wert hat, werden im Ergebnisteil näher erläutert.

Die Genauigkeit des Modells läßt sich durch einen Vergleich der Standardabweichung der Residuen (Differenz zwischen Meßwerten und vorhergesagten Werten) mit der Standardabweichung der Meßwerte ermitteln. Je kleiner die Standardabweichung der Residuen im Verhältnis zur Standardabweichung der Meßwerte ist, desto genauer ist das Modell. Es ist zu unterscheiden zwischen der Vorhersage von Meßwerten, die bei der Modellentwicklung berücksichtigt wurden und der Vorhersage von Meßwerten, die bei der Modellentwicklung nicht berücksichtigt wurden. Der zweite Fall liegt beispielsweise vor, wenn aus einer mehrjährigen Meßreihe von Nmin-Werten nur ein Teil der Nmin-Werte zur Modellbildung genutzt werden, mit diesem Modell dann aber auch die Nmin-Werte berechnet werden, die bei der Modellbildung nicht berücksichtigt wurden.

Um die Genauigkeit der Modelle bei derartigen echten Prognosen systematisch zu überprüfen, wurde aus den 14-jährigen Meßreihen des Bodenuntersuchungsinstitutes zunächst unter Berücksichtigung der Meßwerte aller Jahre das Regressionsmodell mit dem höchsten Bestimmtheitsmaß entwickelt. Es wurde dann nur für die ersten vier Jahre dieser Meßreihe ein Regressionsmodell erstellt. Hierbei wurden Niederschlag und Temperatur der Zeiträume, die im Modell, das unter Berücksichtigung aller Jahre das höchste Bestimmtheitsmaß ergab, als unabhängige Variablen ausgewählt. Dieses Modell, das nur aus den ersten vier Jahren berechnet wurde, wurde dann zur Prognose der mittleren Nmin-Werte der 14 Jahre eingesetzt. Anschließend wurden die ersten fünf Jahre bei der Modellbildung berücksichtigt und daraus die mittleren Nmin-Werte aller Jahre prognostiziert. So wurden schrittweise alle Jahre in die Modellbildung einbezogen.

Bei bewährter Genauigkeit ist davon auszugehen, daß die statistisch gefundenen Beziehungen auch kausal begründet sind. Dies ist von besonderer Bedeutung, da es in der vorliegenden Arbeit das primäre Ziel der Modellbildung ist, durch die statistisch ermittelte Niederschlagsabhängigkeit der Nmin-Werte im Frühjahr Hinweise auf das Ausmaß der Nitratauswaschung in den vorangegangenen Monaten zu gewinnen. Es wurde deshalb versucht, die vom Modell berechnete Niederschlagsabhängigkeit auch kausal zu erklären. Dies führte zu der Entwicklung der Hypothese, daß die Nitratauswaschung aus den Nmin-Werten der Schicht von 60-90 cm Tiefe abgeleitet werden kann. Die statistische Analyse diente somit auch der Entwicklung eines einfachen, auch kausal begründeten Schätzverfahrens zur Ermittlung der jährlichen Auswaschung. Die Ergebnisse dieses Schätzverfahrens wurden durch Berechnungen zur Nitratkonzentration im Grundwasser und in der Innerste verifiziert.

Es wurden in dieser Weise Regressionsmodelle für die drei Hauptfruchtarten entwickelt. Auch die Unterschiede dieser Modelle konnten kausal mit den unterschiedlichen Nährstoffentzügen der Fruchtarten erklärt werden. Es wurden die Nmin-Werte der Schicht von 0-90 cm und auch die der Schichten von 0-30, 30-60 und 60-90 cm Tiefe untersucht. Auch die Verschiedenheiten der Regressionsmodelle für die einzelnen Schichten wurden kausal gedeutet.

Für die Nitratkonzentration der Quellen des Wassereinzugsgebietes Alt Wallmoden - Baddeckenstedt wurden, ähnlich wie für die Nmin-Werte der Region, Regressionsmodelle entwickelt, die die Nitratkonzentration als Funktion von Niederschlag und Temperatur vorangegangener Monate sowie der Nitratkonzentration der Innerste beschreibt.

Die Entwicklung der statistischen Modelle erfolgte weitgehend mit „Excel“, detailliertere statistische Auswertungen wurden mit „SPSS“ durchgeführt.

Die Anwendung der multiplen linearen Regressionsanalyse ist an das Vorliegen bestimmter Voraussetzungen gebunden (z.B. Linearität der Beziehungen und Normalverteilung der Variablen). Näheres hierzu ist dem Kap. 4.2.1.5 zu entnehmen.

3.2.3 Analyse der Boden- und Wasserproben

Analysen der Nitratgehalte von Tiefbohrungen wurden zur Ermittlung der Nitratkonzentration in der vadosen Zone durchgeführt. Die Messung der C- und N-Gehalte im Oberboden bis zu einer Tiefe von 30 cm diente der Ermittlung der N-Immobilisierung in der organischen Substanz. Die Messungen der N-Konzentration in Dränwässern diente der Bestimmung der durch verschiedene Nutzungen verursachten N-Fracht der Gewässer.

Die NO_3 -Bestimmung wurde wie folgt durchgeführt: Die Bodenproben der Tiefbohrungen wurden zunächst in einer Kühlbox aufbewahrt und, sofern die Analyse nicht am nächsten Tag erfolgte, bis zu vier Tage gekühlt oder tiefgekühlt aufbewahrt. Die Proben wurden homogenisiert und 50 g Boden mit 200 ml 1 n KCl eine Stunde lang geschüttelt. Die Suspension wurde anschließend abfiltriert. Der Nitratgehalt wurde photometrisch bei einer Wellenlänge von 210 nm bestimmt. Zur Rückmessung wurde das Nitrat mit verkupferten Zinkgranalien in mit H_2SO_4 angesäuerter Lösung reduziert. Wasserproben wurden gekühlt und eingefroren. Die Bestimmung von NO_3 in Wasserproben erfolgte nach der gleichen Methode wie die der Boden-Nitratgehalte. Die C_{ges} -Bestimmung erfolgte durch nasse Veraschung nach der Lichterfeld-Methode. Nach der Kjeldahl-Methode wurde der Gesamtstickstoff bestimmt.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 N-Bilanz der landwirtschaftlich genutzten Fläche

Landwirtschaftlich genutzte Fläche ist die Summe aus Grünland- und Ackerfläche. Bracheflächen, die zum Zeitpunkt der letzten ausgewerteten Agrarberichterstattung (1991) mit 3 % der Ackerfläche noch von untergeordneter Bedeutung waren, gelten als Ackerfläche. Die N-Bilanz der landwirtschaftlich genutzten Fläche berücksichtigt Mineraldünger, Wirtschaftsdünger, N-Freisetzung durch Grünlandumbruch und atmosphärische Depositionen als Zufuhr und den Entzug durch das Erntegut als N-Abfuhr. Im folgenden werden die einzelnen Komponenten der Bilanz im Detail vorgestellt und diskutiert.

4.1.1 Größe der landwirtschaftlich genutzten Fläche und Flächenanteile der einzelnen Fruchtarten

Der Agrarberichterstattung (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK, versch. Jg.) sind Angaben zur Größe der landwirtschaftlich genutzten Flächen sowie detaillierte Angaben zu ihrer Nutzung auf Gemeindeebene zu entnehmen. Zu beachten ist bei der Auswertung dieser Statistik jedoch, daß sie Angaben über die bewirtschafteten Flächen der landwirtschaftlichen Betriebe der Gemeinden machen. Dieses sogenannte Betriebsprinzip der Statistik hat zur Folge, daß der einzelnen Gemeinde auch Flächen anderer Gemeinden zugerechnet werden, da viele Landwirte Flächen außerhalb der Grenzen der Gemeinde, in der sich ihr Betrieb befindet, bewirtschaften. Diese Ungenauigkeiten werden dadurch in der Regel annähernd ausgeglichen, daß diese grenzüberschreitende Nutzung wechselseitig erfolgt, können in Einzelfällen aber von größerer Bedeutung sein.

Eine zweite Möglichkeit, die Flächennutzung der einzelnen Gemeinden zu bestimmen, besteht in der Auswertung der im hydrologischen Teilprojekt (RUHE, 1997) digital vorliegenden, durch Satellitenaufnahmen ermittelten Karte zur Flächennutzung. Durch Verschneidung besteht die Möglichkeit, aus diesen andere thematische Karten zu erzeugen und so die Flächennutzung des gesamten Untersuchungsgebietes, von Teileinzugsgebieten oder von Gemeinden zu bestimmen. Auch kann auf diese Weise der Flächenanteil der einzelnen Gemeinden, der sich innerhalb des Untersuchungsgebietes befindet, ermittelt werden. Diese Angaben zur Flächennutzung sind jedoch nicht so detailliert wie die der Agrarstatistik, und zeitliche Entwicklungen können nicht dargestellt werden, da nur für 1993 eine Karte vorliegt. Der Flächenanteil

der Gemeinden innerhalb des Untersuchungsgebietes wird durch Verschneidung der Karte der Flächennutzung mit der Karten der Gemeindegrenzen ermittelt.

Wie aus dieser Verschneidung hervorgeht, beträgt die Größe der landwirtschaftlich genutzten Fläche im Untersuchungsgebiet 470 km^2 , die aus 418 km^2 Ackerland und 52 km^2 Grünland besteht. Wird der durch Verschneidung ermittelte Flächenanteil einzelner Gemeinden innerhalb des Untersuchungsgebietes mit der auf Daten der Agrarberichterstattung beruhenden Angaben zur Flächennutzung der Gemeinden multipliziert, kann auch aus diesen Statistiken der landwirtschaftliche Flächenanteil der Gemeinden im Untersuchungsgebiet ermittelt werden. Auf der Grundlage der Angaben der Agrarberichterstattung ergibt sich eine Ackerfläche von 403 km^2 . Die Unterschätzung der Größe der Ackerflächen auf der Grundlage der Agrarstatistik dürfte durch das bereits erläuterte Betriebsprinzip zu erklären sein. Auch die Grünlandfläche ist nach dieser Berechnung kleiner als die Flächengröße, die aus der GIS-gestützten Auswertung hervorgeht. Trotz dieser Ungenauigkeit werden die Bilanzrechnungen in Kap 4.1 auf der Grundlage der Agrarstatistik durchgeführt, da allein die Agrarstatistik nach Feldfrüchten differenzierte Angaben enthält und ein Zeitraum von mehreren Jahrzehnten analysiert werden kann.

Über die Entwicklung der Größe der Ackerfläche sowie der Grünlandfläche in den Gemeinden des Untersuchungsgebietes gibt Abb. 4 Auskunft. Die Ackerfläche des Untersuchungsgebietes ist von 1960 bis 1991 von 411 km^2 um etwa 8 km^2 auf 403 km^2 zurückgegangen. Die Grünlandfläche hat deutlicher abgenommen: Sie ist von 64 km^2 im Jahr 1960 um annähernd die Hälfte auf etwa 37 km^2 gesunken. Während der Rückgang der gesamten landwirtschaftlichen Fläche von geringer Bedeutung ist, spielt der Rückgang der Grünlandfläche bei der Berechnung der N-Bilanz eine besondere Rolle, da durch Grünlandumbruch erhebliche Stickstoffmengen in den ersten Jahren nach dem Umbruch freigesetzt werden, die nur zu einem kleinen Teil von den angebauten Feldfrüchten aufgenommen werden und folglich der Auswaschung unterliegen.

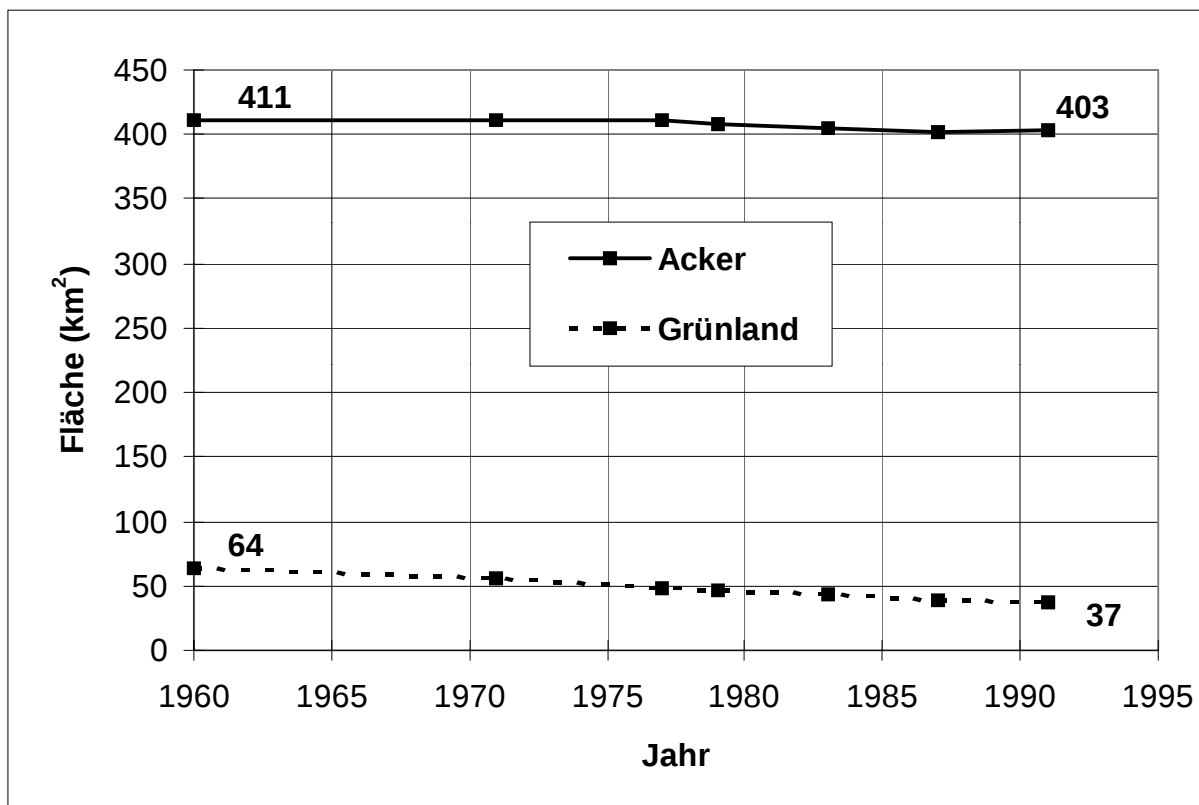


Abb. 4: Größe der Acker- und Grünlandflächen des Untersuchungsgebietes von 1960-1991.

Auf 83 % der Ackerflächen wurden 1991 die drei Hauptfruchtarten Winterweizen, Zuckerrübe und Wintergerste angebaut (Tab. 3).

Tab. 3: Häufigkeiten der wichtigsten Feldfrüchte in den Gemeinden des Untersuchungsgebietes im Jahr 1991 (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK, 1993).

Feldfrucht	Anteil an der Ackerfläche %
Winterweizen	45,7
Zuckerrüben	26,7
Wintergerste	13,6
Brache	3,6
Raps	3,0
sonstiges (Feldfrüchte mit Anteil < 1 %)	7,4

Weil kaum etwas über die Düngung der restlichen Ackerfläche bekannt und ihr Anteil mit 17 % relativ gering ist, beschränken sich die weiteren Berechnungen zur N-Bilanz auf diese drei Feldfrüchte. Ähnliches gilt für das Grünland, mit der Einschränkung, daß die Änderung

der Größe der Grünlandflächen im Hinblick auf N-Freisetzung durch Grünlandumbruch berücksichtigt wird (siehe Kap. 4.1.3.4).

4.1.2 Stickstoffentzug mit dem Erntegut

Ist der Flächenanteil der wichtigsten Feldfrüchte im Untersuchungsgebiet bekannt, kann aus den Erträgen der einzelnen Fruchtarten der N-Entzug mit dem Erntegut ermittelt werden.

Die N-Abfuhr mit dem Erntegut ist abhängig von dessen N-Gehalt und der Höhe des Ertrages. Die Erträge der Hauptfruchtarten Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrübe sind in den letzten Jahrzehnten deutlich gestiegen (Abb. 5). Während sie 1960 im Durchschnitt der Landkreise des Untersuchungsgebietes bei Getreide unter 40 dt/ha lagen, betragen sie heute durchschnittlich 80 dt/ha bei Winterweizen und 75 dt/ha bei Wintergerste und sind somit innerhalb von 30 Jahren annähernd verdoppelt worden. Spitzenerträge der letzten Jahre liegen noch um etwa 10 dt/ha höher. Der jährliche Mehrertrag beträgt 1,4 dt/ha bei Winterweizen und 1,2 dt/ha bei Wintergerste. Die Zuckerrüben erträge sind seit 1960 nur um etwa 30 % angestiegen. Der durchschnittliche Ertrag beträgt heute etwa 500 dt/ha, der jährliche Mehrertrag 3,5 dt/ha.

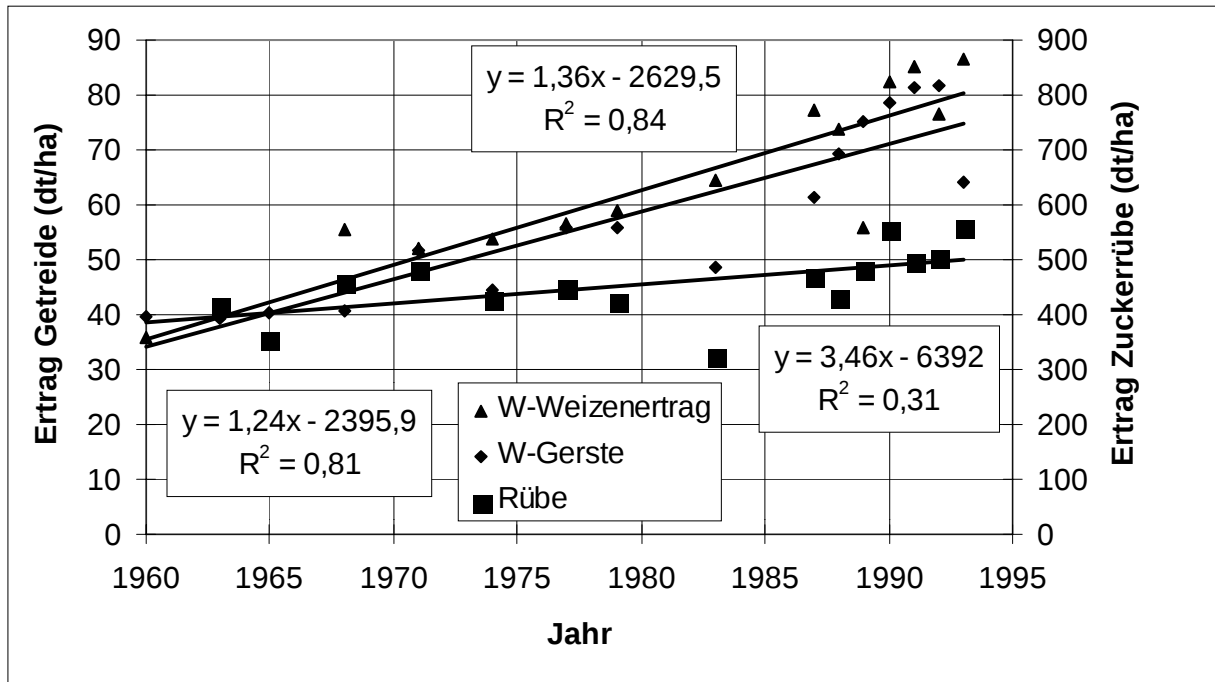


Abb. 5: Mittlere Erträge von Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrübe in den Landkreisen des Untersuchungsgebietes von 1960 bis 1993 (Ernteerhebung, versch. Jg., NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK).

Die N-Gehalte des Ernteguts, mit denen in verschiedenen Bilanzen gerechnet wird, sind teilweise recht unterschiedlich. Da eine Änderung des N-Gehaltes um 0,1 % bei einem Ertrag des Winterweizens von 80 dt/ha eine Änderung der Bilanz um 8 kg N/ha bedeutet, ist beim Vergleich verschiedener Bilanzen dieser Faktor besonders zu beachten. So rechnen HOFFMANN und RICHTER (1988) mit einem N-Entzug des Winterweizens von 2,4 kg N/dt (13,5 % Eiweiß), während BAUMGÄRTEL (1995) von 2,0 kg N/dt (13,25 % Eiweiß) ausgeht. Bei 80 dt Ertrag unterscheiden sich die Bilanzrechnungen um 32 kg N/ha. Der Unterschied ist hier besonders gravierend, da beide Untersuchungen die Daten des gleichen Beratungsrings auswerten und die hohen Entzugsraten bei HOFFMANN und RICHTER für einen Zeitraum (1978-1987) angenommen werden, in dem die mittlere Düngung deutlich niedriger war als in dem von BAUMGÄRTEL betrachteten Zeitraum (1975-1994). Auch die N-Entzugsrate der Wintergerste liegt bei HOFFMANN und RICHTER mit 2,1 kg N/dt um 0,4 kg N/dt höher als bei Baumgärtel, obwohl beide von einem Eiweißgehalt von 12 % ausgehen. Der zuständige Berater, dessen Beratungsrings der Gegenstand der Untersuchungen von BAUMGÄRTEL und auch von HOFFMANN und RICHTER ist, gibt als N-Entzug bei einem durchschnittlichen Eiweißgehalt von

13 % 2,1 kg N/dt für Winterweizen an (GOLISCH, 1994). Auch BACH (1987) rechnet mit einem N-Gehalt von 2,1 kg N/dt in Winterweizen.

In der vorliegenden Arbeit wird mit den von BACH (1987) aufgeführten N-Gehalten gerechnet, die 2,1 % bei Winterweizen, 1,8 % bei Wintergerste und 0,18 % bei Zuckerrübe betragen.

Aus den in Abb. 5 dargestellten Regressionsgleichungen, die die jährliche Zunahme der Erträge der drei Hauptfruchtarten beschreiben, deren Flächenanteilen sowie den N-Gehalten des Ernteguts wurden die Entzüge von 1960 bis 1995 berechnet (Abb. 6). Es ist zu erkennen, daß sich die Entzüge im untersuchten Zeitraum verdoppelt haben. Sie sind in 35 Jahren von 70 kg N/ha auf 145 kg N/ha angestiegen. Der jährliche Zuwachs beträgt 2,1 kg N/ha.

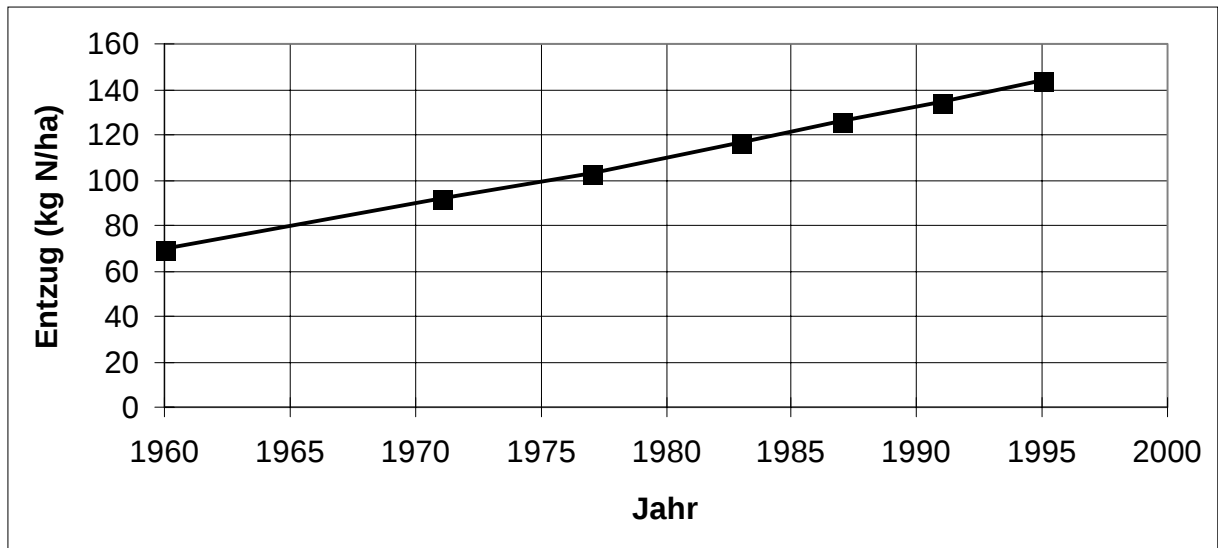


Abb. 6: Mittlere N-Entzüge von Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrübe (flächengewichtet) in den Landkreisen des Untersuchungsgebietes von 1960 bis 1995 (Bodenutzung und Ernte, NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK, versch. Jg.).

4.1.3 Stickstoffzufuhr

4.1.3.1 Mineraldüngereinsatz

Die N-Zufuhr durch Mineraldünger stellt, wie eine Darstellung der Stickstoffflüsse im Untersuchungsgebiet zeigen wird (Tab. 33), die größte N-Quelle dar. In deutlichem Kontrast zum Stellenwert des Mineraldüngers in der Bilanzrechnung steht die statistische Faßbarkeit der

verwendeten Menge. So sind Statistiken über den Absatz von N-Mineraldünger auf Kreisebene nur für wenige Jahre vorhanden. Der Kreisgrenzen überschreitende Verkauf und Einsatz, der schon die Auswertung von Statistiken auf der Landesebene ungenau macht, beschränkt die Nutzbarkeit der Daten auf der Ebene von Landkreisen in noch stärkerem Maße. Deshalb hat BACH diesen Bilanzansatz, der von ihm zunächst für die gesamte Bundesrepublik gewählt wurde (BACH, 1985), in späteren Bilanzen nicht mehr angewandt. Statt dessen wurde von BACH (1987), dessen Arbeit in anderen Untersuchungen zur N-Bilanz häufig zitiert wird, die ausgebrachte Mineraldüngermenge als Funktion des Ertrages berechnet. Der gleiche Ansatz wurde von KRÜLL (1987) und WENDLAND et al. (1993) gewählt. Die Funktionen zur Berechnung der Beziehungen zwischen dem Ertrag und der Düngung wurden den bundesweit verfügbaren Kalkulationsdaten des KTBL (teilweise abgewandelt) entnommen (KTBL, versch. Jahrgänge). Diese Düngebedarfszahlen entsprechen laut BACH (1987) weitgehend denen anderer Beratungsträger. Um die Zuverlässigkeit des gewählten Ansatzes zu belegen, wurde vom Autor ein Vergleich der berechneten und der an die Landwirtschaft verkauften N-Düngermenge auf Bundesebene durchgeführt. Einer berechneten Menge von 123 kg N/ha steht eine durch Erhebungen bestimmte mittlere abgesetzte Stickstoffmenge von 119 kg N/ha gegenüber. Weiterhin sind Ähnlichkeiten zwischen dem N-Absatz in den einzelnen Bundesländern und den nach KTBL-Düngebedarfsangaben berechneten Werten erkennbar. Sie streuen aber relativ stark ($r^2=0,57$), was, wie BACH (1987) anmerkt, jedoch nicht unbedingt auf eine relativ große Ungenauigkeit des Schätzverfahrens hinweisen muß, sondern auch durch Landesgrenzen überschreitenden Verkauf von N-Mineraldünger mitverursacht sein kann.

Eine weitere Möglichkeit der regional differenzierten Abschätzung der N-Mineraldüngung besteht in der Auswertung der Statistiken zum Mineraldüngereinsatz, die bei verschiedenen, vorwiegend privatrechtlichen Institutionen wie Beratungsringen, vorliegen. Während eine regionale Differenzierung für die gesamte Bundesrepublik auf der Grundlage von Statistiken, die bei verschiedenen Institutionen verstreut vorliegen, kaum erstellbar ist, kann dies in einem relativ überschaubaren Gebiet von 417 km² landwirtschaftlich genutzter Fläche wesentlich eher erreicht werden. Weiterhin bietet sich so für das Beispiel des Einzugsgebietes der Innerste die Möglichkeit, den Ansatz von BACH (1987) auch auf regionaler Ebene zu überprüfen. Ein Vergleich der auf beiden Wegen ermittelten Mineraldüngung liefert neben der beispielhaften Untersuchung des Kalkulationsschemas von BACH (1987) auch die Grundlage für die

Entscheidung, mit welchem Ansatz die im Untersuchungsgebiet ausgebrachte Mineraldüngermenge am zweckmäßigsten abzuschätzen ist.

Die Funktionen zur Berechnung der Mineraldüngung wurden aus den jeweils aktuellen Düngebedarfszahlen des KTBL abgeleitet. Die Tabelle 4 zeigt die derzeit aktuellen Funktionen. Diese haben sich in den letzten 10 Jahren praktisch nicht mehr geändert. Weiterhin ist in Tab. 4 die Anrechenbarkeit des Wirtschaftsdüngers dargestellt. Unter Anrechenbarkeit des Wirtschaftsdüngers ist der Anteil des im Wirtschaftsdünger vorhandenen Stickstoffs zu verstehen, der durchschnittlich von den Pflanzen genutzt werden kann. Dieser Anteil ist bei den einzelnen Fruchtarten verschieden groß. Um diesen Anteil wird der ertragsabhängig berechnete Mineraldüngereinsatz vermindert.

Tab. 4: Abschätzung der mineralischen Stickstoffdüngung als Funktion der Ertragshöhe E und der Düngung mit Wirtschaftsdünger (KTBL, 1993).

Feldfrucht	N-Düngebedarf kg N/ha	Anrechenbarkeit des Wirtschaftsdüngers %
Winterweizen	$2,5 \cdot E$	20
Wintergerste	$2 \cdot E + 20$	20
Zuckerrübe	$0,2 \cdot E + 80$	40

Eine weitere Möglichkeit, um Informationen über die Höhe des N-Mineraldüngereinsatzes zu gewinnen, wäre die Befragung der ortsansässigen Landwirte. Wegen der anhaltenden Diskussion um die Bedeutung der landwirtschaftlich bedingten Grundwasserbeeinflussung ist es denkbar, daß Landwirte zurückhaltend reagieren, wenn sie weitgehend anonym mittels Fragebogeneinsatz über ihr Düngeverhalten befragt werden. Es wurde deshalb auf diese Möglichkeit verzichtet.

Vergleich des Mineraldüngereinsatz nach verschiedenen regionalen Erhebungen untereinander und mit Schätzungen nach KTBL-Düngebedarfszahlen

Bei diesem Vergleich soll geprüft werden, ob sich aus den regional erhobenen Werten ein einheitliches Bild ableiten läßt und in welchem Verhältnis regionale Daten zu KTBL-Düngebedarfszahlen stehen.

Wassereinzugsgebiet Alt Wallmoden - Baddeckenstedt

Im Wassereinzugsgebiet Alt Wallmoden - Baddeckenstedt wurden neben der Mineraldüngung und dem Ertrag auch der Einsatz von Wirtschaftsdünger ermittelt. Im WEG AB werden pro ha etwa 27 kg N aus Wirtschaftsdüngern ausgebracht. Dieser stammt zu gleichen Anteilen von den ansässigen Betrieben und wird als Hühnertrockenkot oder Putenmist aus dem Raum Cloppenburg eingeführt. Durch den Einsatz des Wirtschaftsdüngers vermindert sich der Mineraldüngerbedarf. Gemäß der in Tab. 4 angeführten Anrechenbarkeit des Wirtschaftsdüngers auf die Mineraldüngung wurde die nach KTBL-Düngebedarfszahlen berechnete Mineraldüngermenge zu den Hauptfruchtarten Winterweizen, Zuckerrübe und Wintergerste reduziert. Die Stickstoffmenge aus Wirtschaftsdünger wird so verteilt, daß die Zuckerrübe dreimal mehr Wirtschaftsdünger pro Hektar erhält als die beiden Getreidearten. Es wird vereinfachend von 50 % Winterweizen, 30 % Zuckerrübe und 20 % Wintergerste ausgegangen. Die Ergebnisse des Vergleichs der durch Erhebung ermittelten Mineraldüngung mit der nach Kalkulationsdaten des KTBL berechneten Mineraldüngung sind in Tab. 5 dargestellt.

Tab. 5: Vergleich der Mineral-N-Düngung im Jahr 1994 im Wassereinzugsgebiet Alt Wallmoden - Baddeckenstedt mit der Mineral-N-Düngung nach Kalkulationsdaten des KTBL unter Berücksichtigung des anrechenbaren Wirtschaftsdüngeranteils.

Frucht	erhobene Mineraldüngung	berechnete Mineraldüngung	Differenz
	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha
Zuckerrübe	152	161	-9
Wintergerste	174	167	+7
Winterweizen	207	197	+10

Die letzte Spalte der Tabelle gibt die Differenz zwischen tatsächlicher und berechneter N-Mineraldüngermenge wieder. Es ist zu erkennen, daß nach dem Kalkulationsschema von BACH die tatsächlich ausgebrachte Mineraldüngermenge der Zuckerrübe überschätzt und des Getreides unterschätzt wird. Gewichtet nach Flächenanteilen ergibt sich eine Unterschätzung der Mineraldüngung von 5 kg N/ha. Die Abweichung beträgt 2,5 % und ist deshalb als gering einzustufen.

Zuckerrübenfabrik Schladen

Von der Zuckerrübenfabrik Schladen wurde neben der ausgebrachten N-Mineraldüngermenge der Anteil der Betriebe, die Wirtschaftsdünger ausbrachten, ermittelt. Es liegen keine genauen Angaben zur ausgebrachten Menge vor. Nach Auskunft des zuständigen Beraters der Zuckerrübenfabrik ist wegen der geringen Tierhaltung die ausgebrachte Menge relativ klein (BOSSE, mdl. Mitteilung 1996). Im betrachteten Zeitraum lag der N-Anfall durch Wirtschaftsdünger im Untersuchungsgebiet zwischen 25 und 35 kg N/ha LF. Es wird angenommen, daß zur Zuckerrübe 80 kg N/ha ausgebracht wurden. Dies entspricht etwa der dreifachen Menge des durchschnittlich anfallenden Wirtschaftsdüngers. Der Vergleich der erhobenen mit der berechneten N-Mineraldüngermenge ist in Abb. 7 dargestellt.

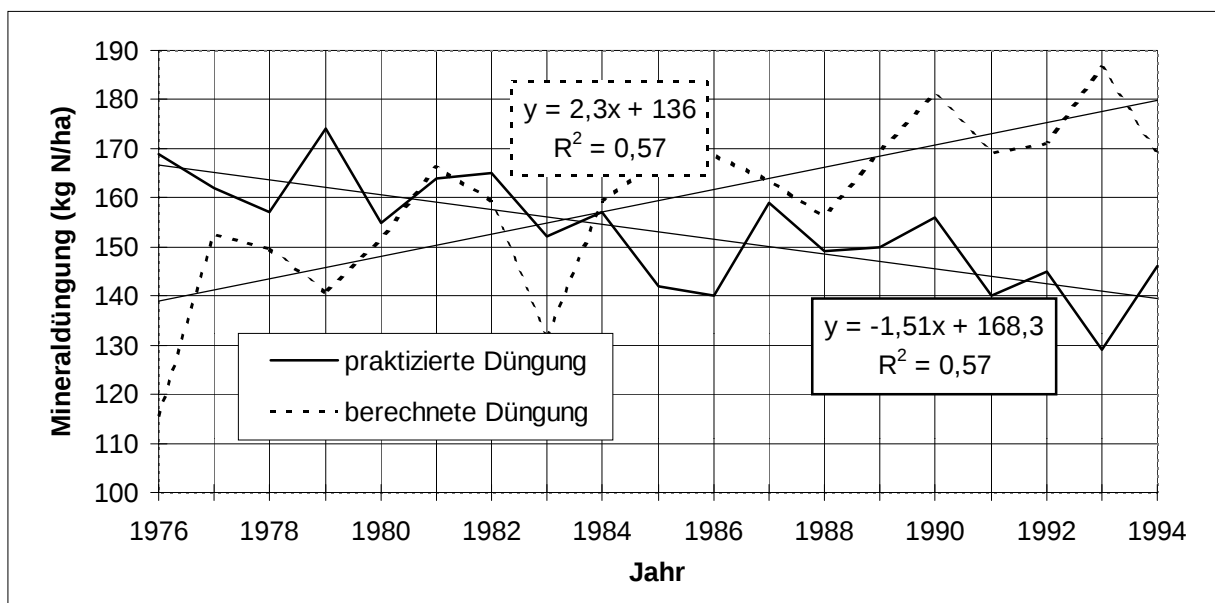


Abb. 7: Vergleich der praktizierten mit der berechneten N-Mineraldüngung zu Zuckerrübe im Bereich der Zuckerrübenfabrik Schladen.

Es ist zu erkennen, daß sich die erhobenen und die berechneten Mineraldüngermengen nahezu spiegelbildlich zueinander verhalten. Während die durch Erhebung ermittelte Düngung von etwa 170 kg N/ha um 1,5 kg N/ha/Jahr auf etwa 140 kg N/ha zurückgeht, steigt die berechnete Düngung, bedingt durch steigende Erträge, von 140 kg N um jährlich 2,3 kg N/ha auf 180 kg N/ha. (Zur besseren Anschaulichkeit der Konstante in der Regressionsgleichung entspricht hier und in den Abb. 8-10 das erste Jahr auf der x-Achse dem Wert 1, das zweite dem Wert 2, usw.) Der gegensätzliche Verlauf der Kurven und die großen Unterschiede in den letzten Jahren zeigen, daß der KTBL-Ansatz zur Beschreibung der Düngung der Zuckerrübe im Gebiet

der Zuckerrübenfabrik Schladen ungeeignet ist. Dagegen unterscheidet sich die durch Erhebung der Zuckerrübenfabrik ermittelte Düngung im Jahr 1994 nur um 6 kg N/ha von der im Wassereinzugsgebiet Alt Wallmoden - Baddeckenstedt durchgeführten Düngung.

Ackerbauberatungsring Südhannover

Ein Vergleich der Düngung zu Zuckerrübe des Ackerbauberatungsringes Südhannover mit den berechneten Mengen zeigt Abb. 8. Bei der Berechnung wurde kein Wirtschaftsdünger angerechnet, da die vorliegenden Daten weitgehend von Marktfruchtbetrieben stammen. Auch hier wird die Mineraldüngermenge in den letzten Jahren zunehmend überschätzt. Die Funktion der Regressionsgeraden, die sich aus der praktizierten Düngung ableiten läßt, ist nahezu identisch mit der Funktion der praktizierten Düngung der Zuckerrübenfabrik (Abb. 7). Die große Ähnlichkeit beider Funktionen zeigt, daß sie gut geeignet sind, die Düngung der Zuckerrübe in den letzten 20 Jahren im Untersuchungsgebiet zu beschreiben. Einschränkend ist jedoch anzumerken, daß durch eine Regression mit quadratischem Element eine wesentlich bessere Anpassung an die Mineraldüngung des Beratungsringes erreicht wird, da diese auch den Anstieg der Werte in den letzten Jahren wiedergibt.

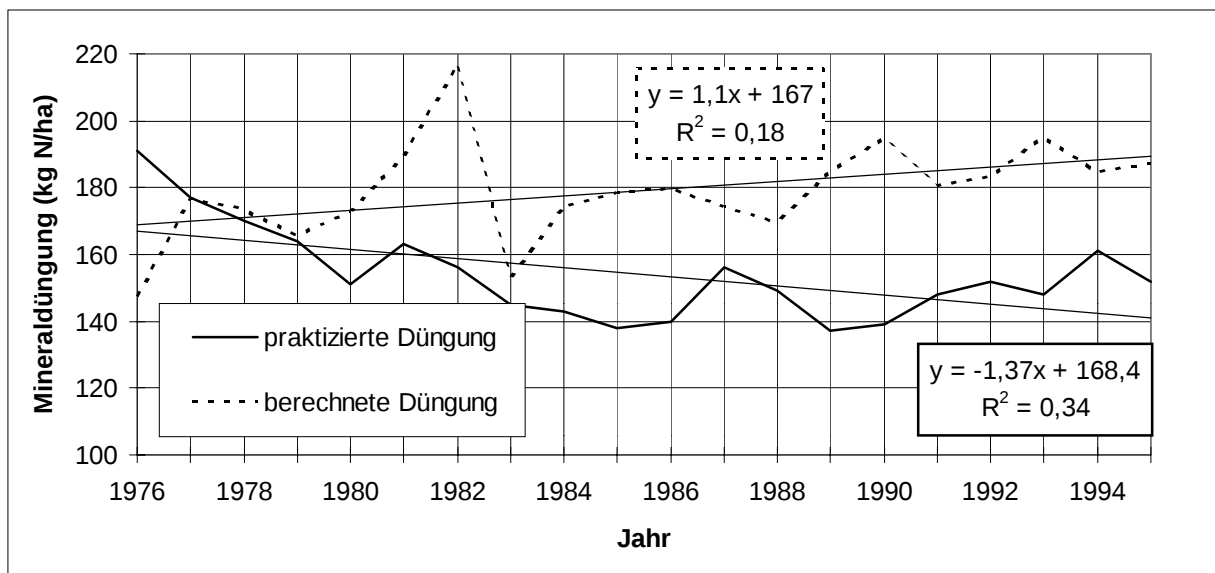


Abb. 8: Vergleich der praktizierten mit der berechneten N-Mineraldüngung zu Zuckerrübe im Bereich des Ackerbauberatungsringes Südhannover.

Der Vergleich der praktizierten zur berechneten Düngung des Winterweizens (Abb. 9) zeigt eine bessere Übereinstimmung von berechneten und erhobenen Werten. Während in den ersten Jahren eine leichte Überschätzung der Mineraldüngung stattfand, zeigt sich heute eher eine Unterschätzung der Mineraldüngung um annähernd 20 kg N/ha. Eine große Abweichung tritt Mitte der Achtziger Jahre auf. Sie ist, da die berechnete Mineraldüngermenge eine Funktion des Ertrages darstellt, durch außergewöhnlich niedrige Erträge verursacht. Weiterhin trägt auch die deutliche Steigerung der Düngung in diesem Zeitraum zur Vergrößerung der Differenz bei. Mit 235 kg N/ha liegt die Düngung im Jahr 1994 28 kg N/ha über der im Wassereinzugsgebiet Alt Wallmoden - Baddeckenstedt.

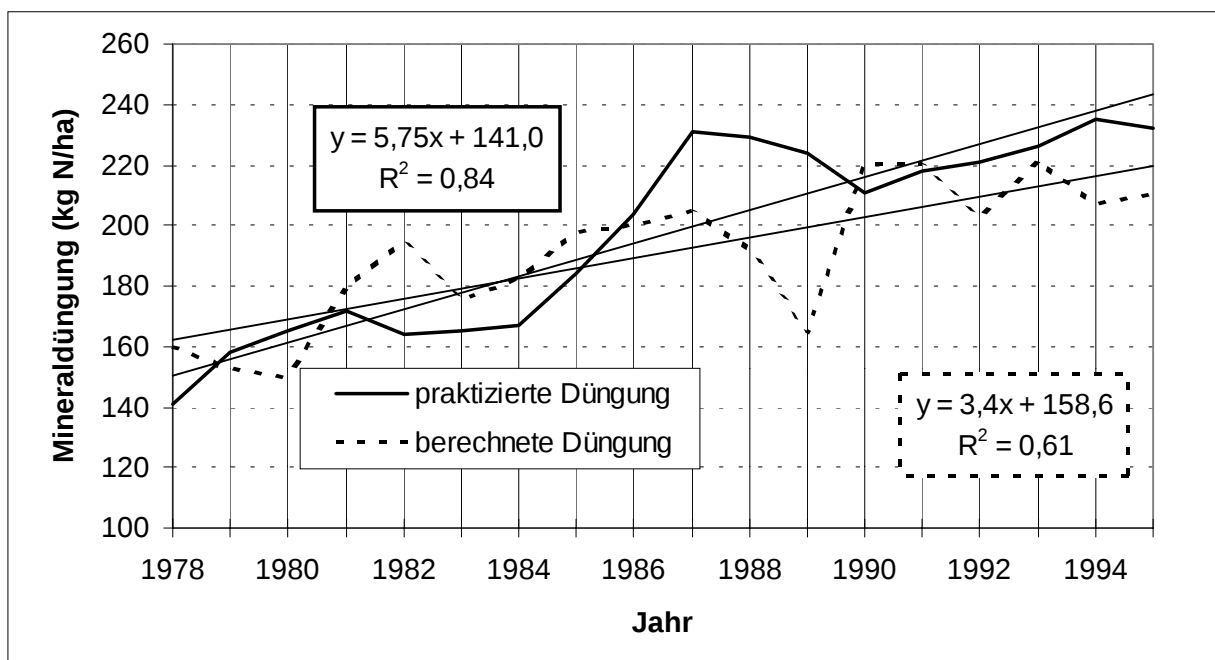


Abb. 9: Vergleich der praktizierten mit der berechneten N-Mineraldüngung zu Winterweizen im Bereich des Ackerbauberatungsringes Südhannover.

Die beste Übereinstimmung wird zumindest im langjährigen Trend bei der Düngung der Wintergerste erzielt (Abb. 10), was an den nahe beieinander liegenden Regressionsgeraden erkennbar ist. In den letzten Jahren wird die Düngung allerdings wieder um 10-15 kg N/ha unterschätzt. Das sich trotzdem die Regressionsgeraden gegenwärtig sehr nahe kommen, ist vor allem durch die Überschätzung der vorangegangenen Jahre bedingt. Die im Ackerbauberatungsring Südhannover praktizierte Düngung der Wintergerste liegt mit 190 kg N/ha um 16 kg N/ha über der im Wassereinzugsgebiet Alt Wallmoden - Baddeckenstedt ermittelten Düngung.

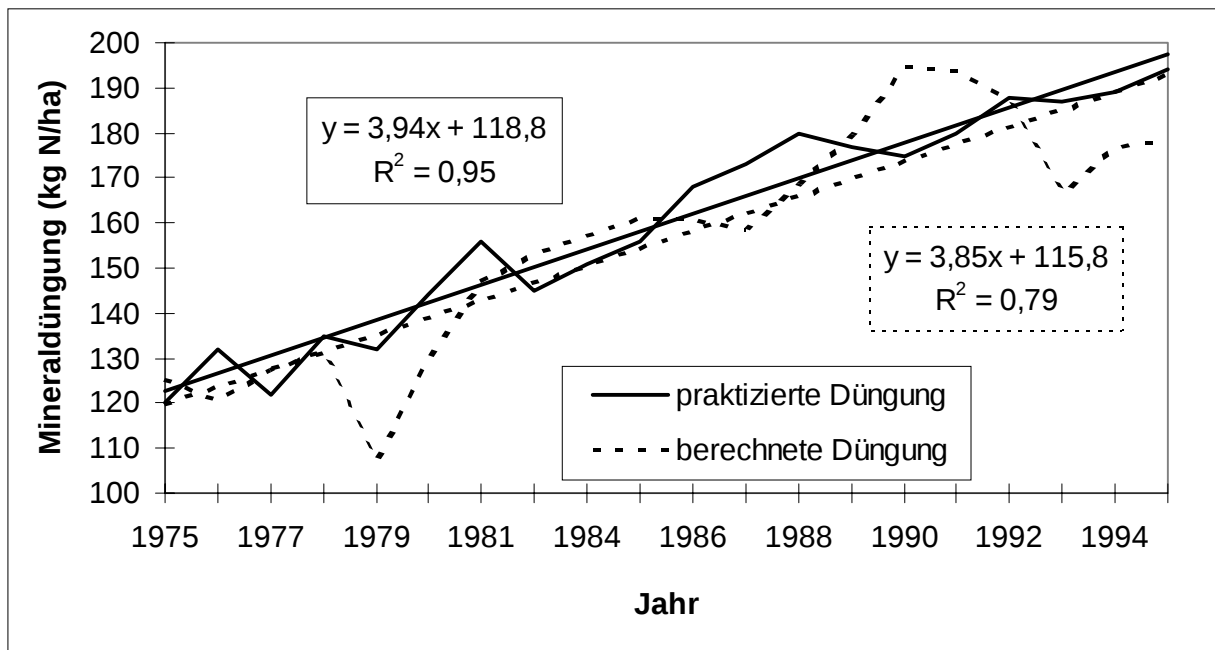


Abb. 10: Vergleich der praktizierten mit der berechneten N-Mineraldüngung zu Wintergerste im Bereich des Ackerbauberatungsringes Südhannover.

Krumbach

Neben diesen unveröffentlichten regionalen Erhebungen wurden aus der Literatur zugängliche Erhebungen von HERSEMAN und SAUERBECK (1989) ausgewertet. Diese stammen aus dem unmittelbar östlich des Untersuchungsgebietes bei Liebenburg gelegenen Einzugsgebietes des Krumbaches. Es wurden hier als Ergänzung zu N-Messungen in Drainageabläufen Bilanzen der landwirtschaftlich genutzten Flächen auf der Grundlage einzelbetrieblicher Aufzeichnungen erstellt. In Tab. 6 sind die Ergebnisse dieser Erhebungen dargestellt.

Tab. 6: N-Mineraldüngung zu den Hauptfruchtarten im Einzugsgebiet des Krumbaches.
(HERSEMANN und SAUERBECK, 1989)

a) laut Erhebung

	Winterweizen	Wintergerste	Zuckerrübe
1987	210	187	143
1988	216	185	151
Mittelwert	213	186	147

b) laut KTBL-Kalkulation

	Winterweizen	Wintergerste	Zuckerrübe
1987	215	178	177
1988	205	172	170
Mittelwert	210	175	173

Differenz der Mittelwerte	+3	+11	-26
----------------------------------	-----------	------------	------------

Der Vergleich zeigt, daß die Düngung des Winterweizens mit einer Abweichung von 3 kg N/ha nahezu richtig eingeschätzt wird, die Düngung der Wintergerste um 11 kg N/ha unterschätzt wird und die Düngung der Zuckerrübe um 26 kg N/ha überschätzt wird. Diese Überschätzung fällt etwas geringer aus, wenn mit einem anrechenbaren Wirtschaftsdüngeranteil gerechnet wird, der im Gebiet des Krumbaches jedoch nur sehr klein ist. So kann für dieses Gebiet zu diesem Zeitpunkt festgestellt werden, daß die Berechnung nach KTBL-Kalkulationsdaten die Mineraldüngung zumindest flächengewichtet gut beschreibt, da die Überschätzung der Düngung der Zuckerrübe annähernd durch die Unterschätzungen bei Winterweizen und Wintergerste ausgeglichen werden. Ein Vergleich mit den übrigen regionalen Daten zeigt, daß die Düngung der Zuckerrübe auch in den anderen bekannten Fällen im Bereich von 150 kg N/ha liegt und sich so auf der Grundlage aller verfügbaren Daten zur Düngepraxis ein relativ einheitliches Bild zur Düngung der Zuckerrübe in den letzten beiden Jahrzehnten bietet. Ein Vergleich mit den Angaben des Ackerbauberatungsringes Südhannover zeigt, daß im Beratungsring die Düngung der Wintergerste im gleichen Zeitraum etwa 10 kg N/ha niedriger und die Düngung des Winterweizens 20 kg N/ha höher ausfällt.

Ermittlung der Höhe der Mineraldüngung im Untersuchungsgebiet

Im Vergleich der Schätzmethoden ist festzustellen, daß die Schätzungen der Mineraldüngung nach KTBL-Düngebedarfszahlen die tatsächlich durchgeführte Düngung teilweise relativ gut wiedergibt, teilweise aber auch deutliche Abweichungen, besonders in der Darstellung zeitlicher Verläufe, auftreten. Die aus der Region gewonnenen Daten ergeben dagegen im Vergleich untereinander eine bessere Übereinstimmung.

In der für das Gebiet zu erstellenden Stickstoffbilanz soll deshalb nicht auf der Grundlage von KTBL-Düngebedarfsangaben, sondern in Anlehnung an regional erhältliche Werte gerechnet werden. Wie bereits dargelegt wurde (Abb. 7 - 10), läßt sich die Düngung in den Jahren des Untersuchungszeitraumes als lineare Funktion der Zeit beschreiben. Die tatsächlichen Werte liegen in den einzelnen Jahren, je nach Bestimmtheitsmaß der Beziehung, mehr oder weniger weit von dieser Ausgleichsgeraden entfernt. Es ist davon auszugehen, daß Teile des Überschusses eines Jahres als Nmin-Vorrat erhalten bleiben oder organisch gebunden werden (ENGELS, 1993, VAN DER PLOEG et al., 1995). Somit erfolgt in den einzelnen Jahre durch den Boden ein Ausgleich der Bilanzüberschüsse. Deshalb ist eine Berechnung des Bilanzüberschusses mit den aus Regressionsgleichungen ermittelten Werten angemessen.

Es liegen nur Angaben zur Mineraldüngung der drei Hauptfruchtarten Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrübe vor. Da diese zusammen aber im Mittel der Jahre 1971 - 1991 auf etwa 85 % der Ackerfläche des Untersuchungsgebietes angebaut wurden (Tab. 7), ist die mittlere Düngung der Ackerflächen im Untersuchungsgebiet weitgehend von diesen drei Fruchtarten abhängig.

Tab. 7: Flächenanteil (%) von Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrübe an der gesamten Ackerfläche in den Gemeinden des Untersuchungsgebietes (Agrarberichterstattung, Gemeindeergebnisse, versch. Jg., NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK).

Jahr	Flächenanteil %
1971	78,8
1977	94,9
1983	88,6
1987	85,6
1991	82,6

Weil nicht anzunehmen ist, daß die Düngung der übrigen Fruchtarten extrem von der der drei Hauptfruchtarten abweicht und ihr Flächenanteil nur gering ist, wird als mittlere Düngung des Ackerlandes die Menge angenommen, die sich aus der flächengewichteten mittleren Düngung der drei Hauptfruchtarten ergibt. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß die aktuell vorliegenden Angaben zur Mineraldüngung von Winterweizen und Wintergerste unterschiedlich sind. Während im Mittel der Jahre 1994 und 1995 die mittlere Düngung im Wassereinzugsgebiet Alt Wallmoden - Baddeckenstedt zum Winterweizen 211 kg N/ha und zur Wintergerste 175 kg N/ha betrug, wurde in den gleichen Jahren im Ackerbauberatungsring Südhannover 234 kg N/ha zu Winterweizen und 192 kg N/ha zu Wintergerste gedüngt. Da das WEG AB zu 100 % innerhalb des Untersuchungsgebietes liegt, während der Beratungsring einer größeren Region um das Untersuchungsgebiet herum zuzuordnen ist, ist davon auszugehen, daß die Werte aus dem WEG AB verlässlichere Hinweise bezüglich der Mineraldüngung im Untersuchungsgebiet liefern.

Es wird deshalb davon ausgegangen, daß die Mineraldüngung zu Winterweizen im Jahr 1995 im Untersuchungsgebiet 215 kg N/ha und zu Wintergerste 175 kg N/ha betrug. Es wird weiterhin angenommen, daß die Düngung zu Winterweizen im Jahr 1972 annähernd gleich groß war wie beim Ackerbauberatungsring Südhannover und somit 117 kg N/ha betrug. Ebenso wird für Wintergerste im Jahr 1975 von einer Mineraldüngung von 122 kg N/ha ausgegangen. Die Werte ergeben sich aus der Regression der Düngung des Beratungsringes jeweils für das erste Jahr des Zeitraums, für den Angaben zur Düngung vorliegen (Abb. 8 - 10). Diese Schätzungen für die Siebziger Jahre liegen geringfügig über einer Erhebung von WALTHER (1979), laut der Getreide im nördlichen Vorharzgebiet Mitte der Siebziger Jahre mit 100-120 kg N/ha gedüngt wurde. Als Düngung der Zuckerrübe in diesem Zeitraum werden 150-200 kg N/ha

angegeben. Wie aus den Abbildungen 7 und 8 hervorgeht, beträgt die mittlere Düngung der Zuckerrübe in der Region in dieser Zeit bei 170 bis 190 kg N/ha und liegt somit in der Mitte des von WALTHER angegebenen Bereichs. Da für Zuckerrübe eine langjährige Meßreihe vorliegt, die weitgehend dem Untersuchungsgebiet zuzuordnen ist (Abb. 7), kann diese unverändert übernommen werden.

Für diese Funktion besteht auch die Möglichkeit, ihre Extrapolation bis in die Sechziger Jahre zu überprüfen, da nach Erhebungen der Zuckerrübenfabrik die mittlere Düngung der Jahre 1966-1975 186 kg N/ha betrug. Aus der Regression in Abb. 7 ergibt sich eine mittlere Düngung von 175 kg, d.h. die mittlere Düngung dieses Zeitraums wird durch die Extrapolation um 11 kg N/ha unterschätzt. Jedoch sind, wie bereits erwähnt, auch die N-Entzüge der Zuckerrübe durch häufigere Abfuhr des Rübenblattes höher gewesen. Auch war die Entzugsrate vermutlich höher, da die höhere Düngung höhere Amino-N-Gehalte verursachte. Da somit sowohl der N-Entzug als auch die N-Düngung in den ersten Jahren des Berechnungszeitraumes unterschätzt werden, wird angenommen, daß die Bilanz annähernd richtig eingeschätzt wird. Es wird deshalb auf eine Korrektur der Regressionsgleichung, die die Düngung der Zuckerrübe vor 1976 beschreibt, verzichtet. Die Düngung der Hauptfruchtarten gibt Abb. 11 wieder.

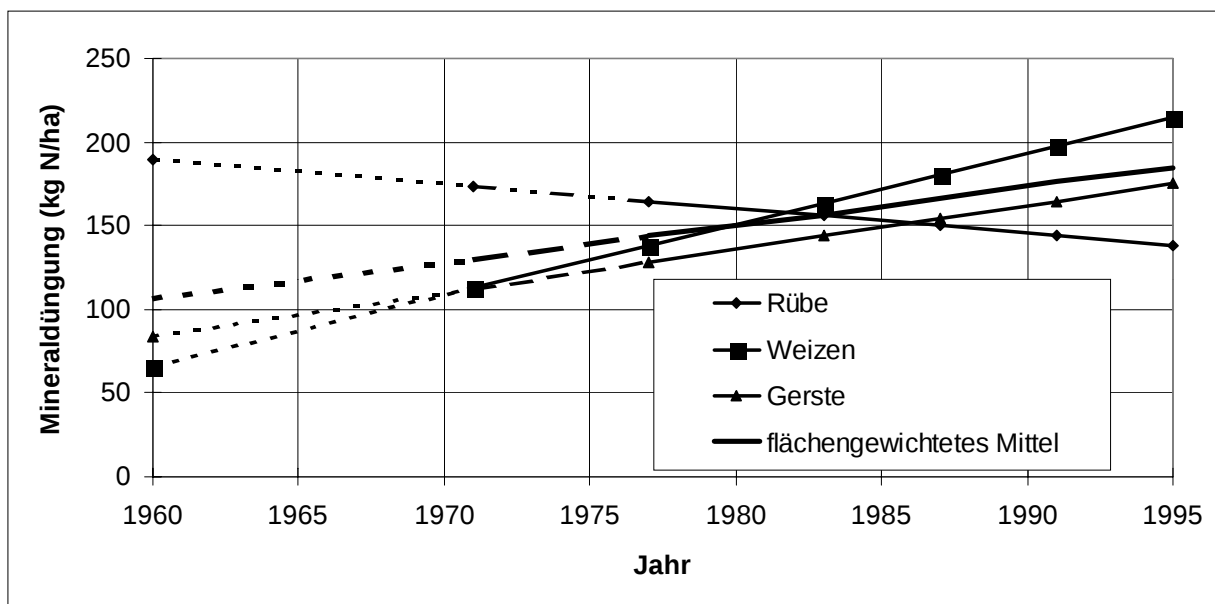


Abb. 11: Geschätzte Düngung der Hauptfruchtarten von 1960 - 1995.

Es fällt auf, daß die durch Extrapolation ermittelte Düngung der Wintergerste die des Winterweizens in den Sechziger Jahren übersteigt. Das deutet darauf hin, daß wie bei der Zuckerrü-

be, so auch beim Getreide die Extrapolation die Düngung nur mit größerer Ungenauigkeit ermittelt, da wahrscheinlich die Düngung des Winterweizens bereits in den Sechziger Jahren höher als für Wintergerste war.

Die flächengewichtete Mineraldüngung hat sich im Zeitraum von 1977 - 1995, für den relativ sichere Daten zur Düngung und anderen Teilen der Bilanzrechnung vorliegen, von 144 auf 185 kg N/ha erhöht. Sie ist also um 41 kg N/ha in 22 Jahren, d.h. pro Jahr um 1,9 kg N/ha, angestiegen. Der Anstieg der Mineraldüngung ist somit geringfügig niedriger als der des Entzuges mit dem Erntegut.

4.1.3.2 N-Anfall durch Tierhaltung

Der Stickstoffanfall aus Wirtschaftsdünger betrug im Jahr 1991 laut der Agrarberichterstattung (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK, Heft 1. 1993) 22,8 kg N/ha LF im Mittel der Gemeinden des Einzugsgebietes, aber im gleichen Jahr in ganz Niedersachsen 76,8 kg N/ha LF. Den geringsten Wirtschaftsdüngeranfall hatte 1991 im Untersuchungsgebiet die Gemeinde Sehlde mit 4 kg N/ha, den höchsten die Gemeinde Westfeld mit 51 kg N/ha. Dies macht deutlich, daß sehr hohe Bilanzüberschüsse durch übermäßig anfallenden Wirtschaftsdünger zumindest auf Gemeindeebene nicht vorkommen und auch schlagbezogen in der Regel nicht zu erwarten sind. Einen Überblick über den derzeitigen Wirtschaftsdüngeranfall in den Gemeinden des Untersuchungsgebietes gibt Tab. 1 im Anhang.

Zur Berechnung des N-Anfalls aus der Tierhaltung wird in der Agrarberichterstattung ein Umrechnungsschlüssel aus der Ersten Landwirtschafts-Anpassungsverordnung 1992 - LaAV1/92 verwendet. Dieser Schlüssel hat bundeseinheitlich in der amtlichen Statistik Gültigkeit. Für die eigenen Auswertungen wurde deshalb von 1980 bis 1994 dieser Schlüssel gewählt. Die Aufgliederung dieses Schlüssels entspricht nicht vollständig der Gliederung der Viehzählungen von 1980-1988 und auch nicht den stärker untergliederten Viehzählungen ab 1990. Wie der Schlüssel zur Berechnung des N-Anfalls aus der Tierhaltung der Agrarberichterstattung den Gliederungen der Viehzählungen angepaßt wurde, ist der Tab. 2 im Anhang zu entnehmen.

Besonders in der Viehzählung von für das Jahr 1994 fehlen zu einzelnen Tierarten in vielen Gemeinden Angaben, da aus Gründen des Datenschutzes keine Veröffentlichung erfolgt, wenn wegen geringer Tierhalterzahlen in einer Gemeinde Rückschlüsse auf die Tierhaltung einzelner Betriebe gezogen werden können. Da es sich bei den fehlenden Angaben aber in der Regel um weniger bedeutsame Tierbestände handeln dürfte, wird der Fehler in Kauf genommen. Es ist also bei den eigenen Berechnungen besonders in Gemeinden mit geringen Tierbeständen mit einer Unterschätzung der Tierhaltung zu rechnen.

Die Daten zur Viehhaltung vor 1980 sind nicht detailliert genug, um mit dem Schlüssel der Landwirtschafts-Anpassungsverordnung von 1992 bearbeitet zu werden. Von BACH (1987) wurde ein Schlüssel angewandt, der dem verfügbaren Datenmaterial genügt. In diesem Schlüssel wird auch der steigende N-Anfall mit zunehmender Milchleistung berücksichtigt. Es wird von einem Erhaltungsbedarf von 40 kg N/ha und einem N-Anfall von 10 kg/ha pro 1000 l

Milch ausgegangen. Die Milchleistung betrug im Bundesdurchschnitt 1970 3800 l/Jahr, im Jahr 1980 4500 l/Jahr (BELF, versch. Jg.). Um diesen Anstieg annähernd zu berücksichtigen, wurde in den Jahren 1977 und 1979 deshalb 85 kg N/ha für eine Milchkuh berechnet, dagegen 1971 nur 80 kg N/ha. Auch der übrige N-Anfall aus Tierhaltung der Jahre 1979, 1977 und 1971 wurde in Anlehnung an diesen Schlüssel berechnet (Tab. 3 im Anhang).

Wie aus der Abb. 12 zu ersehen ist, nimmt der N-Anfall aus Wirtschaftsdünger im Untersuchungsgebiet von 1971 bis 1994 beständig ab. Nur zwischen 1977 und 1980 sowie zwischen 1988 und 1990 ist ein leichter Anstieg erkennbar. Da der Anstieg jeweils an den Stellen auftritt, an denen der Berechnungs- oder Erhebungsschlüssel geändert wurde, sind kalkulatorische Gründe für den Anstieg (z.B. Unterschiede in der Berücksichtigung der Milchleistung) anzunehmen. In den letzten 35 Jahren ist somit annähernd von einer Halbierung des Wirtschaftsdüngeranfalls auszugehen.

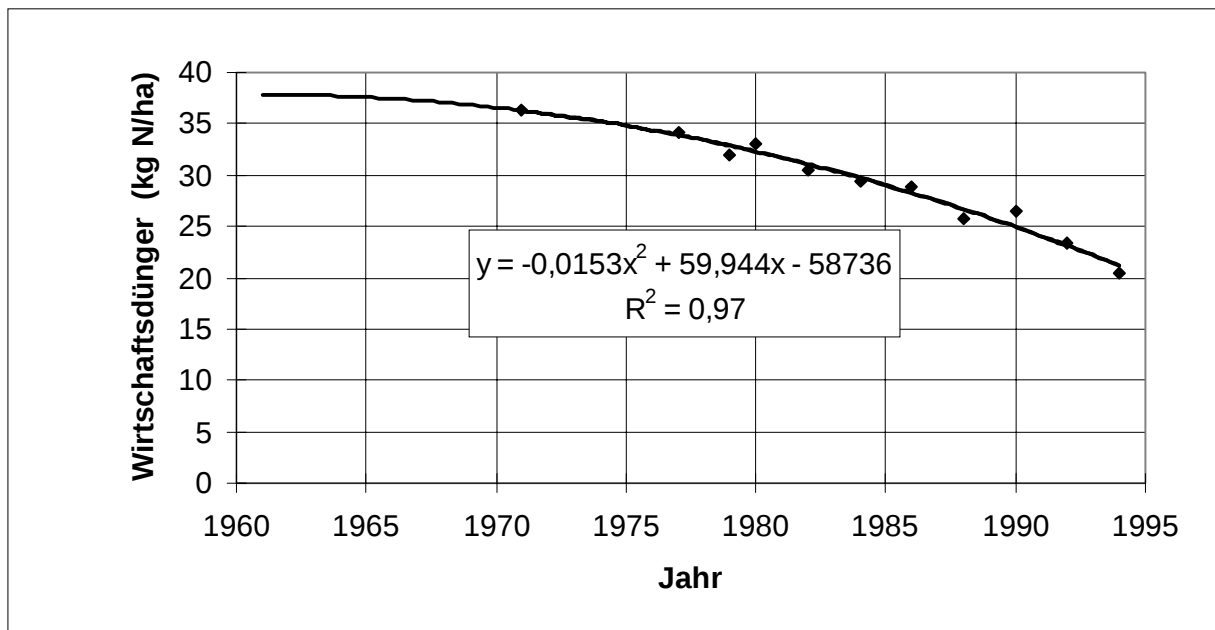


Abb. 12: N-Anfall aus Wirtschaftsdünger im Untersuchungsgebiet von 1971 bis 1994 (Viehzählung, versch. Jg., NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK).

Da die Angaben zur Tierhaltung aus dem Jahr 1960 nur sehr grob untergliedert sind, eignen sie sich nicht für eine Berechnung des Wirtschaftsdüngeranfalls. Wegen des regelmäßigen Kurvenverlaufs ist eine Extrapolation der Kurve in die Vergangenheit naheliegend. Demnach dürfte der N-Anfall aus Wirtschaftsdünger zu Beginn der 60er Jahre etwas unter 40 kg N/ha gelegen haben. Bestätigt wird diese Annahme durch einen Vergleich der Angaben zur Tierhaltung in den Gemeinden des Untersuchungsgebietes für 1960 mit den entsprechenden Angaben aus späteren Jahren (Abb. 13).

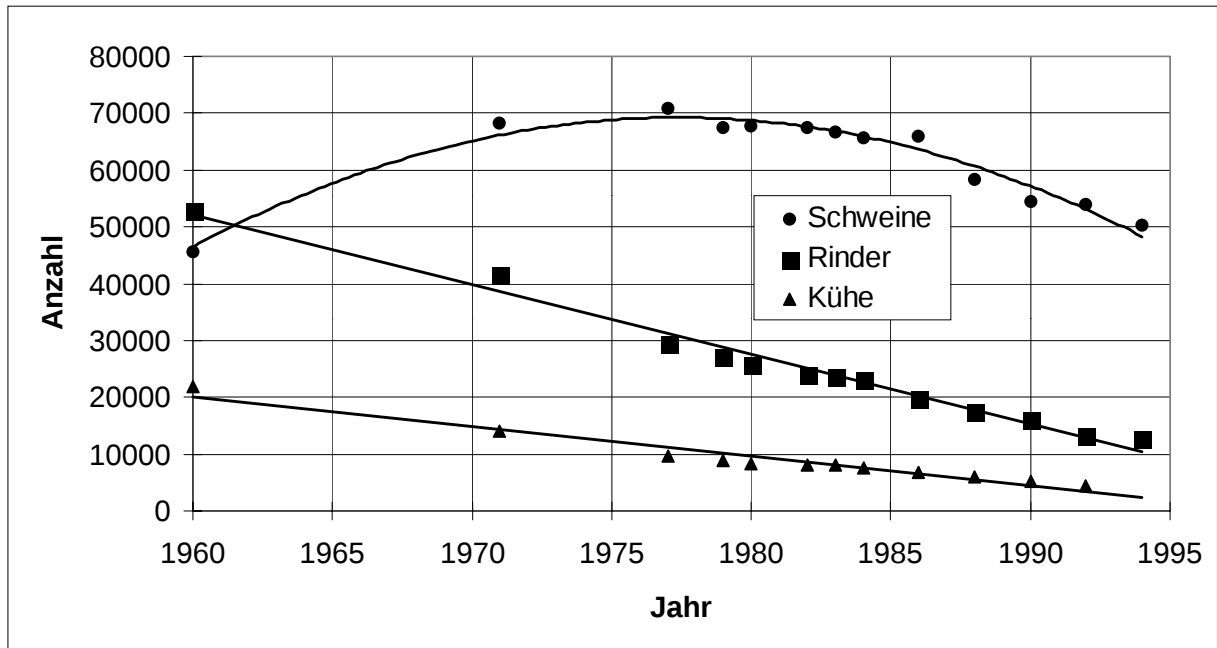


Abb. 13 Zahl der Rinder, Milchkühe und Schweine in den Gemeinden des Untersuchungsgebietes von 1960 - 1994 (Viehzählung, versch. Jg., NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK).

Wie Abb. 13 zeigt, ist dieser beständige Rückgang vor allem durch abnehmende Rindvieh- bzw. Milchviehbestände verursacht. Zumindest für Rinder und Milchkühe liegt für den gesamten Zeitraum ein klarer linearer Trend vor. Lediglich die Zahl der Schweine lag 1960 noch auf einem niedrigeren Niveau und ist bis Ende der 70er Jahre angestiegen. Heute ist die Zahl der Schweine wieder so niedrig wie 1960.

4.1.3.3 Nicht erfaßter organischer Dünger

Die im Untersuchungsgebiet anfallende und zugleich auch eingesetzte Wirtschaftsdüngermenge kann annähernd aus der amtlichen Agrarstatistik abgeleitet werden. Neben der so berechneten Wirtschaftsdüngermenge wird im Untersuchungsgebiet noch Wirtschaftsdünger aus entfernten Gebieten mit intensiver Tierhaltung eingesetzt. So werden im Karstgebiet der Ringelheimer Mulde nach Angaben der Landwirtschaftskammer Hannover, Bezirksstelle Braunschweig, durch Hühnertrockenkot oder Putenmist 13 kg N/ha aus dem Raum Cloppenburg ausgebracht. Der im Untersuchungsgebiet anfallende Klärschlamm wird nur zu einem geringen Anteil auf landwirtschaftlichen Flächen entsorgt, so daß aus dem Gebiet nur wenig Klärschlamm eingesetzt wird. Jedoch wird gelegentlich auch Klärschlamm aus entfernten Gebie-

ten auf Flächen im Untersuchungsgebiet eingesetzt. Genaue Angaben zur eingesetzten Klärschlammmenge liegen nicht vor. ISERMANN (1993) nimmt für die Bundesrepublik 3 kg N/ha aus Klärschlamm an. Es ist deshalb davon auszugehen, daß die ausgebrachte Klärschlammmenge im Untersuchungsgebiet kaum mehr als 1 kg N/ha beträgt.

Die Menge des organischen Düngers, die zusätzlich zum statistisch weitgehend erfaßbaren selbsterzeugten Wirtschaftsdünger im Untersuchungsgebiet eingesetzt wird, ist also insgesamt gering bzw. es liegen nur wenige genaue Angaben vor. Deshalb wird dieser Anteil bei der Berechnung der Nährstoffzufuhr nicht berücksichtigt.

4.1.3.4 Grünlandumbruch

Grünlandumbruch hat eine sehr starke Freisetzung von überwiegend organisch gebundenem Stickstoff zur Folge. Untersuchungen von STREBEL et al. (1988) ergaben, daß innerhalb von 2 - 4 Jahren der Gesamtstickstoffgehalt umgebrochener Grünlandflächen um 5000 - 6000 kg N/ha abgesunken ist. Durch pflanzliche N-Aufnahme und gasförmige N-Verluste wird nur ein Teil dieser Menge vor Auswaschung bewahrt, so daß unter umgebrochenen Grünlandflächen große Nitratmengen im Grundwasser zu finden sind (KINZELBACH et al., 1992). Der Rückgang der Grünlandflächen in den Gemeinden des Untersuchungsgebietes wurde bereits in Abb. 4 dargestellt.

Die ersten Angaben zur Grünlandfläche in den Gemeindegrenzen nach der Gemeindereform stammen aus dem Jahr 1960, die nächsten aus dem Jahr 1971. Aus der Differenz der Grünlandflächen zu Anfang und zu Ende des Zeitraumes wurde die mittlere jährliche N-Freisetzung pro ha LF berechnet und diese für alle Jahre des jeweiligen Berechnungszeitraumes als mittlere N-Freisetzung in gleicher Höhe angenommen. In gleicher Weise wurden die Werte der übrigen Zeiträume zwischen den einzelnen Erhebungen berechnet. Welche N-Mengen pro ha LF und Jahr im Durchschnitt in einzelnen Perioden freigesetzt wurden, zeigt Abb. 14.

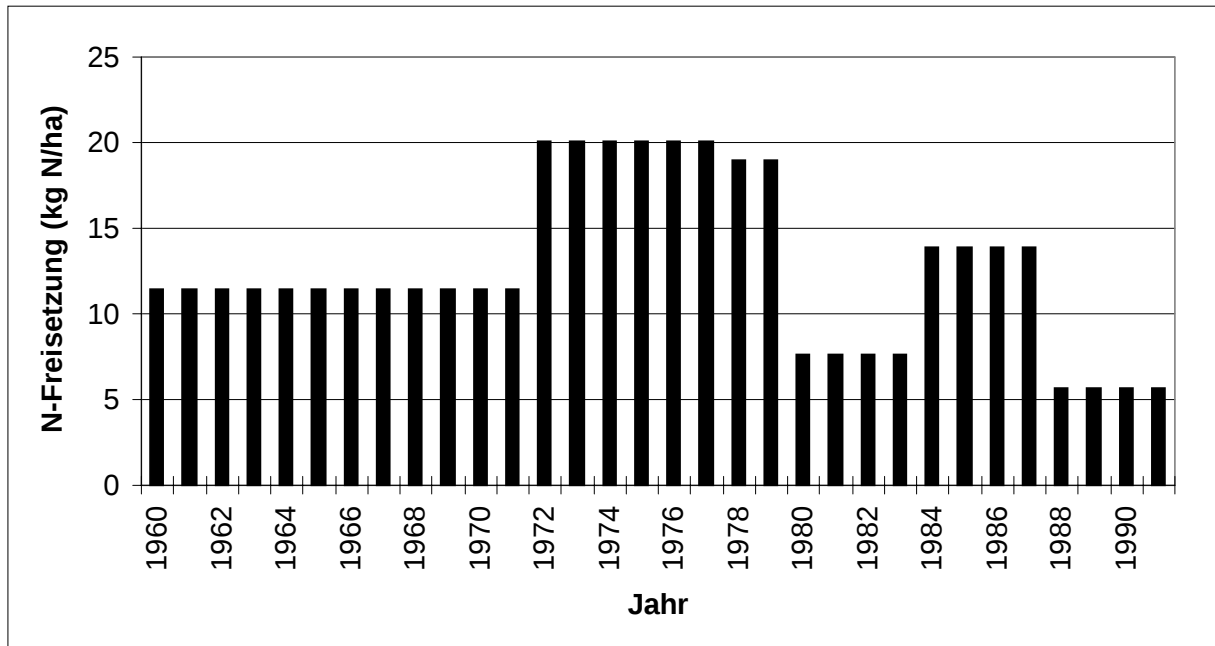


Abb. 14: Mittlere N-Freisetzung pro ha LF durch Grünlandumbruch im Untersuchungsgebiet von 1960-1994 (Agrarberichterstattung, versch. Jg., NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK).

Es ist ein Maximum der N-Freisetzung aus Grünlandumbruch in den Siebziger Jahren erkennbar. Der Betrag ist in dieser Zeit etwa so hoch wie heute der des N-Anfalls aus Wirtschaftsdünger. In den letzten Jahren dagegen wird mit 6 kg N/ha LF nur noch wenig N aus Grünlandumbruch nachgeliefert. Insgesamt scheint die N-Freisetzung durch Grünlandumbruch nur eine relativ unbedeutende Rolle zu spielen. Es kann jedoch in Teileinzugsgebieten, die stärker von Grünlandumbruch betroffen sind, auch bei insgesamt niedrigen Umbruchsraten in der gesamten Gemeinde eine stärkere Belastung entstehen.

Wie sich die N-Freisetzung aus Grünlandumbruch in den einzelnen Zeiträumen auf die verschiedenen Gemeinden verteilt, ist der Tab. 4 im Anhang zu entnehmen. Sie liefert Hinweise, in welchen Teilen des Untersuchungsgebietes ein stärkerer Einfluß durch Grünlandumbruch vermutet werden kann. Allerdings ist hier wieder die durch das Betriebsprinzip bedingte Ungenauigkeit zu beachten. Dies erklärt vereinzelte starke Zunahmen der Grünlandflächen, woraus sich rechnerisch eine große „negative N-Freisetzung“ ergibt. Bei der Berechnung des Stickstoffbilanz könnte auf Gemeindeebene mit den Freisetzungsraten der einzelnen Jahre gerechnet werden. Wegen der erläuterten Ungenauigkeiten wird aber darauf verzichtet und nur mit dem Durchschnitt aller Gemeinden bilanziert.

4.1.3.5 Atmosphärische N-Depositionen

Die N-Einträge aus der Atmosphäre setzen sich aus der nassen, der staub- und der gasförmigen Deposition zusammen. Die nasse Deposition kann untergliedert werden in $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und N_{org} (HÖLSCHER et al., 1994).

Die N-Einträge aus der Luft werden bei verschiedenen Bilanzrechnungen mit 20 - 50 kg N/ha/a angegeben. In Tab. 9 sind die Einträge, mit denen gerechnet wird und Angaben aus der Literatur, die die Autoren der Bilanzrechnungen als Beleg für die von ihnen gewählten Werte aufführen, aufgelistet.

Tab. 9: Geschätzte atmosphärische N-Deposition in verschiedenen Bilanzrechnungen.

Autor	N-Einträge kg N/ha/a	Literaturangaben kg N/ha/a
Bach (1987)	20	15 - 22
Wendland et al. (1993)	30	10 > 65
Hoffmann und Richter (1988)	50	10 - 67

HÖLSCHER et al. (1994) geben als mittlere Belastung aus der Atmosphäre für Niedersachsen, abgeleitet aus der Summe der Emissionen, 40 kg N/ha an. Im Innerstegebiet wurde an einer Meßstelle im freien Bestand eine nasse Deposition von 12 - 15 kg N/ha im Zeitraum 1986 - 1990 ermittelt. Neben der nassen Deposition ist mit trockener Deposition zu rechnen. In England wurden auf Ackerflächen trockene Depositionsraten bestimmt, die mit etwa 25 kg N/ha deutlich über der nassen Depositionsrate von annähernd 10 kg N/ha lagen (GOULDING, 1990). Im Harz wurden in Waldbeständen 1989 Eintragsraten von 150 kg N/ha gemessen (HÖLSCHER et al., 1994). Dies dürfte als Maximalwert einzustufen sein, da MATZNER und MEIWES (1990) in einer Übersicht für niedersächsische Waldstandorte 17,4 - 58,5 kg N/ha (überwiegend Achtziger Jahre) als Bestandesniederschlag angeben. Sie weisen jedoch auch darauf hin, daß zusätzlich zu diesem N-Fluß nicht unerhebliche N-Mengen über Blätter und Nadeln aufgenommen werden.

Wenn davon ausgegangen wird, daß die durchschnittlichen N-Einträge aus der Atmosphäre gleich groß sind wie die Emissionen und daß die Eintragsrate bei Wald größer ist als bei landwirtschaftlicher Nutzung, so müssen die Einträge bei landwirtschaftlicher Nutzung allge-

mein im Durchschnitt kleiner als 40 kg N/ha sein. Wird weiterhin berücksichtigt, daß die nasse Deposition im Innerstegebiet mit 12 - 15 kg N/ha als durchschnittlich einzustufen ist, kann angenommen werden, daß auch die Gesamtdeposition durchschnittlichen Verhältnissen von Freilandbeständen entspricht, also kleiner als 40 kg N/ha ist. Es wird deshalb davon ausgegangen, daß die Summe aller Depositionen gegenwärtig 30 kg N/ha beträgt. Da die Emissionen 1950 weniger als 10 kg N/ha betrugen (HÖLSCHER et al., 1994) und seitdem kontinuierlich anstiegen, ist anzunehmen, daß sich die Immissionen ähnlich entwickelt haben. Dies bestätigen Angaben von RHIEM (1961), der in Braunschweig 6 kg N/ha als nasse Deposition ermittelte sowie WALTHER (1979), der für das Jahr 1975 in Salzdahlum bei Braunschweig eine nasse Deposition von 11 kg N/ha bestimmte.

Es wird deshalb mit 10 kg N/ha Gesamtdeposition im Jahr 1960 gerechnet, die linear auf 30 kg N/ha im Jahr 1995 angestiegen ist.

4.1.4 Saldo

Auf der Grundlage der soeben dargestellten Bilanzgrößen wurde der in Abb. 15 dargestellte N-Überschuß des Untersuchungsgebietes für die Jahre 1960-1995 berechnet.

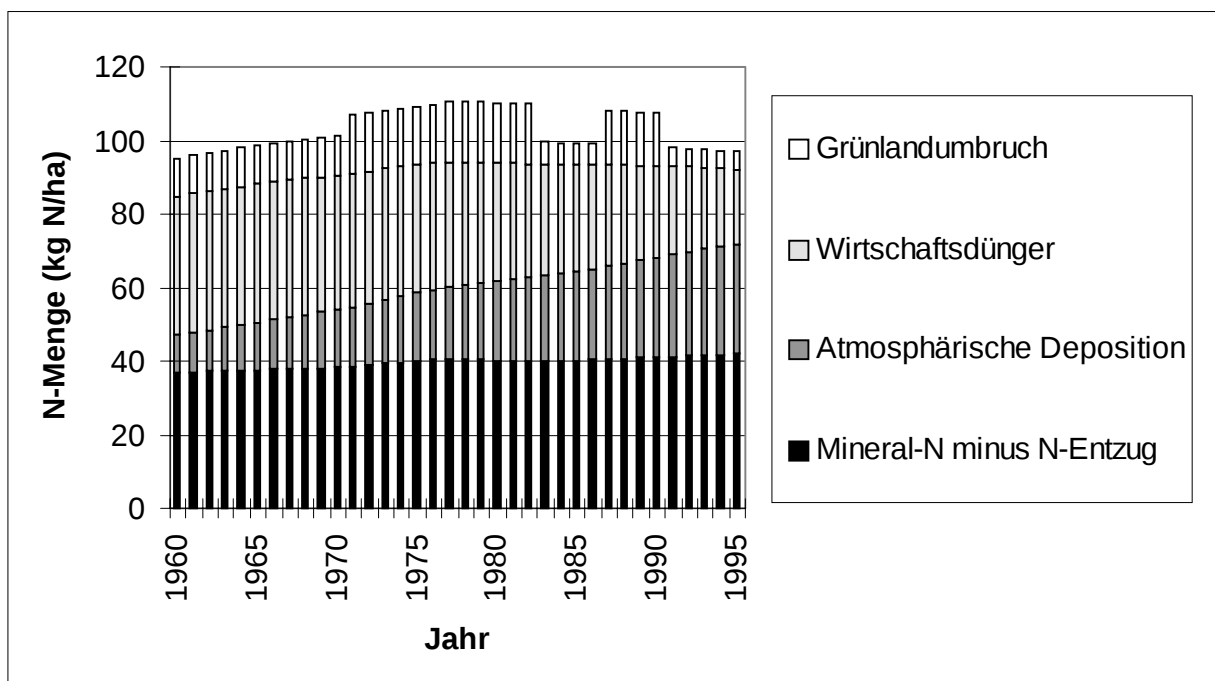


Abb. 15: N-Überschuß der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Untersuchungsgebiet von 1960-1995.

Bereits die N-Mineraldüngung übersteigt relativ unverändert den N-Entzug im gesamten Zeitraum um etwa 40 kg N/ha. Dem Rückgang der N-Zufuhr aus Wirtschaftsdünger steht ein ähnlich großer Anstieg der atmosphärischen Deposition gegenüber, so daß der Gesamt-Bilanzüberschuß in den einzelnen Jahren sich vor allem durch die stärker schwankende N-Freisetzung in Verbindung mit Grünlandumbruch unterscheidet. Der rechnerische Bilanzüberschuß im Jahr 1995 beträgt 97 kg N/ha.

Auffallend ist besonders der annähernd gleich große Bilanzüberschuß über den gesamten Berechnungszeitraum, da N-Bilanzen für ganz Deutschland (BACH, 1987, KÖSTER et al., 1988) oder auch Niedersachsen (KÖSTER et al., 1988) einen ansteigenden Bilanzüberschuß ausweisen. Das ist dadurch weitgehend zu erklären, daß in Deutschland die Tierhaltung im Durchschnitt zugenommen hat, während sie im Untersuchungsgebiet zurückging. Da der über Wirtschaftsdünger dem Boden zugeführte Stickstoff von den Pflanzen nur zu einem geringen Teil genutzt wird, steigt der Bilanzüberschuß vor allem mit zunehmender Wirtschaftsdüngermenge.

Eine Übersicht über die einzelnen Glieder der aktuellen N-Bilanz geben die Tabellen 10 u. 11. Um den N-Überschuß für einzelne Gemeinden zu bestimmen, ist der durchschnittliche N-Anfall aus Wirtschaftsdünger durch den für die einzelne Gemeinde ausgewiesenen zu ersetzen

(Tab. 1 im Anhang).

Tab. 10: N-Bilanz der drei Hauptfeldfrüchte im Untersuchungsgebiet im Jahr 1995.

		Zuckerrü- be	Winterweizen	Wintergerste	flächen- gewichtet
Mineraldünger	[kg N/ha]	138	215	175	185
Ertrag	[dt]	506	83	77	-
Entzug	[kg N/ha]	91	175	139	143
Flächenanteile		0,59	1,0	0,30	-
Mineraldüngung mi- nus Entzug	[kg N/ha]	47	40	36	42

Tab. 11: N-Bilanz der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Untersuchungsgebiet im Jahr 1995.

Bilanzglied	N-Menge kg N/ha
Mineraldüngung minus Entzug	42
Atmosphärischer N-Eintrag	30
N aus Wirtschaftsdünger	19
N-Freisetzung durch Grünlandumbruch	6
Summe	97

Während die Annahme, daß die übrigen Ackerfrüchte eine ähnliche Bilanz aufweisen wie die der drei Hauptfruchtarten, nicht abwegig ist, scheint eine Übertragung auch auf das Grünland eher problematisch, da es sich um ein vom Ackerbau grundsätzlich verschiedenes Produktionsverfahren handelt. Der Grünlandanteil im Untersuchungsgebiet beträgt jedoch nur 11 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Dadurch, daß das Grünland in der Bilanz nicht gesondert berücksichtigt wird, können folglich keine größeren Fehler auftreten. Weiterhin stellt ISERMANN (1993) in einer Übersicht fest, daß entgegen einer sehr weit verbreiteten Meinung Nährstoffüberschüsse des Grünlandes nicht generell geringer sind. Besonders bei Weidenutzung können Bilanzüberschüsse hoch sein.

Von WENDLAND et al. (1993) wurden, wie aus einer Karte zum Stickstoffüberschuß der landwirtschaftlich genutzten Fläche hervorgeht, der Region des Innerstegebietes die Überschußklassen 60-90 und 90-120 kg N/ha zugeordnet (Berechnungszeitraum 1987-1991). Dies stimmt somit weitgehend mit dem Ergebnis der eigenen Arbeit überein. WENDLAND et al. berücksichtigen keinen Grünlandumbruch, deshalb fällt der Bilanzüberschuß der eigenen Untersuchung möglicherweise etwas höher aus, was aber wegen der großen Klassenbreite bei

WENDLAND et al. nur grob abgeschätzt werden kann. Auch rechnen WENDLAND et al. bereits Ende der achtziger Jahre mit einem atmosphärischen N-Eintrag von 30 kg N/ha, während dieser im gleichen Zeitraum in der eigenen Kalkulation noch etwa 4 kg N/ha niedriger ist.

Der Bilanzüberschuß des Untersuchungsgebietes nimmt bei WENDLAND et al. (1993) in der Karte für Deutschland eine mittlere Position ein. Obwohl laut Karte diese mittlere Position auch die anderen Lößgebiete mit intensivem Marktfruchtanbau aufweisen, wird in der Erläuterung zur Karte davon gesprochen, daß Lößgebiete mit Marktfruchtanbau ähnlich wie Tierhaltungsregionen hohe bis sehr hohe Bilanzüberschüsse aufweisen. Diese Aussage wird auch von BACH (1987), der Mitautor der Arbeit von WENDLAND et al. ist, gemacht. Allerdings weist die Karte zum Bilanzüberschuß (Berechnungszeitraum 1979 - 1983) hier tatsächlich hohe bis sehr hohe Bilanzüberschüsse für Lößgebiete allgemein, und auch für das eigene Untersuchungsgebiet aus. Ursache für den Unterschied zwischen der Bilanz von BACH (1987) und WENDLAND et al. (1993) ist das Kalkulationsschema für die Mineraldüngung. Während WENDLAND et al. z.B. entsprechend der KTBL-Düngebedarfsangaben als Düngung des Winterweizens (in kg N/ha) das 2,5 fache des Ertrages (in dt) annehmen, rechnet BACH zusätzlich mit einer ertragsunabhängigen Konstante von 40 kg N/ha. Weiterhin wird von BACH wegen des Gesetzes vom abnehmenden Ertragszuwachs davon ausgegangen, daß Spitzenerträge nur durch überproportionalen Düngemitelesatz erreicht werden. Zur Berücksichtigung dieses Zusammenhanges wird in die Berechnung der Mineraldüngung ein quadratischer Faktor einbezogen. Obwohl die Rechenweise und der berechnete Bilanzüberschuß für die Lößgebiete also bei BACH und WENDLAND et al. deutlich verschieden sind, wird der Bilanzüberschuß auch bei WENDLAND et al. noch, im Widerspruch zur erläuterten Karte, als hoch bis sehr hoch bezeichnet. Das heißt, die Karte des Bilanzüberschusses wurde geändert, die Interpretation jedoch, zumindest bezüglich der Lößgebiete, nicht.

Da die Arbeit von WENDLAND et al. eine Grundlage für regional differenzierte Maßnahmen zur Förderung eines verbesserten Grund- und Trinkwasserschutzes liefern soll, besteht die Gefahr, daß diese widersprüchliche Einstufung der Lößgebiete ein falsches Bild in der Öffentlichkeit hervorruft und unangemessen starke Reglementierungen in dieser Region provoziert. Daß diese Befürchtung nicht unbegründet ist, zeigt z.B. ein Aufsatz von KRUG (1995), der auf der Grundlage der Arbeit von WENDLAND et al. (1993) Intensiv-Ackerbau und Intensiv-Tierhaltung bezüglich der Bilanzüberschüsse gleichsetzt.

4.2 Abschätzung der Auswaschungsverluste, der N-Akkumulation im Humus und der gasförmigen N-Verluste

Über das Verhältnis von Bilanzüberschuß und versickernder Stickstoffmenge besteht kaum eine gesicherte Erkenntnis. BACH (1987) geht aufgrund des allgemeinen Eindrucks, daß die Nitratkonzentration im Sickerwasser oft niedriger ist, als bei völliger Auswaschung des Bilanzüberschusses zu erwarten wäre, davon aus, daß die Hälfte des Bilanzüberschusses versickert, die andere Hälfte gasförmig in die Atmosphäre entweicht. Dabei wird der hypothetische Charakter dieser Annahme deutlich herausgestellt. Der Nitratatlas (WENDLAND et al., 1993) folgt dieser Annahme. WALTHER u. HÖLSCHER (1995) kritisieren die im Nitratatlas gemachte Annahme als wissenschaftlich nicht abgesichert. Sie gehen selbst mit einem Hinweis auf relativ hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in Niedersachsen von einer wahrscheinlich höheren Auswaschungsrate aus. Demgegenüber erwidert WENDLAND (1995), daß auch die Annahme einer höheren Auswaschungsrate nicht wissenschaftlich bewiesen sei.

Es stellt sich deshalb die Frage nach dem Verbleib des Bilanzüberschusses. Um dieser Frage nachzugehen, wurde die N-Konzentration von Drainageabläufen gemessen, Tiefbohrungen zur Bestimmung der Nitratmenge unterhalb der Wurzelzone durchgeführt und alle verfügbaren N_{min}-Werte aus dem Innerstegebiet und dessen näherer Umgebung ausgewertet. Diese Untersuchungen dienen der Abschätzung der ausgewaschenen Nitratmenge bzw. der Nitratkonzentration im Sickerwasser. Um Hinweise auf den Verbleib des nicht ausgewaschenen Stickstoffs zu erhalten, wurden die C- und N-Gehalte von Standorten im Untersuchungsgebiet, deren C- und N-Gehalte vor 10 - 20 Jahren bereits bestimmt wurden, erneut untersucht.

4.2.1 Berechnung der Nitratauswaschung mit Hilfe multipler Regressionsrechnungen

Der Ansatz von BACH (1987), der die Nitratkonzentration im Sickerwasser in der Bundesrepublik aus Bilanzrechnungen ableitet, beruht teilweise auf den in Kap. 3.1.2.1 dargestellten flächendeckend und in großer Zahl verfügbaren agrarstatistischen Daten. Diese haben die für Gebietsbilanzen wichtige Eigenschaft, die Vielfalt der Standorteigenschaften und der Bodennutzung zumindest teilweise zu erfassen. Nachteilig ist jedoch, daß verschiedene Bilanzgrößen nur geschätzt werden können (siehe auch Kap. 4.2.4 und 4.2.5).

Ebenfalls in großer Zahl liegen die im Frühjahr von den Landwirten zum Zweck der Düngplanung erhobenen Nmin-Werte vor. Sie haben den Vorteil, daß einige Größen der Bilanzrechnung nicht geschätzt werden müssen, sondern im Meßwert bereits enthalten sind. So wirken sich Denitrifikation, Immobilisierung sowie der Saldo von Düngung und Nährstoffentzug unmittelbar auf die Nmin-Werte im Frühjahr aus. Problematisch ist jedoch, daß im Frühjahr bereits ein Teil des im Herbst vorhandenen Nitrats ausgewaschen ist. Weil dagegen Herbst-Nmin-Werte kaum durch Auswaschung beeinflusst sind, werden bisher nur diese bei Simulationen des Stickstoffhaushaltes (z.B. KERSEBAUM, 1989, VAN DER PLOEG et al., 1995) als Eingangswerte verwendet.

Da jedoch das Ausmaß der Auswaschung abhängig ist von der Sickerwassermenge bis zum Probenahmezeitraum, kann untersucht werden, ob diese Abhängigkeit mit statistisch abgesicherten Verfahren beschreibbar ist. Da Sickerwassermenge und Niederschlagsmenge miteinander korrelieren (GERIES, 1989), müßte an Stelle der Beziehung zur Sickerwassermenge auch die Beziehung zum Niederschlag der vorangegangenen Monate berechenbar sein. Das hätte den Vorteil, daß die Verdunstung nicht berechnet werden muß. Die von Jahr zu Jahr unterschiedliche Wasserhaushaltskomponente "Speicheränderung" kann dadurch zumindest annähernd erfaßt werden, daß auch Niederschläge vor dem Beginn des hydrologischen Winterhalbjahres in die Auswertung einbezogen werden. Weiterhin ist denkbar, daß auch der sommerliche Nährstoffentzug der Pflanze, der in trockenen Jahren geringer ist als in feuchten, im Nmin-Wert des Frühjahrs durch Beziehungen zum Niederschlag in der Wachstumsperiode nachweisbar ist. Es ist weiterhin davon auszugehen, daß nicht nur der Niederschlag, sondern auch die Temperatur den Nmin-Wert beeinflussen. Wie andere biochemische Reaktionen sind auch Mineralisation, Denitrifikation und die Stickstoffaufnahme der Pflanzen mehr oder weniger temperaturabhängig. Deshalb muß ebenfalls die Beziehung zwischen Nmin-Wert und

Temperatur untersucht werden. Auch ist es möglich, daß sich die Nmin-Werte im Laufe der Jahre geändert haben. So ist zu überprüfen, ob zeitliche Trends feststellbar sind.

4.2.1.1 Nmin-Werte aus dem Untersuchungsgebiet

Es werden zunächst alle verfügbaren Nmin-Werte fünf verschiedener Herkünfte dargestellt. Regressionsmodelle werden nur für die Meßreihen der Zuckerrübenfabrik, der NW-Gemeinden und des Beratungsrings berechnet (Kap. 4.2.1.2). Die beiden anderen Meßreihen werden für Vergleiche an anderer Stelle benötigt.

Zuckerrübe

Die Nmin-Werte vor Zuckerrübe sind in Abb. 16 dargestellt. Die Kurven verlaufen weitgehend parallel, was auf vergleichbare Witterung und Bewirtschaftung zurückzuführen ist. Die letzten Nmin-Werte der Zuckerrübenfabrik im Jahr 1982 sind annähernd gleich hoch wie die der Nmin-Werte des Bodenuntersuchungsinstitutes, dessen Meßreihe in diesem Jahr beginnt. So schließt die Meßreihe des Bodenuntersuchungsinstitutes lückenlos an die der Zuckerrübenfabrik an. Die Werte des Beratungsrings liegen überwiegend 5 - 10 kg N/ha unter denen der beiden anderen Meßreihen. Die Nmin-Werte der NW-Gemeinden sind zunächst niedriger als die Werte des Bodenuntersuchungsinstitutes, übersteigen diese jedoch in den letzten beiden Jahren deutlich. Aus dem Wassereinzugsgebiet Alt Wallmoden - Baddeckenstedt (WEG AB) liegen nur die Werte ab 1994 vor. Sie sind, entgegen der Entwicklung der übrigen Meßreihen, 1995 gegenüber 1994 gesunken. Die hohen Werte von 1996 sind durch extreme Witterungsverhältnisse bedingt.

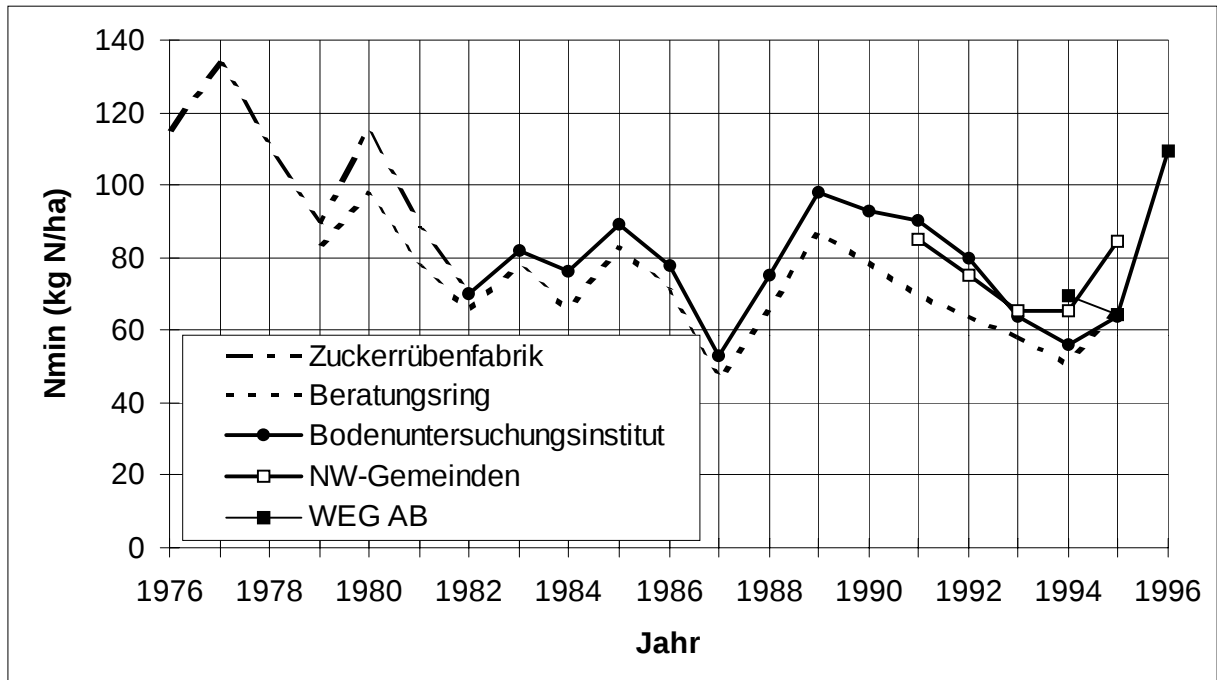


Abb. 16: Nmin-Werte vor Zuckerrübe in verschiedenen Meßreihen.

Winterweizen

Auch vor Winterweizen (Abb. 17) sind die Nmin-Werte des Beratungsrings im Durchschnitt um etwa 10 kg N/ha niedriger als die Nmin-Werte des Bodenuntersuchungsinstitutes. Die Nmin-Werte aus den NW-Gemeinden sind zunächst annähernd gleich hoch wie die Nmin-Werte des Bodenuntersuchungsinstitutes. Nur im letzten Jahr übersteigen sie diese deutlich. Wie bei Zuckerrübe, so sind auch bei Winterweizen die Nmin-Werte im WEG AB entgegen dem Trend der übrigen Meßreihen 1995 deutlich niedriger als 1994. Auch bei Winterweizen sind die Nmin-Werte witterungsbedingt im Jahr 1996 deutlich erhöht.

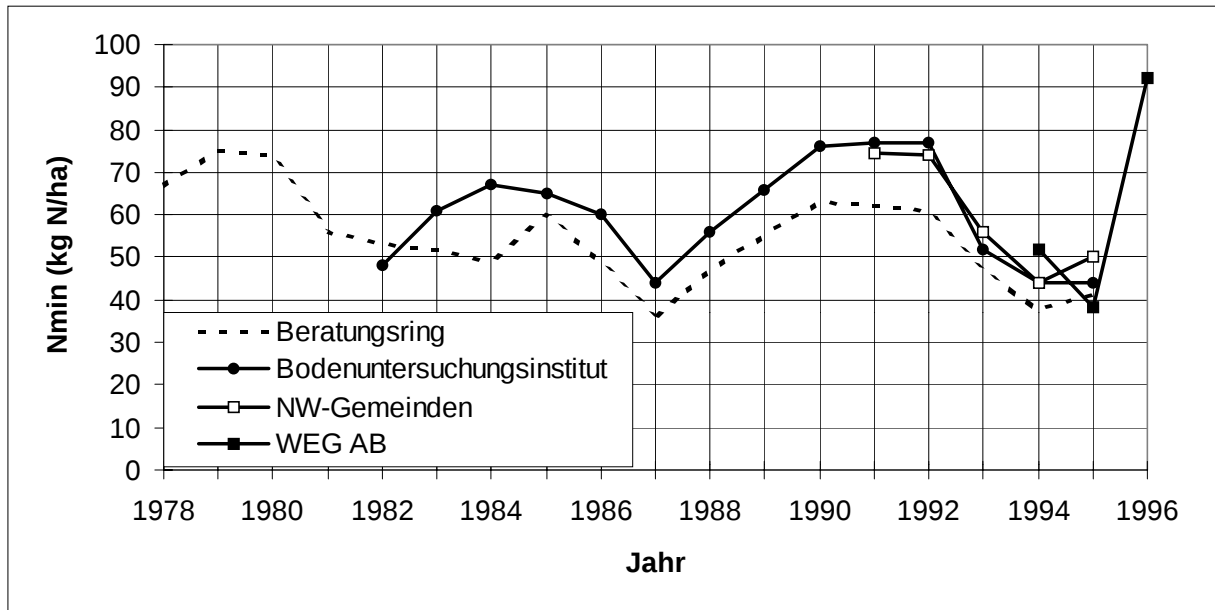


Abb. 17: Nmin-Werte vor Winterweizen in verschiedenen Meßreihen.

Wintergerste

Die Nmin-Werte der Wintergerste (Abb. 18) sind beim Beratungsring ebenfalls niedriger als die des Bodenuntersuchungsinstitutes. Im Jahr 1982 fehlen Daten des Beratungsringes, so daß die Meßreihe hier eine Lücke aufweist. Die Werte der NW-Gemeinden liegen, besonders 1995, unter den Nmin-Werten des Bodenuntersuchungsinstitutes. Im WEG AB gibt es nur wenige Messungen vor Wintergerste, so daß auf eine Darstellung verzichtet wird.

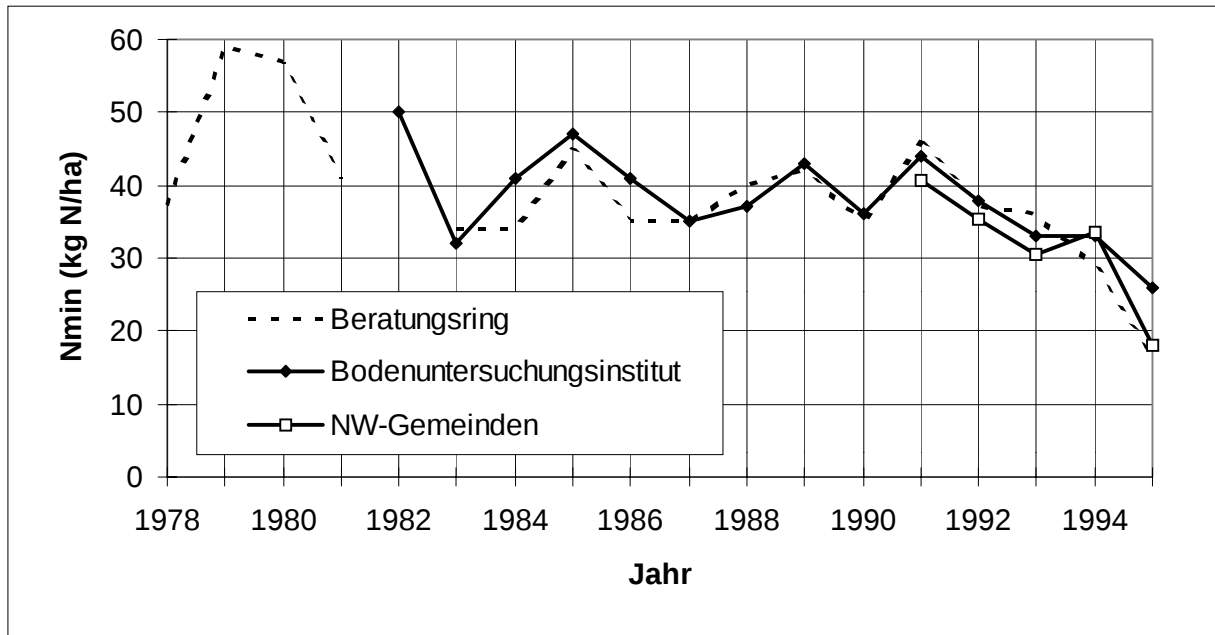


Abb. 18: Nmin-Werte vor Wintergerste in verschiedenen Meßreihen.

Neben den Nmin-Werten können monatliche Niederschläge von mehreren Stationen im Untersuchungsgebiet als Eingabedaten genutzt werden. Tab. 12 gibt einen Überblick über die Herkunft der Witterungsdaten. Die Stationen wurden entsprechend dem geographischen Schwerpunkt des Herkunftsgebietes der Nmin-Werte ausgewählt.

Tab. 12: Herkunft der Witterungsdaten für die Regressionsmodelle.

Meßreihe	Temperaturdaten	Niederschlagsdaten
Zuckerrübenfabrik	Hildesheim	Mittelwerte der Stationen Salzgitter-Ringelheim und Langelsheim-Talsperre
NW-Gemeinden	Hildesheim	Lamspringe
Bodenuntersuchungsinstitut	Hildesheim	Hildesheim

4.2.1.2 Regressionsmodelle der einzelnen Meßreihen

Es werden in diesem Kapitel nur die mathematischen Beziehungen dargestellt. Auf die kausalen Zusammenhänge wird in Kap 4.2.1.4 eingegangen. Die Eingangsdaten der Regressionsmodelle sind in den Tabellen 8-10 im Anhang dargestellt.

4.2.1.2.1. Meßreihe „Zuckerrübenfabrik“

Von 1976 - 1982 wurden die Nmin-Werte bis in 90 cm Tiefe bestimmt. Ab 1983 wurde die Schicht der Tiefe 60-90 cm nicht mehr untersucht. Deshalb konnten die Nmin-Werte aller drei Schichten nur bis 1982 verwendet werden. Für die ersten beiden Schichten liegen Werte bis 1989 vor, die auch bis zu diesem Jahr ausgewertet wurden. Bei der Betrachtung der einzelnen Schichten werden also bis 60 cm Tiefe 14 Jahre, für die Schicht 60-90 cm nur 7 Jahre untersucht. Tabelle 13 gibt wesentliche statistische Maßzahlen des Ergebnisses wieder.

Tab. 13: Statistische Maßzahlen der Regressionsmodelle „Zuckerrübe, Zuckerrübenfabrik“.

		Tiefe [cm]			
		0-30	30-60	60-90	0-90
Jahre		1976/89	1976/89	1976/82	1976/82
Einflußgrößen					
Niederschlag [#]	[mm]	12-2**	9-2***	7-2**	10-2 **
Temperatur [#]	[°C]		10-2*		8-2*
Probenahmetermin	[kg N/d]	ja *	nein	nein	nein
Koeffizienten					
Niederschlag	[kg N/ha/100mm]	- 9,9	- 12,2	- 6,3	- 27,1
Temperatur	[kg N/ha/°C]		2,4		20,9
Probenahmetermin	[kg N/d]	0,54			
Konstante	[kg N/ha]	18,0	64,2	58,4	36,1
Standardabweichung					
Nmin	[kg N/ha]	9,4	10,1	6,0	21,0
Residuen	[kg N/ha]	4,6	4,1	2,7	5,9
r²		0,75	0,83	0,8	0,93
Irrtumswahrscheinlichkeit des Modells	[%]	0,04	0,01	0,67	0,51

[#] Die Zahlenwerte in diesen Zeilen bezeichnen die Monate, die den deutlichsten Witterungseinfluß aufweisen. Es handelt sich dabei um die Monate unmittelbar vor dem Probenahmetermin im Frühjahr.

Für die Nmin-Werte der Schicht von 0-90 cm konnte ein hoch signifikanter Einfluß des Niederschlags von Oktober bis Februar und der Temperatur von August bis Februar nachgewiesen werden. Das gesamte Modell ist mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit 0,5 % hoch signifikant. Der multiple Regressionskoeffizient beträgt 0,93. Während die Standardabweichung der Nmin-Werte 21,0 kg N/ha beträgt, ist die Standardabweichung der Residuen mit 5,9 kg N/ha vergleichsweise gering.

Der Koeffizient des Niederschlags beträgt $-0,271 \text{ kg N/ha/mm}$. Dies besagt, daß 1 mm mehr Niederschlag den Nmin-Wert um $0,271 \text{ kg N/ha}$ absenkt, 100 mm mehr Niederschlag also den Nmin-Wert um $27,1 \text{ kg N/ha}$ verringern. Zur besseren Anschaulichkeit wird im folgenden unter Niederschlagskoeffizient der auf 100 mm Niederschlag bezogene Wert verstanden.

Ein Koeffizient der Temperatur von $20,9 \text{ kg N/ha/}^\circ\text{C}$ zeigt an, daß ein Anstieg der mittleren Temperatur der vorangegangenen 7 Monate um 1°C den Nmin-Wert im Frühjahr um $20,9 \text{ kg N/ha}$ steigen läßt. Ein insgesamt etwas genaueres Modell ($r^2 = 0,95$) konnte mit der Niederschlagssumme ab September bzw. April berechnet werden. Dabei erhöhte sich allerdings deutlich die Irrtumswahrscheinlichkeit für den Temperaturkoeffizienten (Beziehung nur noch signifikant statt hoch signifikant), so daß im weiteren das Modell mit dem etwas geringeren Bestimmtheitsmaß betrachtet wird.

Unterteilt nach den einzelnen Schichten ergibt sich folgendes Bild: Die Schicht von 0-30 cm ist neben dem Niederschlag von Dezember bis Februar auch vom mittleren Probenahmetermin beeinflusst. Jeder Tag, den die Probenahme im Frühjahr später erfolgt, erhöht den Nmin-Wert um $0,54 \text{ kg N/ha/30 cm}$. Vom Niederschlag der Monate Oktober bis Februar und der Temperatur von September bis Februar ist der Nmin-Wert der Schicht von 30-60 cm bestimmt. Die Temperatur wirkt hier positiv. In der untersten Schicht ist nur ein Einfluß des Niederschlags feststellbar. Am besten ist die Niederschlagssumme von Juli bis Februar korreliert. Der Einfluß von Temperatur und Probenahmetermin ist signifikant, der des Niederschlages hoch bis höchst signifikant.

4.2.1.2.2 Meßreihen „NW-Gemeinden“

Es wurden überwiegend drei Schichten (0-30, 30-60 und 60-90 cm) beprobt, teilweise nur zwei, in Einzelfällen nur eine Schicht. Bei der Bestimmung mittlerer Nmin-Werte wurde der Mittelwert aller vorhandenen Werte einer Schicht gebildet.

Winterweizen

Tabelle 14 enthält Angaben über die verwendeten Eingangsdaten sowie wichtige Kenngrößen der Regressionsmodelle.

Tab. 14: Statistische Maßzahlen der Regressionsmodelle „Winterweizen, NW-Gemeinden“.

		Tiefe [cm]			
		0-30	30-60	60-90	0-90
Anzahl Messungen		712	710	482	482
Einflußgrößen					
Niederschlag [#]	[mm]	9-2**	7-2**	5-2**	12-2**
Temperatur [#]	[°C]	1-2**		11-2*	
Koeffizienten					
Niederschlag	[kgN/ha/100mm]	-8,4	-4,9	-3,6	-22,9
Temperatur	[kg N/ha/°C]	-2,3		1,7	
Konstante	[kg N/ha]	59,3	46,8	42,1	112,1
Standardabweichung					
Nmin	[kg N/ha]	6,1	5,0	4,3	13,9
Residuen	[kg N/ha]	0,3	0,7	0,5	2,8
r²		0,997	0,981	0,985	0,96
Irrtumswahrscheinlichkeit des Modells [%]		0,33	0,11	0,15	0,4

[#] Die Zahlenwerte in diesen Zeilen bezeichnen die Monate, die den deutlichsten Witterungseinfluß aufweisen. Es handelt sich dabei um die Monate unmittelbar vor dem Probenahmetermin im Frühjahr.

In allen drei Schichten hat der Niederschlag einen hoch signifikanten Einfluß. Die Länge des Zeitraums, dessen Niederschlagssumme mit dem Nmin-Wert am besten korreliert, steigt mit zunehmender Tiefe: In der obersten Schicht ergibt sich die beste Beziehung aus der Niederschlagssumme ab September, darunter ab Juli und in der untersten Schicht ab Mai. Der Temperaturkoeffizient ist in der obersten Schicht negativ, in der untersten positiv. In der Schicht 30-60 cm ist kein Temperatureinfluß feststellbar. Das Bestimmtheitsmaß ist in allen drei Schichten > 0,98. Die Modelle sind für alle drei Schichten hoch signifikant.

Auf den Nmin-Wert der Schicht 0-90 cm hat allein der Niederschlag einen gesicherten Einfluß, der am deutlichsten bei der Niederschlagssumme von Dezember bis Februar ist. Das Bestimmtheitsmaß des Modells ist mit 0,96 etwas geringer als das der einzelnen Schichten, aber auch diese Beziehung ist hoch signifikant.

Wintergerste

Die Nmin-Werte der Wintergerste sind in allen drei Schichten signifikant bis hoch signifikant von Niederschlag und Temperatur abhängig, und zwar sinkt der Nmin-Wert mit steigender Temperatur. Auch hier ist die Tendenz zu beobachten, daß mit zunehmender Bodentiefe weiter in die Vergangenheit zurückreichende Zeiträume die beste Beziehung ergeben (Tab. 15). Die Summe der Nmin-Werte der drei Schichten ist ebenfalls hoch signifikant von Niederschlag und Temperatur abhängig. Die beste Beziehung ergibt sich für Niederschlag und Temperatur im Zeitraum November bis Februar.

Tab. 15: Statistische Maßzahlen der Regressionsmodelle „Wintergerste, NW-Gemeinden“.

		Tiefe [cm]			
		0-30	30-60	60-90	0-90
Anzahl Messungen		173	171	109	109
Einflußgrößen					
Niederschlag [#]	[mm]	10-2*	8-2**	8-2*	11-2**
Temperatur [#]	[°C]	1-2**	11-2*	10-12*	11-2**
Koeffizienten					
Niederschlag	[kg N/ha/100mm]	-2,7	-1,6	-2,5	-10,9
Temperatur	[kg N/ha/°C]	-3,0	-1,4	-1,6	-4,6
Konstante	[kg N/ha]	29,2	21,9	32,0	80,3
Standardabweichung					
Nmin	[kg N/ha]	4,4	2,4	2,9	8,4
Residuen	[kg N/ha]	0,2	0,1	0,3	0,4
r²		0,997	0,999	0,987	0,997
Irrtumswahrscheinlichkeit des Modells	[%]	0,33	0,15	1,3	0,20

[#] Die Zahlenwerte in diesen Zeilen bezeichnen die Monate, die den deutlichsten Witterungseinfluß aufweisen. Es handelt sich dabei um die Monate unmittelbar vor dem Probenahmetermin im Frühjahr.

Zuckerrübe

Für die Nmin-Werte vor Zuckerrübe ist in dieser Meßreihe keine zufriedenstellende Abhängigkeit von Witterungsdaten zu finden. Der Anstieg der Nmin-Werte in den NW-Gemeinden vor Zuckerrübe gegenüber den Gesamt-Nmin-Werten des Bodenuntersuchungsinstitutes läßt sich jedoch mit einem Polynom 2ter Ordnung (Abb. 19) sehr gut beschreiben. Dies läßt auf Änderungen in der Bewirtschaftungsweise schließen, da auch Verhaltensänderungen in Grup-

pen sich kurvenförmig (Normalverteilung) beschreiben lassen. Welcher Art die vermuteten Bewirtschaftungsänderungen sein können, konnte nicht geklärt werden.

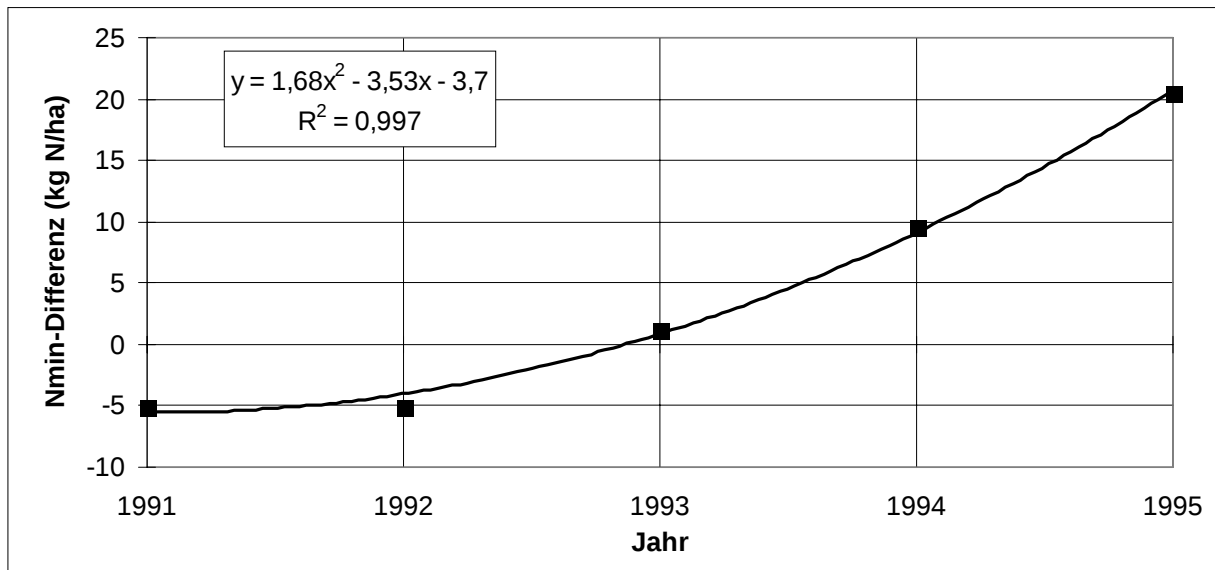


Abb. 19: Differenz der Nmin-Werte vor Zuckerrübe aus den NW-Gemeinden und den Nmin-Werten des Bodenuntersuchungsinstitutes von 1991 - 1995.

4.2.1.2.3 Meßreihen „Bodenuntersuchungsinstitut“

Wie bereits angesprochen, sind Fragen nach der Vorhersagegenauigkeit und Sicherheit der Modelle mit den weitgehend aus dem Untersuchungsgebiet stammenden, relativ kurzen Meßreihen der NW-Gemeinden und der Zuckerrübenfabrik kaum zu beantworten. Dies soll durch Regressionsmodelle längerer Meßreihen des Bodenuntersuchungsinstituts von 1982 - 1995 geschehen. Auch in diesem Kapitel werden nur die mathematischen Beziehungen angesprochen.

Wichtige statistische Maßzahlen der Regressionsmodelle für Winterweizen, Zuckerrübe und Wintergerste sind in Tab. 16 dargestellt. Die Tabelle enthält zwei Modelle für Zuckerrübe, da in einem Fall das Quadrat der Temperatur als zusätzliche Variable in das Gleichungssystem einbezogen wird.

Tab. 16: Statistische Maßzahlen der Regressionsmodelle des Bodenuntersuchungsinstitutes (alle Fruchtarten).

Fruchtart	Einheit	Zucker- rübe1	Zucker- rübe2	Winter- weizen	Winter- gerste
Einflußgrößen					
Niederschlag [#]	[mm]	10 - 2***	10 - 2***	11 ^{&} -2***	1-2***
Temperatur [#]	[°C]	7 ^{&} - 2***	7 ^{&} - 2***		11 - 2
Koeffizienten					
Niederschlag	[kgN/ha/100mm]	-19,5	-19,3	-8,7	-12,2
Temperatur	[kg N/ha/°C]	7,2	-85,7		-1,2
(Temperatur) ²	[kg N/ha/°C]		5,2		
Konstante	[kg N/ha]	72,6	481,1	147,9	55,5
Standardabweichung					
Nmin	[kg N/ha]	13,7	13,7	12,2	6,4
Residuen	[kg N/ha]	3,6	2,5	3,9	2,9
r²					
		0,93	0,97	0,90	0,80
Irrtumswahrscheinlichkeit des Modells	[%]	<0,005	<0,005	<0,005	0,01

[#] Die Zahlenwerte in diesen Zeilen bezeichnen die Monate, die den deutlichsten Witterungseinfluß aufweisen. Es handelt sich dabei um die Monate unmittelbar vor dem Probenahmetermin im Frühjahr.

& = Kennzeichnung für Einflüsse, die zwei Kalenderjahre zurückreichen. Z.B. steht 7[&]-2 für den Zeitraum von Juli 20 Monate vor dem mittleren Probenahmetermin bis Ende Februar.

Zuckerrübe

Ähnlich wie im Regressionsmodell für die Daten der Zuckerrübenfabrik wird hier mit der Niederschlagssumme der Monate Oktober bis Februar die beste Anpassung erreicht. Dagegen ist der Zeitraum für den am besten korrelierten Temperatureinfluß deutlich größer: Die mittlere Temperatur der letzten 20 Monate vor dem mittleren Probenahmetermin Ende Februar ergibt die höchste Modellgenauigkeit. Diese Zeitspanne ist ausgesprochen lang, so daß zu prüfen ist, ob die gefundene Beziehung zufällig ist.

Deshalb wurde schrittweise der Zeitraum verlängert wird, dessen mittlere Temperatur mit dem Nmin-Wert korreliert wird. Wie sich dabei das Bestimmtheitsmaß der Modelle ändert, wenn zunehmend mehr Monate bei der Bildung der Temperatursumme berücksichtigt werden, zeigt

Abb. 20. Begonnen wird mit dem Februar, der unmittelbar dem mittleren Probenahmetermin vorausgeht. (Als zweite unabhängige Variable bleibt unverändert die Niederschlagssumme der Monate Oktober bis Februar im Gleichungssystem.)

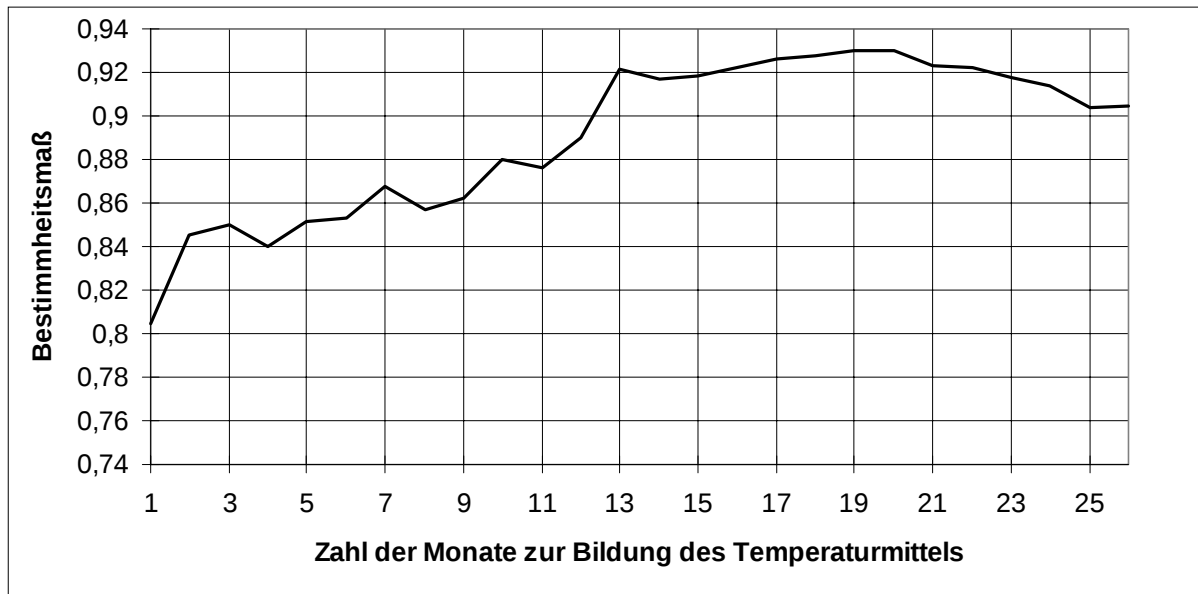


Abb. 20: Bestimmtheitsmaß des Modells zur Zuckerrübe (Bodenuntersuchungsinstitut) in Abhängigkeit von der mittleren Temperatur zunehmend größerer Zeitspannen.

Mit größer werdendem Berechnungszeitraum steigt das Bestimmtheitsmaß bis zum 13. Monat (d.h. Februar des vorangegangenen Kalenderjahres) relativ stetig an und erreicht seinen höchsten Wert mit der mittleren Temperatur der letzten 20 Monate, also einschließlich des Julis zwei Kalenderjahre vor dem mittleren Probenahmetermin. Danach sinkt es allmählich wieder. Der relativ gleichmäßige Verlauf der Kurve und die sehr geringe Irrtumswahrscheinlichkeit (0,05 %) für den Temperatureinfluß belegen, daß die Beziehung nicht als zufällig eingestuft werden kann. Auch der Einfluß des Niederschlags ist mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $< 0,005$ % höchst signifikant. Gleiches gilt für das gesamte Modell.

Um die Prognosefähigkeit des Modells zu testen, wurden, wie in Kap 3.9 beschrieben, zunehmend mehr Jahre bei der Modellbildung berücksichtigt (Abb. 21).

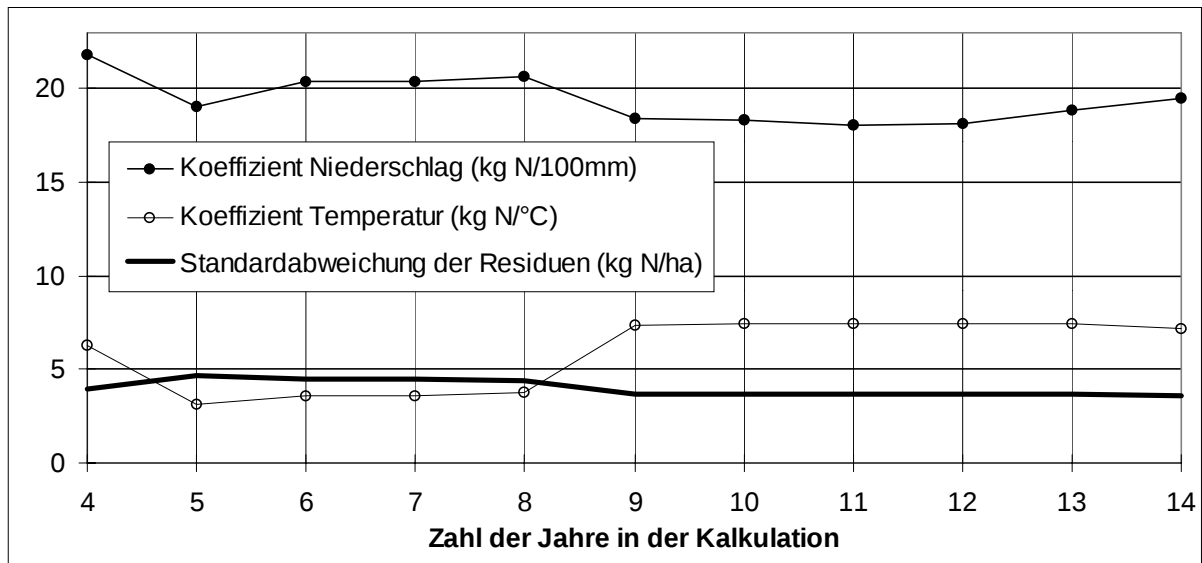


Abb. 21: Statistische Maßzahlen zur Abhängigkeit des Nmin-Wertes der Zuckerrübe (Bodenuntersuchungsinstitut) von Niederschlag und Temperatur bei zunehmender Zahl von Jahren in der Kalkulation.

Es zeigt sich, daß die Standardabweichung der Residuen, auch wenn nur wenige Jahre zur Kalkulation herangezogen werden, fast ebenso gering ist wie bei der Auswertung aller Jahre. Der Nmin-Wert auch zukünftiger Jahre (d.h. bis 1995) ist schon mit nur 4 Jahren (1982 - 1986) in der Kalkulation beinahe gleich genau vorhersagbar wie unter Berücksichtigung aller Daten. Die Koeffizienten ändern sich dagegen stärker. Der Niederschlagskoeffizient weist jedoch geringere relative Schwankungen als der Temperaturkoeffizient auf. (Der in allen Regressionsmodellen negative Niederschlagskoeffizient ist in dieser und allen folgenden Abbildungen zur besseren graphischen Veranschaulichung als positiv dargestellt.)

Eine Untersuchung der Temperaturabhängigkeit der Residuen zeigt systematische Abweichungen, die sich durch ein Polynom 2ten Grades beschreiben lassen (Abb. 22). Diese Abweichungen können deshalb bei der linearen multiplen Regressionsrechnung berücksichtigt werden, indem das Quadrat der Temperatur als zusätzliche Variable in das Modell aufgenommen wird (Tab. 16).

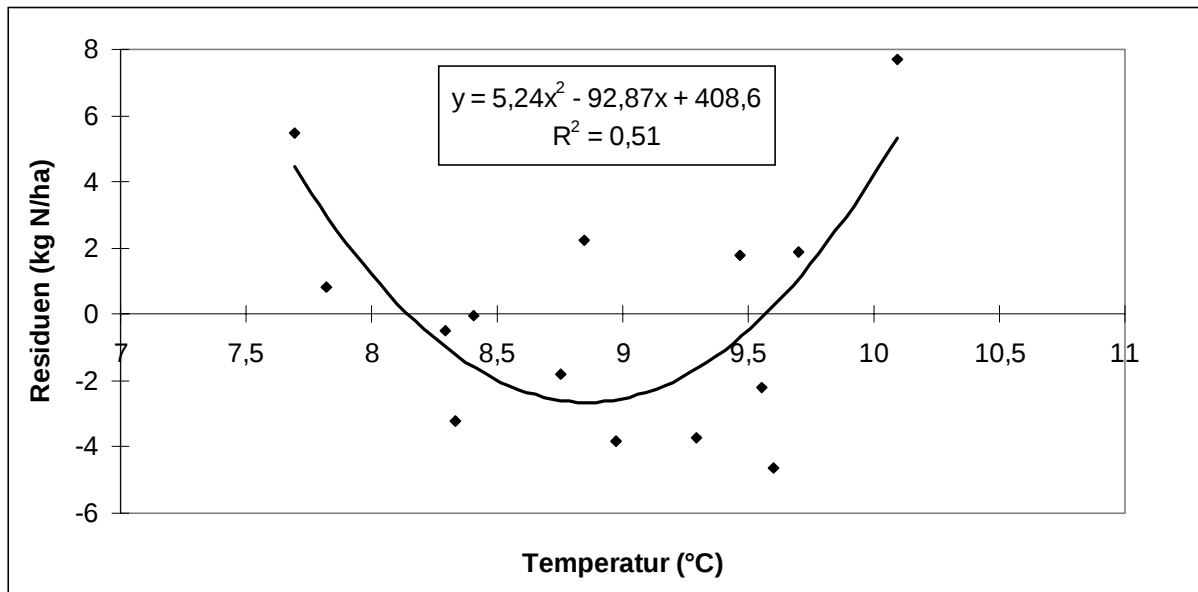


Abb. 22: Residuen des Modells der Zuckerrübe (Bodenuntersuchungsinstitut) in Abhängigkeit von der mittleren Temperatur des Berechnungszeitraumes.

Durch diese zusätzliche Variable im Modell steigt das Bestimmtheitsmaß auf 0,97, die Standardabweichung der Residuen sinkt auf 2,5 kg N/ha. Wie eine Überprüfung des Modells durch schrittweises Einbeziehen von Jahren in die Berechnung ergibt (Abb. 23), schwankt der Niederschlagskoeffizient nach Hinzunahme des quadratischen Elements noch weniger, und auch die Vorhersagegenauigkeit ist immer besser als die des rein linearen Modells. Ab dem neunten Jahr in der Kalkulation tritt keine Verbesserung der Vorhersageergebnisse ein.

Eine Abweichung der Vorhersage um nur 2,5 kg N/ha/90 cm ist als ausgesprochen gering einzustufen, wenn berücksichtigt wird, mit welchem minimalem Eingabeaufwand ein von so vielen Faktoren abhängige Größe wie der mittlere Nmin-Wert aller vom Bodenuntersuchungsinstitut für eine bestimmte Fruchtart durchgeführte Analysen vorhergesagt werden kann.

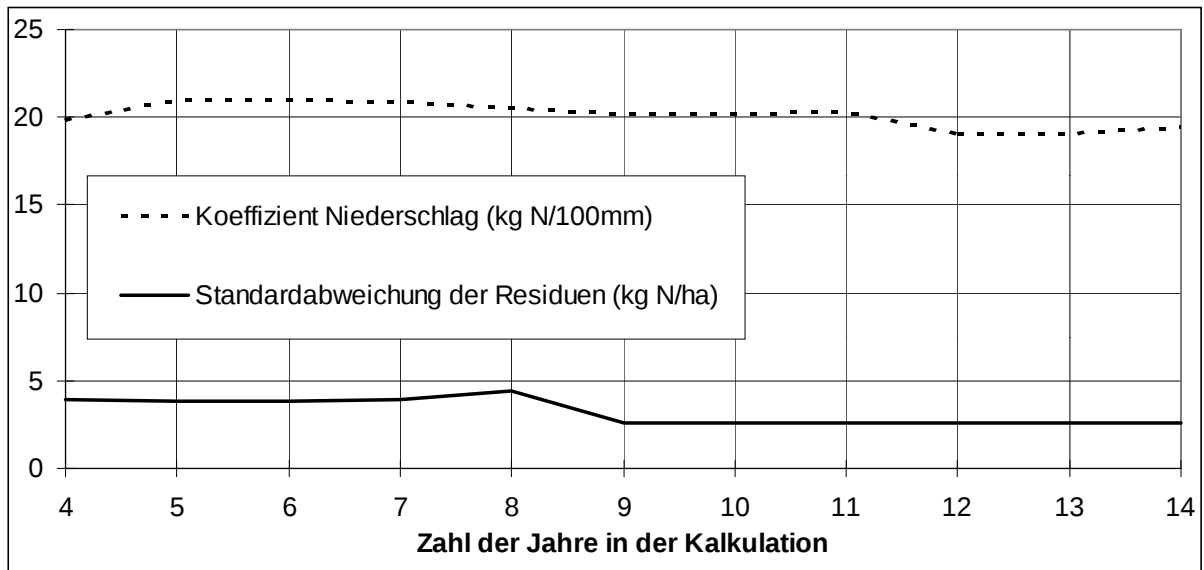


Abb. 23: Statistische Maßzahlen zur Abhängigkeit des Nmin-Wertes der Zuckerrübe (Bodenuntersuchungsinstitut) von Niederschlag, Temperatur sowie dem Quadrat der Temperatur bei zunehmender Zahl von Jahren in der Kalkulation.

Winterweizen

Der Nmin-Wert ist nur vom Niederschlag abhängig (Tab. 16). Wie der Einfluß der Temperatur auf den Nmin-Wert vor Zuckerrübe am deutlichsten bei Berücksichtigung der Werte von mehr als einem Jahr ist, so ist auch hier der Zeitraum, der die beste Beziehung aufweist, unerwartet groß. Auch für Winterweizen ist das Regressionsmodell höchst signifikant.

Die Abb. 24 zeigt die Änderung des Bestimmtheitsmaßes, wenn, wie in Abb. 20, zunehmend mehr Monate bei der Niederschlagssummenbildung berücksichtigt werden. Die Genauigkeit des Modells steigt relativ gleichmäßig und erreicht nach 12 Monaten ein Bestimmtheitsmaß von annähernd 0,90.

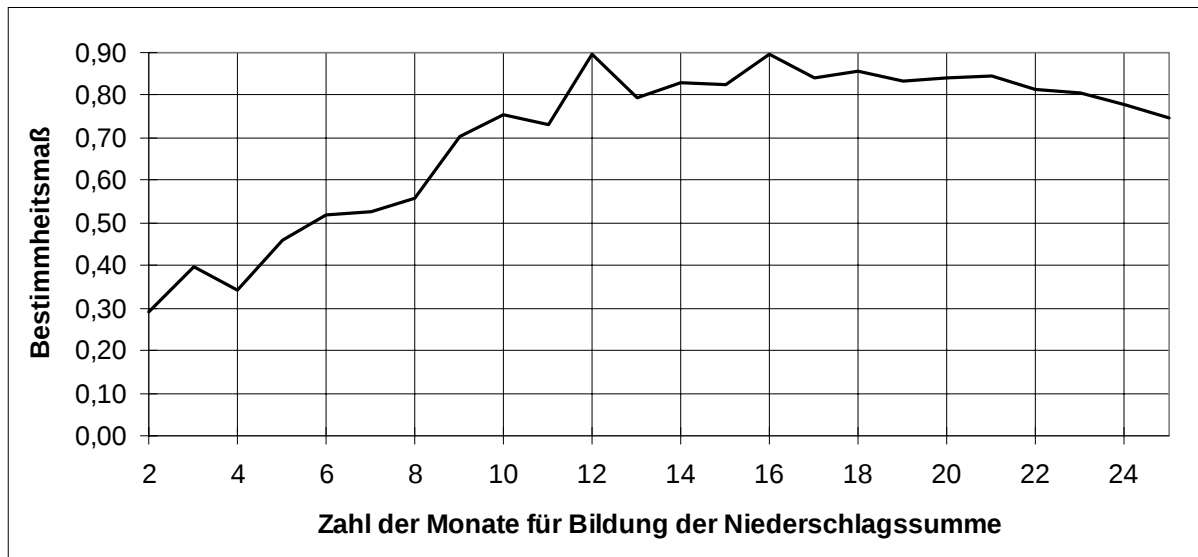


Abb. 24: Bestimmtheitsmaß des Modells Winterweizen (Bodenuntersuchungsinstitut) in Abhängigkeit von der Niederschlagssumme zunehmend größerer Zeitspannen.

Ein geringfügig höheres Bestimmtheitsmaß wird mit der Niederschlagssumme der letzten 16 Monate, also ab November des vorletzten Kalenderjahres erreicht. Danach sinkt die Modellgenauigkeit langsam. Der gleichmäßige Verlauf der Kurve und die äußerst geringe Irrtumswahrscheinlichkeit ($<0,005\%$) schließen wiederum eine nur zufällig gute Beziehung aus.

Wie sich Niederschlagskoeffizient und die Standardabweichung der Residuen ändern, wenn nur ein Teil der Jahre bei der Erstellung des Modells berücksichtigt wird, ist in Abb. 25 dargestellt. Wird nur aus den ersten drei Jahren eine Regressionsgleichung berechnet, so beträgt die Standardabweichung der Residuen 4 kg N/ha. Eine weitere Hinzunahme ändert diesen Wert nur sehr geringfügig. Die Nmin-Werte des gesamten Zeitraums von 14 Jahren lassen sich also schon aus dem Modell der Jahre von 1982 - 1985 genau berechnen. Der Koeffizient des Niederschlags schwankt nur relativ geringfügig. Wie bei Zuckerrübe ist also auch hier zu erkennen, daß aus den Daten weniger Jahre brauchbare Modelle erstellt werden können.

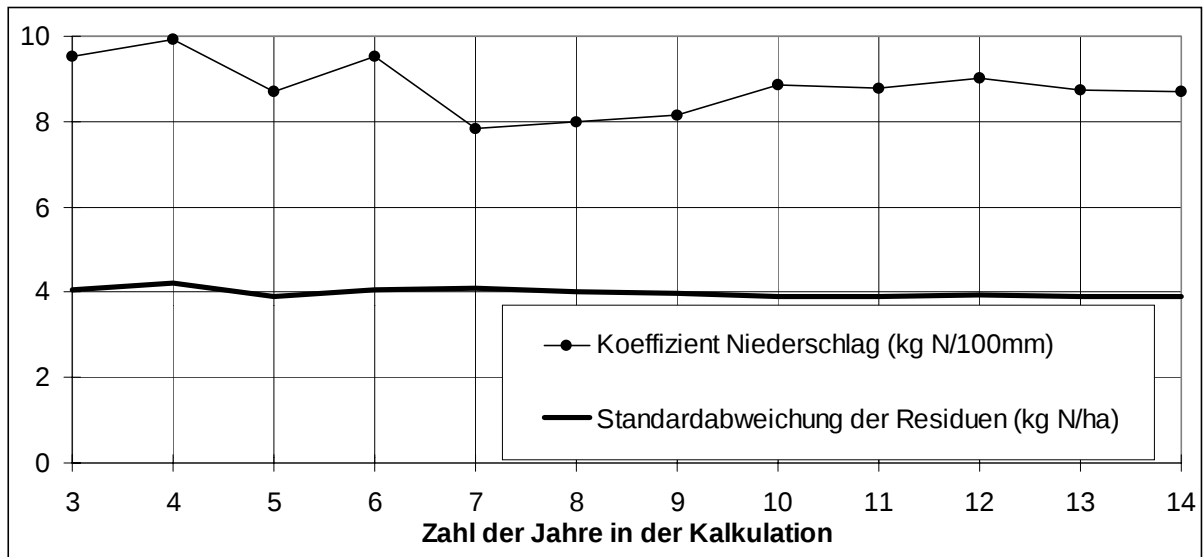


Abb. 25: Statistische Maßzahlen zur Abhängigkeit des Nmin-Wertes vor Winterweizen (Bodenuntersuchungsinstitut) vom Niederschlag bei zunehmender Zahl von Jahren in der Kalkulation.

Wintergerste

Wie Tab. 16 zeigt, konnte auch für Wintergerste ein höchst signifikantes Modell berechnet werden. Das Bestimmtheitsmaß und damit die Vorhersagegenauigkeit für die Nmin-Werte vor Wintergerste ist jedoch mit 0,80 geringer als bei Winterweizen und Zuckerrübe. Es wird deshalb nicht wie bei den anderen Früchten untersucht, wie sich die Vorhersagegenauigkeit bei zunehmender Zahl von Jahren in der Kalkulation ändert. Neben dem Niederschlag, dessen Einfluß höchst signifikant ist, ist ein Einfluß der Temperatur feststellbar, jedoch ist er mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5,1 % geringfügig oberhalb der Signifikanzgrenze. Da der Temperatureinfluß aber sehr nahe an der Signifikanzgrenze liegt, wird mit der Temperatur als zweite unabhängige Variable gerechnet.

4.2.1.3 Genauigkeit und Sicherheit der Ergebnisse

Zusammenfassend lassen die Ergebnisse der vierzehnjährigen Meßreihen den Schluß zu, daß wenige Jahre ausreichen können, um genaue Vorhersagen der Nmin-Werte machen zu können. Allerdings ist bei Irrtumswahrscheinlichkeiten $>1\%$ für die Koeffizienten davon auszu-

gehen, daß sich diese bei Aufnahme weiterer Jahre in die Regressionsrechnung noch deutlich ändern.

Wird der von VAN VEEN (1993) angeführte Maßstab für Genauigkeit (Abweichung $< 20 \text{ kg N/ha}$) an die Vorhersagen angelegt, so kann bei einer Standardabweichung von $2,5 - 4 \text{ kg N/ha}$ in langjährigen Meßreihen praktisch ausgeschlossen werden, daß auch nur die Prognose eines einzigen Jahres 20 kg N/ha überschreitet. Schon eine Abweichung von 8 kg N/ha ist bei einer Standardabweichung von 4 kg N/ha nur einmal in 20 Jahren zu erwarten. Das zeigt, daß besonders zur Beschreibung des N-Haushaltes einer Region mittlere $N_{\min}$ -Werte sehr gut geeignet sind.

4.2.1.4 Bedeutung der Koeffizienten

In diesem Kapitel werden die statistisch ermittelten Beziehungen auf ihre Ursachen zurückgeführt. Besondere Bedeutung kommt im Zusammenhang dieser Arbeit dem Koeffizienten für den Niederschlag zu. Deshalb wird auf den Niederschlagskoeffizienten ausführlicher als auf den Temperaturkoeffizienten eingegangen.

4.2.1.4.1 Niederschlagskoeffizient

Es ist naheliegend, den Rückgang des $N_{\min}$ -Gehaltes bei steigendem Niederschlag mit zunehmender Auswaschung zu erklären. Es stellt sich folglich die Frage, ob die ermittelten Koeffizienten des Niederschlags Hinweise auf das Verhältnis von Niederschlag und Auswaschung liefern.

Der Niederschlag im Herbst versickert zunächst, von möglichem Makroporenflüssen bei Starkregen abgesehen (LAMMEL, 1990), nicht, sondern füllt den Boden bis zur Feldkapazität auf. Auch verdunstet im gesamten Zeitraum ein Teil des Niederschlages. Im Untersuchungsgebiet findet im Winterhalbjahr jedoch auch bei unterdurchschnittlichen Niederschlägen in der Regel Versickerung statt, da die mittlere Sickerwassermenge der Ackerflächen 195 mm , die Standardabweichung der Niederschläge im Winterhalbjahr dagegen nur etwa 75 mm beträgt (Station Salzgitter-Ringelheim). Somit ist normalerweise die Niederschlagsmenge größer als die Wassermenge, die zum Auffüllen des Bodens benötigt wird und die in diesem Zeitraum ver-

dunstet. Jede Niederschlagsmenge, die über die Summe von Vorratsänderung des Bodens sowie Verdunstung hinaus den Boden erreicht, ist deshalb auch als Sickerwasser anzusehen. Dabei wird unterstellt, daß der jährliche Unterschied der Verdunstung und die jeweils zur herbstlichen Auffüllung des Bodenvorrats benötigten Wassermenge ohne größeren Einfluß auf das Modell sind. Weiterhin wird davon ausgegangen, daß der Oberflächenabfluß vernachlässigt werden kann. Daß jede Einheit zusätzlichen Niederschlags mit Sickerwasser gleichzusetzen ist, kann jedoch nur für die Herbst- und Winterniederschläge gelten. Im Sommer entsteht niederschlagsbedingter Wasser- und damit auch Nitratfluß, der zur Absenkung des Nmin-Wertes führt, weitgehend durch pflanzliche Nährstoffaufnahme.

Im Hinblick auf die Beziehung zwischen steigender Niederschlagssumme und Auswaschung ist ein Vergleich des Betrages des Niederschlagskoeffizienten mit dem Betrag der mittleren Nmin-Menge in der Schicht 60-90 cm aufschlußreich. Denn wenn der Niederschlagskoeffizient weitgehend durch Nitratauswaschung erklärt werden kann, sind Beziehungen zwischen dem Nmin-Wert dieser Schicht und dem Niederschlagskoeffizienten zu erwarten, da die Auswaschung aus dieser Schicht erfolgt. So konnten auch SIMON et al. (1988) eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse von Austragsbestimmungen feststellen, die einerseits aus dem Nmin-Wert der Schicht 60-90 cm und andererseits auf der Grundlage von Saugkerzenmessungen berechnet wurden.

In Tab. 17 sind für die drei Hauptfruchtarten die Niederschlagskoeffizienten sowie der mittlere Nmin-Wert der Schicht von 60-90 cm dargestellt.

Tab. 17: Niederschlagskoeffizient und mittlerer Nmin-Wert der Schicht 60-90 cm bei Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrübe.

Datenherkunft	Fruchtart	Nmin	Niederschlagskoeffizient
		kg N/ha/30 cm	kg N/ha/100 mm
NW-Gemeinden	Winterweizen	23,1	-22,9
NW-Gemeinden	Wintergerste	10,1	-10,9
Zuckerrübenfabrik	Zuckerrübe	29,0	-27,1

Die Beträge gleichen sich weitgehend. Eine offensichtliche Erklärung hierfür liegt in der Wassermenge, die sich in der Schicht von 60-90 cm Tiefe befindet. Wird von der Annahme ausgegangen, daß der Boden einen für Löß typischen Wassergehalt von 33 Vol % besitzt, enthält

die Schicht von 60-90 cm Tiefe 100 mm Wasser. Folglich verdrängen 100 mm Sickerwasser das Bodenwasser aus dieser Schicht. Mit diesem Bodenwasser wird auch die darin enthaltene Nitratmenge ausgewaschen, d.h. die Nitratmenge der Bodenschicht von 0-90 cm wird um die aus der Schicht von 60-90 cm verdrängte Menge verringert. Die große Ähnlichkeit zwischen Niederschlagskoeffizient und dem Nmin-Wert der Schicht von 60-90 cm, die bei allen Hauptfruchtarten zu beobachten ist, deutet also darauf hin, daß der Niederschlagskoeffizient tatsächlich dieses Verlagerungsgeschehen beschreibt.

Bestätigt wird diese Annahme durch die Änderung des Niederschlagskoeffizienten, wenn, wie in Abb. 20 und 24, zunehmend mehr Monate zur Bildung der Niederschlagssumme herangezogen werden. Abbildung 26 zeigt diesen Zusammenhang für die Nmin-Werte vor Winterweizen. Der mittlere Nmin-Wert der Schicht 60-90 cm in der Abbildung wurde aus den Werten aller Jahre, für die die Modelle erstellt wurden, berechnet. (Die Darstellung des Nmin-Wertes in der Abbildung ist mathematisch gesehen falsch, da er keine Funktion der x-Werte beschreibt. Die Darstellungsweise wurde trotzdem gewählt, um einen Vergleich der Beträge des Nmin-Wertes und des Niederschlagskoeffizienten zu ermöglichen.) Es ist kein Temperatureinfluß auf den Nmin-Wert der Schicht von 0-90 cm vor Winterweizen festzustellen, so daß nur mit dem Niederschlagseinfluß gerechnet wird.

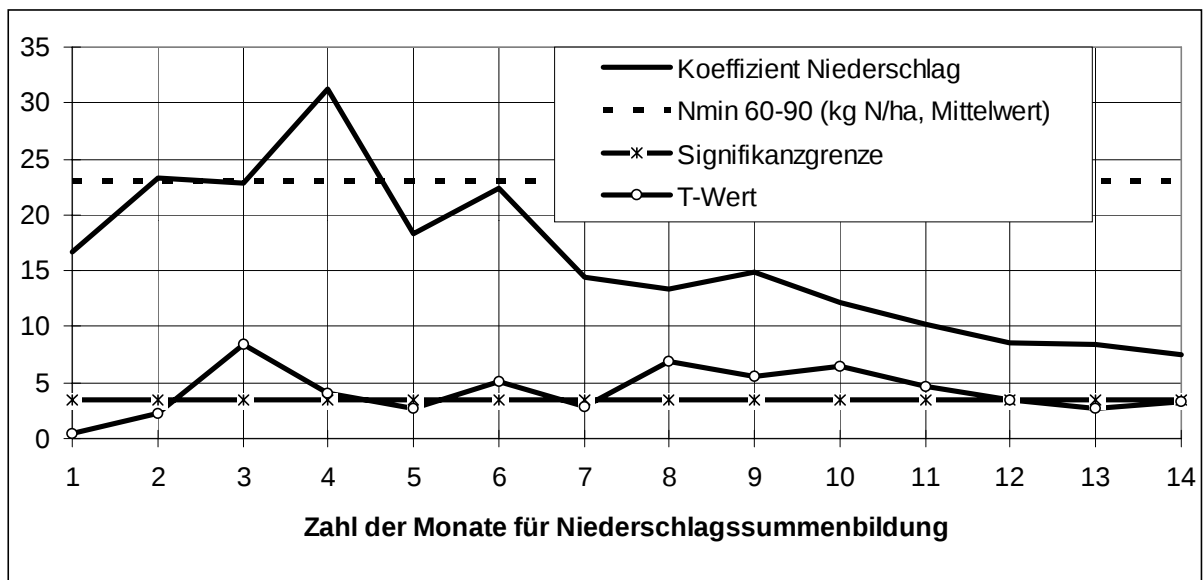


Abb. 26: Abhängigkeit des Niederschlagskoeffizienten von der Zahl der Monate zur Bildung der Niederschlagssumme (Winterweizen, NW-Gemeinden).

Der erste Monat in Abb. 26, dessen Einfluß auf den Nmin-Wert überprüft wird, ist der Monat Februar, da dieser dem mittleren Probenahmetermin Ende Februar unmittelbar vorausgeht. Es ist davon auszugehen, daß allein der Niederschlag des vorangegangenen Monats keinen signifikanten Einfluß auf den Nmin-Wert hat. Als Maß für die Signifikanz des Temperatureinflusses dient der T-Wert des Regressionsmodells. Dieser muß einen bestimmten Betrag übersteigen, wenn mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit, die $< 5\%$ ist, davon ausgegangen werden kann, daß tatsächlich eine Beziehung zwischen Niederschlagsmenge und Nmin-Wert besteht. Eine signifikante Beziehung kann, wie erwartet, zwischen dem Februarniederschlag und dem Nmin-Wert nicht festgestellt werden, da der T-Wert deutlich unter der Signifikanzgrenze liegt. Auch die Niederschlagssumme von Januar und Februar hat noch keinen signifikanten Einfluß, da auch für diese Beziehung der T-Wert unter der Signifikanzgrenze liegt. Dagegen liegt der T-Wert für den Niederschlagseinfluß der Monate Dezember bis Februar deutlich über der Signifikanzgrenze. Die nächste Niederschlagssumme, deren Einfluß deutlich über der Signifikanzgrenze liegt, ist die der vorangegangenen 6 Monate, also von September bis Februar. Auffallend ist, daß die ersten beiden Zeitspannen, deren Niederschlagseinfluß deutlich die Signifikanzgrenze überschreitet, Niederschlagskoeffizienten aufweisen, deren Betrag annähernd gleich groß ist wie der des gemittelten Nmin-Wertes der Schicht von 60-90 cm. Ab September ist in der Regel mit einem Auffüllen des Bodenvorrates zu rechnen, und etwa ab Dezember beginnt Versickerung in größerem Ausmaß, so daß Niederschläge in diesen Zeiträumen unmittelbar das Ausmaß der Versickerung bestimmen. Das bestätigt die Annahme, daß der Koeffizient des Niederschlags im wesentlichen das Auswaschungsgeschehen beschreibt. Dies gilt, wenn es sich bei dem Zeitraum, dessen Niederschlagssumme berücksichtigt wird, um Herbst- und Wintermonate handelt.

Denn es treten auch hohe Signifikanzen für die Niederschlagssumme der letzten 8 (ab Juli) bis 10 Monate (ab Mai) auf, und für diese ist der Betrag des Niederschlagskoeffizienten kleiner als der des Nmin-Wertes der Schicht von 60-90 cm. Im Zeitraum Mai bis Juli findet ein großer Teil der Nährstoffaufnahme der Vorkultur statt. Höhere Niederschläge in dieser Zeit senken den Nmin-Gehalt des Bodens, da sie ihn feucht halten und somit die Nährstoffaufnahme fördern. Folglich ist es verständlich, daß auch für diese Zeitspanne eine signifikante Beziehung zwischen Nmin-Wert der Schicht von 0-90 cm und Niederschlagskoeffizient besteht.

Ein Grund dafür, daß der Koeffizienten bei Einbeziehung der Niederschläge des Sommerhalbjahres niedriger ist als für Niederschlagssummen der Herbst- und Wintermonate, liegt in der stärkeren Evaporation dieses Zeitraums. Wasser, das direkt über den Boden verdunstet, transportiert keine Nährstoffe, wie es bei der Transpiration oder dem Sickerwasserfluß geschieht. Gleiches gilt für die Interzeption. Auch im Oberflächenabfluß, der überwiegend in den Sommermonaten bei Starkregen auftritt, ist nur wenig mineralischer Stickstoff enthalten. Weiterhin kann die Düngung während der Vegetationsperiode eine Rolle spielen, da sie überdurchschnittlichen Nährstoffentzug auszugleichen vermag.

Für Zuckerrübe (Zuckerrübenfabrik) ist eine ähnliche Kurve des Niederschlagskoeffizienten in Abhängigkeit von der Zahl der Monate für die Niederschlagssummenbildung erkennbar (Abb. 27).

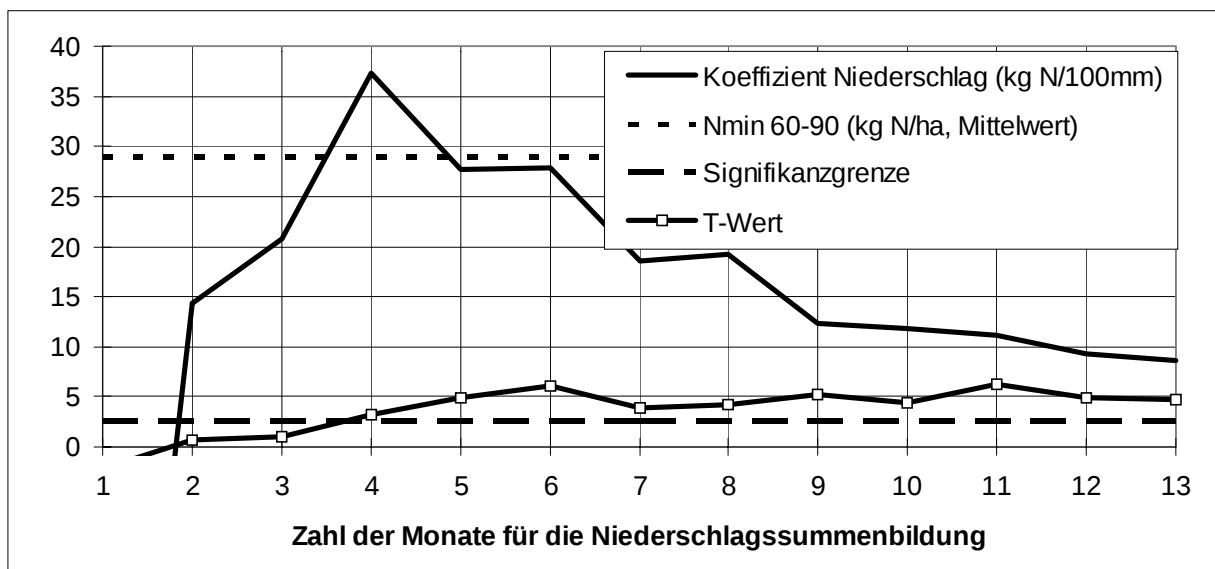


Abb. 27: Abhängigkeit des Niederschlagskoeffizienten von der Zahl der Monate zur Bildung der Niederschlagssumme (Zuckerrübe, Zuckerrübenfabrik).

Analog zum Winterweizen sind die Beträge der ersten beiden Niederschlagskoeffizienten, die deutlich über der Signifikanzgrenze liegen, ähnlich groß wie der Betrag des Nmin-Wertes. Im Unterschied zu Winterweizen sind jedoch alle untersuchten Niederschlagssummen bis zum 13. Monat signifikant oder hoch signifikant. So wird mit der Niederschlagssumme der letzten 11 Monate eine gleich niedrige Irrtumswahrscheinlichkeit erreicht wie mit der Niederschlagssumme der letzten 6 Monate. Der bei Winterweizen diskutierte Rückgang des Niederschlags-

koeffizienten, wenn Monate der Hauptwachstumsperiode in die Kalkulation einbezogen werden, ist auch hier zu beobachten.

Für Wintergerste gilt ähnliches wie für Winterweizen und Zuckerrübe (Abb. 28). Auch hier entsprechen die Beträge der ersten beiden Niederschlagskoeffizienten, die deutlich die Signifikanzgrenze überschreiten, annähernd dem Betrag des Nmin-Wertes der untersten Schicht. Auch hier handelt es sich um Niederschlagskoeffizienten der Herbst- und Wintermonate.

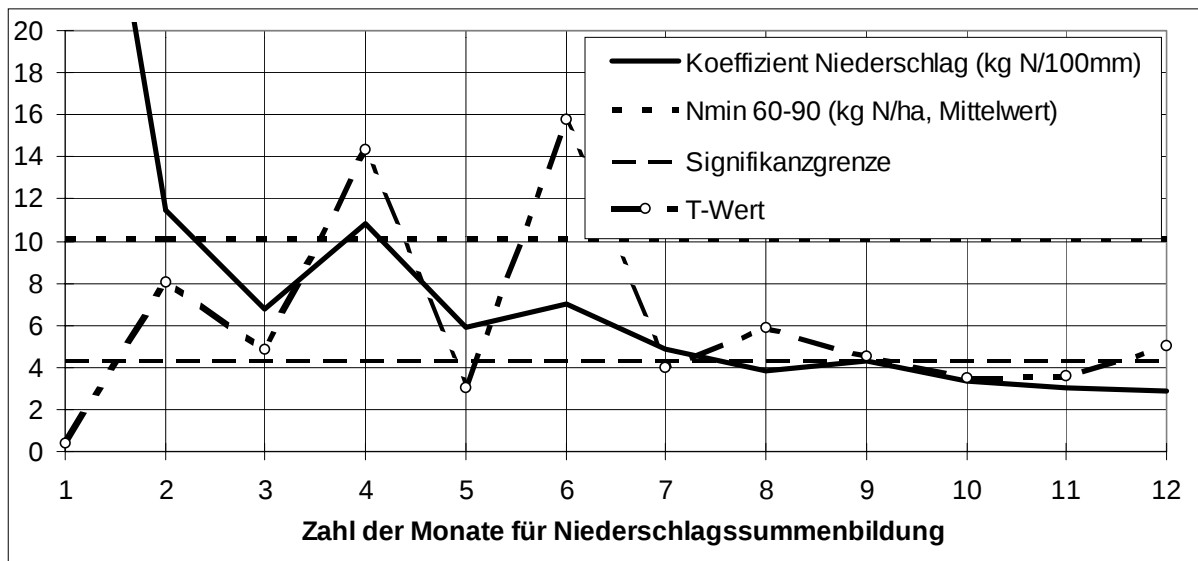


Abb. 28: Abhängigkeit des Niederschlagskoeffizienten von der Zahl der Monate zur Bildung der Niederschlagssumme (Wintergerste, NW-Gemeinden).

Wie bereits beschrieben (vgl. Abb. 24), besteht vor Winterweizen der 14-jährigen Meßreihe des Bodenuntersuchungsinstitutes die engste Beziehung zur Niederschlagssumme der Monate vom mittleren Probenahmetermin bis zum Juli des vorletzten Jahres. Hier wirken sich also die Auswaschung in zwei Sickerwasserperioden sowie die pflanzliche Nährstoffaufnahme von mehr als einer Wachstumsperiode auf den Nmin-Wert aus. Dies dürfte mit den höheren nutzbaren Feldkapazitäten der Böden sowie den geringeren Niederschlägen in der Umgebung von Hildesheim zu erklären sein. Daß bedeutet, nur eine Sickerwasserperiode reicht hier nicht aus, um die „Spuren“ der Witterung bzw. des Niederschlags eines Zeitraums von mehr als einem Jahr, der dieser Sickerwasserperiode voranging, zu „verwischen“.

Zusammenfassend ist von besonderer Bedeutung, daß die Übereinstimmung von Niederschlagskoeffizienten und Nmin-Wert in der Schicht 60-90 cm Hinweise auf die ausgewasche-

ne Stickstoffmenge liefert. Es kann näherungsweise davon ausgegangen werden, daß bis zum Probenahmetermin eine dem Produkt von Sickerwassermenge und Niederschlagskoeffizienten entsprechende Menge Stickstoff ausgewaschen worden ist. Dies gilt unter der vereinfachenden Annahme, daß 100 mm mehr Niederschlag in Herbst und Winter mit 100 mm mehr Sickerwasser in diesem Zeitraum gleichzusetzen sind. Weiterhin setzt dieser Ansatz voraus, daß der N_{min} -Wert in der Schicht von 60-90 cm vom Beginn der Sickerwasserperiode bis zum Probenahmetermin im Frühjahr nur unbedeutend schwankt, bzw. daß der N_{min} -Wert im Frühjahr in der Schicht von 60-90 cm zumindest dem mittleren N_{min} -Wert in der Schicht von 60-90 cm vom Beginn der Sickerwasserperiode bis zum Probenahmetermin entspricht.

Da der Betrag des N_{min} -Wertes in der Schicht von 60-90 cm annähernd gleich groß ist wie der des Niederschlagskoeffizienten, kann auch nach dem Probenahmetermin mit gleicher Auswaschungsrate gerechnet werden, wie sie aus dem Niederschlagskoeffizienten für den Zeitraum vor dem Probenahmetermin abgeleitet wurde.

Somit besteht bei bekannter Sickerwassermenge die Möglichkeit, die Nitratauswaschung des Winterhalbjahres sowohl aus dem Niederschlagskoeffizienten als auch aus dem N_{min} -Wert der Schicht 60-90 cm abzuschätzen. Weitere Belege für die Richtigkeit der Annahmen und Schlußfolgerung sind den Erläuterungen zu verschiedenen Nitrattiefenprofilen in Kap 4.2.2 zu entnehmen.

4.2.1.4.2 Temperaturkoeffizient

Die Geschwindigkeit der meisten biochemischen und auch einiger physikalischer Prozesse, die den N-Haushalt eines Ackerstandortes beeinflussen, steigt in aller Regel mit zunehmender Temperatur. Während der N_{min} -Wert bei steigender Temperatur durch Verstärkung der Mineralisation zunehmend steigt, senken höhere Temperaturen durch Beschleunigung der pflanzlichen N-Aufnahme, Denitrifikation und Immobilisierung den N_{min} -Wert des Bodens ab. Als temperaturabhängiger physikalischer Prozeß, der Einfluß auf den N_{min} -Wert hat, ist im wesentlichen die Verdunstung zu nennen, da sie z.B. die Wassermenge beeinflusst, die zur Auffüllung des Bodenwasservorrates im Herbst benötigt wird.

Wie die Tab. 13-15 (Kap 4.2.1.1) zeigen, ist der Temperaturkoeffizient der Schicht 0-90 cm für Zuckerrübe positiv, für Winterweizen ohne Einfluß und für Wintergerste negativ. Bei Wintergerste ist der Temperaturkoeffizient auch in den drei einzelnen Schichten negativ. Bei Winterweizen ist er in der obersten Schicht negativ und in der untersten positiv, in der mittleren Schicht ist kein Temperatureinfluß feststellbar. Bei Zuckerrübe ergibt sich ein positiver Temperatureinfluß in der mittleren Schicht. Diese Unterschiede können mit der unterschiedlichen Nährstoffaufnahme der Pflanzen in Herbst und Winter und mit Mineralisation weitgehend erklärt werden (Abb. 29).

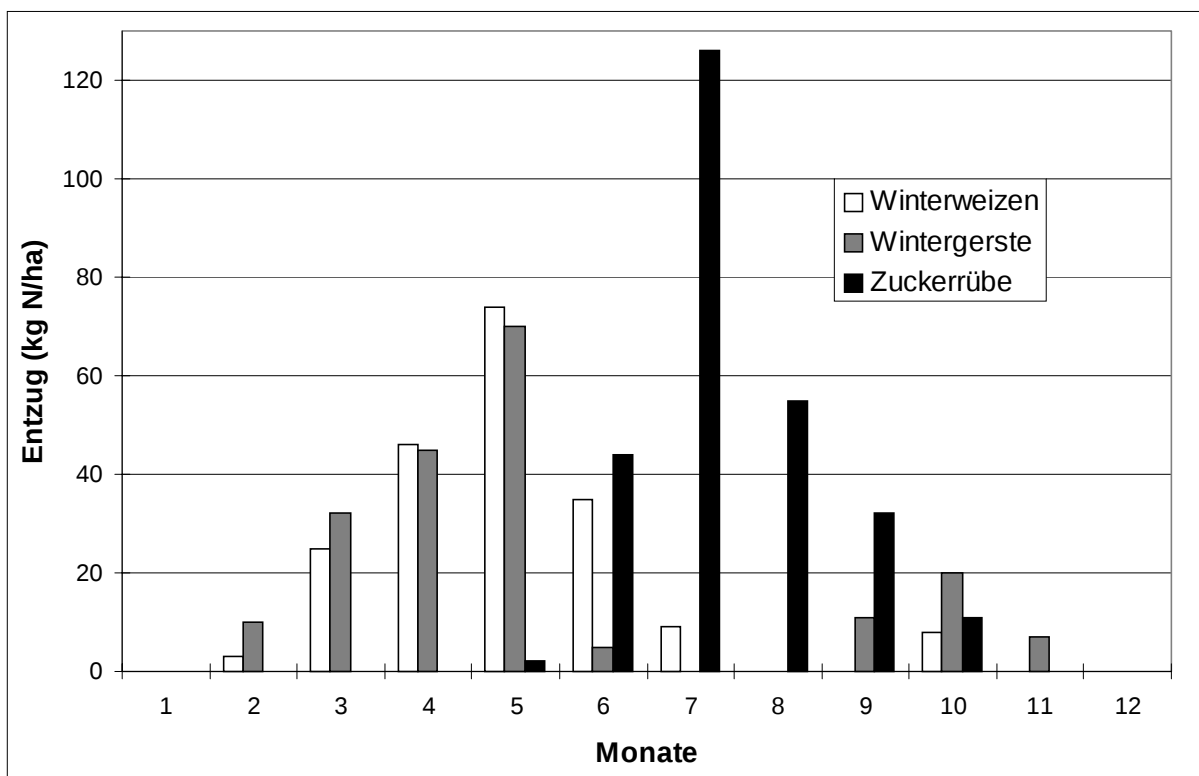


Abb. 29: Stickstoffaufnahme verschiedener Kulturen im Jahresverlauf (nach HAMM, 1991, S. 683).

Die Nährstoffaufnahme des Wintergetreides erfolgt unmittelbar vor der Beprobung, da der Boden noch nicht tief durchwurzelt ist, überwiegend aus der Schicht 0-30 cm, erniedrigt also vor allem den Nmin-Wert dieser Schicht. Der Stickstoffentzug weiter zurückliegender Zeiträume spiegelt sich in tiefer liegenden Bodenschichten wieder, da winterliche Auswaschung zu einer Verlagerung geführt hat. In diesen Schichten können deshalb Beziehungen zwischen der Nährstoffaufnahme im Herbst und dem Nmin-Wert nachgewiesen werden.

Die relativ starke herbstliche Nährstoffaufnahme der Wintergerste erklärt den negativen Temperaturkoeffizienten in den unteren Schichten. Er zeigt an, daß mit zunehmender Temperatur im Herbst die Nährstoffaufnahme stärker steigt als die Mineralisation. Weil Winterweizen dagegen im Herbst kaum Stickstoff entzieht, ist der Temperaturkoeffizient hier in der untersten Schicht positiv, d.h. höhere Temperaturen in diesem Zeitraum erhöhen den Nmin-Wert durch verstärkte Mineralisation. Die stärkere Nährstoffaufnahme im Frühjahr ist Ursache für den negativen Temperaturkoeffizienten beider Getreidearten in der obersten Schicht. Sein Betrag ist bei Winterweizen jedoch kleiner als bei Wintergerste, was durch den geringeren Entzug des Winterweizens zu erklären ist. Kein Temperatureinfluß ist in der Schicht der Tiefe 30-60 cm feststellbar, denn in ihr liegt bei Weizen der Übergangsbereich zwischen positivem und negativem Temperatureinfluß. Da der Nmin-Wert von Winterweizen teilweise positiv, teilweise negativ durch die Temperatur beeinflusst wird, ist für den Nmin-Wert der Summe aller drei Schichten kein Temperatureinfluß nachweisbar. Da bei Wintergerste die Temperatur in allen Schichten einen negativen Einfluß hat, ist hier auch für die Summe der drei Schichten ein negativer Einfluß festzustellen.

Der positive Temperatureinfluß vor Zuckerrübe für die Summe der drei Schichten ist mit winterlicher Brache zu erklären. Hier ist der dominierende Prozeß die Mineralisation, die mit steigender Temperatur mehr mineralischen Stickstoff liefert. Daß, unterteilt nach Schichten, nur in der mittleren ein positiver Temperatureinfluß feststellbar ist, ist zunächst schwer zu interpretieren, da im Gegensatz zum Wintergetreide überhaupt keine Nährstoffaufnahme durch die Hauptfrucht bis zum Probenahmetermin erfolgt. Deshalb wäre, als Gegensatz zur Wintergerste, ein positiver Temperatureinfluß in allen Schichten zu erwarten. Möglicherweise beeinflusst der teilweise durchgeführte Zwischenfruchtanbau den Stickstoffgehalt des Bodens so stark, daß die Temperatur sich nicht, wie es auf einer Brachefläche eigentlich der Fall sein müßte, auf den Nmin-Wert aller Schichten positiv auswirkt. Da die Temperatur in der Schicht 0-90 cm einen starken Einfluß hat, der in den einzelnen Schichten wesentlich schwächer ist, sind auch statistische Ungenauigkeiten als mögliche Ursache für Unterschiede zu nennen.

Daß in der Meßreihe des Bodenuntersuchungsinstitutes der Temperatureinfluß vor Zuckerrübe über einen Zeitraum von zwei Jahren zu registrieren ist, dürfte wie beim Niederschlagskoeffizienten des Winterweizen mit der hohen Wasserspeicherfähigkeit der Böden zu erklären sein.

Die Einbeziehung eines quadratischen Elements verbessert das Modell der Zuckerrübe (Bodenuntersuchungsinstitut) weiter. Dies ist verständlich, da die Beziehung zwischen Temperatur und Geschwindigkeit biochemischer Reaktionen nicht linear, sondern exponentiell ist. Daß trotzdem überwiegend ohne quadratisches Element gerechnet werden konnte, zeigt, daß lineare Beziehungen in der Regel die Abhängigkeit des Nmin-Wertes von der Temperatur ausreichend genau beschreiben.

Oft wird angenommen, daß Temperaturen unter 5 °C ohne Einfluß auf den Nmin-Wert sind. So berücksichtigen auch MÜLLER et al. (1987) bei der Suche nach Temperatureinflüssen auf den Nmin-Wert im Frühjahr nur Tage, die eine mittlere Lufttemperatur aufweisen, die > 5 °C war. Sie konnten keinen Temperatureinfluß nachweisen. In der vorliegenden Arbeit wurden dagegen Monatsmittelwerte verwendet, in denen im Winter viele Tage enthalten sind, die deutlich niedrigere Temperaturen aufweisen. Die hoch signifikanten Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen folglich, daß auch Temperaturen < 5 °C den Nmin-Wert deutlich beeinflussen.

Weil also durch den Temperaturkoeffizienten die temperaturabhängige Varianz der Nmin-Werte beschrieben wird, ist es möglich, den Einfluß des Niederschlags unbeeinflußt durch temperaturabhängige Senken und Quellen mit Hilfe des Niederschlagskoeffizienten zu erfassen.

4.2.1.4.3 Zeitliche Einflüsse

Eine wichtige Aufgabe der vorliegenden Arbeit besteht in der Darstellung der zeitlichen Entwicklung der N-Bilanz und der N-Auswaschung. Daß N-Auswaschung und Nmin-Werte, besonders in der Schicht von 60-90 cm, eng miteinander verknüpft sind, wurde bereits erläutert. Es kann mit Nmin-Werten deshalb auch eine mögliche Änderung der N-Auswaschung nachgewiesen werden.

Ein zeitlicher Trend konnte jedoch weder an den Meßreihen aus den NW-Gemeinden noch an den Meßreihen des Bodenuntersuchungsinstitutes (Abb. 30-32) nachgewiesen werden. Lediglich bei Wintergerste deutet sich ein Trend zurückgehender Nmin-Werte an, der aber nicht signifikant ist und der wegen der relativ geringen Flächenanteile der Wintergerste ohne größe-

re Bedeutung ist. Die Residuen der Zuckerrübe (Abb. 33) schwanken relativ regelmäßig. Denkbar ist, daß Reaktionen der Landwirte auf den Nmin-Wert der vorangegangenen ein bis zwei Jahre eine Ursache hierfür sind. Das heißt, daß überdurchschnittliche Nmin-Werte zu einer Verringerung der Düngung im Folgejahr führten und umgekehrt.

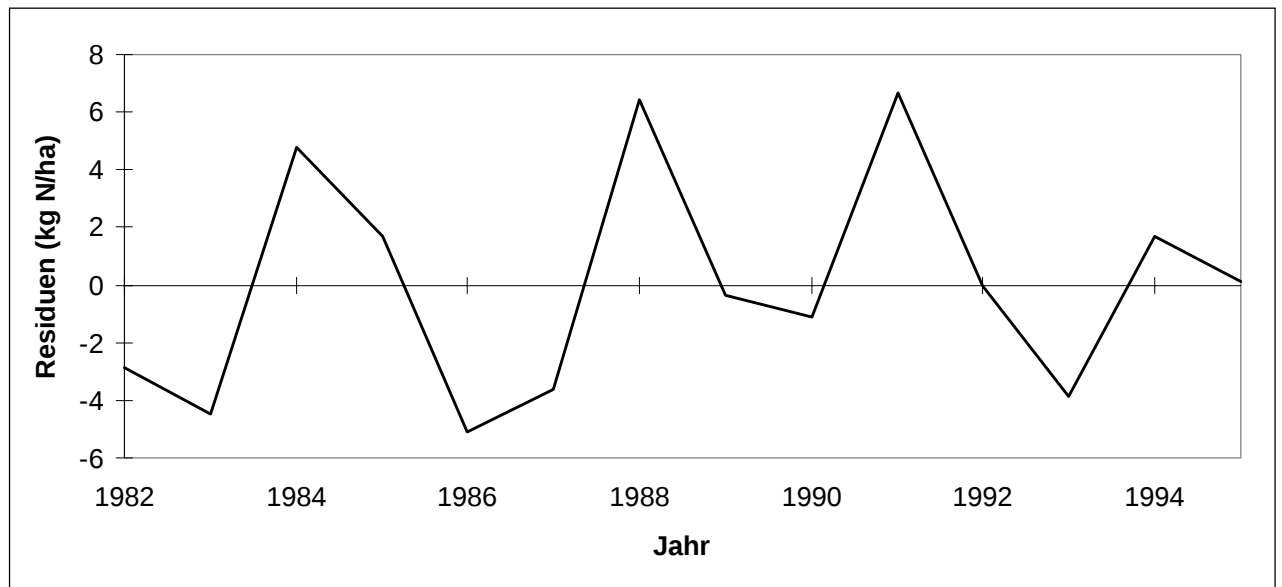


Abb. 30: Residuen der Nmin-Werte vor Winterweizen (Bodenuntersuchungsinstitut, 0-90 cm) von 1982-1995.

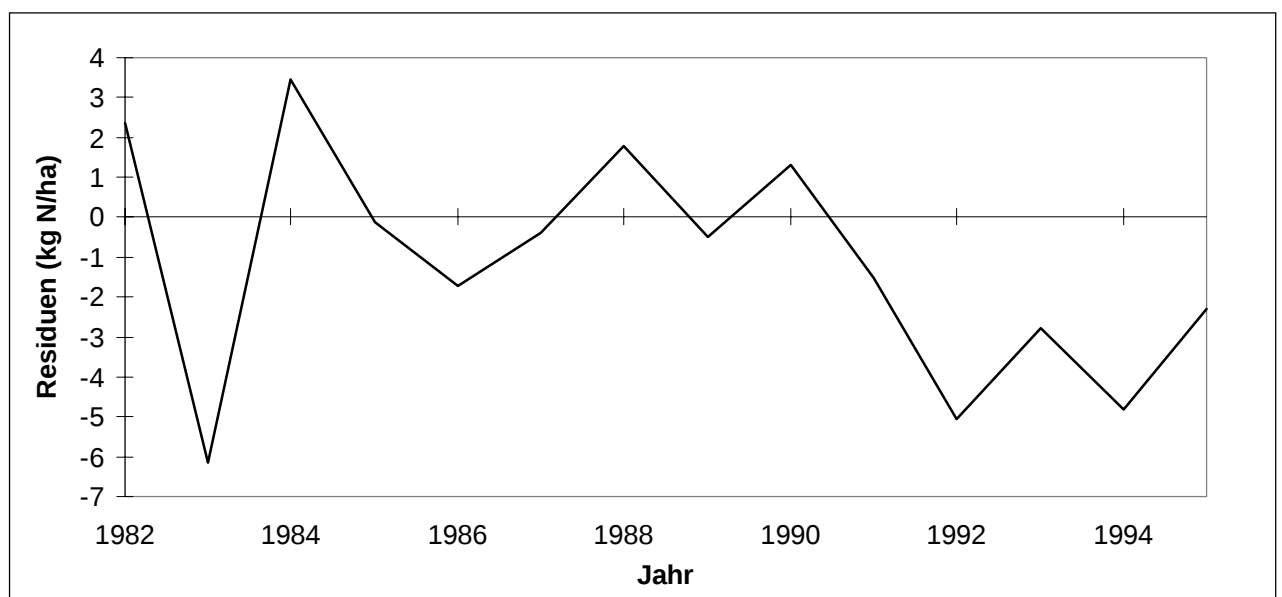


Abb. 31: Residuen der Nmin-Werte vor Wintergerste (Bodenuntersuchungsinstitut, 0-90 cm) von 1982-1995.



Abb. 32: Residuen der Nmin-Werte vor Zuckerrübe (Bodenuntersuchungsinstitut, 0-90 cm) von 1982-1995.

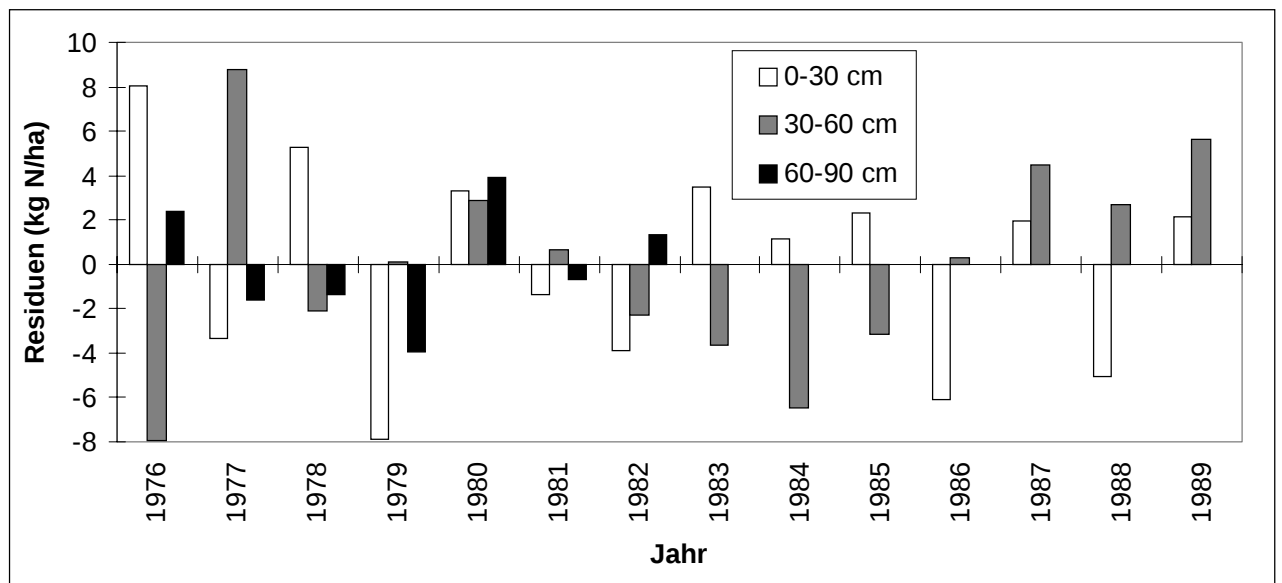


Abb. 33: Residuen der Nmin-Werte vor Zuckerrübe (Zuckerrübenfabrik, einzelne Schichten) von 1976-1989.

An den Nmin-Werten der Zuckerrübenfabrik (Abb. 33) ist ebenfalls kein zeitlicher Trend feststellbar. Dies gilt für die Nmin-Werte der Tiefe 0-90 cm der Jahre 1976-1982 und auch für die von 1976 bis 1989 erhobenen Werte der Schichten 0-30 cm und 30-60 cm. Dies deutet darauf

hin, daß die N-Auswaschung im Untersuchungsgebiet in den letzten 20 Jahren weitgehend unverändert geblieben ist.

Gegenwärtig zeichnet sich jedoch ein Rückgang der Nmin-Werte im Wassereinzugsgebiet Alt Wallmoden - Baddeckenstedt ab (vgl. dazu Abb. 16 u. 17), der jedoch nicht mit Regressionsrechnungen statistisch abgesichert werden kann, da nicht genug Meßwerte vorliegen. Es kann nur ein Vergleich dieser Werte mit anderen Kurven erfolgen. Während die Nmin-Werte der übrigen Meßreihen witterungsabhängig im Frühjahr 1995 höher liegen als 1994, sind sie in der gleichen Zeit im Wassereinzugsgebiet Alt Wallmoden - Baddeckenstedt gesunken. Da hier 1994 eine Kooperation zur Förderung einer grundwasserverträglichen Landbewirtschaftung gegründet wurde, deutet dies auf damit in Zusammenhang stehende Bewirtschaftungsänderungen hin.

4.2.1.5 Überprüfung der Regressionsrechnung

Der Nachweis der praktischen Verwertbarkeit der Regressionsmodelle wurde in dieser Arbeit an den Nmin-Werten der 14-jährigen Meßreihen des Bodenuntersuchungsinstitutes erbracht, indem gezeigt werden konnte, daß schon die Meßwerte weniger Jahre ausreichen, um annähernd die gleichen Vorhersageresultate zu erzielen, die bei der Berücksichtigung der Meßwerte aller Jahre erreicht werden.

Die Anwendung der linearen multiplen Regressionsrechnung ist wie viele andere statistische Verfahren vom Vorliegen verschiedener Voraussetzungen abhängig. Ergänzend zur Überprüfung der Vorhersagegenauigkeit sollen deshalb für die Modelle der Meßreihen des Bodenuntersuchungsinstitutes die wichtigsten Ergebnisse der Überprüfung des Vorliegens der Voraussetzungen für die Anwendung der multiplen Regressionsrechnung dargestellt werden. Die Auswertungen orientieren sich überwiegend an den für diese Zwecke vorgesehenen Optionen von SPSS für Windows sowie dem Handbuch der SPSS GMBH SOFTWARE (1993).

Normalverteilung der Variablen und Residuen

Die Voraussetzung der Normalverteilung besagt, daß für jeden festen Wert einer unabhängigen Variablen normalverteilte Werte der abhängigen Variablen vorliegen. Das heißt, daß die

Residuen der Regression normalverteilt um die Vorhersagewerte angeordnet sind. Das setzt auch voraus, daß die Variablen normalverteilt sind.

Wie die Anwendung verschiedener Test auf Normalverteilung (Shapiro-Wilks-Test und Lilliefors-Test) ergibt, kann die Hypothese, daß keine Unterschied zwischen der beobachteten Verteilung der Variablen und Residuen und einer Normalverteilung besteht, für die einzelnen Fruchtarten nicht verworfen werden (Tab. 18), da die Wahrscheinlichkeit für irrtümliches Ablehnen der Nullhypothese deutlich größer als 5 % ist. Allerdings ist der Test auf Normalverteilung vom Stichprobenumfang abhängig. Da selten eine reine Normalverteilung existiert, kann dies bei großem Stichprobenumfang relativ leicht aufgezeigt werden. So kann nachgewiesen werden, daß die Einzelwerte der NW-Gemeinden, mit deren Mittelwerten gerechnet wurde, nicht normal verteilt sind. Es ist deshalb davon auszugehen, daß Transformationen der Daten, die sie einer Normalverteilung anpassen, die Ergebnisse der Regressionen weiter verbessern würden. Da aber die Ergebnisse für das Ziel dieser Arbeit ausreichend genau sind, werden keine Transformationen durchgeführt. Auch liegen für die langjährigen Meßreihen keine Einzelwerte in leicht zu bearbeitender digitaler Form vor, so daß zwangsläufig mit den im strengen statistischen Sinn nicht zulässigen Mittelwertbildungen gerechnet werden muß. Weiterhin ist es wegen der besseren Vergleichbarkeit mit nur als Mittelwert vorliegenden Daten sinnvoll, bei vorhandenen Einzelwerten auf Transformationen vor der Mittelwertbildung zu verzichten.

Tab. 18: Ergebnisse der Tests auf Normalverteilung für die Variablen und Residuen: Wahrscheinlichkeiten (%) für irrtümliches Verwerfen der Nullhypothese (Verteilung der Einzelwerte der Variablen = Normalverteilung).

	Testart	
	Shapiro-Wilks	Lilliefors
Nmin Winterweizen	25	> 20
Nmin Zuckerrübe	85	> 20
Nmin Wintergerste	> 99	> 20
Niederschlag Okt. - Feb.	29	15
Niederschlag Jan. - Feb.	31	> 20
Niederschlag Nov. - Feb.	46	> 20
Temperatur Nov. - Feb.	53	> 20
Temperatur Jul. - Feb.	71	> 20
(Temperatur Jul. - Feb.) ²	75	> 20
Residuen Winterweizen	36	> 20
Residuen Zuckerrübe	92	> 20
Residuen Wintergerste	69	> 20

Linearität der Beziehungen und Varianzhomogenität der Einzelwerte

Die Linearität der Beziehung besagt, daß die Nmin-Werte der Grundgesamtheit in linearer Weise von den einzelnen unabhängigen Variablen abhängig ist. Varianzhomogenität bedeutet, das es für jeden Wert einer unabhängigen Variablen eine normalverteilte abhängige Variable mit jeweils gleicher Varianz gibt.

Ein einfaches Verfahren zur Überprüfung von Linearität und Varianzhomogenität ist der Plot der standardisierten Residuen gegen die standardisierten vorhergesagten Werte. Wenn kein Zusammenhang zwischen Residuen und vorhergesagten Werten besteht, lassen sich keine Muster in einem solchen Plot erkennen. Sind dagegen Strukturen erkennbar, zeigt dies an, daß Linearität der Beziehungen und Varianzhomogenität nicht gegeben sind. In den vorliegenden Fällen ist zumindest an den Plots von Winterweizen und Zuckerrübe (Abb. 34 u. 35) keine Struktur zu sehen, so daß hier keine Hinweise auf das Nicht-Vorliegen der Voraussetzungen erkennbar sind. Lediglich bei Wintergerste (Abb. 36) fallen Muster auf. So sind im Bereich von $\pm 0,5$ der standardisierten Vorhersagewerte nur wenig Werte vorhanden. Auch steigen die Residuen mit zunehmenden positiven und negativen standardisierten Vorhersagewerten an. Da das Bestimmtheitsmaß des Regressionsmodells der Wintergerste deutlich geringer ist als das der beiden anderen Fruchtarten ist denkbar, daß durch ein Aufdecken der Ursachen für

diese systematischen Abweichungen eine weitere Verbesserung des Modells erreicht werden könnte.

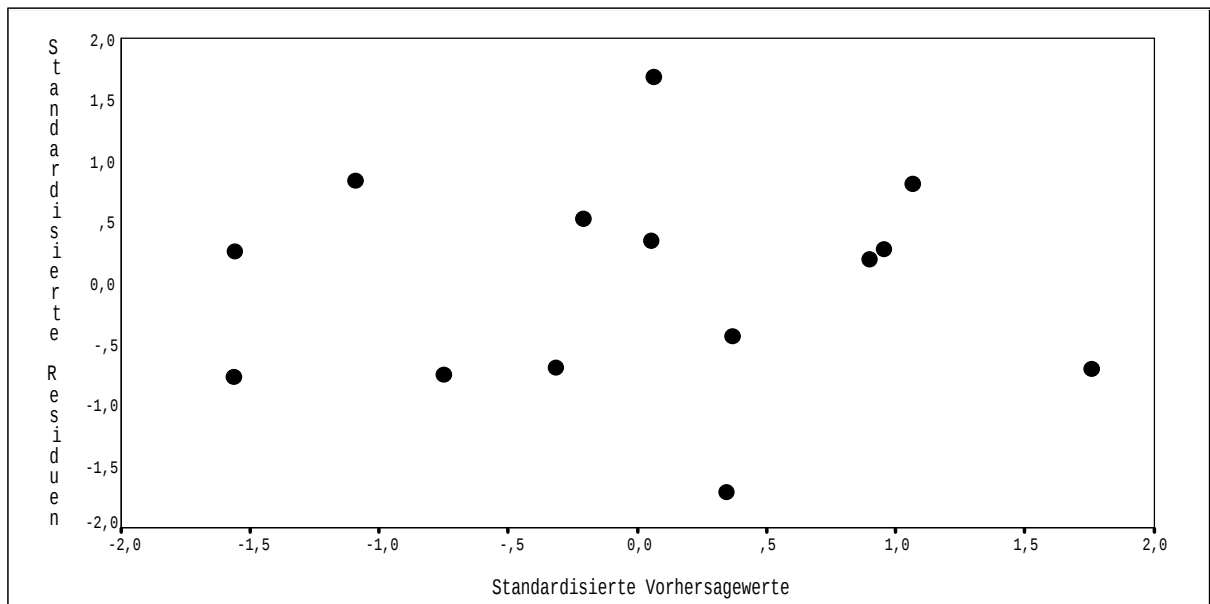


Abb. 34: Residuenplot des Modells zur Zuckerrübe des Bodenuntersuchungsinstitutes

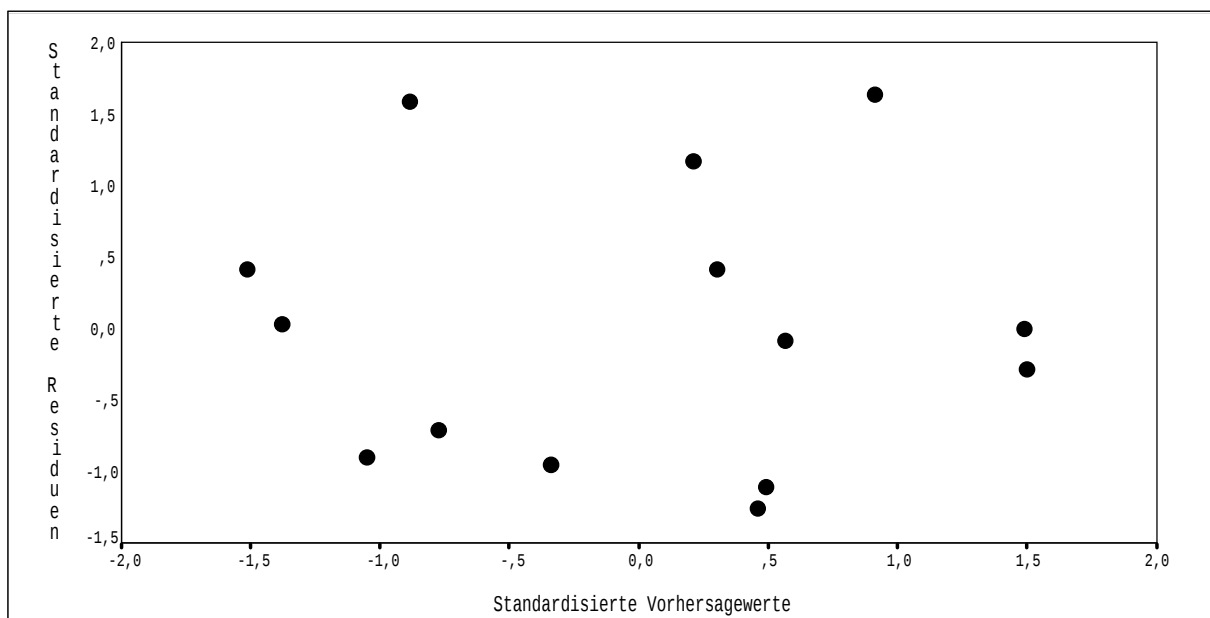


Abb. 35: Residuenplot des Modells zum Winterweizen des Bodenuntersuchungsinstitutes.

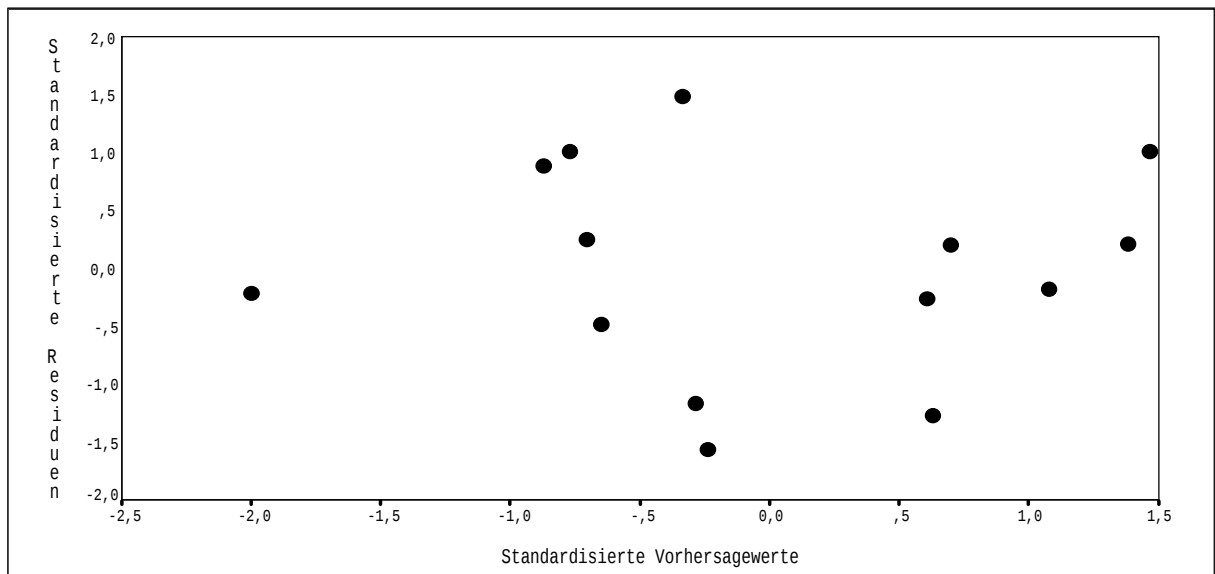


Abb. 36: Residuenplot des Modells zur Wintergerste des Bodenuntersuchungsinstitutes

Unabhängigkeit

Diese Voraussetzung besagt, daß die Residuen nicht von vorangegangenen Meßwerten abhängig sind, also keine zeitlichen Trends vorliegen. Als Teststatistik für die Überprüfung der Unabhängigkeit dient die Durbin-Watson-Statistik. Die Werte der Statistik können zwischen 0 und 4 liegen. Ein Wert nahe 2 zeigt Unabhängigkeit an, Werte kleiner 2 zeigen positive, Werte größer 2 negative Korrelationen benachbarter Meßwerte.

Die Residuen der Modelle für Winterweizen und Wintergerste sind mit einem Wert von 2,3 der Durbin-Watson-Statistik weitgehend unabhängig, für Zuckerrübe ist eine relativ deutliche negative Korrelation (Wert=3,1) nachweisbar. Darin kommen die regelmäßigen Schwingungen des Nmin-Wertes, die bereits bei der Darstellung möglicher zeitlicher Trends beschrieben wurden, zum Ausdruck.

4.2.2 Tiefbohrungen

Durch Tiefbohrungen kann bei bekannter Sickerwassermenge die Nitratauswaschung bestimmt werden, da es so möglich ist, die Nitratmenge zu erfassen, die von den Pflanzenwurzeln nicht mehr erreicht wird. Da diese Untersuchungen relativ arbeitsaufwendig sind, können

sie kaum in einem Umfang durchgeführt werden, der sie repräsentativ für 470 km² landwirtschaftliche Nutzfläche sein läßt. Um jedoch zumindest eine Orientierung bezüglich der Nitratkonzentration in der Bodenlösung zu erhalten, wurde auf 6 tiefgründigen Lößstandorten im Winterhalbjahr 94/95 Tiefbohrungen bis 3 m Tiefe zur Ermittlung des Nitratgehaltes im Untergrund durchgeführt. Es wurden Standorte in der Ringelheimer Mulde (RM) zwischen Langelsheim und Baddeckenstedt ausgewählt, da etwa in der Hälfte dieses Gebietes im Zusammenhang mit der geplanten Ausweisung des Wassereinzugsgebietes Alt Wallmoden - Baddeckenstedt (WEG AB) als Wasserschutzgebiet umfangreiche Untersuchungen zum Stickstoffhaushalt (Bilanzrechnungen, Nmin-Proben, Tiefbohrungen) durchgeführt werden, die einen Vergleich der verschiedenen erhobenen Werte ermöglichen.

Die mittlere NO₃-Konzentration in der Bodenlösung in zwei Probenahmezeiträume der Standorte im Gebiet der RM ist in Abb. 37 dargestellt. Die Einzelwerte sind der Tab. 5 im Anhang zu entnehmen.

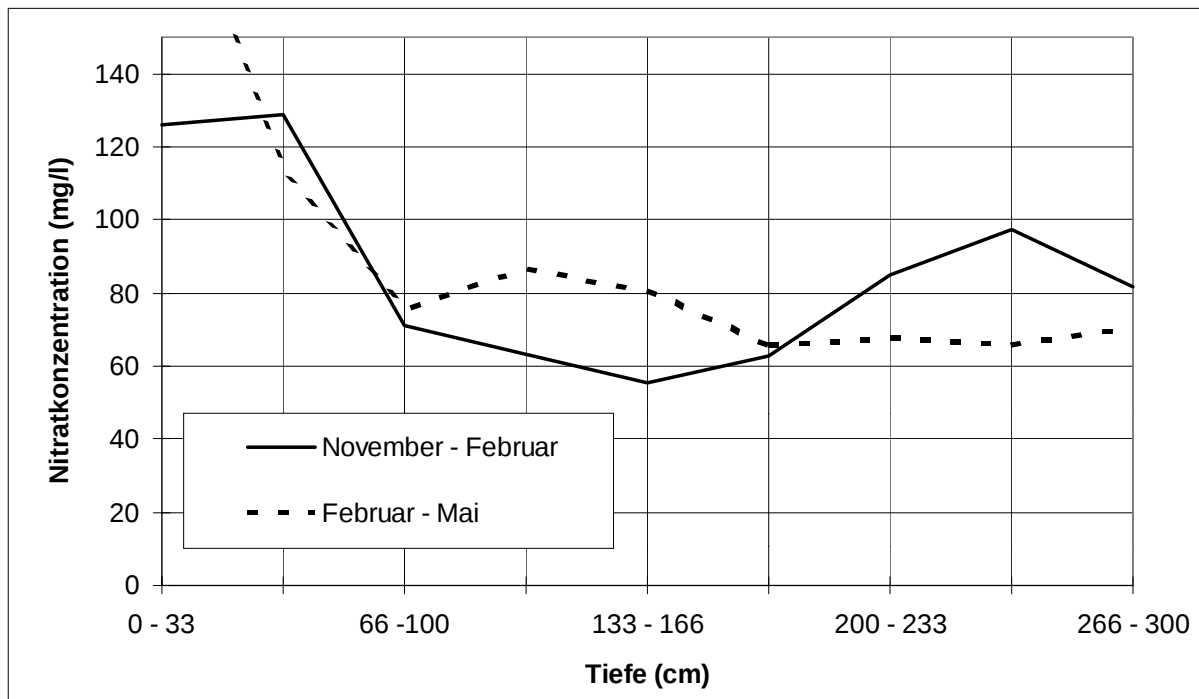


Abb. 37: Mittlere Nitratkonzentration in der Bodenlösung der Ackerstandorte im Gebiet der Ringelheimer Mulde in zwei Probenahmezeiträumen (Winterhalbjahr 1994/95).

Die mittlere Nitratkonzentration in der Tiefe von 0-66 cm ist in beiden Probenahmezeiträumen größer als 100 mg NO₃/l, in den darunter liegenden Schichten ist sie kleiner als 100 mg

NO_3/l . Sie beträgt im Mittel beider Probenahmezeiträume in der Tiefe von 66-100 cm etwa 73 mg NO_3/l (16,5 mg N/l). Eine mittlere Konzentration von 73 mg NO_3/l wurde auch in der Tiefe von 66-300 cm gemessen. Für die anschließende Diskussion ist der Nitratpeak in einer Tiefe von etwa 2,5 m im Probenahmezeitraum von November bis Februar von Bedeutung.

Weitere Tiefbohrungen im Untersuchungsgebiet

Tiefbohrungen im Herbst 1995 auf drei Ackerstandorten auf Löß im Gebiet des WEG AB (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER HANNOVER, BEZIRKSSTELLE BRAUNSCHWEIG) ergaben durchschnittlich 6,4 kg N/ha/30 cm in der Schicht von 60-250 (bzw. 300) cm. Die mittlere Nitratkonzentration in der Bodenlösung in 60-250 (bzw. 300) cm Tiefe betrug 39,8 mg NO_3/l . Die Einzelwerte sind der Tab. 6 im Anhang zu entnehmen. Weitere Tiefbohrungen auf Ackerstandorten (Löß) bis zu einer maximalen Tiefe von 6,3 m in einem Wassereinzugsgebiet bei Mechtshausen (WEG M) ergaben die in Abb. 38 dargestellte durchschnittliche Nitratkonzentration im Tiefenprofil (GERIES & INGENIEURE, 1995). Die durchschnittliche Konzentration im über alle Tiefbohrungen gemittelten Tiefenprofil unterhalb von 60 cm Tiefe beträgt 36,5 mg NO_3/l . Auffallend ist ähnlich wie in Abb. 37 ein Nitratpeak in etwa 3 m Tiefe.

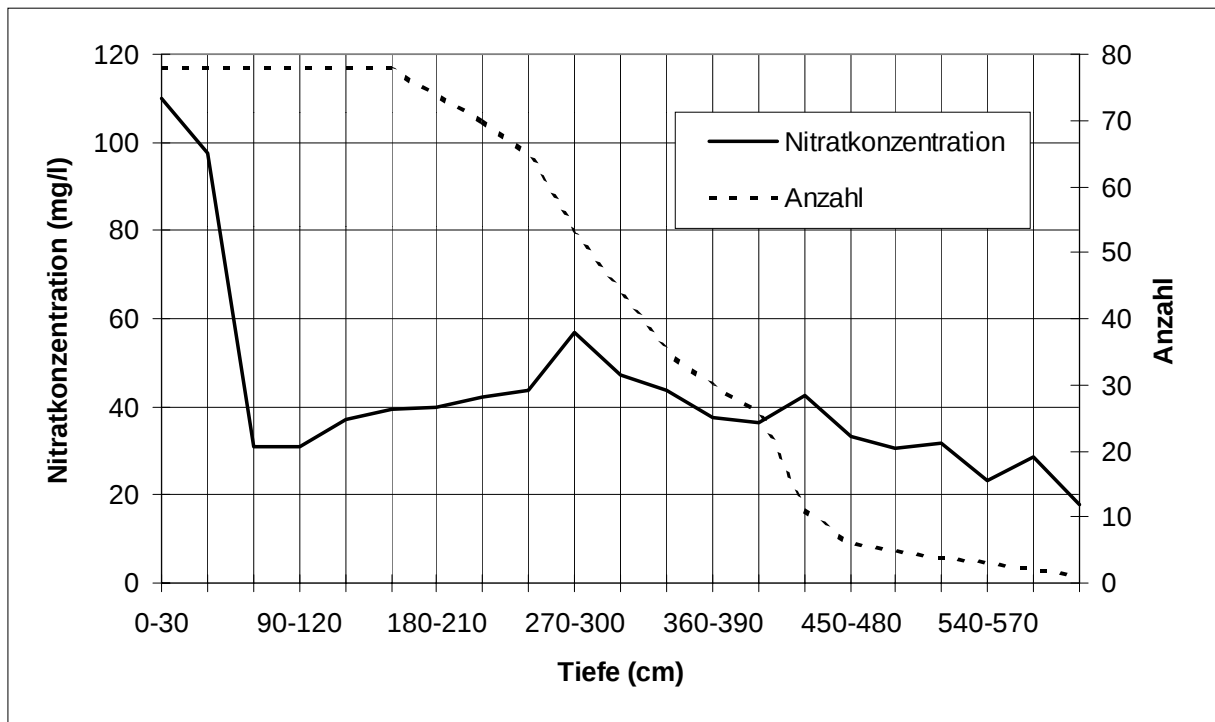


Abb. 38: Mittlere Nitratkonzentration in der Bodenlösung der Ackerstandorte im Wassereinzugsgebiet Mechtshausen (Herbst 94) sowie Anzahl der durchgeführten Bohrungen (GERIES & INGENIEURE, 1995).

Vergleich der Ergebnisse der Tiefbohrungen

Es fällt auf, daß die Beprobungen in der RM im Mittel doppelt so hohe Werte aufweisen wie die beiden anderen Untersuchungen. Deshalb stellt sich die Frage nach den Ursachen dieser Unterschiede. Die mittlere Konzentration der Bodenlösung im WEG M wird auch von GERIES & INGENIEURE (1995) als relativ gering beurteilt und mit einem hohen Immobilisations- und Denitrifikationsvermögen der mächtigen, aber humusarmen Lößböden begründet. Weiterhin ist der aktuelle Bilanzüberschuß im Untersuchungsgebiet mit 24 kg N/ha vergleichsweise gering, was vom zuständigen Wasserschutzberater der Landwirtschaftskammer Hannover, Bezirksstelle Braunschweig unter anderem dadurch erklärt wird, daß die ausgebrachte Wirtschaftsdüngermenge wegen des geringen Zuckerrübenanteils im Untersuchungszeitraum als unterdurchschnittlich einzustufen ist. Somit dürften die Werte des WEG M dem unteren Bereich möglicher Nitratkonzentrationen im Sickerwasser entsprechen. Auf einer der beprobten Flächen im WEG AB fand Ende 1994 Ausbringung von Wirtschaftsdünger statt. Deshalb entsprechen diese Flächen im Hinblick auf den Wirtschaftsdüngereinsatz eher den durchschnittlichen Verhältnissen des Untersuchungsgebietes, d.h., es sind keine bewirtschaftungsbedingten Ursachen für die relativ niedrigen Nitratkonzentrationen erkennbar.

Aufschlußreich bei der Beurteilung der verschiedenen Ergebnisse der Tiefbohrungen ist ein Vergleich der Nitratkonzentrationen, die bei den einzelnen Tiefbohrungsprogrammen jeweils in 60-90 cm Tiefe (Tab. 19) ermittelt wurden. (Zur sprachlichen Vereinfachung wird die Schicht von 66-100 cm Tiefe der Beprobungen im Gebiet der RM, da sie mit der Schicht von 60 bis 90 cm Tiefe der anderen Untersuchungen direkt vergleichbar ist, in diesem Kapitel ebenfalls als Schicht von 60-90 cm Tiefe bezeichnet.) Es fällt auf, daß die Nitratkonzentration der Bodenlösung nicht nur unterhalb von 60 cm Tiefe bis zur Untergrenze der beprobten Bodenschicht, sondern auch bereits in der Schicht von 60-90 cm Tiefe bei den Tiefbohrungsprogrammen im WEG M und im WEG AB deutlich niedriger ist als bei den Bohrungen im Gebiet der RM. Weiterhin sind bei allen Tiefbohrungsprogrammen die Nitratkonzentrationen der Schicht 60-90 cm ähnlich hoch wie die mittleren Nitratkonzentrationen ab 60 cm Tiefe bis zur Untergrenze der Bohrung (Abb. 38).

Tab. 19: Vergleich der mittleren Nitratkonzentrationen (mg/l) in der Bodenlösung der Schicht 60-90 cm und in der Schicht unterhalb von 60 cm bis zur maximalen Be-

probungs-

tiefe verschiedener Tiefbohrungsprogramme im Untersuchungsgebiet.

Gebiet	Probenahmeter- min	Schicht		Differenz
		60-90 cm	60 cm bis maximale Beprobungstiefe	
WEG - AB	Dez. 95	38,7	39,1	-0,4
WEG - M	Herbst 94	31,0	36,4	-5,4
RM	Nov. 94 - Feb. 95	70,4	74,4	-4,4
RM	Feb. 95 - Mai 95	76,0	73,6	+2,4

Die Ähnlichkeit der Nitratkonzentrationen läßt sich durch den Verlauf der Nmin-Werte im Wassereinzugsgebiet Alt-Wallmoden Baddeckenstedt (Abb. 39) sowie die Nmin-Werte der durch die Tiefbohrung erfaßten Jahre erklären (Abb. 16 u. 17).

In Abb. 39 ist zu erkennen, daß die Nmin-Werte in der Schicht von 60-90 cm Schwankungen unterworfen sind. Diese sind zwar im Vergleich zu den Schwankungen in den darübergelegenen Schichten gering, aber trotzdem nicht unerheblich. In dem Zeitraum vom Herbst 93 bis Frühjahr 96 sind, wie auch den Abb. 16 und 17 zu entnehmen ist, extrem hohe und extrem niedrige Nmin-Werte aufgetreten. In der Zeit, in der die Tiefbohrungen durchgeführt wurden (Tab. 19), liegen die Nmin-Werte in der Schicht von 60-90 cm (Abb. 39) zwischen den Extremwerten im mittleren Bereich. Es ist deshalb wahrscheinlich, daß sie dem langjährigen Mittel entsprechen.

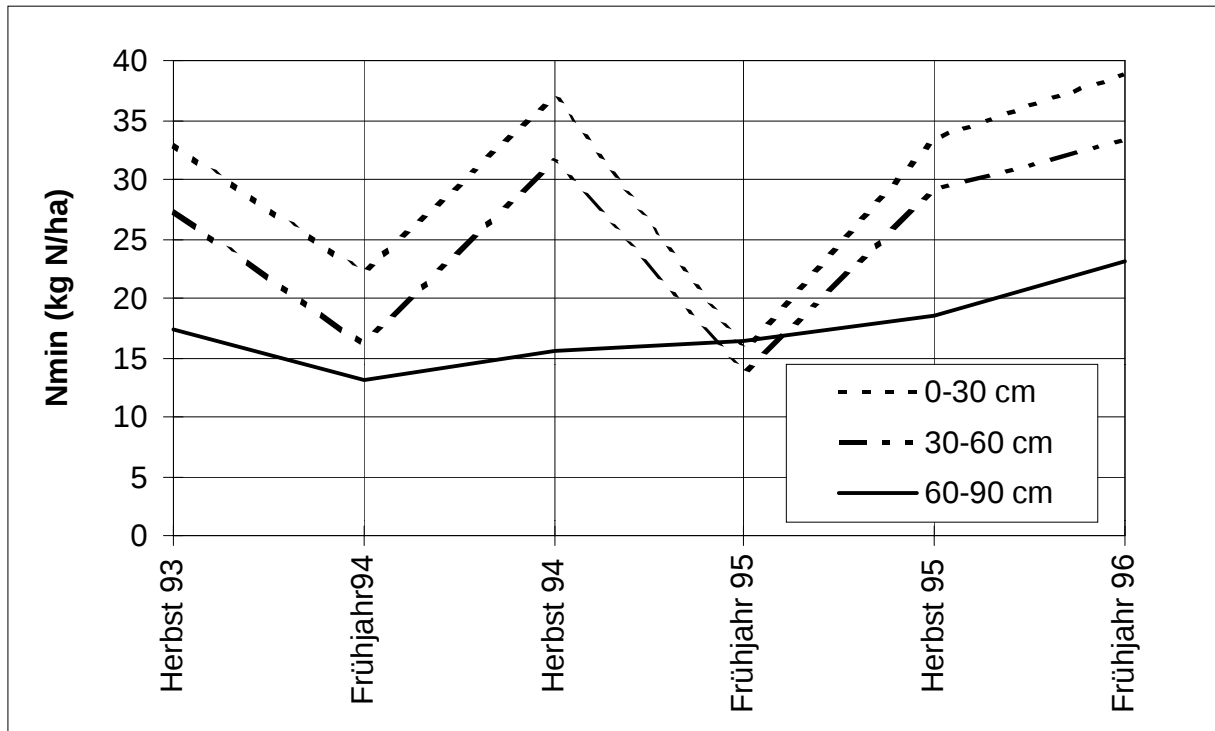


Abb. 39: Mittlere Nmin-Werte im Bereich des Wassereinzugsgebietes Alt Wallmoden - Baddeckenstedt von 1993 - 1996.

Es ist davon auszugehen, daß die mittlere Konzentration in einem Nitrattiefenprofil ebenfalls durch diese Schwankungen beeinflusst wird, da die Konzentrationsschwankungen in der Schicht von 60-90 cm durch Auswaschung in die Tiefe verlagert werden. Die mittlere Konzentration im Tiefenprofil entspricht, da es das Sickerwasser aus dem Zeitraum mehrerer Jahre enthält, der durchschnittlichen Konzentration des Sickerwassers dieser Jahre.

Durch die Bohrungen bis in 3 m Tiefe wurde die Nitratkonzentration des Sickerwassers eines Zeitraumes beprobt, der nach einer Berechnung von GERIES & INGENIEURE (1995) annähernd bis in das Jahr 1991 zurückreicht. Die mittlere Nitratkonzentration des Sickerwassers dieses Zeitraums dürfte, unter der Voraussetzung, daß die Sickerwasserkonzentration und die Nmin-Werte der Schicht von 0-90 cm miteinander korreliert sind, ebenfalls dem langjährigen Mittel entsprechen, da auch dieser Zeitraum (siehe Abb. 16 u. 17) extrem hohe und extrem niedrige Werte in etwa gleicher Verteilung enthält.

An der Untergrenze der im WEG M beprobten Bodenschicht ist laut GERIES & INGENIEURE das Sickerwasser aus dem Jahr 1987 vorzufinden. Auch der mittlere Nmin-Wert des bei diesen Tiefbohrungen erfaßten Zeitraums entspricht, wie aus den Abb. 16 und 17 hervorgeht,

weitgehend dem langjährigen Mittel. (Dies kann bei 8 Jahreswerten, aus denen der Mittelwert gebildet wurde, bereits ohne Kenntnis der Einzelwerte relativ sicher erwartet werden.)

Deshalb kann gefolgert werden, daß eine große Ähnlichkeit zwischen den N_{min} -Werten in der Tiefe von 60-90 cm und der Nitratkonzentration von 60 cm bis zur Untergrenze der Bohrung festgestellt wurde, da in beiden Schichten jeweils die dem langjährigen Mittel entsprechende Nitratkonzentrationen vorlag.

Da die N_{min} -Werte in der Schicht von 60-90 cm relativ gering schwanken, kann, außer in Extremjahren bereits aus der Nitratkonzentration in der Schicht von 60-90 cm eines Jahres auf die Größenordnung der mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser geschlossen werden. Genauer wird die Abschätzung, wenn mit dem mehrjährigen Mittel der Nitratkonzentration in 60-90 cm Tiefe gerechnet wird. Der mittlere N_{min} -Wert in 60-90 cm Tiefe im Frühjahr (17,5 kg N/ha) ist weitgehend mit dem Herbstwert (17,2 kg N/ha) identisch (Abb. 39). Es ist somit wahrscheinlich, daß auch die N_{min} -Werte zwischen diesen beiden Terminen sich von diesen Werten nicht deutlich unterscheiden. Deshalb kann bereits aus der mittleren Nitratkonzentration im Frühjahr in einem Jahr mit durchschnittlichen Witterungsverhältnissen relativ sicher auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser geschlossen werden. Aus den Regressionsgleichungen für die Schicht von 60-90 cm kann diese Konzentration aus den mittleren Niederschlägen und der mittleren Temperatur der Zeiträume, die sich aus den Regressionsgleichungen ergeben, berechnet werden.

Auch die in Tab. 17 dargestellte große Ähnlichkeit der Beträge des Niederschlagskoeffizienten und des mehrjährigen Mittels des N_{min} -Wertes in der Schicht von 60-90 cm deutet darauf hin, daß die Nitratkonzentration in der Schicht von 60-90 cm im Untersuchungsgebiet während einer Sickerwasserperiode insgesamt nur geringen Schwankungen unterworfen ist.

Diese Schlußfolgerungen setzen jedoch voraus, daß im Unterboden kein Nitratabbau durch Denitrifikation erfolgt. Daß im Unterboden keine Denitrifikation stattfindet, wurde, wie FUNK (1993) anmerkt, an verschiedenen grundwasserfernen tiefgründigen Lößstandorten Norddeutschlands festgestellt (z.B. SCHULTE-KELLINGHAUS, 1987, GERIES, 1989).

Die Annahme, daß die Nitratkonzentration in der Schicht von 60-90 cm während der Sickerwasserperiode konstant ist, stellt eine Vereinfachung dar. Denn es ist mit regelmäßigen Schwankungen des N_{min} -Wertes bzw. der Nitratkonzentration in der Schicht von 60-90 cm während der Sickerwasserperiode zu rechnen. Wegen der normalerweise geringeren Bodenwassermenge im Herbst ist bei gleichem N_{min} -Wert wie im Frühjahr eine höhere Konzentration im Herbst wahrscheinlich. Bestätigt wird diese Annahme durch Untersuchungen von SCHNEIDER und HAIDER (1992) in einem Wassereinzugsgebiet bei Schladen (unmittelbar östlich an das Einzugsgebiet der Innerste angrenzend) in den Jahren 1988 und 1989. Sie fanden bei einer Sickerwassermenge von 30 mm im trockenen Winterhalbjahr 89/90 eine Nitratkonzentration von 207 mg NO_3/l , während diese im Winterhalbjahr 88/89 bei 145 mm Sickerwasserbildung 79 mg NO_3/l betrug.

Das Bodenwasser unterhalb von 90 cm Tiefe wird während der Vegetationsperiode zum Teil noch von den Pflanzen genutzt. So ergaben Berechnungen von RUHE (1997) für Ackerflächen bei Ringelheim einen mittleren Wassergehalt von 29 % der nFK bis in 1,1 m Tiefe (Untergrenze des effektiven Wurzelraumes) am Ende der Vegetationsperiode. Da es sich hierbei um einen Durchschnittswert für die gesamte Profiltiefe handelt und die Wasseraufnahme der Pflanzenwurzeln mit zunehmender Wurzeltiefe sinkt (WINDT und MÄRLÄNDER, 1994), ist zwar davon auszugehen, daß der Bodenwassergehalt an der Untergrenze des Wurzelraumes höher ist als in dem darüberliegenden Bereich, trotzdem ist auch bei durchschnittlichen Bodenfeuchtedefiziten im Sommer mit Wasseraufnahme aus der Bodenschicht unterhalb von 90 cm Tiefe zu rechnen. Das bedeutet, daß ein Teil des Nitrats, das mit dem Sickerwasser unterhalb von 90 cm Tiefe verlagert wurde, nicht als ausgewaschen anzusehen ist, sondern noch von den Pflanzen genutzt wird.

So wird wahrscheinlich im Herbst mehr Stickstoff ausgewaschen, als es der N_{min} -Wert der Schicht 60-90 cm im Herbst zunächst erwarten läßt, da die Nitratkonzentration in der Bodenlösung höher ist als im Frühjahr, andererseits findet wahrscheinlich im Frühjahr weniger N-Auswaschung statt, als es der N_{min} -Wert der Schicht 60-90 cm im Frühjahr vermuten läßt, da ein Teil des ausgewaschenen Stickstoffs noch pflanzenverfügbar ist. Vereinfachend kann davon ausgegangen werden, daß sich beide Effekte ausgleichen, so daß diese regelmäßigen Schwankungen sich nur unwesentlich auswirken.

Der Nitratpeak, der in den Abb. 37 u. 38 in der Tiefe von 2,5 bis 3 m Tiefe zu erkennen ist, unterstreicht die Bedeutung des Nmin-Wertes in der Schicht 60-90 cm Tiefe bei der Abschätzung der Nitratkonzentration in der Sickerwasserzone. Nach der Berechnung von GERIES & INGENIEURE (1995) hat das Sickerwasser des Jahres 1992 bis zum Zeitpunkt der Tiefbohrungen eine Sickerstrecke von 1,9-2,5 m zurückgelegt. Das bedeutet, daß das Bodenwasser, daß sich im Frühjahr 1992 in 60 bis 90 cm Tiefe befand, zum Zeitpunkt der Tiefbohrungen in 2,5-3,4 m Tiefe, also im Bereich der Nitratpeaks, befindet. Im Jahr 1992 wurden, wie Abb. 40 zeigt, im Vergleich zu den übrigen Jahren die höchsten Nmin-Werte bei Getreide in der Schicht von 60-90 cm festgestellt. (Die Reihenfolge der Jahreszahlen auf der X-Achse ist vertauscht, um den Vergleich mit dem Verlauf der Nitratkonzentrationen in den Tiefenprofilen in Abb. 37 u. 38 zu erleichtern.)

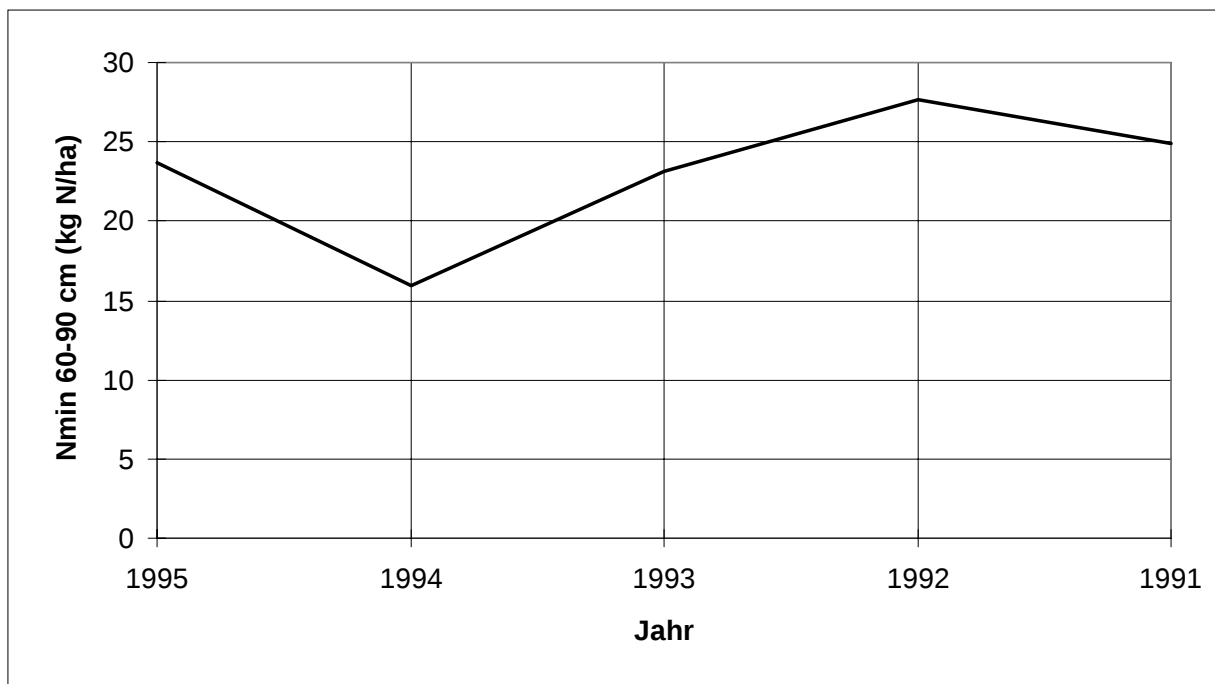


Abb. 40: Flächengewichtete Nmin-Werte vor Winterweizen und Wintergerste in der Schicht von 60-90 cm in den Jahren 1991-1995 in den NW-Gemeinden.

Die hohen Nmin-Werte sind, wie die Regressionsmodelle für Winterweizen und Wintergerste (Tab. 14 u. 15) belegen, überwiegend auf geringe Niederschläge sowie Temperatureinflüsse im Winterhalbjahr 91/92 bis zum Probenahmeterrin im Frühjahr zurückzuführen. (Die Nmin-Werte vor Zuckerrübe wurden bei der Berechnung des flächengewichteten Mittels nicht mitberücksichtigt, da sie Abweichungen aufweisen, die auf Änderungen in der Bewirtschaftung

hindeuten (Abb. 19), und die deshalb nicht auf das WEG M und die RM übertragbar sind.) Da davon ausgegangen werden kann, daß die Witterungseinflüsse 1992 auch im Gebiet des WEG M und der RM vergleichsweise hohe N_{min} -Werte in der Schicht von 60-90 cm bewirkt haben, können die Nitratpeaks in den Abb. 37 u. 38 als Verlagerung des im Frühjahr 1992 in der Schicht von 60-90 cm Tiefe befindlichen Nitrats interpretiert werden. Die Ähnlichkeit der Kurvenverläufe der Nitratkonzentration in Abb. 38 (WEG M) und den in Abb. 16 und 17 von 1987 bis 1994 dargestellten N_{min} -Werten ist in gleicher Weise zu interpretieren, da das niedrig konzentrierte Sickerwasser an der Untergrenze der beprobten Bodenschicht aus dem Jahr 1987 stammt (s.o.) und in diesem Jahr sehr niedrige N_{min} -Werte gemessen wurden.

Die Ergebnisse der Tiefbohrungen sind somit ein weiterer Beleg dafür, daß die N_{min} -Werte der Schicht von 60-90 cm eine wichtige Größe zur Abschätzung der Nitratkonzentration in der Sickerwasserzone sind. Die N_{min} -Werte in der Schicht von 60-90 cm in der WEG AB (Abb. 39) wiederum sind ein deutlicher Hinweis darauf, daß die mittlere Nitratkonzentration, die bei den Tiefbohrungen im Gebiet der RM ermittelt wurden, die durchschnittlichen Verhältnisse im Bereich der RM richtig wiedergibt. (Hierbei wird davon ausgegangen, daß die N_{min} -Werte im Bereich der RM weitgehend denen im WEG AB entsprechen, was zulässig ist, da das WEG AB große Teile der RM einnimmt.)

Vergleich der Übertragbarkeit der N_{min} -Werte aus den NW-Gemeinden und dem WEG AB auf das Untersuchungsgebiet

Es liegen mehrjährige Messungen der N_{min} -Werte der Schicht von 60-90 cm aus zwei Teilgebieten (NW-Gemeinden und WEG AB) vor. Deshalb stellt sich die Frage nach der Übertragbarkeit der verschiedenen Ergebnisse zur Berechnung der mittleren N-Fracht der landwirtschaftlichen Flächen des gesamten Untersuchungsgebietes.

Wie die Auswertung der N_{min} -Werte aus den Jahren 1991-1995, die überwiegend aus dem nordwestlichen Bereich des Untersuchungsgebietes (NW-Gemeinden) stammen zeigt, sind die N_{min} -Werte der Schicht 60-90 cm flächengewichtet dort mit durchschnittlich 22 kg N/ha um etwa 25 % höher (Tab. 9 im Anhang) als im Bereich des WEG AB. Da die N_{min} -Werte der Schicht 60-90 cm mit steigender Niederschlagsmenge sinken und auch temperaturabhängig

sind (siehe Tab. 14 u. 15), wurden die Nmin-Werte der NW-Gemeinden zur besseren Vergleichbarkeit für ein Jahr mit durchschnittlichen Niederschlägen und Temperaturen aus den Regressionsgleichungen für die Nmin-Werte der Schicht 60-90 cm für Wintergerste und Winterweizen berechnet. Weil für Zuckerrübe keine witterungsabhängige Regression ermittelt werden konnte, wurde für diese Frucht mit dem mittleren Nmin-Wert der Schicht 60-90 cm der Jahre 1991-1995 gerechnet. Gewichtet nach den Flächenanteilen der einzelnen Fruchtarten ergibt sich ein Nmin-Wert von 21 kg N/ha in einem Jahr mit durchschnittlicher Witterung.

Für die Nmin-Werte im WEG AB ist eine Berechnung der Nmin-Werte eines Jahres mit durchschnittlicher Witterung noch nicht möglich, da nur Erhebungen aus 3 Jahren vorliegen und für das Jahr 1996 noch keine Witterungsdaten verfügbar sind. Es ist jedoch davon auszugehen, daß der mittlere Nmin-Wert der Schicht 60-90 cm in einem Jahr mit durchschnittlicher Witterung etwa dem Mittelwert des Frühjahrs 1994 (13 kg N/ha/30 cm) und des Frühjahrs 1996

(23 kg N/ha) entspricht, da diese aus einem extrem feuchten und einem extrem trockenen Winterhalbjahr stammen. Der Mittelwert ist mit 18,5 kg N/ha etwa 1 kg N/ha größer als der mittlere Nmin-Wert der drei letzten Jahre.

In einem durchschnittlichen Jahr sind die Nmin-Werte in der Schicht 60-90 cm im nordwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes deshalb um etwas mehr als 10 % höher als in des WEG AB. Da ein großer Teil der Nmin-Werte des WEG AB aus dem Harzrandgebiet stammt, ist hier niederschlagsbedingt mit einer höheren Sickerrate als in den im Nordwesten des Untersuchungsgebietes gelegenen Gemeinden zu rechnen, die, wie die Regressionsmodelle für die Schicht von 60-90 cm Tiefe zeigen (Tab. 14 u. 15), zu einer Verminderung der Nitratmenge in der Schicht von 60-90 cm führt. Aber auch die vergleichsweise hohen Nmin-Werte der Zuckerrübe der Jahre 1993-95 (NW-Gemeinden) tragen zu den unterschiedlich hohen mittleren Werten bei.

Die gesamte landwirtschaftlich genutzten Flächen des WEG AB bedeckt etwa 10 % der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche im Osten des Untersuchungsgebietes. Der Gebietsabfluß der Ackerflächen beträgt hier 220 mm und entspricht den durchschnittlichen hydrologischen Verhältnissen im Untersuchungsgebiet (205 mm Gebietsabfluß der Ackerflächen) besser als das Gebiet der NW-Gemeinden, denn diese enthalten noch zu großen Antei-

len landwirtschaftlich genutzte Flächen in der nördlich des Untersuchungsgebietes liegenden Bördelandschaft. Da die in der Ebene gelegene Bördelandschaft deutlich niederschlagsärmer ist als das im Hügelland gelegene Untersuchungsgebiet (BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER, 1993), weichen ihre durchschnittlichen hydrologischen Verhältnisse stärker von den durchschnittlichen Verhältnissen des Untersuchungsgebietes ab als das WEG AB. Deshalb ist es naheliegend, die dort in den letzten drei Jahren wiederholt auf etwa 100 Schlägen bestimmten N_{min}-Werte auf das gesamte Untersuchungsgebiet zu übertragen. Allerdings kann hier der mehrjährige Durchschnitt der N-Konzentration in der Schicht 60-90 cm nicht genau berechnet werden, so daß der Mittelwert der beiden Extremwerte (18,5 mg N/l) die einzig mögliche Schätzung darstellt.

Vergleich der Abschätzung der Nitratkonzentration im Sickerwasser auf der Grundlage von N_{min}-Werten mit einer gewässerdatenbasierten Abschätzung der Nitratkonzentration im Sickerwasser

Im Untersuchungsgebiet wurden von RUHE (1997) Berechnungen zur Beziehung von Wasserabflußmenge und N-Konzentration in Fließgewässern angestellt. In dieser, auf 15-jährigen Meßreihen basierenden Untersuchung wurde die N-Konzentration im Zwischenabfluß unter Ackerflächen auf 16,5 mg N/l geschätzt. Unter Zwischenabfluß ist die Wassermenge zu verstehen, die nicht über das Grundwasser, sondern oberflächennah innerhalb weniger Tage ein Gewässer erreicht und z.B. das mehrtägige Ansteigen der Wasserstände der Fließgewässer nach stärkeren Niederschlägen bewirkt (ICID-Wasserlexikon, 1971). Die Konzentration im Zwischenabfluß ist weitgehend mit der Konzentration im Sickerwasser gleichzusetzen. So kommt auch eine Bilanz zur Nitratfracht im Grundwasser des WEG AB (RUHE, 1997, siehe auch Kap. 4.4.1) zu einer realistischen Berechnung der N-Konzentration des Karstgrundwassers, wenn als Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Ackerflächen 16,5 mg N/l angenommen wird.

Da eine N-Konzentration von 16,5 mg/l sich in zwei großen Teileinzugsgebietes als zuverlässig erwiesen hat und auf langjährigen Meßreihen basiert, ist dieser Wert als eine verlässlichere Schätzung der Nitratkonzentration im Sickerwasser anzusehen als der aus drei Jahren und nur aus einem Einzugsgebiet auf der Grundlage von N_{min}-Messungen abgeleitete Wert. Trotzdem

ist ein Unterschied von nur 2 mg N/l als gering einzustufen und möglicherweise weitgehend auf zufällige Schätzfehler, oder geringfügig abweichende Standorteigenschaften zurückzuführen. Auch ist ein Abbau durch Denitrifikation an einzelnen Standorten möglich, wie der Rückgang der Nitratkonzentration in der Schicht von 4-6 m in Abb. 38 vermuten läßt.

So belegen auch die Berechnungen von RUHE (1997), daß der N_{min} -Wert von 60-90 cm und der Niederschlagskoeffizient der N_{min} -Regressionsrechnungen verlässliche Größen zur Abschätzung der Nitratkonzentration im Sickerwasser darstellen.

4.2.3 N-Konzentration von Drainabflüssen

Das Drainwasser bildet sich unterhalb der Wurzelzone in etwa 1 m Tiefe. Es ist deshalb mit dem Sickerwasser beim Eintritt in die vadose Zone mit Einschränkungen vergleichbar. Eine Einschränkung besteht darin, daß im Bereich der wassergesättigten Zone wahrscheinlich mehr Denitrifikation stattfindet als in der ungesättigten Zone eines grundwasserfernen Standortes. So fanden COLBOURN und DOWDELL (1984) Denitrifikationsraten von 16-50 kg N/ha auf drainierten Standorten und 24-110 kg N/ha auf undrainierten grundwasserbeeinflussten Standorten. Nach einer Literaturübersicht von NIEDER et al. (1989) ist auf grundwasserfernen Ackerstandorten mit einer jährlichen Denitrifikationsrate von maximal 20-30 kg N/ha während der Wachstumsperiode zu rechnen. Somit ähneln Denitrifikationsraten drainierter Standorte vermutlich eher grundwasserfernen als undrainierten grundwassernahen Standorten. Ein weiteres Problem bei der Übertragung von N-Konzentrationen der Drainagewässer auf die Konzentration im Sickerwasser besteht darin, daß im Drainagewasser auch Grundwasser aus der Nachbarschaft des drainierten Schläges enthalten sein kann, folglich eine sichere Zuordnung im Einzelfall erst nach Überprüfung der hydrologischen Situation erfolgen kann. Um zumindest die Größenordnung der N-Konzentration unter landwirtschaftlich genutzten Flächen abschätzen zu können, dürften fehlerhafte Zuordnungen in Einzelfällen jedoch bei einer größeren Anzahl von Messungen von geringerer Bedeutung sein.

Von 20 Einzelmessungen im Bereich der Ringelheimer Mulde betrug der Median der Drainagekonzentration unter Ackerflächen 13 mg NO_3 -N/l (58 mg NO_3 /l). Diese Werte sind ähnlich hoch wie die anderer Untersuchungen. So ergaben langjährige Messungen in Drainagen des Krumbaches (LAMMEL 1990), dessen Einzugsgebiet unmittelbar östlich an das Untersu-

chungsgebiet grenzt, unter Acker (Löß) mittlere Konzentrationen von 11 mg NO₃-N/l. Umfangreiche Untersuchungen von GERTH und MATTHEY (1991) in Schleswig-Holstein ergaben einen jährlichen N-Austrag unter Acker von 43 kg N/ha (79 mg NO₃/l) im östlichen Hügelland, 23 kg N/ha (33 mg NO₃/l) in der Geest und 24 kg N/ha (32 mg NO₃/l) in der Marsch. Der flächengewichtete Austrag unter Acker betrug 34 kg N/ha. HAMM (1991) rechnet auf der Grundlage einer Literaturübersicht mit einer mittleren N-Konzentration von 10,5 mg/l in Drainagen unter Ackerflächen.

Die im Untersuchungsgebiet gemessene N-Konzentration in den Drainagen liegt also weitgehend in dem Bereich, der auch in anderen Untersuchungen ermittelt wurde. Sie ist etwas geringer als die N-Konzentration des Sickerwassers im Innerstegebiet. Dies kann, neben zufälligen Unterschieden, durch eine im Vergleich zu grundwasserfernen Standorten leicht verstärkte Denitrifikation verursacht sein. Folglich bestätigt die in Drainagen gemessene N-Konzentration weitgehend die für das Sickerwasser ermittelte.

4.2.4 Humus als N-Senke

Der Bilanzüberschuß der landwirtschaftlichen Produktion beträgt, wie Abb. 15 zeigt, seit mehreren Jahrzehnten etwa 100 kg N/ha. Wie abschließende Berechnungen zum N-Haushalt im Untersuchungsgebiet zeigen werden, beträgt die Nitratfracht im Sickerwasser der Ackerflächen 32 kg N/ha. Es stellt sich deshalb die Frage nach dem Verbleib von etwa 2/3 des Bilanzüberschusses.

Oft wird angenommen, daß der Humusgehalt eines langjährig als Acker genutzten Bodens weitgehend konstant ist (z.B. SCHACHTSCHABEL et al., 1984), das heißt, als N-Senke für einen Teil des Bilanzüberschusses fließt nicht in Frage kommt. Auch BACH (1987) setzt in seinem Bilanzansatz voraus, daß Änderungen des Bodenvorrates bei gleichbleibender Nutzung längerfristig weitgehend vernachlässigt werden können. N-Freisetzung durch Grünlandumbruch oder N-Immobilisierung durch Krumenvertiefung fänden seit Ende der Siebziger Jahre praktisch nicht mehr statt. Deshalb wird der Teil des Bilanzüberschusses, der nicht der Auswaschung zugerechnet wird, gasförmigen N-Verlusten zugeschrieben. NIEDER UND RICHTER (1986) rechnen mit einer N-Anreicherungsphase von 15 Jahren nach Krumenvertiefung, in der

sich der alte Humusgehalt einstellt und dabei bis zu 100 kg N/ha jährlich organisch gebunden werden. Es wird davon ausgegangen, daß bei einem größeren Teil der landwirtschaftlichen Nutzflächen diese Anreicherungsphase beendet ist und nur noch eine N-Akkumulation auf einem kleineren Teil von Schlägen erfolgt, deren Krume erst vor wenigen Jahren vertieft wurde. Neuere Untersuchungen von NIEDER et al. (1993) dagegen ergeben, daß auf 67 % der untersuchten Standorte noch heute Humusakkumulation in Folge von Krumenvertiefung stattfindet. Auch Untersuchungen von CRAMER (1991) zeigen, daß in der Ackerkrume von relativ stark gedüngten Marktfruchtbetrieben Schleswig-Holsteins innerhalb von 25-30 Jahren eine N-Anreicherung von 1800-2500 kg N/ha bei Einengung des C/N-Verhältnisses erfolgte. ISERMANN (1993) rechnet mit einer durchschnittlichen jährlichen N-Akkumulation im Humus von 47 kg N/ha in der Bundesrepublik Deutschland.

Um die Frage zu klären, ob im Untersuchungsgebiet mit einer nennenswerten N-Akkumulation im Humus zu rechnen ist, wurden die C- und N-Gehalte von 11 Ackerflächen (8 Parabraunerden und 3 Auenböden) eines landwirtschaftlichen Betriebes (Meßreihe H1) untersucht, die im Jahr 1985 schon einmal bestimmt wurden. Weiterhin wurden die C- und N-Gehalte von 7 Ackerflächen (6 Parabraunerden und 1 Rendzina) verschiedener landwirtschaftlicher Betriebe (Meßreihe H2) ermittelt, deren C-Gehalte zwischen 1971 und 1980 zum ersten Mal im Rahmen von Kartierungen des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung bestimmt wurden.

Ein Vergleich der alten und der aktuellen C-Gehalte aller Beprobungen ist in Abb. 41 dargestellt. Alle alten Meßwerte sind mit der für jeden Standort berechneten Steigerungsrate des C-Gehaltes auf das Jahr 1980 umgerechnet worden. Es ist somit die Änderung des Humusgehaltes in 16 Jahren dargestellt.

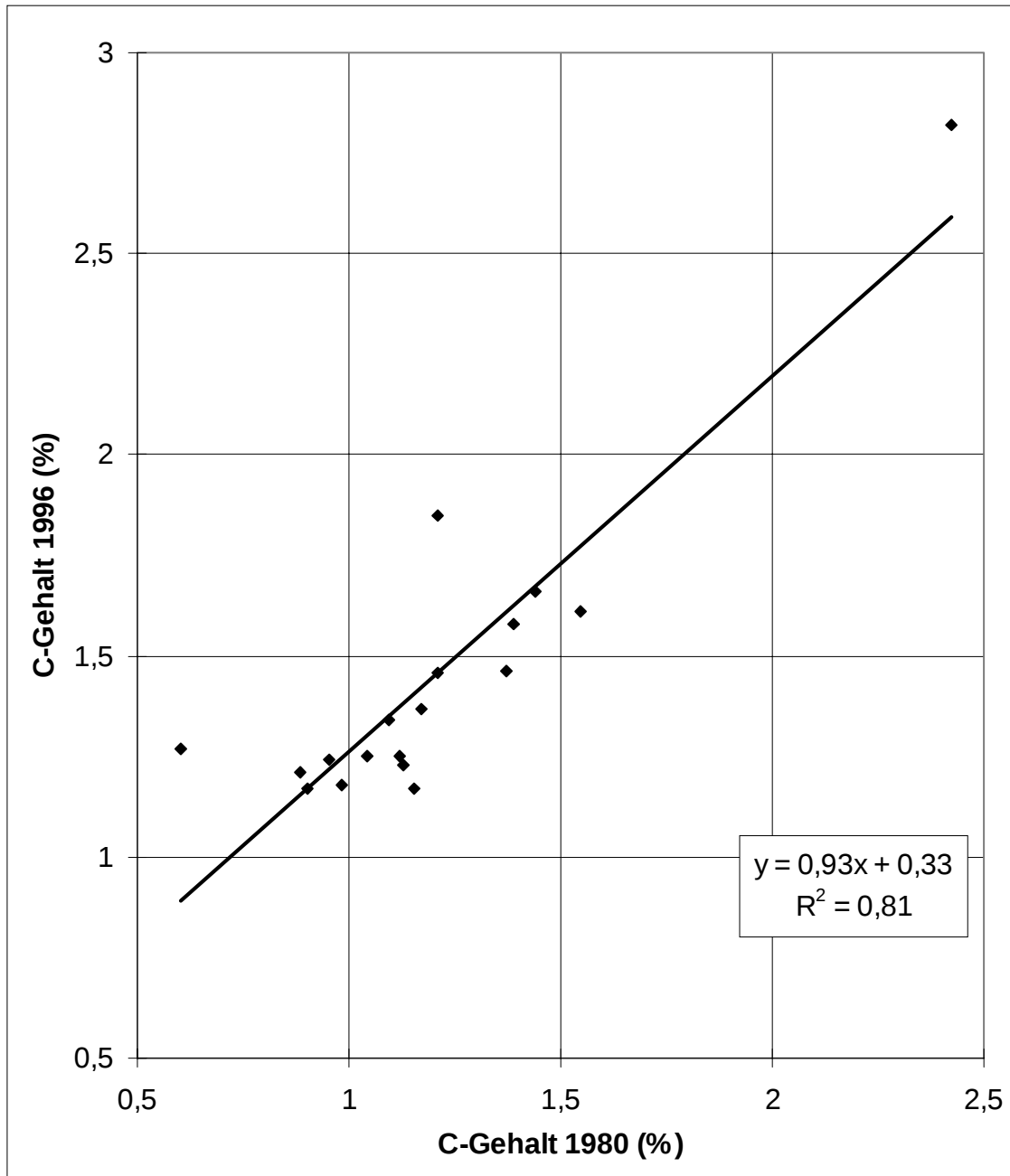


Abb. 41: Vergleich der C-Gehalte von Ackerstandorten im Jahr 1980 mit aktuellen C-Gehalten.

Es ist überwiegend eine enge Beziehung zwischen alten und neuen C-Gehalten erkennbar. Die Funktion läßt vermuten, daß die Anstiegsrate des C-Gehaltes mit steigendem Ausgangsgehalt, sinkt, da sich der neue Humusgehalt aus der Summe einer positiven Konstante und einer linearen Funktion des alten Humusgehaltes mit einer Steigung, die geringfügig kleiner als 1 ist, berechnen läßt. Daß die Anstiegsrate mit zunehmendem Ausgangsgehalt sinkt, deutet auf eine typische Sättigungsfunktion hin. Die Einzelwerte der beiden Meßreihen sind den Tab. 20 und 21 dargestellt.

Tab. 20: Vergleich der C- und N-Gehalte der Schläge eines landwirtschaftlichen Betriebes 1985 u. 1996 (H1).

Jahr Bodentyp	1985 C-Gehalt %	1996 C-Gehalt %	1985 C/N	1996 C/N	1985 Gesamt-N kg N/ha	1996 Gesamt-N kg N/ha
Parabraunerde	1,16	1,25	13	8,7	4015	6458
Parabraunerde	1,04	1,18	11	8,3	4271	6368
Parabraunerde	0,81	1,27	9	9,2	4060	6233
Parabraunerde	0,99	1,21	11	8,7	4034	6233
Parabraunerde	0,99	1,17	10	8,7	4437	6075
Parabraunerde	1,16	1,17	13	9,0	4015	5828
Parabraunerde	1,04	1,24	11	9,9	4271	5648
Parabraunerde	1,16	1,23	12	9,4	4350	5918
Auenboden	1,51	1,66	16	11,0	4241	6818
Auenboden	1,57	1,61	14	11,1	5034	6503
Auenboden	1,45	1,58	13	9,3	5019	7605
Mittelwert	1,17	1,32	12,1	9,4	4341	6335

Tab. 21: Vergleich der C-Gehalte der Schläge verschiedener landwirtschaftlicher Betriebe (H2).

Jahr der ersten Be- probung	Bodentyp	Ort	C-Gehalt alt %	C-Gehalt 1996 %	C/N 1996	Gesamt-N 1996 N/ha
1973	Parabraunerde	Ostharingen	0,99	1,34	9,15	6593
1973	Parabraunerde	Ostharingen	1,33	1,46	9,21	7133
1979	Parabraunerde	Sehlde	1,16	1,37	9,42	6548
1973	Parabraunerde	Dörnten	0,93	1,85	10,82	7695
1980	Parabraunerde	Haverlah	1,04	1,25	9,19	6120
1973	Parabraunerde	Bredelem	1,10	1,46	9,22	7110
1971	Rendzina	Langelsheim	2,20	2,82	9,45	13433
	Mittelwert		1,25	1,65	9,49	7804

In der Meßreihe H2 wurde bei der ersten Beprobung der N-Gehalt nicht bestimmt, so daß keine Aussagen über dessen Entwicklung gemacht werden können. Weil dagegen in der Meßreihe H1 bereits bei der ersten Beprobung der N-Gehalt bestimmt wurde, kann hier ein Vergleich erfolgen. Es ist zu erkennen, daß das C/N-Verhältnis in der Meßreihe H1 gesunken ist. Es ergibt sich rechnerisch ein jährlicher Anstieg von 181 kg N/ha, der somit weit größer als der Bilanzüberschuß ist. Der ursächlich nicht begründbare Unterschied der N-Meßwerte dürfte auf

nicht zu identifizierende Fehler bei den Probenahmen oder Analysen zurückzuführen sein. Der Anstieg der C-Gehalte ist durch Ernterückstände und vereinzelte Wirtschaftsdüngergaben prinzipiell erklärbar. Die Ernterückstände von Getreide und Zuckerrübe enthalten etwa 3 t C (KLIMANEK, 1990). Das bedeutet, daß etwa ein Viertel der in den Ernterückständen enthaltenen C-Menge nicht mineralisiert, sondern als Humus festgelegt wird.

Zur Ermittlung der Streuung wurde eine Beprobung in der Meßreihe H2 mit vierfacher Wiederholung durchgeführt. Die Standardabweichung der C-Gehalte beträgt 0,017 %, ist also nicht größer als die jährliche Steigerungsrate und somit weit geringer als der beobachtete Anstieg der C-Gehalte. Die Änderungen des N-Gehaltes können also wegen fehlender oder stark fehlerhafter Meßwerte nicht berechnet werden. Der deutliche und im Mittel ähnlich große Anstieg der C-Gehalte in beiden Meßreihen läßt jedoch auf einen erheblichen Anstieg auch der N-Gehalte des Bodens schließen. Das bedeutet, daß die Änderung des N-Bodenvorrates im Untersuchungsgebiet grundsätzlich in die Bilanzrechnungen einbezogen werden sollte.

Diese Bilanzgröße ist im Innerstegebiet, und wie einzelne Untersuchungen zeigen, auch bundesweit, wahrscheinlich von großer Bedeutung. Deshalb ist es erstaunlich, daß, gemessen an der Zahl der Untersuchungen, die sich mit der Auswaschung befassen, N-Immobilisierung nur wenig untersucht wird und das Wissen um diese Bilanzgröße vergleichsweise gering ist. Daß heute von einer Reihe von Autoren (z.B. ISERMANN, 1993; NIEDER et al., 1995) die Auffassung vertreten wird, daß im Bundesdurchschnitt 20-50 kg N/ha jährlich immobilisiert werden, während andere (z.B. BACH, 1987; WENDLAND et al., 1993) diese Größe in einer N-Bilanz für die Bundesrepublik bewußt als unbedeutend ausschließen, ist für die Bilanzgröße Auswaschung undenkbar. Da diese Bilanzgröße bezogen auf die Umwelt im Gegensatz zur Auswaschung und zu gasförmigen N-Verlusten kein Problem darstellt, wird sie vermutlich wenig beachtet. Da aber der Humusvorrat des Bodens nicht unbegrenzt ansteigt, folglich mit dieser Senke im Stoffhaushalt nur begrenzt gerechnet werden kann, ist sie sehr wohl von großer Bedeutung für die Umwelt. So ist auch im Hinblick auf eine Minimierung der Freisetzung reaktiver N-Verbindungen die Kenntnis des Speichervermögens des Humus und dessen Grenze wichtig. Die Grenze scheint jedoch in absehbarer Zeit nicht erreicht zu werden. Denn die Auswertung der N_{min}-Werte der letzten 20 Jahre im Untersuchungsgebiet haben gezeigt, daß bei weitgehend unveränderter N-Bilanz kein Anstieg der N_{min}-Werte erfolgt ist, der auf ein beginnendes Nachlassen des Immobilisierungsvermögens des Bodens schließen lassen könnte.

Auch aus der Funktion in Abb. 41 ergibt sich, daß derzeit nur mit einem sehr geringfügigen Nachlassen des Immobilisierungsvermögens der Böden zu rechnen ist (Tab. 22). Da die Funktion aus relativ wenigen Meßwerten berechnet ist und auch eine Extrapolation durchgeführt wurde, sind die absoluten Zahlen relativ unsicher, können aber möglicherweise zumindest die Größenordnung darstellen, in der C-Akkumulation und damit auch N-Immobilisierung im Untersuchungsgebiet in Zukunft erfolgen wird.

Tab. 22: Berechnete jährliche C-Anreicherungsrate der untersuchten Standorte der Meßreihen H1 und H2.

C-Gehalt %	C-Anreicherungsrate kg C/ha/30 cm/a
1	731
2	534
3	338
4	141
5	-56

Bis zu einem C-Gehalt von 5 % ergibt sich ein Anstieg des C-Gehaltes, allerdings sinkt die Anreicherungsrate mit jedem Prozentpunkt, den der C-Gehalt steigt, um etwa 200 kg C/ha/a. Bei einem derzeit typischen C-Gehalt von 1,2 % ergibt sich eine jährliche C-Akkumulation von annähernd 700 kg/ha. In 60 Jahren wäre ein C-Gehalt von 2 % erreicht, jedoch noch immer ohne drastischen Rückgang der C-Anreicherungsrate und somit wahrscheinlich auch der N-Immobilisierung. Ein Gleichgewichtsniveau von annähernd 5 % ist, gemessen an heutigen C-Gehalten der Ackerflächen, sehr hoch. Auch ist anzunehmen, daß die tatsächliche jährliche C-Akkumulation kleiner ist als die berechneten 700 kg/ha, da sich bereits bei einem C/N-Verhältnis von 10 eine jährliche N-Akkumulation von 70 kg N/ha ergibt. Dies wäre zwar unter der Annahme, daß nur geringe gasförmige Verluste auftreten, noch im Bereich des Möglichen, da aber auch, wie die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit sowie die von CRAMER (1991) zeigen, ein sinkendes C/N-Verhältnis wahrscheinlich ist, müßte die jährliche N-Akkumulation noch größer ausfallen. Sie ist dann nicht mehr erklärbar. Deshalb dürfte also auch der absolute Betrag der C-Akkumulation, der sich aus der Funktion ergibt, vermutlich zu hoch sein.

Trotzdem ist die Annahme eines lange anhaltenden, hohen Immobilisierungsvermögens der Ackerböden berechtigt, da die Ackerflächen bisher nur seit wenigen Jahren (gemessen an den

Zeiträumen, in denen Prozesse der Bodenbildung normalerweise ablaufen), mit deutlich erhöhtem Bilanzüberschuß bewirtschaftet werden. Von diesem Bilanzüberschuß wird dem Boden ein großer Teil durch vermehrten Anfall organischer Substanz zugeführt. Daß diese Verstärkung der Zufuhr mit einer gleich großen Verstärkung des Abbaus verbunden ist, ist nicht bewiesen. Eher ist davon auszugehen, daß sich bei Verstärkung der Zufuhr ein neues Gleichgewicht auf höherem Niveau einstellen wird.

Eine Quantifizierung der Immobilisierung, die nur annähernd so genau ist wie die der Auswaschung, ist auf der Grundlage der vorliegenden Messungen zwar nicht möglich, diese sowie verschiedene Literaturangaben zeigen jedoch, daß nichts gegen die Annahme spricht, daß N-Immobilisierung eine mindestens gleich große Rolle wie die N-Auswaschung im N-Haushalt des Innerstegebietes spielt. Dies dürfte in ähnlicher Weise für die Waldgebiete zutreffen, da diese durch atmosphärische Deposition ebenfalls beträchtliche Bilanzüberschüsse aufweisen, trotzdem aber noch immer relativ niedrige N-Konzentrationen in der Grundwasserneubildung unter Wald festzustellen sind (siehe auch Kap. 4.3.3). Weitere Hinweise auf das Ausmaß der Immobilisierung kann eine Abschätzung der gasförmigen N-Verluste liefern.

4.2.5 Gasförmige N-Freisetzung

Gasförmige N-Verluste erfolgen weitgehend durch Ammoniakfreisetzung aus NH_4 sowie durch Denitrifikation, bei der aus Nitrat die gasförmigen Produkte N_2 , N_2O und NO freigesetzt werden. Außer N_2 verunreinigen diese N-Verbindungen die Atmosphäre, so daß gasförmige N-Verluste zwar die Auswaschung vermindern, teilweise aber trotzdem die Umwelt belasten. Ammoniak wirkt besonders in Form des sauren Regens schädigend. NH_3 stellt den Teil der atmosphärischen Deposition dar, der seinen Ursprung überwiegend in der Landwirtschaft hat. Vor allem durch Wirtschaftsdünger wird Ammoniak freigesetzt, aber auch durch mineralische NH_4 - oder Harnstoffdüngung. Das N_2O belastet die Atmosphäre durch Verstärkung des Treibhauseffektes, NO durch Ozonbildung in der Troposphäre bzw. Ozonabbau in der Stratosphäre (JENKINSON, 1990; ISERMANN, 1993; AHLGRIMM, 1995).

Eine Literaturanalyse zur Denitrifikation von NIEDER et al. (1989) ergibt, daß im gemäßigten Klimabereich während der Vegetationszeit die Denitrifikation im Wurzelraum weitgehend unabhängig von Bodentyp und Bodenart maximal 20-30 kg N/ha beträgt. Dies gilt für Acker

und Grünland. WENDLAND et al. (1993) oder HERMSMEYER und VAN DER PLOEG (1996) dagegen gehen in Abhängigkeit von den Standorteigenschaften von unterschiedlichen Denitrifikationsraten aus. Mittlere Denitrifikationsraten, die auch für die im Untersuchungsgebiet verbreiteten Parabraunerden angenommen werden, liegen jedoch auch bei ihnen in der gleichen Größenordnung wie bei NIEDER et al. (1989). ISERMANN (1993) rechnet in einer Bilanz für die Bundesrepublik Deutschland mit N-Verlusten durch Denitrifikation von 25 kg N/ha und durch Ammoniakfreisetzung (überwiegend durch Tierhaltung verursacht) von 44 kg N/ha. SCHNEIDER und HAIDER (1992) fanden bei Schladden (unmittelbar östlich an das Untersuchungsgebiet angrenzend) auf Ackerstandorten Denitrifikationsverluste von 6-20 kg N/ha während einer Vegetationsperiode.

Der N-Anfall aus Wirtschaftsdünger im Untersuchungsgebiet zu Beginn der Neunziger Jahre beträgt mit 20 kg N/ha etwa 25 % (WENDLAND et al., 1993) des durchschnittlich in Deutschland im Jahr 1991 in Höhe von 83 kg N/ha anfallenden N aus Wirtschaftsdünger. Da NH_3 -Verluste überwiegend durch Wirtschaftsdünger entstehen, werden 10 kg N/ha NH_3 -Verluste angenommen. Weiterhin werden, da in den im Untersuchungsgebiet vorherrschenden Lößböden mit durchschnittlichen Denitrifikationsraten zu rechnen ist, 15 kg N/ha Verlust durch Denitrifikation angenommen. Es ergibt sich somit insgesamt ein gasförmiger N-Verluste von 25 kg N/ha, mit dem in der vorliegenden Arbeit gerechnet wird.

4.3 Nitrat in den Gewässern

4.3.1 Stickstoff in der Innerste

Die mittlere Stickstoffkonzentration sowie die jährliche Stickstofffracht der Innerste am Pegel Heinde (Gebietsauslaß) von 1976-1991 ist in Abb. 42 dargestellt. Sie wurde aus den mittleren monatlichen Abflüssen sowie der monatlich bestimmten Konzentration berechnet (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, versch. Jg.).

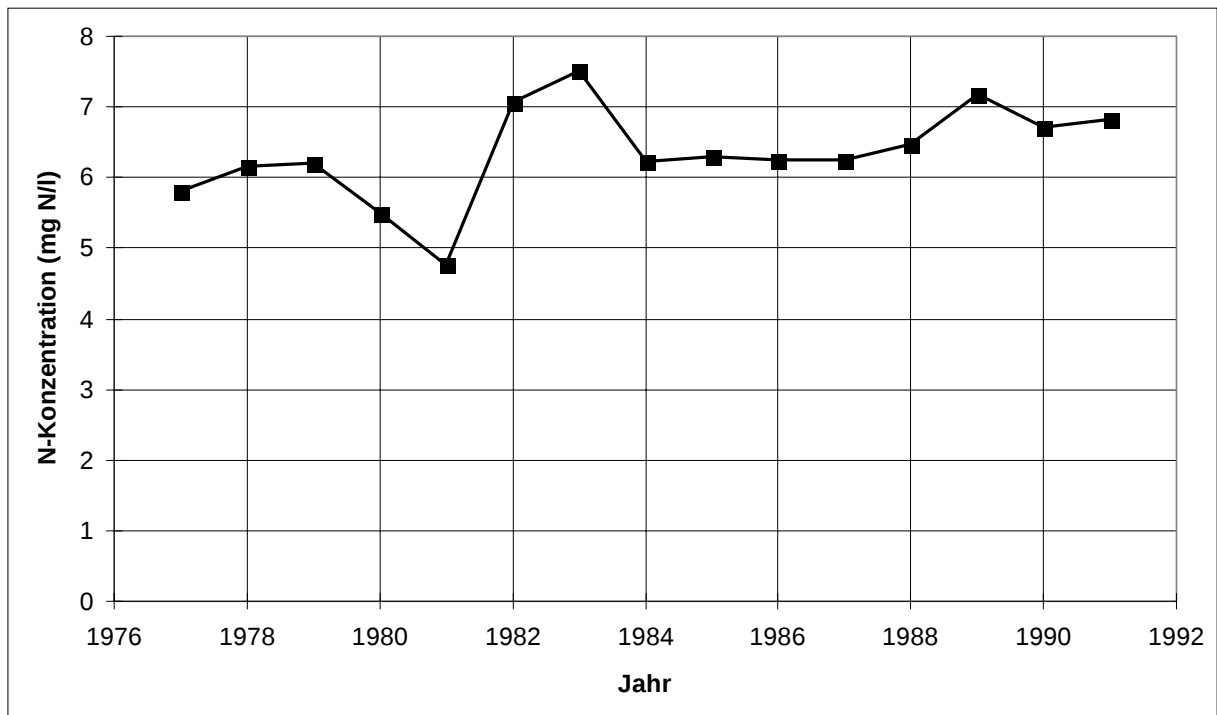


Abb. 42: Stickstoffkonzentration der Innerste bei Heinde von 1977 bis 1991.

Als Trend ist ein leichter Anstieg der N-Konzentration von 6 auf 7 mg N/l (von 27 mg NO_3 /l auf 31 mg NO_3 /l) am Pegel Heinde innerhalb von 14 Jahren zu erkennen. Da der Pegel Heinde am Gebietsauslaß des Untersuchungsgebietes liegt, gibt die Kurve die durchschnittlichen Verhältnisse des gesamten Untersuchungsgebietes wieder.

Der durchschnittliche Jahresgang von Abflußmenge, Stickstoffkonzentration und Stickstofffracht ist in Abb. 43 dargestellt.

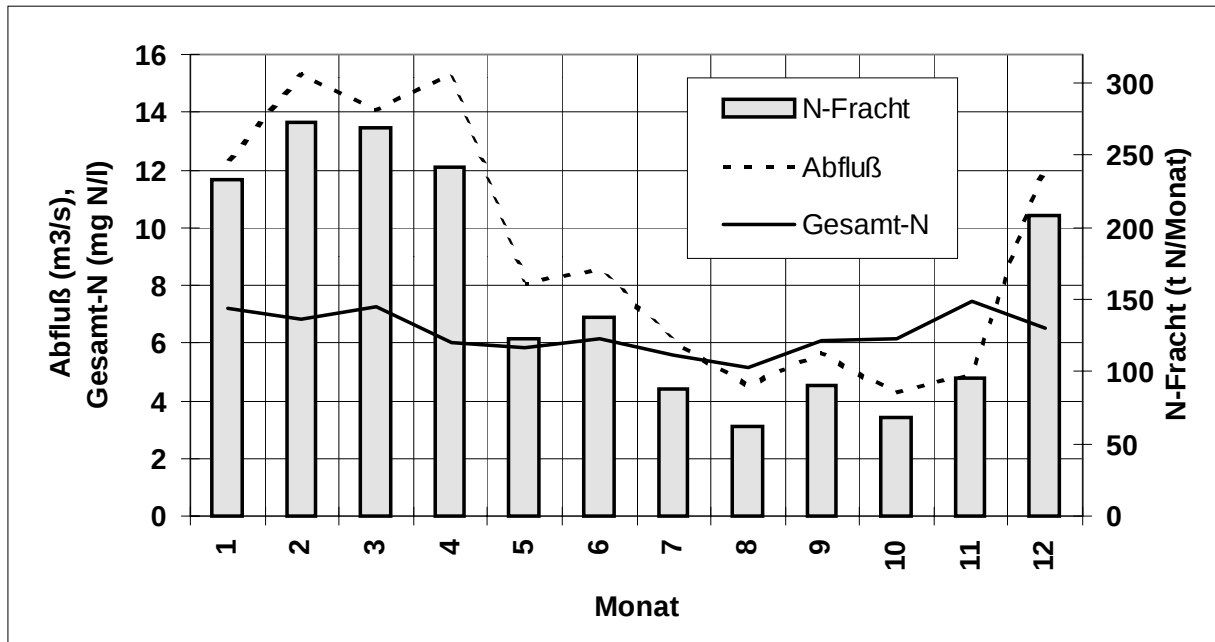


Abb. 43: Durchschnittlicher Jahresgang von Abflußmenge, Stickstoffkonzentration und Stickstofffracht der Innerste am Pegel Heinde (1977-1991).

Die N-Konzentration ist in den Sommermonaten etwas niedriger als im Winterhalbjahr. Dies deutet darauf hin, daß der überwiegende Teil der N-Fracht nicht aus punktförmigen Quellen stammt, da in diesem Fall wegen geringerer Verdünnung des Abwassers im abflußarmen Sommer die N-Konzentration steigen müßte.

Ein Beispiel für die Beziehung zwischen N-Konzentration und Abflußmenge beim Vorherrschen des N-Eintrags aus punktförmigen Quellen gibt Abb. 44. Sie zeigt die Abflußmenge und N-Konzentration der Innerste am Pegel Langelsheim. Die N-Konzentration steigt hier mit abnehmendem Abfluß. Das ist dadurch bedingt, daß ein großer Teil aller punktförmigen Einleitungen industriellen Ursprungs bereits in Langelsheim vor der Meßstelle eingeleitet wird. Auch das Abwasser von etwa 50000 Einwohnern erhöht hier schon die N-Fracht der Innerste.

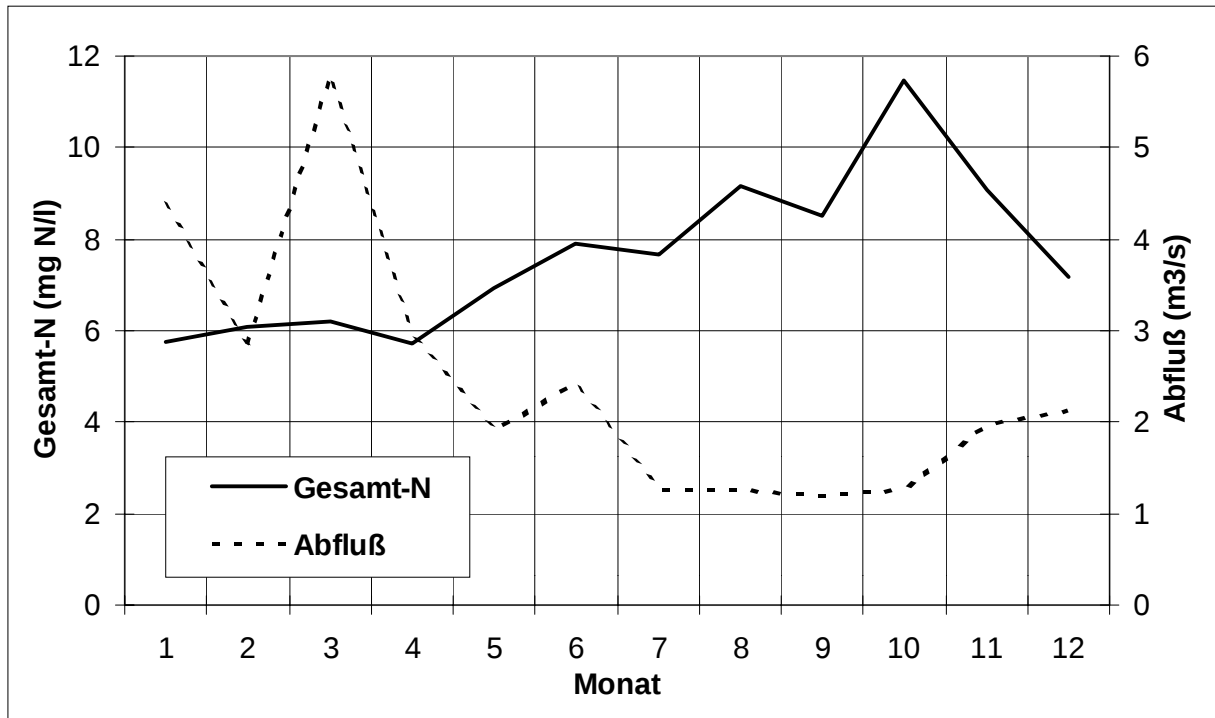


Abb. 44: Durchschnittlicher Jahresgang (1977-1991) von Abflußmenge und N-Konzentration in der Innerste am Pegel Langelsheim.

4.3.2 Punktförmige Einleitungen

Obwohl die Schwankungen der N-Konzentration im Jahresverlauf am Pegel Heinde, der das gesamte Untersuchungsgebiet repräsentiert, auf ein Überwiegen der diffusen Einträge schließen lassen, sind auch die punktförmigen Einleitungen, wie die Meßwerte am Pegel Langelsheim zeigen, als bedeutsame Stickstoffquellen anzusehen. Da diese Einleitungen relativ gut überwacht werden, kann ihr Anteil an der Gesamtfracht der Innerste berechnet werden. Auf diese Weise besteht die Möglichkeit, die Schätzungen für die Einträge aus diffusen Quellen zu überprüfen, da die Summe aus den berechneten diffusen Einträgen und den durch eine Vielzahl von Messungen relativ gut bekannten punktförmigen Einleitungen der ebenfalls durch Messungen verhältnismäßig genau bekannten Gesamtfracht entsprechen muß.

4.3.2.1 Kommunale Kläranlagen

Im Bundesgebiet betrug 1985 die mittlere N-Konzentration im behandelten Abwasser 29,4 mg N/l. Durch neue gesetzliche Vorschriften und deren technische Umsetzung wurde eine Verringerung der Stickstoffwerte bewirkt. So ist nun eine N-Konzentration von höchstens 10 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ bzw. 18 mg/l Gesamt-N bei Abwassertemperaturen $>12^\circ\text{C}$ im Ablauf zulässig. Bei günstiger Witterung sind 12 mg/l Gesamt-N zu erwarten, bei ungünstiger 29 mg N/l. Im Mittel ist von 20 mg N/l auszugehen (HAMM, 1991, S. 776).

In die Gewässer des Untersuchungsgebietes leiten zur Zeit 10 Anlagen aus dem Landkreis Goslar, 7 Anlagen aus dem Landkreis Hildesheim sowie jeweils eine Kläranlage aus dem Kreis Wolfenbüttel bzw. der Stadt Salzgitter ein. Den Kläranlagen im Untersuchungsgebiet fließt das Abwasser in der Regel auch aus diesem Gebiet zu. Die Kläranlage Innerstetal erhält darüber hinaus größere Abwassermengen (32300 EWG) aus Teilen im Harz, die nicht mehr im Untersuchungsgebiet liegen (BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER, 1993).

Eine N-Ausscheidung pro Einwohner von 12 g/Tag (HAMM, 1991, S. 766) ergibt bei 140000 Einwohnern, deren Abwasser in Kläranlagen des Untersuchungsgebietes gereinigt wird, eine aus der menschlichen Ernährung stammende N-Fracht im Zulauf von etwa 610 t/Jahr. Die gesamte N-Menge im Zulauf ist noch etwas größer, da den Kläranlagen auch noch N in Form von Essensresten, gewerblichen Einleitungen usw. zufließen.

Für die Anlagen des Landkreises Goslar (Zuständigkeitsbereich des STAWA Göttingen), die etwa 2/3 aller kommunalen Abwassereinleitungen im Untersuchungsgebiet verursachen, wurden die Daten der Eigenüberwachung aus den Jahren 1989 - 1994 zur Auswertung zur Verfügung gestellt. Die Daten der einzelnen Kläranlagen sind in Tab. 7 im Anhang aufgeführt.

Die Abb. 45 gibt einen Überblick über ihre Stickstoffeinleitungen in den letzten Jahren.

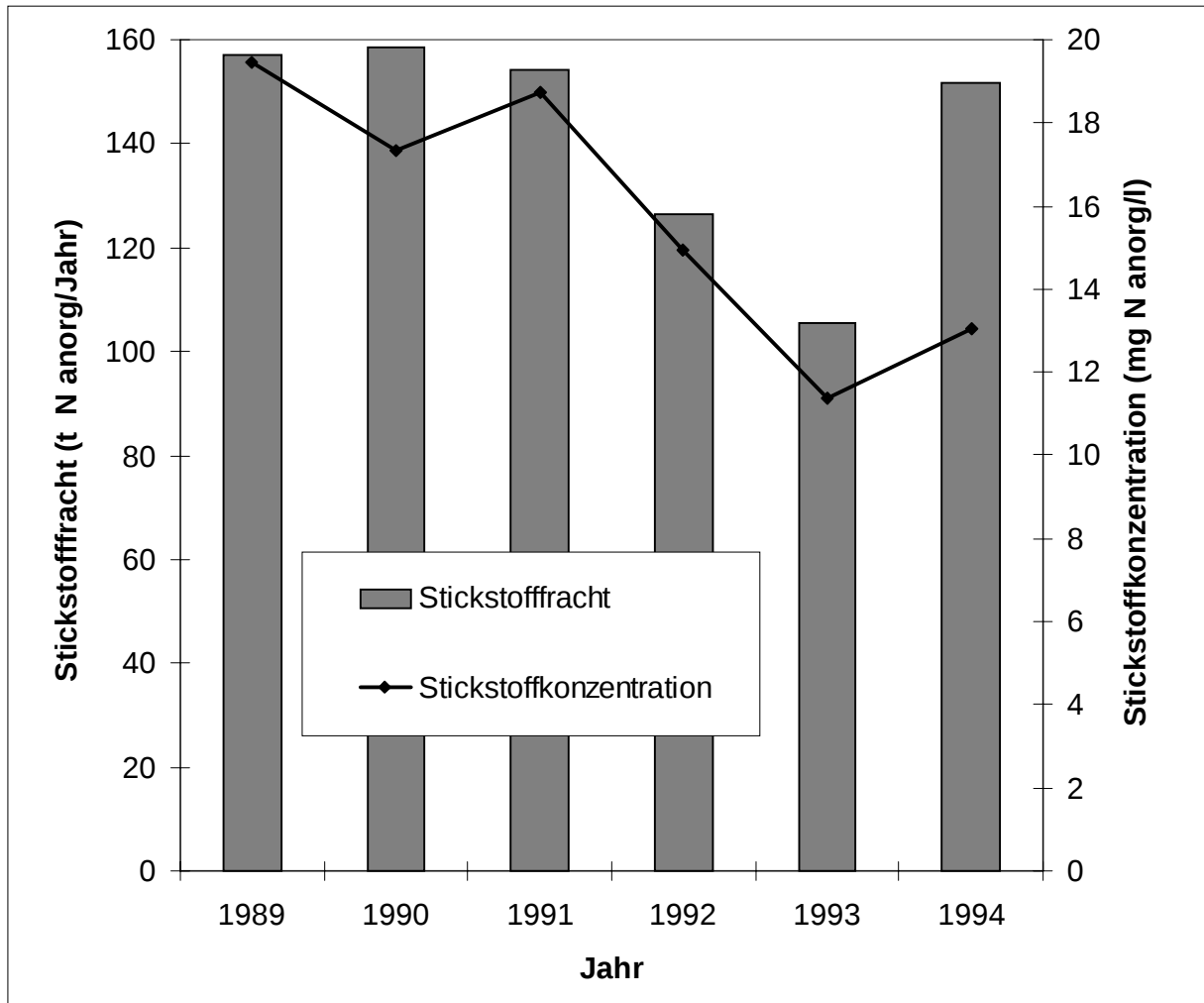


Abb. 45: Stickstoffemission (N_{anorg}) der Abwässer der Kläranlagen im Untersuchungsgebiet innerhalb des Gebietes des STAWA Göttingen (1989-1994).

Die anorganische Stickstofffracht liegt zwischen 105 und 158 t/a, die anorganische Stickstoffkonzentration zwischen 11 und 19 mg N/l. Insgesamt sind die Stickstofffracht und -konzentration rückläufig. Der Anstieg der Werte im Jahr 1994 ist auf höhere Niederschläge und damit verbunden höheren Abwassermengen durch Eindringen von Oberflächen- oder Grundwasser in die Trennkanalisation zurückzuführen (mdl. Mitteilung der Klärwerksbetreiber der Kläranlage Innerstetal, 1996). Nicht ermittelt wurde der organische Stickstoff (N_{org}) im Abwasser. Die mittlere N_{org} -Konzentration beträgt etwa 2 mg N/l (HAMM, 1991, S. 774). Dies ergibt eine zusätzliche N-Fracht für die Kläranlagen des Landkreises Goslar von 18 t/a.

Um die Entwicklung über einen möglichst großen Zeitraum darstellen zu können, wurden für 1985 und für 1990 auch die Daten der staatlichen Einleiterüberwachung ausgewertet, die je nach Größe der Anlagen zwischen einmal pro Monat und einmal pro Jahr durchgeführt wird.

Die aus diesen Daten ermittelte N_{anorg} -Konzentration im Jahr 1990 entspricht mit 17,5 mg/l nahezu der der Eigenüberwachung. Deshalb ist es naheliegend, auch die N_{anorg} -Konzentration des Jahres 1985 (21,1 mg/l) als relativ zuverlässig einzustufen. Es ist folglich seit 1985 eine deutliche Reduzierung der N-Einleitungen erreicht worden.

Die Abwässer der Kläranlagen im Bereich des STAWA Hildesheim, für die nur die aktuellen Meßwerte vorliegen, weisen mit durchschnittlich 12,5 mg N_{ges} /l ähnlich niedrige N-Konzentrationen auf (Tab. 23).

Tab. 23: Stickstoffemission (N_{ges}) der Abwässer der Kläranlagen im Untersuchungsgebiet innerhalb des Gebietes des STAWA Hildesheim, 1994.

Name	Einleitung 1000 m ³ /a	N_{ges} mg/l	Fracht t/a
Alme-Riehe/Östrum	1462	1,3	1,9
Bad Salzdetfurth	1182	8,6	10,2
Bockenem	875	15,9	13,9
Hockeln	45	32,6	0,5
Holle/Derneburg	557	36,3	20,2
Lamspringe	476	19,9	9,5
Lechstedt	54	20,0	1,1
Summe (Mittelwert)	4651	(12,5)	58,2

Eine Zusammenstellung der Abwassermengen und N-Frachten 1993 gibt Tab. 24. Die Daten stammen aus den jeweils angegebenen Jahren. Da für die Kläranlage des Landkreises Wolfenbüttel (KA Baddeckenstedt) nur wenig Messungen verfügbar waren, wurde die Fracht aus der mittleren N-Konzentration der Jahre 1988 - 1995 (8 mg N/l) sowie der Abwassermenge von 1995 gerechnet.

Tab. 24: Abwassermengen und N-Frachten der Kläranlagen im Untersuchungsgebiet.

Landkreis/Stadt	Jahr	Abwassermenge	N-Fracht
		Mio m ³	t N _{ges}
Goslar	1993	9,125	123
Hildesheim	1993	4,651	58
Wolfenbüttel	1995	0,288	3
Salzgitter	1995	0,172	3
Summe		14,236	187

Die derzeit durch kommunale Kläranlagen der Innerste zugeführte N-Menge beträgt etwa 200 t/a. Die mittlere N-Konzentration ist mit 12-14 mg N_{ges}/l verglichen mit der von HAMM (1991) für die Bundesrepublik angegebenen mittleren Konzentration, relativ niedrig.

4.3.2.2 Industrielle Einleitungen

Von 1989 bis 1991 betrugen die industriellen Einleitungen, die weitgehend im Raum Langelshausen erfolgen, etwa 200 t N/a. Sie sind in den Folgejahren reduziert worden und betrugen 1995 noch etwa 100 t N/a (ROLL, STAWA GÖTTINGEN, mdl. Mitteilung 1995). Die Einleitungen der Zuckerrübenfabrik Baddeckenstedt aus Stapelteichen betrug im Untersuchungszeitraum etwa 8 t N/a (DR. PELIGRINI, ZUCKERVERBUND NORD, Braunschweig, mdl. Mitteilung 1996). Derzeit wird von der Zuckerrübenfabrik eine Kläranlage in Betrieb genommen, die die Fracht etwa um 50 % vermindert.

4.3.3 Nitratkonzentration in Bächen

In etwa 50 Bächen des Untersuchungsgebietes wurden die Nitratgehalte bei Niedrigwasserabfluß im Sommer 1994 ermittelt (RUHE, 1997). Da die Bäche bei Niedrigwasserabfluß ausschließlich durch Grundwasser gespeist werden, kann angenommen werden, daß die Nitratkonzentration im Fließgewässer der Konzentration im Grundwasser nahekommt. Einschränkend ist jedoch anzumerken, daß Stickstoffverluste durch Denitrifikation im Fließgewässer, besonders im Sediment, möglich sind. Demnach ist die Konzentration im Grundwasser wahr-

scheinlich etwas höher als im Fließgewässer. Für die einzelnen Meßpunkte wurde das oberirdische Einzugsgebiet im GIS bestimmt. Es ist nicht davon auszugehen, daß das unterirdische Einzugsgebiet mit dem oberirdischen identisch ist. Da jedoch die Qualität des Gewässers bei Niedrigwasserabfluß im Sommer ausschließlich durch das Grundwasser bestimmt wird, ist sie von der Nutzung des unterirdischen Einzugsgebietes abhängig. Da eine Bestimmung der unterirdischen Einzugsgebiete aber im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht durchführbar war, wurde trotz der damit verbundenen Ungenauigkeit mit den oberirdischen Grenzen gerechnet. Der Unterschied zwischen ober- und unterirdischen Grenzen wurden jedoch dann berücksichtigt, wenn Bäche im Verhältnis zur Größe ihres oberirdischen Einzugsgebietes einen zu geringen Abfluß hatten. Sie wurden aus der Auswertung ausgeschlossen, da in diesen Fällen die Nitratkonzentration nicht von der gesamten Flächennutzung ihres Einzugsgebietes bestimmt ist. Auch wurden Bäche, die Vorfluter von Kläranlagen sind, nicht mit berücksichtigt.

Die Abbildungen 46 und 47 zeigen den Nitratgehalt von Bächen im Untersuchungsgebiet in Abhängigkeit vom Acker- bzw. Waldflächenanteil in ihrem Einzugsgebiet.

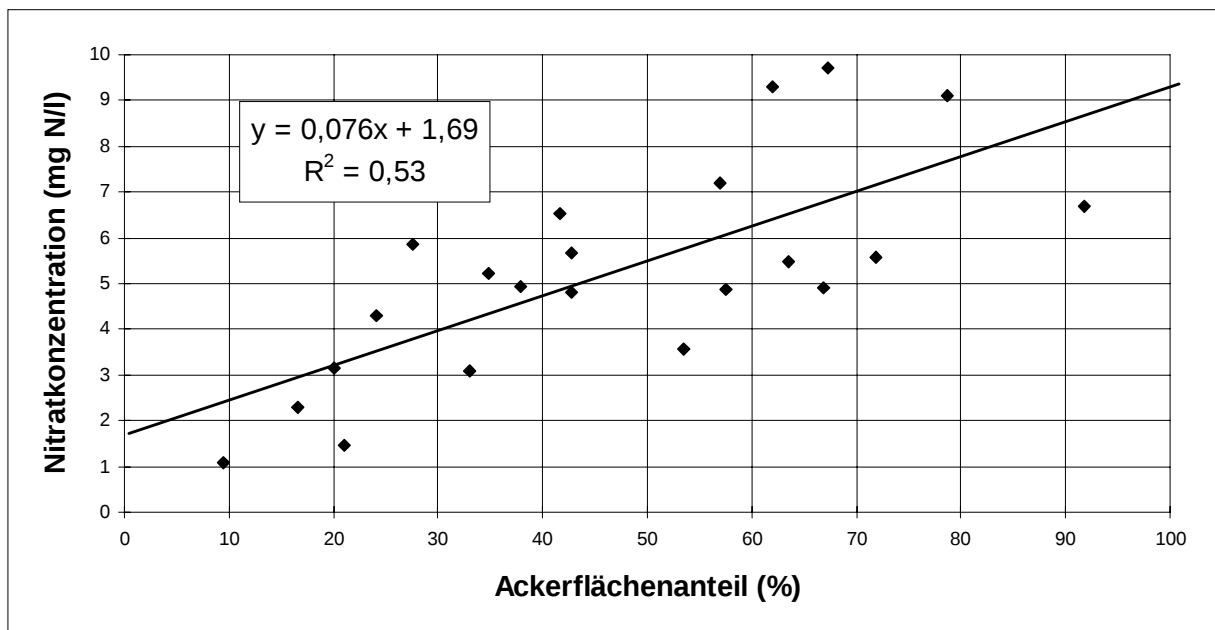


Abb. 46 Nitratkonzentration von Bächen im Untersuchungsgebiet in Abhängigkeit vom Ackerflächenanteil in ihren Einzugsgebieten.

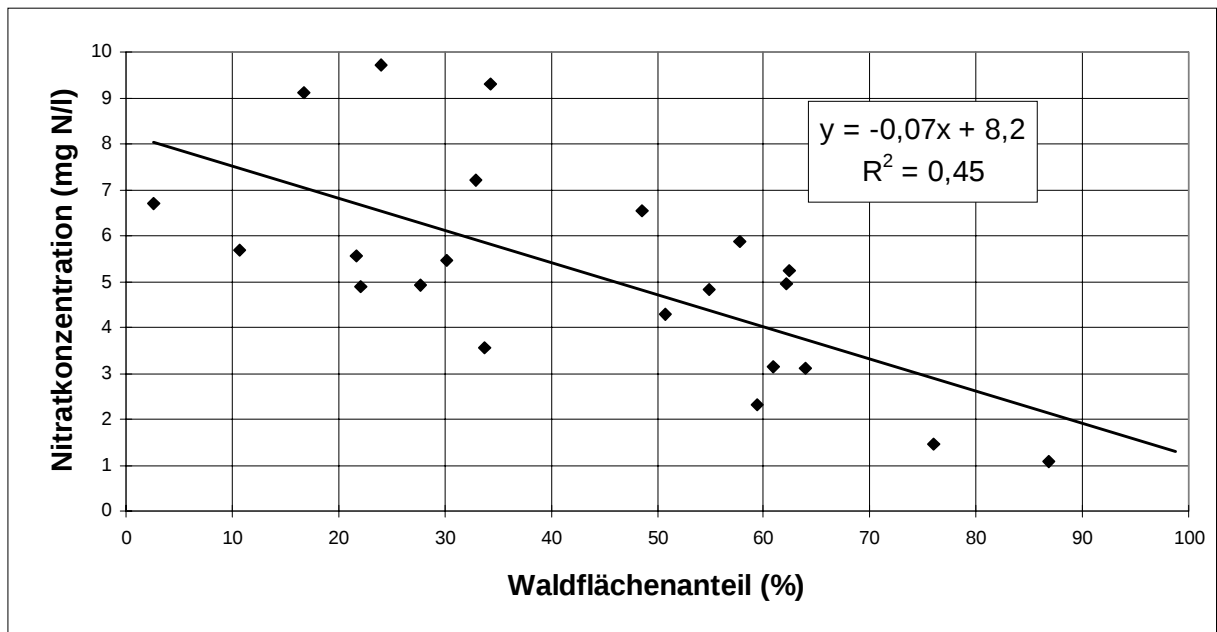


Abb. 47: Nitratkonzentration von Bächen im Untersuchungsgebiet in Abhängigkeit vom Waldflächenanteil in ihren Einzugsgebieten.

Es ist zu erkennen, daß der Nitratgehalt mit dem Ackerflächenanteil steigt und mit dem Waldflächenanteil sinkt. Die beiden Kurven verlaufen nahezu spiegelbildlich. Dieser Zusammenhang ist darauf zurückzuführen, daß beide Flächennutzungen zusammen im Mittel 90 % der Gesamtfläche betragen und somit die Ausdehnung der einen Nutzung in der Regel mit der Einschränkung der anderen Nutzung verbunden ist. Die relativ starke Streuung dürfte auf den erwähnten Unterschied zwischen ober- und unterirdischen Einzugsgebiet zurückzuführen sein. Rechnerisch ergibt sich für ein rein ackerbaulich genutztes Einzugsgebiet eine N-Konzentration von 9,3 mg/l sowie von 1,2 mg/l für ein vollkommen bewaldetes Einzugsgebiet.

Es wurde weiterhin untersucht, ob neben dem Ackerflächen- bzw. Waldflächenanteil im Einzugsgebiet weitere signifikante Einflußgrößen feststellbar sind. Es konnten jedoch weder für die übrigen Nutzungsformen (Grünland, Siedlungen, versiegelte Fläche), noch für die mittlere FK der Ackerflächen im Einzugsgebiet, den Bilanzüberschuss, die Viehbesatzdichte und die mittlere Höhe über NN auch nur ein annähernd signifikanter Einfluß festgestellt werden.

Einzelne Messungen im Winterhalbjahr 1994/95 in Gewässern am Harzrand bestätigen die im Sommer gefundenen Ergebnisse (Tab. 25). Auffallend sind die relativ hohen N-

Konzentrationen der Quellwässer von Neile und Nette. Das Einzugsgebiet des Neilequelle liegt in über 500 m Höhe im Bereich der hier bereits typischen Fichtenbestände, während sie beim Austritt aus dem Harz die Laubwaldregion durchflossen hat und entsprechend auch mit Quellwässern dieser Region gespeist ist, die, wie der niedrigere Nitratgehalt zeigt, vermutlich auch niedrigere Konzentrationen aufweisen als die Quellwässer der Nadelwaldregion.

Tab. 25: N-Konzentration in Harzbächen im Winterhalbjahr 1994/95 (eigene Messungen).

Datum	Gewässer	N-Konzentration	
		mg NO ₃ /l	mg N/l
12.12.1994	Schildau Harzrand	7,5	1,7
13.12.1994	Neile Harzrand	9,6	2,2
10.02.1995	Nette Quelle	16,5	3,7
24.02.1995	Neile Quelle	17,8	4,0
24.02.1995	Neile Harzrand	7,6	1,7
	Mittelwert	11,8	2,7

Eine ähnliche Abhängigkeit der Nitratkonzentration im Rohwasser verschiedener Quellfassungen vom Acker- bzw. Waldflächenanteil fanden GÄTH und FREDE (1992) im Osthessischen Bergland auf überwiegend flachgründigen Braunerden. Sie ermittelten eine Nitratkonzentration von 5 mg NO₃/l (1,1 mg N/l) in reinen Waldgebieten und 60 mg NO₃/l (13,5 mg N/l) bei reiner Ackernutzung. Die N-Konzentration des Grundwassers aus Waldgebieten ist somit hier gleich hoch wie im Innerstegebiet. Trotz nicht unerheblicher N-Bilanzüberschüsse der Waldflächen ist somit das Grundwasser aus Waldgebieten weit weniger mit Nitrat belastet als das der Ackerflächen.

Auf die im Vergleich zu anderen Landnutzungsformen niedrigen N-Konzentrationen der Grundwässer bewaldeter Einzugsgebiete verweisen auch MATZNER und MEIWES (1990). Sie äußern jedoch die Befürchtung, daß durch die hohe N-Deposition die Speicherfähigkeit des Waldes für Stickstoff an seine Grenzen gekommen zu sein scheint, was hohe N-Verluste mit dem Sickerwasser unter Fichten belegen. WALTHER (1982) fand bei 42 % von 130 Wassergewinnungsanlagen im Raum Südostniedersachsen seit 1965 ansteigende Nitratkonzentrationen, und zwar sowohl in Zusammenhang mit Wald- als auch mit Ackernutzung. Eine Überblick über die mittleren Nitratgehalte gibt Tab. 26.

Tab. 26: Häufigkeit verschiedener Nitratkonzentrationsklassen unter Acker und Wald im Rohwasser von Wassergewinnungsanlagen in Südostniedersachsen. (WALTHER, 1982).

Nitratkonzentration mg NO ₃ /l	Acker %	Wald %
< 10	25,3	34,6
10 - 50	27,7	7,7
50 - 90	3,1	0,0
> 90	0,8	0,0

Während überwiegend durch Wald beeinflusste Einzugsgebiete einen hohen Anteil von Proben mit einem Nitratgehalt unter 10 mg/l aufwiesen, hatten mehr als die Hälfte der von Ackerflächen dominierten Einzugsgebiete höhere Nitratgehalte als 10 mg/l. In 6 % der landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiete wurde der heute gültige Grenzwert von 50 mg/l überschritten. Höhere Nitratkonzentrationen als 50 mg/l wurden ein- oder mehrmalig insgesamt an 22 Standorten ermittelt, davon an 5 Wassergewinnungsanlagen im Untersuchungsgebiet (Ringelheimer Mulde). Zwei dieser Anlagen wiesen zeitweise Nitratkonzentrationen über 90 mg/l auf (WALTHER, 1982).

4.3.4 Nitratkonzentration in den Karstquellen des Wassereinzugsgebietes Alt Wallmoden - Baddeckenstedt

Wie bereits gezeigt wurde (Abb. 2), ist die Nitratkonzentration des in der Ringelheimer Mulde gelegenen Karstgrundwasserleiters seit mehreren Jahrzehnten erfaßt worden. Sie ist von 10 mg/l im Jahr 1951 auf 45 mg/l im Jahr 1986 angestiegen (Quelle Alt Wallmoden). Der Anstieg erfolgte überwiegend in der ersten Hälfte der Fünfziger Jahre und in der zweiten Hälfte der Siebziger Jahre. Seitdem ist die Nitratkonzentration wieder um etwa 10 mg/l abgesunken. Das Einzugsgebiet dieser Quellen wird zu 56 % landwirtschaftlich und zu 37 % forstwirtschaftlich genutzt (RUHE, 1997). Deshalb kann der Verlauf der Nitratkonzentration Rückschlüsse auf die landwirtschaftliche Beeinflussung des Grundwassers über einen langen Zeitraum geben. Das Karstgestein ist weitgehend oberflächennah. So erfolgt der Übertritt des Sickerwassers in das Grundwasser innerhalb relativ kurzer Zeiträume. Weiterhin treten im

Karstgerinne sehr hohe Fließgeschwindigkeiten von bis zu 100 m/h auf (KNOLLE und JACOBS, 1988). Darum ist anzunehmen, daß die Nitratkonzentrationen im Karst relativ gut die aktuellen Verhältnisse im Einzugsgebiet widerspiegeln. Neben dem diffusen Eintrag von Nitrat stammt ein Teil der Nitratfracht auch aus der Versickerung der Innerste im Gebiet des Karstgrundwasserleiters nördlich von Langelsheim. Die Nitratkonzentration der Innerste ist in den letzten Jahren durch verminderte Einleitungen der Industrie in Langelsheim deutlich zurückgegangen. Es ist davon auszugehen, daß sich auch die Änderung der Nitratkonzentration der Innerste relativ kurzfristig auf die Nitratkonzentration im Karst auswirkt.

Daß tatsächlich eine enge Beziehung zwischen der Nitratkonzentration im Karst und aktuellen Verhältnissen im Einzugsgebiet besteht, belegt die Abhängigkeit der Nitratkonzentration im Karst im Sommerhalbjahr (Mittelwerte beider Karstquellen) von der Niederschlagssumme der vorangegangenen Monate August bis Februar (Mittelwerte der Stationen Ringelheim und Langelsheim-Talsperre), der mittleren Temperatur des vorangegangenen Herbstes (Oktober - Dezember, Station Hildesheim) sowie der mittleren Nitratkonzentration der Innerste der Monate April bis Oktober des gegenwärtigen Jahres. Das Modell ist in Tab. 27 dargestellt.

Tab. 27: Regressionsmodell zur Bestimmung der Nitratkonzentration im Karst im Sommerhalbjahr von 1981 - 1994.

	Einheit	Betrag
Koeffizienten_(Monate)		
Niederschlag [8-2]	[mg NO ₃ /l/100mm]	- 2,72***
Temperatur [10-2]	[mg NO ₃ /l/°C]	0,839*
Nitratkonzentration Innerste _[4-10]	[mg NO ₃ /l/mg NO ₃ /l]	0,115**
Konstante	[mg NO ₃ /l]	52,7
Standardabweichung		
Nitratkonzentration Karstwasser	[mg/l]	2,9
Residuen	[mg/l]	1
r²		
	[mg/l]	0,87
Irrtumswahrscheinlichkeit des Modells	[%]	0,01

Die Regressionsgleichung besagt, daß 100 mm mehr Niederschlag die Sommerkonzentration im Karst um 2,7 mg NO₃/l absinken lassen (p = 0,01 %) und daß eine Temperaturerhöhung um 1 °C die Nitratkonzentration um 0,8 mg NO₃/l erhöht (p = 4,7 %). Eine Änderung der Ni-

tratkonzentration der Innerste um 1 mg/l ändert die Nitratkonzentration im Karst um 0,115 mg/l ($p = 0,16 \%$). Die Irrtumswahrscheinlichkeit des Gesamtmodells ist mit 0,01 % gering.

Der deutliche Rückgang der Nitratkonzentration bei zunehmender Niederschlagsmenge beruht offensichtlich auf Verdünnung durch niedrig konzentriertes Sickerwasser. Deutlich erniedrigte Nitratkonzentrationen bei zunehmender Sickerwassermenge sind vor allem bei verbreitet vorkommenden flachgründigen Rendzinen zu erwarten. Weiterhin sind Makroporenflüsse als mögliche Ursache zu nennen. Der Anstieg der Nitratkonzentration mit zunehmender Herbsttemperatur ist durch Verstärkung der Mineralisation und dadurch erhöhte Auswaschung in den Wintermonaten erklärbar. Dies konnte bereits in den Regressionsmodellen für Winterweizen und Zuckerrübe nachgewiesen werden (siehe Kap 4.2.1.4.2). Wie DUYNISVELD und STREBEL (1985) zeigen, erreicht nur das bis Ende eines Jahres an der Oberfläche eines Schluffbodens (Raum Emden) befindliche Wasser den Bereich der Sickerwasserzone. Deshalb ist eine später noch erfolgende Mineralisation nicht mehr im Grundwasser nachweisbar. Folglich kann dann auch keine Beziehung zur Temperatur mehr festgestellt werden. Der Einfluß der Nitratkonzentration der Innerste auf den Karst ist zwar gut abgesichert, aber geringer, als ein sommerlicher Anteil von etwa 50 % Innerstewasser am Gesamtabfluß des Karst zunächst erwarten läßt. Es ist aber davon auszugehen, daß ein größerer Anteil des infiltrierenden Innerstewassers nicht unmittelbar im sommerlichen Abfluß wiederzufinden ist, sondern sich mit einem größeren Karstwasservolumen mischt und erst viele Monate nach der Infiltration wieder zu Tage tritt. Dies belegen Laugenversenkungen (d.h. Abwassereinleitungen in das Grundwasser) im Jahr 1886 bei Langelsheim, die zur Folge hatten, daß drei Jahre später in den Karstquellen von Alt Wallmoden und Baddeckenstedt Laugenbeimengungen festgestellt wurden (KNOLLE und JACOBS, 1988).

In Abb. 48 sind die Residuen des Regressionsmodells dargestellt.

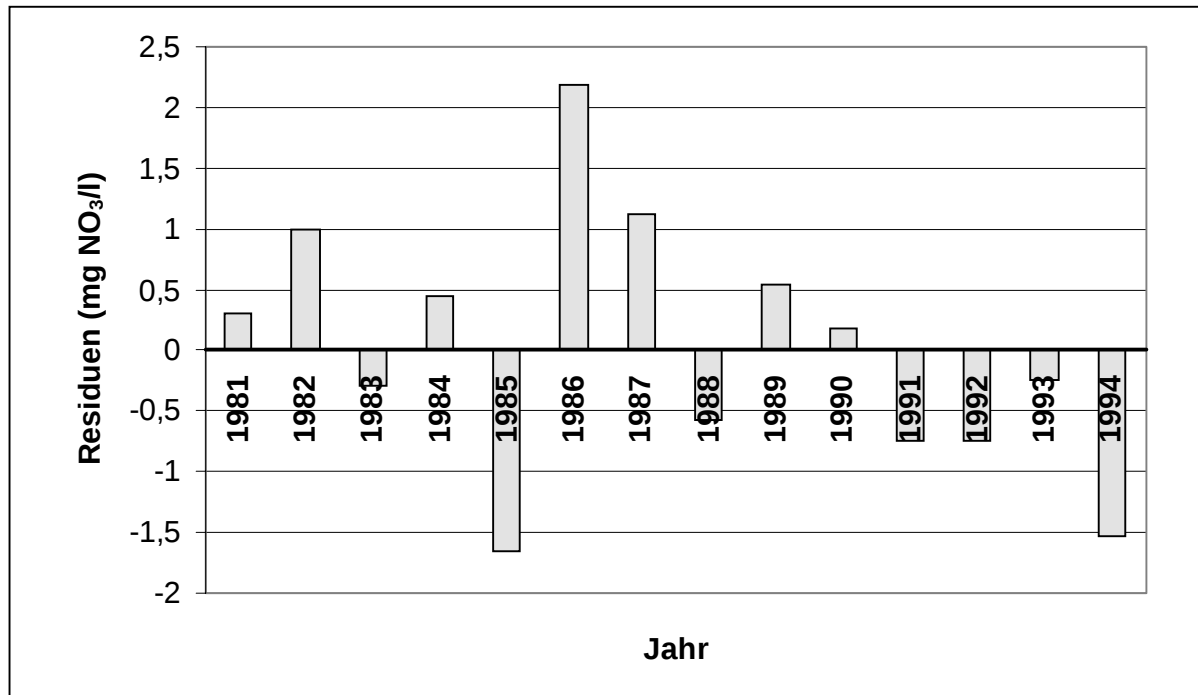


Abb. 48: Residuen des Regressionsmodells für die mittlere Nitratkonzentration der Quellen in Alt Wallmoden und Baddeckenstedt in den Sommerhalbjahren von 1981 - 1994.

Die gemessenen Werte liegen im Jahr 1986 am stärksten über den berechneten. Die Abweichungen verringern sich in den folgenden Jahren, bis 1994 die tatsächlichen Werte deutlich überschätzt werden. Es ist also in diesem Zeitraum ein deutlicher Trend erkennbar. Wird die Abhängigkeit der Nitratkonzentrationen ab 1986 von möglichen Einflußgrößen untersucht, so läßt sich eine hoch signifikante Abhängigkeit vom Niederschlag und der Nitratkonzentration im Innerstewasser sowie ein hoch signifikanter zeitlicher Trend feststellen (Tab. 28).

Tab. 28: Regressionsmodell zur Bestimmung der Nitratkonzentration im Karst im Sommerhalbjahr von 1986 - 1994.

	Einheit	Betrag
Koeffizienten _[Monate]		
Niederschlag [8-2]	[mg NO ₃ /l/100mm]	- 2,455**
Nitratkonzentration Innerste [4-10]	[mg NO ₃ /l/mg NO ₃ /l]	0,121**
Jahreszahl (1986 = 1)	[mg NO ₃ /a]	0,53**
Konstante	[mg NO ₃ /l]	51,7
Standardabweichung		
Nitratkonzentration Karstwasser	[mg/l]	3,59
Residuen	[mg/l]	0,66
r²		0,97
Irrtumswahrscheinlichkeit des Modells	[%]	0,04

Die Koeffizienten für den Einfluß der ersten beiden Größen ändern sich gegenüber dem Modell, das den gesamten Meßzeitraum beschreibt (Tab. 27), nur geringfügig. Der jährliche Rückgang beträgt 0,53 mg NO₃/l. Der Temperatureinfluß ist in diesem Zeitraum nicht signifikant und wird deshalb nicht in das Modell aufgenommen. Das Modell ist mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,97 genau und hat eine geringe Irrtumswahrscheinlichkeit (0,04%). Wie die Darstellung der Residuen dieses Modells zeigt (Abb. 49), liegt auch trotz der Berücksichtigung des zeitlichen Trends die Nitratkonzentration des Jahres 1994 deutlich unter den vorhergesagten Werten. Daß die tatsächliche Nitratkonzentration 1994 unter der berechneten liegt, könnte durch die bereits erwähnte mehrjährige Speicherfähigkeit des Karstgerinnes verursacht sein, d.h. die niedrigen Nitratkonzentrationen der Innerste in den Vorjahren wirken sich nicht nur kurzfristig, sondern mehrjährig aus.

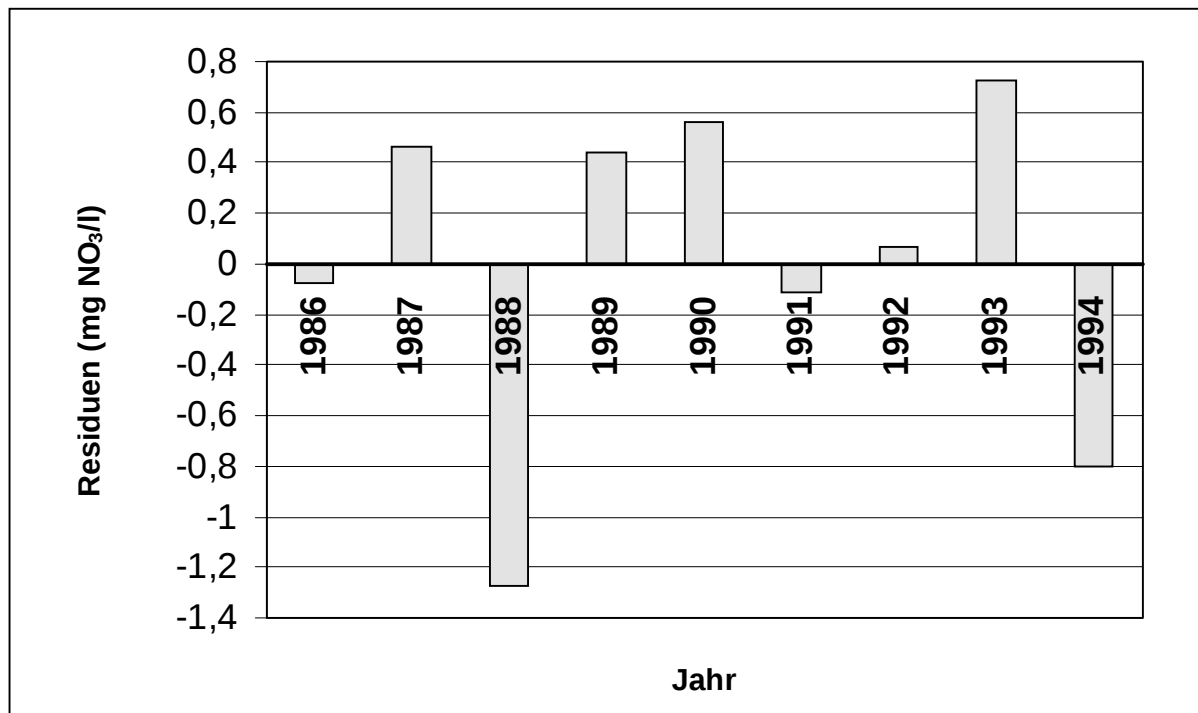


Abb. 49: Residuen des Regressionsmodells für die Nitratkonzentration in den Quellen Alt Wallmoden und Baddeckenstedt in den Sommerhalbjahren von 1986 - 1994.

Denkbar ist auch, daß eine Änderung der landwirtschaftlichen Nutzung teilweise für den ungeklärten Rückgang der Nitratkonzentrationen verantwortlich ist, da, wie die Nmin-Werte in Abb. 16 u. 17 belegen, seit der Kooperationsgründung im Einzugsgebiet die Nmin-Werte gesunken sind.

4.4 N-Bilanzen für das Untersuchungsgebiet

4.4.1 N-Bilanz für das Karstgrundwasser

Die Anteile, die die Grundwasserneubildung und Versickerung der Innerste an der Nitratfracht des Karst haben, wurden von RUHE (1997) berechnet. Differenziert nach den verschiedenen Nutzungsarten wurden die in Tab. 29 dargestellten Nitratkonzentrationen in der Grundwasserneubildung unterstellt.

Tab. 29: N-Bilanz des Karstgrundwasserleiters Alt Wallmoden - Baddeckenstedt für die Zeit von 1980 - 1994 (RUHE,1997).

	Fracht t/a	Konzentration		Wassermenge Mio. m ³ /a
		mg/l N	mg/l NO ₃	
Grundwasserneubildung				
landwirtschaftliche Nutzung	100,3			
- Ackerland	98,1	16,5	73,1	5,9
- Grünland	2,2	3,0	13,3	0,7
Wald	15,7	3,0	13,3	5,2
Siedlung	2,9	5,0	22,2	0,6
Sonstiges	0,1	2,0	8,9	0,0
Summe	121,5	9,7	43,1	12,5
Versickerung der oberirdischen Gewässer bis 1993	38,64	8,48	37,2	4,6
Gesamt	157,5	9,2	40,8	17,1
Gemessen im Karst	159,0	9,3	41,2	17,1
Versickerung der oberirdischen Gewässer ab 1993	13,8	3,0	13,3	4,6
Gesamt	132,7	7,8	34,4	17,1
Prozentuale Anteile	bis 1993		ab 1993	
landwirtschaftliche Nutzung	63,6		75,6	
Wald	9,9		11,8	
Siedlung	1,8		2,2	
Sonstiges	0,1		0,1	
Versickerung der Innerste	24,5		10,4	

Die angenommene N-Konzentration der Grundwasserneubildung unter Ackerflächen entspricht der Konzentration, die bei Berechnungen aus Abflußdaten für den Zwischenabfluß abgeleitet wurde, da nicht von einer nennenswerten Denitrifikation auf dem überwiegend kurzen Weg in das Grundwasser oder anschließend im schnell fließenden und sauerstoffreichen Grundwasser ausgegangen werden kann. Sie ist identisch mit der N-Konzentration, die bei eigenen Tiefbohrungen im Gebiet der Ringelheimer Mulde in der Sickerwasserzone gemessen wurde (Abb. 37) und entspricht weiterhin annähernd der mittleren N-Konzentration, die in der Schicht von 60-90 cm Tiefe in Herbst und Frühjahr im Karstgebiet durch Nmin-Untersuchungen ermittelt wurde (Abb. 39).

Es kann davon ausgegangen werden, daß auch im Sickerwasser der Waldflächen keine Denitrifikation erfolgt. Deshalb liegt die geschätzte Nitratkonzentration der Grundwasserneubil-

derung der Waldflächen mit 3 mg N/l über der Konzentration, die sich aus der Regressionsgleichung in Abb. 47 für Bäche in bewaldeten Einzugsgebieten ergibt, da in dem Wasser, durch das die Bäche gespeist werden, von einer Verminderung der Nitratkonzentration während der Grundwasserpassage auszugehen ist. Die geschätzte Nitratkonzentration unter Grünland orientiert sich, da aus dem Untersuchungsgebiet keine längeren Nmin-Meßreihen für Grünland vorliegen, an den Ergebnissen einzelner Messungen in Drainabflüssen und Nmin-Beprobungen.

Aus der Tabelle 29 geht hervor, daß durch die zurückgehende N-Konzentration im Innerstewasser die Nitratkonzentration im Karstgrundwasser um etwa 6 mg NO_3/l abgesunken ist. Es ist deshalb nicht damit zu rechnen, daß die Nitratkonzentration des Karstgrundwassers, wie in einem Gutachten von CORD-LANDWEHR et al. (1988) prognostiziert wurde, in den Neunziger Jahren den Trinkwassergrenzwert von 50 mg NO_3/l überschreiten wird. Allerdings ist mit witterungsabhängigen Schwankungen der Nitratkonzentration zu rechnen, wie durch die Regressionsrechnungen zumindest für das Sommerhalbjahr nachgewiesen werden konnten (Tab. 27 u. 28). So ist zu erwarten, daß die hohen Nmin-Werte im Frühjahr 1996 in der Schicht von 60-90 cm (Abb. 39), die einer Nitratkonzentration von etwa 100 mg NO_3/l in der Bodenlösung entsprechen, zu einem Anstieg der Nitratkonzentration im Karst im Winterhalbjahr 1996/97 führen werden, falls es während der Vegetationsperiode nicht zu einer deutlichen Erniedrigung dieser Menge bzw. Konzentration gekommen ist.

Durch den Rückgang der Nitratreinträge des versickernden Innerstewassers ist der landwirtschaftlich bedingte Anteil der Nitratfracht des Grundwassers von 63 % auf 74 % angestiegen.

4.4.2 Gewässerbezogene N-Bilanz

Wie gezeigt werden konnte, ist unter der Annahme von 16,5 mg N/l in der Grundwasserneubildung im Karstgebiet eine zutreffende Bilanz zu erstellen. Der Karstgrundwasserleiter stellt wegen seiner ungünstigen Denitrifikationsbedingungen eine Besonderheit dar. Sonst ist mit deutlichen Denitrifikationsverlusten zu rechnen, wie aus den Nitratkonzentrationen in den Bächen des Untersuchungsgebietes hervorgeht. Das unter Ackerflächen gebildete Grundwasser hat beim Eintritt in das Fließgewässer nur noch eine Konzentration von etwa 9 mg N/l,

d.h. es erfolgte eine Verminderung gegenüber der Konzentration im Sickerwasser um 46 %, die auf Denitrifikation zurückgeführt werden kann. Der Abfluß der Innerste wird zu 60 % aus der Grundwasserneubildung, zu 35 % aus dem Zwischenabfluß und zu 5 % aus Oberflächenabfluß gespeist, wie sich aus Analysen von Abflußganglinien (RUHE, 1997) ergibt. Auf diese Weise wurde berechnet, daß der Zwischenabfluß der Ackerflächen eine N-Konzentration von 16,5 mg N/l und das Grundwasser eine Konzentration von 8,9 mg N/l hat. Als N-Konzentration im Oberflächenabfluß wird von 1,5 mg N/l ausgegangen. Es ergibt sich so eine N-Fracht von 973 t/a für die Ackerflächen. Das entspricht einer N-Fracht der Ackerflächen von 23 kg N/ha Ackerfläche im Fließgewässer. Tabelle 30 stellt diese Kalkulation für die Ackerflächen und auch für das Grünland und den Wald dar. Die Werte stammen aus der Arbeit von RUHE (1997) und sind dort näher erläutert. (Die letzte Dezimalstelle in den Frachtangaben ist nicht als genaue Angabe zu verstehen, sondern dient dem Aufzeigen des Rechenganges.) Zusammen mit dem Grünland ergibt sich eine diffuse N-Fracht aus landwirtschaftlichen Quellen von 1003 t/a.

Tab. 30: Kennzahlen zur N-Fracht der Gewässer im Innerstegebiet aus diffusen Quellen (RUHE, 1997).

Acker

	Grundwasser-neubildung	Zwischen-abfluß	Oberflä-chen-abfluß	Summe (Mittelwert)
Wassermenge [Mio m ³]	49,7	31,8	4,2	85,7
N-Konzentration [mg N/l]	8,9	16,5	1,5	(11,4)
Fracht [t]	443,2	524,2	6,3	973,6
Fracht [kg N/ha LF]	9,4	11,2	0,1	20,7

Grünland

	Grundwas-ser-neubildung	Zwischen-abfluß	Oberflä-chen-abfluß	Summe (Mittelwert)
Wassermenge [Mio m ³]	8,1	5,2	0,7	14,0
N-Konzentration [mg N/l]	1,6	3,0	1,5	(2,1)
Fracht [t]	13,1	15,6	1,0	29,8
Fracht [kg N/ha LF]	0,3	0,3	0,0	0,6

Wald

	Grundwas-serneubil-dung	Zwischen-abfluß	Oberflä-chen-abfluß	Summe (Mittelwert)
Wassermenge [Mio m ³]	48,7	31,1	4,1	83,9
N-Konzentration [mg N/l]	1,7	3,0	1,5	(2,2)
Fracht [t]	81,8	93,2	6,2	181,3
Fracht [kg N/ha Wald]	1,7	2,0	0,1	3,9

In gleicher Weise wie in Tab. 30 für Acker, Grünland und Wald dargestellt, wurde die N-Fracht der übrigen Flächen (vor allem Siedlungsflächen) ermittelt. Die geschätzte N-Fracht der übrigen Flächen beträgt 33 t N/a. Unter Berücksichtigung der mittleren jährlichen Frachten aus punktförmigen Quellen ergibt sich die in Tab. 31 dargestellte N-Fracht der Innerste für den Zeitraum von 1980 - 1994 sowie für 1994.

Tab. 31: Anteile der einzelnen N-Quellen an der Gesamtfracht der Innerste (Mittelwerte der Jahre 1980-1994 und 1994).

	1980-1994		1994	
	N-Fracht	Anteil	N-Fracht	Anteil
	t N/Jahr	%	t N/Jahr	%
Landwirtschaftliche Nutzfläche	1003	60,1	1003	66,1
Wald	181	10,8	181	11,9
Siedlung und Sonstiges	33	2,0	33	2,2
Industrielle Einleitungen	198	11,9	100	6,6
Kommunale Kläranlagen	255	15,3	200	13,2
Summe	1670	100	1517	100
- Grundwasserentnahme	74		74	
Fracht Innerste berechnet	1596		1443	
Fracht Innerste gemessen	1575			

Die gemessene Fracht im Zeitraum von 1980-1994 von 1596 t N/a ergibt sich aus der Differenz der N-Fracht, die das Untersuchungsgebiet am Gebietsauslaß bei Heinde verläßt und der Fracht, die aus dem Harz in das Untersuchungsgebiet eingetragen wird (106 t N/a). Die berechnete Fracht ergibt sich aus der Summe der N-Einträge aus punktförmigen und diffusen Quellen, vermindert um die N-Fracht der Grundwasserentnahme. Es zeigt sich, daß das Ergebnis der Berechnung mit dem Meßwert weitgehend übereinstimmt.

Die weitgehende Übereinstimmung der gemessenen und der berechneten N-Fracht bestätigt die Berechnungen zur landwirtschaftlich bedingten N-Fracht. Das heißt, sowohl die auf der Grundlage von Gewässerdaten als auch die auf der Auswertung von Nmin-Werten beruhende Schätzung der N-Konzentration im Sickerwasser wird durch diese Bilanz bestätigt.

Der Anteil der Landwirtschaft an der Summe aus der berechneten N-Fracht der Innerste und der Grundwasserentnahme betrug im Zeitraum von 1980 - 1994 annähernd 60 %. Dieser Anteil ist durch Verminderung der Einträge aus Industrie und Landwirtschaft im Jahr 1994 auf 66 % angestiegen. Die Summe der aus diffusen Quellen stammenden Fracht beträgt etwa 80 %. Das bedeutet, daß durch eine weitere Verminderung der N-Einleitungen aus Kläranlagen und Industrie nur noch eine geringfügige Verminderung der N-Fracht erreicht werden kann. In den Schlußfolgerungen in Kap. 5 wird deshalb der Frage nachgegangen, welche Aussichten

bestehen, diesen Anteil der Landwirtschaft an der N-Fracht von Fließgewässern und in dem teilweise als Trinkwasser genutzten Grundwasser zu vermindern.

Da es sich in der vorliegenden Arbeit um ein überwiegend landwirtschaftlich genutztes Einzugsgebiet handelt, ist ein Vergleich der N-Fracht der Gewässer mit der gesamten N-Menge, die von der Landwirtschaft auf den Boden ausgebracht wird bzw. durch atmosphärische Deposition in diesen gelangt, sinnvoll. Denn die von der landwirtschaftlichen Produktion ausgehende Belastung muß auch im Verhältnis zum Gesamtumsatz gesehen werden.

So zeigt Tab. 32, daß von der gesamte N-Menge, die den Ackerflächen (= Bilanzüberschuß in Tab. 11 plus N-Entzug mit dem Erntegut in Tab. 10) zugeführt wird, weniger als 10 % im Fließgewässer wiederzufinden sind.

Tab. 32: N-Bilanz der Ackerflächen und N-Auswaschung (1995).

	Menge kg N/ha Ackerfläche	Konzentration mg N/l	Konzentration mg NO ₃ /l
Summe der N-Zufuhren	240	-	-
N-Entzug mit dem Erntegut	143	-	-
Bilanzüberschuß	97	(49,7)	(220)
N im Sickerwasser	32	16,5	73
N im Fließgewässer	23	9,1	40

Aus wasserwirtschaftlicher Sicht, für die die ausgebrachte N-Menge im wesentlichen eine potentielle Gewässerbelastung darstellt, ist deshalb festzustellen, daß die Ackerböden und die auf ihnen angebauten Früchte als Reaktor eine „Reinigungsleistung“ von mehr als 90 % aufweisen. Auch ein Vergleich von produziertem Protein-N (weitgehend mit den N-Entzug durch das Erntegut gleichzusetzen) ist aufschlußreich. So ergibt sich, daß die landwirtschaftlich bedingte N-Menge im Gewässer etwa 15 % der Proteinmenge des Ernteguts entspricht. Vom im Untersuchungsgebiet konsumierten Protein dagegen (etwa 600 t, siehe Kap. 4.3.1) ist derzeit der doppelte Anteil (200 t, also 30-35 %) im Gewässer wiederzufinden. Das heißt, eine Einheit produzierten Proteins belastet die Gewässer nur etwa halb so stark wie eine Einheit konsumierten Proteins.

Die N-Menge im Fließgewässer beträgt etwa 25 % des Bilanzüberschusses. Die Auswaschung mit dem Sickerwasser entspricht einem Drittel des Bilanzüberschusses. Der ausgewaschene

Anteil des N-Bilanzüberschusses liegt somit noch unter dem für Deutschland von BACH (1987) angenommenen Auswaschungsanteil von 50 %. Da es sich im Untersuchungsgebiet überwiegend um weniger austragsgefährdete Böden handelt, scheint die Annahme von BACH, daß mit einem mittleren Auswaschungsanteils von 50 % für die Bundesrepublik zu rechnen ist, in einem realistischen Größenordnungsbereich zu liegen.

4.4.3 Bodenbezogene N-Bilanz

Ähnlich wie in Tab. 32 für die Ackerflächen dargestellt, sollen in Tab. 33 die N-Flüsse, die die gesamte Bodenfläche des Untersuchungsgebietes betreffen, dargestellt werden. (Da für 1995 noch keine Agrarberichterstattung vorlag, ist die Flächenstilllegung der letzten Jahre nicht bekannt. Um den entsprechenden Anteil ist die Mineraldüngermenge zu reduzieren). Es zeigt sich, daß der N-Entzug mit dem Erntegut etwa 50 % des im Untersuchungsgebiet eingesetzten Stickstoffs beträgt. Die hiermit produzierte Proteinmenge beträgt etwa das Zehnfache der im Untersuchungsgebiet konsumierten N-Menge (Kap. 4.3.2.1). Auch dies zeigt die hohe Produktionsleistung, die bei der Beurteilung der landwirtschaftlich bedingten N-Fracht der Gewässer beachtet werden muß. Weiterhin ist der Tabelle zu entnehmen, daß allein die atmosphärische Deposition im Untersuchungsgebiet etwa doppelt so hoch ist wie die gesamte N-Fracht der Gewässer.

Tab. 33: N-Bilanz des Bodens im Untersuchungsgebiet (1995).**Herkunft**

	Menge kg/ha	Fläche ha	Gesamtmenge t/a	Anteil %
Mineraldünger	185	47000	8695	68,4
Wirtschaftsdünger	19	47000	893	7,0
N aus Grünlandumbruch	6	47000	282	2,2
Atmosphärische Deposition Waldflächen	50	25900	1295	10,2
Atmosphärische Deposition übrige Flächen	30	51800	1554	12,2
Summe			12698	100

Verbleib

	Menge kg/ha	Fläche ha	Gesamtmenge t/a	Anteil %
Entzug mit dem Erntegut	145	47000	6815	53,4
Immobilisierung der landw. Nutzfläche	40	47000	1880	14,7
Immobilisierung der Waldflächen	40	25900	1036	8,1
Gasförmige Verluste	25	72200	1805	14,1
Diffuse Fracht der Innerste			1227	9,6
Summe			12763	100

Ähnlich wie bereits für die Ackerflächen gezeigt wurde, ist somit auch in Bezug auf die Böden des gesamten Untersuchungsgebietes festzustellen, daß nur etwa 10 % der N-Menge, die den Boden erreicht, die Gewässer belastet. Der bei weitem größte Teil wird also mit dem Erntegut entzogen, im Humus immobilisiert oder entweicht gasförmig.

5. Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, daß durch das Zusammenführen einer Fülle von Daten eine in sich schlüssige Beschreibung der N-Flüsse im Einzugsgebiet der Innerste erstellt werden konnte. Die in zwei Teilprojekten angestellten Modellberechnungen bestätigen sich gegenseitig, so daß davon ausgegangen werden kann, daß die Kernaussagen zur landwirtschaftlich bedingten Gewässerbeeinflussung weitgehend richtig sind. Sie bestätigen somit auch die Bedeutung der interdisziplinären Zusammenarbeit.

Im Hinblick auf das Ziel, die N-Auswaschung aus Nmin-Werten abzuleiten, kann festgestellt werden, daß die in großer Zahl vorliegenden Nmin-Werte aus dem Frühjahr bereits wichtige Hinweise auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser liefern, da durch Regressionsmodelle und der Nitratkonzentration in 60-90 cm Tiefe im Frühjahr bereits relativ genau die Nitratkonzentration im Sickerwasser abgeleitet werden konnte.

Wie VAN VEEN (1993) anmerkt, ist die Prognosefähigkeit der heutigen deterministischen Modelle nicht besser als die Schätzfähigkeit eines guten Landwirts. Dieser verwendet bei seiner Prognose einfache statistische Modelle wie die Berechnung des arithmetischen Mittels. Die in der vorliegenden Arbeit beschriebene Vorgehensweise folgt im Grunde dem Ansatz des Landwirts, nur wird die Schätzung durch Berücksichtigung einer größeren Datenmenge und durch Regressionsrechnungen genauer gemacht. So ist die hohe Vorhersagegenauigkeit zu erklären, die über die Prognosefähigkeit der heutigen deterministischen Modelle hinausgeht.

Anschaulich erklärt werden kann die hohe Vorhersagegenauigkeit dadurch, daß der Nmin-Wert im Boden praktisch zu vergleichen ist mit einer Schwingungssumme, die weitgehend von zwei Einzelschwingungen abhängig ist, nämlich der Schwingung der monatlichen Niederschläge und Temperaturen (siehe Abb. 1 und 2 im Anhang). Die Suche den einflußreichsten Phasen dieser Schwingungen gleicht der Suche nach den Sendern, die die beste Informationen über die Schwingung der Nmin-Werte liefern. Durch die Regressionsanalyse kann diese Information herausgefiltert werden. Wie die hohe Vorhersagegenauigkeit der Regressionsmodelle zeigt, senden diese Sender eine sehr genaue Information, und Regressionsmodelle sind ein sehr gutes Instrument, um diese bisher weitgehend unenddeckte Information zu erfassen.

Die Vorhersagegenauigkeit des Ansatzes erinnert deshalb an das, was VON WEIZSÄCKER (1973) als „Wahrnehmung einer besonders einfachen und grundlegenden, bisher im Chaos der Erscheinungen und der Unverstandtheit der Theorien verborgenen Gestalt“ beschreibt, womit er einen deutlichen wissenschaftlichen Erkenntnisgewinn kennzeichnet. Der Ansatz sollte deshalb weiter überprüft und verfeinert werden. Es zeichnen sich hier vielfältige Entwicklungsmöglichkeiten ab. Im folgenden sollen einige Beispiele für Entwicklungsmöglichkeiten genannt werden, die auch teilweise bereits untersucht wurden.

Es ist davon auszugehen, daß in Einzugsgebieten mit ähnlichen Standorteigenschaften ähnliche Resultate erzielt werden können. So konnte beispielsweise gezeigt werden, daß auch die Nmin-Werte vor Zuckerrübe im gesamten Kammergebiet Hannover gleich genau vorhergesagt werden können wie im Gebiet der Innerste (SCHWEIGERT, 1996).

Zu überprüfen ist, ob Regressionsmodelle auch für Sandböden aufgestellt werden können. Auch ist die Anwendbarkeit von Regressionsmodellen für die einzelbetriebliche Nmin-Prognose zu untersuchen. Zu untersuchen ist weiterhin, wie genau die N-Auswaschung durch die Analyse der Niederschlagsabhängigkeit der Nmin-Werte in anderen Regionen abgeschätzt werden kann. Vor allem durch Modellbildungen für die Nmin-Werte der Schicht von 60 - 90 cm können wichtige Hinweise auf die Nitrat Auswaschung gewonnen werden, was besonders auch als Anwendungsmöglichkeit in Wasserschutzgebietes anzusehen ist. In Wasserschutzgebietes besteht weiterhin die Möglichkeit, durch die Analyse der Witterungsabhängigkeit der Nmin-Werte den Beratungserfolg nachzuweisen, wenn gezeigt werden kann, daß, bereinigt um den Witterungseinfluß, die Nmin-Werte abgesinken.

Es besteht hier also ein großer Forschungsbedarf und es gibt vielfältige Anwendungsmöglichkeiten. Dagegen ist der Aufwand in den Bereichen der Forschung und der Anwendung oftmals gering, da größtenteils auf Daten zurückgegriffen werden kann, die bereits vorliegen. Der Aufwand ist auch deshalb gering, weil die Berechnungen mit weit verbreiteten Programmen durchgeführt werden können.

Im Hinblick auf das Ziel, das Ausmaß der durch die Landwirtschaft verursachten Belastung der Gewässer zu bestimmen, ist festzustellen, daß mit etwa 10 % nur ein kleiner Anteil des Stickstoffs, der jährlich der landwirtschaftlichen Nutzfläche zugeführt wird, in die Gewässer

gelangt. Auch ist mit 37 % bzw. 24 % nur ein relativ kleiner Anteil des Bilanzüberschusses im Sickerwasser bzw. im Fließgewässer wiederzufinden. Da zwar die Mineraldüngung und die Erträge, nicht aber die N_{min}-Werte und der Bilanzüberschuß in den letzten 20 Jahren deutlich angestiegen sind, ist die N-Effizienz der Landwirtschaft im Untersuchungsgebiet verbessert worden. Das heißt praktisch, daß weniger N pro produzierte Einheit Eiweiß in die Gewässer gelangt.

Trotzdem ist die Landwirtschaft im Untersuchungsgebiet mit einem Anteil von 66 % an der gesamten N-Fracht der Gewässer des Innerstegebietes die größte N-Quelle. Auch liegt die Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Ackerflächen über dem Trinkwassergrenzwert. Da aber entweder durch Denitrifikation ein weiterer Abbau erfolgt oder aber, wie im Fall des Wassereinzugsgebietes Alt Wallmoden - Baddeckenstedt, durch niedriger konzentrierte Zuflüsse aus Waldgebieten und durch die Versickerung der Innerste eine Verdünnung erfolgt, ist im gesamten Untersuchungsgebiet weitgehend mit Nitratkonzentrationen unterhalb von 50 mg/l im Grundwasser zu rechnen.

Dies zeigt, daß das Ausmaß der landwirtschaftlich bedingten Gewässerbeeinflussung je nach Sichtweise und Situation unterschiedlich zu beurteilen ist.

Das Überschreiten des Trinkwassergrenzwertes im Sickerwasser wirft die Frage nach Möglichkeiten zur Verminderung der Nitratkonzentration auf. Da der Trinkwassergrenzwert als Maßstab für die Wasserqualität nur in Trinkwassereinzugsgebieten von Bedeutung ist, stellt sich diese Frage im wesentlichen auch nur in Trinkwassereinzugsgebieten. Hier besteht die Möglichkeit, durch Ausgleichszahlungen erhöhte Aufwendungen, die dem Wasserschutz dienen (z.B. Zwischenfruchtanbau), zu finanzieren. Deshalb sind die Voraussetzungen zur Förderung einer grundwasserschonenden Landwirtschaft hier auch vergleichsweise günstig. Wie der Rückgang der N_{min}-Werte im Wassereinzugsgebiet Alt Wallmoden - Baddeckenstedt im Jahr 1995 zeigt, sind möglicherweise auch im Untersuchungsgebiet schon Erfolge erzielt worden. Diese kommen somit neben einer Verringerung der Nitratkonzentration in der Innerste und Witterungseinflüssen als eine Ursache für die in den letzten Jahren deutlich gesunkenen Nitratkonzentrationen in diesem Wassereinzugsgebiet in Frage.

Aber nicht nur in Wassereinzugsgebieten, sondern flächendeckend wird zunehmend eine Verminderung der landwirtschaftlich bedingten N-Einträge in die Gewässer gefordert. Auch hier können durch Maßnahmen, wie sie in Trinkwassereinzugsgebieten gefördert werden, Verbesserungen erreicht werden. Jedoch ist anzunehmen, daß diese Maßnahmen sich flächen-

deckend nicht so stark wie in Trinkwassereinzugsgebieten durchsetzen werden, da es hier die für Trinkwassereinzugsgebiete gewährten Fördermittel nicht gibt.

Bei der Prüfung möglicher Maßnahmen, die flächendeckend eine grundwasserschonende Landbewirtschaftung fördern sollen, stellt sich besonders die Frage nach der Wirtschaftlichkeit der derzeitigen Düngungsintensität. Ein Bilanzüberschuß von annähernd 100 kg N/ha kann den Eindruck entstehen lassen, daß die Düngung über dem ökonomischen Optimum liegt. Wäre sie überhöht, sollte es möglich sein, durch gezielte Beratung eine Verringerung zu erreichen. Der deutliche Rückgang der P- und K-Düngung in den letzten Jahren zeigt, daß dies keine unrealistische Erwartung ist. Es ist aber, wie ein Vergleich der Düngung im Untersuchungsgebiet mit Düngeempfehlungen zeigt, davon auszugehen, daß im Innerstegebiet annähernd ökonomisch optimal gedüngt wird. So empfiehlt der für Düngungsfragen zuständige Referent der in Niedersachsen bei der Landwirtschaftskammer angesiedelten Officialberatung (BAUMGÄRTEL, 1995) in einer Untersuchung zur Mineraldüngung des Ackerbauberatungsringes Südhanover, die auch in der vorliegenden Arbeit ausführlich dargestellt wurde, eine Reduzierung der Düngung zu Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrübe um 20 kg N/ha. Wie Kap. 3.2.2 zeigte, liegt die Düngung im Wassereinzugsgebiet Alt Wallmoden - Baddeckenstedt (bzw. im Untersuchungsgebiet, da angenommen wird, daß die Düngung hier ähnlich hoch ist), etwa 20 kg N/ha unter der Düngung des Ackerbauberatungsringes, d.h. entspricht weitgehend den Empfehlungen der Landwirtschaftskammer.

In diesem Zusammenhang ist anzumerken, daß die erhöhte Düngung des Ackerbauberatungsringes bewußt durch (Privat-)Beratung herbeigeführt ist, da nach der Erfahrung der Landwirte und des zuständigen Beraters (DR. GOLISCH, mdl. Mitteilung 1996) die optimale Düngungsintensität der Betriebe etwas höher liegt, als von der Officialberatung empfohlen wird. Das zeigt, daß mit großer Wahrscheinlichkeit die N-Düngung im Untersuchungsgebiet nicht über dem ökonomischen Optimum liegt. Deshalb besteht kaum die Möglichkeit, durch Vermeiden von unwirtschaftlicher Überdüngung eine Verminderung der N-Einträge zu bewirken.

Daß mit einer, gemessen an der Empfehlung der Officialberatung leicht erhöhten Düngung nicht zwangsläufig eine überdurchschnittliche N-Auswaschung verbunden ist, zeigt ein Vergleich der N_{min}-Werte (Kap 4.2.1.1). Sie liegen im Ackerbauberatungsring Südhanover im unterdurchschnittlichen Bereich. Es ist zwar möglich, daß die niedrigeren N_{min}-Werte des Ackerbauberatungsringes auch durch Standortverhältnisse, die eine Auswaschung begünsti-

gen, mitverursacht sind, da jedoch alle Meßdaten aus der gleichen Region stammen, dürften sich die Standortverhältnisse nur relativ geringfügig unterscheiden.

Wenn also die N-Düngung weitgehend als ökonomisch optimal anzusehen ist, stellt sich die Frage, ob durch suboptimale Düngung eine deutliche Verminderung der N-Auswaschung erreicht werden kann. Wie Untersuchungen von ENGELS (1993) zeigen, nimmt durch eine suboptimale Düngung die Auswaschung gegenüber optimal gedüngten Flächen nur geringfügig ab. Dieses Phänomen ist mit der Pufferwirkung des Humus zu erklären, der bei hohem Düngungsniveau als N-Senke, bei niedrigem jedoch als N-Quelle wirkt. Diese Pufferwirkung wird auch von anderen Untersuchungen bestätigt. So ergaben Tiefbohrungen von GERIES (1989), daß durch schlechte Erträge verursachte erhöhte Bilanzüberschüsse einzelner Jahre in der Sickerwasserzone nicht nachweisbar sind. SCHNEIDER und HAIDER (1992) fanden bei Schlagen in der Nähe des eigenen Untersuchungsgebietes, daß nur 7-15 % des ausgewaschenen N aus dem Mineraldünger-N stammten. Nach mehrjährigen Untersuchungen von ZERULLA et al. (1993) führt eine deutliche Reduzierung der N-Düngung ebenfalls kaum zu einer Verminderung der N-Auswaschung, jedoch zu deutlichen Ertragsrückgängen.

So ist zusammenfassend festzustellen, daß eine Verminderung der Düngungsintensität aus ökonomischen Gründen nicht zu erwarten ist. Selbst wenn dies durch gesetzliche Regelungen bewirkt werden würde, wäre der zu erwartende Nutzen kurzfristig möglicherweise relativ gering, da die Auswaschung entscheidend von dem sich nur in größeren Zeiträumen ändernden Humusgehalt der Böden abhängig ist. Das bedeutet, daß damit gerechnet werden muß, daß auch in absehbarer Zeit die N-Einträge aus der Landwirtschaft den größten Anteil der N-Fracht der Innerste bilden werden. Ob diese Belastung letztlich tragbar ist, oder ob sie vermindert werden sollte, selbst wenn damit deutliche Ertragseinbußen verbunden wären, kann natürlich im Rahmen dieser Arbeit nicht geklärt werden. Auf jeden Fall sollte aber bei der Bewertung der von der Landbewirtschaftung ausgehenden Belastung auch der Nutzen, der durch die Nahrungsmittelproduktion entsteht beachtet werden.

Dabei sollte, gemäß dem aktuellen Grundsatz „denke global, handle lokal“ auch das nach wie vor bestehende Problem der Ernährung der Weltbevölkerung gesehen werden. Das heißt, es stellt sich besonders vor diesem Hintergrund nicht nur die Frage, ob die von der Landwirtschaft ausgehende Belastung im Innerstegebiet verantwortet werden kann, sondern auch, ob

Ertragsrückgänge, die möglicherweise mit der Verminderung der Belastung verbundenen sind, verantwortet werden können. Der in den letzten Monaten zu beobachtende Anstieg der Getreidepreise, der durch ein Schrumpfen der Vorräte verursacht ist, erinnert erneut an die Bedrohung durch Nahrungsmittelknappheit. BROWN (1995) weist darauf hin, daß dieses Problem schon in wenigen Jahren, besonders durch den wachsenden Bedarf des sich wirtschaftlich stark entwickelnden Chinas, zunehmend deutlicher werden wird. Bei Berücksichtigung weltweiter Zusammenhänge stellt sich auch die Frage, wie die von einer düngungsintensiven, auf Höchsterträge ausgerichteten Landwirtschaft ausgehenden Belastungen im Vergleich zu extensiveren Formen der Landbewirtschaftung zu bewerten sind. So erlauben durch intensive Düngung bewirkte Höchsterträge, daß Gebiete, die für die Landwirtschaft wenig geeignet sind, im naturnahen Zustand belassen werden können. Dagegen beanspruchen extensivere Bewirtschaftungsformen mehr Fläche.

Das zeigt, daß die von der Landwirtschaft im Innerstegebiet ausgehende Belastung, vor dem Hintergrund weltweiter Nahrungsmittelknappheit gesehen, anders zu beurteilen ist, als dies bei nationalen oder regionaler Betrachtungen der Fall ist, in denen eher Überschußproduktion, Umweltbelastungen und gesetzliche Verordnungen im Vordergrund stehen. So ist eine angemessene Entwicklung im Innerstegebiet nur möglich, wenn es gelingt, weltweite Zusammenhänge gebührend zu berücksichtigen.

6. Danksagung

Herrn Prof. R.R. van der Ploeg möchte ich für die Überlassung des Themas und das mir somit entgegengebrachte Vertrauen danken. Seine Ermutigungen bei der Entwicklung eigener Ansätze waren eine wichtige Voraussetzung für das Gelingen der Arbeit.

Herrn Cord Ruhe möchte ich danken für die intensive Kooperation. Auch den anderen Mitgliedern des Graduiertenkollegs „Stoffströme in Wasser und Boden“ sei gedankt. Die interdisziplinäre Zusammenarbeit hat meiner Arbeit gedient und meinen Wissenshorizont erweitert.

Den Mitarbeitern der Bodenphysik Claudia Meins, Dr. Horst Ringe und Dr. Jörg Bachmann danke ich für den fachlichen Austausch, Frau Pieper für das Durchführen von Analysen.

Den Vertretern verschiedener privatwirtschaftlicher Institutionen sei gedankt für die großzügige und vertrauensvolle Weitergabe von Daten, deren Wert kaum hoch genug eingeschätzt werden kann. Zu nennen sind:

- Herr Wilhelm (Bodenuntersuchungsinstitut Koldingen),
- Herr Dr. Golisch (Beratungsring Südhannover e.V.),
- Herr Bosse (Zuckerrübenfabrik Schladen),
- Herr Wedde (Beratungsring Innerstetal e.V.) und die übrigen Landwirte, die Flächen für Be-
probungen zur Verfügung stellten.

Weiterhin möchte ich den Mitarbeitern der folgenden Behörden danken, die unbürokratisch eine Vielzahl von Daten zur Verfügung gestellt haben. Zu nennen sind:

- Herr Nolte, Herr Roll, Herr Glatte (STAWA Göttingen),
- Herr Liehe (Landwirtschaftskammer, Bezirksstelle Braunschweig),
- sowie Mitarbeiter des Niedersächsisches Landesamt für Statistik, des Niedersächsisches
Landesamt für Bodenforschung und des Deutschen Wetterdienstes.

Dr. Martin Bach danke ich für den Rat, multiple Regressionsrechnungen in der vorliegenden Arbeit durchzuführen. Sein Hinweis war fruchtbar.

Meiner Frau Ilse danke ich für die Bereitschaft, die mit dieser Arbeit verbundenen Belastungen zu tragen sowie für alle Ermutigungen in dieser Zeit.

Die Untersuchung wurde von der DFG finanziert.

7. Literatur

- Ahlgrimm, H.J. 1995. Beitrag der Landwirtschaft zur Emission klimarelevanter Spurengase - Möglichkeiten zur Reduktion? *Landbauforschung Völkenrode* **45**, 191-204.
- Bach, M. 1985. Stickstoff-Bilanzen der Kreise der Bundesrepublik Deutschland als Grundlage einer Abschätzung der möglichen Nitratbelastung des Grundwassers durch die Landwirtschaft. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **43/II**, 625-630.
- Bach, M. 1987. Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* **93**, 1-186.
- Baumgärtel, G. 1995. Stickstoff,- Phosphor- und Kaliumbilanzen in Marktfruchtbetrieben. Nährstoffbilanz im Blickfeld von Landwirtschaft und Umwelt. Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e.V. und des Bundesarbeitskreises Düngung BAD am 29. u. 30. März 1995 in Würzburg. 31-43.
- Bezirksregierung Hannover (Hrsg.). 1993. Bewirtschaftungsplan Leine, Hannover.
- BELF (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten). versch. Jg. Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.
- Brown, L.R.. 1995 Who will feed China? WW Norton & Company. New York, London.
- Colbourn, P. u. R.J. Dowdell. 1984. Denitrification in field soils. *Plant and Soil* **76**, 213-226.
- Cord-Landwehr, K., J. Ebeling, H. Stoef u. H. Wohlberg. 1988. Gutachterliche Untersuchung zur Festsetzung eines Wasserschutzgebietes für die Wasserwerke Alt Wallmoden und Baddeckenstedt. Bezirksregierung Braunschweig, unveröffentlicht.
- Cramer, N. 1991. Integrated plant production as a method for optimizing plant production and nutrition cycle - 5 years practical experiences. *Proc. International Workshop on Nitrogen*

and Agriculture of the Federal Minister for Environment, Nature and the national agency of environmental protection Denmark, 9.-12.4. in Schleswig. In: Isermann, K. 1993. Nährstoffbilanzen und aktuelle Nährstoffversorgung der Böden. Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft, 15-54.

Duynisveld, W.H.M. u. O. Strebel. 1985. Nitrat-Auswaschungsgefahr bei verschiedenen grundwasserfernen Ackerstandorten in Nordwestdeutschland. Z. dt. geol. Ges. **136**, 429-439.

Engels, T. 1993. Nitratauswaschung aus Getreide- und Zuckerrübenflächen bei unterschiedlichem N-Angebot. Dissertation Universität Hannover.

Finck, A. 1992. Dünger und Düngung. 2. Auflage, Weinheim.

Funk, R. 1993. Verlagerung und Abbau von Nitrat in tieferen Bodenschichten süddeutscher Ackerstandorte. Dissertation, Technische Universität München.

Garz, J., F. Herbst u. L. Boese. 1982. Die Abwärtsverlagerung von Nitrat im Boden während des Winterhalbjahres in ihrer Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge und der Feldkapazität. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenk. **26**, 71-76.

Gäth, S. u. H.-G. Frede. 1992. Einfluß der Landnutzungsform auf die Nitratbelastung des Grundwassers im Osthessischen Bergland. Wasser u. Boden **8**, 490-493.

Geries, H. 1989. Nitrat unter Acker in mächtigen Lössdecken mit tiefem Grundwasserstand im Klimaraum Südniedersachsen: Tiefenverlagerung, Datierung, Umsatz und Einbindung in den Gashaushalt. Dissertation, Universität Göttingen.

Geries & Ingenieure. 1995. Pilotprojekt Mechtshausen, Zwischenbericht 1994. Auftraggeber: Versorgungsbetriebe Seesen GmbH.

Gerth, H. u. J. Matthey. 1991. Nährstoffe im Drainwasser. Untersuchungsprogramm der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein 1988/89 bis 1990/91. Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, Abtl. Betriebswirtschaft und Beratung, Nr. 441, 1-67.

- Golisch, G. Winterweizen, Wintergerste, Winterroggen, Triticale „auf einen Blick“ 1994/1995. 8. Auflage Hrsg.: Bodenuntersuchungs-Institut Koldingen. Pattensen.
- Goulding, K.W.T. 1990. Nitrogen deposition to land from the atmosphere. Soil use and management **6**, 61-63.
- Hanus, H. 1978. Ertragsvorhersage aus Witterungsdaten. Fortschritte im Acker- und Pflanzenbau. H 5, 1-126.
- Harmsen, G.W. 1961. Einfluß von Witterung, Düngung und Vegetation auf den Stickstoffgehalt des Bodens. Landw. Forsch. **15**, 61-77.
- Hermesmeier, D. u. R.R. van der Ploeg. 1996. Schätzungen der Denitrifikation in landwirtschaftlich genutzten Böden. I Grundlagen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **159**, 437-443.
- Hersemann, H. u. D. Sauerbeck. 1989. Nährstoffbilanzen in Abhängigkeit von Bodenart und Bewirtschaftungsintensität. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **59/II**, 721-726.
- Hoffmann, A. u. J. Richter. 1988. 10 Jahre Nmin-Methode in Südostniedersachsen - Erfolge, Erfahrungen, Grenzen. Kali-Briefe **19**, 277-296.
- Hölscher, J., J. Rost u. W. Walther. 1994. Boden- und Gewässerbelastung in Niedersachsen durch Stoffeinträge aus der Atmosphäre. Wasser und Boden **10**, 20-25.
- ICID-Wasserlexikon. 1971. Fachwörterbuch für Bewässerung und Entwässerung. Hrsg.: Ausschuß für Int. Zusammenarbeit im Kuratorium für Kulturbauwesen. Franckhsche Verlags-handlung, Stuttgart.
- Isermann, K. 1993. Nährstoffbilanzen und aktuelle Nährstoffversorgung der Böden. Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft, 15-54.

- Jenkinson, D.S. 1990. An introduction to the global nitrogen cycle. *Soil use and management* **6**, 56-60.
- Kinzelbach, W., R.R. van der Ploeg, U. Rohmann und M. Rödelberger. 1992. Modellierung des regionalen Transports von Nitrat: Fallbeispiel Bruchsal-Karlsdorf. In: H. E. Kobus (Hrsg.) *Schadstoffe im Grundwasser*. Band 1. Verlag Chemie. 413-470.
- Klimanek, E.-M. 1990. Umsetzungsverhalten von Ernterückständen. *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd.* **8**, 559-567.
- Knolle, F. u. F. Jacobs. 1988. Die Karstgrundwassergewinnung am nördlichen Harzrand Niedersachsen, Bundesrepublik Deutschland und ihre Gefährdung. *Die Höhle* **39**, 81-89.
- Köster, W., K. Severin, D. Möhring u. H.-D. Ziebell. 1988. Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden der Bundesrepublik Deutschland von 1950 - 1986. Selbstverlag Landwirtschaftskammer Hannover.
- Krug, A. 1995. Überdüngung - Zeitbombe im Boden. *Natur und Umwelt* **4**, 24-25.
- Krüll, H. 1987. Möglichkeiten zur Erstellung einer Stickstoffbilanz in den Kreisen der BRD. Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie e.V., Bonn.
- KTBL, versch. Jg. Datensammlung für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt.
- Lammel, J. 1990. Nährstoffausträge durch Vorfluter und Dräne. - Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A. Angewandte Wissenschaft, Heft 386.
- Landwirtschaftskammer Hannover. 1995. Bericht über die Betriebserhebung 1994 im Pilotprojektgebiet Mechtshausen. - unveröffentlicht.

- Liebscher, H.J., u. R. Keller. 1979. Abfluß. In: Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland -Textband- Leitung: R. Keller. Dtsch. Forschungsgem., Bonn, 90-159.
- Matzner, E. u. K.-J. Meiwes. 1990. Deposition von Stoffen, speziell Stickstoff in Waldökosystemen. Wirkungen auf Boden und Gewässer, Belastungsschwerpunkte in Niedersachsen. In: Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen TU Braunschweig, Heft 48 225-242.
- Müller, S., H. Görlitz u. D. Moritz. 1987. Untersuchungen zur Berechnung des anorganischen Stickstoffs im Boden zu Vegetationsbeginn aus den Gehalten im Herbst und dem Witterungsverlauf. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd. **31**, 461-467.
- Nieder, R. u. J. Richter. 1986. C- und N-Festlegung in Böden Südostniedersachsens nach Krumenvertiefung. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **149**, 189-201.
- Nieder, R., G. Schollmayer u. J. Richter. 1989. Denitrification in the rooting zone of cropped soils with regard to methodology and climate: A review. Biol. Fertil. Soils **8**, 219-226.
- Nieder, R., U. Scheithauer, u. J. Richter. 1993. Dynamics of nitrogen after deeper tillage in arable loess soils of West Germany. Biol. Fertil. Soils **16**, 45-51.
- Nieder, R., K.C. Kersebaum u. J. Richter. 1995. Significance of nitrate leaching and long term N immobilisation after deepening the plough layers for the N regime of arable soils in N.W. Germany. Plant and Soil, **173**, 167-175.
- Niedersächsisches Landesamt für Statistik. Agrarberichterstattung. Heft 1 A. Gemeindeergebnisse. Band 475. versch. Jg.
- Niedersächsisches Landesamt für Statistik. Agrarberichterstattung. Heft 4. Viehhaltung. Band 428. versch. Jg.
- Niedersächsisches Landesamt für Statistik. Bodennutzung und Ernte. Band 456. versch. Jg.

- Niedersächsisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Versch. Jg. Daten zur Wassergüte der oberirdischen Binnengewässer des Landes Niedersachsen.
- Renger, M. u. O. Strebel. 1980. Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften. *Wasser u. Boden* **32**, 362-366.
- Rhiem, H. 1961. Die Bestimmung der Pflanzennährstoffe im Regenwasser und in der Luft unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffverbindungen. *Agrochemica* **5**, 174-188.
- Ruhe, C. 1997. Modellgestützte Bilanzierung von Stoffströmen in unter- und oberirdischen Gewässern eines Flusseinzugsgebietes. Dissertation, Universität Hannover.
- Scharpf, H.C. 1977. Die Bedeutung des Mineralstickstoffgehaltes des Bodens als Maßstab für den Stickstoffdüngerbedarf. Dissertation, Universität Hannover.
- Schachtschabel, P., H.-P. Blume, K.H. Hartge u. U. Schwertmann. 1984. Lehrbuch der Bodenkunde. 11. Auflage, Enke-Verlag. Stuttgart.
- Schneider, U. u. K. Haider. 1992. Denitrification- and Nitrate Leaching-Losses in an Intensively Cropped Watershed. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **155**, 135-141.
- Schulte-Kellinghaus, S. 1988. Über die Denitrifikation in der ungesättigten Zone mächtiger Lössen und grundwassernaher Sandstandorte. Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 358.
- Schweigert, P. 1996. Nmin-Werte im Frühjahr sind abhängig von der Witterung der Vormonate. *Zuckerrübe* **45**, 128-131.
- Simon, W., B. Huwe u. R.R. van der Ploeg. 1988. Die Abschätzung von Nitratausträgen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen mit Hilfe von Nmin-Daten. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **151**, 289-294.

- SPSS GmbH Software. 1993. SPSS für Windows. Anwenderhandbuch für das Basis System. München.
- Strebel, O., J. Böttcher, M. Eberle u. R. Aldag. 1988. Quantitative und qualitative Veränderungen im A-Horizont von Sandböden nach Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **151**, 341-347.
- Sturm, H., H. Knittel u. W. Zerulla. 1989. Einfluß der N-Düngung auf Ertrag und N-Mineralisationsverhalten im Boden in langjährigen Dauerversuchen. VDLUFA-Schriftenreihe 28, Kongreßband 1988, Teil 2, 113-130.
- van der Paauw, F. 1962. Effect of winter rainfall on the amount of nitrogen available to crops. Plant and Soil **16**, 361-379.
- van der Ploeg, R.R., G. Machulla, H. Ringe u. C. Meins. 1995. Herbstliche Nmin-Grenzwerte als Funktion von Bodenbeschaffenheit, Klima und Bodennutzung: Modellüberlegungen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **158**, 435-443.
- van Veen, J.A. 1993. Modelle zum Stickstoff im Boden: Betrachtungen zum Stand der Forschung. Berichte über Landwirtschaft. 207. Sonderheft.
- Von Weizsäcker, C.F. (1973). Einleitung zum Buch von Gopi Krishna: Biologische Basis der Glaubenserfahrung. Barth-Verlag, Berg/Starnberg.
- Walther, W. 1979. Beitrag zur Gewässerbelastung durch rein ackerbaulich genutzte Gebiete mit Lößböden. Veröffentlichungen des Institutes für Stadtbauwesen, TU Braunschweig, **28**.
- Walther, W. 1982. Veränderungen der Beschaffenheit von Trinkwässern aus Acker- und Waldgebieten in Südost-Niedersachsen. Veröffentlichungen des Institutes für Stadtbauwesen, TU Braunschweig, **34**, 215-240.

- Walther, W. u. J. Hölscher. 1995. Kritische Anmerkungen zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland, Rasterkarten zu geowissenschaftlichen Grundlagen, Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnisse. *Wasser u. Boden* **47**, 78-79.
- Wendland, F., H. Albrecht, M. Bach u. R. Schmidt. 1993. Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.
- Wendland, F. 1995. Stellungnahme zu den kritischen Anmerkungen über den "Atlas zum Nitratstrom". *Wasser u. Boden* **47**, 79-81.
- Werner, W., H.-W. Olf, K. Auerswald u. K. Isermann. 1991. Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über "diffuse Quellen". In: Hamm, A. 1991. Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern, Umweltbundesamt - Forschungsvorhaben Wasser 102 04 356/03, 665-764.
- Windt, A. u. B. Märländer. 1994. Wurzelwachstum von Zuckerrüben unter besonderer Berücksichtigung des Wasserhaushaltes. *Zuckerind.* **119**, 659-663.
- Zerulla, W., K. Isermann u. G. Henjes. 1993. Einfluß langjähriger unterschiedlicher N-Düngung auf Ertrag und N-Verlagerung im Bodenprofil verschiedener Ackerböden. *Agr-biol. Res.* **46**, 277-285.

8. Anhang

Tab. 1: Wirtschaftsdüngeranfall in den Gemeinden des Untersuchungsgebietes im Jahr 1991
(NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK, Agrarberichterstattung 1993).

Gemeinde	Wirtschaftsdüngeranfall [kg N/ha LF]
Sehlde	4,0
Salzgitter	8,0
Baddeckenstedt	8,8
Burgdorf	9,6
Haverlah	10,4
Soehle	11,2
Bad Salzdetfurth, Stadt	12,0
Schellerten	12,0
Goslar, Stadt	14,4
Liebenburg	14,4
Wallmoden	16,0
Heere	17,6
Diekholzen	17,6
Lamspringe	18,4
Langelshiem, Stadt	19,2
Holle	20,0
Harbarnsen	23,2
Sibbesse	24,0
Bockenem, Stadt	24,8
Neuhof	26,4
Almstedt	27,2
Elbe	30,4
SG Freden	32,8
Sehlem	36,0
Adenstedt	37,6
Lutter	39,2
Hahausen	41,6
Seesen	44,8
Woltershausen	46,4
Westfeld	51,2

Tab. 2: Schlüssel zur Berechnung des N-Anfalls aus Wirtschaftsdünger (1 DE = 80 kg N/ha) in den Gemeinden des Untersuchungsgebietes für die Jahre 1980 bis 1994.

Tierart	DE
Rinder über 2 Jahre männlich	0,6667
Jungvieh 1/2 - 1 Jahr	0,3333
Jungvieh 1 - 2 Jahre männlich	0,3333
Jungvieh 1 - 2 Jahre weiblich	0,3333
Kälber unter 1/2 Jahr	0,1111
Färsen	0,6667
Ammen- und Mutterkühe	0,6667
Schlacht- und Mastkühe	0,6667
Milchkühe	0,6667
Mastschweine über 50 kg	0,1429
Mastschweine 50 - 80 kg	0,1429
Mastschweine 80 - 110 kg	0,1429
Mastschweine über 110 kg	0,1429
Eber	0,3333
Zuchtsauen trächtig	0,3333
Jungsauen trächtig	0,3333
andere Sauen trächtig	0,3333
Zuchtsauen nicht trächtig	0,1429
Jungsauen nicht trächtig	0,1429
andere Sauen nicht trächtig	0,1429
Pferde gesamt	0,6667
Schlacht- und Masthähne und -hühner	0,0033
Legehennen	0,01
Junghennen unter 1/2 Jahr	0,0033
Schafe gesamt	0,1429
Gänse	0,01
Enten	0,0067
Truthühner	0,01

Tab. 3: Schlüssel zur Berechnung des N-Anfalls aus Wirtschaftsdünger in den Gemeinden des Untersuchungsgebietes von 1971 - 1979 (in Anlehnung an BACH, 1987).

Tierart	kg N/Jahr
sonstiges Rindvieh	5
Milchkühe	85 (1971: 80)
Schafe	10
Mastschweine	12
Zuchtschweine	27
übrige Schweine	5
Legehennen	0,6
sonstige Hühner	0,27

Tab. 4: N-Freisetzung durch Grünlandumbruch in den Gemeinden des Untersuchungsgebietes von 1960 - 1994 [kg N/ha LF/a].

Gemeinde	1960-1971	1971-1977	1977-1979	1979-1983	1983-1987	1987-1991	1991-1994
Salzgitter	17	7	10	9	6	2	2
Goslar, Stadt	21	17	14	-3	23	-29	-37
Hahausen	17	21	-17	-11	-8	26	-120
Langelsheim, Stadt	21	7	19	7	8	26	29
Liebenburg	13	17	19	10	10	0	8
Lutter	11	-9	-19	25	3	-88	-11
Seesen, Stadt	-15	30	10	18	39	22	38
Wallmoden	15	6	-11	34	25	31	10
Baddeckenstedt	25	2	23	-2	23	0	-5
Burgdorf	20	11	8	17	12	-7	1
Elbe	8	17	-2	1	4	13	-8
Haverlah	3	18	6	2	0	15	-5
Heere	11	14	19	-2	0	-4	35
Sehlde	-8	53	-14	19	14	-5	7
Adenstedt	11	24	25	5	17	12	25
Almstedt	15	24	33	6	16	12	42
Bad	25	15	17	7	13	8	1
Bockenem, Stadt	8	12	45	4	26	15	11
Diekholzen	5	-3	63	-13	6	22	-2
Freden	-33	61	63	20	40	-12	19
Harbarnsen	-25	43	126	38	18	-7	26
Holle	13	43	34	19	24	6	-3
Lamspringe, Flecken	49	57	0	44	-4	22	20
Neuhof	37	12	18	11	16	0	15
Schellerten	8	8	7	1	3	0	2
Sehlem	21	28	7	3	-2	-9	-14
Sibbesse	23	2	-13	-6	35	8	15
Söhlde	8	6	3	-33	9	13	2
Westfeld	2	19	32	3	27	33	0

Woltershausen	19	40	46	-2	14	45	14
---------------	----	----	----	----	----	----	----

Tab. 5 a: Nitrat-N-Menge in den Tiefenprofilen der Tiefbohrungen im Gebiet der Ringelheimer Mulde im Winterhalbjahr 94/95 [kg NO₃-N/33 cm/ha].

<i>1. Beprobung</i>	14.11.1994	20.01.1995	22.12.1994	20.01.1995	05.12.1994	09.02.1995
Tiefe [cm]	Heere	Ringelheim	Bredelem	Sehlde	Jerstedt	Bredelem2
0 - 33	13,3	17,7	44	26,2	29,4	23,6
33 - 66	8,5	23,8	25,9	29,7	46,2	22,9
66 - 100	2,5	18,1	8,5	17,6	16,1	20,5
100 - 133	3	12,4	11,9	17,1	13,7	16,3
133 - 166	2,6	9,1	7,9	9,9	16,7	15,6
166 - 200	5	7	11,4	9,8	19,4	17,3
200 - 233	6,1	9,9	20,8	23,2	10,5	23,9
233 - 266	6	12,5	23,1	21,8	14,8	24,5
266 - 300	6,5	14,9	12,1	19	17,5	20,2
Summe	53,4	125,4	165,7	174,4	184,4	184,8
<i>2. Beprobung</i>	09.02.1995	09.05.1995	21.03.1995	25.4.95	09.05.1995	25.04.1995
Tiefe [cm]	Heere	Ringelheim	Bredelem	Sehlde	Jerstedt	Bredelem2
0 - 33	14,8	31,6	14,4	36,7	133,4	30,8
33 - 66	15	16,2	18,9	12	62,1	15,8
66 - 100	16,8	11,8	15,3	15,1	22,7	10,6
100 - 133	10	18,3	8,2	20,5	29,4	16,6
133 - 166	6,2	17,9	4,3	22,9	24,5	18,3
166 - 200	4,7	13,4	3,8	19,3	20,1	14,6
200 - 233	7,1	14,5	6,7	16	19,4	16,3
233 - 266	7	16,7	3,5	13	14,9	20,7
266 - 300	8,2	15,9	4,9	12,3	13	23,1
Summe	89,7	156,3	80	167,9	339,5	166,9

Tab. 5 b: Nitratkonzentration [mg NO₃/l] in den Tiefenprofilen der Tiefbohrungen im Gebiet der Ringelheimer Mulde im Winterhalbjahr 1994/95.

<i>1. Beprobung</i>	14.11.1994	20.01.1995	22.12.1994	20.01.1995	05.12.1994	09.02.1995
Tiefe [cm]	Heere	Ringel- heim	Bredelem	Sehlde	Jerstedt	Bredelem2
0 - 33	77,3	86,7	218,8	122,8	140,0	101,9
33 - 66	49,2	118,4	128,8	147,0	227,8	101,5
66 - 100	15,5	91,7	46,0	90,2	84,6	94,5
100 - 133	20,6	61,2	64,5	92,0	73,2	74,3
133 - 166	19,0	46,5	54,1	54,4	88,6	72,7
166 - 200	33,6	34,4	71,9	53,9	102,5	85,6
200 - 233	35,3	48,5	132,6	119,3	56,0	123,2
233 - 266	31,5	62,8	172,0	120,4	79,4	124,5
266 - 300	45,2	81,0	80,9	98,5	83,6	106,6
Mittel 66-300	28,4	60,4	86,7	91,6	78,5	96,7

<i>2. Beprobung</i>	09.02.1995	09.05.1995	21.03.1995	25.04.95	09.05.1995	25.04.95
Tiefe [cm]	Heere	Ringel- heim	Bredelem	Sehlde	Jerstedt	Bredelem2
0 - 33	63,9	169,1	64,1	178,8	613,3	149,1
33 - 66	66,4	83,4	88,8	61,8	307,0	75,6
66 - 100	77,4	61,5	73,8	78,0	114,3	51,1
100 - 133	45,4	109,9	39,7	106,6	145,0	77,0
133 - 166	29,0	114,4	21,1	116,1	117,2	88,1
166 - 200	23,5	88,2	19,7	99,3	95,3	71,1
200 - 233	36,5	75,1	34,5	82,9	97,9	81,6
233 - 266	35,7	85,2	22,0	71,8	83,1	101,0
266 - 300	42,9	92,6	28,6	70,7	74,4	115,3
Mittel 66-300	41,5	88,9	34,2	89,4	103,2	83,0

Tab. 6: Nitratkonzentration [mg NO₃/l] in den Tiefenprofilen der Tiefbohrungen der Landwirtschaftskammer Hannover, Bezirksstelle Braunschweig im WEG AB im Dezember 1995.

Tiefe [cm]	Bredelem	Dörnten	Sehlde
0-30	160	113	102
30-60	48	129	75
60-100	40	42	34
100-150	52	35	37
150-200	31	50	31
200-250	32	56	40
250-300	35		

Tab. 7: Daten zur N-Fracht der Kläranlagen des Landkreises Goslar im Innerstegebiet von 1989-1994.

Jahr	Name	N anorg best. t	Abwasser bestimmt [#] . 1000 m ³	Abwasser. gesamt 1000 m ³	N anorg ges. t	mittlere N anorg-Konz mg/l
1989	Innerstetal	9,3	368,1	2906,5	73,4	25,2
1989	Langelsheim	1,4	83,7	627,1	10,6	16,9
1989	Goslar West	3,5	202,0	1514,8	25,9	17,1
1989	Bredelem	0,1	2,5	42,2	1,0	24,0
1989	Othfresen	0,7	20,6	160,2	5,2	32,3
1989	Upen	keine Werte			0,8	21,6
1989	Lutter	0,2	8,2	79,4	1,7	21,5
1989	Seesen	12,1	923,3	2383,3	31,2	13,1
1989	Rhüden	0,8	41,9	357,7	7,2	20,1
1989	alle Anlagen	28,0	1650,3	8071,4	157,0	19,4

1990	Innerstetal	5,9	335,2	3052,3	54,0	17,7
1990	Langelsheim	1,3	82,2	738,7	11,7	15,9
1990	Goslar West	4,2	229,7	1731,5	31,9	18,4
1990	Bredelem	0,1	2,5	42,2	1,0	24,0
1990	Othfresen	1,3	41,0	307,9	9,6	31,2
1990	Upen				0,8	21,6
1990	Lutter	0,6	24,9	113,6	2,9	25,3
1990	Seesen	16,0	1175,9	2637,2	35,8	13,6
1990	Rhüden	2,3	109,4	508,2	10,7	21,1
1990	alle Anlagen	31,7	2000,9	9131,6	158,4	17,4

1991	Innerstetal	6,9	252,7	2617,2	71,4	27,3
1991	Langelsheim	1,4	78,2	676,9	11,9	17,6
1991	Goslar West	4,4	169,8	1382,6	35,8	25,9
1991	Bredelem	0,1	2,5	42,2	1,0	24,0
1991	Othfresen	1,2	38,0	283,4	9,2	32,6
1991	Upen	0,1	5,1	37,3	0,8	20,3
1991	Lutter	0,6	27,1	136,5	2,8	20,4
1991	Seesen	8,0	1579,0	2656,5	13,4	5,0
1991	Rhüden	1,1	57,3	392,2	7,8	19,8
1991	alle Anlagen	23,7	2209,6	8224,8	154,0	18,7

= Summe der Abwassermenge der Tage für die N-Konzentrationsangaben vorliegen. Aus dieser Abwassermenge wurde die Fracht berechnet und über ihr Verhältnis zur Jahresabwassermenge die Jahresfracht ermittelt.

Fortsetzung Tabelle 7

Jahr	Name	N anorg best. t	Abwasser bestimmt 1000 m³	Abwasser. gesamt 1000 m³	N anorg ges. t	mittlere N anorg-Konz mg/l
1992	Innerstetal	5,1	352,7	3161,0	45,7	14,4
1992	Langelsheim	1,5	82,0	882,1	16,3	18,5
1992	Goslar West	4,2	190,7	1543,5	34,1	22,1
1992	Bredelem			48,6	1,4	29,7
1992	Othfresen	0,6	22,4	321,3	8,2	25,6
1992	Upen	0,1	6,4	46,7	0,9	19,8
1992	Lutter	0,9	41,4	189,7	4,3	22,7
1992	Seesen	7,8	1302,4	1838,6	11,0	6,0
1992	Rhüden	2,0	190,6	418,3	4,4	10,4
1992	alle Anlagen	22,3	2188,7	8449,9	126,4	15,0

1993	Innerstetal	5,7	521,3	4668,6	50,6	10,8
1993	Langelsheim					
1993	Goslar West	4,0	194,1	1579,0	32,3	20,5
1993	Bredelem			48,1	0,8	17,0
1993	Ostharingen	0,0	0,9	10,6	0,2	16,1
1993	Othfresen	0,3	23,8	197,6	2,4	12,0
1993	Upen	0,2	6,5	43,4	1,0	23,9
1993	Lutter	0,6	52,9	244,0	2,8	11,3
1993	Seesen	9,6	1462,6	2039,6	13,5	6,6
1993	Rhüden	1,3	285,1	420,0	1,8	4,4
1993	alle Anlagen	21,6	2547,1	9250,9	105,4	11,4

1994	Innerstetal	10,4	714,3	6092,2	88,4	14,5
1994	Langelsheim					
1994	Goslar West	5,1	256,1	1855,6	36,9	19,9
1994	Bredelem			74,7	0,7	8,8
1994	Ostharingen	0,0	3,1	23,3	0,2	10,6
1994	Othfresen	0,3	34,0	312,0	2,9	9,3
1994	Upen	0,2	10,7	69,6	1,5	21,8
1994	Lutter	1,4	86,9	313,8	5,2	16,5
1994	Seesen	9,6	1595,3	2263,8	13,6	6,0
1994	Rhüden	1,5	395,7	618,2	2,4	3,8
1994	alle Anlagen	28,6	3096,0	11623,1	151,7	13,1

Tab. 8: Nmin-Werte (0-90 cm, [kg N/ha]), Niederschlag [mm] und Temperatur [°C] der Modelle des Bodenuntersuchungsinstitutes.

	Winterweizen		Wintergerste			Zuckerrübe		
Jahr	Nmin	Nieder-schlag 11 ^{&} -2	Nmin	Nieder-schlag 1-2	Tempe-ratur 11-2	Nmin	Nieder-schlag 10-2	Tempe-ratur 7 ^{&} -2
1982	48	1113,7	50	60,3	1,075	70	304,0	8
1983	61	945,7	32	115,7	3,7	82	289,6	8,85
1984	67	983,4	41	131,8	2,525	76	312,7	9,6
1985	65	971,0	47	71,4	0,35	89	219,2	8,295
1986	60	950,3	41	111,3	0,05	78	284,1	7,69
1987	44	1150,7	35	160,2	1,425	53	393,5	7,82
1988	56	1128,7	37	133,2	4,475	75	297,4	8,405
1989	66	936,0	43	62,9	4,525	98	210,4	9,55
1990	76	812,2	36	133,2	4,975	93	306,9	10,09
1991	77	890,2	44	68,2	2,15	90	278,1	9,7
1992	77	813,6	38	77,0	3,425	80	273,1	8,97
1993	52	1056,2	33	143,9	2,825	64	402,6	9,465
1994	44	1211,9	33	134,3	2,025	56	399,1	8,755
1995	44	1194,0	26	186,7	5,0	64	367,8	9,295

Tab. 9: Nmin-Werte (0-30, 30-60, 60-90 u. 0-90 cm, [kg N/ha]), Niederschlag [mm] und Temperatur [°C] der Modelle der NW-Gemeinden.

	Winterweizen			Wintergerste		
Jahr	Schicht / Nmin	Monate / Nieder- schlag	Monate / Tempe- ratur	Schicht / Nmin	Monate / Nieder- schlag	Monate / Tempe- ratur
	0-30 cm	9-2	1-2	0-30 cm	10-2	1-2
1991	26,5	379,7	0,5	19,3	303,8	0,5
1992	21,2	364,0	3,2	10,9	325,6	3,2
1993	15,2	477,1	1,5	12,3	452,7	1,5
1994	14,3	476,3	2,2	12,0	407,5	2,2
1995	11,1	482,2	3,5	7,1	420,1	3,5
	30-60 cm	7-2		30-60 cm	8-2	11-2
1991	23,1	498,0		11,3	469,5	2,2
1992	25,4	433,6		10,7	392,7	3,4
1993	17,6	588,8		8,7	551,7	3,0
1994	13,9	685,0		9,9	548,6	2,2
1995	15,4	625,1		5,2	604,9	5,0
	60-90 cm	5-2	11-2	60-90 cm	8-2	10-12
1991	24,9	595,7	2,2	10,0	469,5	6,3
1992	27,7	539,9	3,4	13,7	392,7	5,4
1993	23,2	668,8	3,0	9,4	551,7	5,2
1994	15,9	814,0	2,2	11,6	548,6	4,4
1995	23,7	748,8	5,0	5,8	604,9	7,1
	0-90 cm	12-2		0-90 cm	11-2	11-2
1991	74,5	171,2		40,7	268,2	2,2
1992	74,3	164,5		35,3	270,2	3,4
1993	56,0	233,6		30,5	338,4	3,0
1994	44,2	285,8		33,5	333,0	2,2
1995	50,2	287,8		18,1	355,6	5,0

Tab. 10: Nmin-Werte (0-90, 0-30, 30-60, 60-90 cm, [kg N/ha]) der Modelle der Zuckerrübenfabrik sowie Niederschlag [mm], Temperatur [°C] und mittlerer Probenahmetermin [d].

Jahr	Schicht / Nmin	Niederschlag	Temperatur	Probenahmetermin
	0-90 cm	10-2	8-2	
1976	114,75	280,55	7,5	
1977	134	197,65	7,1	
1978	110	281,9	7,1	
1979	89	215,85	5,4	
1980	115,5	266	7,0	
1981	88	279	6,7	
1982	69,3	359,9	6,1	
	0-30 cm	12-2		
1976	48,6	202,55		79,1
1977	39	121,85		67,6
1978	48	116,45		67,3
1979	30,5	180,95		71,1
1980	34,5	184		58,3
1981	25,5	197,4		52,8
1982	25,3	177,8		53,4
1983	31	206,1		55,5
1984	26	222,6		53,6
1985	45	99,05		64,0
1986	29	220,7		72,3
1987	17	349		58,7
1988	26	204,35		61,8
1989	29,6	208,15		55,8
	30-60 cm	9-2	10-2	
1976	30,9	331,9	3,64	
1977	59	231,65	4,18	
1978	37	323,4	4,32	
1979	34	337,4	1,9	
1980	46	287,5	3,92	
1981	36,5	343,25	3,2	
1982	21,8	431,05	2,54	
1983	35	346,25	5,0	
1984	27	376,5	4,0	
1985	33	329,85	2,5	
1986	32	359,8	1,9	
1987	16	535,75	3,3	
1988	34	405,95	5,54	
1989	37,1	406	5,54	
	60-90 cm	7-2		
1976	35,25	406,4		
1977	36	331		
1978	25	509,7		
1979	24,5	477,25		
1980	35	435,5		
1981	26	504,8		

1982	22,2	597,45		
------	------	--------	--	--

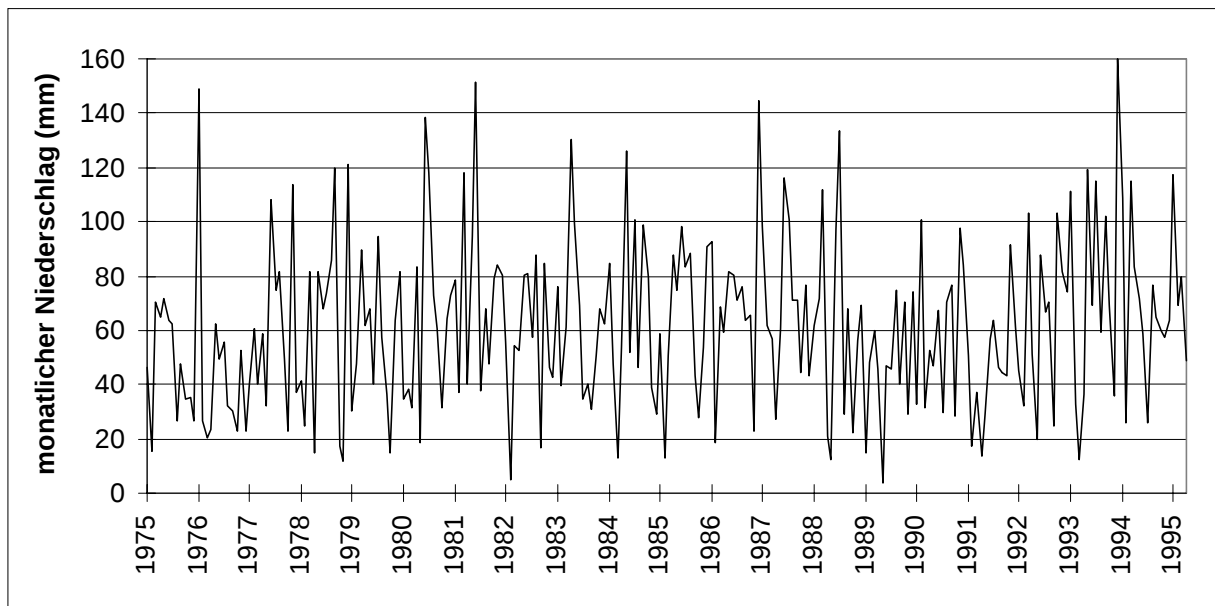


Abb. 1: Monatlicher Niederschlag von Januar 1975 bis April 1995, Klimastation Hildesheim.

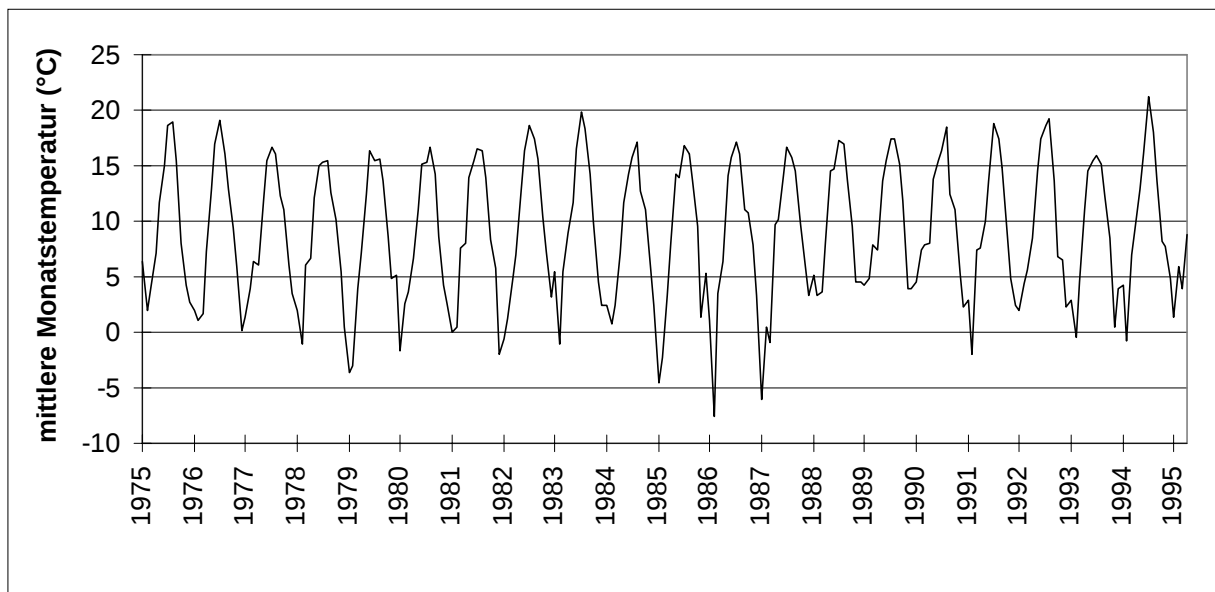


Abb. 2: Mittlere monatliche Tagestemperatur von Januar 1975 bis April 1995, Klimastation Hildesheim.