

Modellierung landwirtschaftlicher Maßnahmen zur
Minderung der Nitratauswaschung im
Wasserschutzgebiet Getelo-Itterbeck in
Niedersachsen

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades „Dr. agr.“
Doktor der Agrarwissenschaften

an der
Justus-Liebig-Universität Gießen

vorgelegt von

Diplom-Agraringenieur
Mirco Grimm
geb. in Laatzen

Oestrich-Winkel, den 24.04.2008

Erster Gutachter: Prof. Dr. Hans-Georg Frede
Zweiter Gutachter: Prof. Dr. Peter Felix-Henningsen

Weitere Mitglieder der Prüfungskommission:
Prof. Dr. Ernst-August Nuppenau (Vorsitz)
Prof. Dr. Stefan Gäth
Prof. Dr. Hermann Seufert

Tag der Disputation: 19. Juni 2008

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	III
Tabellenverzeichnis.....	IX
Abkürzungsverzeichnis.....	XII
1 Einleitung	1
2 Aufgabenstellung und Zielsetzung.....	3
3 Stand des Wissens.....	5
4 Material und Methoden	16
4.1 Das Untersuchungsgebiet	16
4.1.1 Das Wasserschutzgebiet Getelo-Itterbeck.....	16
4.1.2 Klima.....	17
4.1.3 Böden	18
4.1.4 Geologie	20
4.1.5 Hydrogeologie.....	21
4.1.6 Flächennutzung und Nutzungshistorie	24
4.1.6.1 Landwirtschaftliche Nutzung	24
4.1.6.2 Wasserwirtschaftliche Nutzung.....	26
4.1.6.3 Sandabbau	27
4.2 Das Modell Hermes.....	27
4.3 Datenaufbereitung und -gewinnung	35
4.3.1 Meteorologische Daten	36
4.3.2 N-Deposition	37
4.3.3 Tiefenprofile.....	37
4.3.4 Boden	39
4.3.5 Grundwasserregime.....	44
4.3.6 Landnutzung.....	47
4.4 Modellanwendung	51
4.4.1 Modellkalibrierung- und Validierung	51
4.4.2 Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse	58
4.4.3 Maßnahmenbewertung	63
4.4.4 Landwirtschaftliche Nitratauswaschung im Wasserschutzgebiet	69
5 Modellergebnisse und Interpretation	71
5.1 Modellkalibrierung- und Validierung	71
5.2 Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse	86

5.3	Maßnahmenbewertung	115
5.4	Landwirtschaftliche Nitratauswaschung im Wasserschutzgebiet	140
5.5	Empfehlung zur Bewirtschaftung des Wasserschutzgebietes	145
6	Diskussion	148
7	Zusammenfassung.....	156
8	Summary	158
9	Literatur	160
10	Anhang	170

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3.1: Der Stickstoffkreislauf in der Landwirtschaft (nach Schachtschabel et al., 1998; verändert)	6
Abb. 4.1: Übersichtskarte zur Lage des Wasserschutzgebietes (WSG) Getelo-Itterbeck und seinen Schutzzonen	16
Abb. 4.2: Relikt der einstmals weit verbreiteten Heidelandschaft innerhalb des WSG Getelo-Itterbeck.....	17
Abb. 4.3: Langjähriges Mittel (1974–2003) der monatlichen Lufttemperatur (T), der potentiellen Evapotranspiration $ET_{p\text{ Haude}}$ (Etp) und der Monatssummen des Niederschlags (NS) an der Klimastation Lingen (DWD, 2004)	18
Abb. 4.4: Böden im und um das WSG Getelo-Itterbeck (NLfB, 2004; verändert)	19
Abb. 4.5: Morphologie des WSG Getelo-Itterbeck.....	20
Abb. 4.6: Grundwassergleichen im WSG Getelo-Itterbeck im 5-jährigen Mittel (1999 - 2003) ..	22
Abb. 4.7: Grundwasserflurabstandskarte für das WSG Getelo-Itterbeck und seiner östlichen Umgebung bei Grundwasserniedrig- und Grundwasserhochstand im 5-jährigen Mittel (1999 - 2003)	23
Abb. 4.8: Landnutzung im WSG Getelo-Itterbeck	24
Abb. 4.9: Entwicklung des Grünlandanteils im WSG Getelo-Itterbeck	25
Abb. 4.10: Monatliche Gesamt-Grundwasserentnahmen und jährliche Entnahmen differenziert nach Förderbrunnen im WSG Getelo-Itterbeck für den Zeitraum 1988 bis 2003	26
Abb. 4.11: Schema des Stickstoffmodells HERMES (nach Kersebaum, 2007; verändert).....	28
Abb. 4.12: Schematische Darstellung des im Modell HERMES angewandten Plattenmodells	29
Abb. 4.13: Darstellung der Simulation der Netto-N-Mineralisation in Abhängigkeit der Temperatur und der Bodenfeuchte im Modell HERMES (nach Kersebaum und Beblík, 2001) .	33
Abb. 4.14: Im Modell HERMES verwendete Funktionen zur Simulation der täglichen Denitrifikationsraten in Abhängigkeit des Nitratgehaltes, des wassergefüllten Porenraums und der Temperatur	34
Abb. 4.15: Kritischer und maximaler N-Gehalt in der oberirdischen Trockenmasse in Abhängigkeit von der phänologischen Entwicklung des Winterweizens.....	35
Abb. 4.16: Lage der Tiefenprofilflächen im WSG Getelo-Itterbeck	38
Abb. 4.17: Herleitung einer digitalen Bodenkarte und ihrer Bodenkennwerte.....	39
Abb. 4.18: Generierte Bodenkarte des WSG Getelo-Itterbeck	41
Abb. 4.19: Bodenkennwerte von zwei Tiefumbruchböden an der Grenze zum WSG Getelo-Itterbeck (nach Messungen von Schäfer et al., 2004; verändert).....	44
Abb. 4.20: Herleitung von Grundwasserflurabstandskarten	45
Abb. 4.21: Grundwassermessstellen im WSG Getelo-Itterbeck und im angrenzenden Umland.....	46
Abb. 4.22: Jahreszeitlicher Verlauf der Grundwasserflurabstände von drei Messbrunnen im WSG Getelo-Itterbeck.....	46
Abb. 4.23: Schema zur Erstellung der Landnutzungskarte	47

Abb. 4.24: Schematische Darstellung der Ableitung von Düngungsmustern aus Tätigkeitsberichten der LWK Weser-Ems (1997 bis 2003).....	49
Abb. 4.25: Validierungsflächen innerhalb und außerhalb des WSG Getelo-Itterbeck	51
Abb. 4.26: Validierung des Modells HERMES	53
Abb. 4.27: Lage der Beobachtungsbrunnen auf den Flächen 004 und 005	55
Abb. 4.28: Verwendete Verteilungsmuster zur Generierung variiertes Eingabeparameter	59
Abb. 4.29: Variation eines Bodenparameters entlang eines Tiefenprofils.....	61
Abb. 4.30: Generierte organisch gebundene und mineralische Stickstoffapplikationen bei einmaliger und zweimaliger Düngerausbringung bei Sommergerste.....	68
Abb. 5.1: Gemessene (Mittelwert und Standardabweichung) und modellierte Nitratkonzentration auf der Fläche 125 im April 2003 und März 2004.....	73
Abb. 5.2: Gemessene (Mittelwert und Standardabweichung) und modellierte Nitratkonzentration auf der Fläche 124 im April 2003 und März 2004.....	76
Abb. 5.3: Gemessene (Mittelwert und Standardabweichung) und modellierte Nitratkonzentration auf der Fläche 131 im April 2003 und März 2004.....	77
Abb. 5.4: Gemessene (Mittelwert und Standardabweichung) und modellierte Nitratkonzentration auf der Fläche 120 im März 2004	78
Abb. 5.5: Tiefenprofil von gemessenen (Mittelwert und Standardabweichung) und modellierten Nitratkonzentrationen im April 2003 auf den Flächen 004 (ortsübliche Düngung) und 005 (reduzierte Düngung)	79
Abb. 5.6: Gemessene und modellierte mittlere Gesamtnitratkonzentrationen aller Tiefenprofilmessungen (ab einer Tiefe von 1 Meter)	80
Abb. 5.7: Gemessene und modellierte N_{\min} -Gehalte von 1999 bis 2003 in verschiedenen Bodentiefen auf der Fläche 004 (ortsübliche Düngung)	81
Abb. 5.8: Gemessene und modellierte N_{\min} -Gehalte von 1999 bis 2003 in verschiedenen Bodentiefen auf der Fläche 005 (reduzierte Düngung).....	82
Abb. 5.9: Gemessene und modellierte Bodenwassergehalte der Fläche 004 (ortsübliche Düngung) und tägliche Niederschläge der Wetterstation Lingen.....	83
Abb. 5.10: Gemessene Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser und modellierte monatliche Nitratkonzentration im Sickerwasser der Fläche 004 (ortsübliche Düngung).....	84
Abb. 5.11: Gemessene Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser und modellierte monatliche Nitratkonzentration im Sickerwasser der Fläche 005 (reduzierte Düngung)	84
Abb. 5.12: Modellierte und aus Ertragsmessungen abgeleitete Pflanzen-N-Aufnahmen für einzelne Kulturarten	85
Abb. 5.13: Einzugsgebiet der Förderbrunnen im WSG Getelo-Itterbeck (nach Berechnungen von Rogge & Co., 2005; verändert)	87
Abb. 5.14: Verlauf der modellierten Sickerwassermenge, der N-Aufnahme, der Mineralisationsrate, der N-Auswaschung und der N_{\min} -Gehalte (1. Oktober) bei Sommergerste innerhalb der Förderbrunneneinzugsgebiete von 1992 bis 2003	90

Abb. 5.15: Sensitivität der Sickerwassermenge, der Mineralisationsrate, der N-Auswaschung und der N_{\min} -Gehalte in Abhängigkeit von Wetterparametern	92
Abb. 5.16: Streuung der gemittelten jährlichen (1992 bis 2003) Sickerwasserrate, Mineralisationsrate, N-Auswaschung, Nitrat-Konzentration im Sickerwasser, N-Pflanzenaufnahme und N_{\min} -Werte bei Sommergersteanbau auf Pseudogley.....	94
Abb. 5.17: N_{\min} -Werte (gemittelt für 1992 bis 2003) bei Sommergersteanbau vom Hochsommer bis Herbst auf Plaggenesch auf Pseudogley-Braunerde und Podsol	96
Abb. 5.18: Sensitivität der Sickerwasserspende aller modellierter Bodeneinheiten in Abhängigkeit der Feldkapazität (FK) (ausgenommen Tiefumbruchböden und Gley-Podsole)	97
Abb. 5.19: Sensitivität der Sickerwasserspende in Abhängigkeit der Feldkapazität (FK) für Böden des WSG Getelo-Itterbeck	98
Abb. 5.20: Sensitivität der Sickerwasserspende in Abhängigkeit des mittleren Grundwasserflurabstands bei Tiefumbruchböden und bei Gleypodsol bis Podsol.....	99
Abb. 5.21: Sensitivität der Mineralisation in Abhängigkeit vom organischen C-Gehalt für Böden des WSG Getelo-Itterbeck	100
Abb. 5.22: Sensitivität der Mineralisation in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis für Böden des WSG Getelo-Itterbeck.....	101
Abb. 5.23: Sensitivität der N-Aufnahme und N-Auswaschung in Abhängigkeit vom Düngetermin bei Sommergerste auf Tiefumbruchböden und lehmig-sandigen sowie sandigen Plaggeneschen im WSG Getelo-Itterbeck.....	104
Abb. 5.24: Sensitivität der N-Aufnahme und N-Auswaschung in Abhängigkeit vom Düngetermin bei Sommergerste für Pseudogley, Podsole und Gley-Podsole im WSG Getelo-Itterbeck.....	105
Abb. 5.25: Sensitivität der N-Aufnahme in Abhängigkeit von Düngeterminen in den Jahren 1993 bis 1996 auf Pseudogley.....	106
Abb. 5.26: Mittlere jährliche N-Mineralisation, N-Auswaschung, N-Aufnahme und N_{\min} -Gehalte (1. Oktober) (1992 bis 2003) bei 136 kg mineralischer und organischer Mehrdüngung bei Sommergersteanbau im Mittel der Brunneneinzugsgebiete.....	107
Abb. 5.27: Summenkurven modellierter N-Aufnahmen von 1992 bis 2003 bei unterschiedlichen organisch gebunden Stickstoffdüngemengen bei Sommergersteanbau (im Mittel der Brunneneinzugsgebiete)	109
Abb. 5.28: Summenkurven modellierter N-Auswaschung von 1992 bis 2003 bei unterschiedlichen organisch gebunden Stickstoffdüngemengen bei Sommergersteanbau (im Mittel der Brunneneinzugsgebiete)	110
Abb. 5.29: Summenkurven modellierter Mineralisationsraten von 1992 bis 2003 bei unterschiedlichen organisch gebunden Stickstoffdüngemengen bei Sommergersteanbau (im Mittel der Brunneneinzugsgebiete)	111
Abb. 5.30: Modellerte Mineralisationsraten der Jahre 1992 bis 2003 bei 136 kg mineralischer zuzüglich 136 kg organischer N-Düngung bei Sommergersteanbau (im Durchschnitt der Brunneneinzugsgebiete).....	112
Abb. 5.31: Mediale jährliche N-Mineralisation bei ausschließlich 136 kg mineralischer Düngung und bei zusätzlicher organischer Düngung (102 kg) mit unterschiedlichen Anteilen schnell mineralisierbaren Stickstoffs	114

Abb. 5.32: Mittlere monatliche N-Mineralisationsrate (1992 bis 2003) bei rein mineralischer und bei kombinierter mineralischer und organischer N-Düngung für die modellierten Kulturarten	117
Abb. 5.33: Mittlere monatliche Sickerwassermenge bei den modellierten Ackerkulturen (1992 bis 2003).....	120
Abb. 5.34: Modellierte mittlere monatliche Sickerwassermenge bei Grünland (1992 bis 2003)..	121
Abb. 5.35: Modellierte mittlere monatliche N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration des Sickerwassers bei Ackerkulturen ohne Zwischenfrucht bei ausschließlich mineralischer N-Düngung (1992 bis 2003).....	123
Abb. 5.36: Modellierte mittlere monatliche N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration des Sickerwassers bei Ackerkulturen mit Zwischenfrucht bei ausschließlich mineralischer N-Düngung (1992 bis 2003).....	125
Abb. 5.37: Modellierte mittlere monatliche N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration des Sickerwassers bei Grünland bei ausschließlich mineralischer N-Düngung (1992 bis 2003).....	126
Abb. 5.38: Modellierte mittlere jährliche N-Aufnahme, N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der mineralischen N-Düngung bei Sommergerste ohne Zwischenfrucht und mit Zwischenfrucht.....	130
Abb. 5.39: Modellierte mittlere jährliche N-Aufnahme, N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der mineralischen N-Düngung bei Winterroggen ohne und mit Zwischenfrucht.....	131
Abb. 5.40: Modellierte mittlere jährliche N-Aufnahme, N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der mineralischen N-Düngung bei Silomais ohne und mit Zwischenfrucht	132
Abb. 5.41: Modellierte mittlere jährliche N-Aufnahme, N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der mineralischen N-Düngung bei Kartoffelanbau ohne und mit Zwischenfrucht.....	133
Abb. 5.42: Modellierte mittlere jährliche Differenz der N-Auswaschung zwischen dem Anbau von Sommergerste bzw. Silomais ohne Zwischenfrucht und ihrem Anbau mit Zwischenfrucht bei steigender Zwischenfruchtzudüngung.....	134
Abb. 5.43: Modellierte mittlere jährliche N-Auswaschung und Nitratkonzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der mineralischen Stickstoffdüngemenge bei Grünland.....	135
Abb. 5.44: Modellierte mittlere jährliche N-Aufnahme in Abhängigkeit der mineralischen Stickstoffdüngemenge bei Grünland.....	135
Abb. 5.45: Modellierte mittlere jährliche N-Aufnahme, N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der organischen und mineralischen N-Gesamtdüngegabe bei Sommergerste ohne und mit Zwischenfrucht	137
Abb. 5.46: Modellierte mittlere jährliche erhöhte N-Auswaschung und N-Konzentration im Sickerwasser in Abhängigkeit der zusätzlich zur mineralischen N-Düngung applizierten organisch gebundenen Stickstoffmenge bei Sommergerste (1992 bis 2003)...	138
Abb. 5.47: Modellierte mittlere jährliche N-Auswaschung der Jahre 1999 bis 2003 aller landwirtschaftlich genutzten Flächen im WSG Getelo-Itterbeck in Abhängigkeit des jährlichen Niederschlags	141

Abb. 5.48: Modellerte jährliche N-Auswaschung von landwirtschaftlichen Flächen im WSG Getelo-Itterbeck und ihre Unsicherheit in den Jahren 1999 und 2000.....	142
Abb. 5.49: Modellerte N-Auswaschung von landwirtschaftlichen Flächen im WSG Getelo-Itterbeck und ihre Unsicherheit in den Jahren 2001 und 2002.....	143
Abb. 5.50: Modellerte N-Auswaschung von landwirtschaftlichen Flächen im WSG Getelo-Itterbeck im Jahr 2003 und im Mittel der Jahre 1999 bis 2003.....	144
Abb. A-1: Entwicklung der Nitrat-Konzentration im geförderten Grundwasser der Förderbrunnen HB1 bis HB3 zwischen 1987 und 2003	170
Abb. A-2: Entwicklung der Nitrat-Konzentration im geförderten Grundwasser der Förderbrunnen HB4 bis HB6 zwischen 1987 und 2003	171
Abb. A-3: N _t -Gehalte, Corg-Gehalte und C/N-Verhältnisse der Tiefenprofilentnahmeflächen 124, 125, 131, 004 und 005 im Frühjahr 2003	183
Abb. A-4: Flächennutzung im WSG im Jahr 1999, nach Kartierungen der Bezirksregierung Weser-Ems (1999), verändert	188
Abb. A-5: Flächennutzung im WSG im Jahr 2000, nach Kartierungen der Bezirksregierung Weser-Ems (2000), verändert	188
Abb. A-6: Flächennutzung im WSG im Jahr 2001, nach Kartierungen der Bezirksregierung Weser-Ems (2001), verändert	189
Abb. A-7: Flächennutzung im WSG im Jahr 2002, nach Kartierungen der Bezirksregierung Weser-Ems (2002), verändert	189
Abb. A-8: Flächennutzung im WSG im Jahr 2003, nach Kartierungen der Bezirksregierung Weser-Ems (2003), verändert	190
Abb. A-9: Gemessene und berechnete N _{min} -Gehalte von 2000 bis 2003 auf der Fläche 125	191
Abb. A-10: Gemessene und berechnete N _{min} -Gehalte von 2000 bis 2003 auf der Fläche 124.....	191
Abb. A-11: Gemessene und berechnete N _{min} -Gehalte von 2000 bis 2003 auf der Fläche 131.....	191
Abb. A-12: Gemessene und berechnete N _{min} -Gehalte von 2000 bis 2003 auf der Fläche 120.....	191
Abb. A-13: Mittlere jährliche N-Aufnahme, N-Auswaschung und N-Konzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der organischen und mineralischen N-Gesamtdüngegabe bei Winterroggen ohne und mit Zwischenfrucht	192
Abb. A-14: Mittlere jährliche erhöhte N-Auswaschung und N-Konzentration im Sickerwasser in Abhängigkeit der zusätzlich zur mineralischen N-Düngung applizierten organisch gebundenen Stickstoffmenge bei Winterroggen ohne und mit Zwischenfrüchten (1992 bis 2003)	193
Abb. A-15: Mittlere jährliche N-Aufnahme, N-Auswaschung und N-Konzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der organischen und mineralischen N-Gesamtdüngegabe bei Silomais ohne und mit Zwischenfrucht	194
Abb. A-16: Mittlere jährliche erhöhte N-Auswaschung und N-Konzentration im Sickerwasser in Abhängigkeit der zusätzlich zur mineralischen N-Düngung applizierten organisch gebundenen Stickstoffmenge bei Silomais ohne und mit Zwischenfrüchten (1992 bis 2003).....	195

-
- Abb. A-17: Mittlere jährliche N-Aufnahme, N-Auswaschung und N-Konzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der organischen und mineralischen N-Gesamtdüngegabe bei Kartoffelanbau ohne und mit Zwischenfrucht 196
- Abb. A-18: Mittlere jährliche erhöhte N-Auswaschung und N-Konzentration im Sickerwasser in Abhängigkeit der zusätzlich zur mineralischen N-Düngung applizierten organisch gebundenen Stickstoffmenge bei Kartoffelanbau ohne und mit Zwischenfrucht (1992 bis 2003) 197

Tabellenverzeichnis

Tab. 4.1:	Kulturartenverteilung im Wasserschutzgebiet in % der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) von 1997 bis 2003 (nach LWK Weser-Ems, 2003; verändert).....	25
Tab. 4.2:	Erforderliche meteorologische Kenngrößen für das Modell HERMES.....	36
Tab. 4.3:	Anzahl entnommener Tiefenprofile auf untersuchten Flächen	38
Tab. 4.4:	Bodenkennwerte der Böden im WSG Getelo-Itterbeck zur Verwendung von Sensitivitätsanalysen	42
Tab. 4.5:	Häufigkeiten von Stickstoffapplikationen bei verschiedenen Kulturarten (nach LWK Weser-Ems, 1997 bis 2003; verändert)	49
Tab. 4.6:	Stickstoffgehalte in Sekundärrohstoffdüngern und Wirtschaftsdüngern nach Abzug der Lagerungsverluste (nach LWK Weser-Ems und LWK Hannover, 2003; verändert)	50
Tab. 4.7:	Kumulative Ammoniak-Verluste in % des applizierten Ammonium-N nach der Ausbringung von Schweine- und Rindergülle mit Breitenverteiler bei unterschiedlichen Temperaturen (nach UBA, 2002; verändert).....	50
Tab. 4.8:	Richtwerte für N-Gehalte im Haupt- und Nebenerntegut (nach LWK Weser-Ems und LWK Hannover, 2003; verändert)	56
Tab. 4.9:	Basiswerte der variierten Boden- und Grundwasserparameter	60
Tab. 4.10:	Verteilungsmuster der variierten Boden- und Grundwasserparameter	61
Tab. 4.11:	Variierte Bewirtschaftungsparameter bei Sommergerste zur Durchführung einer Sensitivitätsanalyse	62
Tab. 4.12:	Variierter organisch gebundener Stickstoffanteil am Gesamtstickstoff und Anteil schnell mineralisierbaren Stickstoffs am organisch gebundenen Stickstoff bei Wirtschaftsdüngern	63
Tab. 4.13:	Variierte Bewirtschaftungsparameter und ihre Verteilungsmuster zur Maßnahmenmodellierung bei Sommergerste.....	64
Tab. 4.14:	Variierte Bewirtschaftungsparameter und ihre Verteilungsmuster zur Maßnahmenmodellierung bei Winterroggen	64
Tab. 4.15:	Variierte Bewirtschaftungsparameter und ihre Verteilungsmuster zur Maßnahmenmodellierung bei Silomais.....	64
Tab. 4.16:	Variierte Bewirtschaftungsparameter und ihre Verteilungsmuster zur Maßnahmenmodellierung bei Kartoffeln	65
Tab. 4.17:	Variierte Bewirtschaftungsparameter und ihre Verteilungsmuster zur Maßnahmenmodellierung bei Grünland.....	66
Tab. 4.18:	Variationsbreiten der N-Zusammensetzung bei Wirtschaftsdüngung (mineralisch, organisch und Gesamtstickstoff) für die Kulturarten Sommergerste, Winterroggen, Silomais, Kartoffeln und Grünland bei unterschiedlichen Düngehäufigkeiten	69
Tab. 5.1:	Verwendete Kalibrierungsparameter und ihre Gültigkeitsbereiche	71
Tab. 5.2:	Mittlere modellierte und aus Erträgen abgeleitete N-Aufnahmen einzelner Kulturen ..	86
Tab. 5.3:	Flächennutzung innerhalb der Förderbrunneneinzugsgebiete.....	87
Tab. 5.4:	Bodenanteile innerhalb der Förderbrunneneinzugsgebiete	88

Tab. 5.5:	Streuung der modellierten Sickerwasserspende, N-Aufnahme, Mineralisationsrate, N-Auswaschung, Nitratkonzentration im Sickerwasser und N_{\min} für die Böden des WSG Getelo-Itterbeck gemittelt für 12 Jahre (1992 bis 2003)	95
Tab. 5.6:	Streuung der N-Mineralisation, N-Auswaschung und N_{\min} (1. Oktober) bei unterschiedlichen Anteilen schnell mineralisierbaren Stickstoffs im organischen Dünger (102 kg) gemittelt für 12 Jahre (1992 bis 2003).....	113
Tab. 5.7:	Mittlere jährliche Mineralisationsrate (1992 bis 2003) der modellierten Ackerkulturen und Grünland bei Anwendung rein mineralischer sowie mineralischer und organischer N-Düngung	115
Tab. 5.8:	Mittlere jährliche Sickerwasserspende (1992 bis 2003) der modellierten Ackerkulturen ohne und mit Anbau einer Zwischenfrucht und bei Grünland.....	119
Tab. 5.9:	Maßnahmenbeispiele zur GW-schonenden Landbewirtschaftung (aus dem Niedersächsischen Katalog von Maßnahmen, NLWKN (2003) und NLWKN (2007), verändert)	139
Tab. 5.10:	Maßnahmenvergleich bezüglich der Reduzierung der N-Auswaschung und der spezifischen Minderungskosten im WSG Getelo-Itterbeck	140
Tab. 5.11:	Modellierte mittlere jährliche Sickerwasserspende (1999 bis 2003) der landwirtschaftlich genutzten Flächen im WSG Getelo-Itterbeck	141
Tab. A-1:	Bewirtschaftungsdaten der Fläche 125; Konservierende Bodenbearbeitung.....	172
Tab. A-2:	Bewirtschaftungsdaten der Fläche 124; Wendende Bodenbearbeitung.....	172
Tab. A-3:	Bewirtschaftungsdaten der Fläche 131; Wendende Bodenbearbeitung.....	173
Tab. A-4:	Bewirtschaftungsdaten der Fläche 120; Wendende Bodenbearbeitung.....	173
Tab. A-5:	Bewirtschaftungsdaten der Flächen 004 unter Sollwertdüngung und 005 bei N-reduzierter Düngung; Wendende Bodenbearbeitung	174
Tab. A-6:	Volumetrischer Wassergehalt, Nitrat-N-Gehalt, Ammonium-N-Gehalt (bis zu einem Meter Tiefe) und Nitrat-Konzentration (einschließlich Ammonium) der drei Tiefenbohrungen auf der Fläche 125 im Frühjahr 2003	175
Tab. A-7:	Volumetrischer Wassergehalt, Nitrat-N-Gehalt, Ammonium-N-Gehalt (bis zu einem Meter Tiefe) und Nitrat-Konzentration (einschließlich Ammonium) der drei Tiefenbohrungen auf der Fläche 124 im Frühjahr 2003	176
Tab. A-8:	Volumetrischer Wassergehalt, Nitrat-N-Gehalt, Ammonium-N-Gehalt (bis zu einem Meter Tiefe) und Nitrat-Konzentration (einschließlich Ammonium) der drei Tiefenbohrungen auf der Fläche 131 im Frühjahr 2003	177
Tab. A-9:	Volumetrischer Wassergehalt, Nitrat-N-Gehalt, Ammonium-N-Gehalt (bis zu einem Meter Tiefe) und Nitrat-Konzentration (einschließlich Ammonium) der drei Tiefenbohrungen auf den Flächen 004 unter Sollwertdüngung und 005 unter N-reduzierter Düngung im Frühjahr 2003.....	178
Tab. A-10:	Volumetrischer Wassergehalt, Nitrat-N-Gehalt und Nitrat-Konzentration der Tiefenbohrungen auf der Fläche 125 im Frühjahr 2004	179
Tab. A-11:	Volumetrischer Wassergehalt, Nitrat-N-Gehalt und Nitrat-Konzentration der Tiefenbohrungen auf der Fläche 124 im Frühjahr 2004	180
Tab. A-12:	Volumetrischer Wassergehalt, Nitrat-N-Gehalt und Nitrat-Konzentration der Tiefenbohrungen auf der Fläche 131 im Frühjahr 2004	181

Tab. A-13: Volumetrischer Wassergehalt, Nitrat-N-Gehalt und Nitrat-Konzentration der Tiefenbohrungen auf der Fläche 120 im Frühjahr 2004	182
Tab. A-14: Bodenkundliche Profilaufnahmen der Tiefenbohrungen auf der Fläche 125 im Frühjahr 2004, nach einer Zusammenfassung des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (NLFb), verändert	184
Tab. A-15: Bodenkundliche Profilaufnahmen der Tiefenbohrungen auf der Fläche 124 im Frühjahr 2004, nach einer Zusammenfassung des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (NLFb), verändert	185
Tab. A-16: Bodenkundliche Profilaufnahmen der Tiefenbohrungen auf der Fläche 131 im Frühjahr 2004, nach einer Zusammenfassung des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (NLFb), verändert	186
Tab. A-17: Bodenkundliche Profilaufnahmen der Tiefenbohrungen auf der Fläche 120 im Frühjahr 2004, nach einer Zusammenfassung des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (NLFb), verändert	187

Abkürzungsverzeichnis

A	annus [Lat.] Jahr
AHL	Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung
BK 25	Bodenkarte im Maßstab 1:25.000 (NLF 1974)
BÜK	Bodenübersichtskarte des NLF (2004)
C	Nitrat-Konzentration in Bodenlösung [$\text{mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$]
C _{org}	Organischer Kohlenstoff-Gehalt
C _t	Gesamtkohlenstoff-Gehalt
d	dies [Lat.] Tag
D	Dispersionskoeffizient [$\text{cm}^2 \cdot \text{d}^{-1}$]
D _{eff}	Effektiver Dispersionskoeffizient [$\text{cm}^2 \cdot \text{d}^{-1}$]
D _v	Dispersionsfaktor [cm]
D ₀	Diffusionskoeffizient für Nitrat in freier Lösung [$\text{cm}^2 \cdot \text{d}^{-1}$]
DAP	Diammonphosphat
DHM	Digitales Höhenmodell
DWD	Deutscher Wetterdienst
e _a	aktueller Dampfdruck [hPa]
e _s	Sättigungsdampfdruck [hPa]
E _{akt}	Aktuelle Evaporation [$\text{mm} \cdot \text{d}^{-1}$]
E _{pot}	Potentielle Evaporation [$\text{mm} \cdot \text{d}^{-1}$]
ET _{akt}	Aktuelle Evapotranspiration [$\text{mm} \cdot \text{d}^{-1}$]
ET _p	Potentielle Evapotranspiration [$\text{mm} \cdot \text{d}^{-1}$]
FK	Feldkapazität [mm]
FK _{WE}	Feldkapazität im effektiven Durchwurzelungsraum [mm]
f _{Haude}	Haude-Monatsfaktor
GIS	Geographisches Informationssystem
GLUE	Generalised Likelihood Uncertainty Estimation
GOK	Geländeoberkante
HB	Hauptbrunnen (zur Grundwasserförderung)
HERMES	Modellname: Nach Götterboten der griechischen Mythologie benannt
KAS	Kalkammonsalpeter
k _{fast}	Abbaukoeffizient der schnell abbaubaren Stickstofffraktion [$1 \cdot \text{d}^{-1}$]
k _{slow}	Abbaukoeffizient der langsam abbaubaren Stickstofffraktion [$1 \cdot \text{d}^{-1}$]
l	Dicke einer Bodenschicht [cm]
l _{eff}	Mittlere effektive Länge eines Transportweges im Boden [cm]
LAI	Leaf Area Index (Blattflächenindex) [$\text{ha Blatt} \cdot \text{ha}^{-1}$]
Ld	effektive Lagerungsdichte [$\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$]
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
LHS	Latin Hypercube Simulation

LWA	Landwirtschaftsamt
LWK	Landwirtschaftskammer
MCS	Monte-Carlo-Simulation
MEZ	Mitteleuropäische Zeit
N	Anzahl oder Stickstoff
N ₂	Molekularer Stickstoff
N _{Den}	Denitrifizierter Stickstoff [kg N*ha ⁻¹]
N _{fast}	Schnell mineralisierbare Stickstofffraktionsmenge [kg N*ha ⁻¹]
N _{fast} OD	Anteil schnell mineralisierbaren Stickstoffs an mineralisierbarem organisch gebundenen Bodenstickstoff [%]
N _{fast} Plant	Anteil schnell mineralisierbaren Stickstoffs in Kulturpflanzenresiduen [%]
nFK	Nutzbare Feldkapazität [mm]
nFK 25	Karte der nutzbaren Feldkapazität im Maßstab 1:25.000 (NLfB 1974)
nFK _{WE}	Nutzbare Feldkapazität im effektiven Durchwurzelungsraum [mm]
NH ₃	Chemische Summenformel für Ammoniak
NH ₄ ⁺	Chemische Summenformel für Ammonium
NLfB	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
NLS	Niedersächsisches Landesamt für Statistik
N _{min}	Mineralischer Stickstoffgehalt (NH ₄ ⁺ -N + NO ₃ ⁻ -N) [kg N*ha ⁻¹]
N _{Min(t)}	Mineralisierter Stickstoff in der Zeit (t) [kg N*ha ⁻¹]
NN	Normalnull [m]
NO ₃ ⁻	Chemische Summenformel für Nitrat
NO _x	Sammelbezeichnung für gasförmige Oxide des Stickstoffs (Stickoxide)
N _{slow}	Langsam mineralisierbare Stickstofffraktionsmenge [kg N*ha ⁻¹]
N _t	Gesamt-Stickstoffgehalt
OBS	Mineralisierbarer Anteil aus der organischen Substanz [%] des Bodens
q	Wasserfluss [cm ³ *cm ⁻³]
SSA	Schwefelsaures Ammoniak
t	Zeit [d oder a]
T	Tempertur [°C]
T _{akt}	Aktuelle Transpiration [mm*d ⁻¹]
T _{krit}	kritischer Temperaturwert bei der Denitrifikation [°C]
T _{pot}	Potentielle Transpiration [mm*d ⁻¹]
τ	Tortuosität
V _{max}	Maximale Denitrifikationsrate [kg N*ha ⁻¹ *d ⁻¹]
WAZ	Wasser- und Abwasser-Zweckverband Niedergrafschaft
We	Effektive Durchwurzelungstiefe [dm]
WSG	Wasserschutzgebiet
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
z	Tiefe [cm]

ZF	Zwischenfrucht
Θ	volumetrischer Wassergehalt [$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$]
Θ_{krit}	Kritischer volumetrischer Wassergehalt bei der Denitrifikation [$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$]
Θ_{FK}	volumetrischer Wassergehalt bei Feldkapazität [$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$]
Θ_{PWP}	volumetrischer Wassergehalt bei Permanentem Welkepunkt [$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$]
Θ_{r}	Wassergefüllter Porenraum [$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$]
Θ_{SAT}	volumetrischer Wassergehalt bei Sättigung [$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$]
Θ_{300}	volumetrischer Wassergehalt bei 300 cm Wassersäule [$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$]

1 Einleitung

In den letzten Jahrzehnten ist die öffentliche Besorgnis über die Verschlechterung der Grundwasserqualität durch steigende Nitratkonzentrationen bei gleichzeitig wachsender Nachfrage nach Trinkwasser signifikant gewachsen. Hohe Nitratkonzentrationen führen nicht nur zu einer Verunreinigung des Grundwassers, sie wirken sich langfristig auch negativ auf Oberflächengewässer aus und können auch dort zu einer Eutrophierung der Gewässer beitragen (Kersebaum et al., 2003). Die intensive agrarische Nutzung gilt in den meisten Fällen als die Hauptursache für dieses Phänomen.

Hohe Nitratkonzentrationen in Aquiferen unter landwirtschaftlicher Nutzung werden häufig auf hohe Stickstoffbilanzüberschüsse, oft infolge einer dem Pflanzenbedarf nicht angemessenen Überdüngung, zurückgeführt (Bach und Frede, 1999). Nitrat wird dabei mit dem Sickerwasser in den Grundwasserkörper ausgewaschen. In diversen Gegenden Deutschlands führte die zunehmende Spezialisierung und Intensivierung der Landwirtschaft zu besonders hohen Belastungen des Grundwassers, so dass sich einige sehr gefährdete Regionen entwickelten.

Um diesem Problem zu begegnen, wurde auf nationaler Ebene bereits im Jahr 1986 die „Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe“, die sogenannte Trinkwasser-Verordnung, in Kraft gesetzt. In ihr wurde unter anderem der Höchstwert der zulässigen Nitratkonzentration auf $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ festgelegt. Die öffentliche Wasserversorgung geriet dadurch zusätzlich in Zugzwang, um diesen Richtwert einhalten zu können (Büchter et al., 2001). Auf europäischer Ebene haben sich die EU-Mitgliedstaaten mit dem Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) der Europäischen Gemeinschaft am 23. Oktober 2000 unter anderem das Ziel gesetzt, eine weitere Verschmutzung der Gewässer zu verhindern und seine Beschaffenheit schrittweise zu verbessern und nachhaltig zu sichern.

In Zusammenarbeit mit der Landwirtschaft wurden verschiedene Managementmöglichkeiten ausgearbeitet, um die Nitratkonzentration der Aquifere wieder auf ein verträgliches Maß zu senken. Verschiedene Maßnahmenpakete wurden entwickelt, die oft in Form von Kooperationsabkommen zwischen Wasserversorger, Verwaltung und Landwirtschaft den Landwirten bei einer Teilnahme eine finanzielle Entschädigung versprechen. Ein Vergleich der einzelnen Maßnahmen bezüglich ihrer Nitratkonzentration senkenden Wirkung, die zugleich die Höhe der finanziellen Entschädigung rechtfertigt, ist jedoch schwer. Den Boden auf seinen mineralischen Stickstoffgehalt (NO_3^- -N und gegebenenfalls auch NH_4^+ -N) zu messen, der den Pflanzen zu einem bestimmten Termin zur Verfügung steht, ist in Europa weit verbreitet (Hofman, 1988; Olf et al., 2005). Diese Methode weist jedoch nur eine Momentaufnahme auf. Das beobachtete Phänomen kann durch diese Momentaufnahme weder erklärt, noch können Prognosen für die weitere Entwicklung getroffen werden (Kersebaum et al., 2007a). Die zeitliche und räumliche Variabilität des mineralischen Bodenstickstoffs würde ferner eine hohe Dichte der Probenahme (zeitlich und räumlich) erfordern,

was unter praktischen Bedingungen kaum realisierbar und kostenintensiv ist (Kersebaum et al., 2005).

Mathematische prozessorientierte Modelle, die agrarische Ökosysteme beschreiben, kommen in der Praxis auf unterschiedlichen Skalenniveaus immer mehr zum Einsatz. Ihre Anwendung kann für einzelne Flächen über Einzugsgebiete bis hin zu ganzen Regionen reichen (Kersebaum et al., 2007b). Mit ihrer Anwendung wird versucht, die Realität der Stickstoffdynamik im Boden und den Bedarf der Pflanze so gut wie möglich nachzubilden. Zeitlich stabile Boden- und Geländemerkmale müssen zu Beginn der Modellierung nur einmal bestimmt werden. Für eine Kalibrierung und Validierung des Modells sind flächenbezogene Messungen der zeitlich dynamischen Parameter für eine Rechtfertigung seines Einsatzes jedoch essentiell. Mit wachsender Größe der untersuchten Gebiete werden eine flächenspezifische Kalibrierung des Modells und seine Validierung unwahrscheinlicher. Durch das Aggregieren von einzelnen Standorten zu Teilgebieten, deren Standortparametereigenschaften sich in einem definierten Bereich bewegen, kann der Modellaufwand entsprechend heruntergebrochen werden. Die flächenspezifischen Daten werden dabei jedoch unsicherer. Mit Hilfe von Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen lässt sich der Einfluss einzelner Eingabeparameter auf die Modellergebnisse quantifizieren und die Unsicherheit der Modellergebnisse abschätzen. Die Anwendung von Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen erlaubt es ferner, die Wirkungsweise einzelner landwirtschaftlicher Maßnahmen zur Reduzierung der Nitratauswaschung unter Berücksichtigung variierender Eingabeparameter zu prognostizieren.

Das Ziel dieser Arbeit ist es, für ein niedersächsisches Wasserschutzgebiet mit Hilfe eines mathematischen Modells flächenbezogene landwirtschaftliche Handlungsmöglichkeiten und deren Effektivität aufzuzeigen. Unsicherheiten, die aus der Eingabe von Parametervariablen herrühren, sollen bei der Ergebnisdarstellung mit berücksichtigt werden.

2 Aufgabenstellung und Zielsetzung

Ein im Westen Niedersachsens liegendes Wasserschutzgebiet (Landkreis Grafschaft Bentheim) weist bei einer mittleren Jahresniederschlagsmenge von über $800 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ und sandigen Böden ein hohes Nitrat-Verlagerungsrisiko auf. An einigen der Förderbrunnen reicht die Nitrat-Konzentration bereits an die gesetzlich erlaubte Obergrenze für Trinkwasser von $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ heran.

Methodisches Ziel dieser Arbeit ist es, ein adäquates Simulationsmodell auszuwählen und es auf die besonderen Verhältnisse des Wasserschutzgebietes Getelo-Itterbeck anzupassen. Dieses Modell soll dazu genutzt werden, um zum einen besonders empfindliche Standortfaktoren und Bewirtschaftungsmaßnahmen zu identifizieren und zum anderen tages- und flächenbezogene Sickerwasserraten und Nitratkonzentrationen als Eingangsdaten für ein Grundwassermodell zu liefern. Nach einer intensiven Literaturrecherche wurde das Simulationsmodell HERMES ausgewählt, das sich auch bereits in anderen Regionen Deutschlands bei vergleichbaren Fragestellungen bewährt hatte. Mit Hilfe dieses Modells wird der Stickstoff- und der Wasserhaushalt in der ungesättigten Zone simuliert und die Nitratauswaschung aus der Fläche unter Verwendung verschiedener Nutzungsszenarien berechnet.

Gesamtziel der vorliegenden Studie ist es, im Rahmen eines Entwicklungskonzeptes für das Wasserschutzgebiet Getelo-Itterbeck Faktoren zu erkennen und zu beschreiben, die sich negativ auf die Grundwasserqualität auswirken. Diese Analyse soll für den Wasserwerksbetreiber ein Instrumentarium liefern, mit dessen Hilfe zukünftig das Wasserschutzgebiet gezielt vor schädlichen Einträgen ins Grundwasser geschützt werden kann. Schwerpunkt der Betrachtungen ist das Nitrat, das im Rohwasser des Wasserschutzgebietes ein besonderes Problem darstellt.

Zur Umsetzung dieser Ziele werden Instrumentarien entwickelt, um notwendige Daten und Parameter, die in die Wasser- und Stickstoffmodellierung einfließen, abzuleiten und in ihrer räumlichen Verteilung darzustellen. Im Zuge eigener Untersuchungen werden auf mehreren Flächen im Wasserschutzgebiet Tiefenprofile gezogen und vor Ort auf ihre Bodenartzusammensetzung und im Labor auf ihren Nitrat- und Ammonium-Stickstoffgehalt, Wassergehalt und ihr C/N-Verhältnis untersucht. Durch die Erstellung einer digitalen Bodenkarte wird besonderer Fokus auf die parzellenscharfe Darstellung der im Wasserschutzgebiet vorkommenden anthropogen geprägten Böden, die Tiefumbruchböden und die Plaggenesche, gelegt. Für den grundwassernahen Bereich des Wasserschutzgebietes werden Grundwasserflurabstandskarten mittels eines Kriging-Verfahrens aus punktuellen Grundwasserstandsmessungen erstellt.

Durch eine Kalibrierung und Validierung anhand geeigneter zu identifizierender Messungen soll das Modell an die Gegebenheiten im Wasserschutzgebiet angepasst werden. Die Tiefenprofile dienen dabei der Nachbildung der Tiefenverlagerung des Nitrats.

Mit Sensitivitätsanalysen wird die Abhängigkeit der Modellergebnisse von den Eingabeparametern quantifiziert. Unsicherheitsanalysen sollen den potentiellen Fehlerbereich der Modellergebnisse, die auf die Eingabeparameter zurückzuführen sind, aufzeigen. Auf Grundlage der zuvor festgestellten Sensitivitäten und Unsicherheiten werden ferner für das Wasserschutzgebiet die Grundwasserneubildung und der Nitrataustrag berechnet. Unter Berücksichtigung der Sensitivitäten sollen verschiedene Maßnahmen zur Reduzierung der Nitratauswaschung unter möglichst realistischen Bedingungen durchgeführt werden.

3 Stand des Wissens

Die Auswaschung von Nährstoffen in als Trinkwasserreservoir genutztes Grundwasser stellt eine Bedrohung für heutige und künftige Generationen dar (Kroes und Roelsma, 2007). Dabei hängt die Auswaschung besonders von der Art der Flächennutzung ab. In vielen Studien wird die Landwirtschaft als Hauptursache hoher Nitratbelastungen der Grundgewässer beschrieben (Oenema, 1998; Stenberg et al., 1999; Büchter et al., 2001). Hauptsächlich diffuse Quellen von überwiegend ackerbaulich genutzten Flächen tragen zur Nitratauswaschung bei (Strebel et al., 1989; Krysanova und Haberlandt, 2002).

Hohe Nitratbelastungen des Grundwassers stellen ein universelles Problem dar, wie z.B. Studien aus den USA (Ritter et al., 1998; Kraft und Stites, 2003), Schweden (Stenberg et al., 1999), Holland (Verhagen und Bouma, 1998; Oenema et al., 1998), Frankreich (Ledoux et al., 2007), England (Koo und O'Connell, 2006) und Norwegen (Korsaeth et al., 2002) zeigen. Viele Aquifere in europäischen Ländern, die sich unter landwirtschaftlich-dominierter Nutzung befinden, weisen Konzentrationen auf, die über ein kritisches Maß von $10 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{N}^{-1} \cdot \text{l}^{-1}$ angestiegen sind (Almasri, 2007). Verunreinigungen des Grundwassers wirken sich auch auf Stickstoffkontaminationen in Oberflächengewässern aus (Bouraoui und Grizzetti, 2007). In der flachen Landschaft Norddeutschlands, der Niederlande und Dänemark stellt die Exfiltration von Grundwasser in Fließgewässer zusammen mit schnellen Flächendrainagen den größten Eintragspfad für Stickstoff dar (Van der Molen et al., 1998).

Als Ursache für hohe Nitratkonzentrationen im Grundwasser gelten Stickstoffüberschüsse, die aus nicht dem Pflanzenbedarf angepassten Stickstoffdüngungen herrühren (Verhagen und Bouma, 1998; Feldwisch und Frede, 1999; Büchter et al., 2001; Schloter et al., 2003; Oenema et al., 2005). Bodenstickstoff, der nach der Ernte auf der Fläche verbleibt, ist dabei die größte Quelle für den Nitrataustrag (Verhagen und Bouma, 1998). Oenema (1998) macht in Holland die rasche Intensivierung der Viehhaltung für den großen Anstieg des Stickstoffüberschusses verantwortlich. Durch eine intensive Bodenbearbeitung kann die N-Auswaschung besonders bei Leguminosen und Pflanzen mit großen Mengen leicht zersetzbarer Ernterückstände in Folge einer gestiegenen Mineralisation zusätzlich erhöht werden (Feldwisch und Frede, 1999).

Prozesse des Stickstoffkreislaufs

Stickstoff unterliegt einem kontinuierlicher Kreislauf zwischen anorganischen und organischen Verbindungen. Er durchläuft dabei eine Vielzahl von Umbauprozessen. Die Abbildung 3.1 zeigt schematisch den Stickstoffkreislauf für agrarisch genutzte Flächen. Die Dynamik der organischen Substanz spielt dabei eine wichtige Rolle. Im Boden kommt Stickstoff größtenteils in organisch gebundener Form vor (Hofman, 1988). In mineralischer Form ist er meistens als Nitrat (NO_3^-) und in geringeren Mengen und überwiegend auf den Oberboden beschränkt als Ammonium (NO_4^+) verfügbar (Beaudoin et al., 2005).

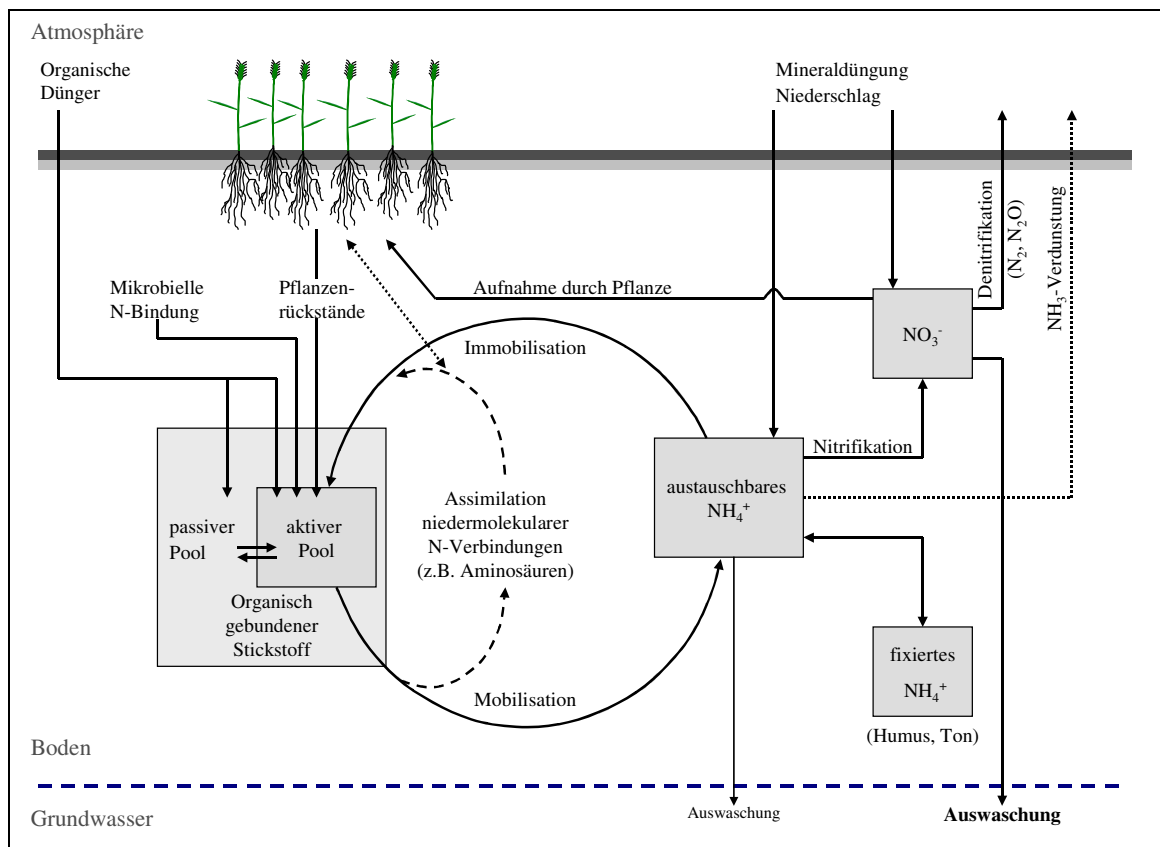


Abb. 3.1: Der Stickstoffkreislauf in der Landwirtschaft (nach Schachtschabel et al., 1998; verändert)

Als eine wichtige Verlustgröße auf der Fläche gilt Verflüchtigung von Stickstoff. Anderson et al. (2003) und Pinder et al. (2004) nennen die Viehhaltung als die größte Quelle für Ammoniak-Emissionen (NH_3). Verluste in der Stallhaltung und der Lagerung von tierischen Exkrementen sind dabei von wesentlicher Bedeutung (Pinder et al., 2004). Aus dem Boden treten gasförmige Stickstoffverluste hauptsächlich in Form von molekularem Stickstoff (N_2), Stickoxiden (NO_2 und NO) und Ammoniak (NH_3) auf (Schachtschabel et al., 1998; Schloter et al., 2003; Lorenz, 2004). Ammoniak wird hauptsächlich durch die Emission von Urin von Weideflächen, während der Applikation von Wirtschaftsdüngern und bei der Aufbringung von ammoniumsalthaltigen Düngemitteln verursacht (Schachtschabel et al., 1998; Sauer, 1999; UBA, 2002; Pinder et al., 2004). Hohe Temperaturen und Windgeschwindigkeiten beschleunigen die Verflüchtigung (Demmers et al., 1998; Pinder et al., 2004). Janzen und McGinn (1991) konnten auch beim Abbau von Pflanzenresten auf der Fläche höhere Verluste in Form von Ammoniak beobachten. Mit steigendem pH-Wert des Bodenwassers wird zusätzlich die Umwandlung von Ammonium (NH_4^+) in Ammoniak (NH_3) gefördert.

Eine besondere Rolle bei Stickstoffverlusten von der Fläche kommt der Denitrifikation zu. Als Denitrifikation wird die Reduktion von Nitrat (NO_3^-) und Nitrit (NO_2^-) zu Stickstoffoxiden (NO_x) und molekularem Stickstoff (N_2) bezeichnet (Schachtschabel et al., 1998). Denitrifikation tritt nur bei Sauerstoffmangel auf, was in der Regel mit steigendem Wassergehalt im Boden einhergeht (Bach und Frede, 1999; Krysanova und Haberlandt, 2002). Je näher das Grundwasser an die

Bodenoberfläche tritt, desto höher ist sie einzuschätzen. Die Denitrifikation korreliert positiv mit steigenden Bodentemperaturen sowie mit einem steigenden Angebot leicht zersetzbarer organischer Substanzen. Bei Torfböden fallen Stickstoffverluste durch Denitrifikation besonders hoch aus; auf trockenen sandigen Böden sind die N-Verluste eher gering (Oenema, 1998; Krysanova und Haberlandt, 2002).

Die Verflüchtigung von Stickstoff, die an einer Stelle zu seiner Reduzierung führt, kann anderenorts in Form seiner Deposition eine Stickstoffquelle darstellen. Grundsätzlich ist die Deposition der atmosphärische Stoffeintrag und seine Ablagerung auf der Erdoberfläche. Der Eintrag kann als nasse, feuchte und trockene Deposition erfolgen (Schachtschabel et al., 1998). Das UBA (2002) nennt für die Schorfheide in Nordost-Brandenburg atmosphärische Einträge von $45 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$. In Regionen mit intensiver Viehhaltung können sogar Einträge auftreten, die $60 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ überschreiten; in der Nähe von Industrieanlagen können diese bis auf $100 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ ansteigen (Schachtschabel et al., 1998). Große Unterschiede in der atmosphärischen Eintragsmenge sind in der Regel zwischen Wäldern und vegetationslosen bzw. landwirtschaftlich genutzten Flächen zu beobachten. Bei der trockenen Deposition können Stickoxide und andere N-Verbindungen durch die Vegetation und die Böden direkt aus der Luft herausgefiltert werden. Dies führt dazu, dass besonders Wälder eine starke Tendenz zu hohen Depositionsraten aufweisen. Bei Wäldern, die in der Regel als gering nitratauswaschungsgefährdet betrachtet werden, kann eine anthropogen herbeigeführte Steigung der N-Deposition das Nitratauswaschungspotential beträchtlich beeinflussen (Laverman et al., 2000; Tietema et al. 1998; Dise et al., 1998, Berntson et al., 2000; MacDonald et al. 2002, Aber et al., 1996). Dise et al. (1998) nennen N-Depositionen für eine Reihe untersuchter europäischer Wälder zwischen 1 bis über $70 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$. Der Depositionsgradient steht dabei in einem deutlichen Verhältnis zu den jeweiligen aus Verbrennungen hervorgegangenen regionalen Stickoxidemissionen und zur Intensität der Landwirtschaft (Dise et al., 1998).

Wesentliche Transformationsprozesse stellen im Stickstoffkreislauf die N-Mineralisierung und die N-Immobilisation dar (Barrios et al., 1996). Bei der N-Mineralisation werden organische N-Verbindungen durch heterotrophe Mikroorganismen in Ammonium-Ionen (NH_4^+) umgewandelt. Bei der Nitrifikation wird Ammonium durch die aerob lebenden autotrophen Bakterien Nitrosomonas und Nitrobakter über Nitrit (NO_2^-) zu Nitrat (NO_3^-) überführt (Schachtschabel et al., 1998). Das C/N-Verhältnis der Pflanzenreste und der übrigen organischen Substanz des Bodens können dabei über eine potentielle Mineralisierung oder Immobilisierung des Stickstoffs entscheiden (Azam et al., 1993; Jingguo und Bakken, 1997; Chaves et al., 2004). Mit der Zunahme des Ligninanteils in den Pflanzenresten geht ein Rückgang der Mineralisation einher. Chaves et al. (2004) stellten in Blättern von Senf und Weidelgras deutlich größere N-Mobilisierungen als in den ligninreicheren Halmen fest. Umpflügen von Weideland oder die regelmäßige Zugabe von Gülle resultieren ebenfalls in einer Erhöhung der Mineralisation (Hofman, 1988). Das Mineralisationspotential der Böden kann dabei sehr unterschiedlich ausfallen. Ackerböden unter konventioneller Nutzung weisen gegenüber natürlichen ungestörten Böden deutlich höhere Mineralisationsraten auf

(Masciandaro et al., 1998), was zu geringeren organischen Substanzgehalten in den intensiv genutzten Böden führt (Beare et al., 1994; Barrios et al., 1996). Beare et al. (1994) machen dafür insbesondere den Verlust der Aggregate verantwortlich, die die organische Substanz in einem ungestörten Boden vor der mikrobiellen Zersetzung schützen. Auch Kuka et al. (2007) führen aus, dass im Boden besonders die in Mikroporen lokalisierte organische Substanz über einen langen Zeitraum stabil bleibt.

Stickstoff wird durch die Pflanze hauptsächlich in Form des mineralischen Nitrats (NO_3^-) und im geringeren Maße als Ammonium (NH_4^+) aufgenommen (Rothstein und Cregg, 2005; Tischner und Kaiser, 2007). In Regionen, in denen die Nitrifikation und die Mineralisation durch die klimatischen Verhältnisse limitiert sind, kann Stickstoff auch über Aminosäuren von den Pflanzen aufgenommen werden (Tischner und Kaiser, 2007).

Eine Auswaschung von Stickstoff in tiefere Bodenschichten erfolgt vorwiegend in Form von Nitrat. In geringerem Maße kann auch organisch gebundener Stickstoff und bei leicht durchlässigen Sandböden Ammonium ausgewaschen werden. Die Auswaschung von Stickstoff ist dabei sehr an die Bodenart und ihre jeweilige Wasserspeicherfähigkeit gebunden (Beaudoin et al., 2005). Sandige Böden neigen besonders zur Nitratauswaschung (Strebel et al., 1989; Fraters et al., 1998; Oenema et al., 1998; Acutis et al., 2000). Beaudoin et al. (2005) konnten auf flachgründigen Sandböden Nitratkonzentrationen von $92 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ gegenüber $31 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ auf tiefgründigen Lehmböden ausmachen. Die Nitratauswaschung ereignet sich vor allem in der Hauptsickerungsphase im Winterhalbjahr, wenn ein Überangebot an Niederschlag besteht (Strebel et al., 1989; Verhagen und Bouma, 1998; Feldwisch und Frede, 1999; Büchter et al., 2001). Nitrat wird mit der gestiegenen Sickerwasserspende aus der Wurzelzone in tiefere Bodenschichten ausgeschwemmt. Nach Foerster et al. (1985) reicht die Dränperiode für den nordwestdeutschen Raum von November bis April bzw. Mai. In diesem Zeitraum ist die Evapotranspiration und das Pflanzenwachstum gering (Stenberg et al., 1999). Während der Wachstumszeit der Kulturpflanzen ist unter einem moderaten maritim beeinflussten Klima eine Nitratauswaschung als gering einzuschätzen (Hofman, 1988). Infolge der erhöhten Evapotranspiration treten, bis auf wenige kurzfristige Ausnahmen nach Starkregenereignissen, im allgemeinen keine Dränwasserabflüsse auf (Foerster et al., 1985). Die flächenbezogenen Nährstoffeinträge, die allein auf eine natürliche Nährstofffreisetzung zurückzuführen sind, werden als natürliche Grundlast bezeichnet. Feldwisch und Frede (1999) nennen als natürliche Grundlast für Stickstoff einen Orientierungswert von ca. $5 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$.

Flächenbezogene Maßnahmen zur Reduzierung landwirtschaftlichen Nitrataustrags

In agrarischen Ökosystemen ist Stickstoff häufig ein Ertrag limitierender Faktor (Ruser et al., 1998; Schloter et al., 2003). Viele der bislang angewendeten Stickstoffempfehlungen basieren daher hauptsächlich auf den Ertragserwartungen (Olfs et al., 2005). Ansätze, die Nitrat-Austräge von der Fläche zu reduzieren, gründen daher häufig auf einer bedarfsgerechten Düngung (Büchter et al., 2001; Olfs et al., 2005; Link et al., 2006). Die Gesamtgabe an Stickstoff sollte sich an dem

Nährstoffbedarf der Pflanze orientieren und das Nährstoffangebot des Bodens sowie gegebenenfalls die Düngewirkung von organischen Düngern berücksichtigen (Hofman, 1988). Die einzelnen Düngegaben sind an die zeitlichen, räumlichen und quantitativen Bedürfnisse der Pflanze anzupassen, um gleichzeitig den Ertrag zu maximieren und den Stickstoffverlust zu minimieren (Schloter et al., 2003; Sehy et al., 2003; Olf et al., 2005). Den Einfluss des Düngezeitpunkts auf dessen Effektivität zeigen auf Grünland durchgeführte Feldversuche in Frankreich. Bei im Frühling, Sommer und Herbst durchgeführten Applikationen mit markiertem Urin-Stickstoff wurden entsprechend 6,6 bzw. 17,3 bzw. 29,1 kg $\text{NO}_3^- \cdot \text{N} \cdot \text{ha}^{-1}$ ausgewaschen (Decau et al., 2004). Die Düngung von Grünland mit Wirtschaftsdüngern kann jedoch aufgrund der unzureichenden Einarbeitungsmöglichkeiten zu höheren Ammoniakausträgen führen (Sauer, 1999). Kersebaum et al. (2007) empfehlen daher, die Viehbesatzdichten mit ihren hohen Stickstoffverlusten in Form von NO_3^- und NH_4^+ auf ein für die Umwelt verträgliches Maß zu reduzieren.

Mit der Reduzierung der Düngemenge allein können deutliche Minderungen der Nitratauswaschung erreicht werden (Conijn und Henstra, 2006; Acutis et al., 2000). Oft weisen die ortsüblichen Düngepraktiken ein großes Potential zur Reduzierung auf, ohne den Ertrag der angebauten Kulturen negativ zu beeinträchtigen. So konnten auf sandigen Böden in Holland Nitratkonzentrationen im Sickerwasser durch Düngereduzierung um 43% gesenkt werden, während die Trockenmassesubstanz nur um 5% zurückging (Conijn und Henstra, 2006). Sauer (1999) weist jedoch darauf hin, dass bei einer Extensivierung der Grünlandnutzung mit einem totalen Düngeverbot die Gefahr von Ertragseinbußen besteht.

Landwirtschaftlich genutzte Flächen über die auswaschungsreichen Herbst- und Wintermonate mit Feldfrüchten zu bedecken, gilt allgemein als eine effektive Methode, um den Nitrat-Austrag zu reduzieren (Wyland et al., 1996; Stenberg et al., 1999; Acutis et al., 2000). Auf ackerbaulich genutzten Flächen werden dafür häufig Zwischenfrüchte verwendet. Die Minderung der N-Auswaschung entspricht in etwa der Differenz zwischen der N-Menge, die durch die oberirdischen Pflanzenteile der Zwischenfrucht gebunden wird, und der zusätzlichen Düngung zur Zwischenfrucht (Feldwisch und Frede, 1999). Nach Bouraoui und Grizzetti (2007) reduziert der Anbau von Winterzwischenfrüchten den Nitrataustrag signifikant, ohne jedoch die ökonomischen Belange der Landwirtschaft zu bedrohen. Im Gemüseanbau konnten Wyland et al. (1996) durch den Anbau einer Zwischenfrucht eine Reduzierung von 65-70 % gegenüber Vergleichsflächen ohne Zwischenfrüchte ausmachen. Beaudoin et al. (2005) stellten in verschiedenen Fruchtfolgen durch den Einsatz von Zwischenfrüchten eine durchschnittliche jährliche Reduzierung der Nitrat-Konzentration von ca. 50% fest. Der Effekt des geringeren Nitrataustrags wird sowohl auf geringere Sickerwasserraten als auch auf niedrigere NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser zurückgeführt.

Durch den Anbau von Untersaaten kann ebenfalls eine Reduzierung der Nitrat-Auswaschung im Ackerbau herbeigeführt werden (Büchter et al, 2001; Whitmore und Schröder, 2007). Untersaaten bewirken vor allem bei Kulturen mit spätschließenden Saatzeilen eine frühzeitige Stickstoffimmo-

bilisierung. Die Vegetationszeit und die damit verbundene N-Aufnahme werden durch die Untersaat auch über den Erntetermin der Hauptfrucht hinaus verlängert. Beim Anbau von mit Silomais bestellten landwirtschaftlichen Nutzflächen auf sandigen Standorten der schleswig-holsteinischen Geest konnten mit dieser Anbauweise Nitratkonzentrationen unterhalb des Grenzwertes der Trinkwasser-Verordnung von $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ gesenkt werden (Büchter et al., 2001).

Als eine unterstützende Möglichkeit, die Nitrat-Auswaschung von der landwirtschaftlichen Fläche zu reduzieren, wird der Verbleib von Ernteresten mit einem weiten C/N-Verhältnis, wie z.B. bei Stroh, diskutiert (Nicholson et al., 1997; Stenberg et al., 1999). Durch die dadurch begünstigte Immobilisierung des Stickstoffs gelangt dieser nicht in tiefere Bodenschichten. Das C/N-Verhältnis der Böden wirkt sich entsprechend auf die Nitratauswaschungsgefährdung der Standorte aus (Dise et al., 1998, Gunderson et al., 1998). Gunderson et al. (1998) stellten eine negative Korrelation zwischen Nitratauswaschung und der Nitratkonzentration im Sickerwasser und dem C/N-Verhältnis im Oberboden fest. Beaudoin et al. (2005) konnten aufgrund der Inkorporierung von Getreidestroh in den Oberboden einen Rückgang der Netto-Mineralisation zwischen Ernte und Spätherbst von $24 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ ausmachen. Jedoch zeigen auch Untersuchungsergebnisse, dass die Wirksamkeit der Maßnahme, Stroh auf der Fläche zu belassen, begrenzt ist. So konnten Davies et al. (1996) und Thomsen und Christensen (1998) nur geringe oder keine Effekte auf die Nitratauswaschung feststellen.

Eine Verringerung der Bodenbearbeitungstiefe gilt im Ackerbau als eine weitere mögliche Maßnahme, die Nitrat-Auswaschung zu reduzieren (Stenberg et al., 1999; Catt et al., 2000). Auf Grund der verminderten Bearbeitungstiefe wird eine geringere Mineralisation des organisch gebundenen Stickstoffs herbeigeführt. Neben der Tiefe wirkt sich auch der Zeitpunkt der Bearbeitung auf die Nitratauswaschung aus. Jedoch muss auch die Häufigkeit der Bodenbearbeitung mit in die Bewertung der Maßnahme einbezogen werden. Catt et al. (2000) konnten in Feldstudien aufzeigen, dass Ackerflächen, die über längere Zeiträume keiner oder nur einer geringen Bodenbearbeitung ausgesetzt waren, durch Pflügen sehr hohe Nitrat-Austräge auf Grund der einsetzenden Mineralisation der konservierten organischen Substanz nachweisen.

Grünland wird in der Landwirtschaft eine besondere Rolle beim Grundwasserschutz zugesprochen. Vergleiche zwischen ackerbaulich genutzten Flächen und Grünland zeigen deutliche Unterschiede im Nitrat-Austrag. Die höheren Nitrat-Konzentrationen unter Ackerland werden neben einer geringen Denitrifizierung der im allgemeinen gut luft- und wasserdurchlässigen Böden vor allem auf die wesentlich kürzere Stickstoffentzugsphase zurückgeführt. Bei Grünland werden zudem höhere Nitratverluste durch Denitrifikation angenommen (Foerster et al., 1985). Schnittgenutztes Grünland weist besonders geringe N-Austräge auf. Ryden et al. (1984) nennen selbst bei hohen Düngergaben von $450 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ einen Austrag von nur $30 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Bei einer Beweidung des Grünlands werden deutlich höhere Nitrat-Auswaschungen beobachtet als bei Schnittnutzung (Ryden et al., 1984; Sauer, 1999). Ryden et al. (1984) haben Auswaschungen gemessen, die die

einer Schnittnutzung um das 5-fache übersteigen. Mit zunehmendem Alter der Grünlandflächen wird oft von höheren Nitratausträgen bei gleichzeitig geringer werdenden Erträgen und N-Abfuhr berichtet (Scholefield et al., 1993; Eriksen et al., 2004). Gleichzeitig nimmt die N-Aufnahme des Grünlands durch eine Verminderung des Wurzelwachstums zusätzlich ab. In Südwest-England beobachteten Scholefield et al. (1993) bei einer Düngung von $400 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ eine durchschnittliche Reduzierung der Nitrat-N-Auswaschung von $133,8$ auf $55,7 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ nach einer Neubestellung einer Grünlandfläche. Im ersten Winter nach dem Pflügen der alten Grasnarben und der Neusaat von Gras war die N-Auswaschung gegenüber älteren Grasnarben jedoch zunächst einmal größer (Scholefield et al., 1993).

Durch eine Umwandlung von permanentem Grünland in Ackerland wird jedoch eine Steigerung der Nitratauswaschung herbeigeführt (Strebel et al., 1989). Aus Gesichtspunkten des Gewässerschutzes sollte ein Grünlandumbruch daher vermieden werden. Durch die geförderte Mineralisierung der organischen Substanz werden erhebliche N-Mengen freigesetzt (Seidel et al., 2007). Findet der Umbruch im Herbst statt, sind größere Mengen akkumulierten Stickstoffs von einer Auswaschung über das Winterhalbjahr betroffen. Wenn ein Umbruch unvermeidbar ist, sollte dieser daher im Frühjahr stattfinden, um der Folgekultur die Möglichkeit zu bieten, einen großen Anteil freigewordenen Stickstoffs aufnehmen zu können (Sauer, 1999; Seidel et al., 2007). Im Nordwesten Deutschlands konnten im ersten Winter nach dem Grünlandumbruch Nitratauswaschungen von $36\text{-}61 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ bei Herbst-Neusaat gegenüber $1\text{-}6 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ bei Frühlings-Neusaat gemessen werden (Seidel et al. 2007). Berücksichtigt werden müssen auch die Wetterbedingungen, die auf einen Umbruch folgen. So ergaben Untersuchungen, dass nach dem Pflügen und der Neusaat von Grasflächen warme und trockene Sommermonate eine in etwa doppelt so hohe Nitratauswaschung wie kühle und feuchte Sommermonate nach sich zogen (Scholefield et al., 1993).

Stickstoffmodelle

In den vergangenen Dekaden wurden verstärkt agrarische Modelle auf unterschiedlichen Skalenebenen, die von Düngeempfehlungen für Landwirte auf Feldebene bis zu politisch-strategischen Entscheidungsfindungen auf regionale Ebene reichen, angewendet (Kersebaum et al., 2007b). Dabei werden die Modelle oft eingesetzt, um die Neigung zu Nährstoffausträgen zu analysieren und alternative Maßnahmestrategien auf ihre Wirksamkeit hin zu bewerten (Kroes und Roelsma, 2007). Unterschiedliche Zielsetzungen, Einsatzmöglichkeiten, Ressourcen und Nutzer führten zu verschiedenen Modellansätzen. Auf der Ausgabenseite unterscheiden sich die Modelle ebenfalls hinsichtlich ihrer Ergebnisparameter und ihrer zeitlichen Auflösung. Auf Grund dieser Vielfaltigkeit soll der folgende kurze Abriss nur auf grundsätzliche Eigenschaften verschiedener Modellansätze hinweisen. Die Vielzahl erlaubt es nicht, auf einzelne Modelle und auf die Komplexität aller möglichen Prozesse einzugehen.

Die meisten der den Nitrataustrag simulierenden Modelle sind prozessorientierte Modelle, die nur die Wurzelzone berücksichtigen und für die Simulationen auf Parzellengröße bzw. Feldskala ausgelegt sind (Thorsen et al., 2001). Durch Verknüpfungen mit räumlich agierenden Modellen konnten verschiedene Nitrat-Modelle auch auf Einzugsgebietsgrößen ausgedehnt werden, wie z.B. beim Modell SWIM (Soil and Water Integrated Model) mit dem Geographischen Informationssystem (GIS) GRASS (Krysanova und Haberlandt, 2002) oder durch die Verknüpfung des zur Simulation der Pflanzenproduktion und der Wasser- und Stickstoffdynamik in der Wurzelzone entwickelten Modells DAISY mit dem hydrologischen 3D Modell MIKE SHE (Thorsen et al., 2001).

Die Simulation der Bodenwasserdynamik ist für eine Beschreibung des Nitrattransportes sowie die biologischen Stickstofftransformationen, wie die Mineralisation und Denitrifikation, essentiell (Kersebaum et al., 2001). Die Simulation des Wassertransports im Boden unterscheidet sich im Wesentlichen in dem angewendeten Verfahren. In einer Reihe von Modellen wird die Richards-Gleichung, in anderen ein Kapazitätsmodell zur Nachbildung des Wassertransports genutzt. Die Vielfältigkeit der genutzten Verfahren zur Simulation der potentiellen Evapotranspiration (ET_p) ist groß. So wird diese in NDICEA (Nitrogen Dynamics In Crop rotation in Ecological Agriculture) nach Makkink (Van der Burgt et al., 2006), in SWIM nach Priestley-Taylor oder Penman-Monteith (Post et al., 2007) und in HERMES nach Haude (Kersebaum, 1989, Kersebaum und Beblík, 2001) simuliert. Für die Simulation des Stickstofftransports wird in einer Vielzahl von Modellen die Konvektions-Dispersions-Gleichung angewandt (Diekkrüger et al., 1995).

Die Aufnahme und Inkorporierung von Stickstoff in der Pflanzenbiomasse trägt zu einer Senkung des Bodenstickstoffs bei. Seine potentielle Auswaschung wird dadurch gemindert. Für eine Modellierung der N-Auswaschung von der Fläche ist eine Quantifizierung der N-Aufnahme durch die Pflanze daher essentiell. In dem Modell NDICEA wird das Wachstum der Feldfrüchte durch empirische Funktionen modelliert (Van der Burgt et al., 2006). Die Modelle CANDY und SWIM verwenden vereinfachte Temperatur gesteuerte Ansätze (Krysanova und Haberlandt, 2002; Pulmann et al., 2007; Post et al., 2007). Bei HERMES und CERES (Crop Environment Resource Synthesis) werden mehr oder weniger komplexe dynamische Modelle genutzt, die Prozesse wie die Photosynthese, Biomassebildung und Wurzelentwicklung nachbilden (Kersebaum und Beblík 2001; Nain und Kersebaum, 2007).

Neben den Unterschieden, die Wasserdynamik und die N-Aufnahme der Pflanzen zu beschreiben, variiert zwischen vielen Modellen die Komplexität der Transformationsprozesse des Stickstoffs im Boden (Diekkrüger et al., 1995). Weil die Dynamik der organischen Substanz und des Stickstoffkreislaufs miteinander gekoppelt sind, verbinden viele Modelle die Stickstofftransformation mit der Dynamik des Kohlenstoffs (Barrios et al., 1996). Dadurch kann neben der N-Mineralisation auch die N-Immobilisation des mineralischen Stickstoffs simuliert werden (Diekkrüger et al., 1995). In den meisten Modellansätzen wird die organische Bodensubstanz in verschiedene Pools mit unterschiedlichen Umsetzungsraten eingeteilt (Parton et al., 1987; Barrios et al., 1996; Gabrielle et

al., 2002; Puhmann et al., 2007), was sich auch auf die Freisetzung des organisch gebundenen Stickstoffs auswirkt. Die abbaubaren und die inerten organischen Fraktionen bilden zusammen den organischen Kohlenstoffgehalt (Corg) des Bodens. Die Modelle CANDY und CERES untergliedern die abbaubare Fraktionen der organischen Substanz in eine biologisch aktive und eine stabilisierte (Puhmann et al., 2007; Nain und Kersebaum, 2007). SWIM differenziert neben einem aktiven und einem stabilen organischen N-Pool zusätzlich in einen für Pflanzenreste (Krysanova und Haberlandt, 2002). Das Modell DAISY unterscheidet zwischen sechs aktiven organischen N-Pools (Svendsen et al., 1995). In einigen Modellen, wie in HERMES, werden Umbauprozesse der organischen Substanz als solche nicht in der Simulation berücksichtigt; jedoch wird auch hier die abbaubare organisch gebundene Stickstofffraktion in eine aktive und eine stabilisierte unterteilt (Kersebaum, 1989, Kersebaum und Beblík, 2001).

Der Abbau der organischen Pools folgt in den meisten Modellen einer Kinetik erster Ordnung, und wird hauptsächlich durch die Temperatur und den Wassergehalt des Bodens gesteuert (Diekkrüger et al., 1995; Kersebaum et al., 2007b). In anderen Modellen (z.B. CERES) wird die N-Freisetzung einfach aus dem C/N-Verhältnis der zugeführten organischen Substanzen abgeleitet (Kersebaum et al., 2007b; Nain und Kersebaum, 2007). Der mineralische Stickstoff wird in einigen Modellen nur in Form von Nitrat (NH_3^-) (HERMES und AGROSIM) simuliert, während ein Großteil anderer Modelle auch Ammonium (NH_4^+) als eine mineralische Stickstofffraktion mit zu berücksichtigen versucht. Die Denitrifikation wird in der Regel von den meisten Modellen berücksichtigt. Sie tritt dabei unter sauerstoffarmen Verhältnissen ein und wird in einer Reihe von Modellen (z.B. SWIM) als Funktion des Wassergehaltes, der Bodentemperatur, des organischen Substanzgehalts und des mineralischen Stickstoffgehalts beschrieben (Post et al., 2007).

Modellunsicherheiten

Durch Computer gestützte Modelle werden in der Regel komplexe Vorgänge in der Natur mit Hilfe vereinfachter mathematischer Berechnungen nachgebildet. Größtenteils weisen die Modelle eine deterministische Struktur auf, bei der angenommen wird, dass die Modellparameter und die Variablen die Realität korrekt wiedergeben (Christiaens und Feyen, 2002). Nach Vachaud und Chen (2002) stellt jedoch die Variabilität der Eingabedaten bei der Modellierung eine bekannte Quelle für Unsicherheiten dar. Allein die Parametrisierung von Bewuchsformen birgt einen hohen Grad an Unsicherheiten (Breuer et al., 2003). Diese Unsicherheiten können auf verschiedenen Ursachen, wie seltene Messungen oder ungleiche Messtechniken, die systematisch unterschiedliche Messergebnisse nach sich ziehen, beruhen. Ferner ist eine Regionalisierung von Punktmessungen auf Grund der natürlichen Variabilität der Pflanzeigenschaften, die unter anderem durch das Klima und den Boden beeinflusst werden, schwierig (Eckhardt et al., 2003). Ferner benötigen viele Prozess basierte Modelle detaillierte Beschreibungen der Bodeneigenschaften, die oft nur sehr limitiert zur Verfügung stehen (Kersebaum et al., 2001; Ma et al., 2007). Bei der Modellanwendung müssen deshalb häufig Annahmen getroffen werden. Nach Jansen (1998) führten ferner Vereinfachungen existierender komplexer Modelle oft zu zusätzlichen strukturellen Fehlern. Auf

der anderen Seite wird gerade wegen einer unangemessenen Komplexität und Überparametrisierung von Unsicherheiten berichtet (Perrin et al., 2001). Thorsen et al. (2001) fassen die potentiell auftretenden Unsicherheitsquellen in zwei unterschiedliche Gruppen zusammen:

1. Unsicherheiten aufgrund einer unangemessenen Modellstruktur wie a) die Prozessbeschreibung oder b) die verwendeten Gleichungen.
2. Unsicherheiten aufgrund von Eingabedaten im Sinne von a) Eingabevariablen, wie z.B. zeitlich variierende Klima-Daten, und b) Modellparameter, wie bodenphysikalische Charakteristika.

Unsicherheitsanalysen erlauben es, die Unsicherheit der Modellergebnisse aufgrund von Unsicherheiten in der Modelleingabe zu schätzen (Crosetto et al., 2000). Bei der Modellierung werden daher zusehends mehr stochastisch-deterministische Ansätze gewählt. Diese Ansätze ziehen die Unsicherheiten der Modelleingabe mit in die Modellierung ein, was in einer gewissen Bandbreite an Unsicherheiten um die deterministische Simulation resultiert (Christiaens und Feyen, 2002). Um die reale Unsicherheit bei den Modellergebnissen zu erhalten, müssen die korrekten Streuungen der Eingabeparameter identifiziert und nachgebildet werden (Christiaens und Feyen, 2002; Rubio et al., 2004). Nach Jansen (1998) sind die Hauptziele von Unsicherheitsanalysen:

1. den relativen Einfluss von Unsicherheitsquellen abzuschätzen.
2. Möglichkeiten einer Modellvereinfachung aufzuzeigen.
3. dürftige Validierungsergebnisse zu erklären und Verbesserungsmöglichkeiten der Modellvorhersage anzugeben.
4. zu beurteilen, ob die geschätzten Unsicherheiten der Modellergebnisse für eine weitere Modelnanwendung akzeptabel sind.

Bei der Unsicherheitsanalyse wird jedoch von der Annahme ausgegangen, dass die Modellstruktur korrekt ist (Jansen, 1998). Die Gesamtheit der Modellergebnisse gibt deshalb nur eine Schätzung der wahrscheinlichen Verteilung der Modellergebnisse, die nur auf der Unsicherheit der Eingabedaten beruht, wieder (Thorsen et al., 2001). Diese Annahme und die Vernachlässigung einiger Unsicherheitsquellen bei der Modelleingabe können bereits zu einer systematischen Unterschätzung des vorhergesagten Fehlerbereiches führen (Jansen, 1998; Thorsen et al., 2001). Ein umfassender Ansatz, auch die Unsicherheiten der Modellstruktur zu erfassen, stellt die GLUE-Methode (Generalised Likelihood Uncertainty Estimation) dar. Bei dieser Methode wird die Unsicherheit der Modellstruktur durch die Einbeziehung verschiedener alternativer Modelle mit einbezogen, so dass beide Unsicherheiten, die aus Eingabedaten und aus der Modellstruktur herrühren, berücksichtigt werden (Thorsen et al., 2001; Christiaens und Feyen, 2002a).

Mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen kann die Abhängigkeit des Modells von seinen Eingabeparametern quantifiziert werden (Saltelli et al., 1999; Crosetto et al., 2000). Sie können bereits zu Beginn des Modellprozesses eingesetzt werden und bieten so die Möglichkeit, bei Eingabedaten,

auf die das Modell nicht sensitiv reagiert, Ressourcen bei deren Beschaffung einzusparen (Crosetto et al., 2000; Christiaens und Feyen, 2002). Sensitivitätsanalysen können darüber hinaus auch für Analysen verwendet werden, die der eigentlichen Kalibrierung eines Modells vorausgehen. So kann festgestellt werden, welche Parametervariationen überhaupt eine Kalibrierung ermöglichen (Crosetto et al., 2000). Wenn bei Sensitivitätsanalysen reale Verteilungen der Eingabedaten verwendet werden, decken sie sich mit den Unsicherheitsanalysen (Christiaens und Feyen, 2002).

Die Erstellung der Variablen der variierten Eingabeparameter kann nach verschiedenen Methoden erfolgen. Zwei gängige Methoden sind die Monte-Carlo-Simulation (MCS) und die Latin Hypercube Simulation (LHS) (Thorsen et al., 2001; Christiaens und Feyen, 2002; Wang und McTernan, 2002; Ma et al., 2007). Bei der MCS werden die Variablen der Eingabeparameter zufällig erstellt (Crosetto et al., 2000). Bei der LHS erfolgt ihre Zusammensetzung nach einem stratifizierten (geschichteten) Ansatz (Christiaens und Feyen, 2002). Dadurch ist bei der LHS eine geringe Anzahl von Modellläufen erforderlich, um die Kombinationsmöglichkeiten der Eingabeparameter in einem Modellauf annähernd abzudecken (Thorsen et al., 2001; Christiaens und Feyen, 2002). Gleichzeitig kann aber eine effektive statistische Auswertung der Modellergebnisse gewährleistet werden (Melching, 1995). Nach Christiaens und Feyen (2002) stellt die LHS auch die einfachste und effizienteste Methode dar, um für Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen ein Eingabe- und Ausgabeverhältnis herzustellen. Die Anzahl der berechneten Paarkombinationen hängt dabei vom Umfang der variierten Parameter ab. Nach Iman und Helton (1985) sollte die Anzahl der Modellläufe mindestens um $4/3$ größer sein als die Anzahl der variierten Parameter; nach McKay (1988) sollte sie mindestens zweimal und nach Christiaens und Feyen (2002) mindestens zwischen 2 und 5 mal so groß sein.

4 Material und Methoden

4.1 Das Untersuchungsgebiet

4.1.1 Das Wasserschutzgebiet Getelo-Itterbeck

Das Wasserschutzgebiet (WSG) Getelo-Itterbeck befindet sich im äußersten Westen des Bundeslandes Niedersachsen im Landkreis Grafschaft Bentheim (Regierungsbezirk Oldenburg). Das WSG umfasst eine Gesamtfläche von 3182 ha, die sich auf den südwestlichen Teil der Samtgemeinde Uelsen erstreckt. Es liegt zum größten Teil in den Gemeinden Getelo und Itterbeck (Abb. 4.1); innerhalb des Wasserschutzgebietes liegen die Ortschaften Itterbeck, Getelo und das westliche Uelsen.

Die Region gehört zu der norddeutschen Tiefebene mit ihren ausgedehnten Sandflächen. Im Norden und Osten wird das Wasserschutzgebiet durch Höhenzüge begrenzt, im Süden grenzt es an die Niederlande. Das Gelände fällt von 70 bis 80 m über NN im Osten zunächst steiler und dann zunehmend flacher werdend auf ca. 20 m über NN im Südwesten ab.

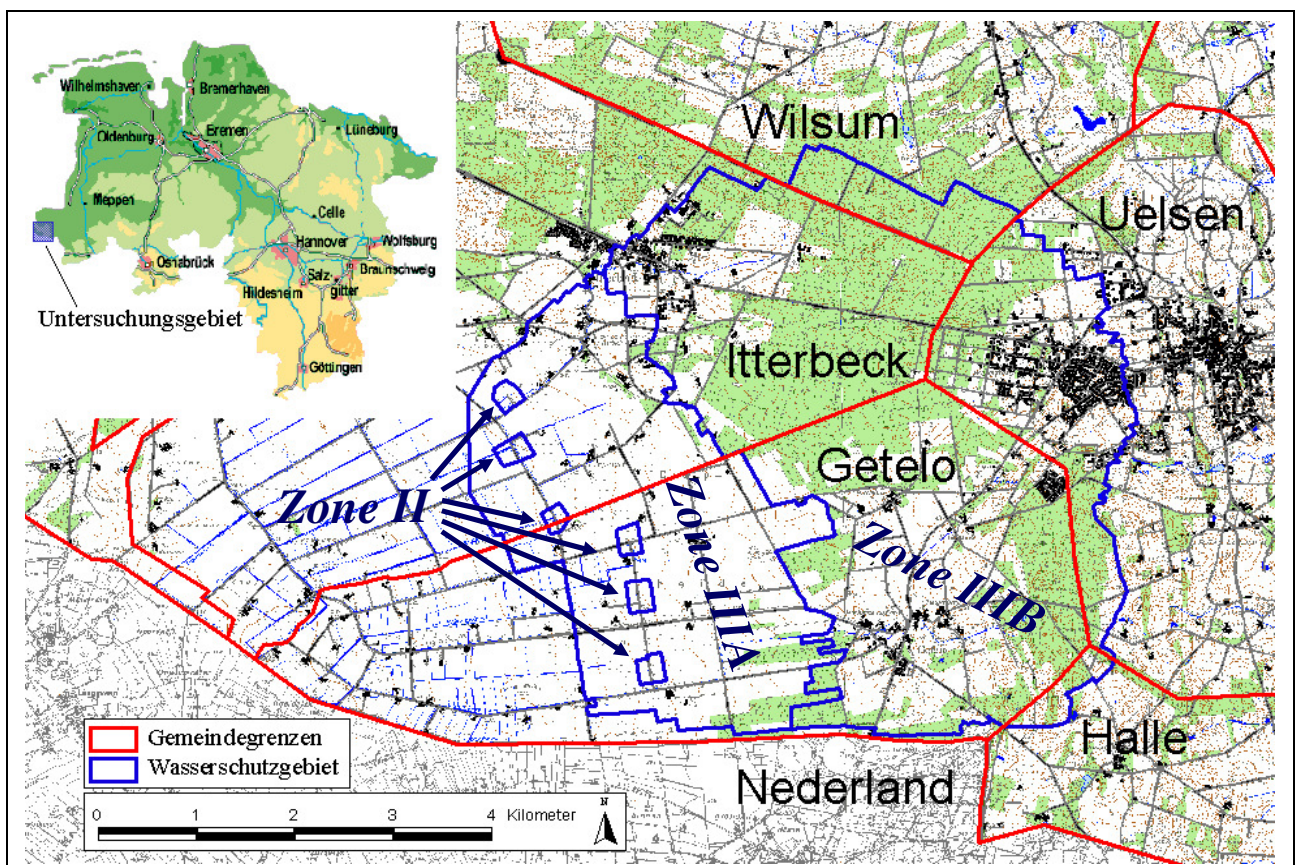


Abb. 4.1: Übersichtskarte zur Lage des Wasserschutzgebietes (WSG) Getelo-Itterbeck und seinen Schutzzonen

Eine Besiedlung der Region in und um das Untersuchungsgebiet fand schon relativ früh statt. So konnte das Dorf Uelsen 1981 bereits auf ein 850jähriges Bestehen zurückblicken. Bodenfunde deuten jedoch darauf hin, dass sich bereits zur mittleren Steinzeit Jäger und Sammler in dieser

Region aufhielten. Die getreidefähigen Böden ermöglichten es dem Menschen, sich niederzulassen und Landwirtschaft zu betreiben. Durch das Auslaugen der Böden waren die Menschen zunächst gezwungen, ihre Höfe regelmäßig zu verlegen. Mit der Einführung der Plaggendüngung um 600 bis 800 nach Chr. war es jedoch möglich, auf der gleichen Fläche den „ewigen Roggenanbau“ zu betreiben. Moorflächen, die besonders den Westen des WSG überdeckten, wurden abgetorft. Ein Großteil dieser Flächen wurde besonders in den 60ern des 20. Jahrhunderts durch Tiefumbruch für die Landwirtschaft kultiviert. Die ehemals auf den sandigen Böden weit verbreiteten Heideflächen wurden fast gänzlich zu landwirtschaftlichen Flächen oder Waldflächen umgewandelt. Nur einzelne, unter Schutz stehende Relikte zeugen noch heute von ihrer früheren Verbreitung (Abb. 4.2).



Abb. 4.2: Relikt der einstmalig weit verbreiteten Heidelandschaft innerhalb des WSG Getelo-Itterbeck

4.1.2 Klima

Die Region ist durch ein kühlgemäßigtes Klima mit starken ozeanischen Einflüssen geprägt. Die Winter sind überwiegend mild und die Sommer relativ kühl. Dadurch fallen die monatlichen Temperaturamplituden im langjährige Mittel (1974 - 2003) der Klimastation Lingen relativ gering aus (Abb. 4.3). Die mittlere Lufttemperatur des hydrologischen Winterhalbjahres (November bis Mai) beträgt ca. 4,8 °C, die des hydrologischen Sommerhalbjahres (Juni bis Oktober) 14,9 °C. Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 9,9 °C. Die langjährigen mittleren monatlichen Niederschlagsmengen sind relativ ausgeglichen. Mit 388 mm Niederschlag liegen sie im hydrologischen Winterhalbjahr bei ca. 48% und im hydrologischen Sommerhalbjahr mit 415 mm bei ca. 52% des

langjährigen Jahresmittels (803 mm). Entsprechend den Temperaturen reicht die potentielle Evapotranspiration (ETp_{Haude}) von weniger als 10 mm im Januar und Dezember bis über 85 mm in den Monaten Mai, Juni, Juli und August. Die klimatische Wasserbilanz (Niederschlag - ETp_{Haude}) ist dadurch in den Sommermonaten negativ. Im langjährigen Mittel beträgt die jährliche potentielle Evapotranspiration (ETp_{Haude}) ca. 570 mm.

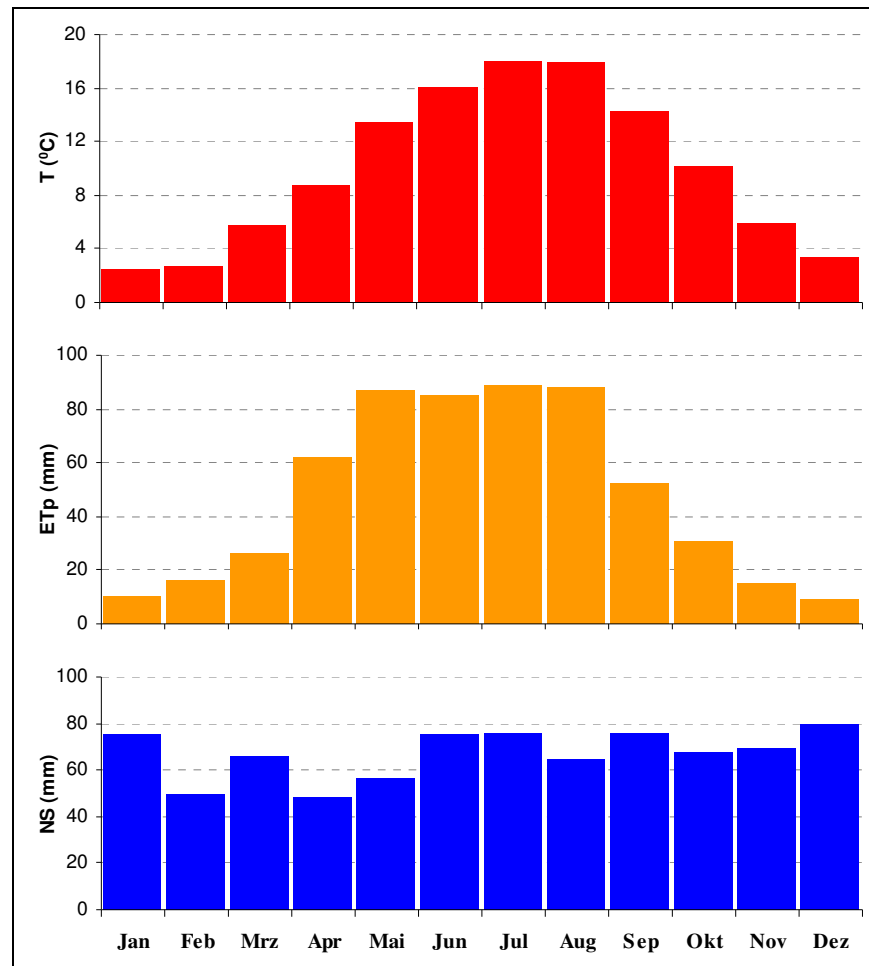


Abb. 4.3: Langjähriges Mittel (1974–2003) der monatlichen Lufttemperatur (T), der potentiellen Evapotranspiration ETp_{Haude} (Etp) und der Monatssummen des Niederschlags (NS) an der Klimastation Lingen (DWD, 2004)

4.1.3 Böden

Das Untersuchungsgebiet gehört zu den Bodenregionen der Altmoränenlandschaft (AG Boden, 1994). Das Ausgangsmaterial, aus dem die heute vorzufindenden Böden hervorgegangen sind, rührt hauptsächlich aus den Grundmoränen der Saaleiszeit und glazifluviatilen Ablagerungen her. Während der folgenden Warmzeit (Eem-Warmzeit) verloren die Grundmoränen ihren primären Kalkgehalt und sind verlehmt (Geschiebelehm) (Franz, 2003). Im Zuge der Bewirtschaftung dieser Region durch den Menschen nahmen die anthropogenen Einflüsse stetig zu. So entstand durch die Plaggenwirtschaft, das Entwässern und Abtorfen weiter Moorflächen und schließlich durch den Tiefumbruch ein teilweise kleinräumiges Mosaik verschiedener Böden (Abb. 4.4).

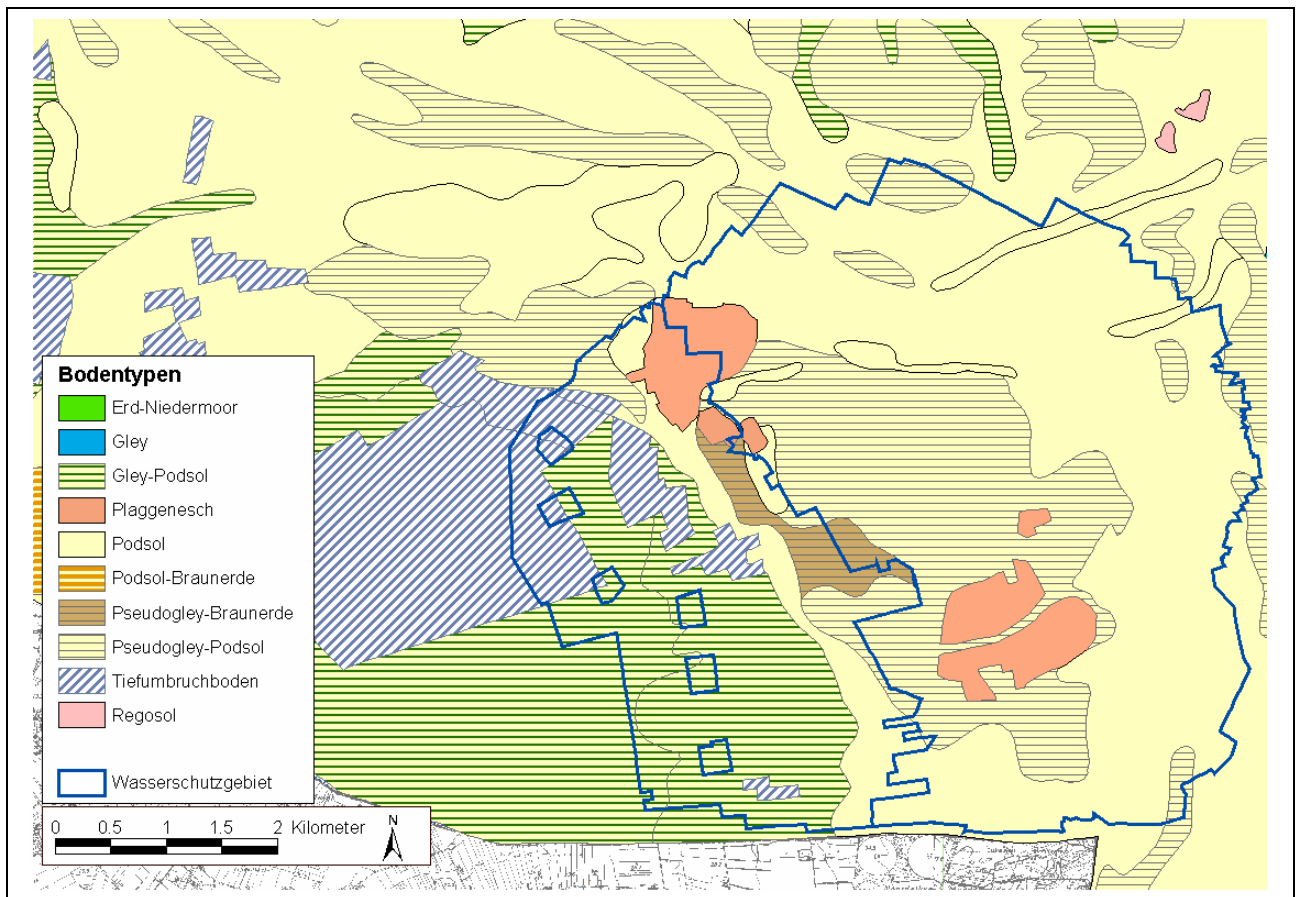


Abb. 4.4: Böden im und um das WSG Getelo-Itterbeck (NLfB, 2004; verändert)

Im Osten des Wasserschutzgebiets überwiegen Podsole. Sie sind hauptsächlich aus glazifluviatilen Reinsandablagerungen und stellenweise aus Überlagerungen der eiszeitlichen Sedimente mit Flugsanden hervorgegangen (NLfB, 2004a). Innerhalb des WSG gehören die Podsole zu den dominierenden Böden. Weiter westlich entstanden auf Geschiebelehm sowie glazifluviatilen Ablagerungen Pseudogley-Podsol. In der Nähe der Ortschaften Getelo und Itterbeck sind größere Plaggeneschflächen vorzufinden. Diese Form von Böden ist besonders seit dem frühen Mittelalter entstanden. Als wichtigstes Verbreitungsgebiet der Plaggenwirtschaft gelten die sandigen Böden Nordwestdeutschlands und die der angrenzenden Niederlande, jedoch wurden sie auch in Bereichen bindiger Böden festgestellt (Eckelmann und Klausling, 1982). „Plaggenesche entstanden im Verlauf der Plaggenwirtschaft durch das Auftragen von organischem Dünger“, verbunden mit mineralischem Bodenmaterial (Eckelmann, 1980). Heide- und Grasplaggen sowie Wald-, Torf- und Sandstreu wurden nach der Entnahme entweder als Viehstreu in Ställen genutzt oder mit organischem Abfall kompostiert (Eckelmann, 1980; Blume et al., 2004). Der neu entstandene Dünger wurde in der Regel auf hofnahe Flächen gebracht. Dadurch hat sich auch die Fruchtbarkeit der intensiv bewirtschafteten Ackerböden signifikant verbessert (Blume et al 2004). Im Laufe der Zeit nahm auf diese Weise die humose Auflagenschicht über einem ursprünglich nährstoffarmen Unterboden stetig zu (Bouwer, 1995). Im Untersuchungsgebiet konnten Mächtigkeiten von mehr als 1,2 Meter festgestellt werden. Der grundwasserbeeinflusste westliche Bereich des WSG ist durch Gley-Podsol geprägt. Diese Böden sind aus reinsandigen glazifluviatilen Ablagerungen hervorgegangen (NLfB, 2004a). Im Westen des Gebietes sind unter stetigem Grundwassereinfluss

Niedermoore entstanden, aus denen in weiten Teilen Geest-Hochmoore aufgewachsen sind (NLfB, 2004b). Mit der Abtorfung und anderen Kulturmaßnahmen in dieser Region wurden die Hochmoortorfe weitestgehend wieder bis auf die Niedertorfmoorschichten abgetragen. Insbesondere in den 60er Jahren wurden diese Moorflächen durch Tiefkulturmaßnahmen für die landwirtschaftliche Nutzung kultiviert (Eiler et al. 2004).

4.1.4 Geologie

Das Untersuchungsgebiet ist durch die geologisch jüngeren Formationen des Tertiärs und des Quartärs geprägt. Im Norden und Osten ist das Untersuchungsgebiet durch Stauchungszonen begrenzt, die aus einem saaleeiszeitlichen Eisvorschub hervorgegangen sind. Dabei wurde eine Aufwölbung der gesamten Schichtfolge, einschließlich des Tertiärs, bewirkt (Bouwer, 1995). Durch die Schubwirkung des Eises kam es im weiteren Verlauf zu Faltenüberschiebungen mit Abscherungen, Schleppungen und Schuppenbildungen, die auch heute noch deutlich zu erkennen sind (Abb. 4.5).

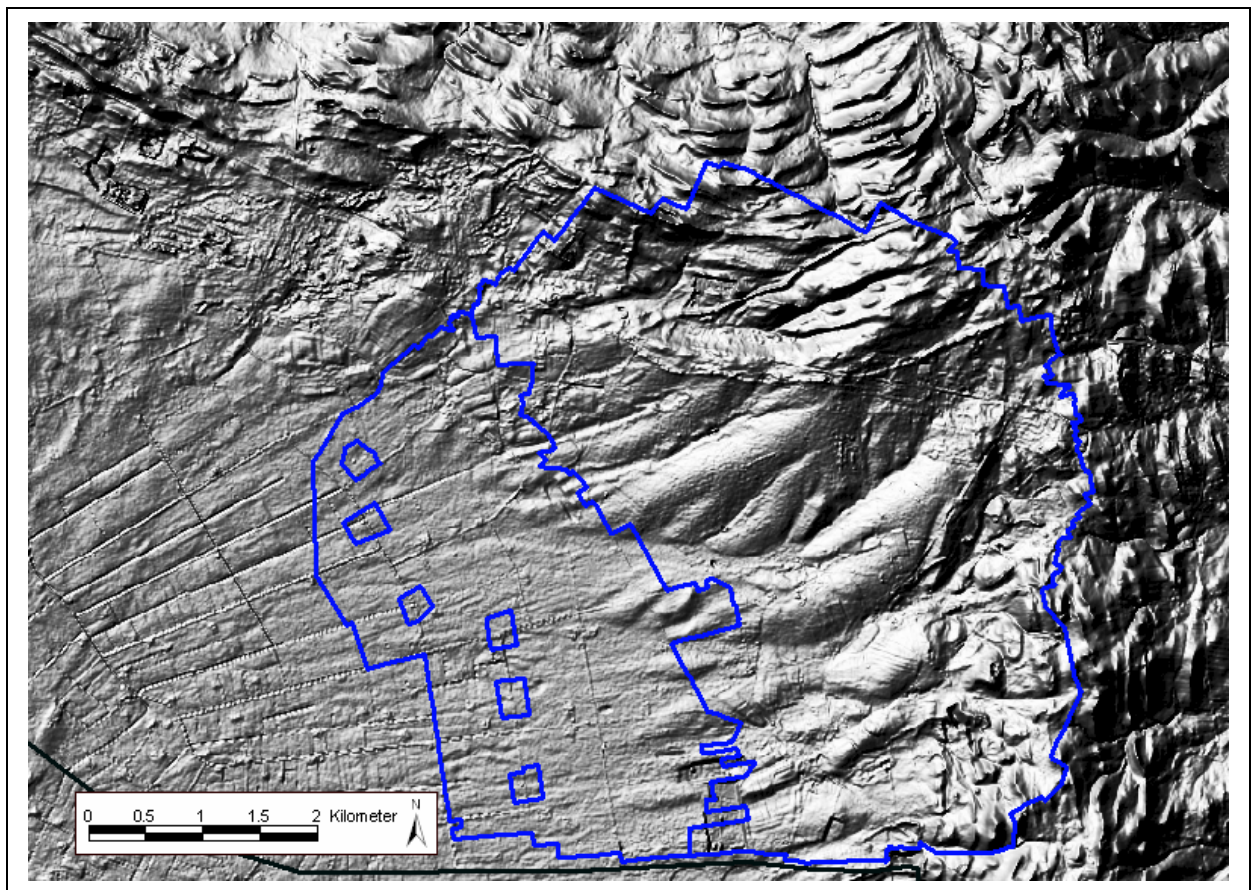


Abb. 4.5: Morphologie des WSG Getelo-Itterbeck (Darstellung erfolgte mit Hilfe eines Digitalen Höhenmodells (DHM) mit einer Auflösung von 12,5 x 12,5 m)

Die Stauchmoränen wurden durch zwei Eiszungen gebildet. Im Norden der Abbildung 4.5 lässt sich anhand des digitale Höhenmodells (DHM) die in Ost-West-Richtung verlaufende Itterbecker Stauchmoräne erkennen. Dieser 2 - 3 km breite und ca. 70 m hohe Höhenzug wurde vom sogenannten Wilsumer Lobus gebildet. In Nord-Süd-Richtung verläuft die Uelsener (auch

Ootmarsumer) Stauchmoräne, die vom Nordhorner Lobus geprägt wurde. Mit ihrer Breite von 5 km und einer Höhe von ca. 90 m fällt sie deutlich größer aus. Diese Stauchung ist bis in die Niederlande nach Ootmarsum nachzuvollziehen. Nach der Stauchung wurden weite Teile dieser Moränen durch Landeis überzogen und teilweise drumlinisiert (Bouwer et al., 1994). Besonders am südlichen und westlichen Rand der Stauchungszonen tritt Geschiebelehm lokal an die Oberfläche (Bouwer et al., 1994; Gäth et al., 1999; NLfB, 2004b).

Durch das Untersuchungsgebiet zieht sich in Nord- Südrichtung die Reutumer Rinne. Ihre Sohle liegt zwischen 40 und 72 m unter der Geländeoberkante (GOK) (Bouwer et al., 1994). Die Reutumer Rinne bildet eine geologische Einheit, die sich von Reutum aus über niederländisches bis über Getelo hinaus in deutsches Staatsgebiet erstreckt. Östlich grenzt an die Reutumer Rinne die Ootmarsumer Grundmoräne (Rogge & Co., 2004). In Richtung Westen steigt die Rinne verhältnismäßig steil auf 40 m unter GOK an. Im Osten hingegen steigt sie nur langsam an, bis sie auf den Stauchungswall von Uelsen stößt (Bouwer, 1995). Das Tertiär bildet durchgehend als marine, glaukonithaltige Schichtfolge mit seinen feinsandigen und tonigen Schluffen eine schwer durchlässige Basis für die darüber liegenden Schichten des Quartär (Gäth et al., 1999). Die quartären Schichten sind (glazi)-fluviatilen Ursprungs aus der Elster- bis Saalezeit. Sie zeigen in ihrer vertikalen Abfolge Wechsel zwischen mehr schluffigen, sandigen bis kiesigen Ablagerungen (Richter und Rambow, 1961; NLfB, 2004c). Die elstereiszeitlichen Ablagerungen aus Sanden und Kiesen erreichen eine Mächtigkeit von 25 bis 35 m. Die darüber liegenden sandigen Schichten aus der Saale- und Weichseleiszeit sind von einer durchschnittlichen Mächtigkeit von 5 - 10 m geprägt. In ihnen sind Linsen aus schluffigem Feinsand eingebettet (LWK Weser-Ems, 1997; Bouwer, 1995). Sie werden teilweise durch eine stärker schluffige Zwischenschicht von Mächtigkeiten von 5 bis 15 m aus dem Holstein-Interglazial unterbrochen. Aus dem jüngeren Quartär sind in den südlichen und westlichen Niederungen schluffige Sande aus der Weichselzeit zu finden, deren Mächtigkeit jedoch meistens weit unter 10 m liegt (Gäth et al., 1999). Im Holozän sind besonders im Südwesten des Untersuchungsgebietes Niedermoore entstanden, aus denen weitflächig Geest-Hochmoore hervorgegangen sind (NLfB, 2004b). Weite Bereiche dieser Moore wurden abgetorft und in den sechziger Jahren des 20. Jahrhundert durch Tiefpflügen für die landwirtschaftliche Nutzung kultiviert. Heute sind in der Region nur noch Relikte der einstigen weit verbreiteten Moorlandschaften zu finden.

4.1.5 Hydrogeologie

Die quartären Schichten aus der Elster- bis Saalezeit bilden den für die Grundwassergewinnung nutzbaren Grundwasserleiter. Die Sand- und Kiesablagerungen aus der Elstereiszeit bilden dabei den Hauptaquifer. Ein weiterer Aquifer wird von den darüber liegenden sandigen Schichten der Saale- und Weichseleiszeit gebildet. Sie werden teilweise durch Ablagerungen aus dem Holstein-Interglazial mit größerem Schluffanteil unterbrochen. Nach Bouwer (1995) können diese Ablagerungen jedoch nur als geringmächtig und nicht als schwerdurchlässig bezeichnet werden. Im langfristigen Verhalten handelt es sich um einen Grundwasserkörper mit freier Oberfläche, wo

keine Spiegeldifferenzen zwischen dem Haupt- und Nebenaquifer auftreten (LWK, 1997). Gespeist wird der Hauptaquifer hauptsächlich durch Niederschlagsversickerung westlich des Höhenzuges. Räumlich wird der Hauptaquifer im Osten und im Norden durch die Höhenzüge der Stauchmoränen begrenzt.

Die Fließrichtung des Grundwassers verläuft im östlichen Bereich des WSG überwiegend in westliche Richtung und knickt im Westen zunehmend in Richtung Süden ab. In der Abbildung 4.6 sind Grundwassergleichen für das Untersuchungsgebiet dargestellt. Sie wurden aus Abstichmessungen, die in den Jahren 1999 bis 2003 an den gezeigten Messstellen durchgeführt wurden, abgeleitet. Der Grundwasserspiegel fällt demnach innerhalb des WSG von einer Höhe von mehr als 43 m über NN auf unter 24 m über NN ab. Das Gefälle beläuft sich dabei auf durchschnittlich 1:400 bis 1:500.

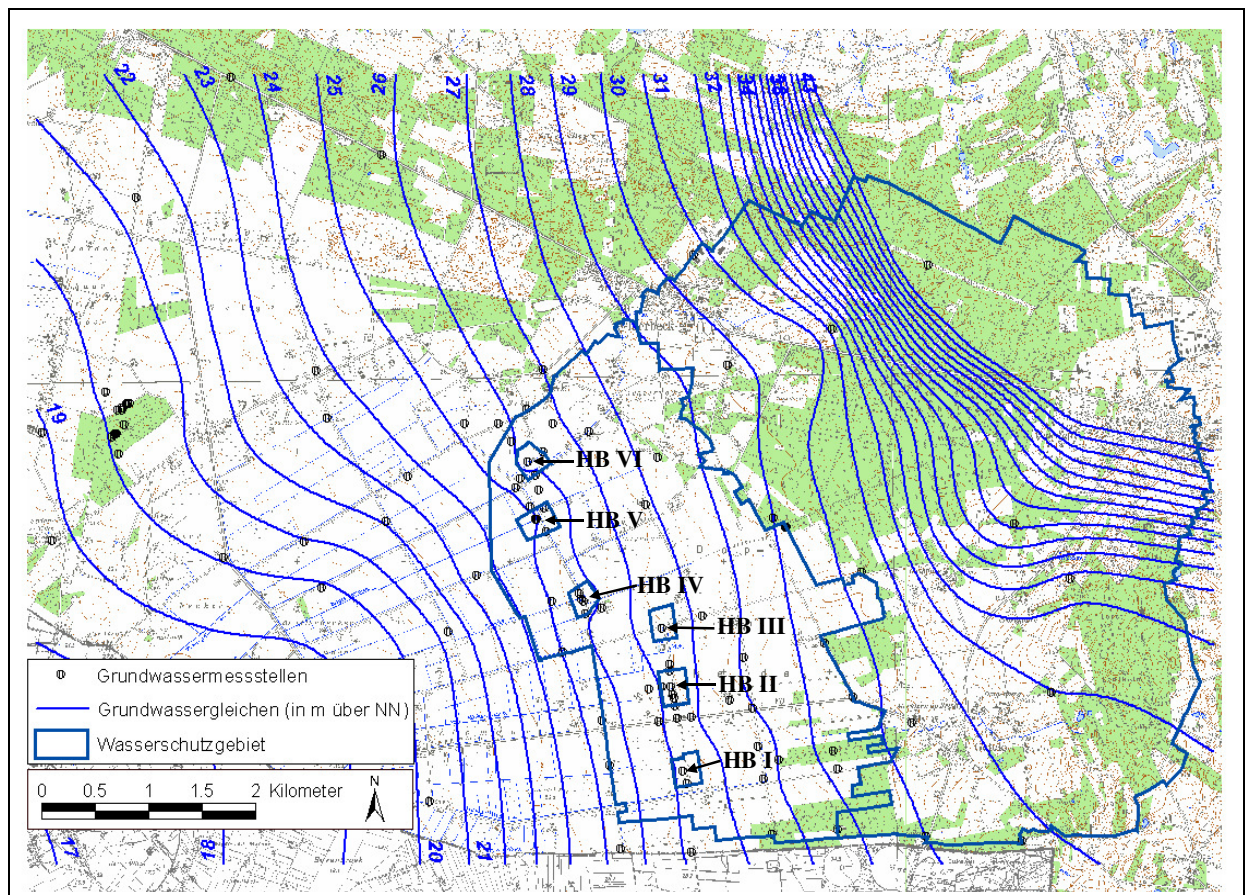


Abb. 4.6: Grundwassergleichen im WSG Getelo-Itterbeck im 5-jährigen Mittel (1999 - 2003) und Lage der Förderbrunnen (HB)

Der Grundwasserflurabstand nimmt vom Nordosten in Richtung Südwesten deutlich ab, wo Grundwasser in den hier angelegten Grabensystemen teilweise an die Oberfläche tritt (Abb. 4.7). Eine Grundwasserbeeinflussung der Vegetation ist bei den überwiegend sandigen Böden nur im Westen des WSG anzunehmen.

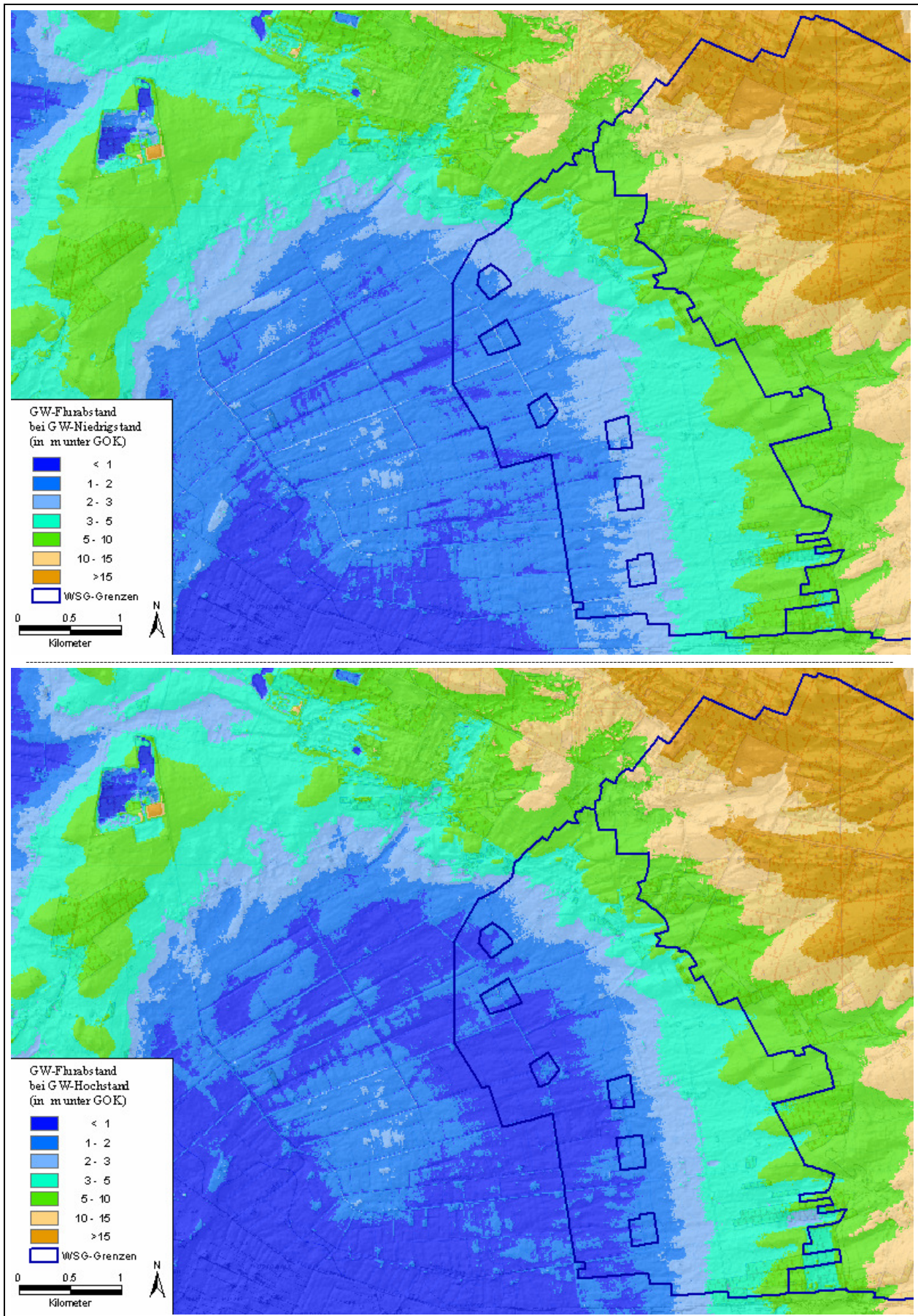


Abb. 4.7: Grundwasserflurabstandskarte für das WSG Getelo-Itterbeck und seiner östlichen Umgebung bei Grundwasserniedrigstand (oben) und Grundwasserhochstand (unten) im 5-jährigen Mittel (1999 - 2003)

4.1.6 Flächennutzung und Nutzungshistorie

4.1.6.1 Landwirtschaftliche Nutzung

Das heutige WSG wird besonders durch die Landwirtschaft und durch Wälder geprägt. Ungefähr 51% der insgesamt 3182 ha unterliegen der landwirtschaftlichen und 38% der forstwirtschaftlichen Nutzung (LWK Weser-Ems, 1997). Die verbleibenden 11% sind den sonstig genutzten Flächen zuzuordnen, worunter vor allem bebaute Flächen fallen. Die Wälder überziehen den Südosten und den gesamten Nordosten bis zur Mitte des WSG (Abb. 4.8). Sie bestehen hauptsächlich aus mit der Gemeinen Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) bepflanzten Nadelwäldern. Von der Landwirtschaft wird der gesamte Westen und besonders der Süden um die Ortschaft Getelo genutzt.

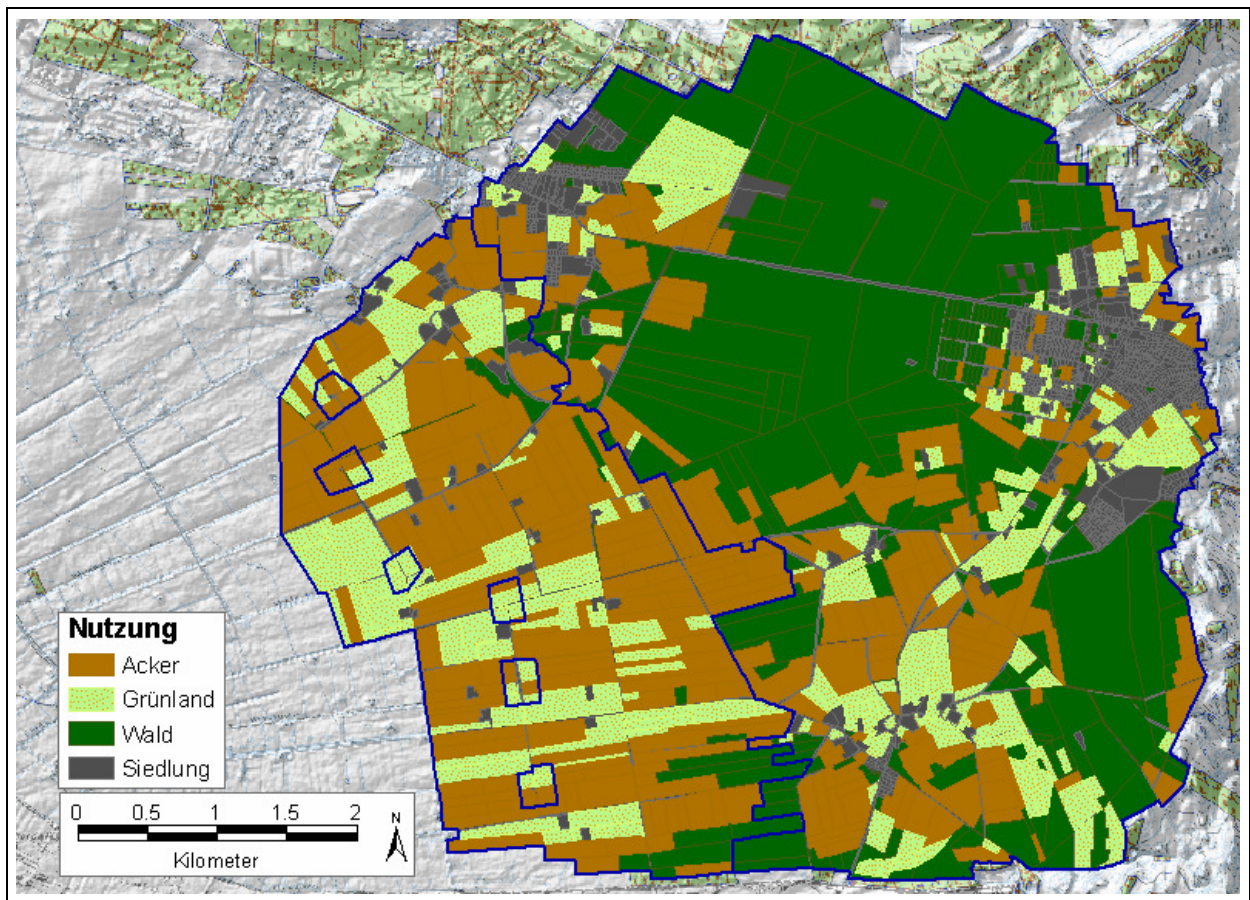


Abb. 4.8: Landnutzung im WSG Getelo-Itterbeck

Innerhalb des WSG wirtschafteten ca. 80 Landwirte. Bei 22% dieser Betriebe liegen die gesamten Flächen, bei weiteren 50% mehr als die Hälfte innerhalb des WSG (LWK Weser-Ems, 2002). Der Grünlandanteil liegt bei knapp unter 30 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) (Tab. 4.1). Innerhalb der letzten 7 Jahre hat sich sein Anteil kaum geändert. In der Regel sind die Flächen ackerfähig. Der Dauergrünlandanteil fällt daher relativ gering aus. Häufig ist Grünland in Form von Ackergras vorzufinden (LWK Weser-Ems, 2002). Bei den Ackerkulturen hat sich innerhalb der letzten 7 Jahre eine deutliche Verschiebung von den Hackfrüchten zum Getreide ergeben. Diese Entwicklung ist besonders auf eine freiwillige Vereinbarung zurückzuführen, die stark in die Fruchtfolgegestaltung der im WSG wirtschaftenden Betriebe eingreift. Nach dieser Vereinbarung

verpflichten sich die Landwirte in der Zone II und IIIa, keine Kartoffeln und Mais anzubauen, wofür sie finanziell entschädigt werden. Abhängig von den betrieblichen Gegebenheiten werden geeignete Zwischenfrüchte, wie z.B. Ölrettich vor Kartoffeln, Kreuzblütler und Phacelia vor Sommergetreide, angebaut. Darüber hinaus kommt dem Grünroggen nach Stärkekartoffeln eine besondere Bedeutung zu. Sie ist die einzige Zwischenfrucht, die noch relativ spät gedreht werden kann. Der Zwischenfruchtanteil bezogen auf die Getreidefläche beträgt im Beratungsgebiet ca. 29%.

Tab. 4.1: Kulturartenverteilung im Wasserschutzgebiet in % der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) von 1997 bis 2003 (nach LWK Weser-Ems, 2003; verändert)

Kulturen/Jahr	1997- 1999	2000	2001	2002	2003	Veränderungen von 1997 zu 2003
Grünland	26	27	29	31	28	+ 2
W-Getreide	6	10	13	12	16	+ 10
S-Getreide	10	18	21	26	18	+ 8
Kartoffeln	20	13	9	9	10	- 10
Mais	36	29	24	18	22	- 14
Stillelegung/Sonstiges	2	3	4	4	6	+ 4

Luftbildauswertungen von Teilbereichen des Wasserschutzgebietes zeigen die Entwicklung des Grünlandanteils an der Gesamtfläche von 1970 bis 1996 (Abb. 4.9). Besonders in den ersten 10 Jahren nach 1970 ist dieser deutlich zurückgegangen.

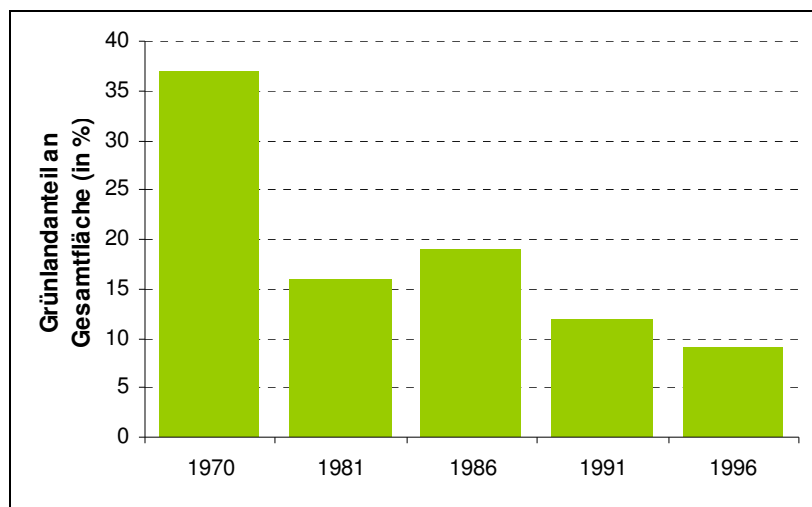


Abb. 4.9: Entwicklung des Grünlandanteils im WSG Getelo-Itterbeck (Auswertung aus Luftbildern von 4 Ausschnitten)

Auf Grundlage der Agrarberichterstattung konnte Bouwer (1995) in der Gemeinde Getelo eine deutliche Zunahme der Viehbestände zwischen den Jahren 1977 bis 1991 feststellen. Innerhalb dieses Zeitraumes stiegen die Bestände beim Rindvieh um 41 % auf mehr als 2300, bei Zuchtsauen um 31 % auf mehr als 1700 und bei Mastschweinen um 171 % auf mehr als 1800 Tiere (Bouwer, 1995). Zeitgleich ging die Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe in der Gemeinde Getelo von 71 auf 55 zurück. Bis zum Jahr 2001 ist die Anzahl um weitere 15 Höfe auf 40 noch Landwirtschaft betreibende Betriebe zurückgegangen (NLS, 2001). Bis zum Jahr 2001 ist der Viehbestand in der Gemeinde Getelo gegenüber dem Jahr 1991 nicht weiter gewachsen. Mit 2001 Rindern, 1658

Zuchtsauen und 1140 Mastschweinen ist vielmehr ein geringfügiger Rückgang des Viehbestands zu verzeichnen.

4.1.6.2 Wasserwirtschaftliche Nutzung

Die Trinkwasserversorgung wird durch den Wasser- und Abwasserzweckverband Niedergrafschaft (WAZ) vorgenommen. Neben der Samtgemeinde Uelsen werden auch die Samtgemeinden Emlichheim und Neuenhaus sowie die Gemeinde Wietmarschen versorgt. Die erste Wasserabgabe erfolgte in Form eines Probebetriebes bereits im Jahr 1975. Im Jahre 1979 wurde dem WAZ nach dem Niedersächsischen Wassergesetz die Genehmigung erteilt, Grundwasser aus der Reutumer Rinne zu gewinnen.

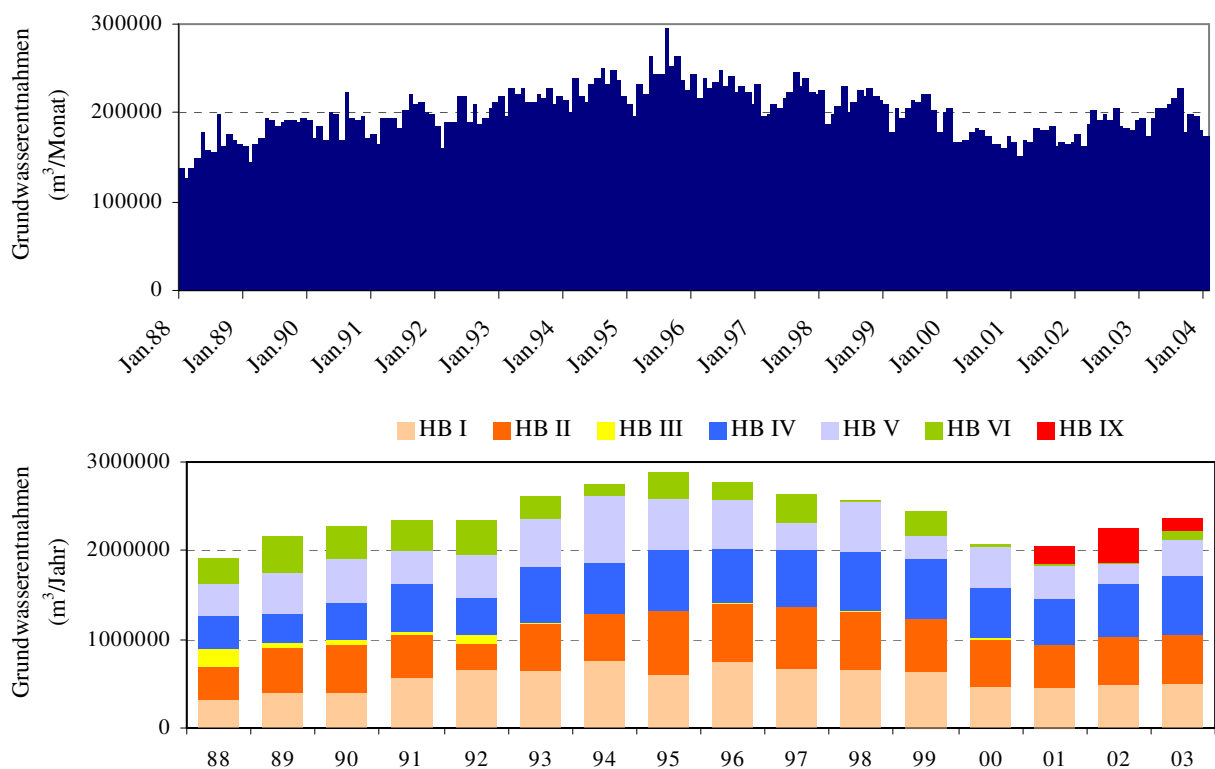


Abb. 4.10: Monatliche Gesamt-Grundwasserentnahmen (oben) und jährliche Entnahmen differenziert nach Förderbrunnen (unten) im WSG Getelo-Itterbeck für den Zeitraum 1988 bis 2003

Die Abbildung 4.10 zeigt die gesamte monatliche Fördermenge (oben), sowie die jährliche Förderung (unten) für den Zeitraum 1988 bis 2003. Die mittlere jährliche Grundwasserfördermenge des WAZ betrug für diesen Zeitraum ca. 2,57 Mio. m³. Die bewilligte jährliche Grundwasserentnahme liegt bei 4,38 Mio. m³. Bislang wurde diese Menge jedoch nicht erreicht. Bis 1995 ist eine stetige Zunahme der jährlichen Fördermenge deutlich zu erkennen. 1995 stellt mit einer Förderleistung von nahezu 2,9 Mio. m³ das bisherige Rekordjahr dar. Neben der jährlichen gesamten geförderten Menge ist in der unteren Darstellung der Leistungsanteil der einzelnen Hauptbrunnen (HB) an der Gesamtförderung zu sehen. Mit der Einschaltung von HB IX stehen seit 2001 7 Hauptbrunnen zur Verfügung, die in einer Tiefe von 27 bis 54 Metern ausgefiltert sind. Bei allen Brunnen handelt es sich um Vertikalförderbrunnen mit einer maximalen Fördermenge von je

125 m³*h⁻¹. Die Aufbereitungsleistung des Wasserwerkes erreicht mit 750 m³*h⁻¹ fast die Höchstförderleistung aller Hauptbrunnen. Während sich die Hauptbrunnen HB I bis HB VI, annähernd in einer Nord- Südachse aufgereiht, innerhalb des WSG befinden (Abb. 4.6), liegt HB IX weiter im Westen außerhalb des WSG. Der Trend der Nitrat-Konzentration im geförderten Grundwasser der Förderbrunnen (HB I bis HB VI) ist für den Zeitraum 1987 bis 2003 in den Abbildungen A-1 und A-2 des Anhangs zu sehen.

4.1.6.3 Sandabbau

Neben der Forstwirtschaft, Landwirtschaft und der wasserwirtschaftlichen Nutzung existieren im Süden des WSG mehrere „Abgrabungsfelder, auf denen im Trockenbau Sand gewonnen wird“ (Gäth et al., 1999). In jüngeren Jahren wurden mehrere neue Sandabbauvorhaben beantragt, die sich auch innerhalb des Grundwasservorsorgegebietes befinden.

4.2 Das Modell Hermes

Für die in dieser Arbeit durchgeführten Simulationen wurde das Modell HERMES verwendet. In diesem prozessorientierten Modell werden simultan die im System Boden-Pflanze vorherrschenden Prozesse des Wasserhaushalts, des Stickstofftransports, der Mineralisation, der Denitrifikation und des Pflanzenwachstums, welcher die N-Aufnahme mit einschließt, in Form von Teilmodellen nachgebildet. Dabei arbeitet das nur in die vertikale Richtung orientierte eindimensionale Modell auf der Basis von täglichen Wetterdaten.

Als Ergebnis können auf täglicher Basis die Sickerwasserspenden, die aktuellen Evapotranspirationen, die Mineralisationsraten, die N-Austräge, die Denitrifikationsraten, die N-Aufnahme der Pflanzen, sowie der Bodenwassergehalt und der mineralische Stickstoffgehalt einer definierten Bodentiefe berechnet werden. Die im Folgenden durchgeführte Beschreibungen der einzelnen Teilmodelle basiert im Wesentlichen auf den Ausführungen von Kersebaum (1989, 1995, 2007), Kersebaum und Beblík (2001), Kersebaum et al. (2005, 2007a, 2007b, 2007c). Die Abbildung 4.11 gibt eine schematische Zusammenfassung dieser Funktionsweise.

Datenanforderung

HERMES wurde für praktische Zwecke im Bereich der Landwirtschaft und des Wasserschutzes entwickelt (z.B. zur Berechnung von Düngeempfehlungen, zur Abschätzung von Nitratauswaschungen und zur Bewertung von Landnutzungsformen). Daher wurde es so konzipiert, dass es eine relativ geringe Anzahl von Eingabeparametern erfordert (Kersebaum, 2007a).

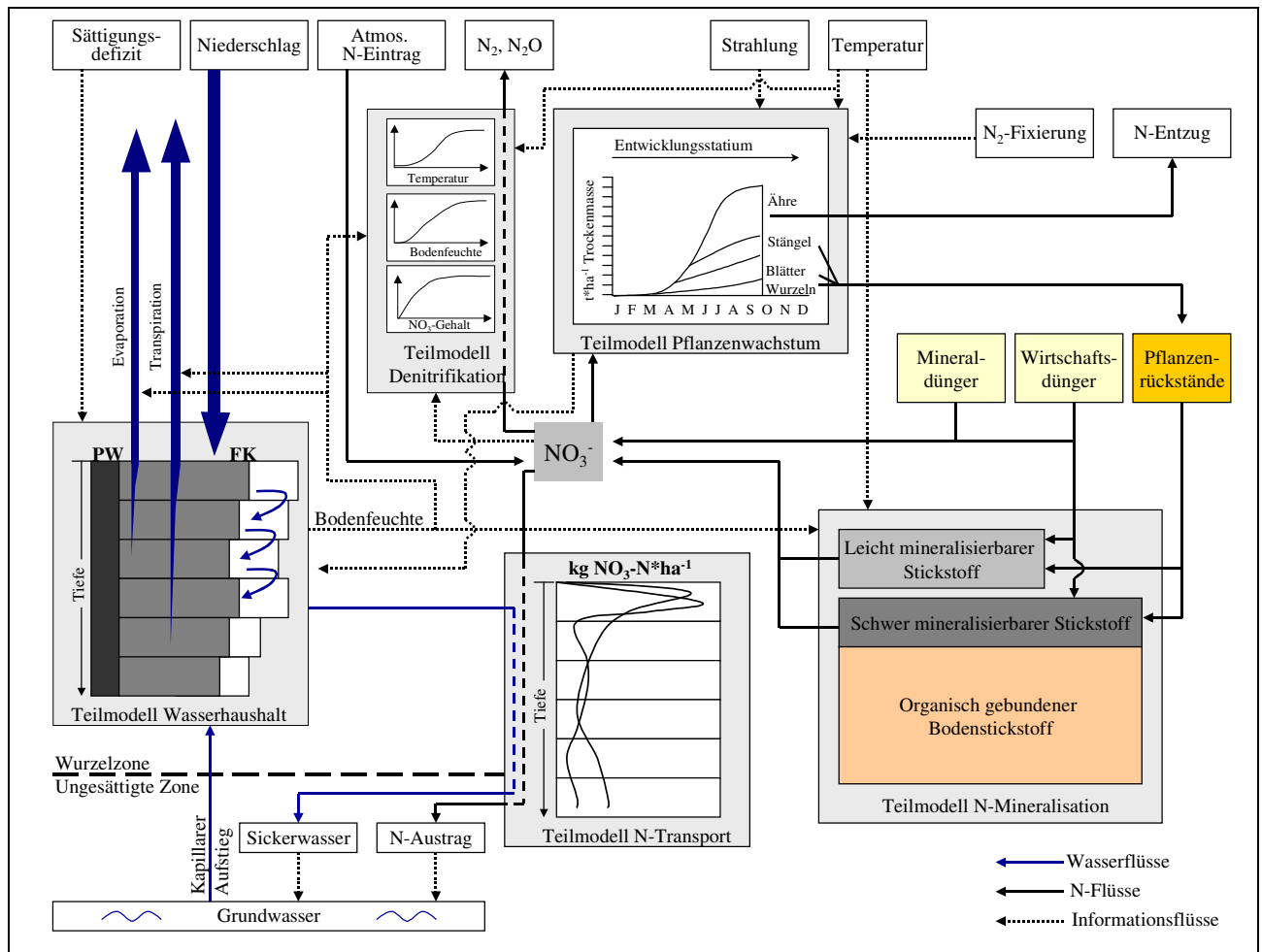


Abb. 4.11: Schema des Stickstoffmodells HERMES (nach Kersebaum, 2007; verändert)

Zur Berücksichtigung des Witterungseinflusses werden tägliche Daten zum Niederschlag [mm], Lufttemperatur [$^{\circ}\text{C}$], Sättigungsdefizit des Dampfdrucks [14.00 Uhr MEZ, hPa], und der Globalstrahlung [$\text{J}\cdot\text{cm}^{-2}$] benötigt (Herrmann et al., 2005; Kersebaum et al., 2002). Alternativ zur Globalstrahlung können auch Informationen zur täglichen Sonnenscheindauer als Eingabegröße verwendet werden. Mit Hilfe eines einfachen Ansatzes wird aus diesen Informationen die Globalstrahlung ermittelt. Als Grundlage dient eine von Goudriaan (1982) (zitiert in Kersebaum (1989)) entwickelte Methode, die die maximal mögliche Strahlung an einem klaren Tag aus der geographischen Breite und dem Datum ableitet. Gleichzeitig kann für einen Standort die maximale Sonnenscheindauer auf Basis der geographischen Breite und des Datums geschätzt werden. Daraus ergibt sich, dass die aktuelle Strahlung aus der Relation der täglichen zur maximalen Sonnenscheindauer bestimmt werden kann (Kersebaum, 1989). Im Modell wird dabei angenommen, dass die Strahlung bei völlig bedecktem Himmel einem Fünftel der Strahlung eines klaren Tages entspricht (Kersebaum, 1989). Bezüglich der Nutzung werden Daten zur Frucht (Art, Saat- und Erntetermin), der Düngung (Art, Termin und Menge), der Bodenbearbeitung (Termin und Tiefe), und ggf. der Bewässerung (Termin und Menge) benötigt. Die wichtigsten Bodeninformationen ergeben sich aus der Bodenart, dem Corg-Gehalt, dem C/N-Verhältnis, der Bodendichte und dem Steingehalt. Besonders für grundwassernahe Standorte sind ferner Grundwasserflurabstände für eine adäquate Simulation eine Bedingung. Die Schwankungen werden dabei durch eine

vereinfachte Methode, bei der die Zeitspanne und Tiefe des Wasserspiegels bei Grundwasserhoch- bzw. -niedrigstand festgelegt werden. Die verbleibende Zeitspanne zwischen diesen Hoch- und Niedrigständen wird im Modell linear interpoliert.

Teilmodell Wasserhaushalt

Um sowohl die Nitratverlagerung als auch die Umwandlungsprozesse des Stickstoffs, wie die Mineralisation und die Denitrifikation, nachbilden zu können, ist die Simulation des Bodenwasserhaushalts notwendig (Kersebaum und Beblík, 2001). Das Teilmodell Wasserhaushalt wird dabei durch ein einfaches sogenanntes Platten- oder Kapazitätsmodell beschrieben, wobei das Bodenprofil in homogene 10 cm tiefe Bodenschichten untergliedert wird (Abb. 4.12). Den einzelnen Bodenschichten werden nach der in der AG Bodenkunde (1994) angewendeten Zuweisungsmethode Kapazitätsparameter, wie der volumetrische Wassergehalt bei Permanentem Welkepunkt (Θ_{PWP}) und bei Feldkapazität (Θ_{FK}) zugeordnet. Diese Zuordnung basiert dabei auf den die einzelnen Bodenschichten charakterisierenden Bodenparametern, wie insbesondere der Bodenart. Je nach Lagerungsdichte und Humusgehalt werden entsprechend der AG Boden (1994) Ab- bzw. Zuschläge bei den Kapazitätsparametern mit berücksichtigt (Kersebaum et al., 2001).

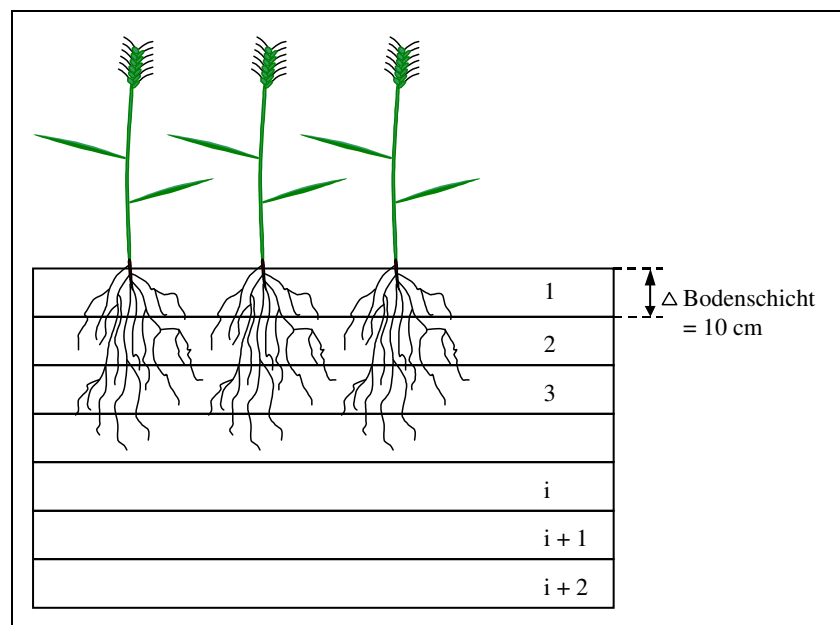


Abb. 4.12: Schematische Darstellung des im Modell HERMES angewandten Plattenmodells

Der kapillare Aufstieg wird ebenfalls nach den tabellarischen Ausführungen der AG Boden (1994) in Abhängigkeit von der Bodenart und dem Abstand der entsprechenden Bodenschicht von der Grundwasseroberfläche berechnet (Kersebaum et al., 2001). Die kapillaren Aufstiegsraten sind für einen Wassergehalt von 70% der nutzbaren Feldkapazität (nFK) definiert. Das Modell bestimmt von unten nach oben die erste Bodenschicht, bei der der Bodenwassergehalt die 70% der nFK unterschreitet. Mit Hilfe der Distanz der identifizierten Bodenschicht bis zur Grundwasseroberfläche wird die Durchflussrate unter der Annahme eines unveränderten Zustands (steady state) durch alle unteren Bodenschichten berechnet. Für die Berechnung des kapillaren Wasseraufstiegs wird

die Position der Bodenschicht mit einem abfallenden Bodenwassergehalt täglich neu identifiziert, um seine Distanz zur Grundwasseroberfläche und den kapillaren Aufstieg neu zu bestimmen.

Die potentielle Evapotranspiration (ET_p) ergibt sich im Modell aus der Anwendung der empirischen Methode von Haude (1955) unter Berücksichtigung der von Heger (1978) für unterschiedliche landwirtschaftliche Kulturen modifizierten Werte (Kersebaum et al., 2001). Dafür ist lediglich das Sättigungsdefizit des Dampfdrucks um 14.00 Uhr MEZ, was in etwa dem täglichen Maximum entspricht, notwendig. Der relative Anteil der potentiellen Evaporation (E_{pot}) wird unter der Verwendung des Blattflächenindex (LAI) (Goudriaan, 1977) wie folgt berechnet:

$$E_{pot} = ET_p \times e^{-0.5 \times LAI} \quad (4.01)$$

wobei:

E_{pot}	=	Potentielle Evaporation [$\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$]
ET_p	=	Potentielle Evapotranspiration [$\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$]
LAI	=	Blattflächenindex (Leaf Area Index) [$\text{ha Blatt} \cdot \text{ha}^{-1}$]

Die potentielle Evaporation wird abhängig von Bodenwassergehalt in der oberen Bodenschicht auf die aktuelle Evaporation (E_{akt}) reduziert (Kersebaum, 1995). Als Untergrenze der Entleerung werden im Modell 30% des Wassergehaltes beim Permanenten Welkepunkt (Θ_{PWP}) angewandt. Diese Menge entspricht nach dem in Lorenz (2004) zitierten Van Keulen (1975) der ungefähren Austrocknungsgrenze von Böden. Als Obergrenze für die Aufsättigung gilt der volumetrische Wassergehalt bei Feldkapazität (Θ_{FK}). Infiltrierendes Wasser, das diese Grenze überschreitet, wird als Sickerwasser in tiefere Bodenschichten abgeleitet (Lorenz, 2004).

Die Wasseraufnahme der Pflanze wird basierend auf der potentiellen Transpiration (T_{pot}) vorgenommen. Sie kann bei ungenügender Wasserzufuhr reduziert sein. Die Berechnung der aktuellen Transpiration (T_{akt}) berücksichtigt den Bodenwassergehalt und die zeitlich dynamische Wurzelverteilung über die Bodentiefe. Wasserdefizite können dabei durch Wurzeln in tieferen Bodenschichten teilweise kompensiert werden (Kersebaum, 1995).

Teilmodell N-Transport

Die Bewegung des Nitrats wird mit Hilfe der Konvektions-Dispersionsgleichung für instationäre Bedingungen simuliert, bei dem die Wassergehalte und Flüsse aus den Berechnungen des Teilmodells Wasserhaushalt übernommen werden (Kersebaum, 1989; Kersebaum, 1995):

$$\frac{\partial \Theta c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\Theta \times D_{eff} \times \frac{\partial c}{\partial z} \right) - \frac{\partial qc}{\partial z} \quad (4.02)$$

wobei:

Θ	=	volumetrischer Wassergehalt	$[\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}]$
c	=	Nitrat-Konzentration in Bodenlösung	$[\text{mg Nitrat} \cdot \text{cm}^{-3}]$
t	=	Zeit	$[\text{d}]$
D	=	Effektiver Dispersionskoeffizient	$[\text{cm}^2 \cdot \text{d}^{-1}]$
q	=	Wasserfluss	$[\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}]$
z	=	Tiefe	$[\text{cm}]$

Der effektive Dispersionskoeffizient (D_{eff}) ist eine Kombination aus der Diffusion und der hydrodynamischen Dispersion:

$$D_{\text{eff}} = \tau^{-1} \times D_0 + D_v \times \left| \frac{q}{\Theta} \right| \quad (4.03)$$

wobei:

τ	=	Tortuosität
D_0	=	Diffusionskoeffizient für Nitrat in freier Lösung
D_v	=	Dispersionsfaktor

Der Diffusionskoeffizient für Nitrat in freier Lösung (D_0) beträgt $2.14 \text{ cm}^2 \cdot \text{d}^{-1}$, für den Dispersionsfaktor (D_v) wird im Modell ein Wert von 25 cm angenommen (Kersebaum, 1989; Kersebaum, 1995). Die Tortuosität (τ) kennzeichnet den Grad der Gewundenheit der Transportwege in den Bodenporen. Sie ist durch das Verhältnisquadrat der mittleren effektiven Länge des Transportweges (l_{eff}) durch die Bodenschicht und die Dicke (l) dieser Schicht definiert:

$$\tau = \left(\frac{l_{\text{eff}}}{l} \right)^2 \quad (4.04)$$

Im Modell werden für Ton-, Löß-, Lehm-, und Sandböden unterschiedliche Tortuositäten angenommen (Kersebaum, 1989).

Teilmodell N-Mineralisation

Das Teilmodell der Stickstoffmineralisation basiert auf dem Konzept der Netto-Mineralisation. Für die Berechnung der Stickstofffreisetzung werden zwei Pools mit unterschiedlich schnell zersetzbaren Stickstofffraktionen simuliert: Eine kleine Fraktion mit schnell und leicht abbaubaren organischen Substanzen (N_{fast}) und eine größere Fraktion mit nur langsam abbaubaren organischen Substanzen (N_{slow}). Die Mineralisation beschränkt sich im Modell auf die oberen 20 cm des Bodens; bei sandigen Böden auf die oberen 30 cm. Die in der Zeit (t) mineralisierte Stickstoffmenge ergibt sich dabei aus (Kersebaum und Beblík, 2001):

$$N_{Min}(t) = N_{slow} \times (1 - e^{-k_{slow}(T, \Theta)t}) + N_{fast} \times (1 - e^{-k_{fast}(T, \Theta)t}) \quad (4.05)$$

wobei:

$N_{Min}(t)$	=	Mineralisierter Stickstoff in der Zeit (t)
N_{slow}	=	Langsam mineralisierbare Stickstofffraktionsmenge [kg N*ha ⁻¹]
N_{fast}	=	Schnell mineralisierbare Stickstofffraktionsmenge [kg N*ha ⁻¹]
k_{slow} und k_{fast}	=	Abbaukoeffizienten [1/d] (abhängig von Temperatur [T] und volumetrischen Wassergehalt [Θ])

N_{fast} besteht überwiegend aus frischen Pflanzenresten der Vorfrucht. Die Menge der leicht abbaubaren Stickstofffraktion leitet sich aus kulturartspezifischen empirischen Daten zum Stickstoffgehalt der Pflanzenreste und seinem zur schnellen Mineralisation neigenden Anteil ab. N_{slow} setzt sich aus dem am Umsatz beteiligten Teil der organischen Substanz des Bodens, schwer zersetzbaren Pflanzenresten (z.B. Stroh) und organischen Festdüngern zusammen (Lorenz, 2004). Basierend auf Inkubationsversuchen von Nuske (1983) und Nordmeyer und Richter (1985) wurde die langsam mineralisierbare Stickstofffraktion (N_{slow}) im Modell auf 13% des Gesamtstickstoffgehaltes [N_t] des Bodens festgelegt (Kersebaum, 1995; Lorenz, 2004), was in seiner Größenordnung auch dem „aktiven Pool“ bei organischen N-Verbindungen nach Jansson (1958) entspricht (Kersebaum, 2003).

Die Mineralisationskoeffizienten k_{slow} und k_{fast} sind von der Bodenfeuchte [Θ] und der Temperatur [T] abhängig. Der Effekt der Temperatur wird mit Hilfe der Arrheniusfunktionen beschrieben, die auf Inkubationsversuchen von Nordmeyer und Richter (1985) fußen (Kersebaum, 1995):

$$k_{slow}(t) = 4.0 \times 10^9 \times e^{-8400/(T+273)} \quad (4.06)$$

$$k_{fast}(t) = 5.6 \times 10^{12} \times e^{-9800/(T+273)} \quad (4.07)$$

wobei:

T = Tagesmittel der Lufttemperatur in 2 m Höhe

Bei Temperaturen unter 0 °C wird im Modell angenommen, dass keine Mineralisation mehr stattfindet.

Die Mineralisation wird durch einen von Myers et al. (1982) bestimmten, die Wirkung der Bodenfeuchte nachzeichnenden Reduktionsfaktor korrigiert (Kersebaum und Beblík, 2001). In der Abbildung 4.13 ist der Einfluss der Temperatur und der Bodenfeuchte auf die Mineralisation der dem „aktiven“ Pool zuzurechnenden organisch gebundenen Stickstofffraktionen dargestellt.

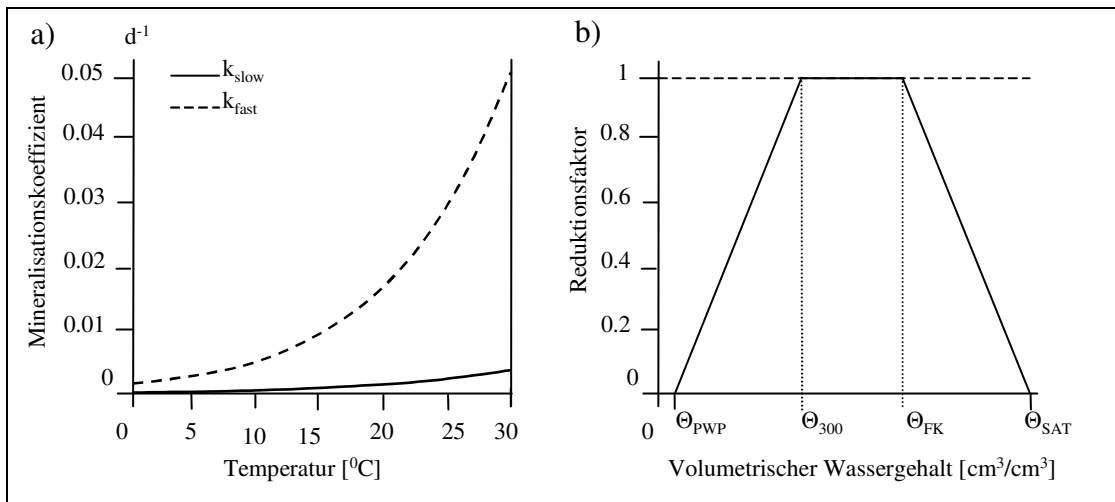


Abb. 4.13: Darstellung der Simulation der Netto-N-Mineralisation in Abhängigkeit der Temperatur (a) und der Bodenfeuchte (b) im Modell HERMES (nach Kersebaum und Bebhlik, 2001)

Teilmodell Denitrifikation

Die Denitrifikation wird nach einer Methode von Richter und Söndgerath (unveröffentlicht, zitiert in Schneider, 1991) berechnet. Dabei wird die tägliche Denitrifikation N_{Den} [kg N*ha⁻¹] für den Oberboden in Abhängigkeit von dem Nitratgehalt mit Hilfe einer Michaelis-Menten-Kinetik abgeleitet und durch Reduktionsfunktionen des wassergefüllten Porenraumes (Θ_r) und der Temperatur [T] korrigiert (Kersebaum und Bebhlik, 2001; Lorenz, 2004):

$$N_{Den} = \frac{V_{max} \times (NO_3^-)^2}{(NO_3^-)^2 + K_{NO_3}} \times f(\Theta_r) \times f(T) \quad (4.08)$$

wobei:

V_{max} = Maximale Denitrifikationsrate [kg N*ha⁻¹*d⁻¹]

NO_3^- = Nitratgehalt des Bodens [kg N*ha⁻¹]

K_{NO_3} = Michaelis-Menten-Koeffizient für Nitrat [kg N*ha⁻¹]

Die Funktionen für den wassergefüllten Porenraum [Θ_r] und die Temperatur [T] lauten dabei wie folgt:

$$f(\Theta_r) = 1 - e^{-\left(\frac{\Theta_r}{\Theta_{krit}}\right)^6} \quad (4.09)$$

$$f(T) = 1 - e^{-\left(\frac{T}{T_{krit}}\right)^{4.6}} \quad (4.10)$$

Die kritischen Werte für die Temperatur [T_{krit}] und für den wassergefüllten Porenraum [Θ_{krit}] wurden bei 15.5 °C bzw. 76.6 cm*100cm⁻³ festgelegt (Kersebaum und Bebhlik, 2001). Die

Abbildung 4.14 zeigt zur Verdeutlichung die Funktionen der oben aufgeführten Gleichungen zur Bestimmung der Denitrifikation.

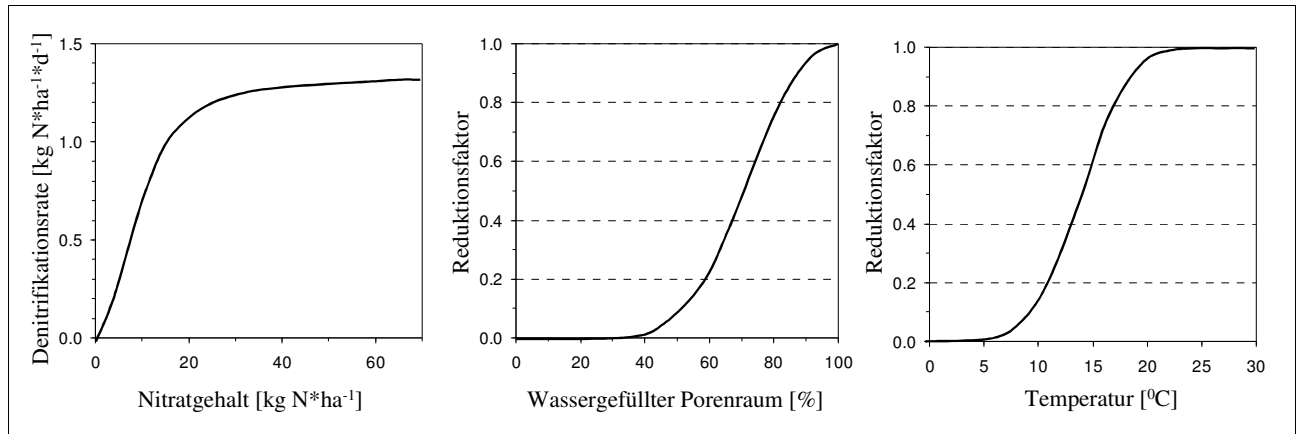


Abb. 4.14: Im Modell HERMES verwendete Funktionen zur Simulation der täglichen Denitrifikationsraten in Abhängigkeit des Nitratgehaltes, des wassergefüllten Porenraums und der Temperatur (nach Kersebaum und Beblík, 2001)

Teilmodell Pflanzenwachstum

Das Modul für das Pflanzenwachstum wurde auf der Basis des SUCROS Modells von Van Keulen et al. (1982) entwickelt. Dabei wird, gesteuert durch die Globalstrahlung und die Temperatur, die aus der Photosynthese und der Atmung resultierende Netto-Trockenmasseproduktion simuliert. Deren Verteilung auf die einzelnen Pflanzenorgane (Wurzel, Blätter, Stängel, und Fruchtkörper) wird durch die phänologische Entwicklung der Pflanze bestimmt. Die Grundlage für die Simulation der Verteilung bilden die Ansätze von Weir et al. (1984) und Groot (1987) (zitiert in Kersebaum, 1989). Die Entwicklung der Pflanze und die damit verbundene Verteilung des assimilierten Kohlenstoffs basieren auf einem Temperatursummenansatz ($^{\circ}\text{C} \cdot \text{d}^{-1}$). Danach muss für die Keimung zunächst eine kulturartenspezifische Keimtemperatursumme bei einer ausreichenden Bodenfeuchte überschritten werden. Die folgenden Wachstumsphasen werden ferner durch die Tageslänge und die Vernalisation beeinflusst (Kersebaum et al. 2002).

Die Verteilung der Wurzeln über die Tiefe wird nach einer empirischen Funktion nach Gerwitz und Page (1974) vorgenommen, wobei die Wurzeltiefe mit zunehmender Wachstumsphase steigt. Aus den die Bodenschichten beschreibenden Bodenarten wird die maximale Durchwurzelungstiefe nach der KA4 (AG Boden, 1994) abgeleitet.

Für die Stickstoffaufnahme der Pflanze wird der Bedarf aus der Differenz zwischen aktuellem und maximalem Stickstoffgehalt in der Pflanze berechnet. Der maximale N-Gehalt ergibt sich dabei aus der effektiven (von den Tagestemperaturen abhängigen) Wachstumszeit der Pflanze. Die Möglichkeit der Pflanze, Stickstoff aufzunehmen, wird durch die aktuelle Wurzellänge bestimmt. Dabei wird eine maximale Aufnahme von $30 \cdot 10^{-14} \text{ mol} \cdot \text{s}^{-1} \cdot (\text{cm Wurzellänge})^{-1}$ angenommen. Unter guten Bedingungen entspricht das einer maximalen täglichen Aufnahmerate von 6-7 $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Kersebaum, 1995). Für die Aufnahme muss der berechnete tägliche Bedarf vom

Stickstoffgehalt in der Bodenlösung erfüllt werden. Dafür wird im Modell zunächst der konvektive N-Transport mit dem Bodenwasser, der durch die Transpiration der Pflanze hervorgerufen wird, berechnet. Wird der Bedarf auf diese Weise nicht gedeckt, wird in einem zweiten Schritt der maximal durch Diffusion verursachte N-Transport ermittelt. In unmittelbarer Nähe der Wurzeloberflächen wird eine minimale Stickstoffkonzentration von $14 \cdot 10^{-3} \text{ mg N} \cdot \text{cm}^{-3}$ angenommen (Kersebaum, 1995).

Sowohl Wasser- als auch Stickstoffmangel können im Modell zu einer Reduzierung der Trockenmasseproduktion führen. Bei Wassermangel wird diese im gleichen Verhältnis reduziert, wie die aktuelle unter die potentielle Transpiration sinkt. Stickstoffstress kommt im Modell dann zur Geltung, wenn der Stickstoffgehalt in den oberirdischen Pflanzenteilen unter einen kritischen Wert fällt. Dieser hängt von dem entsprechenden Entwicklungsstadium der Pflanze ab. Die Abbildung 4.15 zeigt beispielhaft den im Modell angewandten maximalen und kritischen N-Gehalt in der oberirdischen Trockenmasse des Winterweizens während seiner phänologischen Entwicklung.

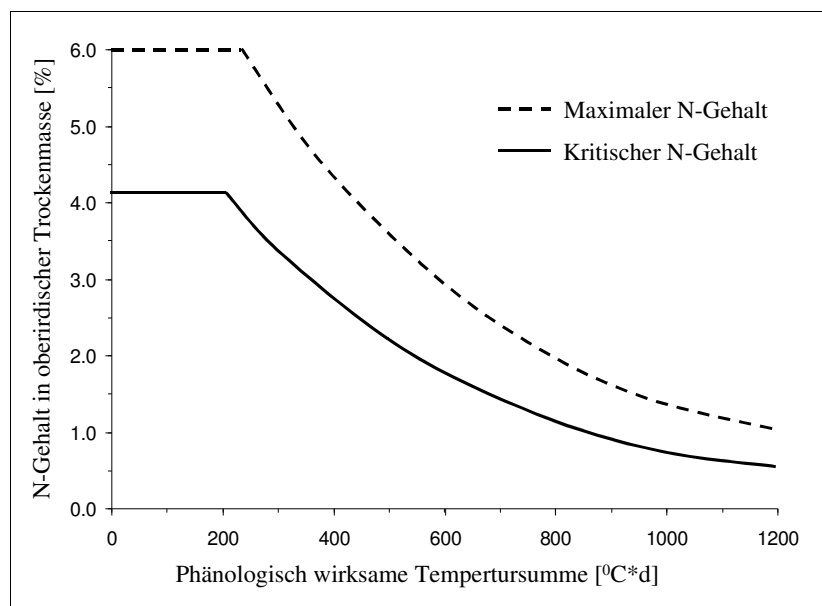


Abb. 4.15: Kritischer und maximaler N-Gehalt in der oberirdischen Trockenmasse in Abhängigkeit von der phänologischen Entwicklung des Winterweizens (nach Kersebaum, 1989)

4.3 Datenaufbereitung und -gewinnung

Für die Modellierung mit HERMES sind eine Reihe von Eingabeparametern erforderlich. Der folgende kurze Abriss zeigt, wie die dazugehörigen Daten gewonnen und aufbereitet wurden. Einige, wie zum Beispiel die Tiefenprofile, wurden eigens für diese Untersuchungen erhoben. Andere wurden aus bestehenden Dokumenten und vorausgegangenen Studien entnommen. Werte aus Literaturangaben unterstützen den Prozess der Datengewinnung.

4.3.1 Meteorologische Daten

Die Tabelle 4.2 zeigt die für das Stickstoffhaushaltsmodell HERMES notwendigen täglichen meteorologischen Daten. Ferner sind die Margen, innerhalb derer sich deren Auflösung und Genauigkeit optimaler Weise bewegen sollte, dargestellt. Die meteorologischen Daten dienen sowohl der Bestimmung des Wasserhaushaltes als auch der Simulation der Stickstoffdynamik.

Für das gesamte WSG wurden die meteorologischen Daten der östlich gelegenen Wetterstation Lingen (Koord.= 52:31 N 07:18 O, Höhe über NN = 22m) des Deutschen Wetterdienstes für die Jahre 1973 bis einschließlich März 2004 verwandt (DWD, 2004). Die für die Modellierung notwendigen meteorologischen Daten sind dadurch weitestgehend auch hinsichtlich ihrer zeitlichen Auflösung abgedeckt. Die Globalstrahlung wird an der Wetterstation Lingen selbst jedoch nicht gemessen. Stattdessen wurde die im Modell vorgesehene alternative Sonnenscheindauer genutzt.

Tab. 4.2: Erforderliche meteorologische Kenngrößen für das Modell HERMES

Kenngrößen (Einheit)	Auflösung, Genauigkeit
Niederschlag (TS: mm)	Täglich, ± 10% JS
Temperatur in 2m Höhe (TM: °C)	Täglich, ± 0,5 °C TM
Sättigungsdefizit der Luft 14.00 Uhr MEZ (mm HG)	Täglich, ± 10% TM
Globalstrahlung (TS: Joule/cm ²)	Täglich, ± 10% TS
Sonnenscheindauer (statt Globalstr.) (TS: Stunden)	Täglich, ± 10% TS

TM = Tagesmittel JM = Jahresmittel TS = Tagessumme JS = Jahressumme

Neben den aufgeführten notwendigen Modellgrößen beinhalteten die Daten des DWD unter anderem auch die relative Luftfeuchtigkeit. Diese und die Temperatur (14 Uhr MEZ) wurden genutzt, um das Sättigungsdefizit der Luft zu berechnen. Es wurde aus der Differenz zwischen Sättigungsdampfdruck und Dampfdruck [Pa] bzw. zwischen maximaler und absoluter Luftfeuchtigkeit [g/m³] ermittelt:

$$\text{Sättigungsdefizit} = (E - e) \quad (4.11)$$

wobei :

$$\begin{aligned} E &= \text{Sättigungsdampfdruck} \\ e &= \text{Dampfdruck} \end{aligned}$$

Der Dampfdruck (e) selbst wurde dabei zunächst aus der Umkehrung der Berechnung der relativen Luftfeuchte (RF) errechnet:

$$RF = e/E * 100 \quad \Rightarrow \quad e = RF * E/100 \quad (4.12)$$

Der Sättigungsdampfdruck (E) in hPa konnte hingegen in einer Annäherung mit der Magnusformel berechnet werden:

$$\text{Sättigungsdampfdruck}(E) = (6.107 \cdot 10^{\frac{a-T}{b+T}}) \quad (4.13)$$

wobei:

T = Temperatur in °C

Dabei gilt:	Über einer Wasseroberfläche	a	b
	T höher als 0°C	7,5	235,0
	T tiefer als 0°C	7,6	240,7
	Über Eis	9,5	265,5

Daraus ergab sich abschließend die Möglichkeit, das Sättigungsdefizit aus den vorhandenen Daten abzuleiten:

$$\text{Sättigungsdefizit} = (6.107 \cdot 10^{\frac{a \cdot T}{b+T}}) - (RF \cdot E / 100) \quad (4.14)$$

Eine Einteilung des WSG in klimatische Zonen erschien aufgrund seiner geringen Größe (Gesamtfläche von 3182 ha) nicht sinnvoll. Ferner sind aufgrund des relativ flachen Reliefs mit Höhenunterschieden von weniger als 60 Metern im Jahresmittel nur geringe meteorologische Unterschiede zu erwarten. Die innerhalb des Wasserschutzgebietes identifizierten Wetterstationen verfügen ferner nicht über alle notwendigen Kenngrößen.

4.3.2 N-Deposition

Die N-Deposition wurde für die Modellierung aus Literaturangaben und aus Messungen anderer Untersuchungen abgeleitet. Für die landwirtschaftlichen Nutzflächen im Wasserschutzgebiet wurden mittlere N-Depositionen von 35 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ angenommen. Dieser Wert liegt über den in der nahen Region gemessenen Freilandwerten. Grundsätzlich zeigen jedoch verschiedene Studien, dass die Variationsbreite der N-Deposition sehr hoch ist (Kapitel 3). Ferner kann sie auch zwischen den Jahren starke Schwankungen aufweisen.

4.3.3 Tiefenprofile

Auf sechs Flächen innerhalb des WSG wurden Tiefenbohrungen durchgeführt. Die daraus gewonnenen Tiefenprofile sollen zum einen der geplanten Validierung des Modells HERMES dienen (Kap. 4.4.1). Zum anderen sollen sie weitere Informationen über die Bodenbeschaffenheit des WSG liefern (Kap. 4.3.4). Die ausgewählten Flächen liegen überwiegend im westlichen und zentralen Bereich des WSG, in dem landwirtschaftliche Nutzung deutlich überwiegt (Abb. 4.16). Sie erfüllten die drei folgenden Voraussetzungen:

1. Die Flächen stehen unter landwirtschaftlicher Nutzung und decken ein relativ weites Spektrum der ortsüblichen Fruchtfolgegestaltungen ab. Die Landbewirtschaftung der letzten vier Jahre ist dabei ausreichend dokumentiert.

2. Die pedologische Heterogenität des WSG wird durch die Flächen weitestgehend repräsentiert. Die Flächen wurden so gewählt, dass sie auf unterschiedlichen, für das WSG typischen Böden liegen.
3. Die ausgewählten Flächen liegen weitestgehend innerhalb der Teileinzugsflächen der Hauptbrunnen. In der Regel wurden die Standorte relativ grundwasserfern gewählt.

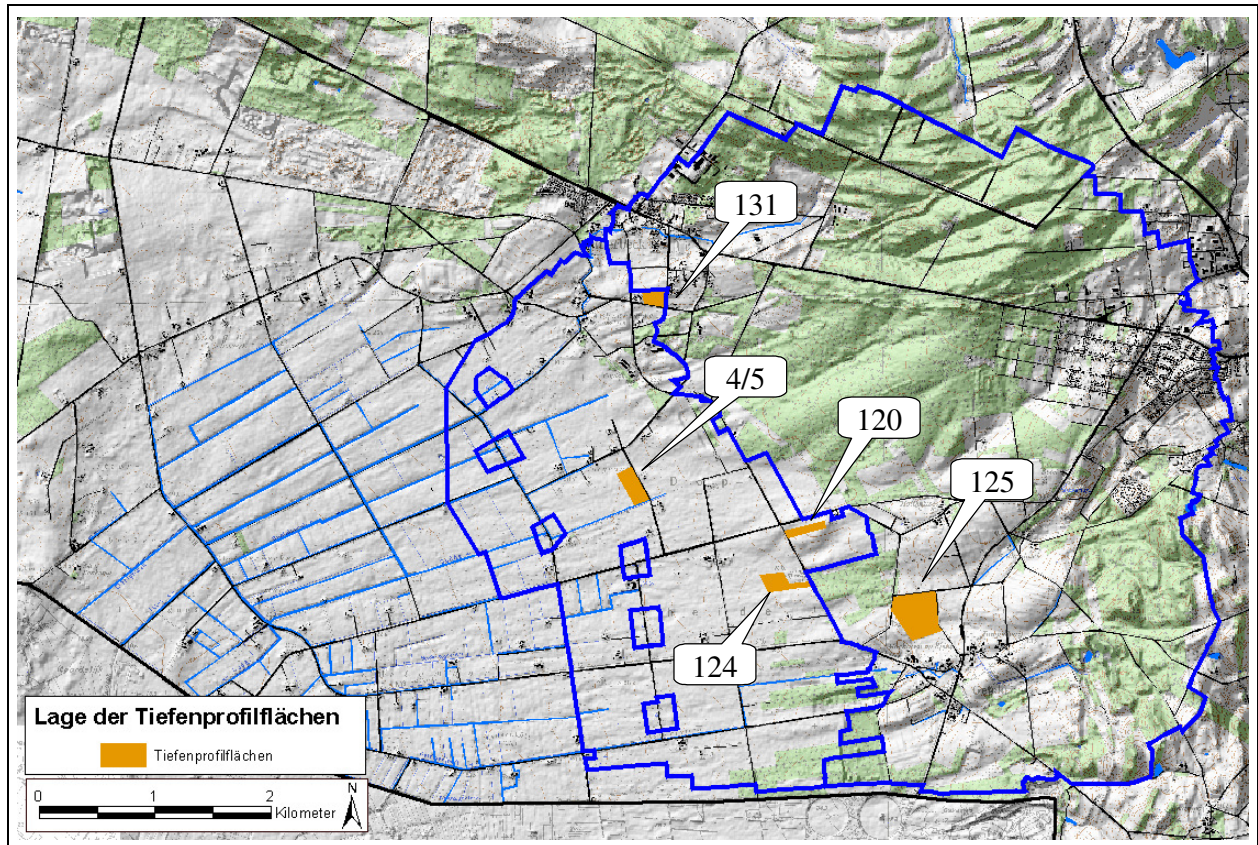


Abb. 4.16: Lage der Tiefenprofilflächen im WSG Getelo-Itterbeck

Auf den Flächen 124, 125 und 131 wurden sowohl im Frühjahr 2003 als auch im Frühjahr 2004 Tiefenprofile entnommen; die Flächen 004 und 005 wurden nur im Jahr 2003 und die Fläche 120 nur im Jahr 2004 beprobt (Tab. 4.3). Insgesamt wurden so neun Tiefenprofiluntersuchungen mit jeweils drei einzelnen Tiefenbohrungen durchgeführt; mit Ausnahme der Fläche 131, auf der im Jahr 2004 nur zwei Tiefenbohrungen stattfanden. Die Nutzungsgeschichte der einzelnen Flächen, insbesondere die Fruchtfolge und das Düngeregime, ist in den Tabellen A-1 bis A-5 des Anhangs zu sehen.

Tab. 4.3: Anzahl entnommener Tiefenprofile auf untersuchten Flächen

Fläche	Anzahl Tiefenbohrungen	
	2003	2004
4	3	-
5	3	-
120	-	3
124	3	3
125	3	3
131	3	2

Die Bodenentnahme 2003 wurde durch einen manuellen Flügelbohrer durchgeführt. Die maximale Tiefe beschränkte sich dabei auf 5,60 Meter. Im Jahr 2004 konnten unter der Federführung des NLFb mit Hilfe einer pneumatischen Bohrung auch Tiefen bis zu 12 Metern erreicht werden. Bei den Tiefenbohrungen wurden die Fläche und der Bohrkern zunächst einer zügigen bodenkundlichen Kartierung nach der AG Boden (1994) unterzogen. Der Bohrkern selbst wurde schichtweise entnommen und im lockeren Zustand in Plastikbeuteln verpackt. Im Jahr 2003 belief sich die Mächtigkeit der Entnahme auf 20 cm, im Jahr 2004 wurden bis zu einer Tiefe von 1,50 Metern jeweils 30 cm, darüber hinaus 50 cm Abschnitte entnommen. Eine kleine Menge der 2003er Proben wurde für eine C/N-Analyse gesondert in Plastikbeuteln gekühlt aufbewahrt.

Die Bodenproben wurden im Labor auf ihren Nitrat-Stickstoffgehalt und Wassergehalt untersucht. Bei den Proben des Jahres 2003 wurde bis zu einer Tiefe von einem Meter zusätzlich der Ammonium-Stickstoffgehalt analysiert. Die für die Corg- und Nt-Gehaltmessung bestimmten Proben wurden flächenspezifisch zu Mischproben zu jeweils 20 cm Tiefenschichten zusammengefasst und analysiert (Abb. A-3). Die Analyse der 2004er Bodenproben auf Nitrat-Stickstoff- und Wassergehalt erfolgte durch das NLFb. Die Bestimmungen erfolgten jeweils nach VDLUFA (1991). Eine Zusammenfassung der Messergebnisse der Nitrat- und Wassergehalte sind den Tabellen A-6 bis A-13, der bodenkundlichen Kartierungsergebnisse den Tabellen A-14 bis A-17 des Anhangs zu entnehmen.

4.3.4 Boden

Für das Wasserschutzgebiet wurde eine digitale Bodenkarte erstellt, um die räumliche Verteilung der vorkommenden Böden darzustellen. In der Abbildung 4.17 ist schematisch die Vorgehensweise dargestellt.

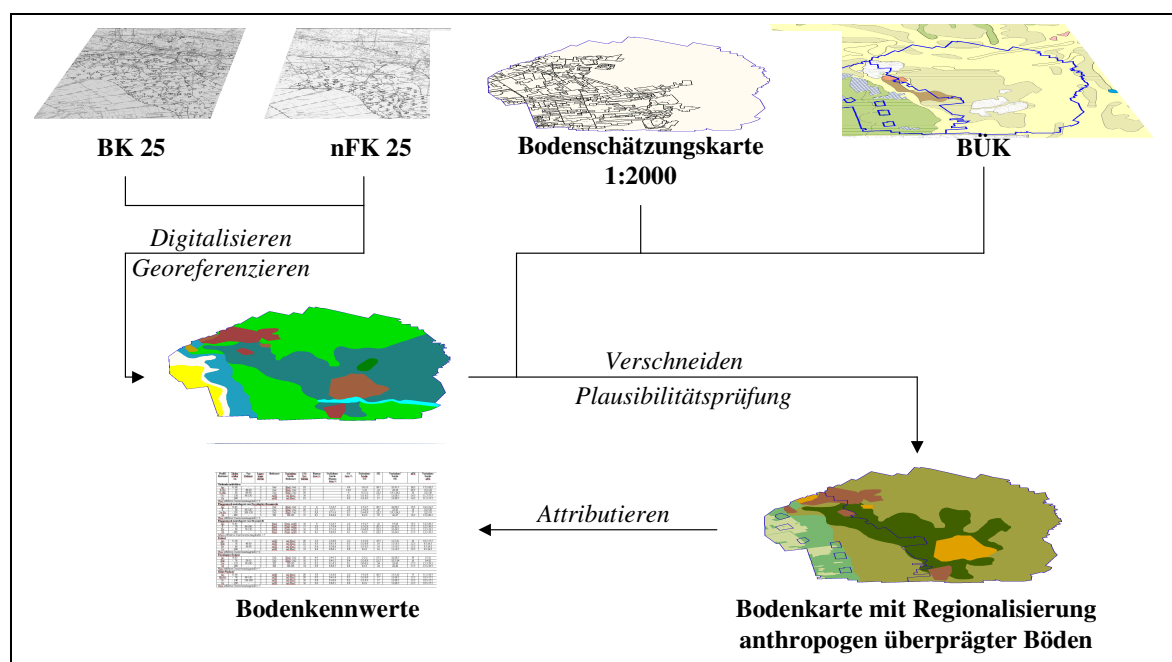


Abb. 4.17: Herleitung einer digitalen Bodenkarte und ihrer Bodenkennwerte

Bei der Erstellung der Bodenkarte wurde weitestgehend den Empfehlungen von Sauer (2002), bei der im Jahr 2002 die Kartenwerke hinsichtlich ihrer Brauchbarkeit und ihrer Maßstabstreue überprüft wurden, gefolgt. Als Basis diente ein bodenkundliches Gutachten und die dazugehörige Bodenkarte (1:25.000) (kurz BK 25) des NLFB (1974). Darin sind die im WSG Getelo-Itterbeck vorkommenden Bodeneinheiten dokumentiert und in ihrer räumlichen Verteilung dargestellt. Als korrespondierende Bodenkennwerte sind die Bodenart, der mittlere Grundwassertiefststand, der Wurzelraum, die nutzbare Feldkapazität, die kapillare Aufstiegshöhe und ggf. die Eschauflage genannt. Auf Grundlage dieser Bodenkennwerte erstellte das NLFB 1974 eine Karte der nutzbaren Feldkapazität (1:25.000) (kurz nFK 25). Sowohl die nFK 25 als auch die BK 25 wurden zunächst gescannt und mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems digitalisiert und georeferenziert.

In einem weiteren Schritt wurde diese digitalisierte Bodenkarte mit der Bodenschätzungskarte 1:2000 und mit der Bodenübersichtskarte (BÜK) des NLFB (2004a) verschnitten (Abb. 4.4). Das Verschneiden mit der BÜK erfolgte ausschließlich für das östliche Wasserschutzgebiet. Für diese überwiegend forstwirtschaftlich genutzten Flächen konnten nur unzureichende Informationen aus der BK25 bzw. keine aus der Bodenschätzungskarte 1:2000 gewonnen werden. Das Identifizieren der Tiefumbruchböden erfolgte nach von Sauer (2002) hergeleiteten Übersetzungsregeln der Bodenschätzungsattribute. So wurden z.B. alle als Acker geschätzten Flächen, deren Klassenzeichen bei Vorliegen der Bodenart „SMO“ keine Zustandsstufe aufwiesen, den Tiefumbruchböden zugeordnet. Ein Vergleich mit Aufzeichnungen von Pflugtiefen der ehemaligen Landbauaußenstelle Meppen zeigte eine sehr gute Übereinstimmung. Deshalb trat anstelle der in der BK 25 verwendeten Bodeneinheiten Sandmischkulturen die großmaßstäbige und parzellenscharfe Ausweisung tiefgepflügter Böden. Ferner zeugte ein Vergleich der nach Benne et al. (1990) von den Bodenschätzungsattributen abgeleiteten Plaggenesche mit den in der BK25 ausgewiesenen Plaggeneschen auf eine große Übereinstimmung hin, so dass diese weitestgehend übernommen wurden.

Böden mit vergleichbaren bodenphysikalischen Eigenschaften wurden zur Vereinfachung zu einer Einheit zusammengefasst. Die daraus resultierenden sechs Bodeneinheiten sind in ihrer räumlichen Verteilung in der Abbildung 4.18 dargestellt. Die Bodeneinheiten gliedern sich in:

1. Tiefumbruchböden
2. Plaggenesch, unterlagert von Pseudogley-Braunerde (lehmiger Sand)
3. Plaggenesch, unterlagert von Braunerde (Sand)
4. Pseudogley-Podsol
5. Podsol
6. Gley-Podsol

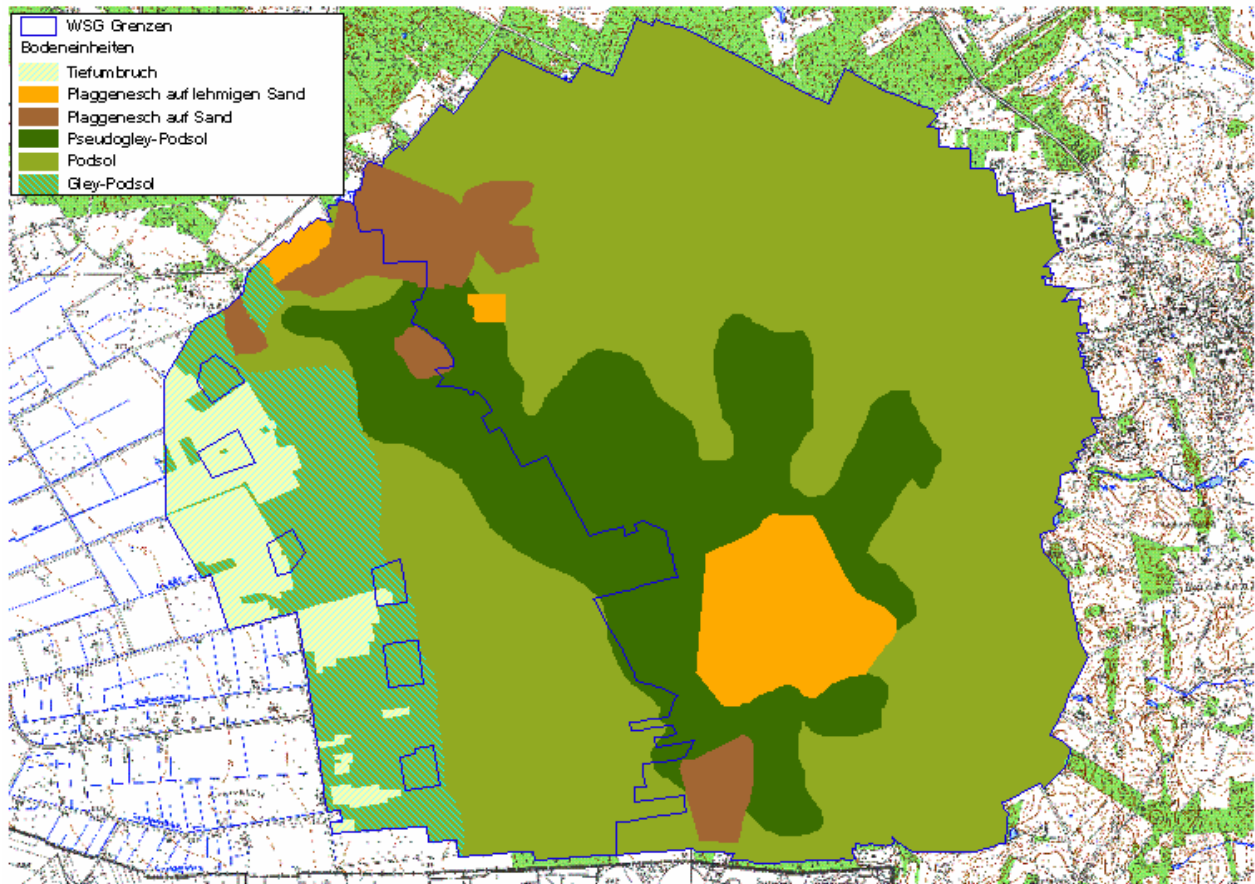


Abb. 4.18: Generierte Bodenkarte des WSG Getelo-Itterbeck

Anhand der Dokumentation von früher durchgeführten Bodenbeprobungen (Bouwer, 1995; Sauer, 2002) und der im Kapitel 4.3.3 beschriebenen eigens vorgenommenen Tiefenbohrungen konnten gewisse Bereiche der neu entstandenen Bodenkarte auf ihre räumliche Plausibilität überprüft werden. Die anthropogen stark geprägten Böden Plaggenesch und Tiefumbruchböden lassen sich auf Grund ihrer charakteristischen Merkmale räumlich klarer eingrenzen. Bei den nicht anthropogen überprägten Böden, wie den Podsolen, Gley-Podsolen und Gleyen, erwies sich eine eindeutige regionale Differenzierung hingegen schwieriger. Dies ist besonders auf die homogenen Ausgangssubstrate zurückzuführen.

In der Tabelle 4.4 sind die Bodenparameter der einzelnen Bodeneinheiten und deren Variationsbreiten nach Tiefenschichten zusammengefasst. Die Variationsbreiten bilden auch die Grundlage für die Durchführung von Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen bei der Modellierung von Nitratausträgen mit Hilfe des Programms HERMES (Kapitel 5.2). Podsol und Gley-Podsol wurden weitestgehend identische Bodenkennwerte zugeordnet. Das wesentliche sie unterscheidende Merkmal sind die Grundwasserflurabstände.

Tab. 4.4: Bodenkennwerte der Böden im WSG Getelo-Itterbeck zur Verwendung von Sensitivitätsanalysen (vereinfachte Darstellung)

Bodentyp	Wmx	Profil/ Horizont	Tiefen- stufen (cm)	VB ⁽⁺⁾ Tiefen- stufen (cm)	Lagerungs- dichte	Bodenart	VB* Bodenart	FK	VB ⁽⁺⁾ FK	nFK	VB ⁽⁺⁾ nFK	Humus (Gew.%)	VB ⁽⁺⁾ Humus (Gew.%)	Corg (Gew.%)	VB ⁽⁺⁾ Corg (Gew.%)	Nt (Gew.%)	C/N- Ver- hältnis
Tiefumbruch- böden	8	Ap	0-30	-	2	Su2	fSmS -Su2	29,5	25-31,5	20,5	17,5-22,5	8,4	3,3-21,0	4,9	1,9-12	0,21	23
		R-Hn	- 50	40-60	3	Su2	fSmS -Su2	32	28-34	20,5	15,5-22,0	24,1	8,6-39,5	14,0	5-23	0,52	27
		R-fBh	- 80	60-90	3	Su2	fSmS -Su2	23,5	19,5-24,5	18	13,5-20,0	10,3	0,5-21,0	6	0,3-12	0,30	20
		Go	- 130	90-150	3	mSfS	mS-fSmS	17	12-20,5	14,5	11,5-17,5	0,3	0,1-0,5	0,2	0,1-0,3	0,01	16
		Gr	- 200	-	3	mSfS	mS-fSmS	17	12-20,5	14,5	11,5-17,5	0,3	0,1-0,5	0,2	0,1-0,3	0,01	21
Plaggenesch unterlagert von Pseudogley- Braunerde	8	Ap	0-30	-	2	Su2	fSmS -Su2	28,5	24-30,5	19,5	16,5-21,5	4	3,3-4,7	2,3	1,9-2,7	0,14	17
		E	- 80	60-120	3	Su2	fSmS -Su2	26	23-28	18	13,5-20	3,5	2,5-5,0	2,0	1,4-2,9	0,10	20
		Sw-Bv	- 130	100-150	3	Su2	fSmS -Su2	22,5	19,5-24,5	17	12,5-19	0,9	0,7-1,6	0,5	0,4-0,9	0,03	15
Plaggenesch unterlagert von Braunerde	7	Sd	- 200	-	3	SI2	SI2-SI3	25	22-27	18,5	15,5-20,5	0,1	0,0-0,6	0,1	0-0,3	0,01	15
		Ap	0-30	-	2	fSmS	fSmS- mSfS	22	19-24	18,5	14,5-20,5	4	3,3-4,7	2,3	1,9-2,7	0,14	16
		E	- 70	60-100	3	fSmS	fSmS- mSfS	20,5	16-22,5	17,5	12,5-19,5	2,0	1,7-3,4	1,4	1,0-2,0	0,07	17
		Bv	- 90	70-130	3	fSmS	fSmS- mSfS	22,5	16-24,5	17,5	12,5-19,5	1,0	0,7-1,6	0,6	0,4-0,9	0,04	16
Podsol	6	Sd	- 200	-	3	fSmS	fSmS- mSfS	22,5	16-24,5	17,5	12,5-19,5	0,1	0,0-0,6	0,1	0-0,3	0,01	16
		Ap	0-30	-	2	mSfS	mS-fSmS	19,5	12,5-21	16	10,5-17,5	3,8	3,2-4,8	2,2	1,9-2,8	0,11	20
		Bhs	- 50	40-80	3	mSfS	mS-fSmS	16	11-19,5	12,5	9,5-16,5	0,8	0,4-1,4	0,5	0,2-0,9	0,02	22
		Bs	- 60	50-90	3	mSfS	mS-fSmS	16	11-19,5	12,5	9,5-16,5	0,4	0,2-0,6	0,2	0,1-0,3	0,01	15
Pseudogley- Podsol	7	Cv	- 200	-	3	mSfS	mS-fSmS	16	11-19,5	12,5	9,5-16,5	0,0	0,0-0,1	0,0	0-0,1	0,00	13
		Ap	0-30	-	2	Su2	fSmS -Su2	27,5	22-29,5	19	15-21	4,5	3,4-5,5	2,6	2-3,2	0,13	20
		Bhs	- 70	50-85	3	Su2	fSmS -Su2	21,5	18,5-24	16	14-18	0,7	0,4-1,5	0,4	0,2-0,9	0,02	18
		Sw	- 125	70-180	3	SI2	SI2-SI3	24	22-26	17,5	15,5-19,5	0,2	0,1-0,3	0,1	0,0-0,2	0,01	16
Gley-Podsol	7	Sd	- 200	-	3	SI2	SI2-SI3	24	22-26	17,5	15,5-19,5	0,0	0,0-0,1	0,0	0-0,1	0,00	14
		Ap	0-30	-	2	mSfS	mS-fSmS	20,5	13,5-22	17	11,5-18,5	3,8	3,2-4,8	2,2	1,9-2,8	0,11	20
		BhsGo	- 70	60-120	3	mSfS	mS-fSmS	17	12-20,5	13,5	10,5-17,5	0,8	0,4-1,4	0,5	0,2-0,9	0,03	20
		Go	- 140	110-180	3	mSfS	mS-fSmS	17	12-20,5	13,5	10,5-17,5	0,4	0,2-0,6	0,2	0,1-0,3	0,01	16
Gley-Podsol	7	Gr	- 200	-	3	mSfS	mS-fSmS	17	12-20,5	13,5	10,5-17,5	0,0	0,0-0,1	0,0	0-0,1	0,00	16

⁽⁺⁾ VB = Variationsbreite

Die in der Tabelle 4.4 dargestellten Tiefenstufen, Lagerungsdichten und Bodenarten wurden größtenteils aus Tiefenprofilkartierungen abgeleitet. Auf Grund der dominierenden sandigen Bodenfraktion sind bei allen Böden im WSG keine erhöhten Lagerungsdichten anzunehmen. Die Tiefenbohrungen ergaben, dass die Mächtigkeit der Eschauflage innerhalb kurzer Distanz sehr variieren kann. Auf dem im Süden gelegenen Plaggenesch wurden auf einem Schlag entlang eines Transsektivs in einem Abstand von 50 Metern Eschauflagen von entsprechend 65, 90 und 120 Zentimetern festgestellt. Ausschlaggebend für die Einschätzung der Feldkapazität (FK) und der nutzbaren Feldkapazität (nFK) waren die Bodenart, die Lagerungsdichte und der Humusgehalt der Böden. Sie wurden mit Hilfe der AG Boden (1994) aus diesen Größen geschätzt.

Grundlage für die Bodenkennwerte Corg, Nt und C/N-Verhältnis bildeten die von Bouwer (1995) und im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten Analyseergebnisse (Abb. A-3). Aus diesen wurden für den von Pseudogley-Braunerde unterlagerten Plaggenesch ein mittlerer Corg-Gehalt im E-Horizont von ca. 2,0 Gew.-% festgelegt. Das entspricht in etwa den von Sauer (2002) ermittelten Humusgehalten von 3,5 Gew.-% Corg. Die Stickstoffgehalte wurden im E-Horizont dieses Bodens im Mittel auf 0,10 Gew.-% Nt beziffert (Tab. 4.4). Sauer (2002) berechnete für diesen Boden Stickstoffgehalte von 0,11 Gew.-%. Beim von Braunerde unterlagerten Plaggenesch im Norden des WSG wurde der Eschauflage ein mittlerer Corg-Gehalt von ca. 1,4 Gew.-% zugeordnet. Bei beiden Plaggeneschen liegen die Corg-Gehalte leicht über den von Eckelmann und Meyer (1981) bei Plaggeneschen aus Löß um Osnabrück gemessenen; diese erreichten zwischen 0,8 und 1,3 Gew.-%. Unterschiedliche organische Substanzgehalte können zum einen auf das Material, aus dem der Plaggenesch hervorgegangen ist, und zum anderen auf die bodenspezifischen Abbauvorgänge zurückgeführt werden (Eckelmann und Meyer, 1981). Letzteres deutet sich bei der vorzufindenden Abnahme der organischen Substanzgehalte mit der Bodentiefe auch im Wasserschutzgebiet an.

Die organische Substanz und die Stickstoffgehalte der Tiefumbruchböden wurden größtenteils aus einer Studie von Schäfer et al. (2004) entnommen. Im Rahmen des Projektes „Nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung“ der LWK Weser-Ems wurde zusammen mit dem Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLfB) ein Feldversuch im angrenzenden Bereich des Wasserschutzgebietes Getelo-Itterbeck durchgeführt. Das Ziel war es, sowohl den N-Mineralisationsverlauf als auch die Sickerwasserqualität zu untersuchen. In der Abbildung 4.19 sind zwei in dieser Studie untersuchte Tiefumbruchböden mit ihren Tiefenprofilbeschrieben schematisch dargestellt. Der oben gezeigte Tiefumbruchboden weist dabei einen geringen, der untere einen hohen Torfanteil auf. Entsprechend unterschiedlich fallen die Corg-Gehalte allein in der Ackerkrume (Ap-Horizont) aus; bei geringem Torfanteil liegen sie bei 3 Gew.-% Corg bei hohem Torfanteil bei 11 Gew.-% Corg. Im Rahmen der Untersuchung wurde ferner festgestellt, dass im und um das Wasserschutzgebiet Versumpfungs-Hochmoore mit mächtigen Niedermoor-torfschichten im Liegenden aufgewachsen sind. Jedoch wurden diese durch Abtorfung und andere Kulturmaßnahmen in den frühen 60er Jahren wahrscheinlich schon bis auf die Niedermoor-torfschichten abgebaut (Schäfer et al., 2004).

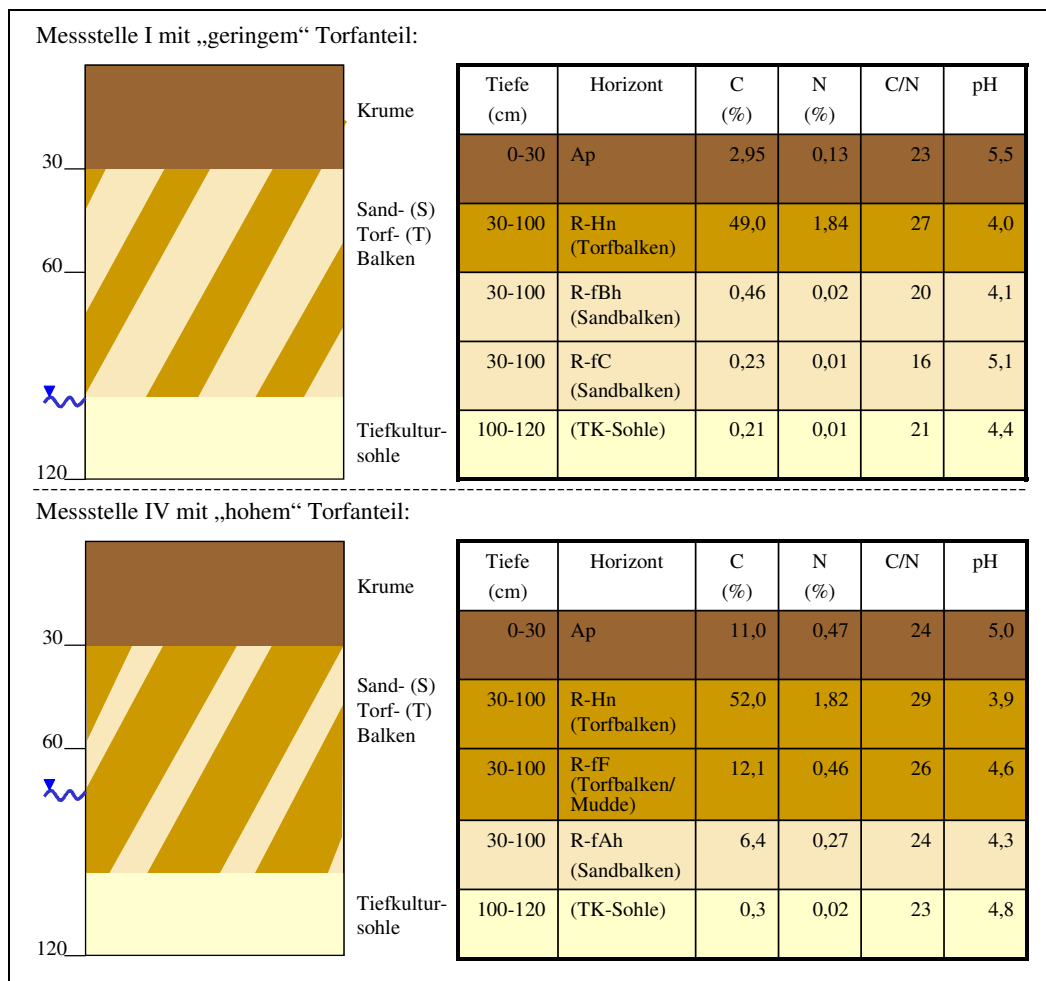


Abb. 4.19: Bodenkennwerte von zwei Tiefumbruchböden an der Grenze zum WSG Getelo-Itterbeck (nach Messungen von Schäfer et al., 2004; verändert)

4.3.5 Grundwasserregime

Für das WSG Getelo-Itterbeck wurden Grundwasserflurabstände nach der in der Abbildung 4.20 dargestellten Vorgehensweise berechnet. Bei oberflächennahen Grundwasserständen kann die Sickerwasserspende und damit auch die Nitratauswaschung deutlich beeinträchtigt werden. Die Beeinflussung der Sickerwasserspende wird durch den kapillaren Aufstieg des Grundwassers herbeigeführt. Dabei sind die ungesättigte Wasserleitfähigkeit und die Porengrößenverteilung entscheidend. Durch den kapillaren Aufstieg gelangt Grundwasser in den Wurzelraum der Pflanze und wird durch Transpiration an die Atmosphäre abgegeben. Ferner kann es durch Evaporation direkt von der Bodenoberfläche die Bodenmatrix verlassen. Das verdunstende Wasser schlägt sich negativ auf die Bilanz der Sickerwasserspende nieder.

Als Grundlage für die Herleitung der Grundwasserflurabstandskarten dienten die im Zeitraum von 1999 bis 2003 vom Wasser- und Abwasser-Zweckverband (WAZ) durchgeführten Abstichsmessungen. Dabei wurden in der Regel in 14-tägigen Abständen an den Förderbrunnen und Grundwassermessstellen Messungen zum Grundwasserstand durchgeführt. Zunächst wurden die gesamten Messreihen auf ihre Verwendbarkeit zur Herleitung von Grundwasserflurabstandskarten

überprüft. 100 Messstellen mit ihren Messreihen wurden schließlich für die weiteren Berechnungen verwendet. Diese Grundwassermessstellen sind in der Abbildung 4.21 dargestellt.

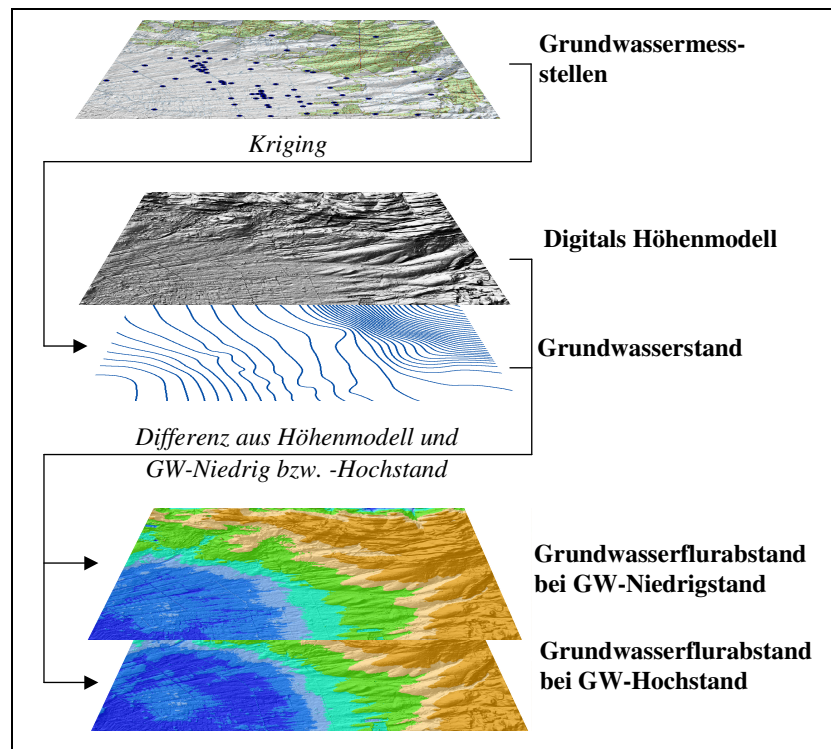


Abb. 4.20: Herleitung von Grundwasserflurabstandskarten

In einem weiteren Schritt wurde für die Jahre 1999 bis 2003 für jeden Brunnen bzw. jede Messstelle mit Hilfe deskriptiver Statistik der mittlere Grundwasserstand und der Grundwasserniedrig- bzw. Hochstand ermittelt. Dazu wurden zunächst für jede Messstelle die monatlichen Mittelwerte der Grundwasserstände berechnet. Aus dem Mittel aller Monatswerte der fünf Jahre ergab sich anschließend der mittlere Grundwasserstand; aus dem Mittel des jeweils niedrigsten bzw. höchsten Monatswertes jeden Jahres wurde entsprechend der Grundwasserniedrig- bzw. Hochstand kalkuliert. Mit Hilfe eines Kriging-Verfahrens wurden anschließend für das WSG und über seine Grenzen hinaus die Grundwasserstände über NN räumlich interpoliert. Die Abbildung 4.6 zeigt die daraus resultierenden mittleren Grundwasserstände in Form von Grundwassergleichungen. Abschließend konnte aus der Differenz der Höhenangaben des digitalen Geländemodells (Abb. 4.5) und den oben beschriebenen digitalen Grundwasserstandskarten der Grundwasserflurabstand räumlich berechnet werden. Die Grundwasserflurabstandskarten bei Grundwasserniedrig- und Grundwasserhochstand sind in der Abbildung 4.7 zu sehen. Im Wasserschutzgebiet ist demnach nur im westlichen Bereich mit einem kapillaren Aufstieg des Grundwassers zu rechnen. Hier herrschen die Böden Tiefumbruch und Gley-Podsol (Abb. 4.18) vor. Bei den übrigen grundwasserfernen Böden ist eine Grundwasserbeeinflussung weitestgehend auszuschließen.

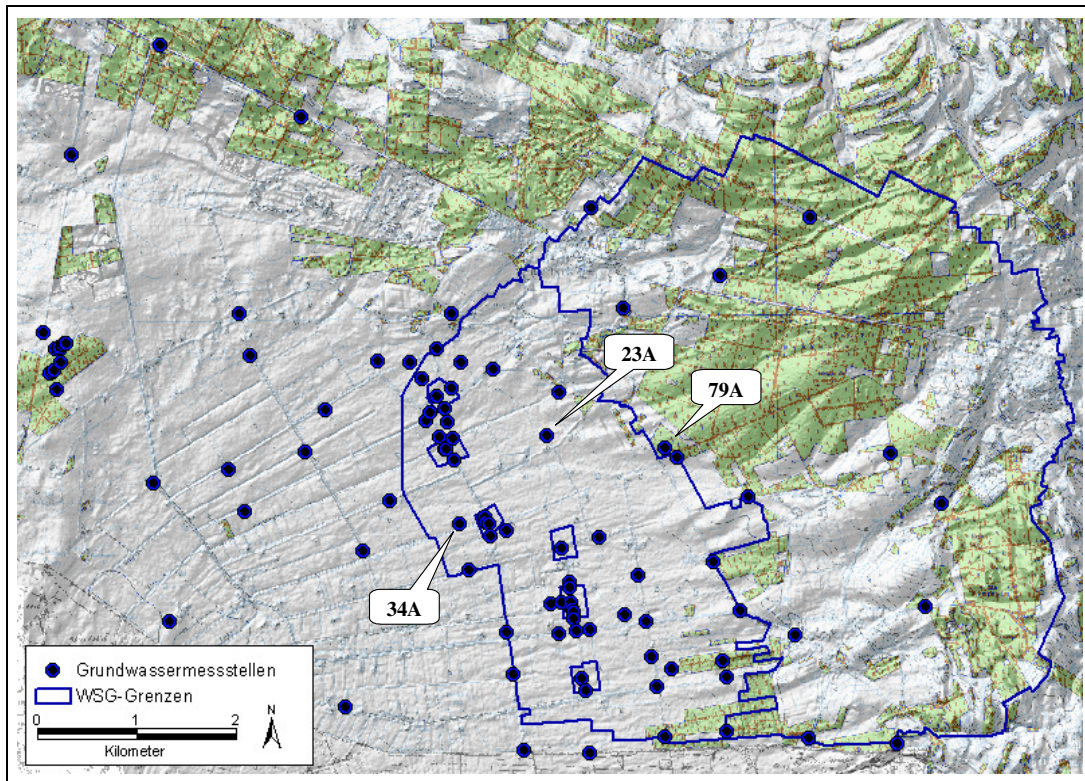


Abb. 4.21: Grundwassermessstellen im WSG Getelo-Itterbeck und im angrenzenden Umland

Der jahreszeitliche Verlauf der Grundwasserflurabstände wurde ferner dazu genutzt, um die Zeiträume der Grundwasserhoch- bzw. Niedrigstände zu bestimmen. Beispielhaft zeigt die Abbildung 4.22 einen Ausschnitt aus den jahreszeitlichen Amplituden der Grundwasserflurabstände von drei Messbrunnen. Die Lage der Messbrunnen ist in der Abbildung 4.21 dargestellt. Der östlich gelegene Brunnen (79A) weist dabei die größten Grundwasserflurabstände auf. Zum Westen nehmen die Grundwasserflurabstände über den Brunnen 23A bis 34A deutlich ab. Der Brunnen 34A liegt bereits im Abstrombereich des Förderbrunnens IV. Im Mittel der fünf Jahre ergab sich, dass im westlichen grundwassernahen Bereich die Monate Februar bis März die höchsten und die Monate August bis September die niedrigsten Grundwasserstände aufweisen. Zum Osten hin, mit wachsendem Grundwasserflurabstand, verschieben sich diese Zeiten zunehmend in den späten Frühling (Grundwasserhochstand), bzw. späten Herbst (Grundwasser-niedrigstand).

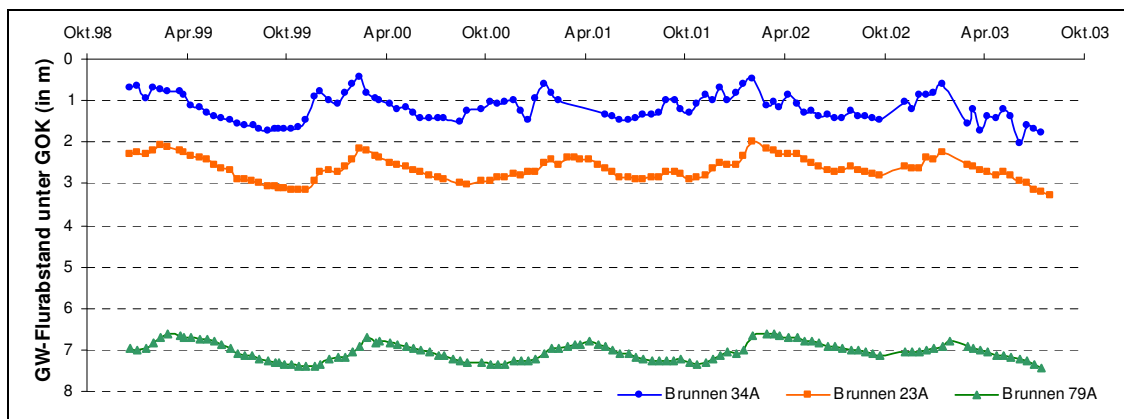


Abb. 4.22: Jahreszeitlicher Verlauf der Grundwasserflurabstände von drei Messbrunnen im WSG Getelo-Itterbeck

4.3.6 Landnutzung

Für das Wasserschutzgebiet wurde in einem ersten Schritt eine digitale Landnutzungskarte erstellt. Eine sich nahe an der Wirklichkeit orientierende Abbildung der Landnutzung in ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität ist für die Entwicklung von Nutzungskonzepten essentiell. Die Vorgehensweise lehnte sich dabei an die in der Abbildung 4.23 dargestellte Form an.

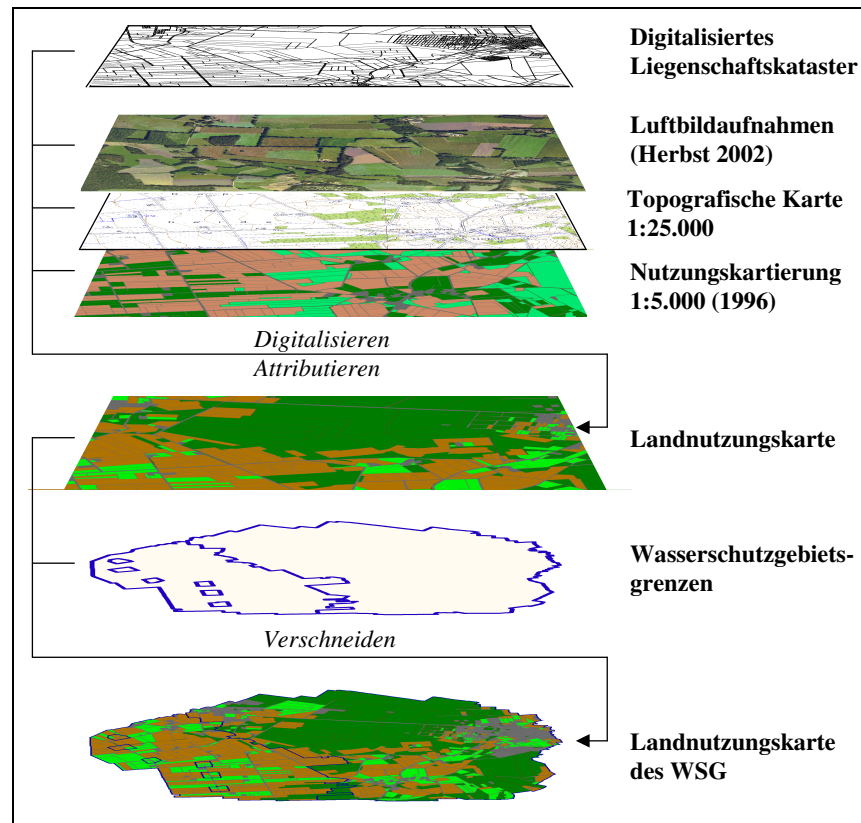


Abb. 4.23: Schema zur Erstellung der Landnutzungskarte

Als Basis für die Flächenpolygone diente eine digitale Karte des Liegenschaftskatasters, die vom WAZ und von der LWK Weser-Ems bereitgestellt wurde. Die darin abgebildeten Flurstücke entsprechen weitestgehend den Größen und dem Verlauf von Feldschlägen und Waldflächen. Sie wurden deshalb auch als Flächenbegrenzung herangezogen. Die Attributierung und die teilweise erforderliche Nachdigitalisierung der Flächenstücke erfolgten hauptsächlich mit Hilfe von Luftbildaufnahmen aus dem Jahr 2002. Zusätzlich wurden die TK 25 und die aus der im Auftrag des WAZ im Jahr 1996 durchgeführten Nutzungskartierung (WAZ Niedergrafschaft, 1996) hervorgegangene Karte, in der zwischen Wald, Grünland, Acker und Siedlung unterschieden wird, herangezogen. Durch Verschneiden mit den Wasserschutzgebietsgrenzen entstand die Landnutzungskarte für das WSG. Sie ist in der Abbildung 4.8 dargestellt. Die derzeitige Landnutzung wird darin differenziert nach:

- Acker
- Grünland
- Wald
- bebaute Fläche

Während über einen Zeitraum von mehreren Jahren die Nutzung bei Siedlungsflächen und Waldflächen als statisch betrachtet werden kann, unterliegt die landwirtschaftliche Nutzung einer starken räumlichen und zeitlichen Variabilität. Diese wirkt sich unmittelbar auf die Wasser- und Stickstoffdynamik des Bodens aus. Deshalb wurden für eine Modellierung der aktuellen N-Auswaschung auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen flächenspezifische Fruchtfolgen für den Zeitraum 1999 bis 2003 erstellt. Seit 1999 werden im WSG Getelo-Itterbeck von der Bezirksregierung Weser-Ems (1999 bis 2003) jährlich Kartierungen der landwirtschaftlichen Nutzfläche durchgeführt. Dabei werden zu einer günstigen Zeit - meist im späten Mai - auf fast sämtlichen landwirtschaftlichen Flächen die aktuellen Kulturarten kartiert. Diese Kartierungen wurden digitalisiert. Zum Herleiten fehlender Fruchtfolgeglieder wurde ein verhältnismäßig einfacher stochastischer Modellansatz des russischen Mathematikers Andrei Andrejewitsch Markov (1856 - 1922) angewandt. Mit Hilfe berechneter Wahrscheinlichkeiten wurden auf Flächen, bei denen für einzelne Jahre die Kulturarten fehlten, die Feldfrüchte abgeleitet. Ortsübliche Fruchtfolgegestaltungen wurden dabei berücksichtigt. Schließlich wurden auf diese Art 711 schlagbezogene Fruchtfolgen erstellt. Die Fruchtfolgekarten werden im Anhang, in den Abbildungen [A-4](#) bis [A-8](#) gezeigt.

Für die Verwendung von Düngungsparametern im Modell wurden für die am häufigsten angebauten Kulturarten Sommergerste, Winterroggen, Silomais, Kartoffeln und Grünland Düngungsmuster erstellt. Diese wurden aus den Tätigkeitsberichten der Zusatzberatung der LWK Weser-Ems (1997 bis 2003) abgeleitet. Seit 1997 werden von der LWK Weser-Ems freiwillige Zusatzberatungen landwirtschaftlicher Betriebe durchgeführt. Bei dieser Zusatzberatung wurden im Zuge von N_{\min} -Untersuchungen die aktuelle Kulturart und die in dem entsprechenden Jahr durchgeführten Düngapplikationen (N, P, K) aufgezeichnet. Letzteres umfasst die Düngform (mineralisch und/oder organisch), die applizierten Düngemengen und die Düngzeit. Weil die Erhebung dieser Daten ebenfalls an die Jahre einer N_{\min} -Untersuchung gekoppelt ist, liegen die Informationen zur jeweiligen Hauptfrucht nur im günstigsten Fall über eine Abfolge mehrerer Jahre vor. Die Häufigkeit von Düngberichten über einzelne Kulturarten gibt auch weitestgehend die Fruchtartenverteilung im WSG wieder. Für häufig angebaute Kulturarten liegen deutlich größere Datenbestände vor als für seltener angebaute.

Mit Hilfe einfacher deskriptiver Statistik wurde zunächst festgestellt, wie oft die einzelnen Kulturarten im Regelfall mit Stickstoff versorgt werden. In der Tabelle [4.5](#) sind die Applikationshäufigkeiten und die prozentuellen Größenordnungen dargestellt. Einzelne Düngeraufbringungen, die innerhalb von 15 Tagen erfolgten, wurden dabei zu einer Applikation zusammengefasst. Der Kalendertag der Applikation wurde aus den einzelnen Düngeraufbringungen gemittelt. Für Kartoffeln konnten so z.B. insgesamt 39 einzelne Düngberichte verwandt werden. In mehr als 50% der Fälle wurden die Kartoffeln zweimal mit Stickstoff versorgt. In etwa jeweils einem Viertel der Fälle erhielt die Kulturpflanze eine bzw. drei Stickstoffapplikationen. Insgesamt wurden aus dem Zeitraum 1997 bis 2003 336 Datensätze zur Erstellung der Düngemuster verwendet.

Tab. 4.5: Häufigkeiten von Stickstoffapplikationen bei verschiedenen Kulturarten (nach LWK Weser-Ems, 1997 bis 2003; verändert)

Häufigkeit der N-Applikationen	Sommergerste	Winterroggen	Silomais	Kartoffeln	Grünland
1	43,7 %	37,5 %	67,2 %	23,1 %	1,4 %
2	47,9 %	54,2 %	31,1 %	51,3 %	23,6 %
3	8,4 %	8,3 %	1,7 %	25,6 %	36,1 %
4	-	-	-	-	34,7 %
5	-	-	-	-	4,2 %
Anzahl Düngeberichte	119	48	58	39	72

In einem weiteren Schritt wurde für jede Kultur getrennt nach ihrer vorkommenden Applikationshäufigkeit und getrennt nach organischer und mineralischer Düngung der Ausbringungstermin und die Düngemenge bestimmt. Als Lageparameter wurde jeweils der Mittelwert, als Streuungsmaß die Standardabweichung gewählt. Die Variationsbreite der erstellten Düngungsmuster wurde zusätzlich durch die Verwendung von 5 bzw. 95%- Perzentilen auf einen minimalen und einen maximalen Wert begrenzt.

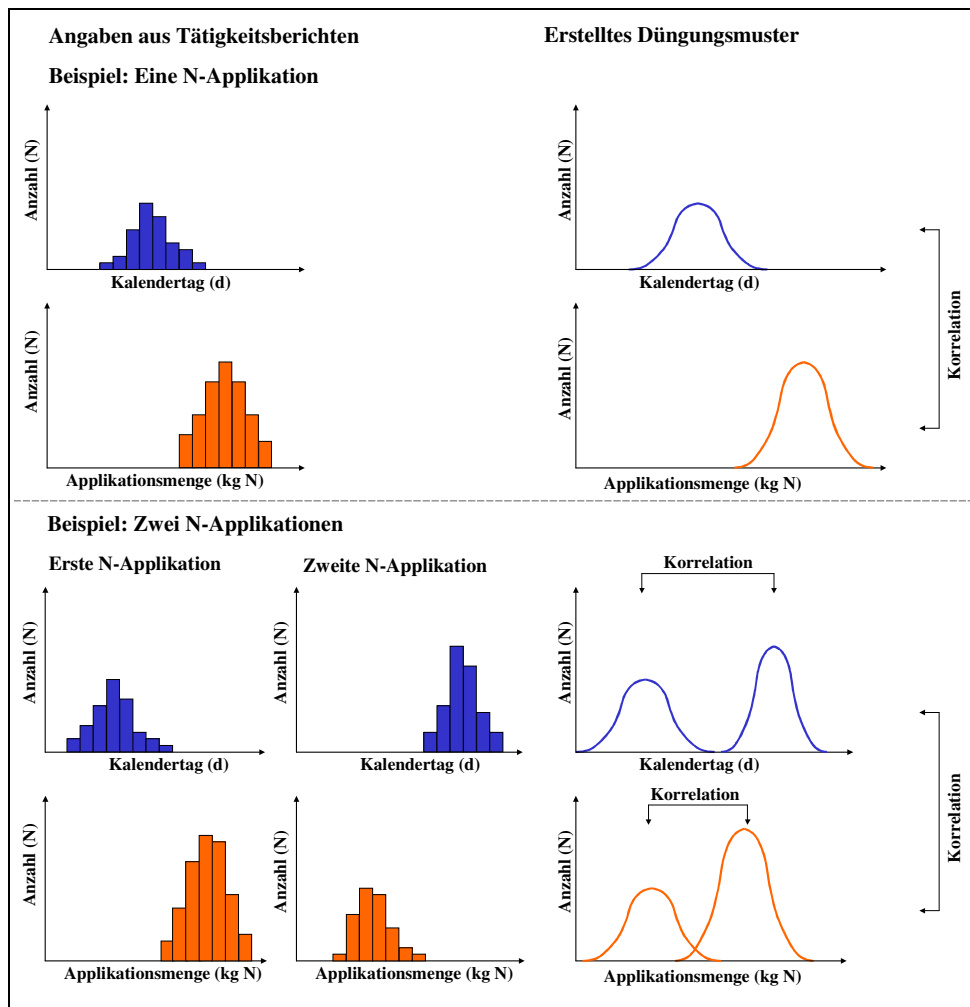


Abb. 4.24: Schematische Darstellung der Ableitung von Düngungsmustern aus Tätigkeitsberichten der LWK Weser-Ems (1997 bis 2003)

Die Abbildung 4.24 zeigt schematisch die Ableitung der Düngemuster aus den Tätigkeitsberichten bei ein- bzw. zweimaligen Stickstoffapplikationen. Ferner wurden bei der Erstellung der Düngungsmuster etwaige Korrelationen zwischen Düngezeitpunkt und Düngemenge berücksich-

tigt. Bei mehrmaliger Düngung wurden außerdem die Korrelationen zwischen den Düngeterminen selbst und den Düngemengenanteilen einzelner Applikationen an der Gesamt-Düngemenge untersucht. Bei Winterroggen konnte nur bei weniger als 10 Prozent eine Herbstdüngung ermittelt werden. Für die durchgeführten Modellierungen wurde daher keine Herbst-Applikation angenommen.

Bei den Stickstoffgehalten der Wirtschaftsdünger mussten Annahmen getroffen werden. In nur wenigen Fällen liegen für bewirtschaftete Flächen der Zusatzberatung gemessene Werte vor. Bei der Validierung des Modells wurden daher die Richtwerte für Nährstoffgehalte von Wirtschaftsdüngern und Düngemitteln der LWK Weser-Ems und LWK Hannover (2003) herangezogen. Bei ihnen sind Lagerungsverluste bei Wirtschaftsdüngern bereits mit berücksichtigt (Tab. 4.6).

Tab. 4.6: Stickstoffgehalte in Sekundärrohstoffdüngern und Wirtschaftsdüngern nach Abzug der Lagerungsverluste (nach LWK Weser-Ems und LWK Hannover, 2003; verändert)

Art	N_t (Gesamt-N) (*1) in $kg \cdot m^{-3}$ (*2) in $kg \cdot t^{-1}$	NH_4^+-N (*1) in $kg \cdot m^{-3}$ (*2) in $kg \cdot t^{-1}$	Organisch gebundener Stickstoff (% von N_t)
Rinderjauche	3,0 ^(*1)	2,7 ^(*1)	10
Schweinejauche	5,0 ^(*1)	4,5 ^(*1)	10
Mastschweinegülle	5,6 ^(*1)	3,9 ^(*1)	30
Hühnergülle	11,8 ^(*1)	7 ^(*1)	31
Sauengülle	3,8 ^(*1)	2,6 ^(*1)	32
Kälbergülle	3,6 ^(*1)	2,0 ^(*1)	44
Rindergülle	4,7 ^(*1)	2,6 ^(*1)	45
Fruchtwasser, Kartoffel	2,1 ^(*1)	0,2 ^(*1)	89
Rindermist	5,4 ^(*2)	0,3 ^(*2)	94

Die Stickstoffgehalte von Rinder- und Schweinegülle wurden um die Verluste bei und nach ihrer Ausbringung nach Tabelle 4.5 des UBA (2002) korrigiert. Die Tabelle zeigt die kumulativen Ammoniak-Verluste bei verschiedenen Umgebungstemperaturen in Abhängigkeit der Dauer nach der Ausbringung. Liegen keine genauen Angaben vor, wurde bei der Modellierung die Annahme getroffen, dass gemäß der Düngeverordnung eine Einarbeitung der Gülle innerhalb der nächsten vier Stunden nach der Aufbringung erfolgt. Nach der LWK Weser-Ems (1997 bis 2003) erfolgt im WSG Getelo-Itterbeck auf ungefähr 4% der mit Gülle gedüngten Flächen die Ausbringung mit Schleppschläuchen. Für das Jahr 2001 macht das eine Fläche von ca. 175 ha.

Tab. 4.7: Kumulative Ammoniak-Verluste in % des applizierten Ammonium-N nach der Ausbringung von Schweine- und Rindergülle mit Breitenverteiler bei unterschiedlichen Temperaturen (nach UBA, 2002; verändert)

Stunden nach Ausbringung	5°C		10°C		15°C		25°C	
	Schweinegülle	Rindergülle	Schweinegülle	Rindergülle	Schweinegülle	Rindergülle	Schweinegülle	Rindergülle
1	1	3	2,5	6	4	10	15	20
2	2	5	4	10	6	15	25	43
4	4	10	6	18	9	26	37	65
6	5	14	8	25	11	35	47	78
12	8	22	12	32	16	43	60	85
24	9	26	16	36	21	46	67	90
48	10	30	20	40	25	50	70	90

4.4 Modellanwendung

4.4.1 Modellkalibrierung- und Validierung

Bei der Validierung werden modellierte Werte mit tatsächlich gemessenen verglichen. Dieser Vergleich ermöglicht eine Bewertung der Modellgüte unter den im WSG Getelo-Itterbeck herrschenden Bedingungen. Als Zielgrößen der Validierung dienten Nitratkonzentrationen in Tiefenprofilen, Pflanzen-N-Aufnahmen und die Stickstoff-Dynamik des Bodens und der Nitrat-Konzentration im oberflächennahen Grundwasser. Die Abbildung 4.25 zeigt die landwirtschaftlichen Flächen, auf denen diese Zielgrößen gemessen wurden. Die Tiefenprofilflächen befinden sich überwiegend im Grenzbereich der Schutzzonen IIIA und IIIB. Diese wurden auch für die Validierung der N-Dynamik des Bodens verwendet. Die Flächen, die zur Validierung der N-Aufnahme genutzt wurden, befinden sich auf grundwassernahen Standorten inner- und außerhalb des westlichen Wasserschutzgebietes.

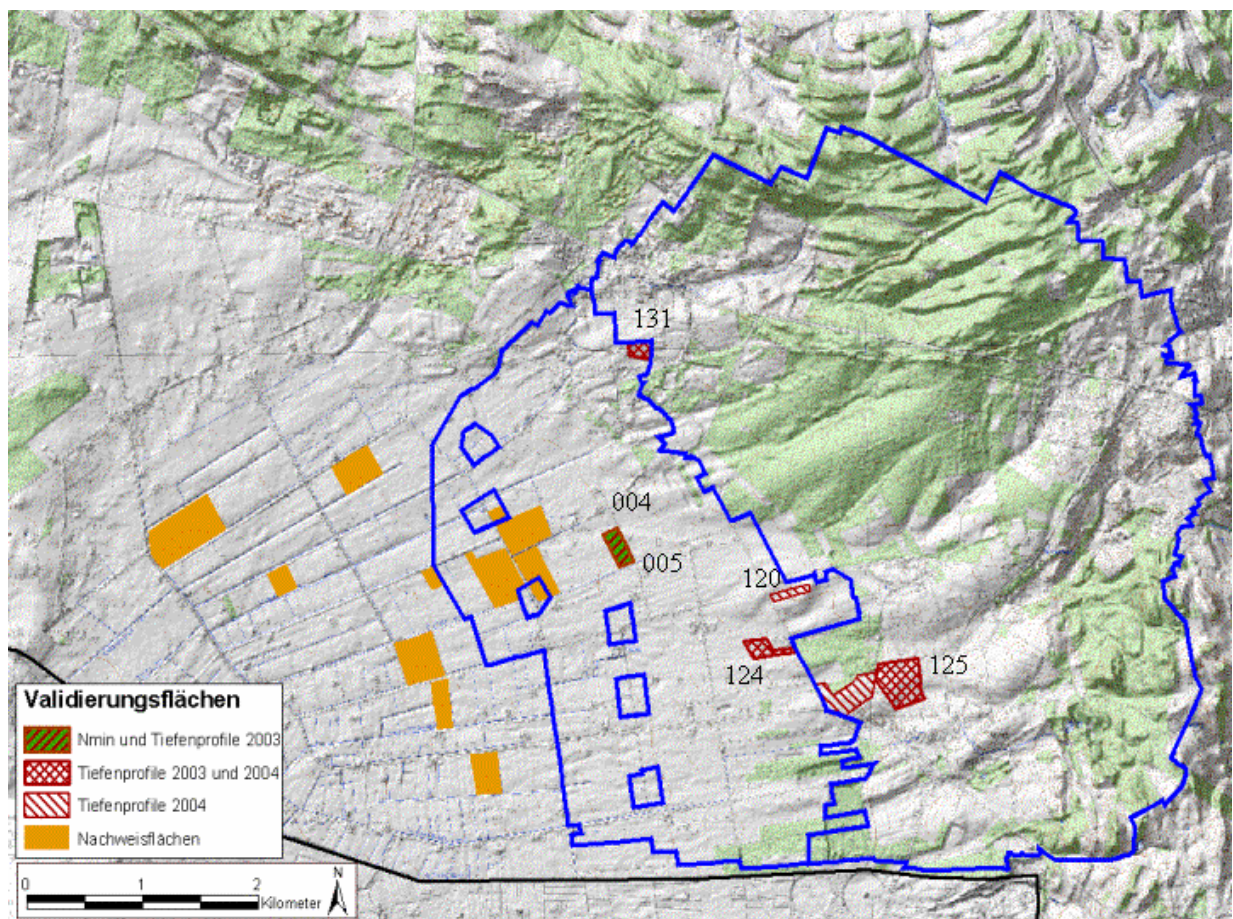


Abb. 4.25: Validierungsflächen innerhalb und außerhalb des WSG Getelo-Itterbeck

Modellkalibrierung

Um die Güte des Modells zu steigern, wurde anhand der ersten Zielgröße, der Tiefenprofile, eine Kalibrierung durchgeführt. Die Tiefenprofile wurden in den Frühjahren der Jahre 2003 und 2004 auf landwirtschaftlichen Flächen entnommen (Kapitel 4.3.3). Als Größe diente die Nitratkonzentra-

tion in den Tiefenprofilen, die sich aus dem gemessenen Wasser- und Nitratgehalt ergab. Die Kalibrierung beruhte auf den folgenden Kalibrierungsparametern:

- Mineralisierbarer Anteil aus der organischen Substanz des Bodens (OBS)
- Anteil von Stickstoff im Haupternteget und im Nebenernteget der Pflanzen
- Anteil an schnell mineralisierbarem Stickstoff in Kulturpflanzenresiduen ($N_{\text{fast}}^{\text{Plant}}$)
- Anteil an schnell mineralisierbarem N des organisch gebundenen Stickstoffs ($N_{\text{fast}}^{\text{OD}}$)
- Vernalisationsdauer (in Tagen) der Kulturpflanzen

Alle gewählten Kalibrierungsparameter wurden als universal definiert. Darunter ist in diesem Zusammenhang zu verstehen, dass ihnen Standort unabhängig ein identischer Wert zugeordnet wurde. Ferner sind alle Parameter für den Anwender variabel. Die Modellstruktur selbst, mit ihren funktionalen Beziehungen und verwendeten Algorithmen, blieb unberührt.

Jedem Kalibrierungsparameter wurde eine angenommene Variationsbreite zugeordnet. Mehrere Modellläufe wurden für jedes Tiefenprofil durchgeführt. Vor jedem erneuten Modellauf wurden die Kalibrierungsparameter innerhalb ihrer Variationsbreite verändert. Dabei wurden für alle Tiefenprofile gleiche Kalibrierungsparameterwerte gewählt. Alle weiteren Eingabeparameter zum Wetter, Boden, Grundwasserregime, Pflanzenwachstum und zur Landnutzung wurden vor den Modellläufen festgelegt und nicht geändert.

Die Modellläufe wurden jeweils im Jahr 1998 gestartet. Die Vorlaufzeit bis zur Berechnung der Tiefenprofile belief sich demnach für 2003 und 2004 auf entsprechend 5 bzw. 6 Jahre. Für alle Modellierungen wurden die meteorologischen Messungen der Klimastation Lingen des DWD verwendet (Kapitel 4.3.1). Es wurden der aktuelle volumetrische Wassergehalt und der Nitratstickstoffgehalt im Boden auf Tagesbasis berechnet. Am Tag der Tiefenprofilentnahme wurden die berechneten Größen in jeweils 10 cm tiefen Bodenschichten aus den Modellergebnissen abgerufen. Die Gesamttiefe der modellierten Tiefenprofile orientierte sich an den gemessenen, sie belief sich jedoch maximal auf 9 Meter Tiefe. Die Nitratkonzentration in der Bodenlösung wurde nach der folgenden Gleichung (4.15) ermittelt:

$$c(\text{NO}_3^-) = \frac{\text{boden}(\text{NO}_3^- - \text{N}) \cdot 4,43 \cdot 100}{\Theta} \quad (4.15)$$

wobei:

$c(\text{NO}_3^-)$	=	Nitratkonzentration der Bodenlösung	$[\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}]$
$\text{boden}(\text{NO}_3^- - \text{N})$	=	Nitrat-N-Gehalt des Bodens	$[\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 10 \text{ cm Schicht}^{-1}]$
Θ	=	volumetrischer Wassergehalt	$[\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}]$
4,43	=	Umrechnungsfaktor von $\text{NO}_3^- - \text{N}$ auf NO_3^-	

Ziel war es, mit jedem Modelllauf eine Annäherung der modellierten Tiefenprofile an die gemessenen zu erreichen. Die Suche nach geeigneten Kombinationen von Parameterwerten wurde nach zwei Kriterien vollzogen: 1. Es erfolgte für jede der Kombinationen ein visueller Vergleich aller modellierten und gemessenen Tiefenprofile. 2. Mit Hilfe der Gütemaßzahl r^2 (Bestimmtheitsmaß) wurde die erklärte relative Varianz zwischen allen gemessenen und modellierten Tiefenprofilen bestimmt. Für die Bestimmung von r^2 wurden zunächst für jedes Tiefenprofil die durchschnittlichen Nitratkonzentrationen von einem bis neun Meter Tiefe berechnet. Bei geringeren Bohrtiefen wurden die entsprechenden Tiefen gewählt. Das Bestimmtheitsmaß (r^2) wurde aus den Wertepaaren dieser modellierten und gemessenen Durchschnitts-Nitratkonzentrationen ermittelt. Der erste Meter wurde nicht in die Berechnungen einbezogen, weil die teilweise sehr hohen Nitratkonzentrationen im Oberboden das Ergebnis erheblich verzerren würden.

Die als die geeignet befundenen Kalibrierungsparameterwerte wurden anschließend für die Validierung der Tiefenprofile und für die weiteren Zielgrößen (Pflanzen-N-Aufnahmen, Stickstoff-Dynamik des Bodens und Dynamik des oberflächennahen Grundwassers) beibehalten. Die Abbildung 4.26 fasst den Prozess der Validierung schematisch zusammen.

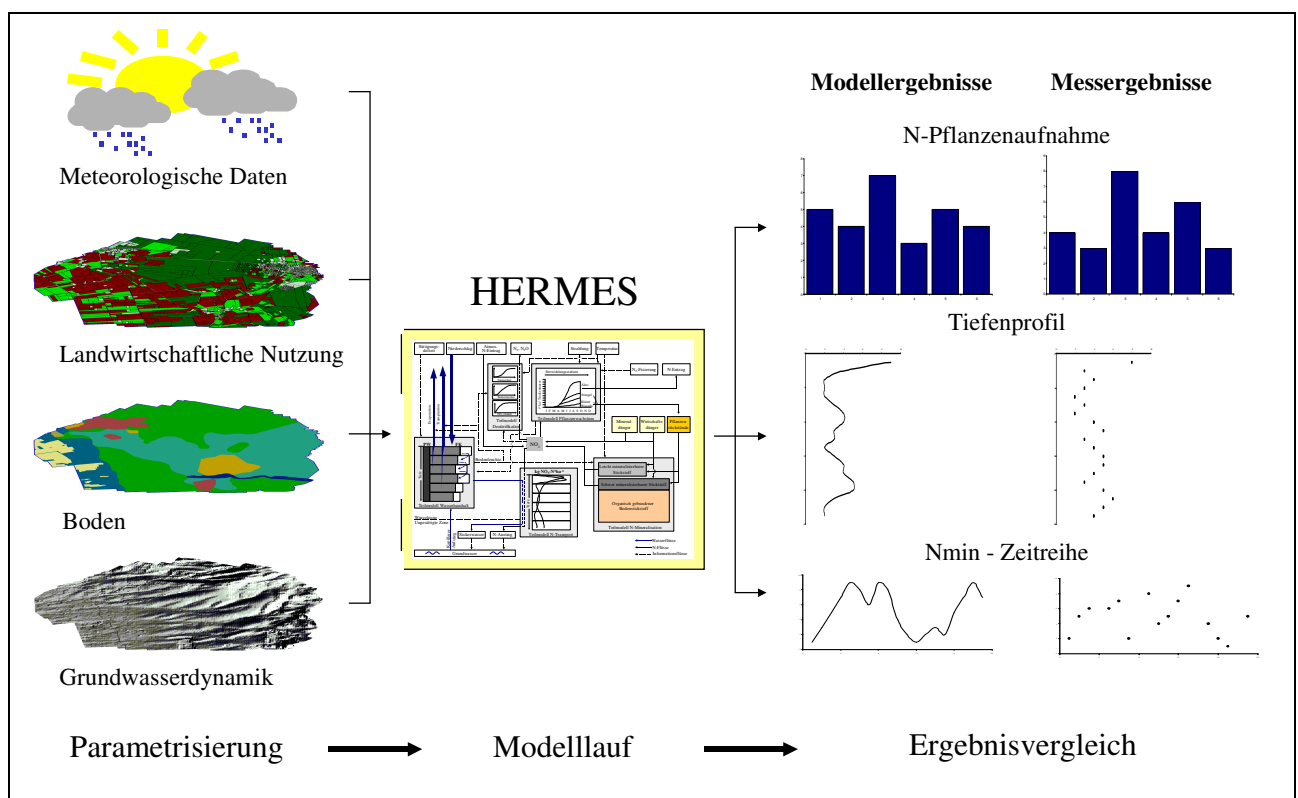


Abb. 4.26: Validierung des Modells HERMES (schematische Darstellung)

Modellvalidierung mittels Tiefenprofilen

Die Eingabeparameter zur Bewirtschaftung wurden für die Flächen 120, 124, 125 und 131 für den Zeitraum 2000 bis zum Frühjahr 2004 aus Schlagkarteien entnommen, die im Rahmen einer Zusatzberatung der LWK Weser-Ems erstellt wurden. In diesen sind die Fruchtfolge, geschätzter Ertrag der Hauptfrucht und die Düngung erfasst. Die Informationen zur Düngung gliedern sich

noch in die Düngeart, die Dünge- und Nährstoffmenge sowie den Düngetermin. In den Tabellen A-1 bis A-5 des Anhangs sind die wichtigsten Informationen dieser Schlagkarteien zusammengefasst. Weitere Informationen zur Bodenbearbeitung (Tiefe, Zeit) sowie Aussaat- und Erntetermine konnten aus Gesprächen mit den bewirtschaftenden Landwirten rückwirkend festgestellt werden. In Einzelfällen wurden sie aus verschiedenen Messreihen in und um das WSG Getelo-Itterbeck abgeleitet und durch Angaben aus der Literatur unterstützt.

Bei den Flächen 004 und 005 konnte auf detaillierter dokumentierte Bewirtschaftungsdaten zurückgegriffen werden. Dabei handelt es sich um sogenannte Demonstrationsflächen, bei denen die LWK den Landwirten in der Praxis Methoden und Erfolge gewässerschonender Wirtschaftweisen unter den jeweils örtlichen Gegebenheiten aufzeigt. Neben den Informationen der oben genannten Schlagkarteien sind seit 1999 ferner Angaben über die Art und die Zeit der Bodenbearbeitung sowie Saattermine ersichtlich. Informationen über die Bewirtschaftung vor 1999 (Flächen 004 und 005) bzw. vor 2000 (Flächen 120, 124, 125 und 131) lagen nicht vor. Bei der Modellierung wurden die Daten der vorausgegangenen Frucht verwendet.

Bodenkennwerte, die nicht in gemessener Form vorlagen, wurden den Tiefenprofilen nach folgender Vorgehensweise zugeordnet: 1. Durch ein einfaches Verschneiden der Tiefenprofilpunkte mit der digitalisierten Bodenkarte des Wasserschutzgebietes (Abb. 4.18) wurde jedem Tiefenprofil jeweils eine Bodeneinheit zugeordnet. 2. Fehlende Bodendaten wurden entsprechend der Bodeneinheit der Tabelle 4.4 entnommen und dem Tiefenprofil zugewiesen. Corg-Gehalte und C/N-Verhältnisse konnten für die Flächen 004, 005, 124, 125 und 131 aus den im Frühjahr 2003 bis zu einem Meter Tiefe durchgeführten Messungen direkt genutzt werden. Für die im Jahr 2004 neu hinzugewonnene Fläche 120 liegen diese Informationen nicht flächenspezifisch vor. Für die Modellierung traten an ihre Stelle ebenfalls die in der Tabelle 4.4 dargestellten durchschnittlichen Werte für Pseudogley-Podsol. Weil bei den Tiefenprofilen die Modellierung teilweise bis zu 9 Metern erfolgte, mussten die Kennwerte für die tieferen Bodenschichten hergeleitet werden. Die notwendigen bodenphysikalischen Parameter (FK und nFK) wurden aus dem Wassergehalt der Tiefenprofilmessungen nach der KA4 der AG Boden (1994) abgeleitet. Die Feldkapazität wurde demnach so gewählt, dass sie bei einer Bodendichte von 3 dem im Tiefenprofil gemessenen Wasservolumen des Bodens entsprach. Die nutzbare Feldkapazität fiel entsprechend der KA4 (AG Boden, 1994) geringer aus. Eingabeparameter zum Grundwasserstand (Grundwasserhoch- und Grundwasserniedrigstand sowie deren jährlichen Zeiträume) wurden analog zu den Bodenkennwerten den einzelnen Tiefenprofilen durch Verschneiden mit den erstellten Grundwasserflurabstandskarten (Abb. 4.7) zugeordnet.

Modellvalidierung mittels N-Dynamik im Boden

Bei einer weiteren Untersuchung wurden die Modellergebnisse mit über einen längeren Zeitraum gemessenen N_{\min} -Werten verglichen. Dies ist eine gebräuchliche Methode zur Validierung von Stickstoff-Modellen (Kersebaum 1995, Kersebaum 2001). Auf den Demonstrationsflächen 004 und

005 werden seit 1999 von der LWK Weser-Ems während der Vegetationszeit in 4 bis 6-wöchigen Abständen N_{\min} -Beprobungen durchgeführt. Dabei werden Mischproben in 30 cm Schichten bis zu einer Tiefe von 90 cm entnommen und es werden jeweils der Wassergehalt und der mineralische N-Gehalt bestimmt. Für die übrigen Flächen 120, 124, 125 und 131 liegen jeweils nur jährliche Herbstmessungen vor. Für die Validierung dieser Größe war keine gesonderte Modellierung notwendig. Es wurden die Ergebnisse der Tiefenprofilmodellierung genutzt. Daher entsprechen die verwendeten Eingabeparameter den bereits bei der Tiefenprofilmodellierung beschriebenen. Aus den für jedes Tiefenprofil durchgeführten Modellläufen wurde für jede Fläche der tägliche Mittelwert des Wassergehaltes und des N_{\min} -Gehaltes in 30 cm Tiefenabschnitten gebildet.

Modellvalidierung mittels Nitrat-Konzentrationsdynamik im oberflächennahen Grundwasser

Als weitere N-dynamische Zielgröße der Validierung wurden gemessene Grundwasser-Nitratkonzentrationen mit modellierten verglichen. Im Zuge des Demonstrationsvorhabens wurden am Rande der Flächen 004 und 005 im Jahr 1999 jeweils zwei Beobachtungsbrunnen (004A, 004B und 005A, 005B) eingesetzt (Abb. 4.27). Die Brunnen befinden sich im Westen, im Grundwasserabflussbereich der Flächen. Das Grundwasser durchfließt den Grundwasserkörper vom Osten kommend in Richtung Westen. Dabei akkumuliert sich das aus den beiden Flächen durch die ungesättigte Zone perkolierte Bodenwasser auf der Grundwasseroberfläche. Die Abbildung 4.27 veranschaulicht die Lage der Brunnen. In regelmäßigen Abständen werden an ihnen oberflächennahes Grundwasser entnommen und die Nitratkonzentrationen gemessen.

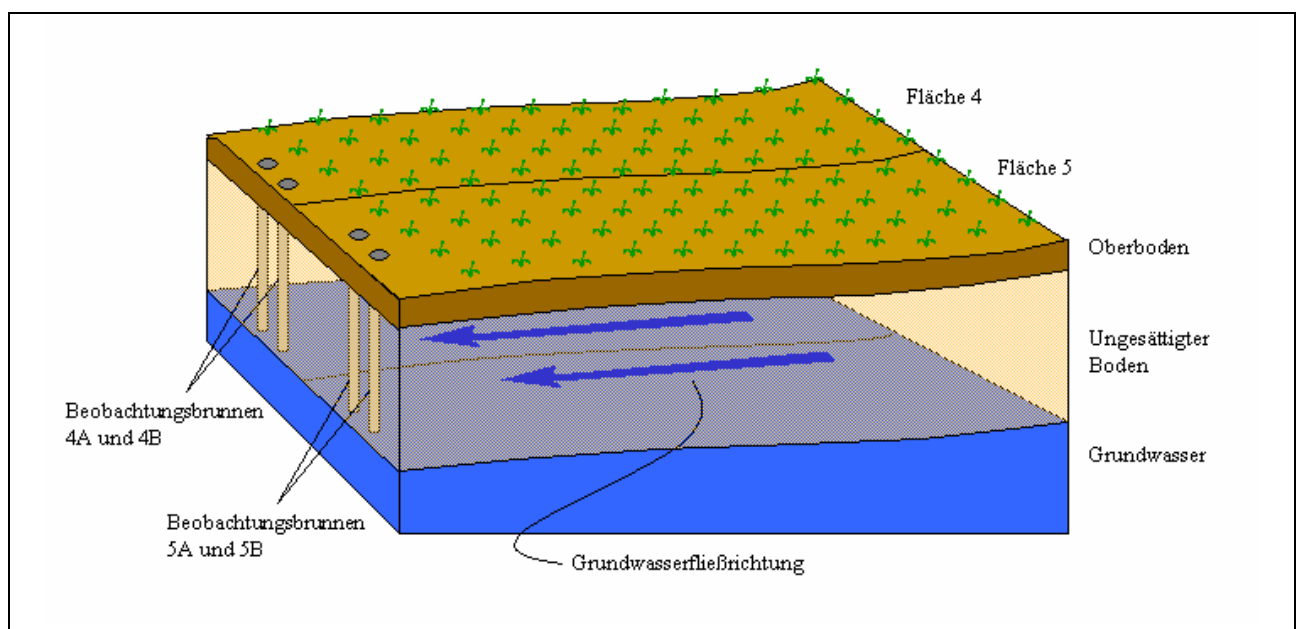


Abb. 4.27: Lage der Beobachtungsbrunnen auf den Flächen 004 und 005 (schematische Darstellung)

Modelliert wurde die Sickerwasser- und Nitratmenge, die den Boden in zwei Metern Tiefe durchfließt. Dies entspricht in etwa der durchschnittlichen Grundwassertiefe dieser Flächen. Für jede Fläche wurden drei Modellierungen mit den Parametern der Tiefenprofile durchgeführt. Aus den modellierten Sickerwasser- und Nitratmengen wurde für jede Fläche die mittlere monatliche

Nitratkonzentration berechnet und mit den gemessenen Werten der Beobachtungsbrunnen verglichen.

Modellvalidierung mittels Pflanzen-N-Aufnahme

Die Aufnahme und Inkorporierung von Stickstoff in der Pflanzenbiomasse trägt zu einer Senkung des Bodenstickstoffs bei und mindert dadurch seine potentielle Auswaschung. Eine gute Übereinstimmung der im Modell berechneten N-Akkumulation in der Biomasse mit realen Werten ist daher für Untersuchungen der N-Auswaschungsgefährdung von besonderer Bedeutung. Die N-Aufnahme wurde für die Kulturarten Silomais, S-Gerste, W-Roggen, W-Gerste und W-Weizen validiert.

Für diesen Zweck wurden Ertragsmessungen genutzt, die zwischen 1998 bis 2002 von der LWK Weser-Ems auf sogenannten Nachweisflächen durchgeführt wurden. Diese sollen Aufschluss über eine mögliche Beeinträchtigung der Wasserförderung auf die Erträge liefern. Zur Durchführung werden kurz vor der Ernte Pflanzenproben entnommen, der Trockenmassegehalt bestimmt und daraus der Hektarertrag hochgerechnet. Da das Modell HERMES aber nur die N-Akkumulation in der Pflanze berechnet, musste für einen Vergleich zwischen Modellierung und Messung eine gemeinsame Größe festgelegt werden. Aus den Ertragsmessungen wurden daher zunächst N-Aufnahmen abgeleitet. Als Grundlage dienten die in der Tabelle 4.8 dargestellten Richtwerte für Nährstoffgehalte im Haupt- und Nebenerntegut der LWK Weser-Ems und LWK Hannover (2003).

Tab. 4.8: Richtwerte für N-Gehalte im Haupt- und Nebenerntegut (nach LWK Weser-Ems und LWK Hannover, 2003; verändert)

Kulturart	Korn/Stroh-Verhältnis	N-Gehalte des Erntegutes (in kg*dt ⁻¹)		Wurzelmasse (in % der Gesamtpflanzenmasse)*
		Korn	Stroh	
S-Gerste	1.25	1.7	0.5	10
S-Roggen	0.91	1.5	0.5	10
S-Weizen	1.25	2.0	0.5	10
Hafer	1.00	1.5	0.5	10
W-Gerste	1.25	1.7	0.5	10
W-Roggen	0.91	1.5	0.5	10
W-Weizen	1.25	2.0	0.5	10
W-Tritikale	1.00	1.8	0.5	10
Silomais		0.33		15
Kartoffeln		0.35		30
Grünland		0.45		15

(*Wurzelmasseanteil wurde geschätzt)

Die in der Tabelle aufgeführten Daten wurden zur Berücksichtigung der N-Aufnahme in den Wurzeln um die Spalte Wurzelmasse (in % der Gesamtpflanzenmasse) ergänzt. Beim Getreide (mit Ausnahme des Silomais) wurde stets eine Wurzelmasse von 10 % der Gesamtpflanzenmasse angenommen.

Die N-Aufnahme des Getreides (mit Ausnahme des Silomais) wurde wie folgt aus den Erträgen berechnet (Gleichung 4.16):

$$N - \text{Aufnahme} = (\text{Ertrag} \cdot NK) + (1/KSV \cdot \text{Ertrag} \cdot NS) + (1/WM \cdot \text{Ertrag} \cdot NS) \quad (4.16)$$

Wobei:

Ertrag	=	Ertrag des Haupternteguts (Kornertrag) [dt*ha ⁻¹]
KSV	=	Korn-/Stroh-Verhältnis
NK	=	N-Gehalt des Korns [kg*dt ⁻¹ oder %]
NS	=	N-Gehalt des Strohs [kg*dt ⁻¹ oder %]
WM	=	Wurzelanteil an Gesamtpflanzenmasse [%]

Die Berechnung der N-Aufnahme von Silomais und Gras lehnt sich an die Gleichung 4.16 an. Weil hier jedoch keine Trennung zwischen Korn und Stroh erfolgt, fällt die Berechnung einfacher aus. Bei Kartoffeln entspricht die Wurzelmasse den insgesamt bei der Ernte auf der Fläche zurückbleibenden Pflanzenresten, die Blätter, Stängel und Wurzeln (außer Knollen) gleichermaßen umfassen (Gleichung 4.17):

$$N - \text{Aufnahme} = (\text{Ertrag} \cdot NK) + (1/WM \cdot \text{Ertrag} \cdot NS) \quad (4.17)$$

Für jede einzelne der 17 Nachweisflächen wurde ein Modelllauf mit HERMES durchgeführt. Die Berechnung durchlief inklusive der Vorlaufzeit jeweils die Jahre 1993 bis 2003. Die Bewirtschaftungsparameter wurden maßgeblich aus den Angaben der Bestandsführung der einzelnen Nachweisflächen entnommen. Jährlich werden ähnlich einem Rotationsverfahren stichprobenhaft auf einigen dieser Flächen von der LWK Ertragsmessungen durchgeführt. Für das Jahr der Ertragsmessung werden Daten der Bestandsführung (angebaute Kultur, Saattermin, Düngung (Art, Menge und Termin) und Pflanzenschutzmittelapplikationen) dokumentiert. Diese Dokumentation beschränkt sich jedoch nur auf das Jahr, in dem auf der Fläche eine Ertragsmessung durchgeführt wird. Für die weiteren Jahre werden keine expliziten Daten von der LWK Weser-Ems im Rahmen der Nachweisuntersuchungen festgehalten. Insgesamt liegen für den Zeitraum von fünf Jahren (1998 bis 2002) für 17 Flächen 40 Einzelertragsmessungen vor (S-Gerste = 16, Silomais = 14, W-Roggen = 6, W-Gerste = 3 und W-Weizen = 1). Für die Vorlaufzeit der Modellierung, 1993 bis 1997, wurden für die Bewirtschaftung (Kulturart, Saattermin und Düngung) Annahmen getroffen; für den Zeitraum 1998 bis 2002 wurden die Daten zur Bewirtschaftung aus den Angaben der Bestandsführung der einzelnen Nachweisflächen entnommen. Die Jahre, für die innerhalb dieses Zeitraumes keine Bewirtschaftungsdaten zur Verfügung stehen, wurden ebenfalls mit Annahmen überbrückt. Als Erntetermin galt in der Modellrechnung jeweils das Datum der durch die LWK erfolgten Ertragsmessung.

Analog zu den Tiefenprofilen wurde auch hier durch Verschneiden mit der digitalisierten Bodenkarte (Abb. 4.8) die Zuordnung zur entsprechenden Bodeneinheit hergestellt und die für die Modellierung notwendigen Parameter aus der Tabelle 4.4 entnommen. Weil die digitalisierte

Bodenkarte sich jedoch nur auf die Größe des Wasserschutzgebietes beschränkt, wurde bei den Nachweisflächen, die sich außerhalb des Wasserschutzgebietes befinden, die BÜK (Bodenübersichtskarte von Niedersachsen) 1:50.000 des NLF (2004a) (Abb. 4.4) verwendet. Die Bodenparameter wurden jedoch auch hier der Tabelle 4.4 entnommen. Sowohl innerhalb als auch außerhalb des WSG beschränken sich die vorkommenden Böden auf Gley-Podsole und Tiefumbruchböden. Eingabeparameter zum Grundwasserstand wurden auch hier durch Verschneiden der Flächen mit den Grundwasserflurabstandskarten (Abb. 4.7) ermittelt.

4.4.2 Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse

Am Beispiel der Sommergerste erfolgte für die das WSG charakterisierenden Bodeneinheiten eine Sensitivitätsanalyse. Sensitivitätsanalysen verfolgen das Ziel, die Abhängigkeit des Modells von seinen Eingabeparametern zu quantifizieren (Saltelli et al., 1999). Zur Umsetzung wurden mehrere Modellläufe mit variierten Eingabeparametern durchgeführt, und es wurde anschließend untersucht, wie empfindlich das Modell auf ihre Veränderungen reagiert. Der variierte Bereich der Eingabeparameter wurde dabei der Realität so gut wie möglich nachempfunden.

Variation von Wetterparametern

Zur Bestimmung der Sensitivität bei Variationen der Wetterparameter wurde unter Verwendung realer Wetterdaten der Klimastation Lingen der Zeitraum zwischen 1992 und 2003 modelliert. Die Variation der Wetterparameter ist dabei durch die täglichen Messwerte gegeben. In einem weiteren Schritt wurde untersucht, wie groß der Einfluss der vorzufindenden Wetterbedingungen auf die Modellergebnisse der einzelnen Jahre ist. Die in den Modellrechnungen gleichzeitig variierten Boden- sowie Bewirtschaftungsparameter wurden bei der Analyse berücksichtigt.

Generierung von Parametervariationen mit Hilfe des Latin Hypercube Samplings (LHS)

Die Erstellung der Zahlenwerte der variierten Parameter des Bodens und der Bewirtschaftung wurden mit Hilfe eines Latin Hypercube Sampling (LHS) durchgeführt. Diese Methode wurde gegenüber dem häufig verwendeten Monte-Carlo-Sampling (MCS) bevorzugt. Die Standard-LHS setzt sich aus drei Schritten zusammen (Christiaens und Feyen, 2002). Im ersten Schritt wird die Wahrscheinlichkeitsverteilung jeder einzelnen Variablen in N Intervalle mit einer Wahrscheinlichkeit des Eintritts von $1/N$ unterteilt. N entspricht dabei der Zahl der vorgesehenen Modellläufe mit ihren jeweils generierten Parameterkombinationen. Im zweiten Schritt wird innerhalb eines jeden Intervalls entsprechend der Wahrscheinlichkeitsverteilung ein Wert bestimmt. Im letzten Schritt werden N Datensätze mit einer Anzahl von P variierten Parametern generiert. Die Paarkombinationen werden dabei zufällig bei nicht miteinander korrelierenden Parametern oder bei korrelierenden Parametern mit Hilfe einer Korrelation festgelegt.

Für die zu variierten Eingabeparameter wurde jeweils ein Basiswert bestimmt. Das ist der Wert, um den die zu generierenden Variablen streuen. Die Nachbildung der Streuung wurde nach einem

für den jeweiligen Eingabeparameter gewählten Verteilungsmuster vorgenommen. Die Verteilungsmuster beschränken sich bei allen durchgeführten Modellierungen auf die Normalverteilung, Beta-Verteilung und uniforme Verteilung. Eine schematische Skizze ist in der Abbildung 4.28 dargestellt.

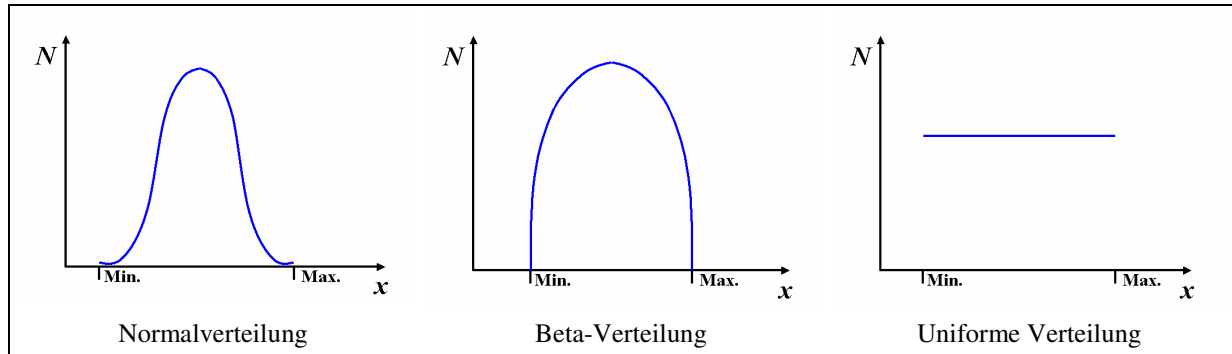


Abb. 4.28: Verwendete Verteilungsmuster zur Generierung variierten Eingabeparameter (schematisch)

Für jedes modellierte Szenario wurden bei maximal 11 variierten Parametern 80 Modellläufe durchgeführt. Die gewählte Anzahl an Modellläufen überstieg damit die empfohlene Mindestanzahl verschiedener Autoren (Iman und Helton, 1985; McKay, 1988; Christiaens und Feyen, 2002).

Variationen von Bodenparametern

Die Szenarien wurden jeweils für die sechs das WSG charakterisierenden Bodeneinheiten (Bodenkarte Abb. 4.18) modelliert:

1. Tiefumbruchböden
2. Plaggenesch unterlagert von Pseudogley-Braunerde
3. Plaggenesch unterlagert von Braunerde
4. Pseudogley-Podsol
5. Podsol
6. Gley-Podsol

Die Bodeneinheiten unterscheiden sich hinsichtlich ihrer bodenphysikalischen und –chemischen Eigenschaften voneinander. Ferner unterliegen sie unterschiedlichen Grundwassereinflüssen. Die Tabelle 4.9 zeigt die variierten Parameter und deren Basiswerte jeder Bodeneinheit. Die Bodenparameter wurden aus der Bodentabelle (Tab. 4.4) entnommen. Die mittleren GW-Abstände wurden durch Verschneiden der Bodenkarte (Abb. 4.18) mit den Grundwasserflurabstandskarten (Abb. 4.7) generiert. Für den Podsol und den Gley-Podsol wurden identische Bodenkennwerte verwandt. Sie unterscheiden sich lediglich in ihren Grundwasserflurabständen. Für Gleypodsole und Tiefumbruchböden wurden durchschnittliche Grundwasserflurabstände von 100 Zentimetern festgelegt. Die übrigen Bodeneinheiten wurden entsprechen mit grundwasserfernen Flurabständen belegt.

Tab. 4.9: Basiswerte der variierten Boden- und Grundwasserparameter

Bodeneinheiten	Tiefenstufen Cm	C/N-Verhältnis	OC Gew. %	FK	nFK	Mittlerer GW- Abstand
Tiefumbruchböden	0-30	23	4.9	29.5	20,5	100 cm
	- 50	27	14.0	32	20.5	
	- 80	20	6	23,5	18	
	- 200	18	0.2	17	14.5	
Plaggenesch unterlagert von Pseudogley- Braunerde	0-30	17	2.3	28.5	19,5	790 cm
	- 80	20	2.0	26	18	
	- 130	15	0.5	22,5	17	
	- 200	15	0.1	25	18,5	
Plaggenesch unterlagert von Braunerde	0-30	16	2.3	22	18.5	390 cm
	- 70	17	1.2	20.5	17.5	
	- 90	16	0.6	22,5	17.5	
	- 200	16	0.1	22,5	17.5	
Pseudogley-Podsol	0-30	20	2.6	27.5	19	490 cm
	- 70	18	0.4	21.5	16	
	- 125	16	0.1	24	17.5	
	- 200	14	0.0	24	17.5	
Podsol	0-30	20	2.2	20.5	17	350 cm
	- 60	21	0.5	16.5	13	
	- 80	16	0.2	16.5	13	
	- 200	14	0.0	16.5	13	
Gley-Podsol	0-30	20	2.2	20.5	17	100 cm
	- 60	21	0.5	16.5	13	
	- 80	16	0.2	16.5	13	
	- 200	14	0.0	16.5	13	

Die Verteilungsmuster und die Streuung um die Basiswerte sind in der Tabelle 4.10 dargestellt. Alle Bodenparameter und Grundwasserflurabstände haben ein uniformes Verteilungsmuster. Bei der Generierung der variierten Daten wurde zwischen den Parametern FK und nFK eine Korrelation von 70 Prozent festgelegt. So konnte einem zu starken Abweichen dieser Werte entgegengewirkt werden. Die Variation der Profilmächtigkeit beschränkte sich auf die Bodeneinheiten Tiefumbruchboden und die beiden Plaggenesche. Die Variation bezieht sich auf den unterhalb der Pflugsohle folgenden Bodenhorizont mit seinen hohen organischen Substanzgehalten. Dieser ist beim Tiefumbruch durch Tiefenpflügen und bei den Plaggeneschen durch über Jahrhunderte andauernde Streuauflagen entstanden. Durchgeführte Tiefenbohrungen im Untersuchungsgebiet bestätigten die Variation der Mächtigkeit dieser Bodenhorizonte (Kapitel 4.3.3). Beim organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens (Corg) wurden bei allen Bodeneinheiten, bis auf Ausnahme der Tiefumbruchböden, Abweichungen vom Basiswert von 15% angenommen. Bei den Tiefumbruchböden zeigten Untersuchungen, dass die Corg-Gehalte deutlich stärker variieren (Kapitel 4.3.4). Aus diesem Grund wurde die Streuung auf 40% festgelegt. Die Streuung der Grundwasserflurabstände gliedert sich in Grundwasserniedrig- und Grundwasserhochstand. Sie variieren um eine Variationsbreite von insgesamt einem Meter um ihren Basiswert.

Tab. 4.10: Verteilungsmuster der variierten Boden- und Grundwasserparameter

Parameter		Verteilungsmuster	Streuung um Basiswert	Korrelation
Boden	FK	uniform	+/- 15 %	Korrelation 70%
	nFK	uniform	+/- 15 %	
	Profiltiefe* ¹	uniform	+/- 25 %	
	Corg	uniform	bei Tiefumbruchböden +/- 40% bei allen weiteren Böden +/- 15 %	
	C/N-Verhältnis	uniform	+/- 15 %	
Grundwasser	Grundwasserhoch- bzw. -niedrigstand	uniform	+/- 50 cm	

Innerhalb eines Tiefenprofils fand bei der Generierung eines Bodenparameterwertes die gleiche jeweilige relative Abweichung vom Basiswert Verwendung. Entsprechend veränderte sich der Parameterwert entlang des gesamten Tiefenprofils, wie in der Abbildung 4.29 schematisch gezeigt, um den gleichen relativen Wert in positive bzw. negative Richtung.

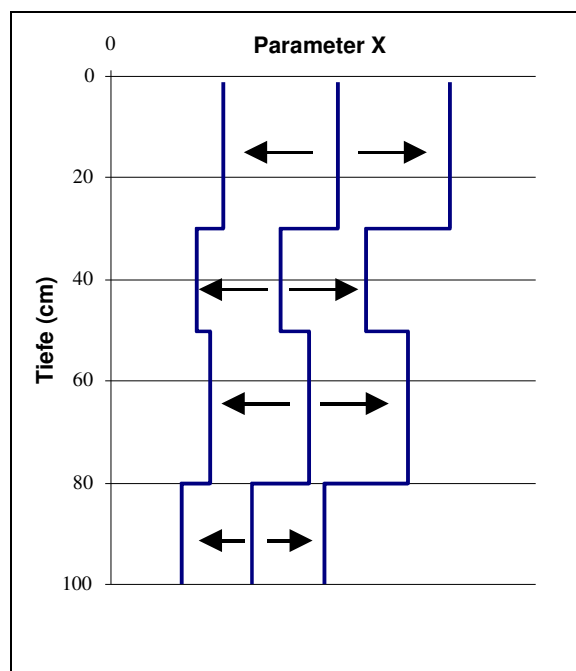


Abb. 4.29: Variation eines Bodenparameters entlang eines Tiefenprofils (schematische Darstellung)

Variation von Bewirtschaftungsparametern

Neben den Standortfaktoren Wetter und Boden wurden Parameter zur Bewirtschaftung der Sommergerste, wie die Saat- und Erntezeiten sowie die Düngetermine, variiert (Tab. 4.11). Der Basiswert des Saattermins ist der 99., der des Erntetermins der 213. Kalendertag. Das entspricht dem 8. April bzw. 31. Juli eines Jahres. Für den Saat- und Erntetermin wurde eine Beta-Verteilung gewählt, um eine dichte Streuung um den Basiswert zu erreichen. Die Streuung beläuft sich auf 10 Tage vor bzw. nach den entsprechenden Basisterminen. Für die Generierung der Daten wurde

¹ Die Variation der Profiltiefe für die Ermittlung von Sensitivitäten wurde nur bei Tiefumbruchböden und Plaggeneschen durchgeführt.

zwischen dem Saat- und dem Erntetermin eine positive Korrelation von 70 Prozent festgelegt. Dadurch wurde tendenziell umso später geerntet, je später die Saat erfolgte. Die Basiswerte und deren Streuungen wurden aus verschiedenen Messreihen in und um das WSG Getelo-Itterbeck abgeleitet und durch Angaben aus der Literatur unterstützt.

Tab. 4.11: Variierte Bewirtschaftungsparameter bei Sommergerste zur Durchführung einer Sensitivitätsanalyse

Kultur	Parameter		Basiswert	Verteilungsmuster	Streuung um Basiswert	Korrelation
Sommergerste	Saat- und Ernteparameter	Saatzeit	99	Beta-Verteilung	+/- 10 Tage	Korrelation 70 %
		Erntezeit	213	Beta-Verteilung	+/- 10 Tage	
	Düngetermin und -menge	Eine Applikation Termin (Julian day) Menge (kg N) (Wirtschaftsdünger)	86 136	normalverteilt konstant	STABW. = 19	

Die Modellierung erfolgte zunächst für eine konstante Düngung von 136 kg mineralischem Stickstoff. Dies entspricht in etwa der im WSG durchschnittlich aufgebrauchten mineralischen Stickstoffmenge für die Kulturart Sommergerste. Die Variation des Düngetermins entspricht einer Normalverteilung. Die Streuung wurde in Form der Standardabweichung festgelegt. Mit 86 entspricht der Basistermin dem 26. März eines Jahres und liegt somit vor dem Basistermin der Saat. Bei der Datengenerierung entfielen auf Grund der Verteilungsmuster und ihrer Streuungen Düngetermine sowohl vor als auch nach dem Saattermin. Die verwendeten Angaben zur Düngung wurden aus Tätigkeitsberichten der Zusatzberatung der LWK generiert und geben weitestgehend reale Daten wieder. Alle weiteren Parameter blieben konstant: Die Ernte wurde so modelliert, dass 80 % des Strohs eingefahren wurden. Ferner fand eine wendende Bodenbearbeitung jeweils im Frühjahr vor der erneuten Aussaat der Sommergerste statt. Der mineralisierbare Stickstoffanteil aus der organischen Substanz des Bodens wurde entsprechend den Ergebnissen aus der Validierung auf 12 Prozent, die mittlere N-Deposition auf $35 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ festgelegt.

Variation der organischen N-Düngung

Die im Vorfeld beschriebenen Untersuchungen beschränkten sich auf die Applikation von ausschließlich mineralischem Dünger bei der Sommergerste. In den folgenden modellierten Szenarien erfolgte die Aufbringung auch in Form von Wirtschaftsdüngern. Das Verhältnis aus Anteilen an organisch gebundenem und mineralischem N ist dabei ein wesentliches Merkmal der Wirtschaftsdünger. Während der mineralische Anteil als unmittelbar pflanzenverfügbar in die Modellierung eingeht, steht der organisch gebundene Stickstoff des Wirtschaftsdüngers den Pflanzen erst nach dessen Freisetzung zur Verfügung. Die Freisetzung hängt dabei neben den äußeren Einflüssen wie Klima, Bodenbearbeitung und Bodenverhältnissen auch von der Art der Bindung selbst ab. Leichter abbaubare N-Bindungen können schneller in den N-Kreislauf zurückgeführt werden; resistente N-Bindungen können den Stickstoff dem N-Kreislauf gegebenenfalls über sehr lange Zeiträume entziehen.

Die Eigenschaften „direkte Verfügbarkeit“ und „Geschwindigkeit der Mineralisation“ werden im Modell durch die beiden Parameter „Anteil mineralischer Stickstoff am Gesamtstickstoff“ und „Anteil schnell mineralisierbarer Stickstoff am organisch gebundenen Stickstoff“ berücksichtigt. Zur Simulation der Wirtschaftsdüngerbringung wurden für alle sechs Bodeneinheiten jeweils 80 Modellläufe durchgeführt. Die Variation der standortspezifischen Parameter (Wetter und Boden) sowie die Parametervariation der Dünge-, Saat- und Ernteterminierung entsprechen den Modellparametern bei der rein mineralischen Düngung (Tab. 4.9 bis 4.11). Die für die Wirtschaftsdüngung neu generierten Parameterkombinationen unterscheiden sich lediglich hinsichtlich der gedüngten organisch gebundenen Stickstoffmengen. Diese variieren von 10 bis 47% des Gesamtstickstoffs (Tab. 4.12). Der mineralische Stickstoffanteil in den Wirtschaftsdüngern wurde für alle Modellläufe auf 136 kg fixiert. Für die Parametergenerierung wurde der organisch gebundene Stickstoffanteil um die jeweilige Menge auf die mineralischen Stickstoffmengen aufgesattelt; er liegt zwischen 15 bis 121 kg N. Ferner wurde der Anteil schnell mineralisierbaren Stickstoffs am organisch gebundenen innerhalb des Wertebereiches 0 % - 8 % festgelegt (Tab. 4.12). Die Parameterkombinationen wurden erneut mit Hilfe des Latin Hypercube Samplings generiert.

Tab. 4.12: Variierter organisch gebundener Stickstoffanteil am Gesamtstickstoff und Anteil schnell mineralisierbaren Stickstoffs am organisch gebundenen Stickstoff bei Wirtschaftsdüngern

Düngerparameter		Verteilungsmuster	Streuung in %	Streuung absolut (in kg)
Wirtschaftsdünger	Anteil mineralischer Stickstoff am Gesamtstickstoff	uniform	10 - 47	15 - 121
Wirtschaftsdünger	Anteil schnell mineralisierbarer Stickstoff am org. gebundenen Stickstoff	uniform	0 % - 8	Nicht anwendbar

4.4.3 Maßnahmenbewertung

Für das WSG Getelo-Itterbeck wurden Maßnahmen zur Reduzierung der Nitratauswaschung modelliert. Für die am häufigsten angebauten Kulturarten Sommergerste, Winterroggen, Silomais, Kartoffeln und Grünland wurde die Wirkung einer reduzierten Stickstoffdüngung analysiert. Ferner wurden für die genannten Ackerkulturen die Auswirkungen eines Zwischenfruchtanbaus untersucht. Die Wirkungsweise von Wirtschaftsdüngern mit unterschiedlichen Anteilen organisch gebundenen Stickstoffs wurde in einem weiteren Schritt mit berücksichtigt..

Maßnahme reduzierte Stickstoffdüngung

Die Maßnahmen einer reduzierten Stickstoffdüngung und des Zwischenfruchtanbaus wurden zunächst für alle im WSG vorkommenden Böden modelliert. Zur Wiedergabe der Variabilität der Standortfaktoren wurden analog zu den vorausgegangenen Untersuchungen die in den Tabellen 4.9 und 4.10 gezeigten Verteilungsmuster für Bodenparameter und Grundwasserstände verwendet.

Darüber hinaus wurden kulturartenspezifische Nutzungsparameter variiert. Die Tabellen 4.13 bis 4.17 geben für jede Kulturart eine Zusammenfassung dieser Variationen wieder. Bei den Ackerkulturen wurden die Saat- und Erntezeiten unter Verwendung einer Beta-Verteilung verändert. Die Streuung belief sich auf jeweils +/- 10 Tage um die gezeigten Basistermine. Zwischen den jeweiligen Saat- und Ernteterminen wurde eine positive Korrelation von 70 Prozent festgelegt. Beim Grünland trat anstelle der Ernte ein Grasschnitt, der sich an den Düngegaben orientierte. Er erfolgte jeweils wenige Tage vor der erneuten N-Applikation.

Tab. 4.13: Variierte Bewirtschaftungsparameter und ihre Verteilungsmuster zur Maßnahmenmodellierung bei Sommergerste

Kultur	Parameter		Basiswert	Verteilungsmuster	Streuung um Basiswert	Min	Max	Korrelation
Sommergerste	Saat- und Ernteparameter	Saatzeit	99	Beta-Verteilung	+/- 10 Tage	90	108	Korrelation 70 %
		Erntezeit	213	Beta-Verteilung	+/- 10 Tage	204	223	
	Düngetermin und -menge	Eine Applikation						
		Termin (Kalendertag)	86	normalverteilt	STABW. = 19	55	116	
		Menge (kg N) (Wirtschaftsdünger)	104	normalverteilt	STABW. = 27	67	142	
		Zwei Applikationen						
1. Termin (Kalendertag)	81	normalverteilt	STABW. = 15	57	105	Korrelation		
2. Termin (Kalendertag)	123	normalverteilt	STABW. = 18	95	153	70%		
1. Menge (kg N) (Wirtschaftsdünger)	84	normalverteilt	STABW. = 34	30	138	Korrelation		
2. Menge (kg N) (Mineraldünger)	52	normalverteilt	STABW. = 23	15	88	-63%		

Tab. 4.14: Variierte Bewirtschaftungsparameter und ihre Verteilungsmuster zur Maßnahmenmodellierung bei Winterroggen

Kultur	Parameter		Basiswert	Verteilungsmuster	Streuung um Basiswert	Min	Max	Korrelation
Winterroggen	Saat- und Ernteparameter	Saatzeit	304	Beta-Verteilung	+/- 10 Tage	295	313	Korrelation 70 %
		Erntezeit	215	Beta-Verteilung	+/- 10 Tage	206	224	
	Düngetermin und -menge	Eine Applikation						
		Termin (Kalendertag)	82	normalverteilt	STABW. = 16	56	107	
		Menge (kg N) (Wirtschaftsdünger)	104	normalverteilt	STABW. = 36	63	144	
		Zwei Applikationen						
1. Termin (Kalendertag)	68	normalverteilt	STABW. = 16	47	93	Korrelation		
2. Termin (Kalendertag)	111	normalverteilt	STABW. = 19	86	137	49%		
1. Menge (kg N) (Wirtschaftsdünger)	78	normalverteilt	STABW. = 22	45	111	Korrelation		
2. Menge (kg N) (Mineraldünger)	47	normalverteilt	STABW. = 16	23	71	-39%		

Für die Untersuchung der Auswirkung einer reduzierten Stickstoffdüngung wurden ferner die Eingabeparameter, die Gesamtdüngemenge, die Menge der einzelnen Gaben und deren Termine verändert. Die verwendete Variationsbreite wurde aus den Tätigkeitsberichten der Zusatzberatung der LWK Weser-Ems abgeleitet (Kap. 4.3.6). Für jede Kulturart wurden jeweils die zwei

vorherrschenden Düngehäufigkeiten (Tab. 4.5) modelliert. Bei Sommergerste, Winterroggen und Silomais sind das ein- bzw. zweimalige, bei Kartoffeln zwei- bzw. dreimalige N-Ausbringungen. Bei Grünland wurden drei- bzw. viermalige N-Ausbringungen modelliert.

Tab. 4.15: Variierte Bewirtschaftungsparameter und ihre Verteilungsmuster zur Maßnahmenmodellierung bei Silomais

Kultur	Parameter		Basiswert	Verteilungsmuster	Streuung um Basiswert	Min	Max	Korrelation	
Silomais	Saat- und Ernteparameter	Saatzeit	124	Beta-Verteilung	+/- 10 Tage	115	133	Korrelation	
		Erntezeit	269	Beta-Verteilung	+/- 10 Tage	260	278	70 %	
	Düngetermin und -menge	Eine Applikation	Termin (Kalendertag)	115	normalverteilt	STABW. = 4	109	121	
			Menge (kg N) (Wirtschaftsdünger)	154	normalverteilt	STABW. = 31	108	202	
		Zwei Applikationen	1. Termin (Kalendertag)	98	normalverteilt	STABW. = 22	68	124	Korrelation
			2. Termin (Kalendertag)	131	normalverteilt	STABW. = 15	113	151	63 %
			1. Menge (kg N) (Wirtschaftsdünger)	87	normalverteilt	STABW. = 50	37	138	Korrelation
			2. Menge (kg N) (Mineraldünger)	68	normalverteilt	STABW. = 34	30	105	-73%

Tab. 4.16: Variierte Bewirtschaftungsparameter und ihre Verteilungsmuster zur Maßnahmenmodellierung bei Kartoffeln

Kultur	Parameter		Basiswert	Verteilungsmuster	Streuung um Basiswert	Min	Max	Korrelation	
Kartoffeln	Saat- und Ernteparameter	Saatzeit		Beta-Verteilung	+/- 10 Tage	115	133	Korrelation	
		Erntezeit		Beta-Verteilung	+/- 10 Tage	260	278	70 %	
	Düngetermin und -menge	Zwei Applikation	1. Termin (Kalendertag)	93	normalverteilt	STABW. = 11	75	110	zw. 1. und 2. Termin = 56%
			2. Termin (Kalendertag)	146	normalverteilt	STABW. = 22	110	180	
		1. Menge (kg N) (Wirtschaftsdünger)	1. Menge (kg N) (Wirtschaftsdünger)	102	normalverteilt	STABW. = 21	68	135	zw. 1. und 2. Menge = -66%
			2. Menge (kg N) (Mineraldünger)	56	normalverteilt	STABW. = 16	32	79	
		Drei Applikationen	1. Termin (Kalendertag)	96	normalverteilt	STABW. = 9	82	110	Korrelation
			2. Termin (Kalendertag)	140	normalverteilt	STABW. = 19	112	169	
			3. Termin (Kalendertag)	174	normalverteilt	STABW. = 22	153	195	
			1. Menge (kg N) (Wirtschaftsdünger)	111	normalverteilt	STABW. = 24	75	149	Korrelation
2. Menge (kg N) (Mineraldünger)	2. Menge (kg N) (Mineraldünger)	44	normalverteilt	STABW. = 14	25	63			
	3. Menge (kg N) (Mineraldünger)	28	normalverteilt	STABW. = 10	17	39			

Tab. 4.17: Variierte Bewirtschaftungsparameter und ihre Verteilungsmuster zur Maßnahmenmodellierung bei Grünland

Kultur	Parameter		Basiswert	Verteilungsmuster	Streuung um Basiswert	Min	Max	Korrelation	
Grünland	Düngetermin und -menge	Drei Applikation							
		1. Termin (Kalendertag)	85	normalverteilt	STABW. = 19	58	112	- zw. 1. und 2. Termin = 52% - zw. 2. und 3. Termin = 68%	
		2. Termin (Kalendertag)	140	normalverteilt	STABW. = 22	112	166		
		3. Termin (Kalendertag)	199	normalverteilt	STABW. = 36	160	237		
		1. Menge (kg N) (Wirtschaftsdünger)	91	normalverteilt	STABW. = 28	49	133		
		2. Menge (kg N) (Mineraldünger)	76	normalverteilt	STABW. = 28	31	121		
		3. Menge (kg N) (Mineraldünger)	70	normalverteilt	STABW. = 29	25	114		
		Vier Applikationen							
		1. Termin (Kalendertag)	75	normalverteilt	STABW. = 15	55	94	- zw. 1. und 2. Termin = 58% - zw. 2. und 3. Termin = 60% - zw. 3. und 4. Termin = 77%	
		2. Termin (Kalendertag)	115	normalverteilt	STABW. = 20	93	136		
		3. Termin (Kalendertag)	164	normalverteilt	STABW. = 15	145	183		
		4. Termin (Kalendertag)	209	normalverteilt	STABW. = 21	181	236		
		1. Menge (kg N) (Wirtschaftsdünger)	91	normalverteilt	STABW. = 53	23	158		
		2. Menge (kg N) (Mineraldünger)	87	normalverteilt	STABW. = 25	46	126		
3. Menge (kg N) (Mineraldünger)	72	normalverteilt	STABW. = 26	33	111				
4. Menge (kg N) (Mineraldünger)	56	normalverteilt	STABW. = 20	25	87				

Maßnahme Zwischenfruchtanbau

Die oben beschriebene Variation der Düngehäufigkeiten, -mengen und -termine wurde für die Ackerkulturen zunächst ohne den Anbau von Zwischenfrüchten modelliert. In weiteren Modellrechnungen wurde bei den Kulturen Sommergerste, Winterroggen und Silomais beispielhaft Senf angebaut. Senf kommt in der Regel im Sommerzwischenfruchtanbau als Stoppelsaat zum Einsatz. Der beste Saatzeitpunkt liegt zwischen Mitte August bis Mitte September, jedoch verträgt Senf auch relativ späte Aussaaten (Alsing et al., 2002). Bei Kartoffeln hingegen wurde Grünroggen als Zwischenfrucht gewählt. Grünroggen ist anspruchslos und froshart. Es wird zur Gründüngung oder als Grünfütterpflanze im Winterzwischenfruchtanbau eingesetzt.

Bei der Modellierung wurde die kurzfristige Wirkung des Zwischenfruchtanbaus (innerhalb eines Wirtschaftsjahres) berücksichtigt. Längerfristige Auswirkungen, wie der Abbau seiner Biomasse und die damit verbundene Wiederfreigabe des gebundenen Stickstoffs wurden weitestgehend ausgeschlossen. In der Modellierung wurde entsprechend nur eine sehr begrenzte Mineralisation der Zwischenfruchtbiomasse angenommen.

Der modellierte Saattermin variierte jeweils in einer Zeitspanne von 20 Tagen nach erfolgter Ernte der Hauptfrucht. Vor der Zwischenfruchtsaat wurde die Hauptfrucht oberflächennah eingearbeitet. Eine wendende Bodenbearbeitung erfolgte jeweils im Frühjahr vor der erneuten Aussaat der

Hauptfrucht. Beim Winterroggen erfolgte sie einige Tage vor der Winterroggensaart im Herbst. Unter Verwendung realer Wetterdaten der Klimastation Lingen wurde jedes Szenario für die Jahre 1992 bis 2003 modelliert. Weitere oben nicht genannte Parameter wurden konstant gehalten. Für jede Kulturart und jedes Szenario wurden 80 Modellläufe für eine der sechs Bodeneinheiten durchgeführt.

Maßnahmenwirkung bei organischer Düngung

Für die oben genannten Hauptkulturen wurde in einem erneuten Modellierungsvorgang die Auswirkung von Wirtschaftsdüngerapplikationen untersucht. Dabei wird zunächst angenommen, dass sich Wirtschaftsdünger aus einer Fraktion an mineralischem und einer Fraktion organisch gebundenem Stickstoff zusammensetzt. Die Vorgehensweise lehnte sich an die oben beschriebene Modellierung bei rein mineralischer Düngung an: Die Variation der standortspezifischen Parameter Wetter und Boden blieb unverändert. Ferner wurden die Dünge-, Saat- und Ernteterminierung sowie die Variation der mineralischen Düngegaben bei rein mineralischer Düngung beibehalten (Tabellen 4.13 bis 4.17). Einziger Unterschied: Zur jeweils generierten mineralischen Düngung wurde noch zusätzlich eine Fraktion organisch gebundenen Stickstoffs hinzugefügt. Diese Fraktionen variieren, wie bei der Sensitivitätsanalyse der Sommergerste angewandt, von 10 bis 47% des Gesamtstickstoffs der Düngegabe (Tab. 4.12). Sie wurden mit Hilfe des Latin Hypercube Sampling (LHS) für jeden einzelnen Modelllauf generiert.

Im Falle einer einmaligen Düngegabe im Jahr erfolgte in der Modellierung die N-Applikation allein als Wirtschaftsdünger (mineralische und organisch gebundene Stickstofffraktion). Bei mehrmaligen Düngegaben wurde nur die erste Applikation im Jahr mit Wirtschaftsdünger modelliert, jede weitere Applikation erfolgte jeweils als mineralische N-Gabe; eine Analyse der im Rahmen einer Zusatzberatung der LWK Weser-Ems gesammelten Schlagkarteien (LWK Weser-Ems 1997 bis 2003) ergab, dass bei allen Ackerkulturen bei mehrfacher Düngung mehrheitlich nur die erste Düngeapplikation in Form von Wirtschaftsdüngern erfolgte. Bei den darauffolgenden N-Applikationen handelte es sich in der Regel um mineralische Zusatzdüngungen. Bei Sommergerste, Winterroggen und Silomais erfolgte entsprechend bei zweimaliger Düngung die Modellierung nur für die erste Applikation in Form von Wirtschaftsdünger; bei Kartoffeln jeweils nur die erste Düngung der zweimaligen und der dreimaligen N-Düngung. Die organisch gebundene Stickstofffraktion des applizierten Düngers ($N_{orgDung}$) berechnet sich für die 80 Modellläufe pro Bodeneinheit wie folgt:

$$N_{orgDung} = \left(N_{min\ Dung} \left(\frac{1}{(100 - N\%_{orgDung})/100} \right) \right) - N_{min\ Dung} \quad (4.18)$$

wobei:

- $N_{minDung}$ = mineralische Stickstofffraktion des Düngers (generiert nach entsprechender Tabelle 4.13 bis 4.17)
- $N\%_{orgDung}$ = Prozentsatz der organisch gebundenen Stickstofffraktion an Gesamt-N der Düngegabe

Die Abbildung 4.30 zeigt die generierten Stickstoffapplikationen bei einmaliger und zweimaliger Düngerausbringung zur Modellierung von Wirtschaftsdüngern am Beispiel für Sommergerste.

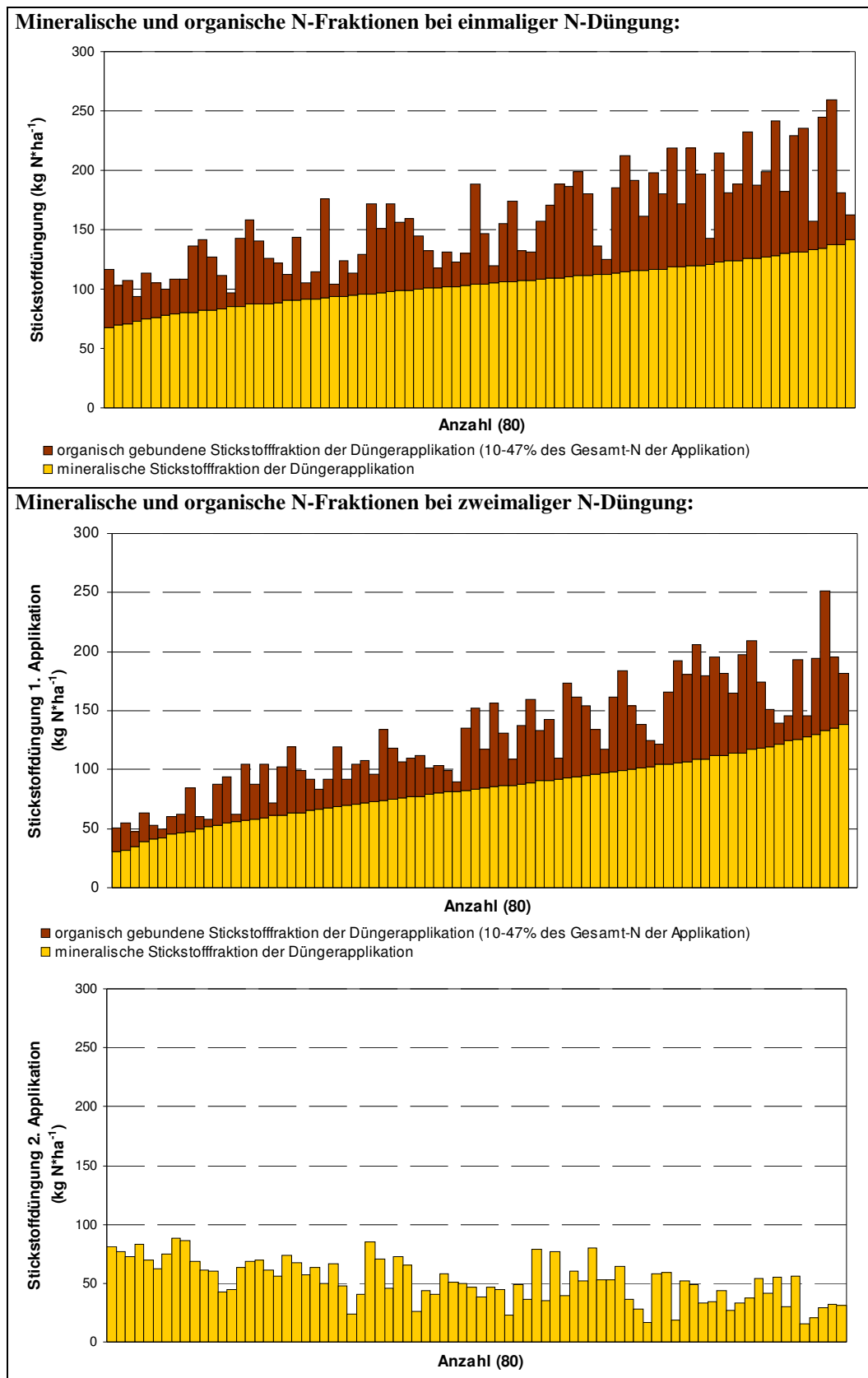


Abb. 4.30: Generierte organisch gebundene und mineralische Stickstoffapplikationen bei einmaliger und zweimaliger Düngerausbringung bei Sommergerste

Die Variationsbreite des mineralischen, organisch gebundenen und des Gesamt-Stickstoffgehaltes, die sich daraus für die Düngevarianten der einzelnen Kulturarten ergab, zeigt die Tabelle 4.18. Der Anteil schnell mineralisierbaren Stickstoffs am organisch gebundenen wurde ebenfalls, wie bereits bei der vorausgegangenen Sensitivitätsanalyse für Sommergerste, innerhalb des Wertebereiches 0 % - 8 % (Tab. 4.12) modelliert.

Tab. 4.18: Variationsbreiten der N-Zusammensetzung bei Wirtschaftsdüngung (mineralisch, organisch und Gesamtstickstoff) für die Kulturarten Sommergerste, Winterroggen, Silomais, Kartoffeln und Grünland bei unterschiedlichen Düngehäufigkeiten

Kulturart	Applikationshäufigkeit	Mineralischer Stickstoffgehalt			Organischer Stickstoffgehalt			Gesamtstickstoffgehalt (N _t)			Anteil organisch gebundenes N an N _t (%)		
		Min	Mittel	Max	Min	Mittel	Max	Min	Mittel	Max	Min	Mittel	Max
Sommergerste	Eine	67	104	142	10	53	122	94	157	259	10	32	47
	Zwei	95	136	182	6	42	118	106	178	280	6	22	42
Winterroggen	Eine	63	104	144	9	52	120	82	156	255	10	32	47
	Zwei	84	125	176	7	39	88	95	164	257	6	23	39
Silomais	Eine	108	154	202	16	76	175	131	230	372	10	32	47
	Zwei	101	155	206	7	43	111	113	198	289	5	21	39
Kartoffel	Zwei	114	158	201	9	51	110	153	209	304	6	23	39
	Drei	136	183	229	12	56	124	160	239	342	6	22	36
Grünland	Drei	130	237	344	7	45	100	162	283	403	3	16	29
	Vier	167	306	438	7	45	113	183	351	498	3	12	26

4.4.4 Landwirtschaftliche Nitratauswaschung im Wasserschutzgebiet

Für die Jahre 1999 bis 2003 wurde die Nitratauswaschung auf den landwirtschaftlichen Flächen modelliert. Die Fruchtfolgen wurden aus den Nutzungskartierungen der Bezirksregierung Weser-Ems (1999 bis 2003) erstellt (Abb. A-4 bis A-8). Sie geben die Fruchtfolge von 711 Schlägen im WSG wider. Durch Verschneiden mit der digitalisierten Bodenkarte (Abb. 4.8) und den Grundwasserflurabstandskarten (Abb. 4.7) konnten jedem Schlag entsprechende Boden- bzw. Grundwasserdaten zugeordnet werden.

Für jedes Schlagszenario wurden 300 Modellläufe durchgeführt. Für die Düngeparameter (Häufigkeit, Zeitpunkt, Art und Menge der Düngung) der einzelnen Kulturarten der Fruchtfolge wurden ortsübliche Düngungsmuster verwendet. Sie wurden aus den Tätigkeitsberichten der Zusatzberatung der LWK Weser-Ems (1997 bis 2003) abgeleitet (Kapitel 4.3.6). Für die Kulturarten Sommergerste, Winterroggen, Silomais, Kartoffeln und Grünland wurden die in den entsprechenden Tabellen 4.13 bis 4.17 dargestellten Düngungsmuster angewandt. Mit nahezu 90% machen diese Kulturarten den weitaus größten Anteil der landwirtschaftlichen Fläche im WSG aus. Für die übrigen Kulturarten wurden keine besonderen Düngungsmuster erstellt. Es wurden die verfügbaren Angaben aus den Tätigkeitsberichten der LWK Weser-Ems (1997 bis 2003) übernommen. Bei Kulturarten, für die aus den Tätigkeitsberichten nur eine Angabe zur Düngung entnehmen ließ, wurde diese Düngungsform bei allen Früchten dieser Art angewendet. Liegen in

den Tätigkeitsberichten mehrere Düngungsangaben für eine Kulturart vor, wurden diese in der Modellierung nach einer randomisierenden Vorgehensweise auf die Kulturart übertragen.

Ferner wurde der Zwischenfruchtanbau bei der Modellierung berücksichtigt. Insgesamt wurde für Getreideflächen der Zwischenfruchtanbau auf 29% gesetzt, was weitestgehend dem beobachteten Anteil des Zwischenfruchtanbaus im WSG (LWK Weser-Ems, 1997 bis 2003) entspricht. Der Zwischenfruchtanteil wurde für die Flächen berücksichtigt, die nach NLWKN (2003) einer entsprechenden freiwilligen Vereinbarung zum Gewässerschutz unterlagen. Darüber hinaus wurden Flächen randomisierend bestimmt, auf denen ohne eine Vereinbarung Zwischenfruchtanbau stattfand.

5 Modellergebnisse und Interpretation

5.1 Modellkalibrierung- und Validierung

Mehrere Studien haben gezeigt, dass das Modell HERMES in mehreren Regionen Deutschlands erfolgreich angewendet werden konnte (Kersebaum, 1989; Kersebaum und Richter, 1991; Kersebaum, 1995; Kersebaum und Beblík, 2001, Kersebaum et al., 2003). Auch für das WSG Getelo-Itterbeck zeigten die Ergebnisse der Validierung sehr plausible Resultate. Durch die Kalibrierung konnte zusätzlich noch eine Verbesserung der Modellgüte erreicht werden.

Modellkalibrierung

In der Tabelle 5.1 sind beispielhaft einige Kalibrierungsparameterwerte zusammengetragen. Sie erschienen nach einem visuellen Vergleich mit den gemessenen Tiefenprofilen und der Bestimmung der Gütemaßzahl r^2 für die durchschnittlichen Nitratkonzentrationen in den Tiefenprofilen für weitere Modellierungen als geeignet. Der mineralische Anteil aus der organischen Substanz des Bodens (OBS) dient zur Kalibrierung des Modells im Hinblick auf die Mineralisation von Stickstoff (Kersebaum 2003). Die durchgeführte Kalibrierung ergab mit 12% eine Größenordnung, die dem „aktiven“ Pool bei organischen N-Verbindungen nach Jansson (1958) sehr nahe kommt. Der angewandte niedrigere Anteil begründet sich in den durch Bouwer (1995) gemessenen niedrigen pH-Werten in den Böden des WSG. Diese lassen nur eine geringere Mineralisation zu (Bouwer 1995). Die Kalibrierungsparameter N_{fastOD} und $N_{\text{fastPlant}}$ wurden entsprechend dünger- bzw. kulturartenspezifisch ermittelt.

Tab. 5.1: Verwendete Kalibrierungsparameter und ihre Gültigkeitsbereiche

Kalibrierungsparameter	Gültigkeit	Wert
Boden: OBS (Mineralisierbarer Anteil aus der organischen Substanz des Bodens)	Alle Standorte im WSG	12 %
Organischer Dünger: N_{fastOD} (Anteil des schnell mineralisierbaren Stickstoff am organisch gebundenen Stickstoff)	Spezifisch für alle organischen Dünger aber gilt für alle Standorte im WSG	Schwankt zwischen 5 und 35%: Z.B. 5% bei Gülle (Sauengülle, Rindergülle), 20% bei Rindermist, 30% bei Hühnertröckchenkot.
Pflanze: $N_{\text{fastPlant}}$ (Anteil schnell mineralisierbaren Stickstoffs in Kulturpflanzenresiduen)	Kulturartenspezifisch aber gilt für alle Standorte im WSG	Schwankt zwischen 3 und 25%: Z.B. 3% bei Getreide (Gerste, Roggen, Weizen und Hafer), 25% bei Kartoffeln.

Die Validierung der Modellergebnisse unter Verwendung der oben gezeigten Kalibrierungsparameterwerte wird im Folgenden für die Zielgrößen Tiefenprofile, Pflanzen-N-Aufnahmen und Stickstoff-Dynamik diskutiert.

Modellvalidierung mittels Tiefenprofile

Die Abbildungen 5.1 bis 5.5 zeigen die gemessenen und die modellierten Nitratkonzentrationen im Tiefenprofil. Für die Flächen, die in zwei Jahren beprobt wurden, stellt die obere Graphik die

Ergebnisse für das Jahr 2003, die untere für das Jahr 2004, am Tag der Profilnahme, dar. Die Messergebnisse der drei Tiefenbohrungen sind in Form ihres Mittelwerts dargestellt. Die Standardabweichung deutet die Streuung der Messungen an. Für die Darstellung der Modellergebnisse wurde auch der Mittelwert gewählt. Auf ein Streuungsmaß wurde verzichtet, weil die Modellergebnisse, verglichen mit den Messergebnissen, kaum variieren. Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei der Modellierung jeweils nur die sich in der Regel geringfügig unterscheidenden Eingabegrößen FK und nFK verändert wurden. Für das Jahr 2003 ist das vollständige Tiefenprofil zu sehen. Die Tiefenbohrungen gingen in diesem Jahr bis maximal 5,60 Meter. Die Darstellungen der Tiefenprofile des Jahres 2004 sind, trotz teilweise tieferer Bohrungen, nur bis zu einer Tiefe von 9 Metern dargestellt. Diese Tiefe wurde gewählt, um nur den Bereich darzustellen, der auf die Verwendung der eingegebenen Modellparameter zurückzuführen ist. Mit zunehmender Tiefe nimmt der Einfluss der Flächennutzung vor dem Jahr 2000 zu. Aus Unkenntnis über die Bewirtschaftung vor diesem Jahr konnten jedoch die entsprechenden Parameterwerte nicht für den Modelllauf festgelegt werden.

Die Fläche 125, die südlichste der untersuchten Flächen, befindet sich auf dem südlichen großflächigen Plaggenesch mit lehmig bis sandigem Untergrund. Die Tabelle A-1 gibt die Nutzungshistorie dieser Fläche über den Zeitraum von 2000 bis 2004 wieder. Seit 2000 bildeten Sommer- und Wintergetreide die Hauptkultur. Raps und Senf wurden 2001 und 2002 als Zwischenfrüchte angebaut. Die Düngung erfolgt seit dem Jahr 2001 ausschließlich im Frühjahr. Dabei stellte Schweinegülle für die Jahre 2000 bis 2002 die wichtigste Form der N-Düngung dar. Sie wurde durch Ammoniumnitratharnstofflösung (AHL) bzw. KAS ergänzt. 2003 erfolgte die N-Düngung durch die Aufbringung von Putenmist, SSA und KAS. Die Bodenbearbeitung erfolgt konservierend mit Hilfe eines Grubbers. Im Modell wurde dies durch die Eingabe einer Pflugtiefe von 10 Zentimetern wiedergegeben.

Die Mess- und Modellergebnisse der Fläche 125 sind in der Abbildung 5.1 dargestellt. Die Konzentrationsverläufe der Tiefenprofile konnten mit dem Modell für beide Jahre weitestgehend nachgebildet werden. Die Messungen des Jahres 2003 zeigen in den ersten Dezimetern des Oberbodens sehr hohe Nitrat-Konzentrationen, die $1000 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ übersteigen. Auch die Modellberechnungen kamen zu einem ähnlichen Ergebnis. Die hohe Konzentration ist auf eine größere Düngegabe im März, kurz vor der Probenahme im April 2003, zurückzuführen. Dabei wurden ca. $130 \text{ kg Gesamt-N} \cdot \text{ha}^{-1}$ auf die Fläche gebracht. Bei den Düngemitteln handelte es sich um SSA und KAS, wodurch in etwa die Hälfte des aufgetragenen Düngers unmittelbar in Form von pflanzenverfügbarem Stickstoff vorlag. Die geringen Niederschläge von 12 mm (gemessen an der Klimastation Lingen) seit der Aufbringung des Düngers bis zur Probenahme führten zu keinem nennenswerten Nitratintrag in tiefere Bodenschichten. Mit zunehmender Tiefe nimmt die gemessene Konzentration stetig ab. Bei einem Meter liegt sie um die $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$.

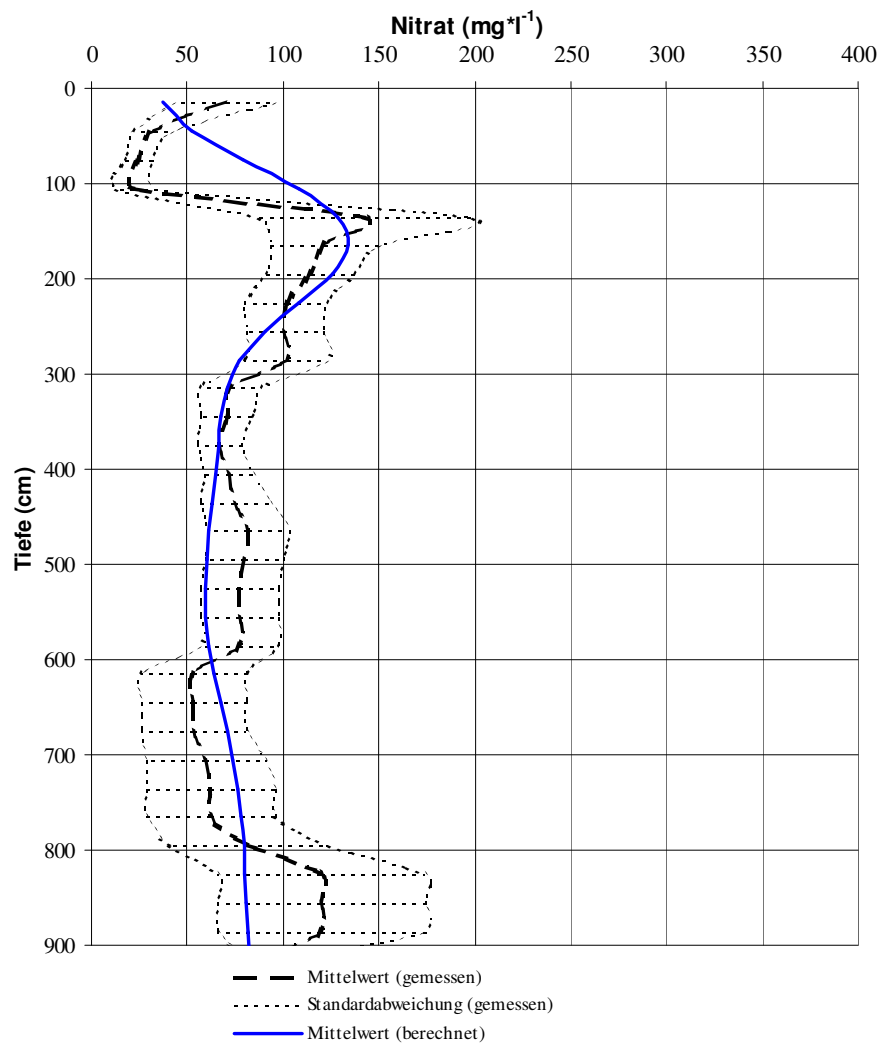
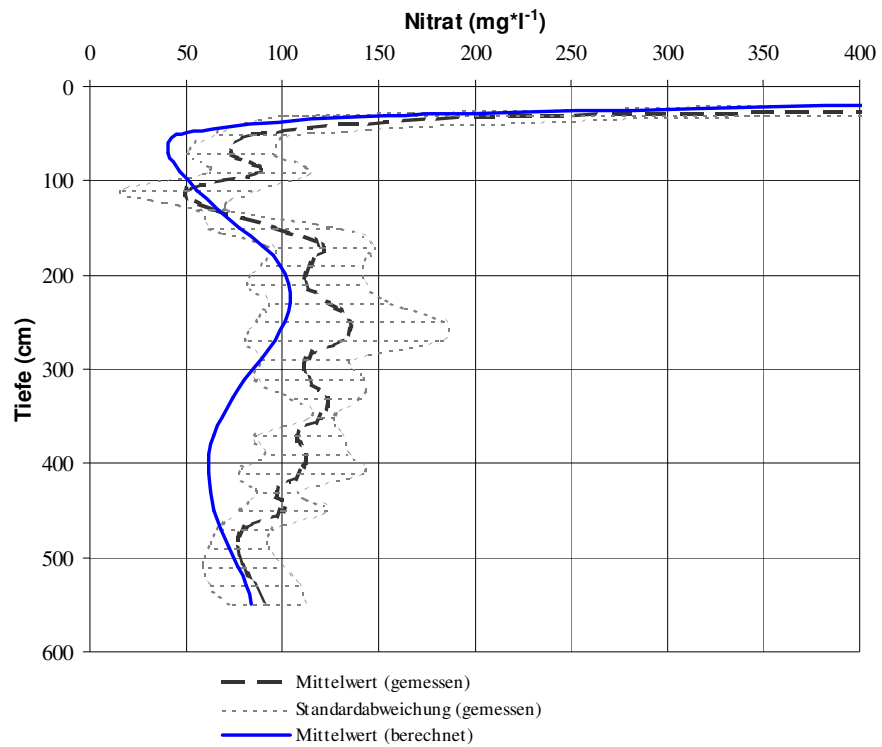


Abb. 5.1: Gemessene (Mittelwert und Standardabweichung) und modellierte Nitratkonzentration auf der Fläche 125 im April 2003 (oben) und März 2004 (unten)

Im weiteren Verlauf des Tiefenprofils nimmt die Konzentration wieder deutlich zu und erreicht einen Peak von ca. $130 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ in einer Tiefe von ca. 2,50 Meter. Auffällig ist die hohe Streuung der Messergebnisse in dieser Tiefe. Das Modell konnte dem Kurvenverlauf bis zu dieser Tiefe weitestgehend folgen. Nach den Modellberechnungen ist der hohe Peak auf eine relativ hohe Mineralisationsrate im Sommer 2002 zurückzuführen. Nach der Ernte der Braugerste und der damit verbundenen Freilegung des Oberbodens konnte sich dieser rasch erwärmen und die Mineralisation beschleunigen. Mit den Niederschlägen im Herbst wurde dem Modell zufolge das mineralisierte Nitrat in tiefere Bodenschichten ausgewaschen, ehe es von der Nachfolgefrucht aufgenommen werden konnte. Während mit zunehmender Tiefe die Messwerte auf einem relativ hohen Konzentrationsniveau verbleiben, nimmt die modellierte Konzentration stetig ab. Zwischen 3 und 4,5 Metern Tiefe liegt sie sehr deutlich unter der gemessenen Konzentration.

Für das Ende Februar 2004 entnommene Tiefenprofil bildet das Modell den Konzentrationsverlauf sehr gut nach. Mit Ausnahme des ersten Meters bewegt sich das Modellergebnis über die gesamte Tiefe innerhalb der Streuung der Messwerte. Das ist besonders hervorzuheben, weil die Streuung über weite Tiefenabschnitte relativ gering ausfällt. Erst unterhalb von 6 Metern nimmt die Streuung sprunghaft zu. Im ersten Meter des Tiefenprofils verlaufen gemessene und modellierte Werte ein wenig auseinander. Die Messwerte zeigen im Oberboden eine höhere Konzentration auf, die bis zu einer Tiefe von einem Meter deutlich unter die modellierten zurück geht. Es wird vermutet, dass die höheren Konzentrationen im Oberboden durch eine langsam einsetzende Mineralisation, verursacht durch allmählich ansteigende Temperaturen, hervorgerufen wurden. Beim Konzentrationspeak bei einer Tiefe von ca. 1,5 Meter treffen die beiden Kurven wieder aufeinander und verlaufen relativ kongruent. Dem Modell zufolge ist der Peak auf die sehr hohe Mineralisationsrate im Oberboden des sehr warmen und trockenen Sommers 2003 zurückzuführen. In diesem Sommer konnten sich, besonders nach der Ernte der Braugerste, hohe Mengen an Nitrat im Oberboden akkumulieren. Durch die erst am Ende des Sommers einsetzenden stärkeren Niederschläge wurden diese schlagartig in tiefere Bodenschichten ausgewaschen. Die Geschwindigkeit dieses Auswaschungsprozesses wurde offensichtlich im Modell nicht ganz so drastisch wiedergegeben, wie es die Messwerte erscheinen lassen. Die Modellkurve verläuft wesentlich moderater. Im weiteren Verlauf sind keine weiteren deutlichen Peaks in ihr zu erkennen.

Die ackerbaulich genutzte Fläche 124 liegt auf sandigem Podsol mit steigendem Lehmanteil im Unterboden. Von 2000 bis 2004 wurden Mais, Sommergerste, Ackergras und zweimal hintereinander Winterroggen mit Zwischenfrüchten unter konventioneller Bodenbearbeitung (Pflügen) angebaut (Tab. A-2). Ackergras wurde nach dem 4. Schnitt im Herbst 2002 umgebrochen.

Der Vergleich von Messung und Modellierung zeigt, dass sich die Amplituden gemessener und berechneter Konzentrationen für das Jahr 2003 in einem ähnlichen Bereich bewegen (Abb. 5.2, oben). Die Modellergebnisse treffen jedoch den gemessenen Konzentrationsverlauf entlang des Tiefenprofils nicht ganz. Bis zwei Meter Tiefe besteht noch weitestgehend Übereinstimmung zwischen modellierten und gemessenen Werten. Der ab zwei Metern Tiefe gemessene deutliche

Rückgang der Messwerte wird durch die Modellberechnung nicht nachgebildet. Erst in tieferen Bodenschichten zeigt das Modell ebenfalls geringere Nitratkonzentrationen. Umgekehrt verhält es sich ab einer Tiefe von ca. 3,50 Metern: Während die gemessene Konzentration deutlich zunimmt, nehmen die berechneten Werte erst ab einer Tiefe von 4,50 wieder zu. Der Grund dieser Verschiebung kann darin liegen, dass das Modell ein zügigeres Versickern des Bodenwassers berechnete als es auf der Fläche stattfand. Dadurch wurden die erkennbaren Konzentrationspeaks mit dem Bodenwasser schneller in tiefere Bodenschichten transportiert. Jedoch zeigen die Messergebnisse auch kein einheitliches Bild. So weisen die großen Standardabweichungen ab einer Tiefe von 3,5 Metern deutlich auf unterschiedliche Konzentrationsmessungen innerhalb der einzelnen Tiefenprofilwiederholungen dieser Fläche hin. Mit dem Modell ließen sich diese Streuungen unter Verwendung der für diese Fläche bekannten physikalisch-pedologischen Eigenschaften nicht nachvollziehen. Vermutlich sind für diese Streuung eher kleinräumige Unterschiede bei der Düngerausbringung oder der Mineralisationsrate die Ursache.

Beim Tiefenprofil für das Jahr 2004 konnte mit dem Modell hingegen über die gesamte Tiefe von neun Metern eine sehr gute Übereinstimmung mit den Messwerten erreicht werden (Abbildung 5.2, unten). Fast über die gesamte Strecke bewegen sich die berechneten Werte innerhalb der Standardabweichung der gemessenen Konzentrationen.

Die Abbildung 5.3 zeigt die gemessenen und die modellierten Nitratkonzentrationen der Fläche 131 entlang des Tiefenprofils. Für das Jahr 2003 sind der Mittelwert der drei Einzelmessungen und die Standardabweichung, für das Jahr 2004 die beiden Tiefenprofilmessungen selbst dargestellt. Der gezeigte Mittelwert der Modellberechnungen setzt sich entsprechend aus drei (für das Jahr 2003) bzw. aus zwei Einzelberechnungen (für das Jahr 2004) zusammen. Die Fläche 131 ist die nördlichste der untersuchten Flächen. Die Fläche befindet sich auf dem nördlichen großflächigen Plaggenesch mit sandigem Unterboden. Die Nutzungsgeschichte der Fläche 131 ist in der Tabelle A-3 dargestellt. Seit ihrer Umwandlung im Wirtschaftsjahr 2001 wird diese Fläche als Wiese und Weide genutzt. In den beiden Jahren zuvor wurden Winterroggen und Sommergerste angebaut. Die organische Düngung beschränkt sich auf Schweinegülle aus dem nahe gelegenen Betrieb. Mineralisch wird hauptsächlich mit NPK-Dünger und Kalkammonsalpeter (KAS) zuge düngt.

Die berechneten Nitratkonzentrationen im Tiefenprofil fallen auf dieser Fläche für das Jahr 2003 im ersten Meter zunächst deutlich geringer aus als die gemessenen Werte. Im tieferen Bereich gleichen sie sich diesen jedoch an (Abb. 5.3, oben). Bis zu einer Tiefe von ca. 4 Metern bewegt sich die berechnete Nitratkonzentration von ca. $60 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ nahezu innerhalb der Standardabweichung. Das berechnete Tiefenprofil für das Jahr 2004 hingegen gleicht den Messwerten fast über die gesamte Tiefe von neun Metern (Abb. 5.3, unten). Für dieses Jahr wurden statt der Standardabweichung die zwei gemessenen Tiefenprofile selbst abgebildet. Lediglich bei einer Tiefe von 4 bis 6 Metern überschätzt das Modell die in dieser Tiefe stark zurückgehende Nitratkonzentration geringfügig.

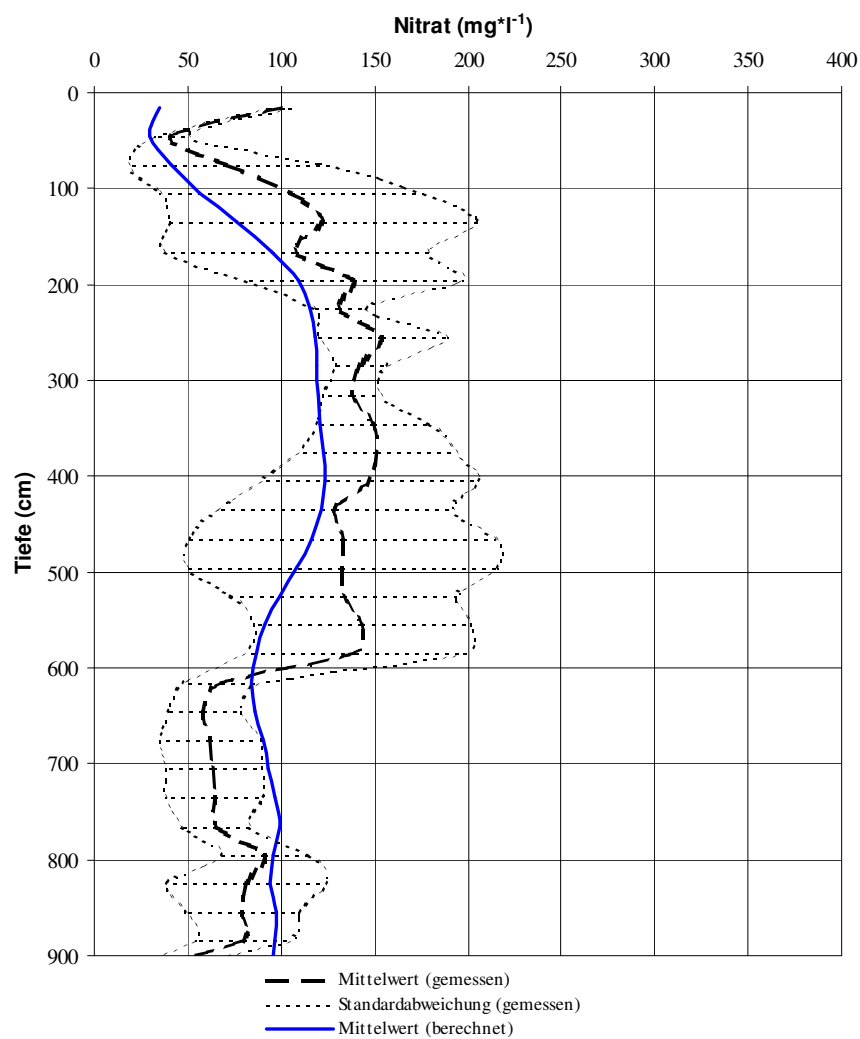
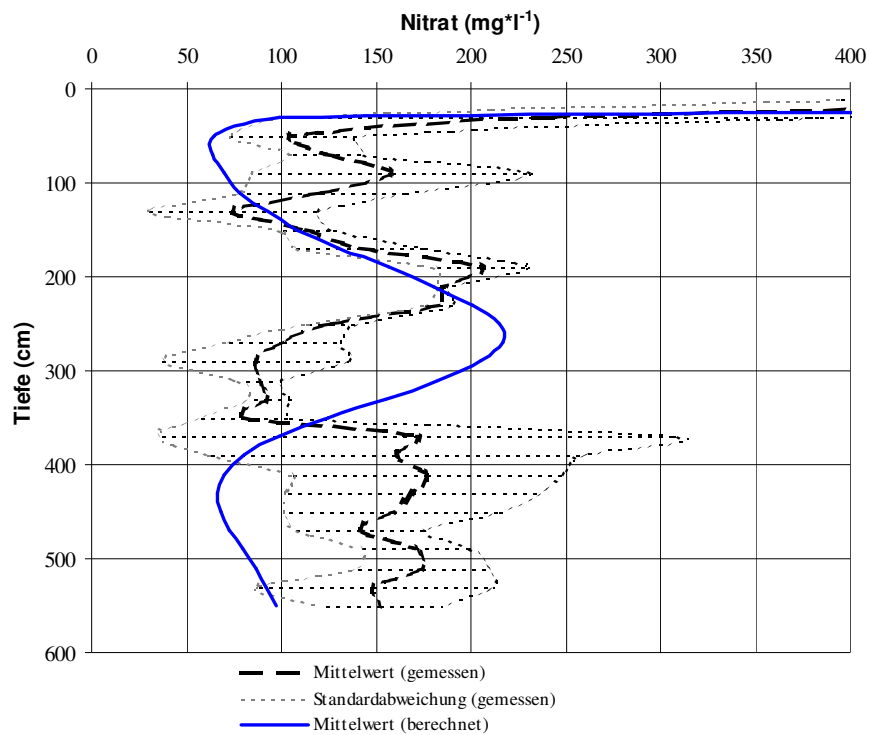


Abb. 5.2: Gemessene (Mittelwert und Standardabweichung) und modellierte Nitratkonzentration auf der Fläche 124 im April 2003 (oben) und März 2004 (unten)

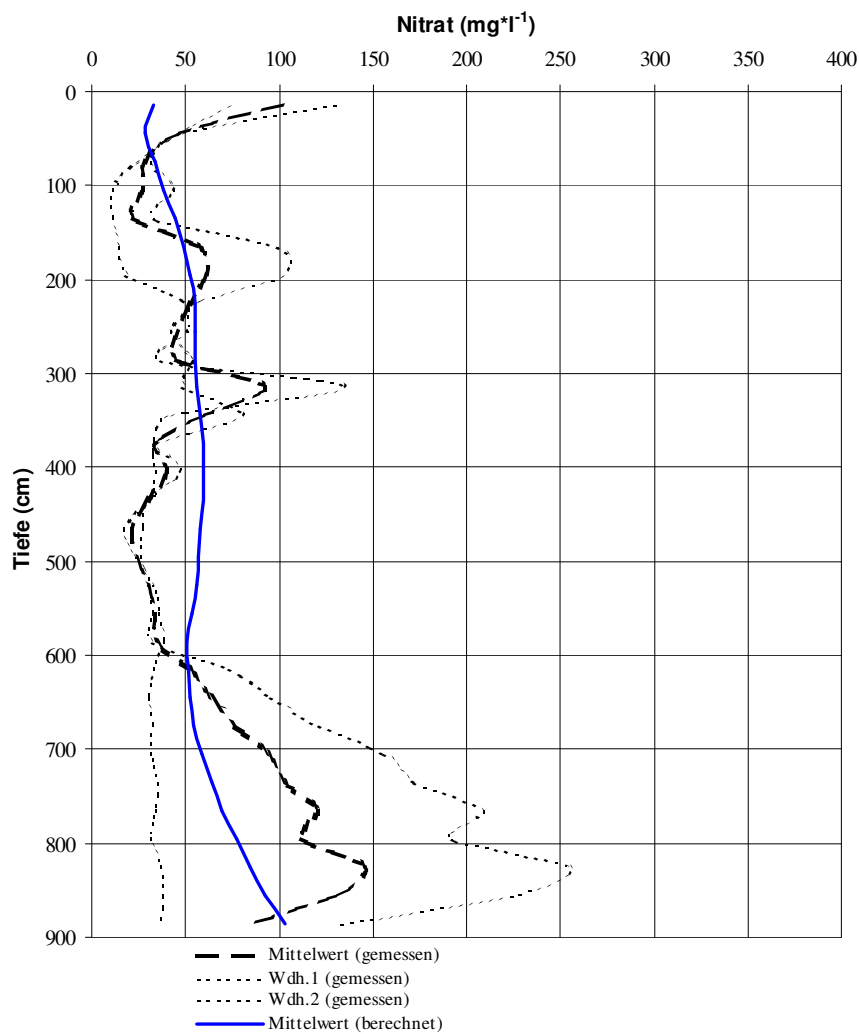
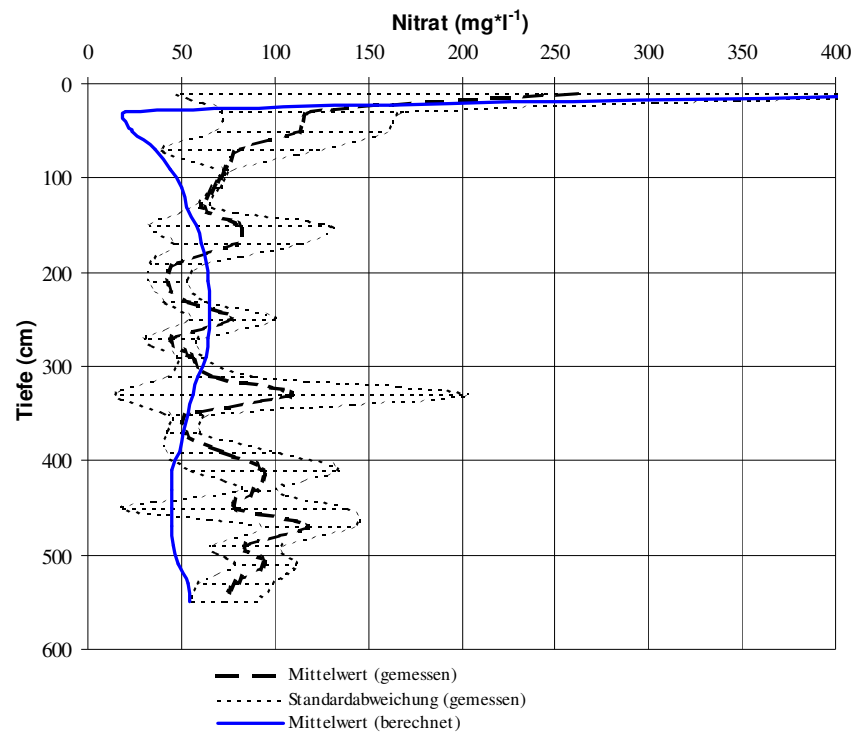


Abb. 5.3: Gemessene (Mittelwert und Standardabweichung) und modellierte Nitratkonzentration auf der Fläche 131 im April 2003 (oben) und März 2004 (unten)

Die Fläche 120 unterliegt ackerbaulicher Nutzung. Seit dem Wirtschaftsjahr 2000 wurden hier Futtergerste, Ackergras und Wintertriticale angebaut. Seit 2002 wird Senf als Zwischenfrucht eingesetzt. Die Fläche befindet sich auf pseudogley-podsoligem Boden. Eine detailliertere Darstellung der Nutzungsgeschichte ist in der Tabelle A-4 zu finden.

Die Messergebnisse auf dem ackerbaulich genutzten Standort 120 konnten durch das Modell zufriedenstellend nachgebildet werden (Abb. 5.4). Die Modellergebnisse bewegen sich weitestgehend innerhalb der Standardabweichung der gemessenen Nitratkonzentrationen. Der gemessene Konzentrationspeak in einer Tiefe von 2 bis 3 Metern fällt bei den Modellergebnissen jedoch nicht so deutlich aus. Im weiteren Tiefenverlauf, insbesondere in der Tiefe von 3,50 bis 5,50 Metern, ist eine geringfügige Überschätzung der Nitratkonzentration zu erkennen.

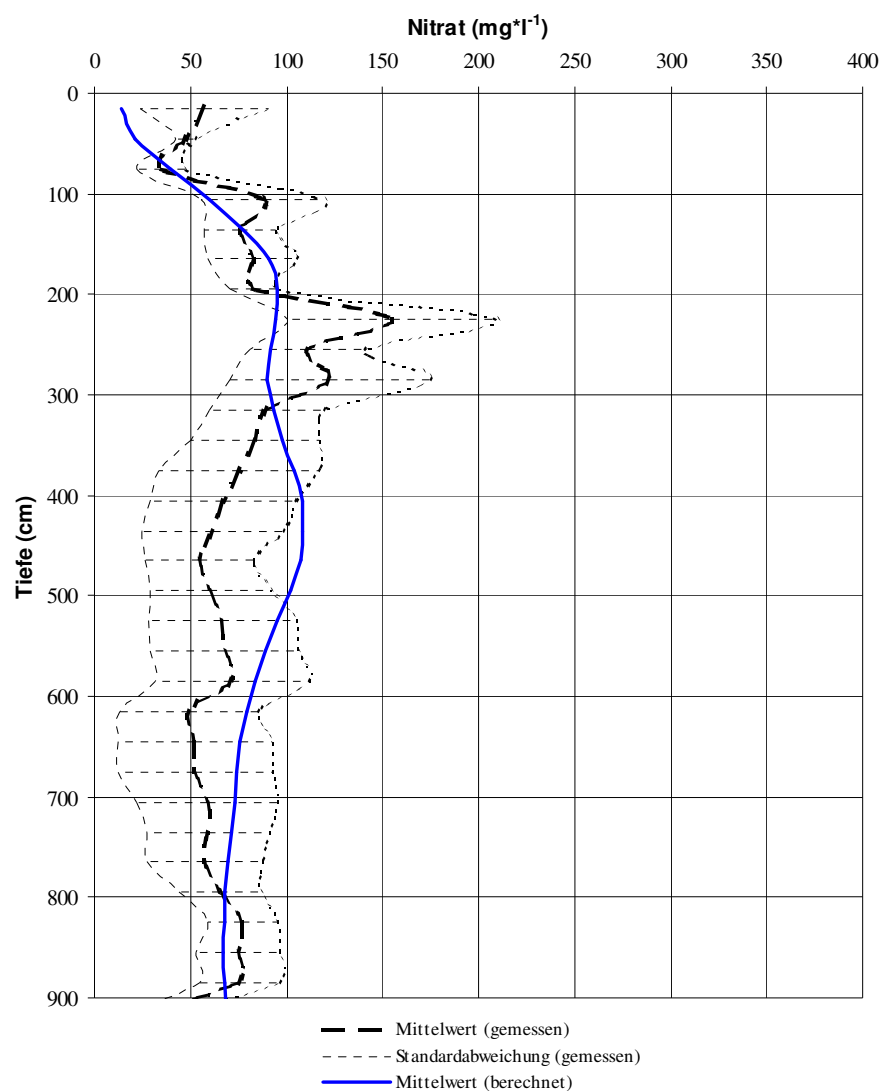


Abb. 5.4: Gemessene (Mittelwert und Standardabweichung) und modellierte Nitratkonzentration auf der Fläche 120 im März 2004

Die ackerbaulich genutzten Flächen 004 und 005 befinden sich auf podsoligem Boden mit mittlerem und grobem Sand. Auf Grund der guten, über mehrere Jahre durchgeführten Dokumentation zur Bewirtschaftung (Tabelle A-5) wurden, trotz ihrer Grundwassertiefe von nur 2 Metern, auf

diesen ebenfalls Tiefenprofile entnommen. Im eigentlichen Sinne handelt es sich bei den Flächen 004 und 005 um zwei Teilflächen, die zusammen einen Schlag ergeben und sich nur hinsichtlich ihrer Düngung unterscheiden. Sie werden für das Demonstrationsvorhaben „Auswirkungen einer langjährigen unterschiedlichen Düngung bei verschiedenen Fruchtfolgegliedern auf den Ertrag, die N-Bilanz und die N-Nachlieferung“ (LWK Weser-Ems 1997 bis 2003) genutzt. Die übrige Bewirtschaftung ist auf beiden Flächen identisch. Auf der Teilfläche 004 erfolgt die Düngung nach dem Sollwert, der für jedes Jahr aus der jeweiligen Frühjahres- N_{\min} -Beprobung berechnet wird. Auf der Fläche 005 wird die gleiche Stickstoffmenge abzüglich einer N-Menge von 40% gegenüber der Fläche 004 gedüngt (LWK 2001). Die Düngung erfolgt dabei jährlich zunächst im Frühjahr auf gleichem Niveau. Nur auf der Fläche 004 wird noch der verbleibende Rest bis zum Erreichen des Sollwertes appliziert. Die Fruchtfolge gliedert sich wiederkehrend in Kartoffeln mit Grünroggenanbau, Körnermais und Wintergetreide mit Zwischenfruchtanbau.

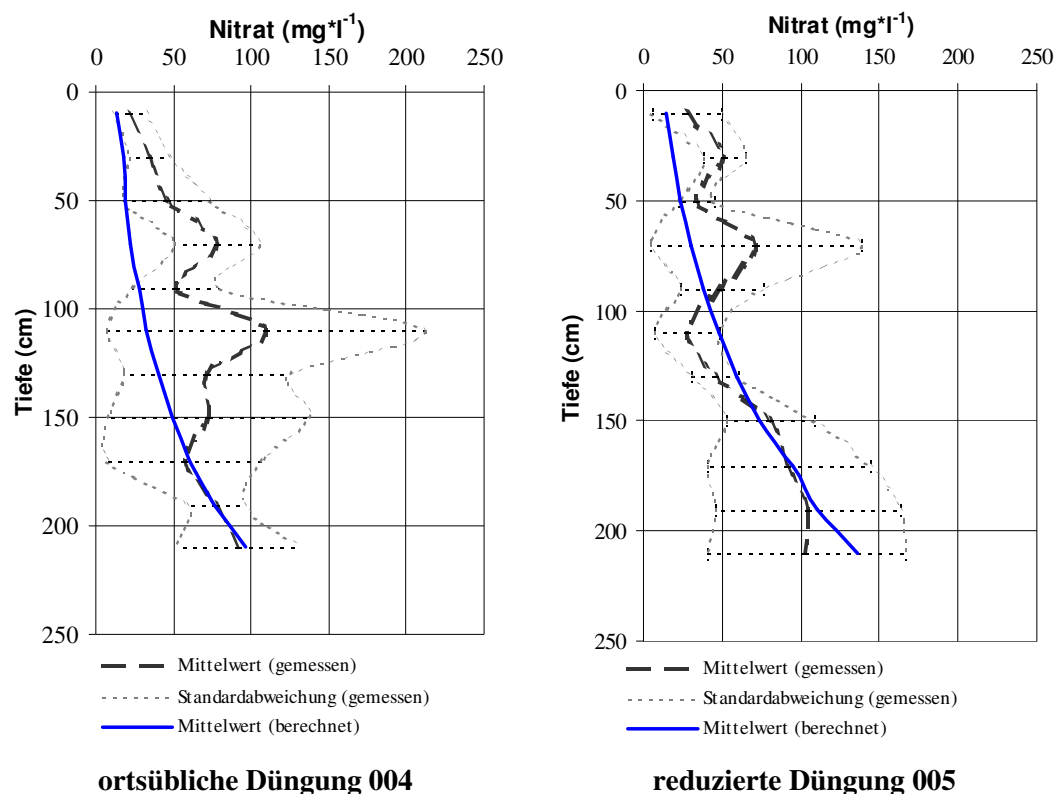


Abb. 5.5: Tiefenprofil von gemessenen (Mittelwert und Standardabweichung) und modellierten Nitratkonzentrationen im April 2003 auf den Flächen 004 (ortsübliche Düngung) und 005 (reduzierte Düngung)

Bei den ackerbaulich genutzten Teilflächen 004 und 005 kam das Modell zu unterschiedlich zu betrachtenden Ergebnissen (Abb. 5.5). Die unter ortsüblichen Bedingungen bewirtschaftete Fläche 004 zeigt weitestgehend über das gesamte Tiefenprofil eine gute Übereinstimmung des gemessenen und des modellierten Konzentrationsverlaufs. Bei der unter reduzierter Düngung bewirtschafteten Fläche 005 wird die Nitratkonzentration ab einer Tiefe von 0,5 Metern scheinbar unterschätzt. Anhand der Standardabweichungen zeigt sich jedoch, dass besonders ab einem Meter Tiefe die Messergebnisse sehr unterschiedlich und teilweise sehr niedrig ausgefallen sind. Im zweiten Meter

des Tiefenprofils verläuft die Modellkonzentration durchweg innerhalb der Standardabweichung der Messkonzentration. Im grundwassernahen Bereich zeigen die Modellergebnisse beider Flächen eine gute Nachbildung der gemessenen Nitratkonzentration.

Das Bestimmtheitsmaß (r^2) zeigt die gemeinsame Varianz aller modellierter und gemessener Tiefenprofile. Die gemessenen durchschnittlichen Nitratkonzentrationen wurden durch das Modell gut abgebildet. Der Fit wird mit einem r^2 von mehr als 0,65 als relativ hoch eingeschätzt. Im Streudiagramm (Abb. 5.6) ist das Ergebnis dieses Vergleichs zu sehen. Auf der Ordinate sind die gemessenen, auf der Abszisse die mit HERMES modellierten durchschnittlichen Nitratkonzentrationen aller Tiefenprofiluntersuchungen dargestellt. Die den Verlauf der Punktwolke beschreibende Gerade ($y = 0.9051x + 13.593$) zeigt mit ihrer Steigung von nahezu eins und ihrem ursprungsnahen Schnittpunkt mit der Ordinate ein angemessenes Verhältnis zwischen modellierten und gemessenen Nitratkonzentrationen.

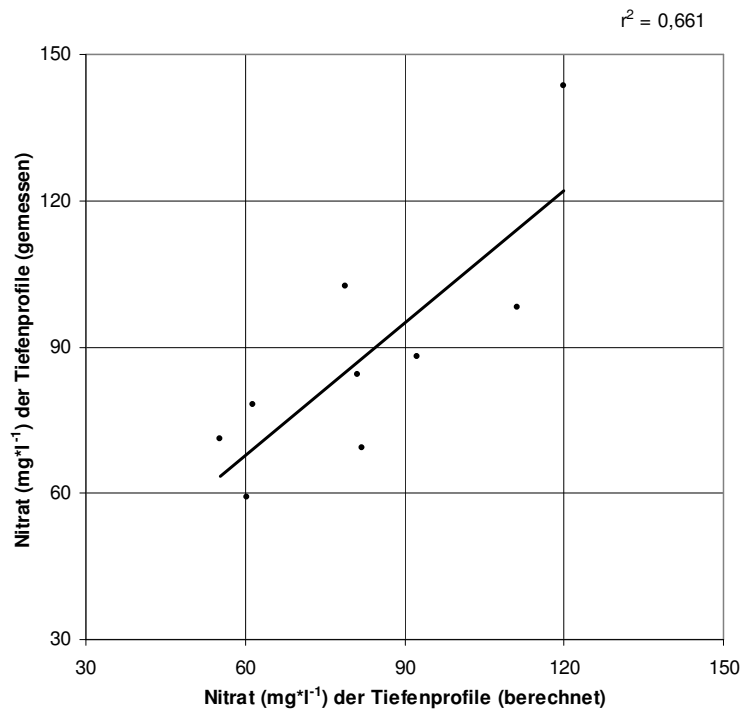


Abb. 5.6: Gemessene und modellierte mittlere Gesamtnitratkonzentrationen aller Tiefenprofilmessungen (ab einer Tiefe von 1 Meter)

Modellvalidierung mittels N-Dynamik im Boden

Die Abbildungen 5.7 und 5.8 zeigen über den Zeitraum von 1999 bis 2003 für die Teilflächen 004 und 005 die modellierten und gemessenen N_{\min} -Werte. Die oberen drei Graphiken geben die ersten 30 cm-Tiefenabschnitte wieder. Die unterste Graphik zeigt jeweils den N_{\min} -Gehalt über die Gesamttiefe von 90 cm.

Die Modellergebnisse scheinen bei beiden Teilflächen die Messwerte im ersten Tiefenabschnitt (0-30 cm) leicht zu unterschätzen. Bei der unter ortsüblichen Düngerverhältnissen bewirtschafteten Fläche 004 ist dies deutlicher zu erkennen (Abb. 5.7). Dabei konnten besonders die hohen N_{\min} -

Peaks in den Jahren 1999 und 2002 durch das Modell nicht ganz abgebildet werden. Diese Unterschätzung überträgt sich auch auf die Gesamttiefe von 90 cm. Abgesehen von diesen extremen Peaks konnte mit dem Modell HERMES jedoch eine gute Übereinstimmung mit den gemessenen N_{\min} -Werten erreicht werden.

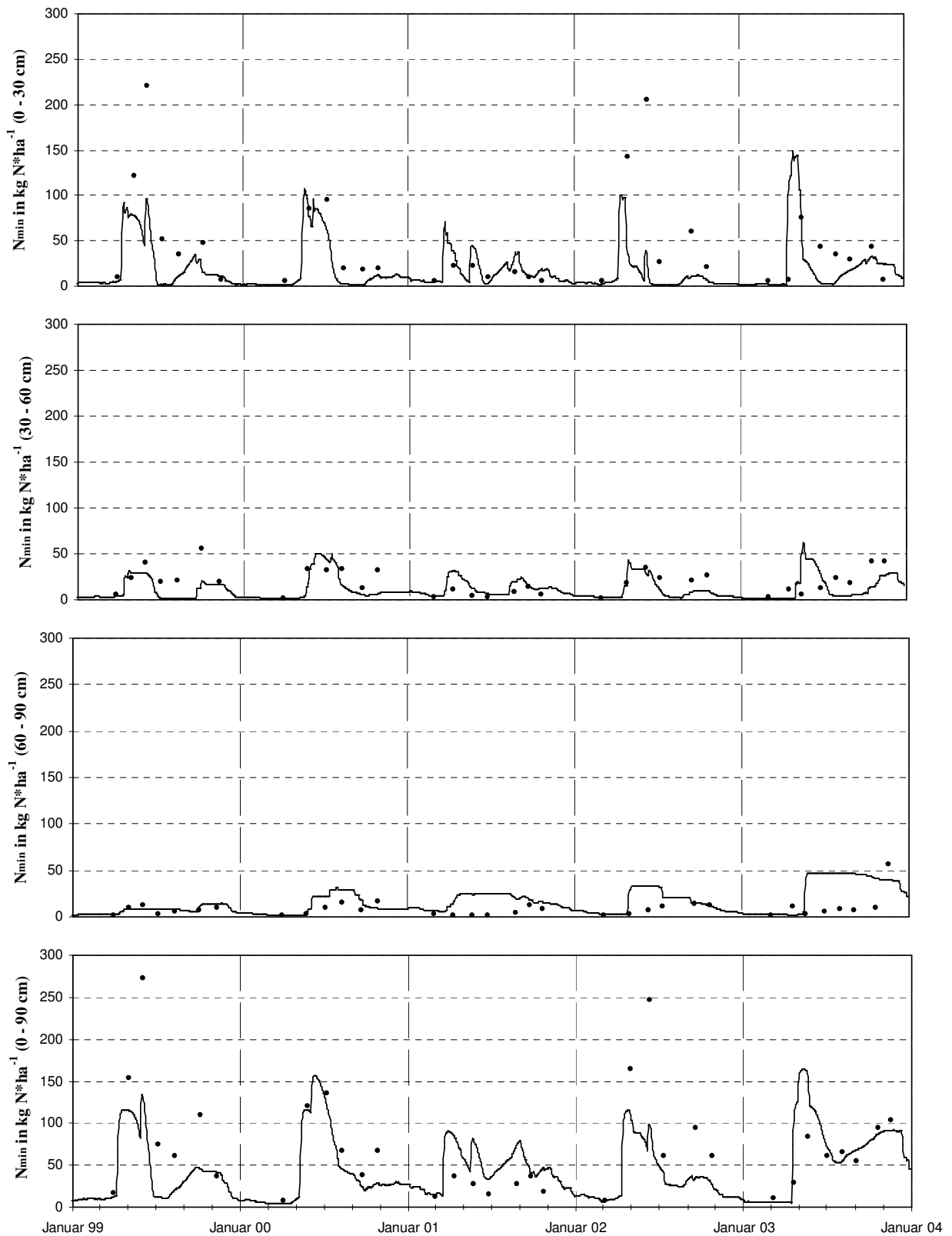


Abb. 5.7: Gemessene (Punkte) und modellierte (Linie) N_{\min} -Gehalte von 1999 bis 2003 in verschiedenen Bodentiefen auf der Fläche 004 (ortsübliche Düngung)

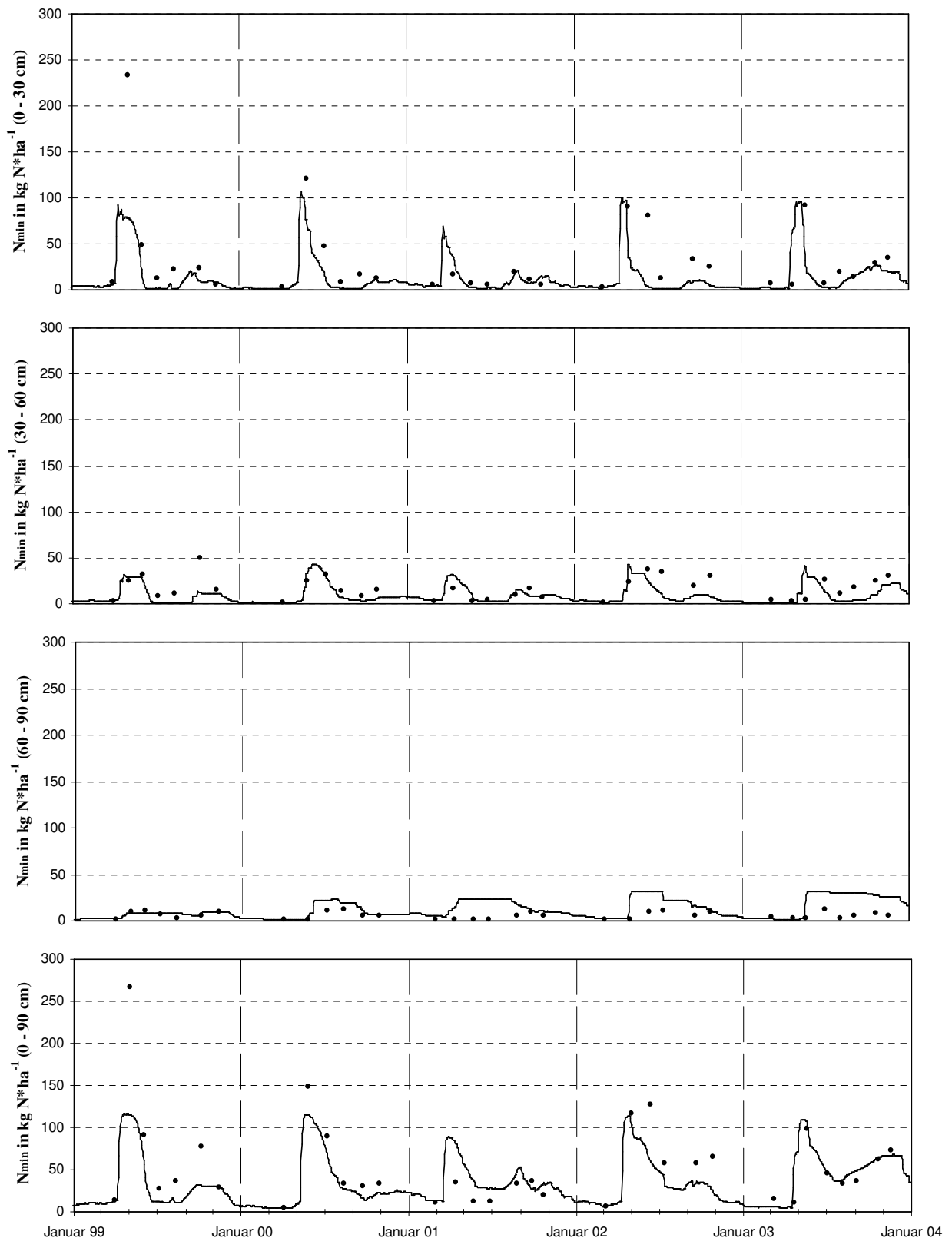


Abb. 5.8: Gemessene (Punkte) und modellierte (Linie) N_{\min} -Gehalte von 1999 bis 2003 in verschiedenen Bodentiefen auf der Fläche 005 (reduzierte Düngung)

In der Abbildung 5.9 sind die gemittelten gemessenen und modellierten Wassergehalte der Flächen 004 und 005 dargestellt. Aufgrund ihrer sehr ähnlichen Modellergebnisse wurde auf eine getrennte Darstellung der Flächen verzichtet. Die untere Graphik zeigt die täglichen Niederschlagsraten. Über den gesamten Zeitraum (1999 bis 2003) konnte der Wassergehalt im Boden mit HERMES

ebenfalls gut nachgebildet werden. Große Abweichungen der Modellergebnisse bleiben aus. Geringfügige Über- bzw. Unterschätzungen treten nur vereinzelt auf.

Für die Flächen 120, 124, 125 und 131 wurde wie bei den Flächen 004 und 005 verfahren. Jedoch liegen für diese Flächen jeweils nur vier N_{\min} -Messwerte über einen Zeitraum von vier Jahren (2000 bis 2003) vor (Abb. A-9 bis A-12). Diese geringe Anzahl von Messwerten kann die zeitliche N_{\min} -Dynamik des Bodens nur geringfügig wiedergeben. Auf eine Diskussion der Modellergebnisse wird deshalb verzichtet.

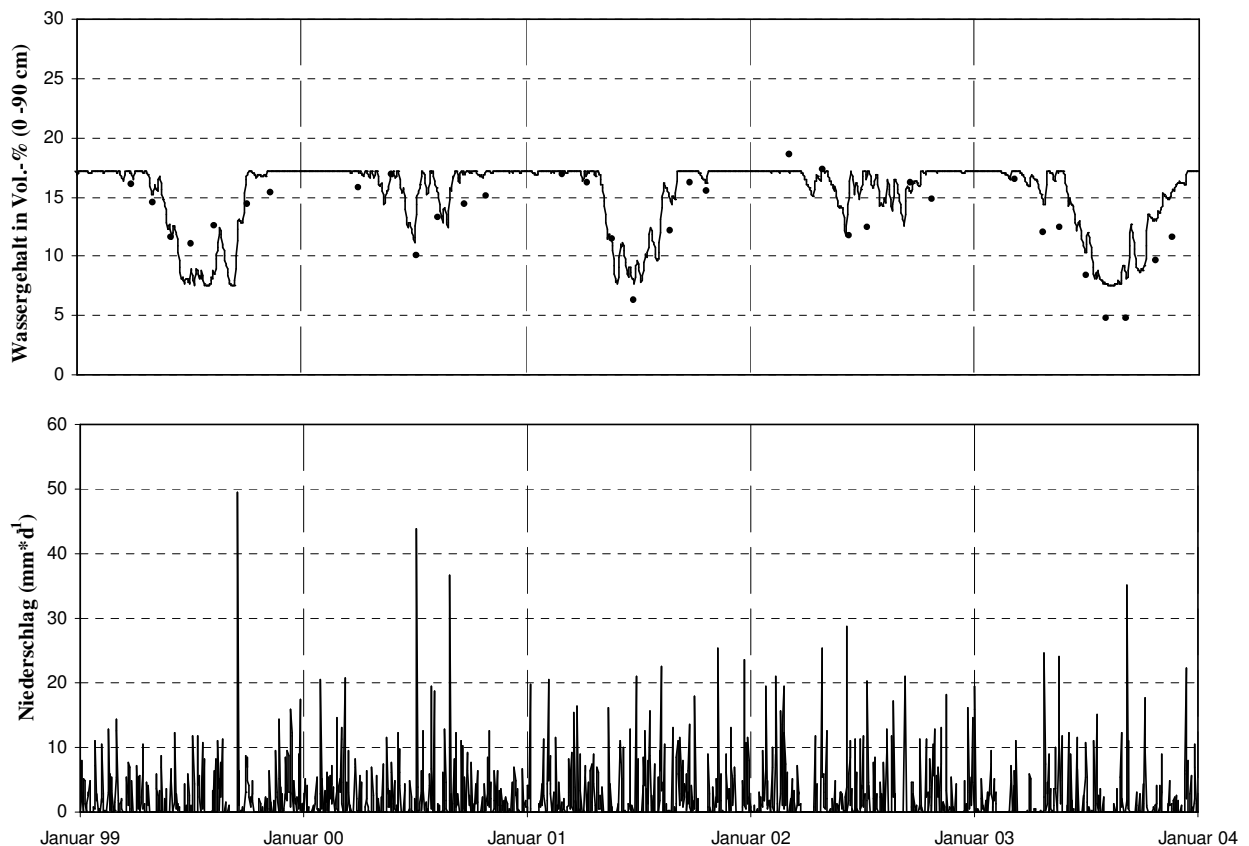


Abb. 5.9: Gemessene (Punkte) und modellierte (Linie) Bodenwassergehalte der Fläche 004 (ortsübliche Düngung) und tägliche Niederschläge der Wetterstation Lingen

Modellvalidierung mittels Nitrat-Konzentrationsdynamik im oberflächennahen Grundwasser

Die Gegenüberstellung der gemessenen und modellierten Nitratkonzentrationen im Grundwasser ist für die Fläche 004 in der Abbildung 5.10, für die Abbildung 005 in der Abbildung 5.11 zu sehen. Auf beiden Flächen - und besonders bei der unter ortsüblichen Bedingungen gedüngten Fläche 004 - zeigen die Konzentrationsverhältnisse eine gute Übereinstimmung. Die gemessenen Nitratkonzentrationspeaks werden sichtbar durch das Modell wiedergegeben. Zeitweise stellen sich die Peaks bei den Messungen ein wenig später ein. Dies kann aber auch auf längere Messintervalle und die dadurch hervorgerufene Verzögerung zurückgeführt werden. Zur Verdeutlichung der ausgewaschenen Frachten wurden die modellierten monatlichen Sickerwasserraten dargestellt. Für die Monate, in denen diese negativ waren, wurde keine modellierte Nitratkonzentration ausgegeben.

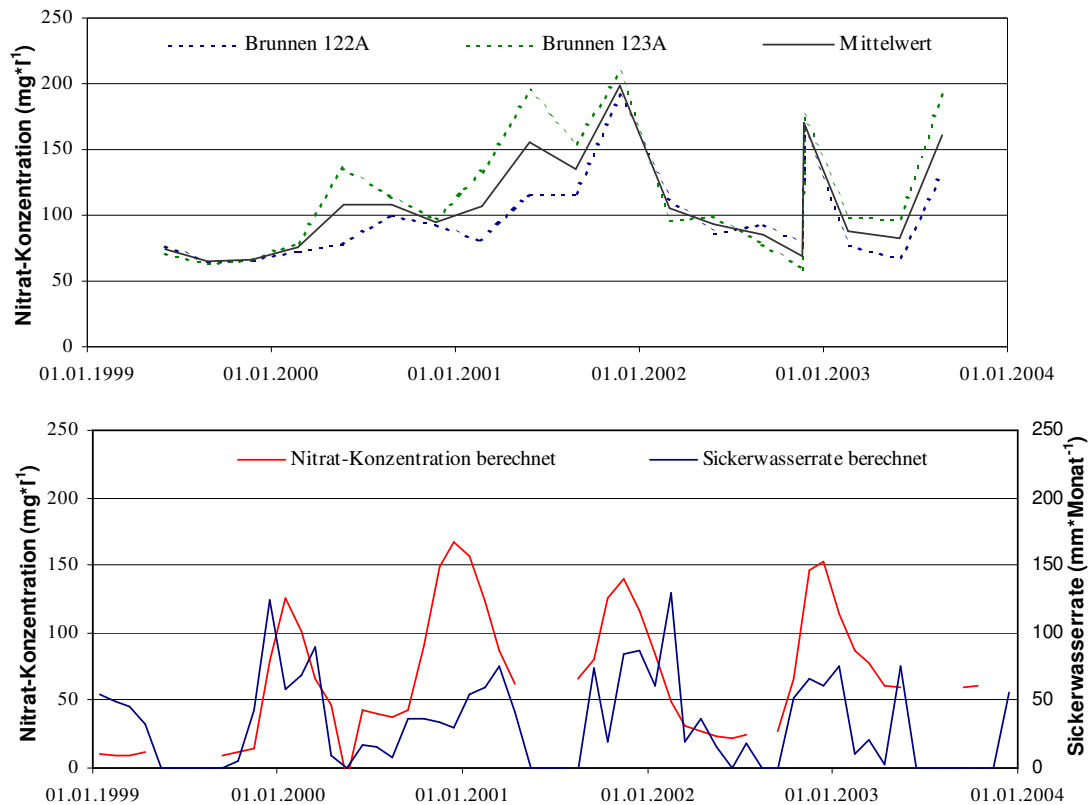


Abb. 5.10: Gemessene Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser (oben) und modellierte monatliche Nitratkonzentration im Sickerwasser (unten) der Fläche 004 (ortsübliche Düngung)

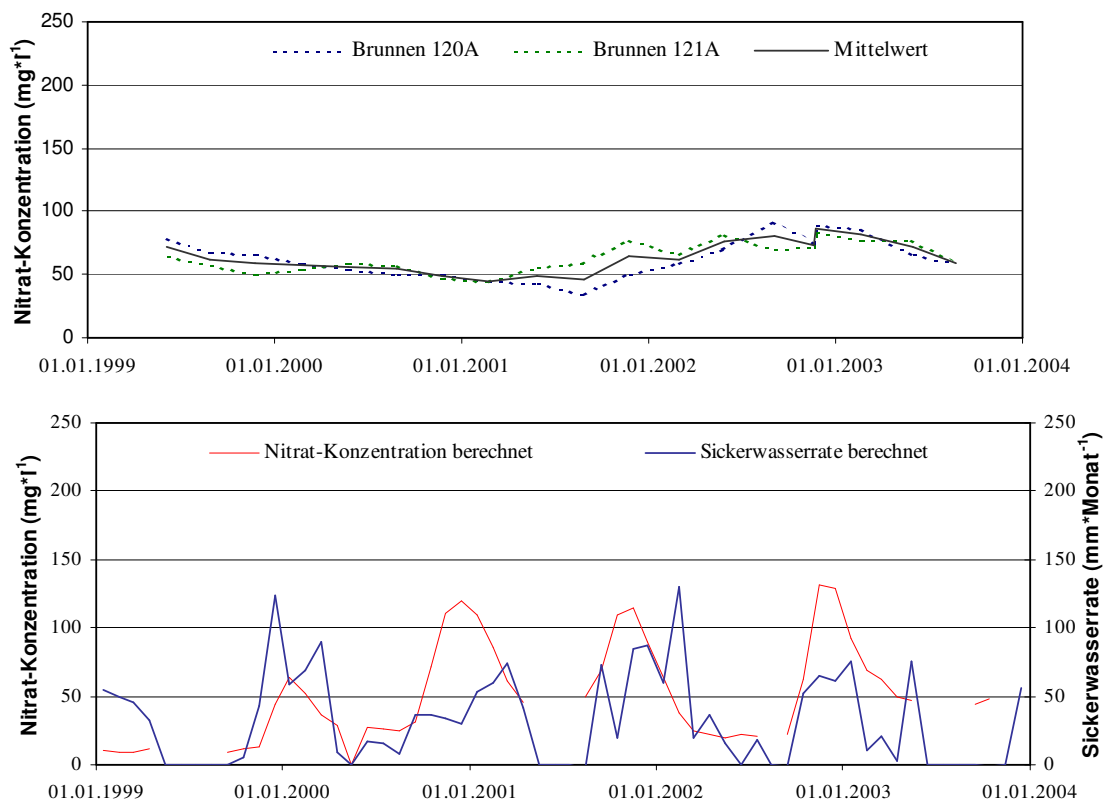


Abb. 5.11: Gemessene Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser (oben) und modellierte monatliche Nitratkonzentration im Sickerwasser (unten) der Fläche 005 (reduzierte Düngung)

Modellvalidierung mittels Pflanzen-N-Aufnahme

Das Ergebnis dieser Validitätsüberprüfung zeigt das Streudiagramm in der Abbildung 5.12. In ihm sind die modellierten N-Aufnahmen (Abszisse) den aus Ertragsmessungen abgeleiteten (Ordinate) gegenübergestellt. Bei der Betrachtung aller Einzelergebnisse lässt sich anhand der in die diagonale Länge gestreckten Punktwolke ein deutlicher Trend erkennen. Dieser wird auch durch ein relativ hohes Bestimmtheitsmaß (r^2) von 0,6 bestätigt. Diese relativ hohe Übereinstimmung wird jedoch durch die zusammengefasste Darstellung aller untersuchten Kulturen hervorgerufen. Die Streckung der Punktwolke wird von Kulturarten mit naturgemäß stark voneinander abweichenden N-Aufnahmen, wie zum Beispiel Mais und Roggen, begünstigt.

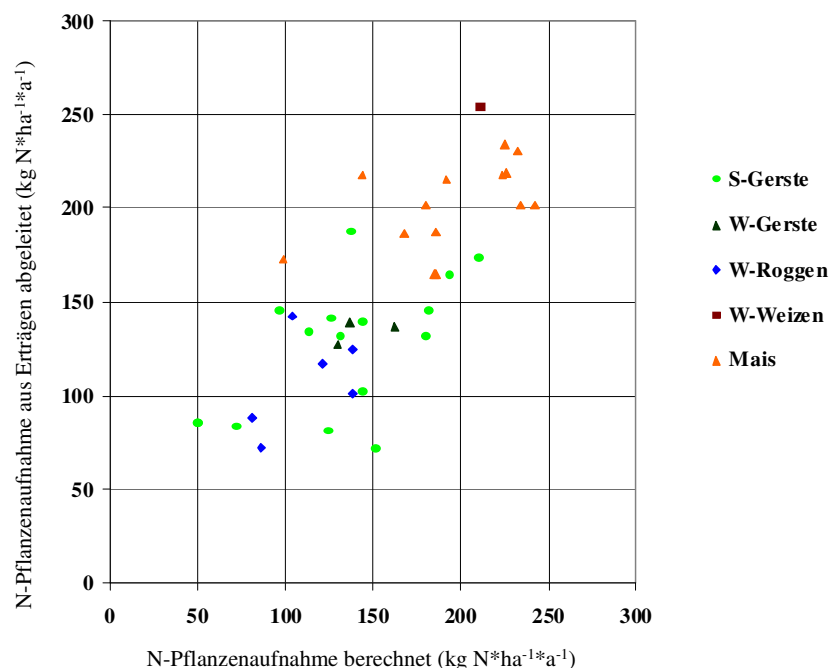


Abb. 5.12: Modellierte und aus Ertragsmessungen abgeleitete Pflanzen-N-Aufnahmen für einzelne Kulturarten

Für die einzelnen Kulturen werden die N-Aufnahmen mit dem Modell und der hier gewählten Methode nicht ganz so deutlich nachgebildet. Die entsprechenden Punktwolken sind relativ weit gestreut. Das zeigt sich auch in den relativ niedrigen Bestimmtheitsmaßen (r^2), die bei Mais und W-Roggen bei ca. 0,3 und bei S-Gerste bei 0,4 liegen. Bei W-Gerste liegen mit $N = 3$ und bei W-Weizen mit $N = 1$ zu wenig Vergleichswerte vor, um ein r^2 bestimmen zu können.

Die bei einzelnen Kulturen erzielte geringe Übereinstimmung sagt jedoch nur bedingt etwas über die Güte des Modells aus. Zu einem erheblichen Maß wird der niedrige Fit auf methodische Unsicherheiten zurückzuführen sein, deren Einfluss jedoch nicht zu quantifizieren ist. Zum einen sind das die in die Modellrechnung eingegangenen Parameter. Sie lagen vielfach nicht vollständig vor und wurden hergeleitet bzw. geschätzt. Besonders bei den die Böden beschreibenden Eingabeparametern kommt dieser Effekt stark zur Geltung. Hier konnte bei allen 17 modellierten Flächen nur zwischen zwei Bodentypen unterschieden werden. Bei allen Flächen mit gleichem

Bodentyp wurden für die Modellierung die gleichen Bodenparameter verwendet. Zum anderen birgt der zur Validierung des Modells herangezogene Vergleich zwischen berechneten N-Aufnahmen und gemessenen Ertragswerten gewisse Unsicherheiten in sich. Diese sind in der oben beschriebenen Ableitung von „gemessenen“ N-Aufnahmen aus Ertragsmessungen zu finden. Bei dieser Ableitung wurde eine einfache lineare Relation zwischen Ertrag und N-Gesamtgehalt unterstellt. Von dieser Linearität abweichende Relationen wurden so nicht berücksichtigt. Darüber hinaus liegt auch ein gewisses Fehlerpotential bei den Ertragsmessungen selbst und ihrer Repräsentanz für die Gesamtfläche vor.

Unter Berücksichtigung der oben angeführten methodischen Unsicherheiten kommt HERMES bei der Validierung der Zielgröße N-Gesamtgehalt insgesamt zu überzeugenden Ergebnissen. Die Tabelle 5.2 zeigt die nach Kulturart gemittelten modellierten und aus Ertragsmessungen abgeleiteten N-Aufnahmen. Das Modell hat die N-Aufnahme der Kultur als Ganzes damit weitestgehend wiedergegeben und bildet gleichermaßen den Trend zwischen den untersuchten Kulturarten ab.

Tab. 5.2: Mittlere modellierte und aus Erträgen abgeleitete N-Aufnahmen einzelner Kulturen

Kulturart	Mittlere N-Aufnahme (kg N*ha ⁻¹)		Anzahl N
	Berechnet	aus Erträgen abgeleitet	
S-Gerste	132	125	16
W-Gerste	143	134	3
W-Roggen	112	107	6
W-Weizen	212	253	1
Mais	195	201	14

Bei der Validierung der Tiefenprofile und bei der Bewertung der N_{\min} -Modellierung konnten nicht alle Standortfaktoren und Bewirtschaftungsmuster einbezogen werden. Die regionaltypischen Tiefumbruchböden wurden bei dieser Untersuchung ausgenommen. Mit ihren niedrigen Grundwasserständen von meistens weniger als einem Meter bot sich das Ziehen von Tiefenprofilen auf entsprechenden Flächen nicht an. Dennoch reichten die in die Modellierung einbezogenen Böden von der nördlichen und der südlichen Plaggeneschfläche über Podsol bis hin zum Pseudogley-Podsol. Ferner geben die untersuchten Flächen wichtige regionaltypische Fruchtfolgegestaltungen im Ackerbau und die Grünlandwirtschaft wieder. Zusammenfassend kann deshalb festgestellt werden, dass das Modell HERMES mit seiner gegenwärtigen Parametrisierung ein geeignetes Werkzeug darstellt, um aussagekräftige Szenarien zu berechnen.

5.2 Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse

Die Modellergebnisse wurden nach den Flächenanteilen der Böden innerhalb des Einzugsgebietes der Fördenbrunnen gewichtet und gemittelt. Diese Einzugsgebiete wurden durch Rogge und Co. (2005) durch Grundwassermodellierungen bestimmt (Abb. 5.13).

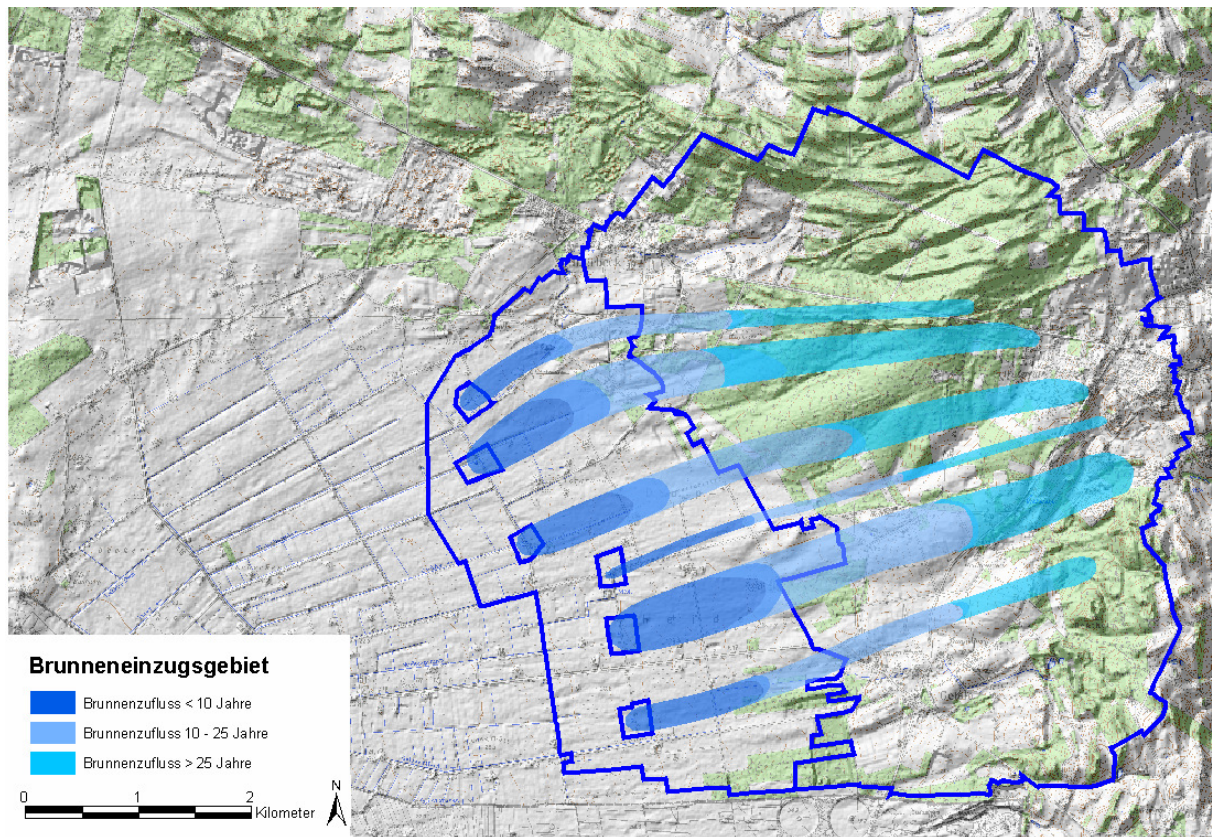


Abb. 5.13: Einzugsgebiet der Förderbrunnen im WSG Getelo-Itterbeck (nach Berechnungen von Rogge & Co., 2005; verändert)

Danach umfassen die Einzugsgebiete der Förderbrunnen eine Fläche von ca. 670 ha. Die landwirtschaftlichen Flächen stellen darin mit 445 ha, davon 320 ha Ackerkulturen, den größten Flächenanteil dar. Der Wald bedeckt mit fast 260 ha ca. 34 % dieses Einzugsgebietes (Tab. 5.3). Die Siedlungsgebiete mit ihren Gärten und bebauten Flächen spielen mit ca. 67 h eine vergleichsweise untergeordnete Rolle.

Tab. 5.3: Flächennutzung innerhalb der Förderbrunneneinzugsgebiete

Nutzung	Flächengröße (ha)	Flächengröße (%)
Acker	320	41,56
Grünland	125	16,23
Wald	258	33,51
Siedlungsgebiet	67	8,70

Der Boden Podsol dominiert das Einzugsgebiet dieser Förderbrunnen mit mehr als 365 ha (ca. 47 %) deutlich (Tab. 5.4). Pseudogley-Podsole stellen mit 239 ha (ca. 31 %) den zweitgrößten Anteil. Die anthropogen hervorgerufenen Böden (Plaggenesche und Tiefumbruch) machen mit weniger als 100 ha einen relativ geringen Flächenanteil aus. Besonders Tiefumbruchböden sind kaum in diesem Einzugsgebiet zu erwarten. Sie sind vermehrt im Westen, im Abstrombereich der Förderbrunnen vorzufinden.

Tab. 5.4: Bodenanteile innerhalb der Förderbrunneneinzugsgebiete

Böden	Flächengröße (ha)	Flächengröße (%)
Podsol	365	47.40
Pseudogley-Podsol	239	31.04
Gley-Podsol	72	9.35
Plaggenesch auf lehmigen Sand	57	7.40
Plaggenesch aus Sand	20	2.60
Tiefumbruch	17	2.21

Sensitivitäten bei Variation von Wetterparametern

Die Abbildung 5.14 zeigt die Modellergebnisse für den Berechnungszeitraum 1992 bis 2003 innerhalb der Einzugsgebiete der Fördenbrunnen. Dargestellt sind die medialen Jahressummen der Sickerwasserspende, N-Aufnahme, Mineralisationsrate, N-Auswaschung sowie der N_{\min} -Wert (1. Oktober). Ferner ist die Streuung in Form von 5- bzw. 95%-Perzentilen zu sehen. Letztere rührt von den variierten Standortfaktoren (Boden- und Grundwasserparameter) sowie den Bewirtschaftungsparametern her. Unterschiede zwischen den Jahresergebnissen finden ihre Ursache in den jeweiligen Wetterbedingungen des entsprechenden Jahres. Ist die Streuung innerhalb eines Jahres relativ groß und sind die Peaks zwischen den Jahren jedoch klein, sind die Wettereinflüsse als gering einzustufen. Umgekehrt sind geringe Streuungen und auffällig unterschiedliche Jahrespeaks ein Indiz für große Wettereinflüsse.

Die Sickerwasserspende weist sehr große Peaks auf. Mit 1081 bzw. 1063 $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$ zählten die Jahre 1993 und 1998 zu den niederschlagsreichsten. Diese führten auch zu den hohen Sickerwasserspenden von jeweils mehr als 700 $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$. Im Gegensatz dazu weisen die Jahre 1996 und 2003 mit den geringsten Jahresniederschlägen von ca. 650 $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$ die niedrigsten Sickerwasserspenden von ca. 250 $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$ bzw. 180 $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$ auf. Mit durchschnittlich ca. 425 $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$ fällt die Sickerwasserspende für den modellierten Zeitraum überdurchschnittlich groß aus. Dies ist zum einen auf ein großes Niederschlagsmittel des gesamten modellierten Zeitraums (1992 bis 2003) zurückzuführen; mit 840 mm jährlichem Niederschlag liegt dieser um mehr als 60 Millimeter höher als der Zeitraum 1973 bis 1991 der gleichen Wetterstation. Ferner begünstigten besonders die Jahre mit sehr hohen Jahresniederschlägen (1993 und 1998) die Sickerwasserspende. Allein in diesen Jahren gelangten jeweils zwei Drittel des Niederschlagswassers ins Grundwasser. Während die Streuung der Sickerwassermengen zwischen den Jahren sehr groß ausfällt, bleibt sie innerhalb der einzelnen Jahre sehr gering. Ein wesentlicher Grund dafür ist, dass ein direkter Einfluss auf die Sickerwasserspende nur von den variierten Parametern Feldkapazität und Grundwasserflurabstand ausgeht. Der Parameter Grundwasserflurabstand wirkt sich zudem nur auf die Modellergebnisse aus, wenn auf dem Standort ein dem Sickerwasserfluss entgegengerichteter kapillarer Aufstieg des Grundwassers möglich ist. Der Großteil des Förderbrunneneinzugsgebietes ist jedoch grundwasserfern.

Die Mineralisationsrate verläuft über die 12 Jahre relativ homogen. Die einzige deutlich sichtbare Ausnahme bildet das Jahr 2003. In dem sehr heißen Sommer stieg sie auf mehr als

40 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ an. Im Gesamtschnitt aller Jahre lag sie bei 32 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ - eine eher geringe Mineralisationsrate. Die Ursache dafür ist die in der Modellrechnung ausschließlich angewandte Zugabe von mineralischem Dünger und der hohe Strohentzug nach der Ernte (80 %). Dem Boden wurde durch diese Annahmen kaum neuer organisch gebundener Stickstoff zugefügt, der durch die Mineralisation wieder hätte frei gesetzt werden können.

Die N-Aufnahme liegt für die landwirtschaftlich genutzten Flächen im Durchschnitt bei ca. 130 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ (Abb. 5.14). Die höchste N-Aufnahme konnte in den Jahren 1996 und 2000 mit jeweils mehr als 147 kg N*ha⁻¹*a⁻¹, die niedrigste im sehr trockenen Jahr 2003 mit knapp über 100 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ verzeichnet werden. Die Streuungen innerhalb einzelner Jahresergebnisse zeigen, dass neben dem Wetter auch andere Faktoren das Ergebnis beeinflussen. Auffällig sind dabei die teilweise stark schwankenden Streuungsbereiche einzelner Jahre. Während das 5- und das 95%-Perzentil in den meisten Jahren dichter beieinander liegen, weichen sie in den Jahren 1994 und 2001 mit mehr als 55 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ voneinander ab.

Bei den Ergebnissen der N-Auswaschung (Abb. 5.14) ergaben sich deutlich voneinander unterscheidende Jahressummen. Ein Zusammenhang mit den Wetterbedingungen ist daher zu erwarten. Der Verlauf der Peaks bildet größtenteils den der Sickerwasserrate nach. Tatsächlich korrelieren diese beiden Größen zu 74% positiv. Die größte Auswaschung findet analog zu den Sickerwasserraten in den Jahren 1993 und 1998 statt. In diesen Jahren wurden mehr als 110 bzw. 100 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ ausgewaschen. Lediglich im Jahr 1996 entspricht der Trend der N-Auswaschung nicht dem der Sickerwasserrate. Während die Sickerwasserrate gegenüber dem Vorjahr geringer ausfällt, weist der Trend der N-Auswaschung für dieses Jahr nach oben. Dies ist auf die mit 290 mm niederschlagsarme zweite Jahreshälfte des Vorjahres 1995 zurückzuführen; im Mittel der Jahre 1992 bis 2003 liegt diese Niederschlagssumme bei 430 mm*a⁻¹. Der mineralische Stickstoff verblieb größtenteils im Boden und wurde erst mit dem einsetzenden Regen im Folgejahr in tiefere Schichten ausgewaschen. Die Nitrat Auswaschung wurde gewissermaßen in das Folgejahr 1996 verschleppt. Hinsichtlich der Streuung innerhalb der einzelnen Jahre ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei der N-Aufnahme. Starke Streuungen entfallen auch hier besonders auf die Jahre 1994 und 2001.

Die modellierten N_{min}-Werte weisen ebenfalls stark voneinander abweichende Jahreswerte auf. Mit nahezu 100 kg N*ha⁻¹ wurde für das Jahr 2003 der höchste, mit nur 20 kg N*ha⁻¹ im Jahr 1993 der niedrigste N_{min}-Wert berechnet. Der Trend der Kurve scheint spiegelverkehrt zum Verlauf der Sickerwasserrate und größtenteils auch zu der N-Auswaschung zu verlaufen. In der Tat ist jeweils eine negative Korrelation von entsprechend 80% bzw. 48% zu verzeichnen. Demnach sind niedrige N_{min}-Werte die Folge einer durch erhöhte Sickerwasserspenden herbeigeführten N-Auswaschung.

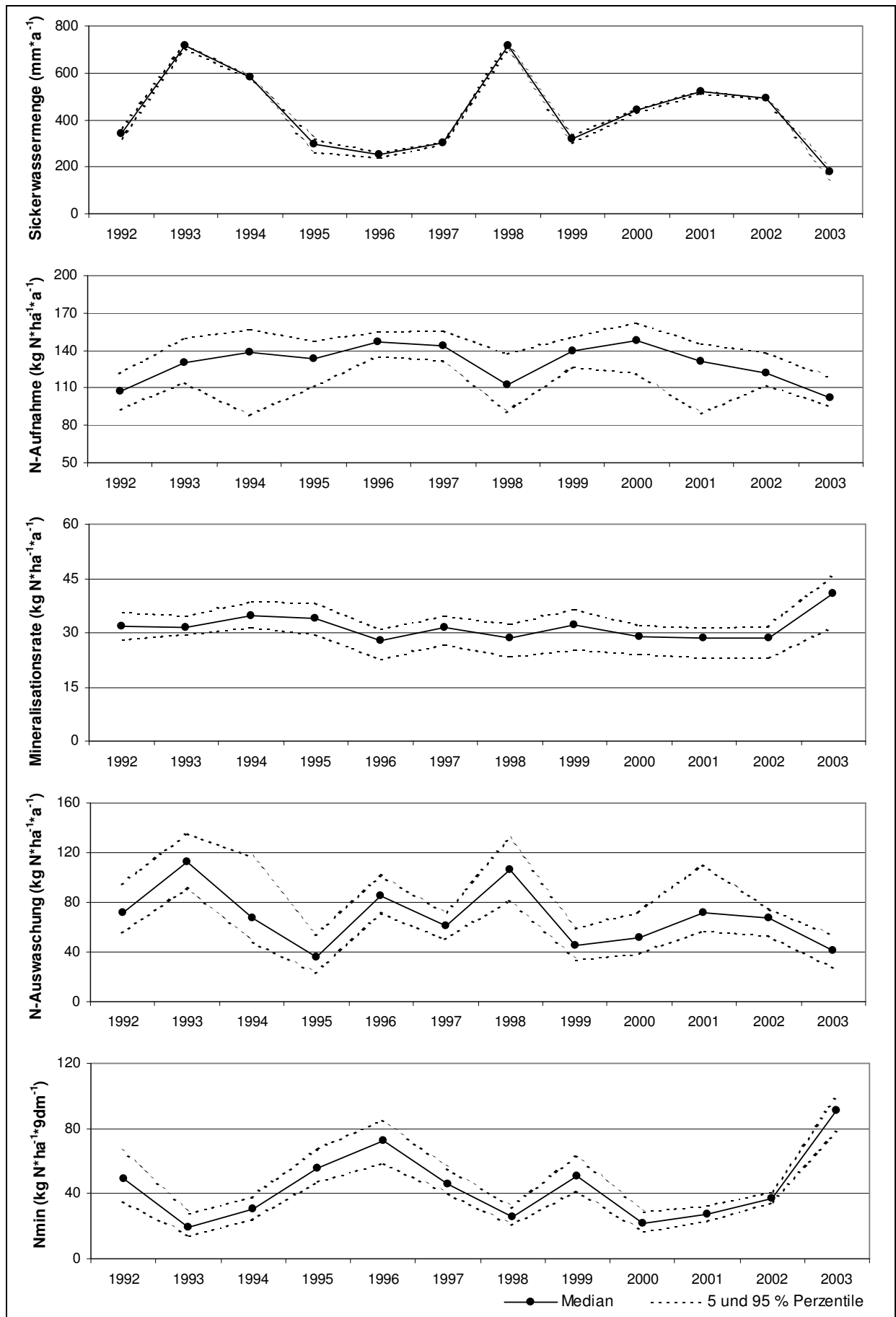


Abb. 5.14: Verlauf der modellierten Sickerwassermenge, der N-Aufnahme, der Mineralisationsrate, der N-Auswaschung und der N_{min}-Gehalte (1.Oktober) bei Sommergerste innerhalb der Förderbrunneneinzugsgebiete von 1992 bis 2003

Eine weitere Untersuchung sollte mit Hilfe einer linearen Regressionsanalyse die Wetterparameter mit dem größten Einfluss auf die einzelnen Modellergebnisse identifizieren. Als unabhängige Variablen wurden von den Klimadaten Summen (Niederschlag, Sonnenscheindauer) bzw. Durchschnittswerte (Temperatur) für bestimmte Jahreszeiträume generiert. Ferner gingen die relativen Variationen der Boden-, Grundwasser- und Bewirtschaftungsparameter in die Analyse ein. Zur quantitativen Bewertung des Einflusses wurde das Bestimmtheitsmaß r^2 verwendet.

Die Analyse ergab, dass sich die Varianzen zwischen den Jahren für den größten Teil der Modellergebnisse im hohen Maße durch die jeweiligen Wetterbedingungen erklären lassen. In der Abbildung 5.15 sind die Modellergebnisse in Abhängigkeit ihres jeweils bedeutendsten klimatischen Einflussfaktors gezeigt. Die Darstellung wurde jeweils auf eine klimatische Größe beschränkt; eine vorausgegangene Kollinearitätsanalyse ergab Interkorrelationen zwischen den Klimagrößen. So wiesen die Jahresmitteltemperaturen und die Jahressummen der Sonnenscheindauer über den Zeitraum 1992 bis 2003 eine positive Korrelation von mehr als 60%, die Jahressummen der Niederschläge und der Sonneneinstrahlung eine negative Korrelation von 54% auf.

Die Sickerwasserspende wird deutlich positiv von den jährlichen Niederschlägen beeinflusst. Ihre Varianz ist zu 96% allein durch die Jahresniederschläge erklärbar. Andere Einflussfaktoren führten zu keiner weiteren Anpassung des Modells.

Die Varianz der Mineralisationsrate lässt sich zu 65% aus den mittleren Monatstemperaturen der Monate Juli bis September erklären. Der Verlauf der Geraden zeigt erwartungsgemäß, dass mit steigender mittlerer Temperatur eine erhöhte Mineralisation einsetzt. Einschränkend wirkt sich jedoch die Tatsache aus, dass die hohe Modellgüte maßgeblich allein von dem Ergebnis des Jahres 2003 mit einer Mineralisationsrate von mehr als $40 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ getragen wird. Während die übrigen Jahressummen Teil einer leicht geneigten Punktwolke sind, befindet sich dieser Wert weit außerhalb dieser Punktwolke, wodurch die Modellgüte erhöht wird. Ohne dieses Jahresergebnis wird nur ein r^2 von 0,24 erreicht.

Die Varianz der N-Auswaschung kann zu 87% durch die Niederschlagssumme der Monate August bis Dezember erklärt werden. Mit steigenden Niederschlägen in diesem Zeitraum ist mit einer deutlich erhöhten Nitratauswaschung zu rechnen. Nur unwesentliche Verbesserungen der Modellgüte durch Einbeziehung anderer klimatischer Einflussfaktoren ließen sich bei der N-Auswaschung verwirklichen.

Die Varianz von N_{\min} (1. Oktober) lässt sich mit einem Bestimmtheitsmaß (r^2) von 0,81 durch die Niederschlagssumme der Monate Januar bis September erklären. Dabei fällt N_{\min} mit steigender Niederschlagssumme dieser Monate geringer aus. Die Ursache dafür ist zum einen die durch den Niederschlag begünstigte Auswaschung des Nitrats aus dem Boden. Dieser Effekt fällt besonders ins Gewicht, wenn die Niederschläge zwischen Ernte und N_{\min} -Probenahme sehr hoch ausfallen.

Durch die N-Auswaschung versickert das Nitrat frühzeitig in tiefere Bodenschichten und wird bei der Probe nicht mehr registriert. Ferner können höhere Niederschläge während der Vegetationsperiode zu günstigeren Wachstumsbedingungen der Sommergerste führen. Dadurch wird eine größere Stickstoffaufnahme der Pflanze begünstigt, wodurch dem Boden Nitrat entzogen wird.

Eine besondere Abhängigkeit der N-Aufnahme von einem der variierten Parameter konnte indes nicht festgestellt werden. Die mittlere Temperatur der Monate April bis Juli erwies sich am einflussreichsten; jedoch konnten durch diesen Parameter allein lediglich 20% der N-Aufnahme erklärt werden.

Eine nach den einzelnen Bodeneinheiten differenziert vorgenommene Analyse kam zu einem ähnlichen Resultat wie bei dem der Förderbrunneneinzugsgebiete. Die Abhängigkeit der Modellergebnisse von den Wetterbedingungen bestätigte sich auch hier in einem relativ hohen Maß. Lediglich beim Tiefumbruchboden konnte die Variation der Mineralisation nicht durch die Klimafaktoren am besten erklärt werden. Hier erwies sich der Corg-Gehalt des Bodens am einflussreichsten.

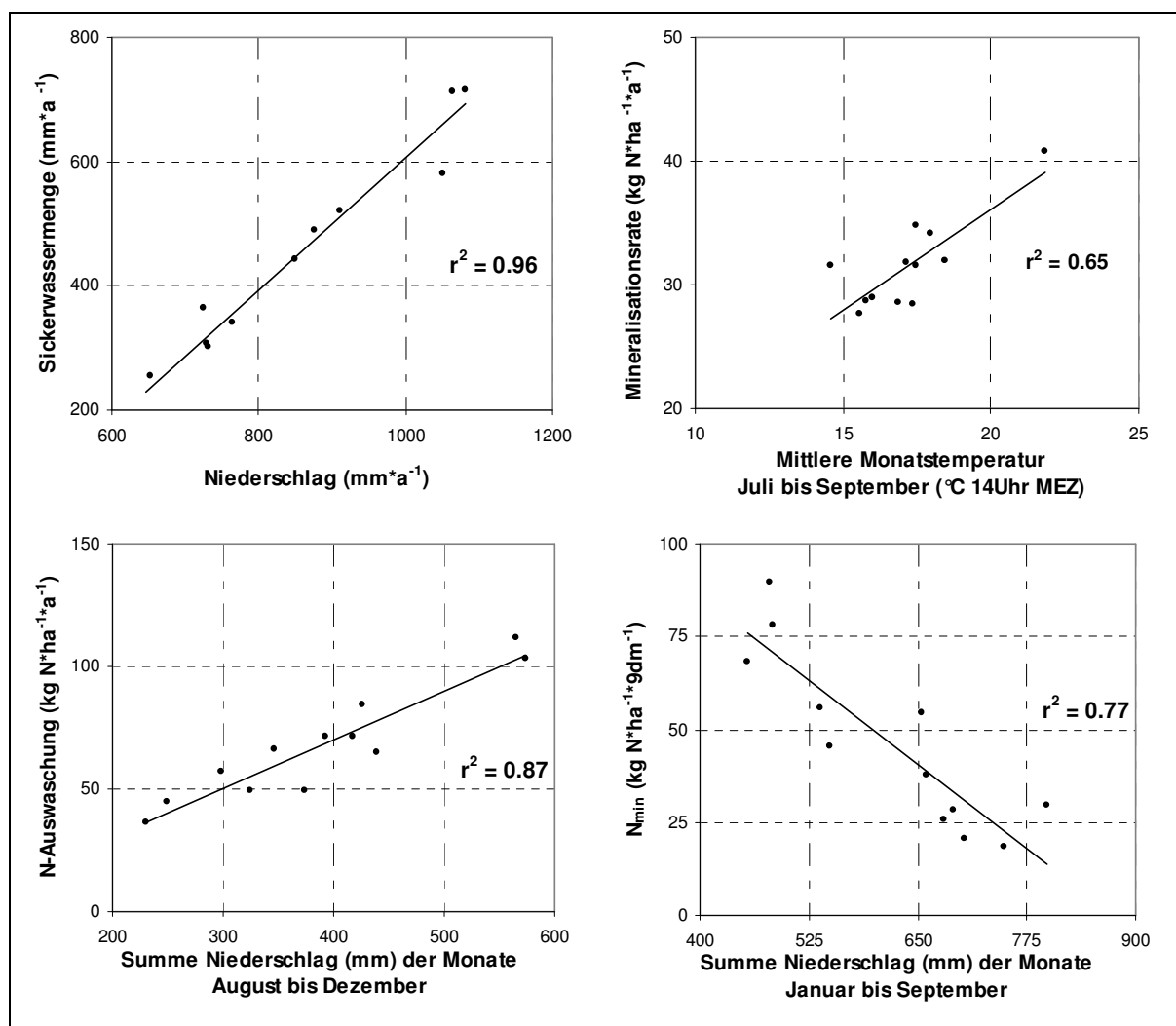


Abb. 5.15: Sensitivität der Sickerwassermenge, der Mineralisationsrate, der N-Auswaschung und der N_{min}-Gehalte in Abhängigkeit von Wetterparametern

Sensitivitäten bei Variation der Bodenparameter

Die oben gezeigten Darstellungen verdeutlichen in erster Linie die Einflüsse des Wetters auf die Modellergebnisse der Förderbrunneneinzugsgebiete. Auf die bodenspezifischen Unterschiede wurde bislang nur bedingt eingegangen. Beispielhaft gibt die Abbildung 5.16 das Streuungsmuster der gemittelten jährlichen (1992 bis 2003) Modellergebnisse für die Bodeneinheit Pseudogley wieder. Die Ergebnisse resultieren jeweils aus den 80 Modellläufen, die für jede einzelne Bodeneinheit durchgeführt wurden. Neben den oben diskutierten Modellergebnissen ist auch die Nitrat-Konzentration des Sickerwassers zu sehen. Sie wurde nach der Gleichung 4.15 aus der mittleren Sickerwassermenge und der N-Auswaschung berechnet. Die Verteilungsmuster der Einzeldarstellungen bilden weitestgehend das einer Normalverteilung nach. Auch bei den übrigen Bodeneinheiten, hier nicht dargestellt, zeichnet sich ein ähnliches Bild ab.

Einen Überblick über die gemittelten jährlichen (1992 bis 2003) Modellergebnisse aller Bodeneinheiten vermittelt die Tabelle 5.5. Als Streuungsmaß fanden auch hier das 5%- und das 95%-Perzentil Verwendung. Die Streuungen sind allein auf die variierten Boden-, Grundwasser- und Bewirtschaftungsparameter zurückzuführen. Bei einem Vergleich der Bodeneinheiten untereinander wird deutlich, dass sich deren Modellergebnisse teilweise stark voneinander unterscheiden. Ferner wurden auf Grund der verwendeten Parametervariationen innerhalb der einzelnen Bodeneinheiten unterschiedlich starke Streuungen bewirkt.

Die Sickerwasserspense fällt beim Tiefumbruchboden am niedrigsten aus. Wegen seiner Grundwassernähe ist ein dem Sickerwasserfluss entgegen gerichteter kapillarer Aufstieg des Grundwassers möglich. Besonders in der Vegetationsperiode ist, durch die Transpiration der Pflanzen und der Evaporation direkt von der Bodenoberfläche, mit einem erhöhten kapillaren Aufstieg zu rechnen. Begünstigt wird dieser durch die hohen organischen Substanzgehalte im Unterboden, die teilweise bis in das Grundwasser hineinreichen. Die hohen organischen Substanzgehalte vermögen bei den sonst sehr sandigen Böden die notwendige Saugspannung aufrecht zu halten. Der Podsol hingegen weist die größte Sickerwasserrate der sechs Bodeneinheiten auf. Die durch den teilweise sehr grobkörnigen Sand hervorgerufene niedrige Feldkapazität vermag nur geringe Mengen des Bodenwassers zu speichern. Dadurch versickert überschüssiges Wasser schnell in tiefere Bodenschichten. Ein kapillarer Aufstieg des Bodenwassers aus dem Grundwasser ist auf Grund seines großen Grundwasserflurabstands fast ganz auszuschließen. Die grobe Textur dieses Bodens lässt zudem nur eine geringe Saugspannung zu. Insgesamt ist die mittlere Sickerwasserspense der 12 modellierten Jahre überdurchschnittlich hoch. Sie liegt bei allen Böden über $400 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$.

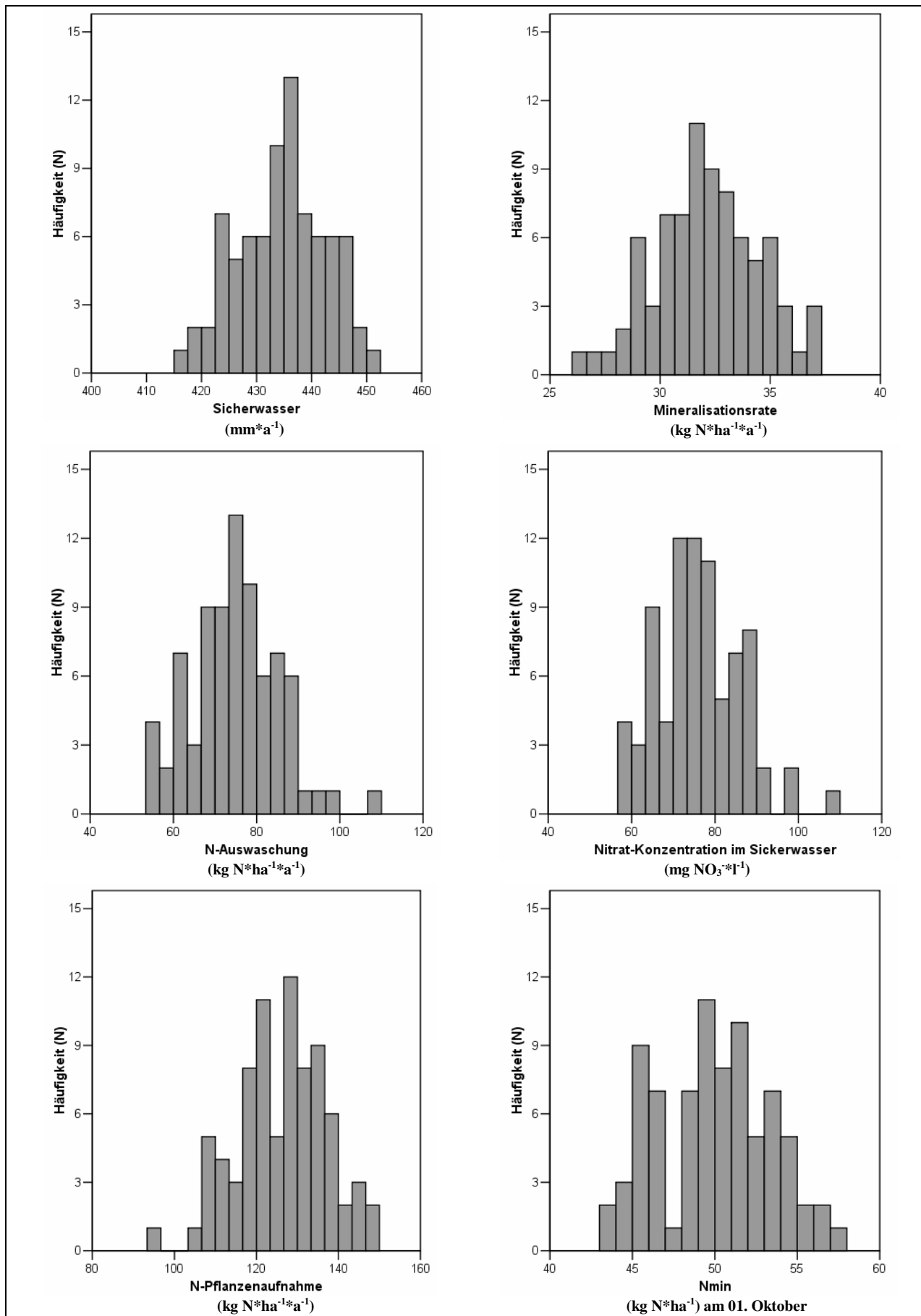


Abb. 5.16: Streuung der gemittelten jährlichen (1992 bis 2003) Sickerwasserrate, Mineralisationsrate, N-Auswaschung, Nitrat-Konzentration im Sickerwasser, N-Pflanzenaufnahme und N_{min}-Werte bei Sommergersteanbau auf Pseudogley

Bei den Tiefumbruchböden ist die Stickstoffaufnahme der Sommergerste am höchsten. Auf diesen Böden ist die Versorgung mit Stickstoff und Wasser über die ganze Vegetationsperiode am besten gewährleistet. Sie wird durch die Mineralisation des organisch gebundenen Stickstoffs im Boden noch zusätzlich unterstützt. Erwartungsgemäß fällt die Mineralisation beim Tiefumbruchboden am höchsten aus. Beim Podsol hingegen ist die N-Aufnahme bedingt durch die ungünstige Wasserversorgung am niedrigsten. Ferner stellt sich die Mineralisationsrate auf einem relativ niedrigen Niveau ein, wodurch Engpässe bei der Stickstoffversorgung wahrscheinlicher werden.

Tab. 5.5: Streuung der modellierten Sickerwasserspende, N-Aufnahme, Mineralisationsrate, N-Auswaschung, Nitratkonzentration im Sickerwasser und N_{\min} für die Böden des WSG Getelotterbeck gemittelt für 12 Jahre (1992 bis 2003)

	Quantil	Tiefumbruch	Plaggenesch auf lehmigen Sand	Plaggenesch auf Sand	Pseudogley	Podsol	Gley-Podsol
Sickerwasser ($\text{mm} \cdot \text{a}^{-1}$)	Perzentil 5%	398	413	423	422	436	404
	Median	405	424	435	435	448	438
	Perzentil 95%	412	437	447	447	461	453
N-Aufnahme ($\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$)	Perzentil 5%	137	123	101	109	89	99
	Median	148	135	123	127	112	120
	Perzentil 95%	156	149	138	144	132	138
Mineralisationsrate ($\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$)	Perzentil 5%	37	30	29	29	24	26
	Median	51	33	33	32	28	30
	Perzentil 95%	64	37	37	36	33	34
N-Auswaschung ($\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$)	Perzentil 5%	51	52	66	58	67	64
	Median	72	66	81	75	88	80
	Perzentil 95%	94	78	100	90	106	99
Nitrat-Konzentration im Sickerwasser ($\text{mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$)	Perzentil 5%	57	56	68	61	67	68
	Median	79	69	82	76	86	81
	Perzentil 95%	103	80	102	91	104	101
N_{\min} ($\text{kg min. N} \cdot \text{ha}^{-1}$) am 1. Oktober	Perzentil 5%	48	46	47	48	37	34
	Median	63	50	51	52	44	43
	Perzentil 95%	79	55	56	57	50	49
Denitrifikationsrate ($\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$)	Perzentil 5%	0,63	0,26	0,03	0,28	0,00	0,01
	Median	1,43	0,38	0,10	0,48	0,10	0,10
	Perzentil 95%	2,45	0,65	0,24	0,64	0,16	0,22

Die N-Auswaschung fällt bei den sandigen und grundwasserfernen Böden sehr hoch aus. Besonders betroffen sind den Modellerggebnissen zufolge der Podsol und der Plaggenesch auf Sand. Die sandigen Böden vermögen auf Grund ihrer geringen Feldkapazität nitrathaltiges Bodenwasser in pflanzenverfügbaren Bodentiefen nicht langfristig zu speichern. Bei Niederschlägen versickert die nährstoffreiche Bodenlösung schneller als bei den übrigen Böden in tiefere Schichten und entzieht sich der Pflanzenverfügbarkeit. Trotz des Verdünnungseffektes durch höhere Sickerwasserraten resultiert das bei diesen Böden in die höchsten Nitratkonzentrationen. Grundsätzlich sind bei diesem Szenario bei Richtwerten von $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ bei allen Böden Überschreitungen zu beklagen. Lediglich beim Plaggenesch auf lehmigen Sand kann eine Annäherung an diesen Richtwert ausgemacht werden.

Die modellierten Denitrifikationsraten fallen relativ niedrig aus (Tab. 5.5), was bei den überwiegend sandigen und Grundwasser unbeeinflussten Böden plausibel erscheint. Bei den Plaggeneschen

liegen organische Bodenfraktionen auch in tieferen Bodenschichten vor, jedoch wird hier die primär gute Bodendurchlüftung nur in sehr geringem Maße zu Sauerstoffmangel, eine Voraussetzung der Denitrifikation, führen können. Ferner ist eine Grundwasserbeeinflussung ausgeschlossen. Auf dem Pseudogley kann durch Staunässe ein die Denitrifikation förderndes Bodenklima entstehen. In der Regel sind jedoch nur im Oberboden ausreichend organische Substanzgehalte für eine potentielle Denitrifikation zu erwarten; im Oberboden ist ein Sauerstoffmangel jedoch auch bei diesem Boden als gering einzustufen. Die modellierten Denitrifikationsraten bei den Tiefumbruchböden erscheinen hingegen sehr niedrig. Auf Grund von Bodenfraktionen mit hohen Anteilen organischer Substanz, die bis in grundwasserbeeinflusste Bodenschichten reichen, sind die Denitrifikation fördernde Verhältnisse sehr wahrscheinlich, was höhere Denitrifikationsraten erwarten lässt.

Im Mittel der 12 modellierten Jahre stellt sich beim Tiefumbruchboden der höchste mediale N_{\min} -Wert (1. Oktober) ein. Grund dafür ist die hohe Mineralisationsrate auf diesem Boden, die in den Sommertagen ihren Höhepunkt erfährt. Die Mineralisation wird durch die hohen organisch gebundenen Stickstoffvorkommen des Bodens und durch die Grundwasser bedingte gute Wasserversorgung begünstigt. Beim Boden mit der größten N-Auswaschung, dem Podsol, ist hingegen der niedrigste N_{\min} -Wert zu registrieren.

Ein Vergleich der Entwicklung der N_{\min} -Werte zwischen Podsol und Plaggenesch auf Pseudogley-Braunerde, dem Boden mit dem niedrigsten Auswaschungsrisiko, zeigt, dass beide Böden im Hochsommer zunächst über ähnlich hohe Nitrat-Vorkommen verfügen (Abbildung 5.17). Erst im weiteren Verlauf gehen die Werte jedoch weit auseinander. Während der Plaggenesch ein relativ hohes Niveau beibehält, sacken die N_{\min} -Werte beim Podsol deutlich ab. Das im Hochsommer hauptsächlich noch im Oberboden gespeicherte Nitrat gelangt beim Podsol mit dem Sickerwasser deutlich schneller in den Tiefenbereich, der von einer N_{\min} -Probe (bis 90 cm Tiefe) nicht mehr erfasst wird. Beim Plaggenesch hingegen dauert dieser Prozess deutlich länger. Die Möglichkeit, dass Teile des im Bodenwasser gelösten Nitrats im Folgejahr den Pflanzen verfügbar bleiben, ist wahrscheinlicher.

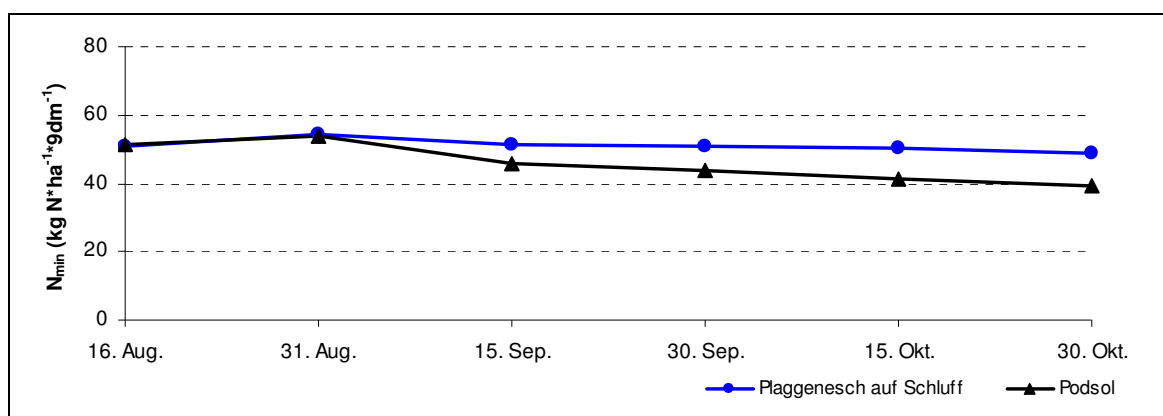


Abb. 5.17: N_{\min} -Werte (gemittelt für 1992 bis 2003) bei Sommergersteanbau vom Hochsommer bis Herbst auf Plaggenesch auf Pseudogley-Braunerde und Podsol

Wie sensibel das Modell auf die Variation der Eingabeparameter innerhalb der einzelnen Böden reagiert, wurde wie im Folgenden beschrieben untersucht. Dazu wurde zunächst mit Hilfe einer linearen Regressionsanalyse die Sensitivität der einzelnen Parameter identifiziert. Die folgenden Abbildungen zeigen die Sensitivität der einzelnen Modellergebnisse in Abhängigkeit ihrer jeweils am stärksten wirkenden Parameter.

Die Abbildung 5.18 zeigt zusammengefasst für alle modellierten Bodeneinheiten, ausgenommen der grundwassernahen Tiefumbruchböden und Gley-Podsole, die Sensitivität der Sickerwasserspense bei Variation der Feldkapazität. Die Angaben zur Feldkapazität beziehen sich auf den ersten Meter Boden. Die Sickerwasserspense sinkt deutlich mit steigender Feldkapazität. Der Grad dieses Zusammenhangs wird durch das hohe Bestimmtheitsmaß (r^2) von 0,7 deutlich. Dieser deutliche Zusammenhang ist darauf zurückzuführen, dass mit einer höheren Feldkapazität größere Mengen an Niederschlagswasser entgegen ihrer Schwerkraft in der Bodenmatrix festgehalten werden können. Dieses Bodenwasser kann durch Evapotranspiration wieder an die Atmosphäre abgegeben werden. Entsprechend geringer fällt die Sickerwassermenge aus. Die Streuung der Modellwerte ist auf weitere variierte Parameter zurückzuführen.

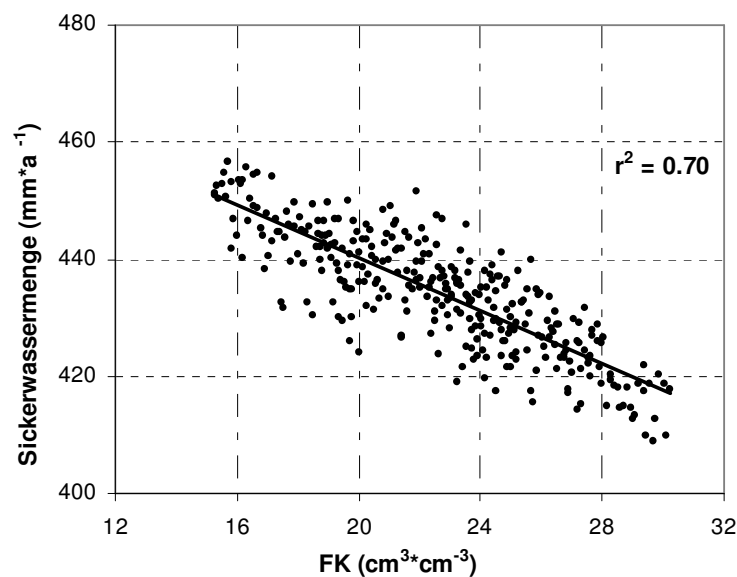


Abb. 5.18: Sensitivität der Sickerwasserspense aller modellierter Bodeneinheiten in Abhängigkeit der Feldkapazität (FK) (ausgenommen Tiefumbruchböden und Gley-Podsole)

Die Sensitivität der Sickerwasserspense für den Variationsbereich einzelner Böden zeigt die Abbildung 5.19. Die Streudiagramme zeigen deutlich eine Minderung der Sickerwasserspense mit steigender Feldkapazität. Gemessen an der geringen Variationsbreite der Feldkapazität fällt das Bestimmtheitsmaß r^2 auch hier relativ hoch aus. Die Böden mit der größten Variationsbreite, Plaggenesch auf Pseudogley-Braunerde und Pseudogley, weisen mit einem r^2 von jeweils 0,64 den größten Zusammenhang auf. Beim Podsol mit der geringsten Feldkapazität ergaben die Berechnungen ein r^2 von 0,55. Beim Gley-Podsol wurde auf die Abbildung einer Trendlinie verzichtet. Die Sickerwasserspense reagiert bei diesem Boden nicht so eindeutig sensitiv auf eine Ab- bzw. Zunahme der Feldkapazität wie bei den anderen Böden. Zurückzuführen ist dies auf die

nahen Grundwasserstände beim Gley-Podsol. Besonders bei sehr niedrigen Grundwasserständen beeinflusst diese die Sickerwasserspende maßgebend. Die Feldkapazität spielt in diesen Fällen eine nur untergeordnete Rolle. Dadurch wird die dargestellte Punktwolke verzerrt.

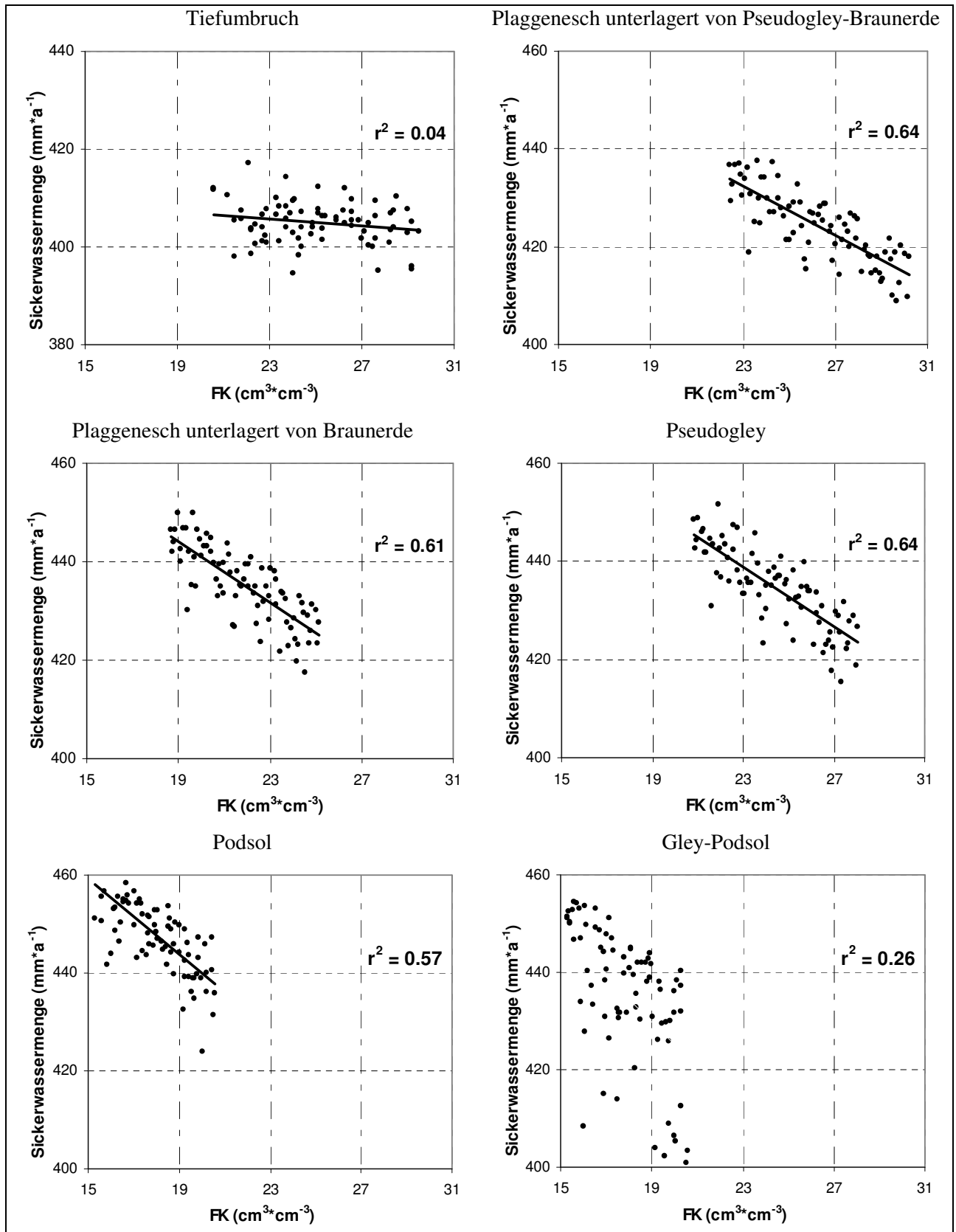


Abb. 5.19: Sensitivität der Sickerwasserspende in Abhängigkeit der Feldkapazität (FK) für Böden des WSG Getelo-Itterbeck

Die Abbildung 5.20 gibt die mittlere jährliche Sickerwasserspende für Tiefumbruchböden und Gley-Podsole in Abhängigkeit des mittleren Grundwasserstands wieder. Eine Beeinflussung der Sickerwasserspende ist nur für diese im Westen des WSG liegenden grundwassernahen Böden zu erwarten. Bei den anderen grundwasserfernen Böden kann diese Beeinflussung ausgeschlossen werden. Eine polynomische Linie zeigt den Trend der Abhängigkeit der Grundwasserneubildung vom mittleren Grundwasserstand. Die Beeinflussung der Sickerwasserspende wird durch den kapillaren Aufstieg des Grundwassers herbeigeführt. Dabei sind die ungesättigte Wasserleitfähigkeit und die Porengrößenverteilung entscheidend. Durch den kapillaren Aufstieg gelangt Grundwasser in den Wurzelraum der Pflanze und wird durch Transpiration an die Atmosphäre abgegeben. Ferner kann es durch Evaporation direkt von der Bodenoberfläche die Bodenmatrix verlassen. Das verdunstende Wasser schlägt sich negativ auf die Bilanz der Sickerwasserspende nieder.

Im grundwassernahen Bereich weisen beide Böden eine Sickerwasserspende von ca. $400 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ auf. Mit zunehmender Grundwassertiefe nimmt die Sickerwasserspende zu. Beim Gley-Podsol fällt dieser Anstieg sehr deutlich aus, flacht dann aber zusehends ab. Ab einer Tiefe von etwa 1,5 Metern scheint der kapillare Aufstieg in den Wurzelraum abzureißen. Die Trendlinie fährt fast waagrecht fort, was auf keine weiteren Beeinträchtigungen durch das Grundwasser hindeutet. Beim Tiefumbruchboden erfolgt der Anstieg der Sickerwassermenge mit zunehmender Grundwasserentfernung sehr gemäßigt. Eine Beeinträchtigung lässt sich hier auch noch bei einer mittleren Grundwassertiefe von zwei Metern erkennen. Dies ist auf die hohe kapillare Leitfähigkeit dieses Bodens zurückzuführen. Diese wird durch den hohen organischen Substanzgehalt hervorgerufen. Er verleiht diesem Boden zusätzlich eine große Wasserspeicherkapazität. Durch die dadurch begünstigte Evapotranspiration weist der Tiefumbruchboden, wenngleich unrealistisch, im grundwasserfernen Bereich die niedrigsten Sickerwasserraten aller Böden im WSG auf.

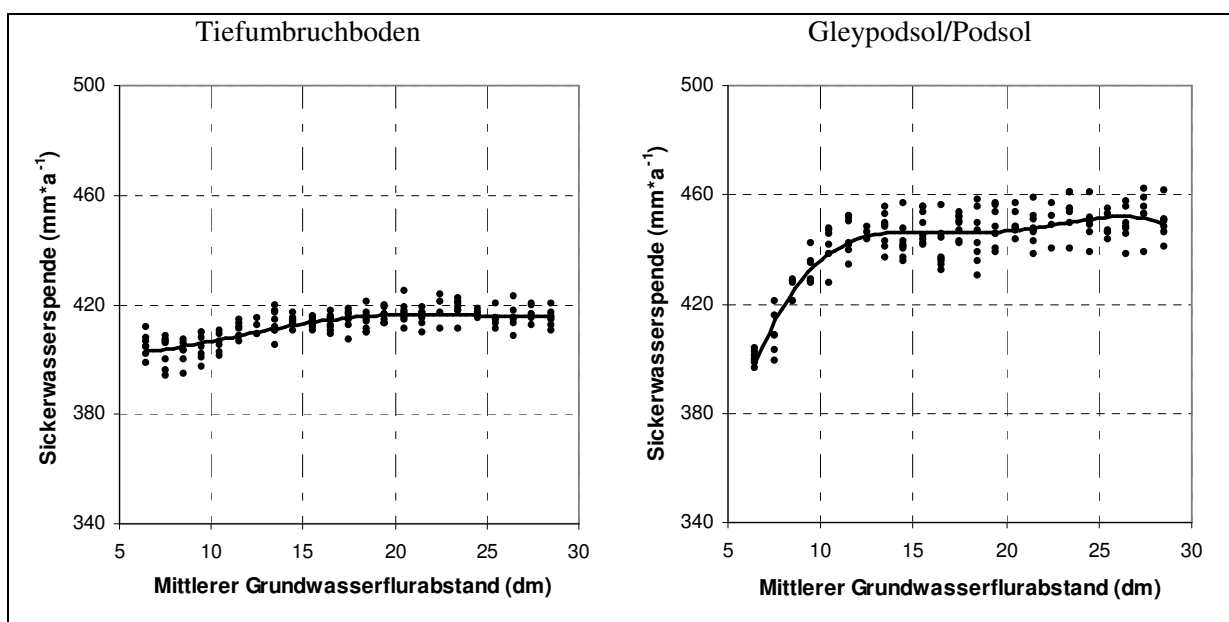


Abb. 5.20: Sensitivität der Sickerwasserspende in Abhängigkeit des mittleren Grundwasserflurabstands bei Tiefumbruchböden und bei Gleypodsol bis Podsol

Die Mineralisationsrate wird maßgeblich durch den organischen C-Gehalt (Abb. 5.21) und durch das C/N-Verhältnis (Abb. 5.22) der Böden beeinflusst. Bei beiden Bodenparametern zeichnet sich jeweils deutlich ein linearer Zusammenhang mit der Mineralisationsrate ab.

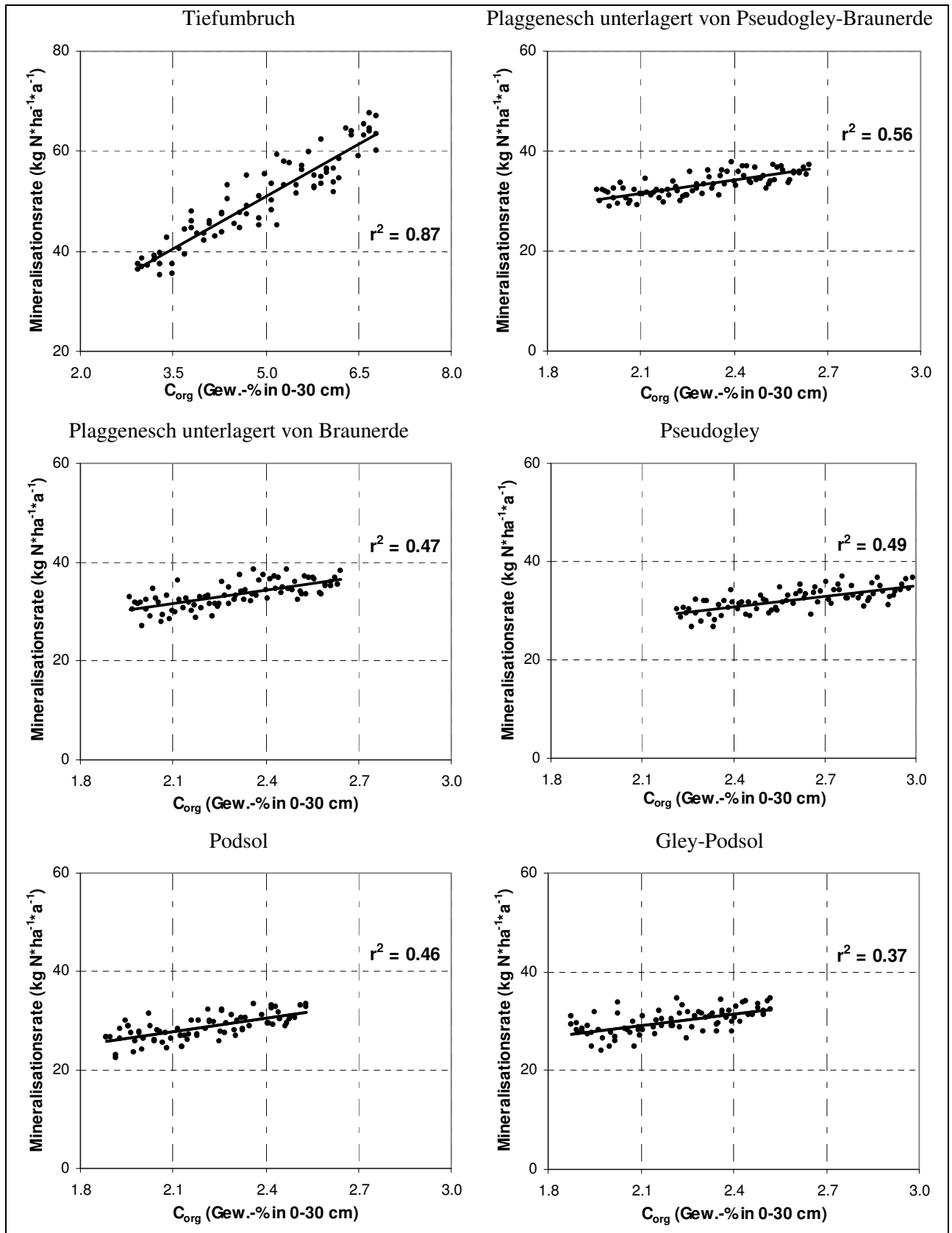


Abb. 5.21: Sensitivität der Mineralisation in Abhängigkeit vom organischen C-Gehalt für Böden des WSG Getelo-Itterbeck

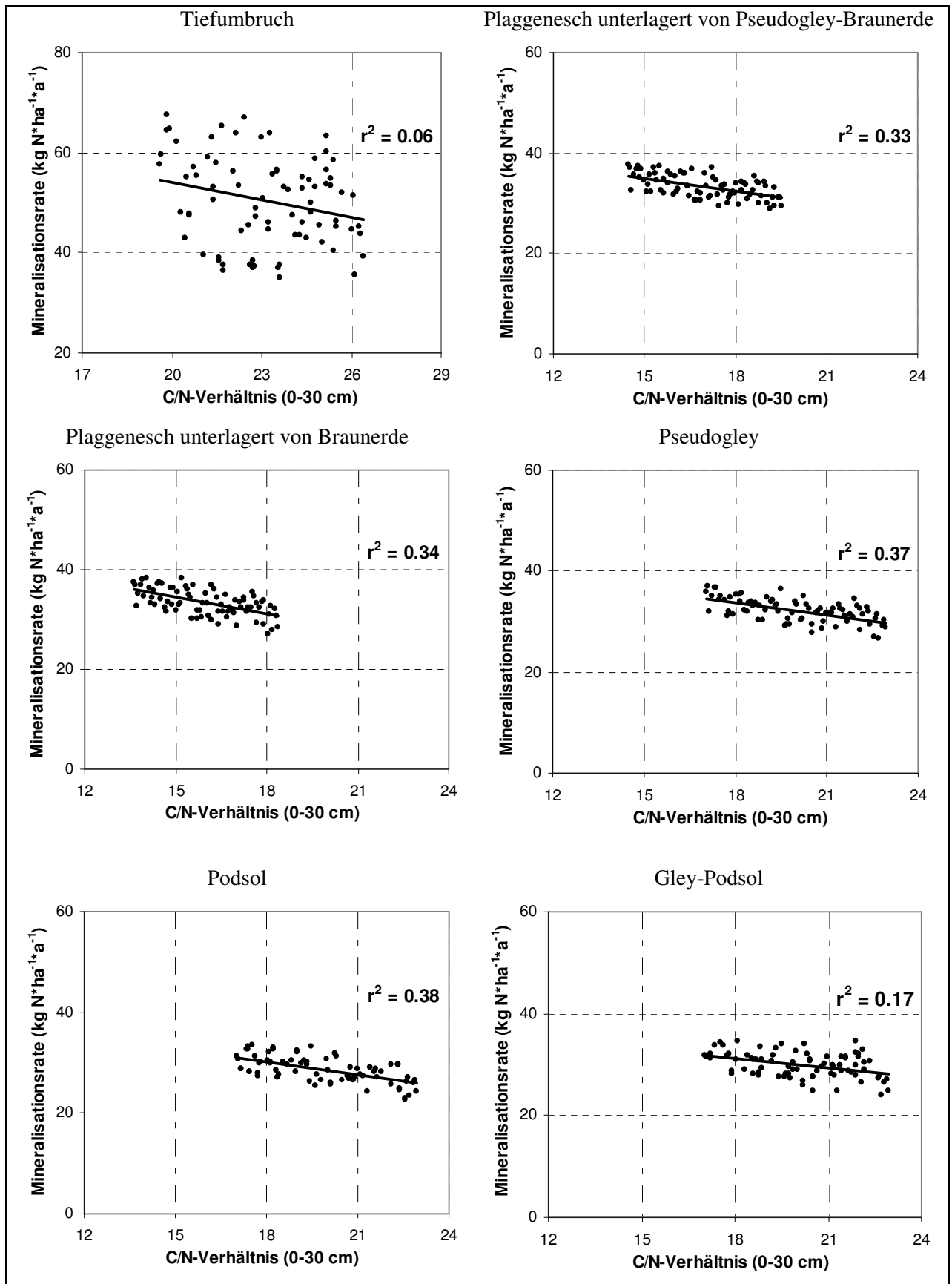


Abb. 5.22: Sensitivität der Mineralisation in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis für Böden des WSG Getelo-Itterbeck

Besonders sensibel reagiert das Modell bei allen Böden auf Veränderungen des organischen Substanzgehaltes (Abb. 5.21). Die Mineralisation erhöht sich mit seiner Zunahme. Die Steigung

der Trendgeraden verhält sich dabei bei allen Böden ähnlich. Die scheinbar stärkere Neigung beim Tiefumbruchboden beruht lediglich auf der gestauchten Darstellung der Abszissenachse. Bei diesem Boden sind allein durch seine Variation 87% der Mineralisationsrate erklärbar. Eine Begründung für diesen großen Zusammenhang ist die relativ weite Variationsbreite des organischen Substanzgehaltes. Dieser schwankt in den ersten 30 Zentimetern zwischen 2,9 und 6,9 Gew.-%. Dadurch wird die Punktwolke deutlicher gestreckt als bei den anderen Böden. Bei den übrigen Böden fällt das Bestimmtheitsmaß (r^2) sichtlich geringer aus. Mit einem r^2 von 0,56 beim Plaggenesch, unterlagert von Pseudogley-Braunerde, bis zum Podsol mit einem r^2 von 0,46 wird jedoch auch bei diesen Böden ein noch relativ hohes Bestimmtheitsmaß erreicht. Lediglich beim Gley-Podsol mit einem r^2 von 0,37 fällt dieser Wert eher gering aus. Dies ist auf den bereits oben beschriebenen Parameter „Grundwasserstand“, der gewissermaßen um die Beeinflussung der Mineralisation mit konkurriert, zurückzuführen. Durch diesen sind immerhin 23% der Mineralisation erklärbar. Diese fällt mit größerem Grundwasserflurabstand zusehends geringer aus. Ist das Grundwasser oberflächennah, ist eine Wasserversorgung des Oberbodens - eine Voraussetzung für die Mineralisation - auch während der warmen Sommermonate wahrscheinlich. Dadurch kann sich auch in niederschlagsarmen Zeiträumen die Mineralisation fortsetzen. Ist das Grundwasser bei diesem Boden jedoch zu fern, um durch kapillaren Aufstieg in den Oberboden zu gelangen, trocknet dieser in niederschlagsarmen Monaten aus. Die Folge ist, dass die Mineralisation zurückgeht oder gänzlich stagniert.

Die Variation des C/N-Verhältnisses spielt bei der Mineralisation auf allen Böden im Vergleich zum organischen Substanzgehalt die geringere Rolle (Abb. 5.22). Die Mineralisationsrate sinkt mit steigendem C/N-Verhältnis. Beim Tiefumbruchboden übt eine Veränderung des C/N-Verhältnisses kaum einen messbaren Einfluss auf die Mineralisationsrate aus. Bei den übrigen Böden schwankt das Bestimmtheitsmaß (r^2) zwischen 0,33 beim Plaggenesch, unterlagert von Pseudogley-Braunerde, und 0,38 beim Podsol. Beim Gley-Podsol fällt das r^2 mit 0,17 wieder am geringsten aus. Die Begründung liegt auch hier in dem konkurrierenden Einflussfaktor Grundwasserflurabstand.

Sensitivitäten bei Variation der Bewirtschaftungsparameter

Sowohl bei der N-Aufnahme als auch bei der N-Auswaschung erwies sich der Düngetermin als ein sehr sensitiv wirkender Parameter. Für die einzelnen Bodeneinheiten sind die jeweiligen Ergebnisse einander gegenübergestellt in den Abbildungen 5.23 und 5.24 zu sehen. Polynomische Trendkurven verdeutlichen den Verlauf der Punktwolke. Bei sehr früh erfolgten Stickstoffgaben fallen die N-Aufnahmen bei allen Böden geringer aus. Erst mit späteren Düngerapplikationen steigt die Pflanzen-N-Aufnahme. Ihren Höhepunkt erreicht sie zwischen dem 90. und 110. Kalendertag, was je nach Bodeneinheit ein wenig alternieren kann. Besonders deutlich wird dieser Effekt bei den grundwasserfernen, überwiegend sandigen Böden: Plaggenesch unterlagert von Braunerde und Podsol. Bei diesen Böden verläuft die Kurve sehr steil. Die N-Aufnahme reagiert hier besonders sensibel auf Veränderungen des Düngetermins. Beim Plaggenesch, unterlagert von Braunerde,

variiert die N-Aufnahme zwischen $100 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ an sehr frühen und ca. $130 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ bei günstigen Düngeterminen. Beim Podsol verhält es sich ähnlich: Hier können sogar Unterschiede zwischen $90 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ und $125 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ festgestellt werden. Bei den übrigen Böden ist dieser Trend auch erkennbar, jedoch nicht in dieser Deutlichkeit. Beim Tiefumbruchboden fallen diese Differenzen nur noch sehr gering aus. Der Unterschied zwischen günstigem und ungünstigem Termin beträgt im Mittel nur noch $6 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$. Düngungen, die erst zu einem sehr späten Zeitpunkt erfolgen, führen wiederum zu einer geringeren N-Aufnahme. Auch hier neigt sich der Verlauf der Kurven bei den stark sandigen Böden steiler - ein Indiz für eine größere Sensitivität. Die Kurven der N-Aufnahme und der N-Auswaschung nehmen einen scheinbar spiegelverkehrten Verlauf an. Ein Anstieg des ausgewaschenen Stickstoffs resultiert tatsächlich überwiegend aus einer geringeren N-Aufnahme durch die Sommergerste.

Die Abhängigkeit der N-Aufnahme vom Düngetermin kann sich in verschiedenen Klima-Jahren jedoch sehr unterschiedlich darstellen. In der Abbildung 5.25 wird die N-Aufnahme in Abhängigkeit vom Düngetermin für die Jahre 1993 bis 1996 auf Pseudogley gezeigt. Sehr deutlich fällt dabei die hohe Sensitivität der N-Aufnahme auf unterschiedliche Düngetermine im Jahr 1994 auf. Bei sehr früh erfolgten Stickstoffgaben sind sehr geringe N-Aufnahmen zu verzeichnen. Sie liegen zunächst unterhalb von $100 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$. Der Grund dafür sind die hohen Niederschläge im Monat März desselben Jahres. Mit mehr als 120 Millimeter fallen sie in diesem Monat ungefähr doppelt so hoch aus wie im Monatsmittel. Große Anteile des Düngers werden ausgewaschen, bevor sie von den jungen Pflanzen aufgenommen werden können. Erst eine später erfolgte Düngung kommt dem Ziel einer optimalen Pflanzenversorgung näher. Der günstigste Düngetermin liegt in diesem Jahr um den neunzigsten bis hundersten Kalendertag. Spätere Düngegaben führen wiederum zu einer ungünstigeren Pflanzenversorgung. Der später aufgebrachte Dünger wird von den heranwachsenden Pflanzen nicht mehr ausreichend aufgenommen. In den übrigen Jahren ist die Sensitivität deutlich geringer. Im Jahr 1995 fällt der Kurvenverlauf deutlich flacher aus. Jedoch ist auch hier ein optimaler Düngezeitpunkt erkennbar. Er liegt zwischen dem 85sten und 100sten Kalendertag. Im ersten und letzten gezeigten Jahr (1993 und 1996) wirkt sich der Düngetermin scheinbar nicht auf die N-Aufnahme aus. Es zeichnet sich kein Trend der Punktwolke ab. Die hohe Sensitivität der N-Aufnahme auf den Düngetermin resultiert im Jahr 1996 in der Folge auch in einer hohen Sensitivität bei der N-Auswaschung: Ein ungünstig gewählter Düngetermin mit geringen N-Aufnahmen treibt die N-Auswaschung entsprechend nach oben; umgekehrt ist die N-Auswaschung niedriger, wenn der Düngetermin günstig gelegt wurde und die N-Aufnahme größer ausgefallen ist.

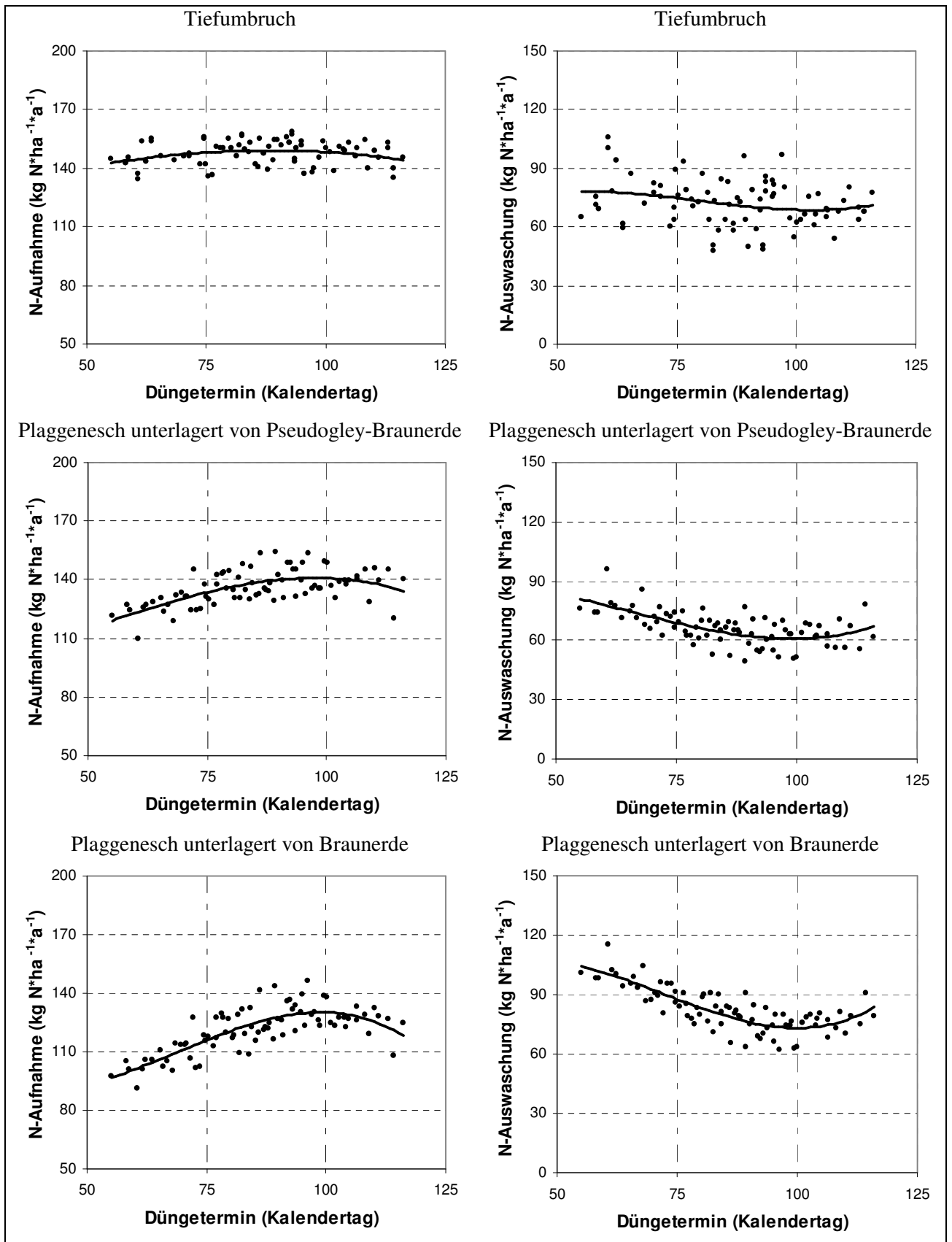


Abb. 5.23: Sensitivität der N-Aufnahme und N-Auswaschung in Abhängigkeit vom Düngetermin bei Sommergerste auf Tiefumbruchböden und lehmig-sandigen sowie sandigen Plaggeneschen im WSG Getelo-Itterbeck

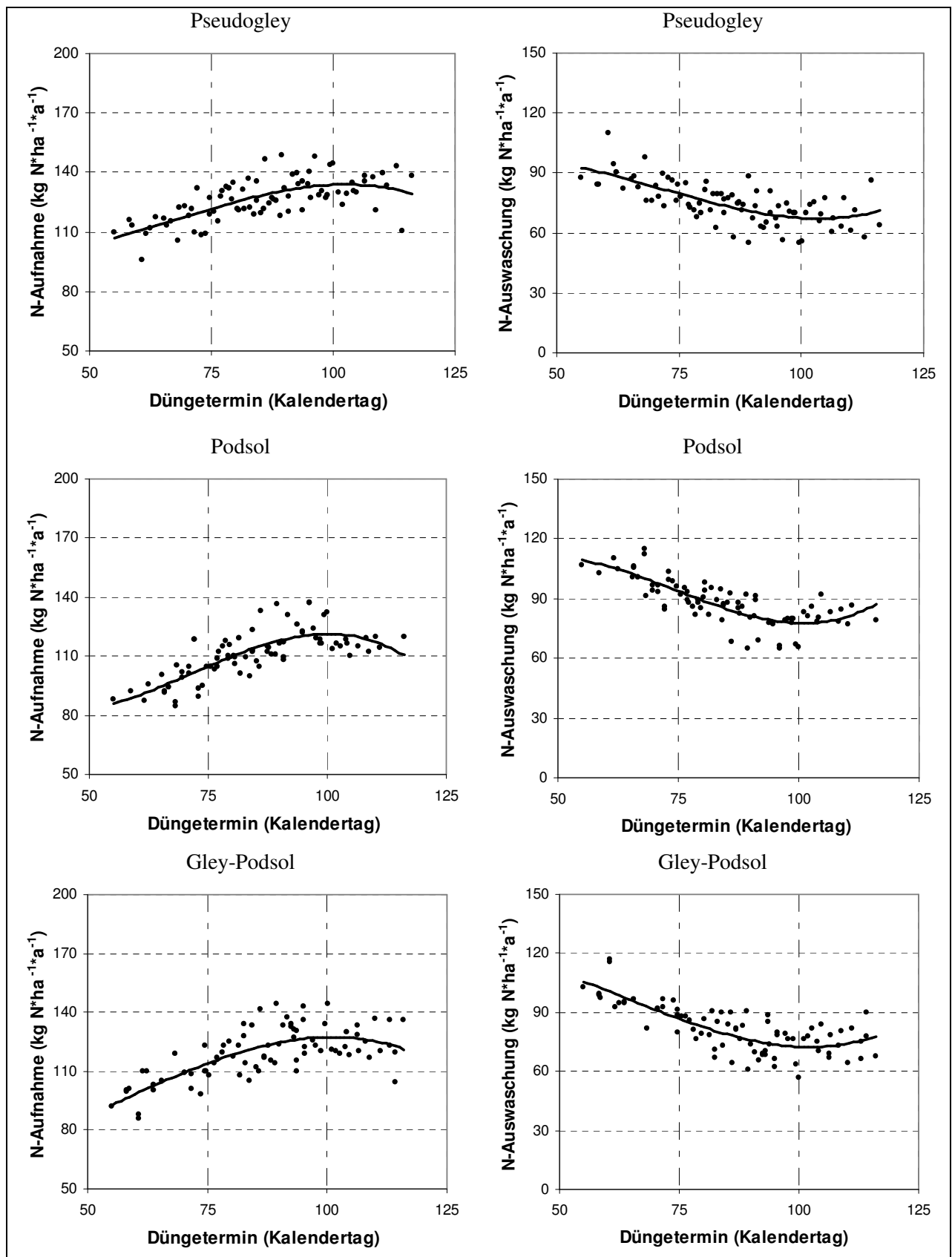


Abb. 5.24: Sensitivität der N-Aufnahme und N-Auswaschung in Abhängigkeit vom Düngetermin bei Sommergerste für Pseudogleye, Podsole und Gley-Podsole im WSG Getelo-Itterbeck

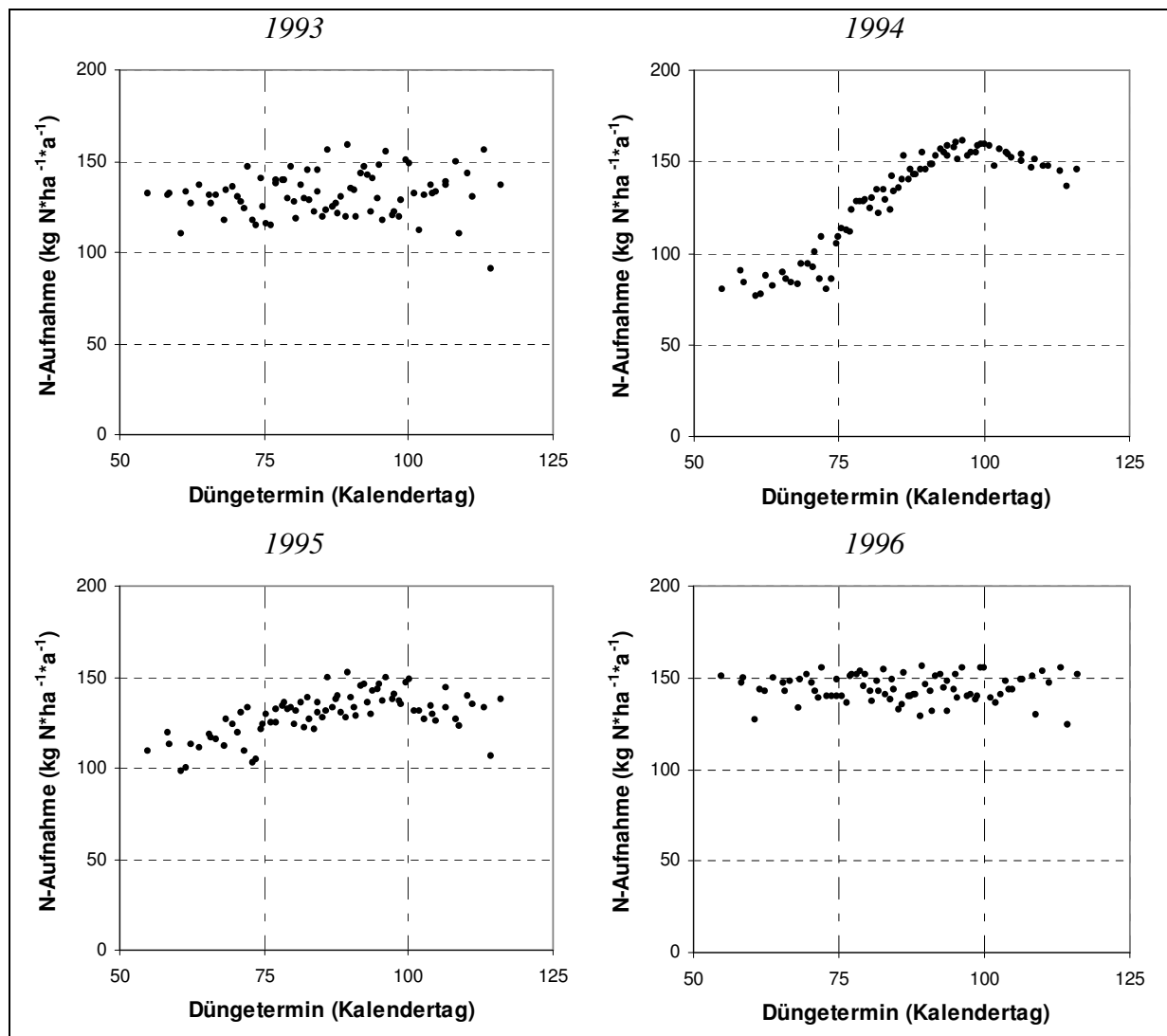


Abb. 5.25: Sensitivität der N-Aufnahme in Abhängigkeit von Düngeterminen in den Jahren 1993 bis 1996 auf Pseudogley

Sensitivitäten bei organischer N-Düngung

In der Abbildung 5.26 sind die Modellergebnisse bei 136 kg mineralischem N zuzüglich unterschiedlichen Mengen organisch gebundenen Stickstoffs (15 bis 121 kg) für die Einzugsgebiete der Förderbrunnen (Abb. 5.13) wiedergegeben. Die einzelnen Darstellungen zeigen die Veränderungen bei der N-Mineralisation, der N-Aufnahme, der N-Auswaschung und der N_{\min} -Werte (1. Oktober), die mit seiner Erhöhung zu erwarten sind. Als Referenzgröße dient der Median der Modellergebnisse bei einer rein mineralischen Düngung von $136 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Sie ist jeweils als horizontale Linie dargestellt.

Die N-Mineralisation steigt deutlich linear mit erhöhten organisch gebundenen N-Fractionen im Dünger an. Die Trendgerade der Mineralisationsrate lässt sich allein durch seine Variation mit einem Bestimmtheitsmaß (r^2) von 0,98 erklären. Im Mittel der zwölf modellierten Jahre (1992 bis 2003) werden 74 % des durch den zusätzlich auf die landwirtschaftlichen Flächen gebrachten organischen Düngers erneut pflanzenverfügbar.

Die N-Aufnahme steigt bei der Sommergerste trotz des erhöhten pflanzenverfügbaren N-Angebotes nur unwesentlich gegenüber der Referenzgröße. Die polynomische Trendlinie zeigt nur zu Beginn, bei geringer zusätzlicher organischer N-Düngung, eine Steigung. Im weiteren Verlauf fällt eine erneute N-Aufnahme deutlich geringer aus bis sie sich schließlich auf einem mittleren Niveau von ca. $143 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ einpendelt.

Das Mehrangebot an mineralischem Stickstoff wird durch die Sommergerste nicht ausreichend abgeschöpft. Das resultiert in einer deutlich erhöhten N-Auswaschung bei steigenden zusätzlichen organischen N-Applikationen. Der Kurvenverlauf deutet dabei eine leicht zunehmende Steigung an. Mit zunehmender organischer N-Düngung erhöht sich die N-Auswaschung demnach relativ. So erhöht sie sich bei zusätzlichen 50 kg organischer N-Düngung auf insgesamt ca. $100 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Das bedeutet eine Mehrauswaschung gegenüber der Referenzgröße mit ausschließlich mineralischer N-Düngung von mehr als $22 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Bei 100 kg zusätzlicher organischer N-Düngung erreicht die Gesamtauswaschung bereits $127 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, was einer Mehrauswaschung gegenüber der Referenzgröße von mehr als $49 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ entspricht.

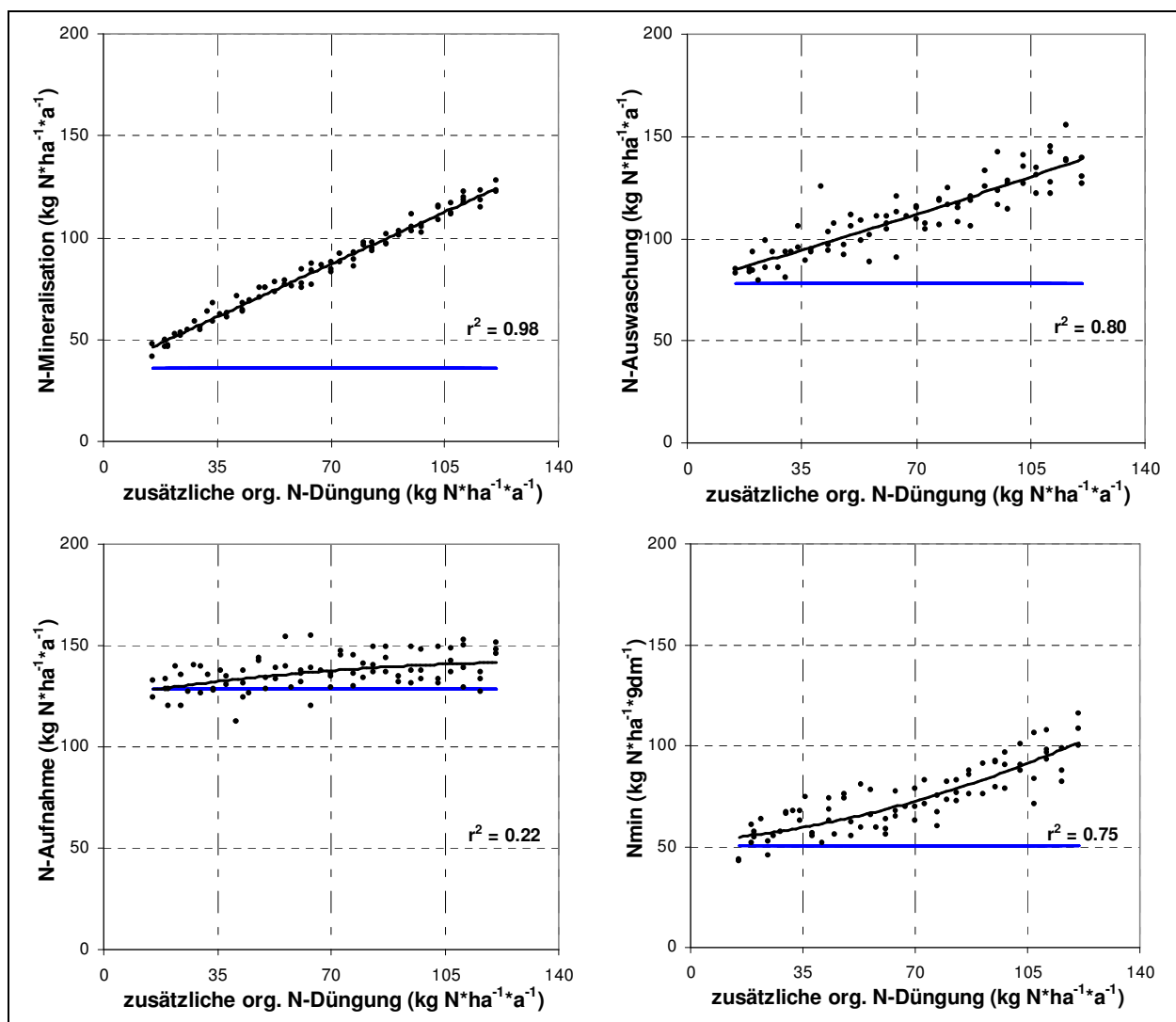


Abb. 5.26: Mittlere jährliche N-Mineralisation, N-Auswaschung, N-Aufnahme und N_{min} -Gehalte (1. Oktober) (1992 bis 2003) bei 136 kg mineralischer (blaue Linie) und organischer Mehrdüngung (schwarze Linie) bei Sommergersteanbau im Mittel der Brunneneinzugsgebiete

Mit zunehmender organischer N-Düngung sind deutlich höhere N_{\min} -Werte (1. Oktober) zu verzeichnen. Dieser Effekt ist hauptsächlich auf die hohen Mineralisationsraten in den warmen Sommermonaten zurückzuführen. Der dabei frei gewordene Stickstoff akkumuliert sich im Oberboden. Trotz der bis zum Termin der N_{\min} -Probe (1. Oktober) teilweise bereits erfolgten N-Auswaschung bleiben die Werte auf einem hohen Niveau.

Die oben gezeigten Ergebnisse verdeutlichen, dass die N-Auswaschungsgefahr deutlich von der applizierten Gesamtstickstoffmenge abhängt. Das umfasst den mineralischen und den organisch gebundenen Stickstoff gleichermaßen. Der Einfluss des organischen Düngers verändert sich jedoch mit der Zeit. Zur Verdeutlichung wurden zwei Szenarien modelliert, die sich nur in der Düngerzusammensetzung voneinander unterscheiden:

1. Variante I: Zusammensetzung aus 136 kg mineralischem Stickstoff + 68 kg organisch gebundenem Stickstoff
2. Variante II: Zusammensetzung aus 136 kg mineralischem Stickstoff + 136 kg organisch gebundenem Stickstoff

Die Variation der übrigen Parameter verlief analog zur vorausgegangenen Modellrechnung. Die Abbildung 5.27 zeigt die Mediane und die Streuung (5- bzw. 95%-Perzentile) der Summenkurven der N-Aufnahme für den Zeitraum 1992 bis 2003 für die Einzugsgebiete der Förderbrunnen (Abb. 5.13). Neben den beiden Wirtschaftsdüngerszenarien wurde als Referenzgröße auch die Summenkurve des Szenarios bei ausschließlich 136 kg mineralischer N-Düngung hinzugefügt. Trotz der größeren Verfügbarkeit an mineralischem Stickstoff, bedingt durch die erhöhte Mineralisation, steigt die N-Aufnahme nur unwesentlich an (Abb. 5.27). Die Jahresmittelwerte belaufen sich bei der Variante I auf ca. $137 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$, bei der Variante II auf ca. $140 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$. Bei alleiniger mineralischer Düngung wurden im Mittel der zwölf Jahre $130 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ von der Sommergerste aufgenommen. Das zusätzliche Mehrangebot an mineralischem Stickstoff konnte somit nur in einem sehr geringen Maße ausgeschöpft werden. Einem Mehrangebot von 65 bzw. 131 $\text{kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ stehen lediglich Mehraufnahmen von 7 bzw. 10 $\text{kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ gegenüber. Das Limit der Stickstoffaufnahme ist bei den genannten Mengen noch nicht ausgeschöpft. In einigen Jahren wurden immerhin bis zu $170 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ durch die Sommergerste aufgenommen. Die äußeren Bedingungen, allen voran das Wetter, drücken jedoch diese hohen Werte nach unten. Hohe N-Aufnahmen bleiben eher die Ausnahme.

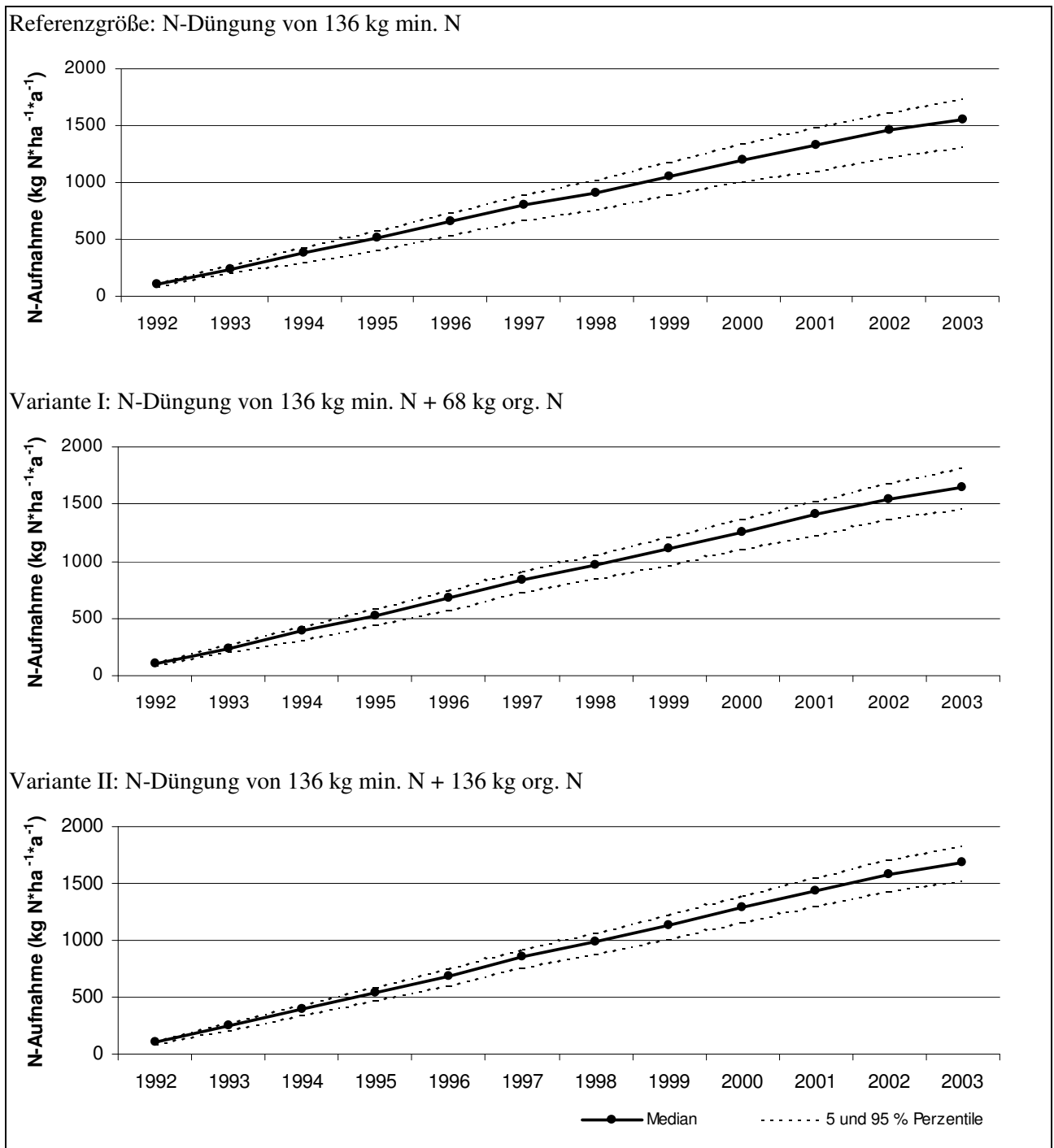


Abb. 5.27: Summenkurven modellierter N-Aufnahmen von 1992 bis 2003 bei unterschiedlichen organisch gebundenen Stickstoffdüngemengen bei Sommergersteanbau (im Mittel der Brunneinzugsgebiete)

Bedingt durch die stark zugenommene Mineralisation bei den Varianten I und II ist die N-Auswaschung stark angestiegen (Abb. 5.28). Die Summenkurven zeigen über die zwölf Jahre bei der Variante I eine N-Auswaschung von $1318 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$. Das entspricht im jährlichen Mittel $110 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$. Bei der Variante II werden über den Zeitraum sogar $1770 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ ausgewaschen; im Jahresmittel entspricht dies $148 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$. Der aus der Mineralisation zusätzlich pflanzenverfügbare Stickstoff konnte nicht durch eine erhöhte N-Aufnahme abgepuffert werden. Eine der jeweiligen N-Auswaschung entsprechende hohe Nitratkonzentration ist daher im Sickerwasser zu erwarten. Durch die mineralische Düngung allein wurden im Jahresmittel

N-Auswaschungen von $76 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ verursacht. Somit wurden allein durch die Variante I mehr als $34 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, bei der Variante II mehr als $72 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ zusätzlich zur Referenzgröße ausgewaschen.

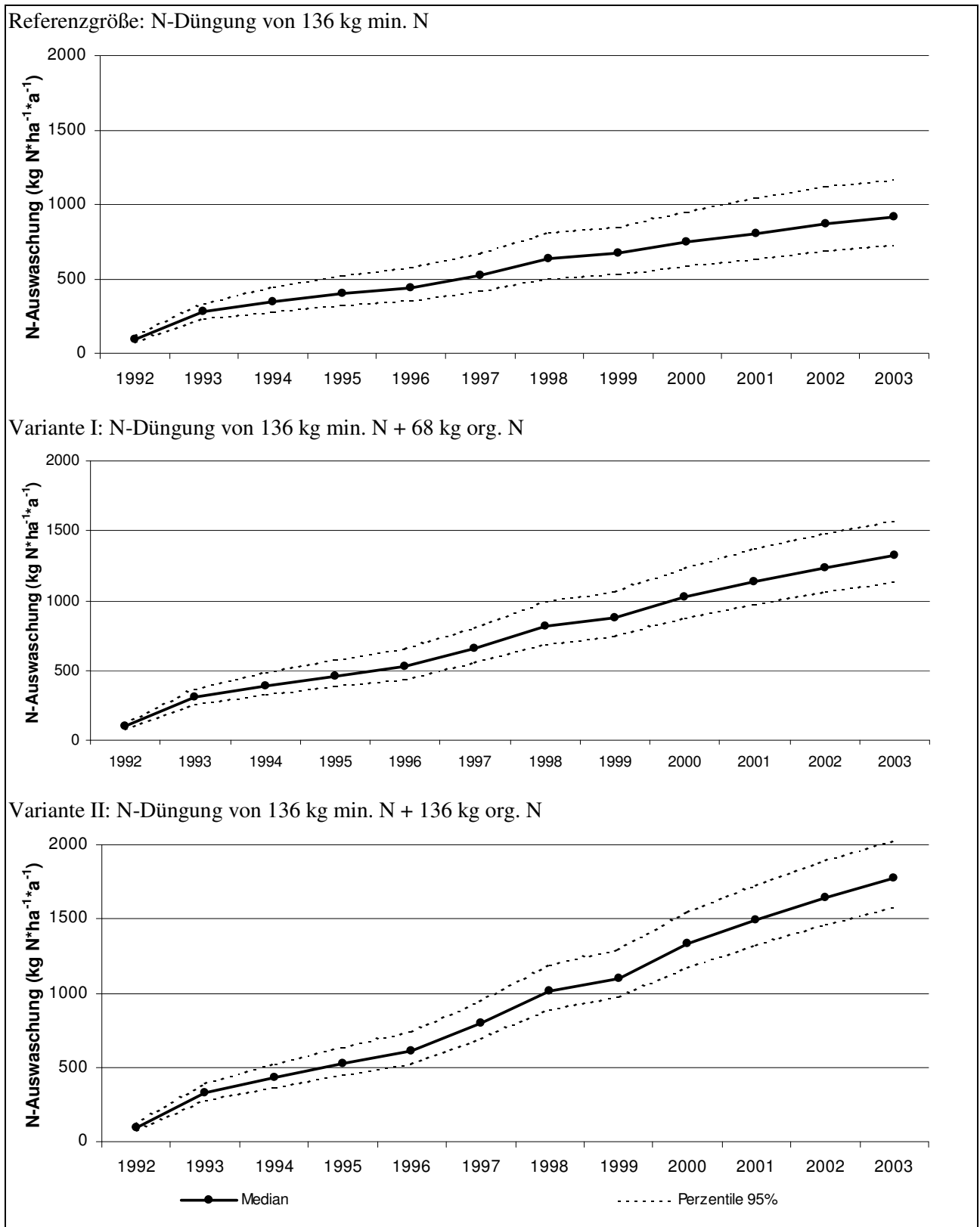


Abb. 5.28: Summenkurven modellierter N-Auswaschung von 1992 bis 2003 bei unterschiedlichen organisch gebundenen Stickstoffdüngemengen bei Sommergersteanbau (im Mittel der Brunneinzugsgebiete)

Die Mineralisation nimmt in den beiden mit organischer Düngung versehenen Szenarien deutlich zu (Abb. 5.29). Bei der Variante I (136 kg min. N + 68 kg org. N) wird eine Gesamtmineralisation über die zwölf Jahre von 1015 kg N*ha⁻¹*a⁻¹, bei der Variante II (136 kg min. N + 136 kg org. N) von 1607 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ erreicht. Diesen Summen stehen 429 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ bei ausschließlich mineralischer Düngung gegenüber. Im trockenen und warmen Jahr 2003 fiel die Mineralisationsrate besonders hoch aus. Der Kurvenverlauf zeigt steiler nach oben. Die durch die Wirtschaftsdünger gegenüber der Referenzgröße zusätzlich herbeigeführte Mineralisation beträgt im Jahresmittel bei der Variante I 49 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ und bei der Variante II 98 kg N*ha⁻¹*a⁻¹. Diese Mineralisationsmengen entsprechen bei beiden Varianten ca. 72% der jährlich durch Düngung zusätzlich applizierten organisch gebundenen Stickstoffmengen. Trotz des in der Modellierung angenommenen geringen Anteils schnell mineralisierbaren Stickstoffs am organisch gebundenen Stickstoff (Tabelle 4.12) hat sich eine rasche Mineralisation eingestellt.

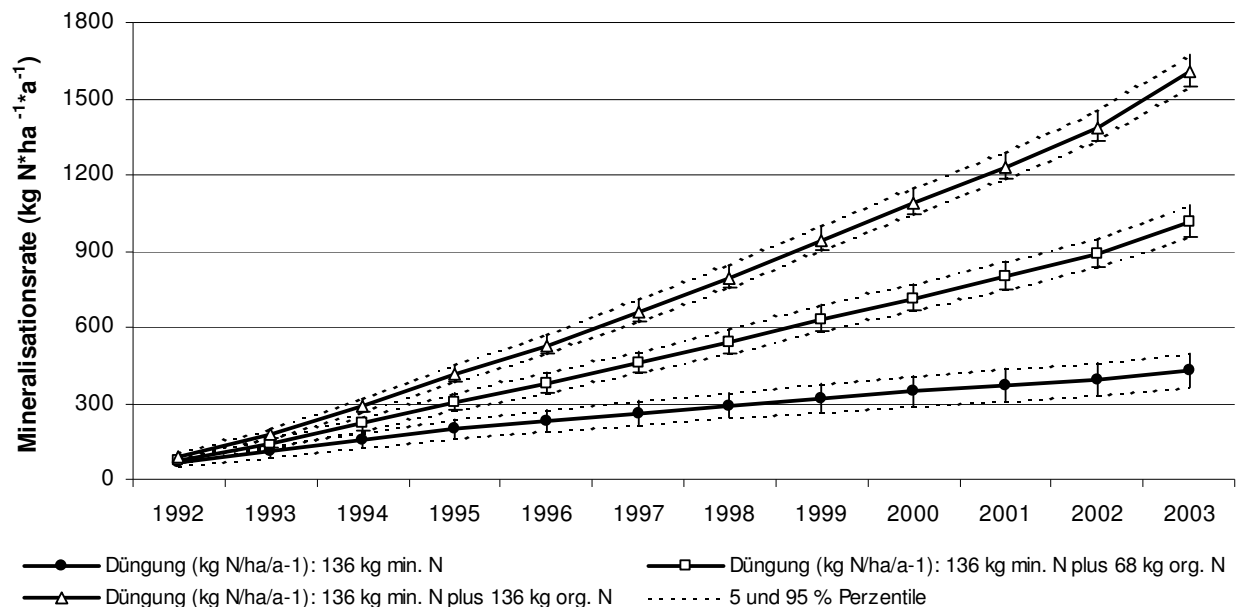


Abb. 5.29: Summenkurven modellierter Mineralisationsraten von 1992 bis 2003 bei unterschiedlichen organisch gebundenen Stickstoffdüngemengen bei Sommergersteanbau (im Mittel der Brunneinzugsgebiete)

Einen besseren Überblick über die Mineralisationsraten der einzelnen Jahre gibt die Abbildung 5.30 am Beispiel der Variante II. In der oberen Darstellung ist die gesamte, in der unteren die allein auf die organische Zusatzdüngung zurückzuführende Mineralisation zu sehen. Deutlich fällt die stete Zunahme der Mineralisation von Jahr zu Jahr auf. Der bisweilen ein wenig diskontinuierlich wirkende Anstieg ist auf die unterschiedlich günstig wirkenden Wetterbedingungen dieser Jahre zurückzuführen. Im Jahr 1992, in dem die erste organische Zusatzdüngung erfolgte, belief sie sich auf insgesamt 80 kg N*ha⁻¹*a⁻¹. Davon entfallen ca. 36 kg N auf die organische Zusatzdüngung. Die verbleibenden 100 kg N, die mit der organischen Düngung auf die Flächen gebracht wurden, verbleiben zunächst in organisch gebundener Form im Boden. Bereits im Jahr 1997, fünf Jahre nach der ersten organische Applikation, beläuft sich die Gesamtmineralisation auf 133 kg N*ha⁻¹*a⁻¹. 100 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ sind davon allein auf die organische Zusatzdüngung zurückzuführen. Der Grund für den Anstieg ist die Akkumulation des organisch gebundenen

Stickstoffs über die Jahre. Dieser wird mit einer gewissen Verzögerung erst zu einem späteren Zeitpunkt mineralisiert. Ab dem Jahr 1999 bis 2002 scheint sich ein Gleichgewicht eingestellt zu haben. Die Mineralisation liegt zwischen 115 und $130 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$. Im Jahr 2000 hat sich zudem auch ein erstes Mal ein sichtbarer Rückgang der Mineralisationsrate gegenüber dem Vorjahr ergeben. Im Jahr 2003 führten besonders günstige Wetterbedingungen zu einem Mineralisations Schub. In diesem sehr warmen Sommer wurden $223 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ freigesetzt, wovon $189 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ allein auf den organischen Düngeranteil zurückgehen.

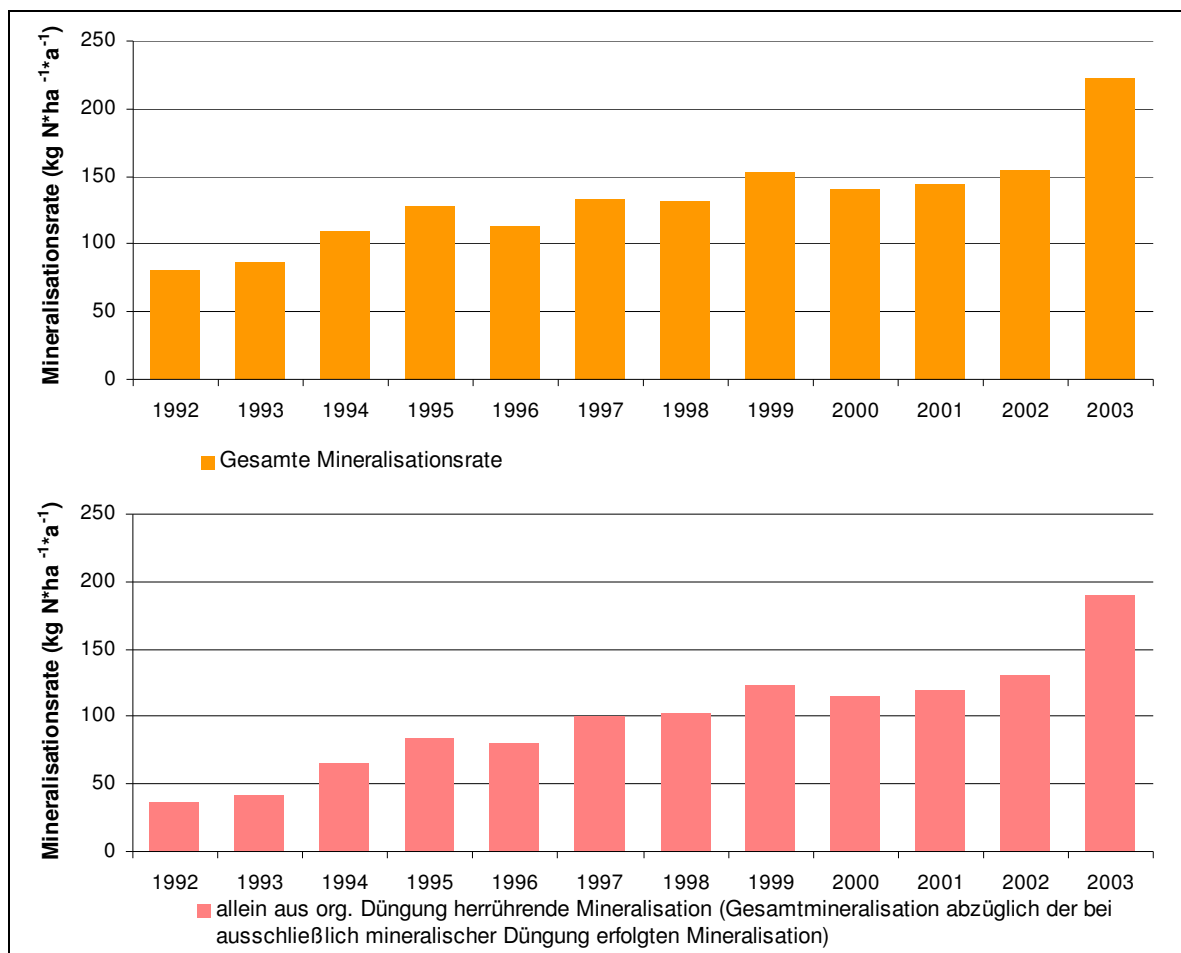


Abb. 5.30: Modellierte Mineralisationsraten der Jahre 1992 bis 2003 bei 136 kg mineralischer zuzüglich 136 kg organischer N-Düngung bei Sommergersteanbau (im Durchschnitt der Brunneneinzugsgebiete)

Inwiefern sich die Mineralisierbarkeit des organisch gebundenen Stickstoffs im Dünger auf das Modellergebnis auswirkt, wurde im Folgenden untersucht. Dazu wurden erneut drei Szenarien für den Anbau von Sommergerste modelliert. Die Düngung erfolgte in allen Fällen jeweils in Form von 136 kg mineralischem Stickstoff + 102 kg organisch gebundenem Stickstoff. Unterschiede zwischen den Szenarien bestehen nur zwischen den Anteilen des schnell mineralisierbaren Stickstoffs am organisch gebundenen Stickstoff des Düngers:

1. Variante I: 0 % schnell mineralisierbarer Stickstoff am org. gebundenen Stickstoff
2. Variante II: 40 % schnell mineralisierbarer Stickstoff am org. gebundenen Stickstoff
3. Variante III: 80 % schnell mineralisierbarer Stickstoff am org. gebundenen Stickstoff

Die Variation der übrigen Parameter verlief analog zu der in den vorausgegangenen Modellierungen.

Die Ergebnisse sind im Mittel der zwölf Jahre (1992 bis 2003) in der Tabelle 5.6 zusammengefasst. Als Referenzgröße dienen auch hier wieder die Modellergebnisse bei 136 kg rein mineralischer N-Düngung.

Die Mineralisation fällt bei hohen Anteilen schnell mineralisierbaren Stickstoffs (80 %) deutlich höher aus. Mit 130 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ wurden in dem modellierten Zeitraum gegenüber der Referenzgröße 98 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ mehr mineralisiert. Demzufolge wurde fast der gesamte Anteil organisch gebundenen Stickstoffs in diesem Verlauf pflanzenverfügbar. Beim Dünger mit keinem schnell mineralisierbaren Stickstoffanteil verbleibt die Mineralisation mit 101 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ auf einem deutlich niedrigeren Niveau. Gegenüber der Referenzgröße wurden somit lediglich 74 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ mehr mineralisiert. Bei einer jährlichen zusätzlichen organischen N-Düngung von 102 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ müssen demnach noch größere, aus der Düngung herrührende Mengen organisch gebundenen Stickstoffs im System sein. Als Folge der Mineralisationsraten fallen bei größeren Anteilen schnell mineralisierbaren Stickstoffs auch die N-Auswaschungen und die N_{min}-Werte deutlich höher aus.

Tab. 5.6: Streuung der N-Mineralisation, N-Auswaschung und N_{min} (1. Oktober) bei unterschiedlichen Anteilen schnell mineralisierbaren Stickstoffs im organischen Dünger (102 kg) gemittelt für 12 Jahre (1992 bis 2003)

Modellergebnisse	Quantil	Referenz: Nur mineralisches N	Anteil schnell mineralisierbarer Stickstoff am org. gebundenen Stickstoff		
			0 %	40 %	80 %
Mineralisation (kg N*ha ⁻¹ *a ⁻¹)	Perzentil 5%	27	101	113	125
	Median	32	106	118	130
	Perzentil 95%	35	111	124	136
N-Auswaschung (kg N*ha ⁻¹ *a ⁻¹)	Perzentil 5%	53	111	122	133
	Median	68	127	139	151
	Perzentil 95%	90	148	160	172
N _{min} (1. Oktober) (kg N*ha ⁻¹ *9 dm ⁻¹)	Perzentil 5%	26	87	95	104
	Median	32	101	111	122
	Perzentil 95%	38	116	128	140

In der Tabelle 5.6 sind nur die Perzentile der gemittelten Jahreswerte wiedergegeben. Sie zeigt jedoch nicht den dynamischen Verlauf der einzelnen Varianten. Den Verlauf der jährlichen Mineralisationsraten über den Zeitraum 1992 bis 2003 zeigt die Abbildung 5.31. Dabei sind deutliche Veränderungen bei den einzelnen Szenarien zu erkennen. Bei der Variante III (80 % schnell mineralisierbaren Stickstoff) tritt bereits im ersten Jahr der organischen Zusatzdüngung (1992) eine hohe Mineralisationsrate auf. Sie erreicht mehr als 115 kg N*ha⁻¹*a⁻¹. Das sind bereits 83 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ mehr als die Referenzgröße (nur mineralische Düngung) in diesem Jahr aufweist. Bei der Variante I (0 % schnell mineralisierbarer Stickstoff) wird indes im ersten Jahr eine Mineralisationsrate von 57 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ erreicht, was die Referenzgröße um lediglich 25 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ übersteigt. Relativ überragt die Variante III die Variante I somit um ca. 100%.

Im weiteren Verlauf der Jahre nimmt dieser relative Unterschied jedoch stetig ab. Alle drei Varianten pendeln sich auf einem hohen Niveau ein. Bereits im Jahr 1997 ist zwischen der Variante I mit einer Mineralisationsrate von $107 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und der Variante III mit $133 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ nur ein relativ kleiner Unterschied von 25% auszumachen. Im Jahr 2002, zehn Jahre nach der ersten erfolgten zusätzlichen organischen Düngung können nur noch minimale Unterschiede zwischen den Varianten ausgemacht werden. Im Jahr 2003 kommt es sogar zur Wendung bei der Mineralisationsrate. Die Variante I mit ausschließlich schwer mineralisierbaren Stickstofffraktionen im Dünger weist die höchsten Mineralisationsraten auf.

Den Modellergebnissen zufolge ist bei der Düngung mit langsam mineralisierendem organischen Stickstoff nur kurzfristig mit einer Reduzierung der Mineralisation zu rechnen. Mittel- und langfristig stellt sich auch bei diesem Dünger eine hohe Mineralisationsrate verbunden mit einem erhöhten Auswaschungsrisiko ein. Die Ursache dafür ist auf die Stickstoffakkumulation über die Jahre zurückzuführen. Der Abbau des resistenteren organischen Stickstoffs erfolgt zunächst nur in geringem Maße. Der größte Anteil verbleibt zunächst im Oberboden. Mittel- und langfristig entwickelt sich durch die andauernde Akkumulation ein entsprechend hohes Mineralisationspotential. Mit einer gewissen Verzögerung wird nach und nach der akkumulierte Stickstoff mineralisiert. Bei besonders günstigen Wetterbedingungen kann dieser Effekt, wie im Jahr 2003, zu einem regelrechten Mineralisationsschub führen.

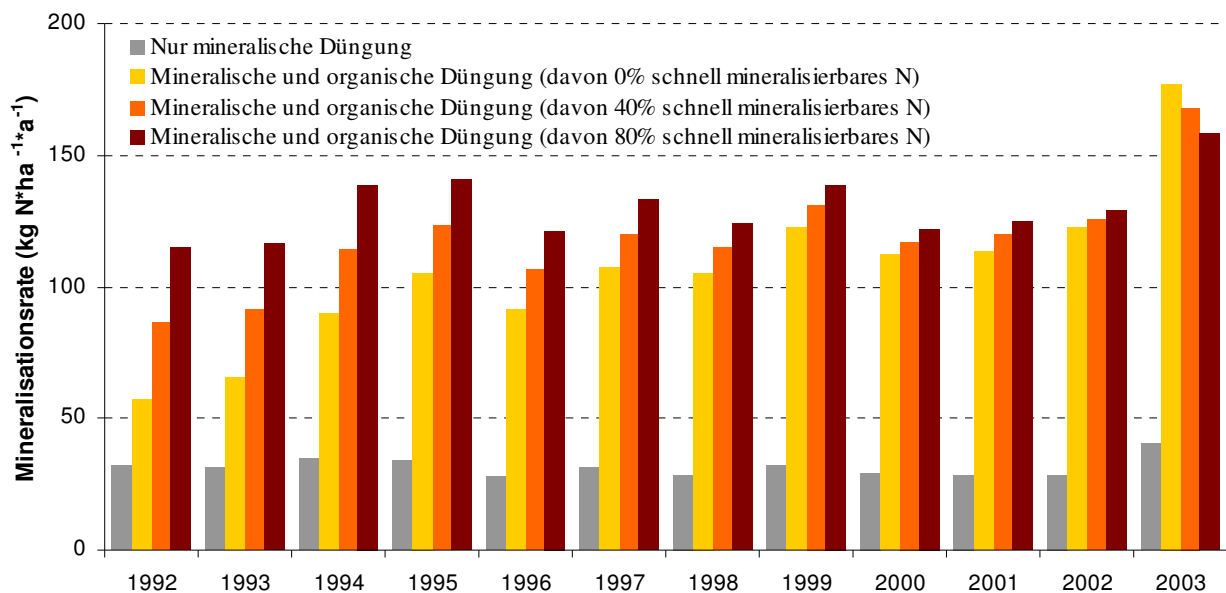


Abb. 5.31: Mediale jährliche N-Mineralisation bei ausschließlich 136 kg mineralischer Düngung und bei zusätzlicher organischer Düngung (102 kg) mit unterschiedlichen Anteilen schnell mineralisierbaren Stickstoffs

5.3 Maßnahmenbewertung

Die folgenden Ausführungen zeigen die Ergebnisse zusammengefasst für die Einzugsgebiete der Förderbrunnen (Abb. 5.13). Die Bodeneinheiten sind in diesen entsprechend ihres Flächenanteils im Einzugsgebiet berücksichtigt.

In der Tabelle 5.7 sind die mittleren jährlichen Mineralisationsraten (1999 bis 2003) der modellierten Kulturarten unter Anwendung rein mineralischen sowie mineralischen und organischen Stickstoffdüngers dargestellt. Die Abbildungen 5.32 bis 5.37 geben für diesen Zeitraum die gemittelten Monatswerte wieder. Die dargestellten Ergebnisse resultieren aus den angewandten Parametervariationen der unterschiedlichen Applikationshäufigkeiten (Tabellen 4.13 bis 4.17).

Tab. 5.7: Mittlere jährliche Mineralisationsrate (1992 bis 2003) der modellierten Ackerkulturen und Grünland bei Anwendung rein mineralischer sowie mineralischer und organischer N-Düngung

Kultur	Mineralisationsrate (kg N*ha ⁻¹ *a ⁻¹)	
	bei nur mineralische Düngung	bei mineralische und organische Düngung
Sommergerste	35	70
Winterroggen	37	71
Silomais	54	100
Kartoffeln	122	168
Grünland	56	67

Die Mineralisation variiert erkennbar in den verschiedenen Jahreszeiten (Abbildung 5.32). Sie steigt in den Frühlingsmonaten mit Fortschreiten der Jahreszeit stetig an, um erwartungsgemäß ihren Höhepunkt in den Sommermonaten zu erreichen.

Die mittleren Mineralisationsraten der Sommergerste und des Winterroggens weisen starke Ähnlichkeiten auf. Bei der rein mineralischen Düngervariante werden bei Sommergerste im Jahresmittel 35 kg N*ha⁻¹*a⁻¹, bei Winterroggen 37 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ mineralisiert (Tabelle 5.7). Die höchsten Mineralisationsraten werden im Juli und August erreicht. Sie liegen bei Sommergerste bei ca. 6, bei Winterroggen bei ca. 6,5 kg N*ha⁻¹*Monat⁻¹. Im August wird die Mineralisation zusätzlich durch die Ernte der beiden Kulturen, die eine starke Reduzierung der Bodenbedeckung nach sich zieht, gefördert. Hierdurch kann sich die Bodenoberfläche stärker erwärmen. Zum Herbst fallen die Mineralisationsraten wieder deutlich herab und erreichen im Dezember ein Minimum von weniger als 1 kg N*ha⁻¹*Monat⁻¹. Die vergleichbaren Mineralisationsraten dieser beiden Kulturen sind unter anderem auf die in der Modellierung angewandten ähnlichen mittleren Düngegaben zurückzuführen. Sie lagen bei Sommergerste bei 120, bei Winterroggen bei ca. 115 kg N*ha⁻¹*a⁻¹. Die dennoch ein wenig höher ausfallenden Mineralisationsraten bei Winterroggen sind auf die längere Vegetationsperiode dieser Kultur zurückzuführen. Ein Teil des besonders im Sommer freigesetzten Stickstoffs konnte im Gegensatz zum Sommergetreide noch aufgenommen werden. Die damit im Mittel größer ausfallende N-Aufnahme resultierte auch in eine größere Ernterestmenge, die für eine Mineralisation zur Verfügung stand.

Bei der Wirtschaftsdüngervariante mit einer mittleren Mehrdüngung organisch gebundenen Stickstoffs von 47 kg bei Sommergerste bzw. 46 kg $\text{N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ bei Winterroggen fällt die Mineralisationsrate deutlich höher aus. Der starke Anstieg in den Frühlingsmonaten ist dabei auch auf die modellierten organischen Düngeapplikationen im zeitigen Frühjahr zurückzuführen. Die in diesem Zeitraum eine Mineralisation begünstigenden Wetterbedingungen ermöglichten eine zügige N-Freisetzung der leichter mineralisierbaren organischen Substanz. Die höchsten Mineralisationsraten werden auch hier im Juli und August mit jeweils mehr als $12 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{Monat}^{-1}$ erreicht. Im Jahresmittel werden bei Sommergerste im Mittel ca. $70 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, bei Winterroggen ca. $71 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ mineralisiert, was einem mittleren Anstieg von 35 bzw. 34 $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ gegenüber der rein mineralischen Düngervariante gleichkommt (Tabelle 5.7). Diese Menge entspricht bei beiden Kulturen in etwa 74 % der bei der Wirtschaftsdüngervariante zusätzlich jährlich aufgebrauchten organisch gebundenen Stickstofffraktion. Jedoch ist diese Menge nicht allein der Mineralisation der zugeführten organischen N-Fraktion des Düngers zuzuschreiben. Ein Anteil ist auch auf die durch die organische Mehrdüngung implizierte größere N-Aufnahme der Kulturpflanzen und dem damit verbundenen höheren N-Verbleib in den Ernteresten zurückzuführen. Dieser beträgt bei der Sommergerste und Winterroggen ca. $9 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$.

Die mittleren monatlichen Mineralisationsraten weisen auch beim Silomaisanbau ein ähnliches Bild auf. Die höchsten Raten werden auch hier in den Sommermonaten (Juli und August) erreicht (Abb. 5.32). Jedoch liegen die Mineralisationsraten insgesamt deutlich höher als bei Sommergerste und Winterroggen. Bei der rein mineralischen Düngung werden allein im Juli annähernd $9 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{Monat}^{-1}$ pflanzenverfügbar. Insgesamt werden so im jährlichen Mittel mehr als $54 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ mineralisiert (Tabelle 5.7). Bei den Modellvarianten mit zusätzlicher organischer Düngung liegen die Mineralisationsraten deutlich höher. In den Monaten Juli und August steigen sie jeweils über $16 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Im Jahresmittel wurden $100 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ für diese Varianten modelliert (Tabelle 5.7). Diese gegenüber der Sommergerste und Winterroggen hohen Werte sind zum einen auf die leichtere Mineralisierbarkeit der Erntereste des Silomais zurückzuführen. Ferner verbleiben auch größere Erntereste auf der Fläche; beim Winterroggen und der Sommergerste wurde eine Strohabfuhr von 80% in der Modellierung festgelegt. Bei der zusätzlich mit organischer N-Düngung versehenen Modellläufen kommt ferner hinzu, dass im Mittel $59,5 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ organisch gebundenes N auf die Flächen gebracht wurden. Das entspricht gegenüber der Sommergerste und Winterroggen einer N-Mehrdüngung von entsprechend 12 bzw. $14 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$.

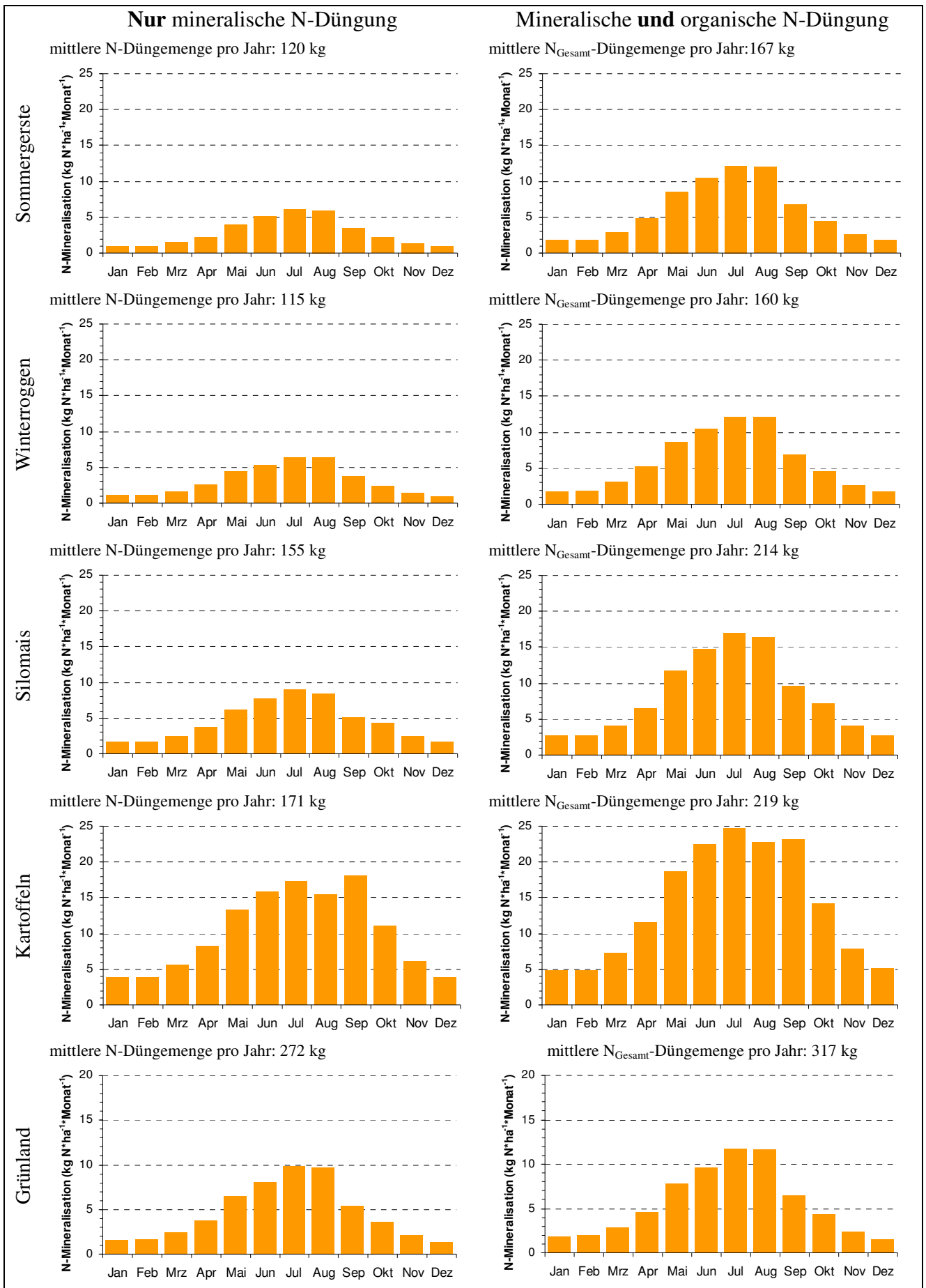


Abb. 5.32: Mittlere monatliche N-Mineralisationsrate (1992 bis 2003) bei rein mineralischer und bei kombinierter mineralischer und organischer N-Düngung für die modellierten Kulturarten

Beim Kartoffelanbau sind in den Sommermonaten ebenfalls hohe Mineralisationsraten zu verzeichnen. Bei der rein mineralischen Düngung betragen sie im Jahresmittel $122 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ (Tabelle 5.7). Die Mineralisationsraten steigen in den Frühlingsmonaten stetig an und erreichen mit mehr als $17 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*Monat}^{-1}$ im Juli zunächst ihren Höhepunkt (Abb. 5.32). Im August sinkt die Rate ein wenig, um im September wieder anzusteigen. Dadurch ergibt sich ein zweiter Mineralisationspeak. Mit mehr als $18 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*Monat}^{-1}$ stellt der September auch die höchste Mineralisationsrate bei den hier durchgeführten Modellberechnungen. Dieser Mineralisationsschub wird durch die Ernte der Kartoffel in der überwiegend zweiten Hälfte des Septembers hervorgerufen. Bei der Kartoffelernte verbleiben zum einen große Mengen an relativ leicht mineralisierbaren Ernteresten auf der Fläche. Ferner begünstigt die starke Bodenbearbeitung beim Roden die Mineralisation zusätzlich. Bei den mit Wirtschaftsdünger modellierten Varianten wird die Mineralisation beim Kartoffelroden besonders verstärkt. Die intensive Bodenbearbeitung bei der Ernte führt auf Grund der zusätzlich akkumulierten organisch gebundenen N-Düngerreste zu einem weiteren Mineralisationsschub gegenüber der rein mineralisch gedüngten Variante. Jedoch kommt der Peak im September nicht so deutlich zum Vorschein, wie bei der rein mineralischen Düngung. Mit ca. $23 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*Monat}^{-1}$ liegt er nur noch geringfügig über der Mineralisationsrate des Augusts. Allein die günstigen Wetterbedingungen im Juli führen zu einer großen Steigerung der Mineralisation, so dass dieser Monat mit fast $25 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*Monat}^{-1}$ die größte Mineralisationsrate aufweist. Im Jahresmittel beträgt die Mineralisationsrate bei den modellierten Wirtschaftsdüngervarianten $168 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ (Tabelle 5.7).

Grünland weist mit $56 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ bei den rein mineralischen N-Düngerapplikationen bzw. $67 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ bei zusätzlicher organischer N-Düngung verhältnismäßig niedrige N-Mineralisationsraten auf (Tabelle 5.7). Auf Grund des beständigen Bewuchses der Grünlandflächen entfallen die Bodenbearbeitung und die damit verbundenen Mineralisationsschübe.

Die für das Einzugsgebiet der Förderbrunnen modellierten mittleren jährlichen Sickerwasserspenden sind für die einzelnen Kulturen in der Tabelle 5.8 zusammengefasst. Die Abbildung 5.33 zeigt die mittleren monatlichen Sickerwasserspenden für die Ackerkulturen; die Abbildung 5.34 die des Grünlands. Oberflächenabfluss ist im Wasserschutzgebiet auf Grund des relativ ebenen Reliefs annähernd auszuschließen. Insgesamt fallen die Sickerwasserspenden relativ hoch aus. Wie bereits in der Sensitivitätsanalyse zu Sommergerste (Kap. 5.2) angeführt, wirken sich die sehr hohen Niederschlagsmengen einzelner Jahre sowie die überdurchschnittlichen Niederschläge des gesamten modellierten Zeitraums (1992 bis 2003) darauf aus. Der Zeitraum von der Saat bis zur Ernte der einzelnen Kulturarten hat entscheidenden Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt. Bei allen Kulturen weisen die Wintermonate Dezember und Januar mit ihren hohen Niederschlägen aber einer geringen Evapotranspirationsrate die höchsten Sickerwasserspenden auf. In den Sommermonaten hingegen sind die niedrigsten Werte zu verzeichnen. Die jährlichen Sickerwasserspenden können im Mittel bei den verschiedenen Bodeneinheiten sehr unterschiedlich ausfallen: Bei Winterroggen wurde für die Tiefumbruchböden eine Sickerwasserspende von 343 mm*a^{-1} , bei den sandigen Podsolen von 390 mm*a^{-1} modelliert. Durch den Anbau einer Zwischenfrucht ging bei

allen Ackerkulturen die Grundwasserneubildung zurück.

Tab. 5.8: Mittlere jährliche Sickerwasserspende (1992 bis 2003) der modellierten Ackerkulturen ohne und mit Anbau einer Zwischenfrucht und bei Grünland

Kultur	Sickerwasserspende ($\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$)	
	ohne Zwischenfrucht	mit Zwischenfrucht
Sommergerste	428	394
Winterroggen	375	355
Silomais	409	398
Kartoffeln	412	394
Grünland	330	

Sommergerste mit seiner relativ kurzen Bewuchszeit (Ende März bis August) weist mit $428 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ die höchste Sickerwasserspende auf (Tab. 5.8). Die Monate September bis März verzeichnen dabei mit Abstand die größten Werte (Abb. 5.33). Allein diese sieben Monate stellen bei alleinigem Sommergerstenanbau mehr als 88 % der mittleren Jahressickerwasserspende. Dieser Zeitraum bewegt sich (bis auf wenige Tage im März) außerhalb der Vegetationszeit der Sommergerste. Die Interzeption des Niederschlagswassers sowie eine durch die Kulturpflanze herbeigeführte Transpiration des Bodenwassers sind in dieser Zeitspanne minimal. Die Sickerwasserspende ging durch den Anbau von Senf um $36 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ auf $394 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ zurück (Tab. 5.8). Damit stellte sich unter den modellierten Ackerkulturen bei der Sommergerste der größte Effekt ein. Der Anbau einer Zwischenfrucht wirkt sich besonders auf die Monate Oktober bis Dezember aus. Im Monat September, in dem die Saat der Zwischenfrucht erfolgte, ist eine Reduzierung hingegen kaum erkennbar. In den Frühlingsmonaten pendelt sich die Sickerwasserspende auf einem ähnlichen Niveau wie bei der Variante ohne Zwischenfrucht ein. Der Anbau von Senf als Zwischenfrucht trägt demzufolge nicht zu einem etwaigen Wassermangel bei der Hauptfrucht bei.

Unter den modellierten Ackerkulturen versickert bei Winterroggen mit $375 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ die geringste Niederschlagsmenge (Tab. 5.8). Die lange Bewuchszeit des Winterroggens (Herbst bis zum Sommer des Folgejahres) ist dafür ausschlaggebend. Verglichen mit der Sommergerste wird durch den Winterroggenanbau die Grundwasserneubildung besonders in den Frühlingsmonaten gemindert (Abb. 5.33). Durch seine Aussaat im Herbst setzt das Wachstum des Winterroggens im Frühjahr des Folgejahres entsprechend früh ein. Bodenwasser kann durch die Pflanze aufgenommen und wieder an die Atmosphäre abgegeben werden, bevor es bei Sommerungen überhaupt erst zu einer Aussaat kommt. In den Sommermonaten wurden beim Winterroggenanbau teilweise sehr geringe bzw. keine monatlichen Sickerwasserspenden modelliert. Im Monat August, mit mittleren 73 mm Niederschlag, ist für das Einzugsgebiet der Tiefenbrunnen sogar ein umgekehrter Gradient zu verzeichnen; auf Grund der auf der Bodenoberfläche und durch die Kulturpflanze bewirkten Evapotranspiration gelangte zuvor versickertes Sickerwasser durch kapillaren Aufstieg aus tieferen Bodenschichten in die Atmosphäre. Im grundwassernahen Bereich, wie den Tiefumbruchböden und den Gley-Podsolen konnte der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser selbst gespeist werden. Entsprechend groß fällt der kapillare Aufstieg bei diesen Böden im August aus. Beim Tiefumbruchboden gelangen so fast $5 \text{ mm}\cdot\text{Monat}^{-1}$ an die Bodenoberfläche. Im Einzugsgebiet der Tiefenbrun-

nen fällt die Sickerwassermenge mit $1 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ jedoch so gering aus, dass sie in der Abbildung 5.33 nicht in Erscheinung treten. Durch den Anbau der Zwischenfrucht Senf wird die Sickerwasserspense erkennbar in den Monaten September bis Dezember gemindert. Ab Januar entspricht die Sickerwasserspense wieder weitestgehend dem des Winterroggenanbaus ohne Zwischenfrüchte. Eine Analyse der modellierten Bodenwassergehalte ergab, dass bedingt durch den Senfanbau als Zwischenfrucht von einem Wasserdefizit für das Aufkommen des drauf folgenden Winterroggens nicht auszugehen ist.

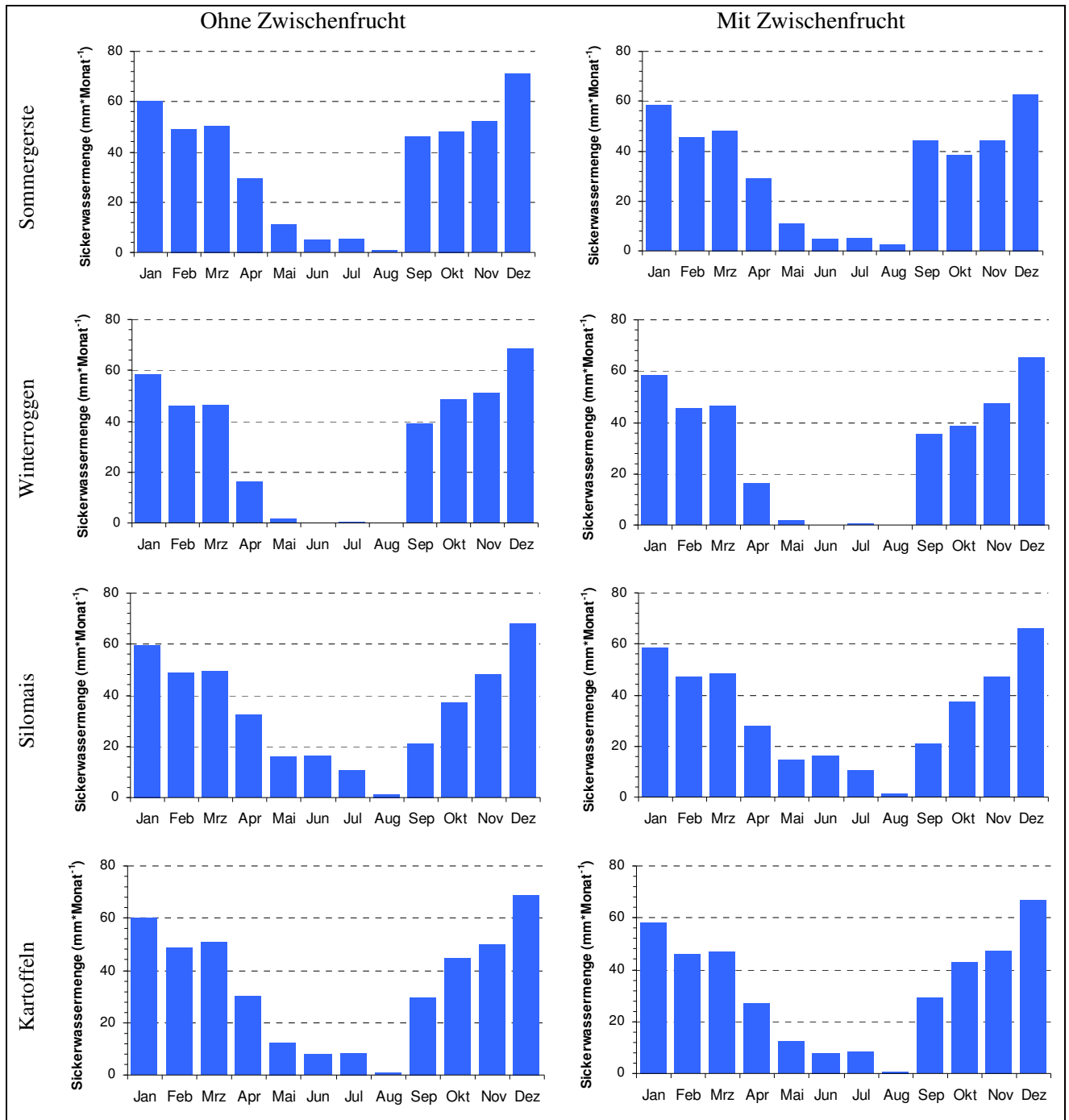


Abb. 5.33: Mittlere monatliche Sickerwassermenge bei den modellierten Ackerkulturen (1992 bis 2003)

Silomais und Kartoffeln ordnen sich mit einer Sickerwasserspense von entsprechende 409 bzw. $412 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ zwischen den beiden Getreidekulturen ein (Tab. 5.8). Die Wachstumsperiode dieser

beiden Kulturpflanzen umfasst im Modell in etwa den gleichen Zeitraum (Ende April/Mai bis Ende September). Die monatliche Sickerwasserspende zeigt ein entsprechend ähnliches Bild (Abb. 5.33). Durch die im zur Sommergerste vergleichsweise späten Saat bzw. Legen fallen die Sickerwasserraten im Mai bei diesen Kulturen noch ein wenig höher aus; jedoch sind sie auf Grund des längeren Bewuchses im September deutlich niedriger. In den Sommermonaten kam es in einigen Jahren zu einem Wasserdefizit. Im August fällt im Mittel der zwölf modellierten Jahre die Sickerwasserspende bei Silomais auf weniger als $2 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ab, bei Kartoffeln liegt sie bei nahezu Null. Die Sickerwasserspende sinkt durch den Anbau einer Zwischenfrucht bei beiden Kulturen nur geringfügig. Infolge der im Verhältnis zu Sommergerste und Winterroggen späten Ernte des Silomais und der Kartoffeln erfolgte die Bestellung der Zwischenfrucht entsprechend spät. Die Zwischenfrucht kann ihre Wirkung nicht ganz entfalten. Beim Silomais wurde mit nur $11 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ die geringste Minderung der Sickerwasserspende durch den Anbau einer Zwischenfrucht bewirkt.

Bei Grünland fallen in fast allen Monaten die Sickerwasserspenden geringer als bei den Ackerkulturen aus (Abb. 5.34). Insgesamt führt die dauerhafte Begrünung bei Grünland zur niedrigsten Sickerwasserspende unter den modellierten Kulturarten. Sie liegt bei $330 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ (Tab. 5.8). Durch den ständigen Bewuchs der Fläche kann während der gesamten Vegetationsperiode Bodenwasser durch die Pflanzen aufgenommen werden. Ferner sorgt der anhaltende dichte Bewuchs für ein andauerndes Interzeptionspotential des Niederschlagswassers. Die höchste Sickerwasserspende mit $59 \text{ mm} \cdot \text{Monat}^{-1}$ ist auch bei Grünland im Dezember zu verzeichnen. Für grundwasserferne und sandige Standorte ist ein Wasserdefizit in den Sommermonaten sehr wahrscheinlich.

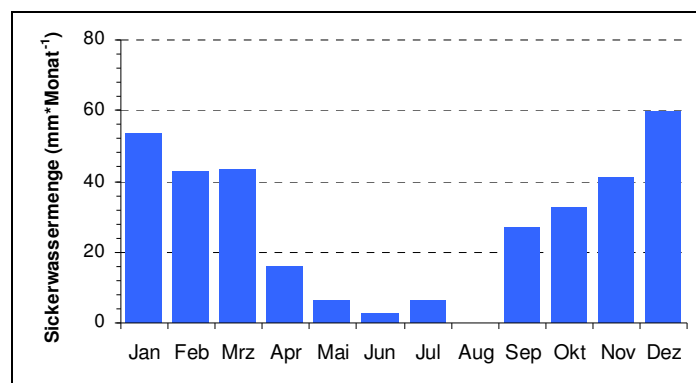


Abb. 5.34: Modellierte mittlere monatliche Sickerwassermenge bei Grünland (1992 bis 2003)

Die Modellergebnisse zeigen, dass entsprechend der Sickerwasserspende eine Nitrat-Auswaschung besonders im Herbst und Winter stattfindet. In der Abbildung 5.35 sind für die ohne Zwischenfrüchte modellierten Ackerkulturen die N-Auswaschung und die Nitrat-Konzentration im Sickerwasser bei rein mineralischer N-Düngung dargestellt.

Bei Sommergerste werden in den Monaten September bis Februar mit ca. $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ mehr als 75 % des Nitrats ausgewaschen. Durch das Fehlen einer direkt anschließenden Folgekultur können die nach der Ernte der Sommergerste freigesetzten Stickstoffmengen nicht mehr aufgenommen

werden. Die N-Auswaschung erfährt dabei im Dezember mit fast $11 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*Monat}^{-1}$ ihren Höhepunkt (Abb. 5.35). Die hohen Auswaschungsraten sorgen dafür, dass nur noch geringere Mengen an freiem Stickstoff im Boden verbleiben. Bis zum Februar geht die N-Auswaschung auch tatsächlich auf ca. $5 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*Monat}^{-1}$ zurück. Hohe Niederschläge in diesem Zeitraum können daher einen gewissen Verdünnungseffekt erzeugen: Bei den Modellergebnissen ging die Nitrat-Konzentration entsprechend von 67 (Dezember) auf $46 \text{ mg NO}_3^- \text{*l}^{-1}$ (Februar) zurück. Besonders in den Sommermonaten fällt sie indes sehr hoch aus; im August übersteigt sie sogar Werte von mehr als $300 \text{ mg NO}_3^- \text{*l}^{-1}$. Diese hohen Peaks sind auf die äußerst geringen Sickerwasserspenden in diesen Monaten zurückzuführen. Der Wasserbedarf der Kulturpflanzen und die Evaporation fallen in diesem Zeitraum am höchsten aus. Zeitweise scheint ein Wasserdefizit für die Sommergerste zu bestehen. Die Aufnahme von pflanzenverfügbarem Stickstoff wird hingegen in diesem Zeitraum nicht vollkommen ausgeschöpft. Die geringen versickernden Wassermengen führen daher höhere Konzentrationen an Nitrat mit sich. Auf Grund der insgesamt niedrigen Nitratauswaschungen der Sommermonate wirken sich diese nur geringfügig auf die Nitratkonzentration der Jahressickerwasserspende aus.

Die höchste N-Auswaschung erfolgt auch beim Winterroggen in den Herbst- und Wintermonaten (Abb. 5.35). Bei der rein mineralischen N-Düngung findet in den Monaten September bis Februar mit ca. 46 kg N*ha^{-1} mehr als 86 % der jährlichen Nitratauswaschung statt. Dieser hohe Anteil wird dadurch begünstigt, dass bei Winterroggen in den Sommermonaten eine sehr geringe bzw. keine Sickerwasserspende stattfindet, die eine entsprechend geringe, bzw. keine N-Auswaschung nach sich zieht. Für die Monate mit einer negativen Sickerwasserspende wurden keine Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser dargestellt. Grundsätzlich ist, wie bei der Sommergerste, auch bei Winterroggen eine erhöhte Nitrat-Konzentration im Sickerwasser der Sommermonate auszumachen. Die Gründe für die hohen Konzentrationen in diesen Monaten sind ebenfalls auf einen vorherrschenden Wasserbedarf des Winterroggens zurückzuführen. Ihm steht ein durch die Mineralisation zusätzlich verschärftes Überangebot an pflanzenverfügbarem Stickstoff gegenüber. Auf Grund ihrer geringen Menge wirken sich diese Konzentrationen kaum auf die gesamte Sickerwasserspende aus.

Wie bereits bei den vorausgegangenen Kulturen wurden auch bei Silomais besonders in den Wintermonaten große Stickstoffmengen aus dem Boden ausgewaschen (Abb. 5.35). So erfolgten in den drei Monaten November bis Januar mit 32 kg N*ha^{-1} mehr als 45 % der jährlichen Nitratauswaschung. Die ausgewaschene Stickstoffmenge fiel jedoch auch in den Sommermonaten noch relativ hoch aus. Sie betrug in den Monaten Juni und Juli jeweils mehr als $4 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*Monat}^{-1}$. Diese relativ hohen Auswaschungsraten sind auf die höheren Sickerwasserspenden beim Silomais zurückzuführen, die bis in die frühen Sommermonate hineinreichen. Im Bodenwasser gelöster Stickstoff wurde so noch in tiefere Bodenschichten verfrachtet. Die höhere Mineralisationsrate beim Silomais gegenüber der Sommergerste und dem Winterroggen tragen zusätzlich zu einem gesteigerten Auswaschungsrisiko bei. Die insgesamt hohen Auswaschungsraten führen beim Silomais über das gesamte Jahr hinweg zu hohen Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser.

Lediglich im März wurde bei den hier angewendeten Parametervariationen eine Konzentration von weniger als $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ modelliert. Ein Konzentrationspeak ist auch hier in den Sommermonaten erkennbar.

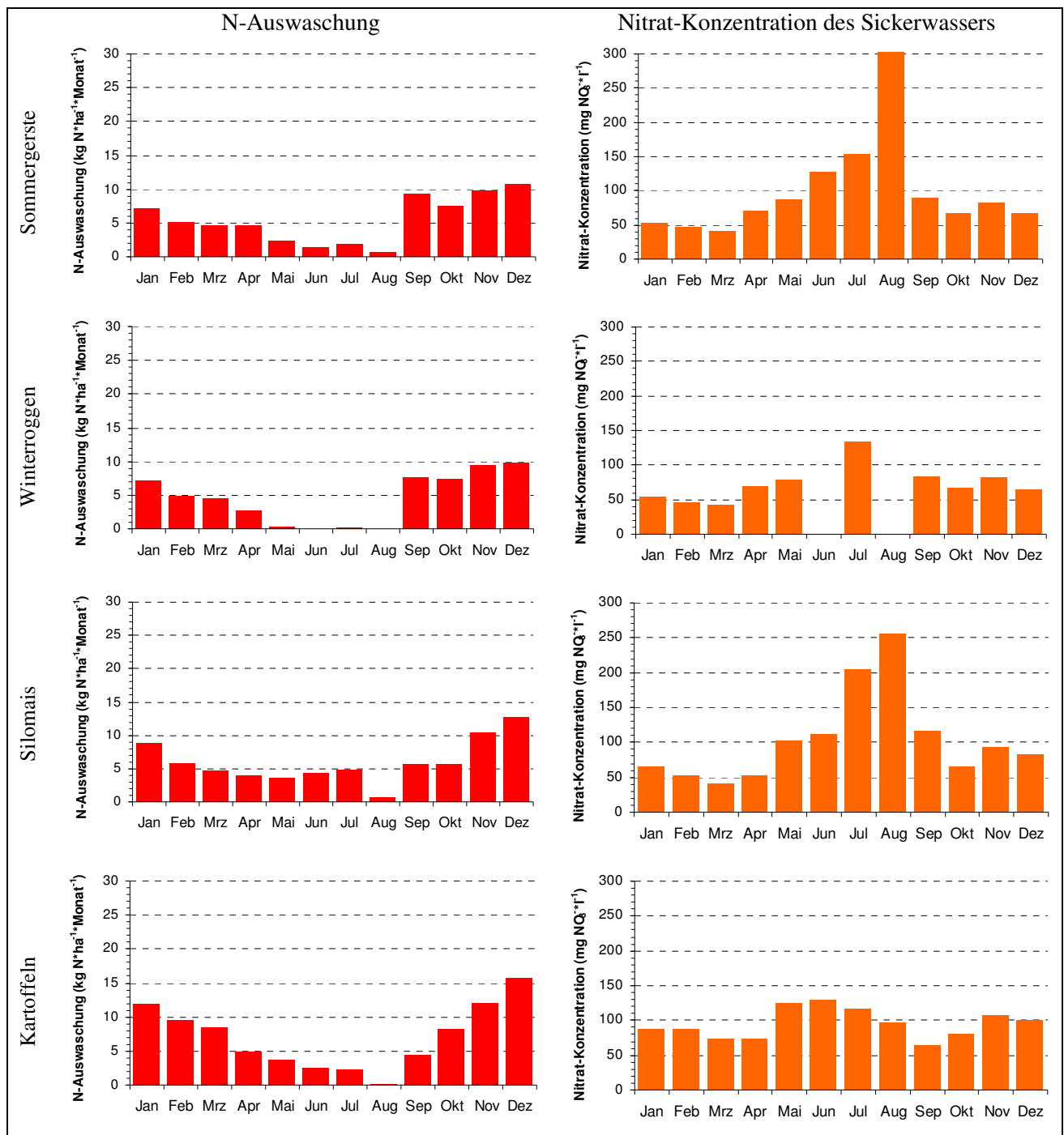


Abb. 5.35: Mittlere monatliche N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration des Sickerwassers bei Ackerkulturen ohne Zwischenfrucht bei ausschließlich mineralischer N-Düngung (1992 bis 2003)

Beim Kartoffelanbau zeichnet sich im Mittel der zwölf modellierten Jahre ab September ein steter Anstieg der N-Auswaschung ab (Abb. 5.35). Im Dezember erreicht dieser mit mehr als $15 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{Monat}^{-1}$ seinen Höhepunkt. Bei der Mineralisation in den Sommermonaten und bei der Ernte freigesetzter Stickstoff verlässt mit dem Sickerwasser die Austragtiefe von einem Meter. Der im Sommer freigesetzte Stickstoff konnte durch die Kartoffelpflanze nur noch zu einem

geringen Maße aufgenommen werden. Nach der Ernte fehlte es an einer Folgefrucht, um die hohen Nitratmengen zu binden. Mit dem steten Rückgang der Sickerwasserspenden sinkt die N-Auswaschung ab Januar und erreicht mit weniger als $0,5 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{Monat}^{-1}$ im August ihren Tiefstwert. Im Gegensatz zu den anderen Ackerkulturen ist bei der Kartoffel kein deutlicher Konzentrationspeak zu erkennen. Die Nitrat-Konzentration hält sich über das ganze Jahr auf einem sehr hohen Niveau; sie liegt in allen Monaten über $60 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$.

Die Abbildung 5.36 zeigt die monatliche N-Auswaschung und die Nitrat-Konzentration der modellierten Kulturarten mit Zwischenfrüchten. Bei Sommergerste bewirkte der Anbau einer Zwischenfrucht eine erkennbare Reduzierung der N-Auswaschung. Im Jahresmittel verringerte sie sich von 65 auf $36 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Nach dem Einsetzen von Frost ist bei Senf zwar mit keiner weiteren N-Aufnahme zu rechnen - in der Regel stirbt dieser bei Temperaturen unterhalb des Gefrierpunktes ab – dennoch zieht sich die Reduzierung der N-Auswaschung bis in die Frühlingsmonate des Folgejahres hinein. Dies ist darauf zurückzuführen, dass der Boden durch die N-Aufnahme der Zwischenfrucht über geringe Mengen pflanzenverfügbaren Stickstoffs verfügt, der in den Monaten nach dem Abfrieren ausgewaschen werden kann. Durch den Anbau der Zwischenfrucht konnte auch die Nitratkonzentration im Sickerwasser deutlich verringert werden. Die Nitratkonzentration sank über große Zeitabschnitte deutlich unter $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$. Im Jahresmittel fiel sie so von 67 auf $40 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$.

Durch den Anbau einer Zwischenfrucht kann auch bei Winterroggen eine sichtbare Minderung der Nitrat-Auswaschung herbeigeführt werden. Besonders in den Monaten Oktober bis Dezember macht sich diese Reduzierung bemerkbar. Der Einsatz einer Zwischenfrucht ist dabei jedoch auf wenige Monate im Jahr begrenzt. In der Modellierung erfolgte die Saat von Senf ab Mitte August. Die erneute Aussaat von Winterroggen erfolgte im Modell bereits ab Mitte Oktober bis Anfang November. Im Mittel der Modellrechnungen verblieb der Senf demzufolge nur wenig länger als zwei Monate auf der Fläche. Sein Potential, Stickstoff bis zu seinem Absterben zu binden, konnte so nicht gänzlich ausgeschöpft werden. Dennoch reichte diese kurze Wirkungsphase aus, um die jährliche N-Auswaschung um 30 % von 53 auf $37 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und die mittlere jährliche Nitrat-Konzentration um 27 % von $63 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ auf $46 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ zu senken.

Beim Silomais fällt die Minderung der N-Auswaschung durch den Einsatz von Zwischenfrüchten geringer aus. Im Jahresmittel wurde die N-Auswaschung lediglich um 12 kg auf $59 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ gesenkt. Der Zwischenfrucht Senf bleibt nach der Ernte des Silomais bis zum Ende der Vegetationsperiode oder spätestens bis zum Einsetzen von Frost ein deutlich kleineres Zeitfenster. Dies wirkt sich bei der Reduzierung der Nitrat-Auswaschung zum Nachteil aus. Auf Grund seiner späteren Aussaat findet die Zwischenfrucht nicht mehr das ideale Wetter für ein optimales Wachstum vor. Dies kann dazu führen, dass die jungen aufkommenden Pflanzen den pflanzenverfügbaren Stickstoff nicht voll ausschöpfen können. Ferner beginnt sich der pflanzenverfügbare Stickstoff in den Herbstmonaten mit den einsetzenden Sickerwasserspenden in tiefere Bodenschichten zu verlagern. Beim Kartoffelanbau wirkt sich der Einsatz einer Zwischenfrucht ebenfalls

mindernd auf die N-Auswaschung aus. Im Jahresmittel wird sie durch den Anbau des modellierten Grünroggens von 84 auf 73 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ gesenkt; die Nitratkonzentration um entsprechend 89 auf 81 mg NO₃⁻*l⁻¹. Die Konzentration bleibt damit immer noch auf einem sehr hohen Niveau.

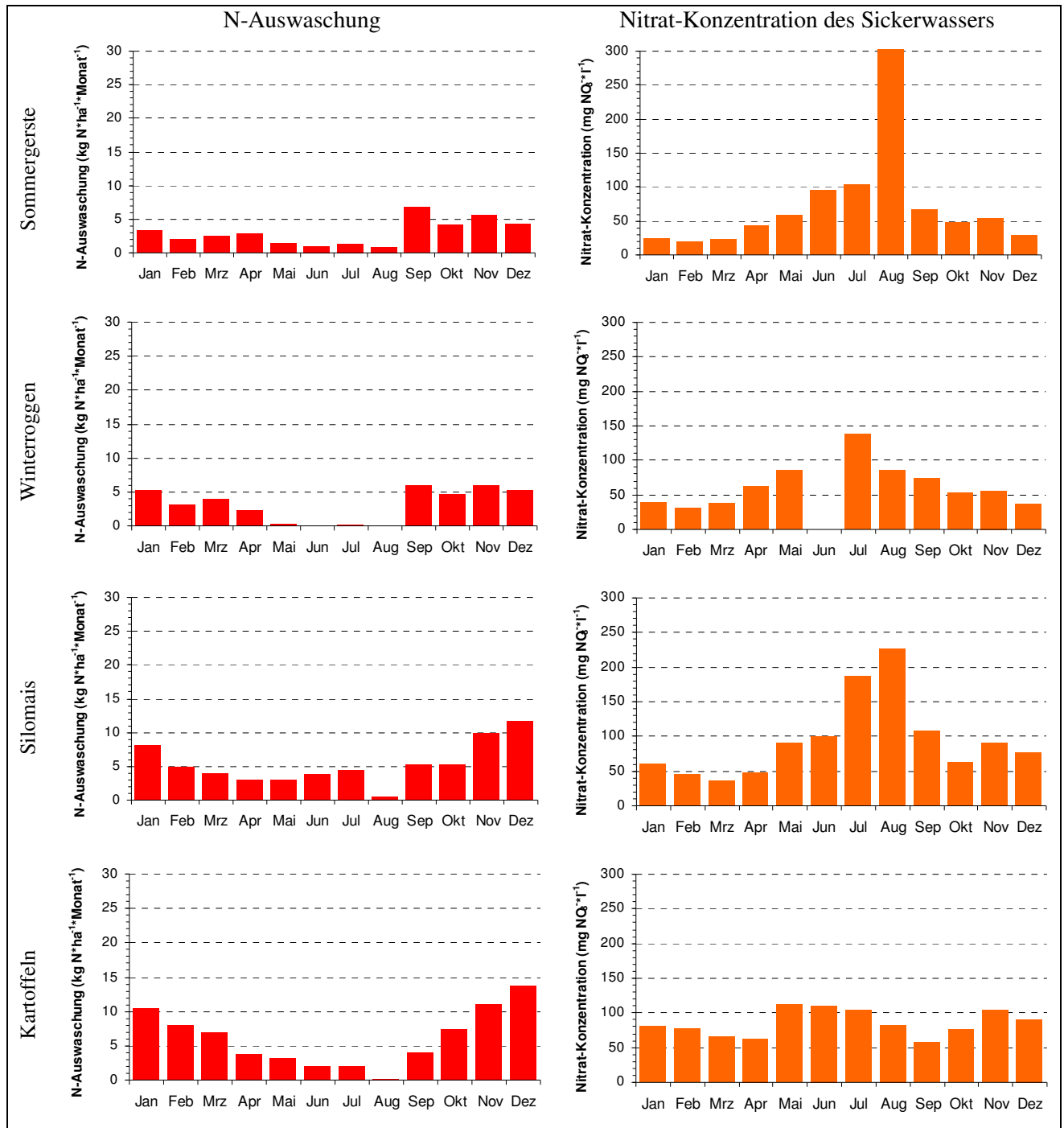


Abb. 5.36: Mittlere monatliche N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration des Sickerwassers bei Ackerkulturen mit Zwischenfrucht bei ausschließlich mineralischer N-Düngung (1992 bis 2003)

Die modellierten monatlichen N-Auswaschungen bei Grünlandbewirtschaftung weisen, gemessen an den vorher dargestellten Ackerkulturen, deutlich geringere N-Auswaschungen auf (Abb. 5.37). Mit ca. 5 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ zeigen dabei der November und Dezember die höchsten Werte. Das Jahresmittel beträgt 25 kg N*ha⁻¹*a⁻¹. Durch die andauernde Begrünung kann während der gesamten Vegetationsperiode pflanzenverfügbarer Stickstoff über das Bodenwasser aufgenommen

und damit einer Auswaschung entzogen werden. Im Vergleich zu den mit einer Bodenbearbeitung modellierten Ackerkulturen ist die Mineralisation bei Grünland verhältnismäßig gering. Der dabei freigesetzte Stickstoff kann von den Grünlandpflanzen weitestgehend kompensiert werden. Die Nitratkonzentration im Sickerwasser fällt entsprechend gering aus. Sie beläuft sich im Jahresmittel auf $29 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$. Ein Konzentrationspeak zeichnet sich für den modellierten Zeitraum auch beim Grünland im August ab. Aufgrund der geringen Sickerwasserspende in diesem Monat ist die damit verbundene Fracht jedoch vernachlässigbar.

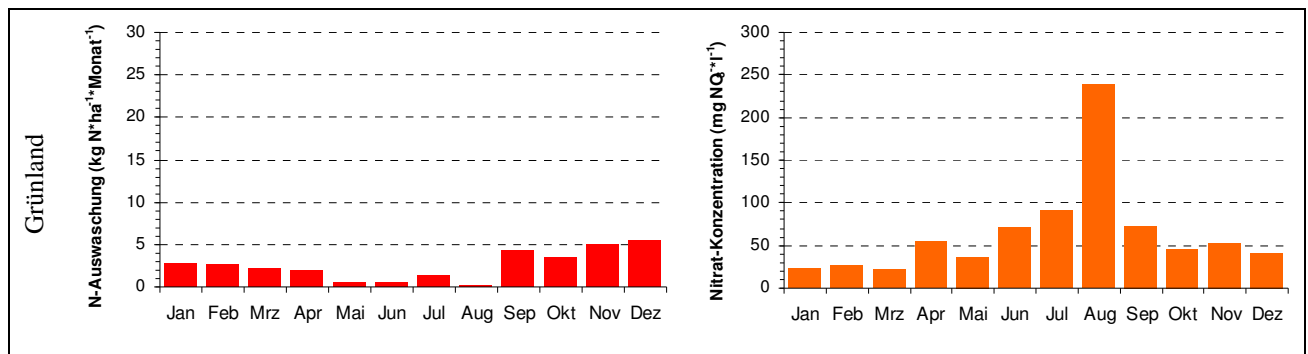


Abb. 5.37: Modellierte mittlere monatliche N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration des Sickerwassers bei Grünland bei ausschließlich mineralischer N-Düngung (1992 bis 2003)

Die Abbildungen 5.38 bis 5.44 zeigen für alle modellierten Kulturarten die mittlere jährliche (1992 bis 2003) N-Aufnahme, die Nitratauswaschung und die Nitratkonzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit von ausschließlich mineralischen Stickstoffgaben. Bei den Ackerkulturen sind die Modellergebnisse beim Anbau ohne und mit Zwischenfrüchten gegenübergestellt. In den Darstellungen gibt die schwarze Linie jeweils den Trend der modellierten Ergebnisse wieder, die blauen Linien den Trend der Standardabweichung. Die Standardabweichung resultiert aus den 12 jährlichen Modellierungen der Jahre 1992 bis 2003. Auf Grund der teilweise sehr stark voneinander abweichenden Wetterbedingungen fielen die Nitratauswaschung und die Nitratkonzentration zwischen den Jahren teilweise sehr unterschiedlich aus. Eine Regressionsanalyse ergab für alle Kulturarten, dass die Düngegabe unter allen variierten Bewirtschaftungsparametern den größten Einfluss auf die genannten Ergebnisgrößen ausübt.

Bei Sommergerste lässt sich allein durch diesen Parameter die Variation der N-Aufnahme zu 64%, die der N-Auswaschung zu 70% und die der Nitrat-Sickerwasserkonzentration zu 72% erklären. Durch das Einbeziehen des variierten Parameters Düngezeitpunkt kann bei Sommergerste bei allen Größen eine weitere Verbesserung des Regressionsmodells erreicht werden; ein r^2 von entsprechend 77%, 80% und 83%. Weitere variierte Parameter spielen nur eine untergeordnete Rolle; sie tragen zu keiner weiteren Anpassung des Regressionsmodells bei. Auch beim Anbau von Sommergerste mit Zwischenfrüchten übt die Düngemenge den größten Einfluss auf die gezeigten Ergebnisse aus. 85% der variierenden N-Aufnahme, die die Gesamtaufnahme der Haupt- und der Zwischenfrucht wiedergibt, ist durch diesen Parameter erklärbar. Die Kurven der N-Auswaschung und der Nitratkonzentration fallen sichtbar flacher aus. Die Variationsbreite der veränderten Düngemengen reichte nicht, um eine erkennbare Steigerung der Ergebniskurven herbeizuführen.

Die N-Auswaschung und die Nitratkonzentration lassen sich entsprechend allein durch diesen Parameter nur zu einem Bestimmtheitsmaß (r^2) von jeweils weniger als 50% erklären. Der Trendverlauf der Kurven macht jedoch deutlich, dass mit zunehmender Düngegabe die Sensitivität dieser Größen zunimmt.

Die Stickstoffaufnahme der Sommergerste reagiert besonders bei einem niedrigen Düngelevel sehr sensitiv auf dessen Veränderungen (Abb. 5.38). Mit zunehmender Düngemenge nimmt diese Sensitivität erkennbar ab. Der Kurvenverlauf wird dabei zusehends flacher. Der eingesetzte Dünger wird zu einem geringer werdenden Anteil von der Pflanze zur Nährstoffversorgung aufgenommen. Ab einem Düngeangebot von mehr als $160 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ stagniert die Kurve auf einem gleichbleibenden Niveau. Mit einer Minderung der Düngeintensität geht eine deutliche Abnahme der Stickstoffauswaschung einher. Bei einer jährlichen Düngung von 160 kg N pro Jahr liegt die mittlere jährliche N-Auswaschung bei $90 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, was bei der vorherrschenden Sickerwasserrate einer mittleren Nitratkonzentration von ca. $90 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ entspricht. Mit jeder weiteren Düngeabnahme wird der Kurvenverlauf flacher. Der Effekt, mit geringeren Düngeapplikationen ein niedrigeres Konzentrationsniveau zu erreichen, nimmt relativ ab. Bei einer Stickstoffapplikation um die $90 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ liegt die maximale Düngemenge für das Brunneneinzugsgebiet, bei der ein Konzentrationsniveau von $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ eingehalten wird. Die Stickstoffauswaschung beträgt bei dieser Düngegabe ca. $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, die N-Aufnahme liegt bei ca. $110 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Die Differenz von 70 kg N zwischen dem N-Export (N-Auswaschung und Ertrag) und der Stickstoffgabe ist auf die angenommene jährliche N-Deposition von $35 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und zu einem ähnlichen Anteil auf die N-Mineralisation zurückzuführen. Unterhalb einer Düngemenge von ca. 90 kg ist der weitere Verlauf der Kurve sehr flach, die N-Auswaschung verbleibt auf einem ähnlichen Niveau. Die N-Auswaschungen der einzelnen Jahre können dabei sehr unterschiedlich ausfallen: Die Trendkurven der Standardabweichung zeigen bei einer jährlichen Düngemenge von 100 kg N Werte zwischen 30 und 75 kg N -Auswaschung pro Jahr. Diese Schwankungen sind auf die unterschiedlichen klimatischen Bedingungen der 12 modellierten Wetterjahre (1992 bis 2003) zurückzuführen.

Mit dem Anbau einer Zwischenfrucht kann bei Sommergerste die Stickstoffauswaschung deutlich gesenkt werden. Besonders bei einem hohen Düngelevel wird dieser Effekt besonders deutlich. Bei einer jährlichen Düngegabe von $160 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ sinkt die N-Auswaschung um 40 kg auf $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$; die Nitrat-Konzentration des Sickerwassers geht entsprechend von 93 auf $55 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ zurück. Um die Nitratkonzentration unterhalb von $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ zu halten, dürfte die N-Düngung beim Anbau einer Zwischenfrucht $150 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ nicht überschreiten. Die N-Aufnahme würde sich bei dieser N-Zufuhr für Sommergerste und Senf zusammen auf etwa $180 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ belaufen. Ab dieser Düngemenge vermag auch die eingesetzte Zwischenfrucht das Überangebot an mineralischem Stickstoff nicht mehr zu kompensieren. Die Reduzierung der Nitrat-Auswaschung und der Nitratkonzentration im Sickerwasser wird durch die zusätzliche Stickstoffaufnahme der angebauten Zwischenfrucht herbeigeführt. Die mittlere jährliche N-Aufnahme fällt entsprechend höher aus als ohne Zwischenfrucht. Bis über die modellierte

Düngemenge von $180 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ hinaus ist ein Anstieg der N-Aufnahme zu erkennen. Ein gewisses Potential einer Mehraufnahme erscheint daher noch gegeben. Auch beim Anbau von Sommergerste mit Zwischenfrüchten übt die Düngemenge den größten Einfluss auf die gezeigten Ergebnisse aus. 85% der variierenden N-Aufnahme, die die Gesamtaufnahme der Haupt- und der Zwischenfrucht wiedergibt, ist durch diesen Parameter erklärbar. Die Kurven der N-Auswaschung und der Nitratkonzentrationen fallen flacher aus. Die Variationsbreite der veränderten Düngemengen reichte nicht, um eine erkennbare Steigung der Ergebniskurven herbeizuführen. Die N-Auswaschung und die Nitratkonzentration lassen sich entsprechend allein durch diesen Parameter nur zu einem Bestimmtheitsmaß (r^2) von jeweils weniger als 50% erklären. Der Trendverlauf der Kurven macht jedoch deutlich, dass mit zunehmender Düngegabe die Sensitivität dieser Größen zunimmt.

Die Modellergebnisse bei Winterroggen zeigen Parallelen zur Sommergerste (Abb. 5.39). Durch eine reduzierte Düngung kann die N-Auswaschung auch ohne Zwischenfrüchte auf einem relativ niedrigen Niveau gehalten werden. Bis zu einer jährlichen Düngemenge von nahezu $100 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ liegt die mittlere Nitratkonzentration unterhalb von $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$. Gegenüber der Sommergerste zeigt der Winterroggen dadurch im niedrigen Düngebereich einen leichten Vorteil. Dies ist in erster Linie darauf zurückzuführen, dass der Winterroggen über einen längeren Zeitraum auf der Fläche verbleibt. In den auswaschungsgefährdeten Herbstmonaten kann die junge Saat mineralisierten Stickstoff aufnehmen und ein Auswaschen verhindern. Bei erhöhter Düngung relativiert sich dieser Vorteil jedoch. Während die N-Auswaschung bei beiden Getreidearten auf einem ähnlichen Niveau bleibt, übersteigt die Nitratkonzentration des Winterroggens die der Sommergerste. Dies ist auf die geringere Sickerwasserspense beim Winterroggen zurückzuführen. Die niedrige Sickerwasserspense ist auf die längere Verweildauer und des damit verbundenen größeren Transpirationspotentials des Winterroggens zurückzuführen. Wie bereits bei den monatlichen Ergebnissen angeführt, führt der Anbau einer Zwischenfrucht auch beim Winterroggen zu einer Senkung der N-Auswaschung und der Nitratkonzentration. Die Trendlinien zeigen, dass bis zu einer jährlichen Düngemenge von 140 kg N die mittlere N-Auswaschung unter $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ verbleibt. Jedoch würde bereits bei einer Düngung von ca. 120 kg N pro Jahr eine mittlere Nitratkonzentration von $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ überschritten werden. Dadurch fällt die Reduzierung der Auswaschung durch den Anbau einer Zwischenfrucht deutlich geringer aus als bei Sommergerste. Ursache dafür ist das schmale Zeitfenster zwischen Spätsommer und Herbst, in der eine Zwischenfrucht bei Winterroggen überhaupt zur Wirkung kommt.

Die Kurve der N-Aufnahme verläuft ähnlich wie die der Sommergerste. Grundsätzlich fällt die N-Aufnahme beim Winterroggen jedoch ein wenig größer aus. Während bei der Sommergerste die mediale Trendkurve ihren höchsten Wert bei ca. $140 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ verzeichnet, werden beim Winterroggen fast $150 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ erreicht. Dieser maximale Wert wird bei einer Düngemenge von $160 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ erzielt. Diese Düngemenge hätte aber eine N-Auswaschung von mehr als $80 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ bei einer modellierten N-Konzentration von ca. $100 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ zur Folge. Um jedoch die N-Konzentration auf einem Niveau unter $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ zu halten, bedarf es einer Senkung der

Düngerzufuhr auf weniger als $100 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$. Durch den Anbau einer Zwischenfrucht steigt die N-Aufnahme und die N-Auswaschung wird reduziert. Insgesamt fällt beim Winterroggen die durch eine Zwischenfrucht zusätzlich herbeigeführte N-Aufnahme geringer aus als bei der Sommergerste. Dies ist auf das für die Zwischenfrucht kleinere zum Wachstum verbleibende Zeitfenster (zwischen Ernte und Neuansaat des Winterroggens) zurückzuführen..

Beim Anbau von Silomais wird durch eine Reduzierung der Düngeintensität ebenfalls eine deutliche Senkung der N-Auswaschung herbeigeführt (Abb. 5.40). Insgesamt stellt der Anbau von Silomais jedoch ein hohes Auswaschungsrisiko dar. Die N-Auswaschung bleibt auch trotz eines relativ niedrigen Düngeniveaus sehr hoch. Nur bei besonders günstigen Parameterkombinationen führen die Modellberechnungen zu Ergebnissen, die sich unterhalb einer jährlichen N-Auswaschung von 50 kg N bewegen. Innerhalb des modellierten Variationsbereichs der Düngegabe von 101 bis $206 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ verbleibt die Nitratkonzentration des Sickerwassers auf einem hohen Niveau. Die Trendkurve unterschreitet die $50 \text{ mg NO}_3^{-}\text{*l}^{-1}$ nicht. Einen maßgeblichen Einfluss auf die hohe Konzentration hat das hohe Mineralisationspotential der pflanzlichen Erntereste von Silomais. Der Anbau einer Zwischenfrucht führt auch beim Silomais erkennbar zu einer Senkung der jährlichen N- Auswaschung und der Nitratkonzentration (Abb. 5.40). Trotzdem bleiben sie auf einem relativ hohen Niveau. Bei einer Düngemenge von unter $150 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ kann die jährliche N-Auswaschung auf unter $50 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ gesenkt werden. Die Nitratkonzentration pendelt sich unterhalb einer Düngegabe von $140 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ auf einem Konzentrationsniveau von $50 \text{ mg NO}_3^{-}\text{*l}^{-1}$ ein. Die N-Aufnahme der beiden Kulturarten zusammen steigt entsprechend gegenüber der Variante ohne Zwischenfrucht an.

Auch beim Kartoffelanbau ist eine Abnahme der Stickstoffauswaschung bei einer Reduzierung der Düngeintensität zu beobachten (Abb. 5.41). Innerhalb des dargestellten Düngepektrums stellt sich jedoch keine mittlere jährliche N-Auswaschung von weniger als $50 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ ein. Ferner bewegt sich die mittlere Nitratkonzentration auf einem sehr hohen Niveau. Bei der niedrigsten modellierten Düngemenge liegt sie bei über $65 \text{ mg NO}_3^{-}\text{*l}^{-1}$. Der Kartoffelanbau stellt den Modellergebnissen zufolge das größte Auswaschungspotential dar. Die Rodung ist als Hauptursache dafür zu nennen. Durch diesen Erntevorgang wird die Mineralisation des im Boden sowie in den Pflanzenrückständen gebundenen Stickstoffs überproportional gefördert. Besonders schwer wiegt diese Tatsache, wenn keine Frucht unmittelbar nach der Kartoffelernte folgt. Durch den Zwischenfruchtanbau kann bei der Kartoffel eine Minderung der N-Auswaschung herbeigeführt werden (Abb. 5.41). Im Vergleich zu den anderen Kulturen bleibt das Niveau der N-Auswaschung aber auch hier über die gesamte Variationsbreite der modellierten Düngemengen sehr hoch. Eine Nitratkonzentration von weniger als $50 \text{ mg NO}_3^{-}\text{*l}^{-1}$ konnte nicht erreicht werden. Erst bei einer gedachten weiteren Reduzierung der Düngemenge erscheint eine Nitratkonzentration des Sickerwassers unterhalb von $50 \text{ mg NO}_3^{-}\text{*l}^{-1}$ vorstellbar. Die nach der Kartoffelernte gesäte Zwischenfrucht vermag den aus der erhöhten Mineralisierung stammenden Stickstoff nicht in einem angemessenen Maß zu kompensieren.

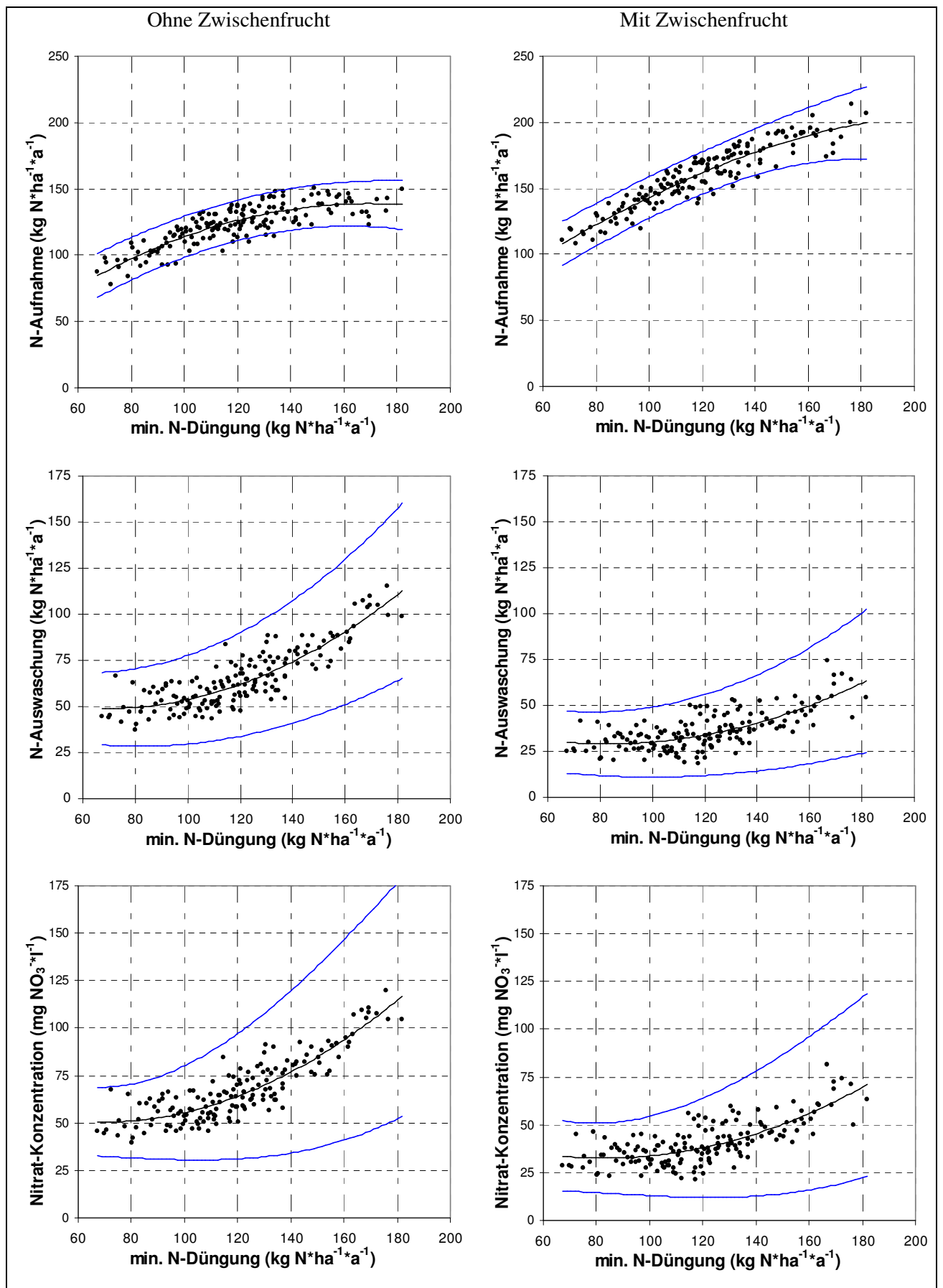


Abb. 5.38: Modellerte mittlere jährliche N-Aufnahme, N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der mineralischen N-Düngung bei Sommergerste ohne Zwischenfrucht (links) und mit Zwischenfrucht (rechts)

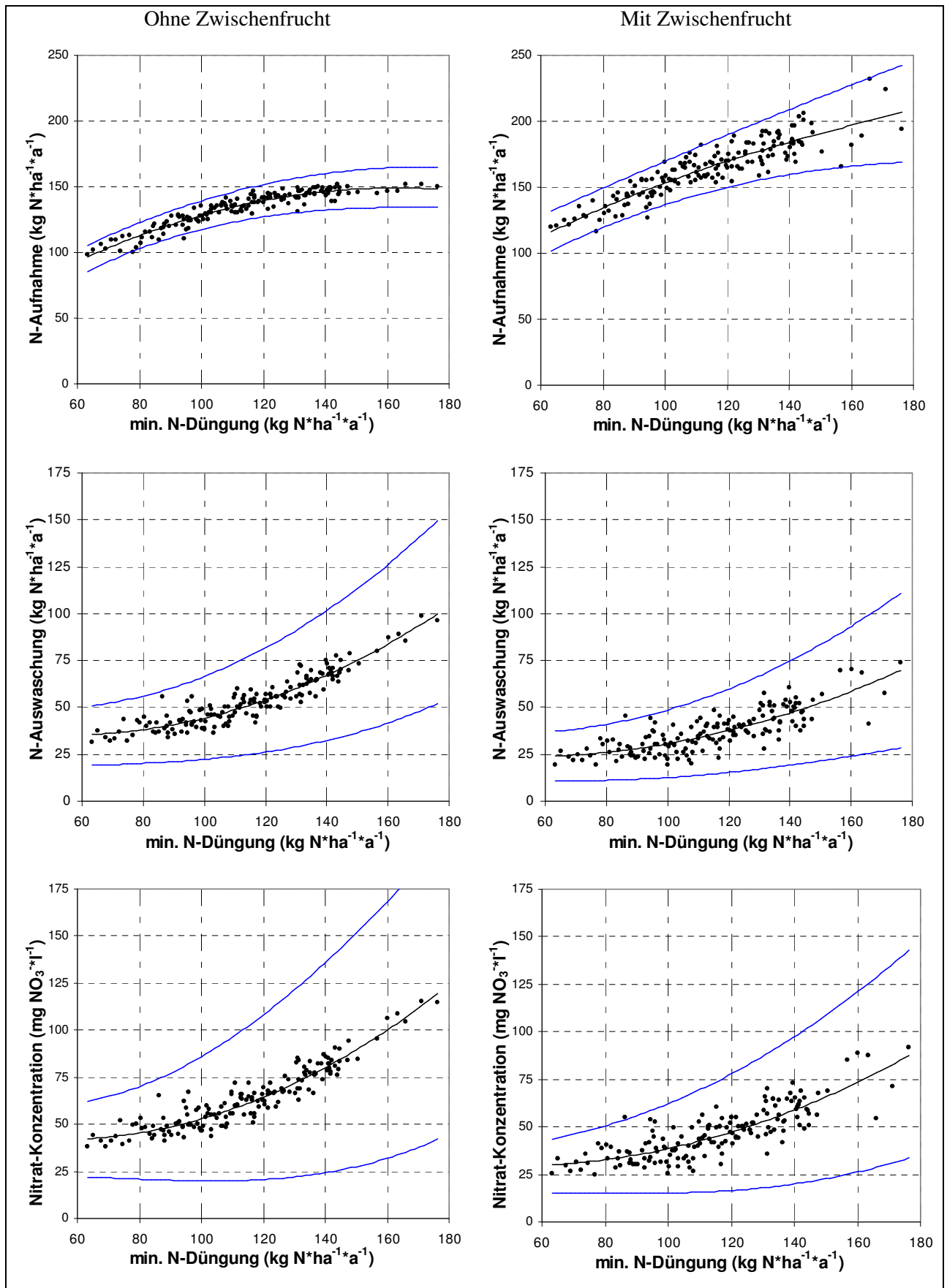


Abb. 5.39: Modellierte mittlere jährliche N-Aufnahme, N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der mineralischen N-Düngung bei Winterroggen ohne Zwischenfrucht (links) und mit Zwischenfrucht (rechts)

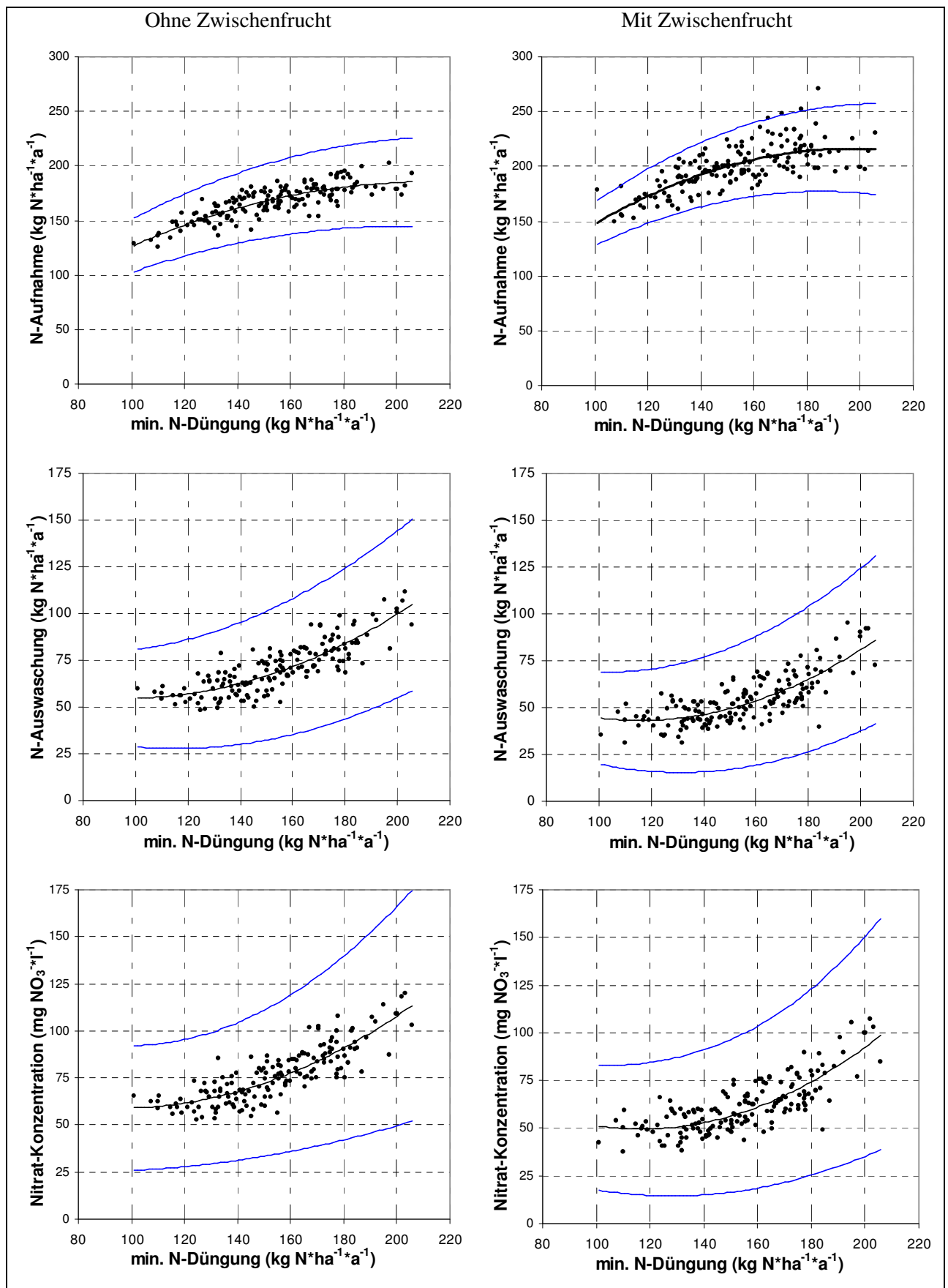


Abb. 5.40: Modellerte mittlere jährliche N-Aufnahme, N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der mineralischen N-Düngung bei Silomais ohne Zwischenfrucht (links) und mit Zwischenfrucht (rechts)

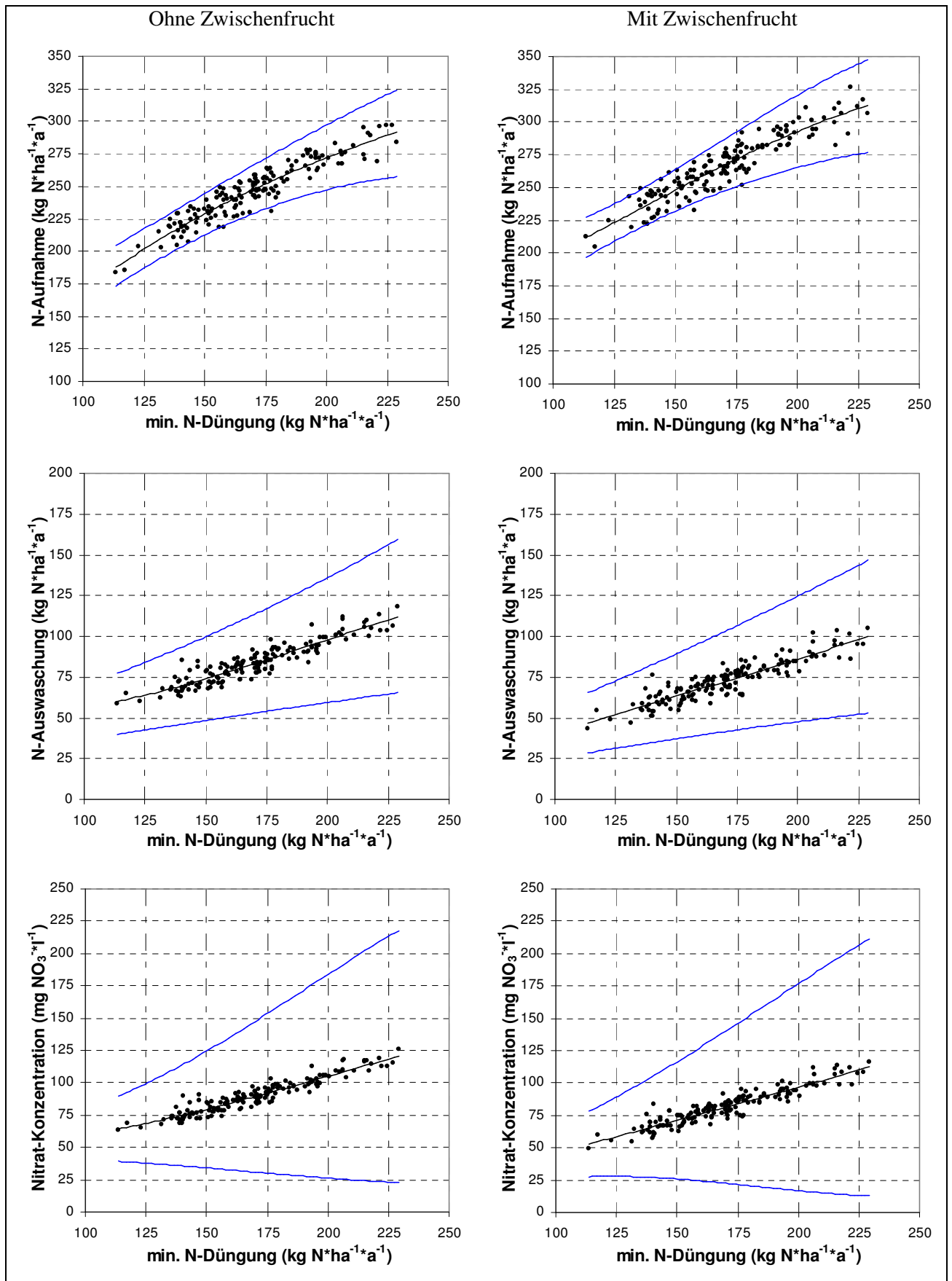


Abb. 5.41: Modellierte mittlere jährliche N-Aufnahme, N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der mineralischen N-Düngung bei Kartoffelanbau ohne Zwischenfrucht (links) und mit Zwischenfrucht (rechts)

Wie sich eine zusätzliche Stickstoffdüngung der Zwischenfrucht auf die N-Auswaschung auswirkt, zeigt für die Kulturarten Sommergerste und Silomais die Abbildung 5.42. Zur Modellierung wurden für diese Kulturen die variierten Bewirtschaftungsparameter der Tabelle 4.13 (Sommergerste) bzw. 4.15 (Silomais) verwendet. Zur Zwischenfrucht wurde lediglich eine zusätzliche N-Düngegabe verabreicht. Die Variationsbreite dafür erstreckte sich jeweils von 20 bis 110 kg N*ha⁻¹*a⁻¹. Die Anzahl der Modellläufe betrug für jede Kulturart 480.

Als Referenzgröße wurde der Anbau der jeweiligen Kulturen ohne Zwischenfrüchte verwendet. Aus der Differenz der N-Auswaschung bei zusätzlichem Anbau von Zwischenfrüchten mit Zwischenfruchtdüngung und keiner Zwischenfrucht ergibt sich die schwarze Trendlinie. Schneidet diese die Abszissenachse (blaue Linie) besteht keine Differenz zwischen diesen beide Varianten.

Es zeigt sich, dass den Modellberechnungen zufolge beim Anbau von Sommergerste bis ca. 90 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ zusätzlich zur Zwischenfrucht gedüngt werden könnten. Bei dieser Menge würde sich die N-Auswaschung im Mittel der zwölf modellierten Jahre auf einem ähnlichen Niveau bewegen, wie bei Sommergerstenanbau ohne Zwischenfrucht. Beim Silomais liegt diese maximale Menge zwischen 30 und 40 kg N*ha⁻¹*a⁻¹. Die geringere N-Auswaschung bei der Sommergerste ist auf die früher erfolgte Saat der Zwischenfrucht zurückzuführen. Die dadurch gegebene längere Vegetationszeit ermöglicht ihr, noch größere Mengen verfügbaren Stickstoffs aufzunehmen. Beim Mais hingegen ist die verbleibende Vegetationszeit nach seiner Ernte deutlich reduziert.

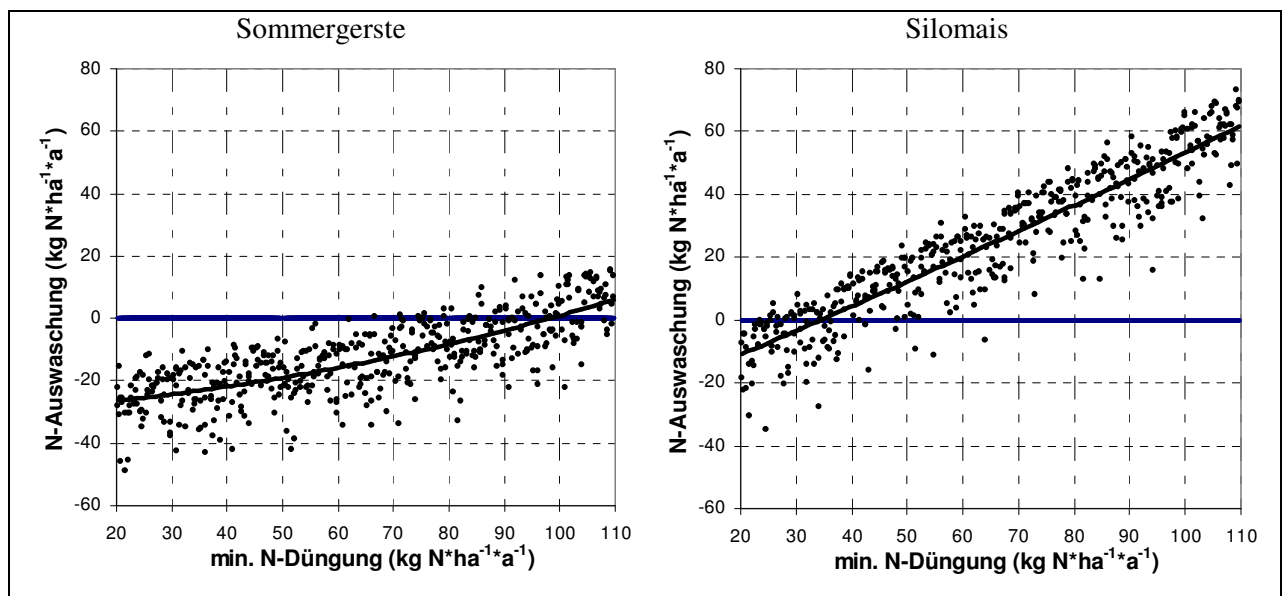


Abb. 5.42: Modellierte mittlere jährliche Differenz der N-Auswaschung zwischen dem Anbau von Sommergerste (links) bzw. Silomais (rechts) ohne Zwischenfrucht und ihrem Anbau mit Zwischenfrucht bei steigender Zwischenfruchtzudüngung

Bei Grünland wird über eine breite Düngeintensität ein niedriges Auswaschungsniveau gehalten (Abb. 5.43). Bei einer Düngung von bis zu 250 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ ist nur ein geringer Anstieg der Nitratkonzentration zu verzeichnen. Ab dieser Düngemenge wird der Verlauf der Kurve jedoch steiler. Bei einer Intensität von mehr als 350 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ übersteigt die Nitratkonzentration

50 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$. In diesem Bereich zeigt die Kurve eine sehr hohe Sensibilität der N-Auswaschung auf die Düngemenge.

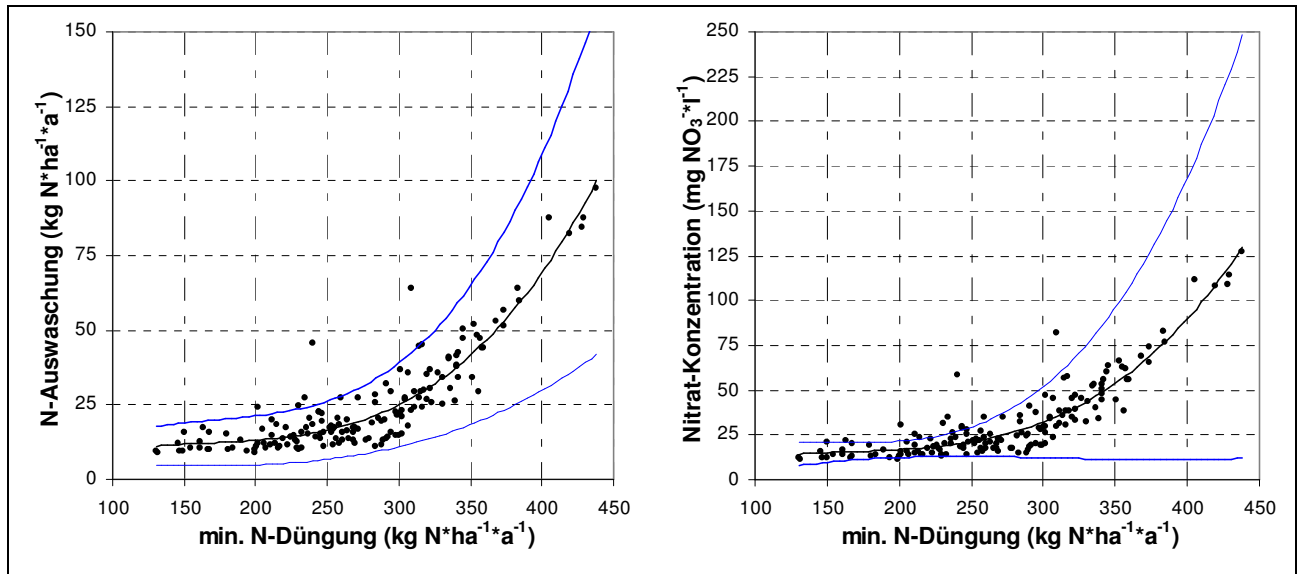


Abb. 5.43: Modellierte mittlere jährliche N-Auswaschung und Nitratkonzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der mineralischen Stickstoffdüngemenge bei Grünland

Die niedrigen N-Auswaschungen und Nitratkonzentrationen sind auf den dauerhaften Bewuchs der Grünlandflächen zurückzuführen. Dadurch kann eine N-Aufnahme während der gesamten Vegetationsperiode gewährleistet werden. Durch das Unterbleiben einer Bodenbearbeitung sind ferner keine plötzlich auftretenden Mineralisationsschübe zu erwarten. Die N-Aufnahme kann den Modellergebnissen zufolge im Jahresmittel bis zu 400 kg $\text{N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ betragen. Die Abbildung 5.44 deutet darauf hin, dass selbst bei höheren Düngegaben mit keiner weiteren Steigerung der N-Aufnahme zu rechnen ist.

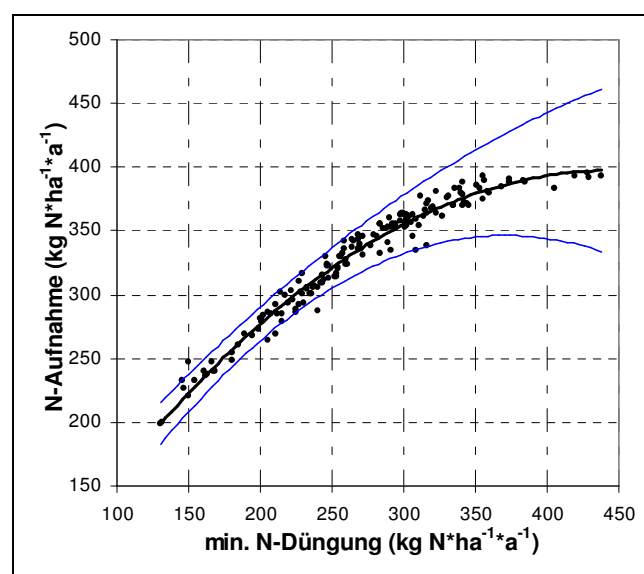


Abb. 5.44: Modellierte mittlere jährliche N-Aufnahme in Abhängigkeit der mineralischen Stickstoffdüngemenge bei Grünland

Wirkung von Maßnahmen bei organischer Düngung

Die bislang dargestellten Ergebnisse beschränkten sich auf die Applikation von rein mineralischem Dünger. Am Beispiel von Sommergerste wird die mittlere jährliche (1992 bis 2003) N-Aufnahme, Nitratauswaschung und Nitratkonzentration des Sickerwassers auch für organisch gebundenen Dünger gezeigt (Abb. 5.45 bis 5.46). Die Modellergebnisse der Kulturarten Winterroggen, Silomais und Kartoffeln sind im Anhang (Abb. A-13 bis A-18) zu finden.

Die Ergebnisse sind in Abhängigkeit des jährlich applizierten Gesamtstickstoffs dargestellt. Dieser erreicht Werte von bis zu $280 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Die Gesamtstickstoffmenge ergibt sich in der Modellierung aus der mineralischen N-Menge zuzüglich eines organisch gebundenen Stickstoffanteils (Kapitel 4.3). Eine Regressionsanalyse ergab, dass die applizierte Gesamtstickstoffmenge von allen Bewirtschaftungsparametern den größten Einfluss auf die N-Aufnahme, Nitratauswaschung und Nitratkonzentration des Sickerwassers ausübt. Diese drei Größen korrelieren dabei deutlich positiv mit der Gesamt-N-Applikation. Mit einem Bestimmtheitsmaß (r^2) von 0,86 kann die Nitratauswaschung für Sommergerste ohne Zwischenfrucht durch die Variation der aufgebrauchten Gesamtstickstoffmenge erklärt werden. Durch das zusätzliche Einbringen des Düngetermins wird nur eine geringfügige Anpassung des Regressionsmodells mit einem Bestimmtheitsmaß (r^2) von 0,88 erzielt. Der Düngetermin korreliert dabei negativ mit der Nitratauswaschung. Das heißt, dass im Rahmen der angewandten Variationsbreite tendenziell mit später erfolgter Düngung eine geringere N-Auswaschung einhergeht. Der rein mineralische Stickstoffanteil im Dünger wirkte sich nur in den ersten beiden Jahren der Modellierung, 1992 und 1993, am stärksten aller Bewirtschaftungsparameter auf die N-Auswaschung aus; in diesen Jahren konnten durch diesen Parameter jeweils ein r^2 von 0,53 bzw. 0,75 erreicht werden. Für alle folgenden Jahre bis einschließlich 2003 wurde diese Rolle jedoch von der applizierten Gesamtstickstoffmenge abgelöst. Das hohe r^2 des rein mineralischen Stickstoffanteils in den ersten beiden Jahren ist auf die noch geringe Mineralisation der organisch gebundenen N-Düngefraktion zurückzuführen. In den folgenden Jahren wurde durch die sich jährlich wiederholenden Düngegaben mehr organisch gebundener Stickstoff in der Ackerkrume akkumuliert, der dann sukzessiv mineralisiert wird. Tendenzuell steigt dadurch bis zur Einstellung eines Gleichgewichts das Mineralisationspotential stetig an.

Mit Hilfe des Zwischenfruchtanbaus kann ebenfalls eine deutliche Senkung der Nitratauswaschung herbeigeführt werden. Um die Nitratkonzentration unter einen Wert von $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ zu drücken, ist ohne Zwischenfruchtanbau eine Düngung von weniger als $100 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ Gesamt-N erforderlich. Mit Zwischenfruchtanbau könnte die N-Gabe bis zu $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ betragen. Trotz des aus der zusätzlichen Mineralisation herrührenden Mehrangebots an Stickstoff verläuft die N-Aufnahme der Sommergerste ähnlich wie bei der rein mineralischen Stickstoffdüngung. Die Trendlinie stagniert auch hier unterhalb einer Aufnahme von $150 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Dieser Wert wird bei einer Gesamtdüngemenge von 160 bis $180 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ erreicht. Mit einer weiteren Zuführung von Stickstoff kann keine weitere N-Aufnahme erzielt werden.

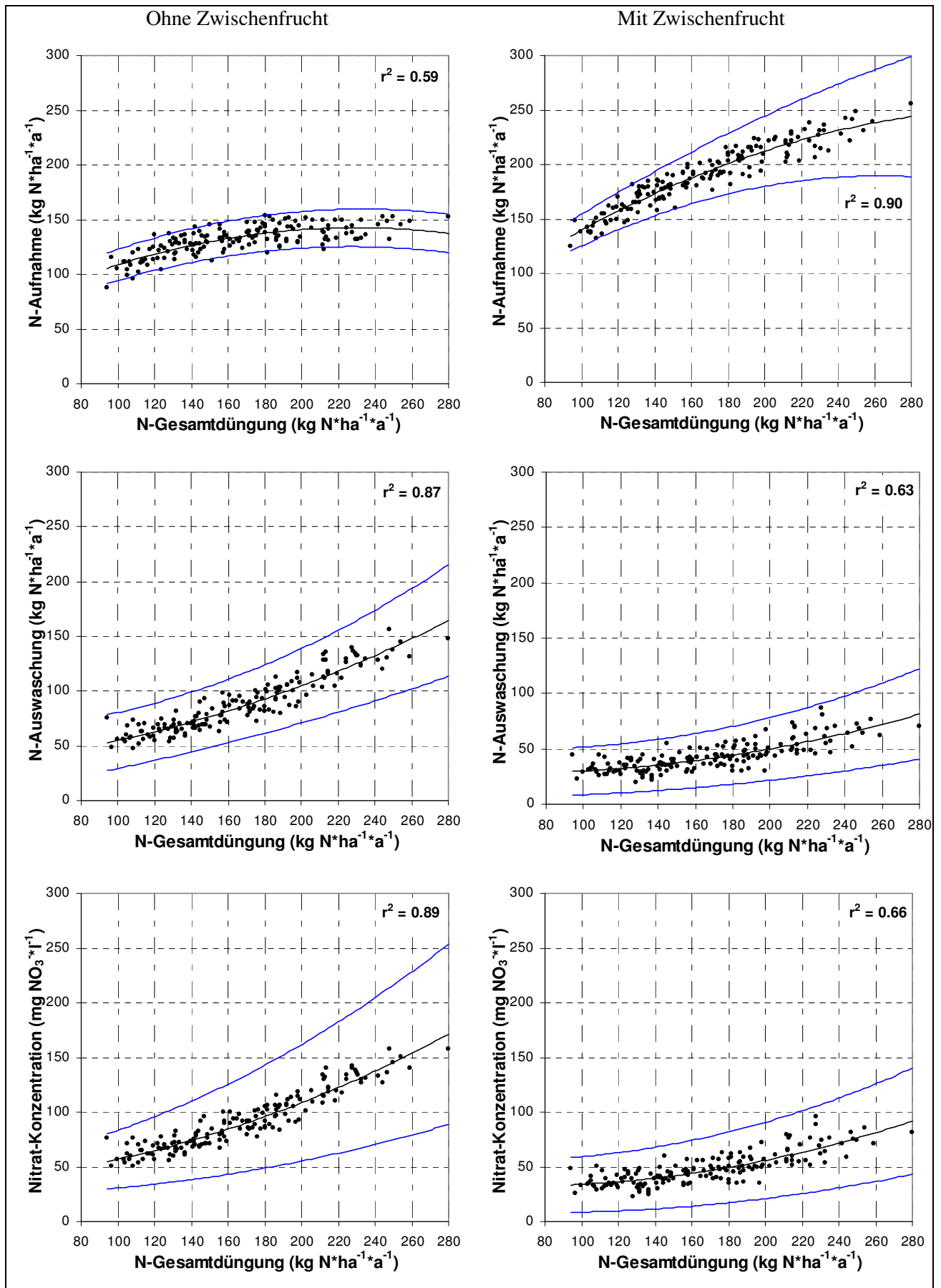


Abb. 5.45: Modellierte mittlere jährliche N-Aufnahme, N-Auswaschung und Nitrat-Konzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der organischen und mineralischen N-Gesamtdüngegabe bei Sommergerste ohne Zwischenfrucht (links) und mit Zwischenfrucht (rechts)

Bei der Verwendung von Zwischenfrüchten kann die Gesamtaufnahme der beiden Kulturen bis auf nahezu $250 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ansteigen. Jedoch zeichnet sich in diesem Bereich bei einer Gesamtdüngemenge von $280 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ebenfalls eine Stagnation ab. Die Trendkurve verläuft in diesem Bereich bereits sehr flach. Gegenüber der rein mineralischen Düngung wurden bei der Wirtschaftsdüngervariante $35 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ mehr mineralisiert. Das entspricht 74 % der bei dieser Variante zusätzlich jährlich aufgebrauchten organisch gebundenen Stickstofffraktion. Diese Menge ist jedoch nicht allein der Mineralisation des zugeführten organischen N-Düngers zuzuschreiben. Die bei der Modellierung des Wirtschaftsdüngers angesetzte Mehrdüngung an Gesamt-N induzierte bei den Ergebnissen insgesamt auch eine größere N-Aufnahme der Kulturpflanzen. Bei Sommergerste beträgt diese im Mittel $10 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Entsprechend fließen auch die in den Ernteresten verbliebenen größeren Stickstoffmengen in die Mineralisationsrate mit ein.

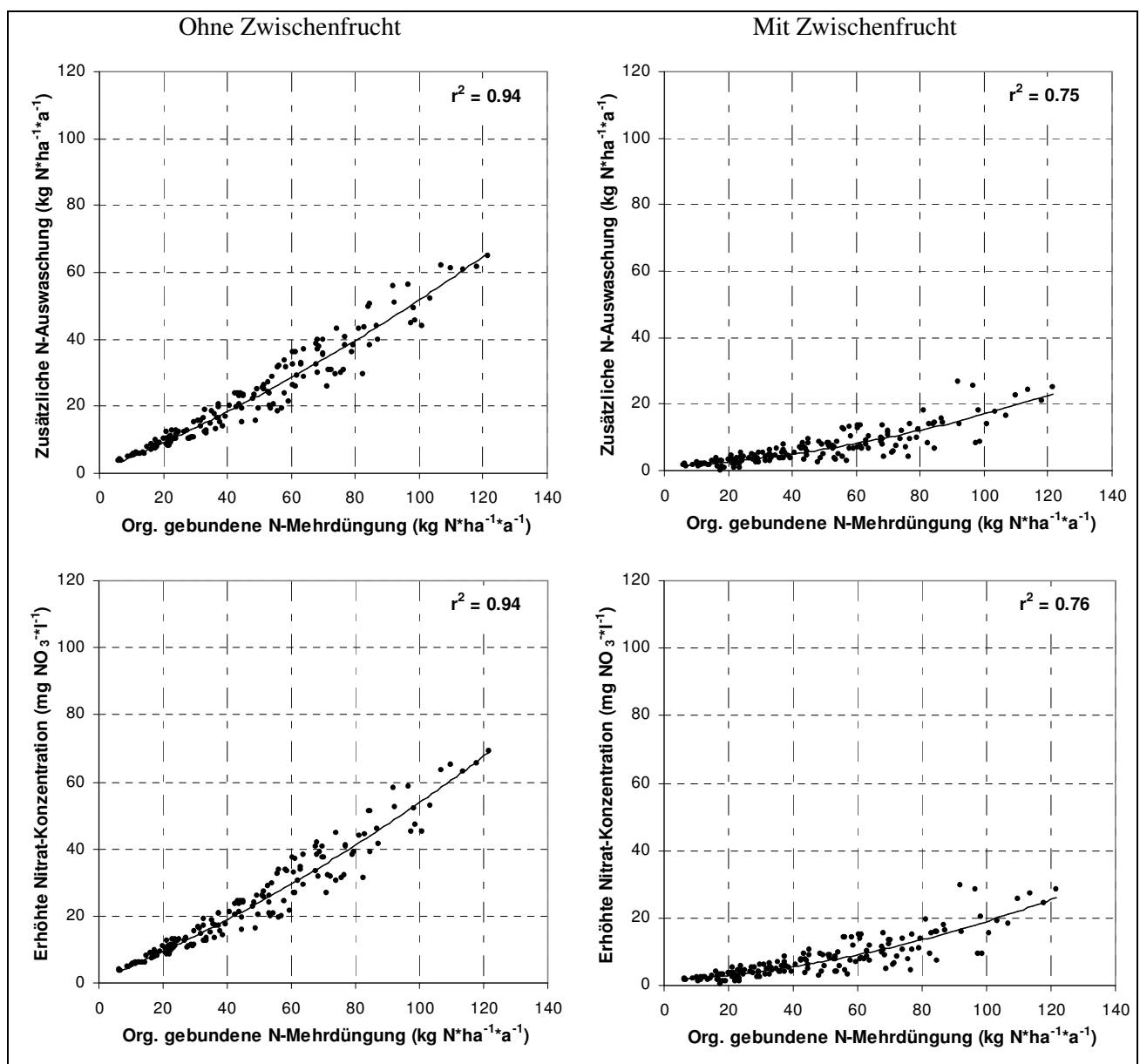


Abb. 5.46: Modellerte mittlere jährliche erhöhte N-Auswaschung und N-Konzentration im Sickerwasser in Abhängigkeit der zusätzlich zur mineralischen N-Düngung applizierten organisch gebundenen Stickstoffmenge bei Sommergerste (1992 bis 2003)

Eine andere Ansicht der Auswirkung der organischen N-Düngung ermöglicht die Abbildung 5.46. Die Abszissenachse zeigt jeweils die jährliche organisch gebundene N-Mehrdüngung, die über die mineralische N-Düngung hinausging. Die Ordinaten zeigen die daraus resultierende zusätzliche N-Auswaschung und Steigung der Nitrat-Konzentration im Sickerwasser. Die Sommergerste vermag das durch die Mineralisierung herbeigeführte Überangebot nicht völlig abzuschöpfen. Die Folge: Die zu erwartende Mehrauswaschung steigt mit zusätzlicher organisch gebundener N-Düngung deutlich an. Dabei weist die Kurve einen steiler werdenden Trend auf; mit jeder zusätzlichen organischen Düngeeinheit wird die Gefahr der Auswaschung absolut und relativ größer. Beträgt die org. Mehrdüngung ca. $90 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ergibt die Modellberechnung bereits eine zusätzliche Nitrat-Konzentrationserhöhung von $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$. Der Einsatz von Zwischenfrüchten reduziert die Gefahr einer Auswaschung zu einem gewissen Grad. Vorteilhaft wirkt sich dabei aus, dass die Saat der Zwischenfrucht nach den Sommermonaten mit der höchsten zu erwartenden Mineralisation erfolgt.

Monetärer Bewertungsansatz für Maßnahmen

Die gezeigten Ergebnisse können als ein zusätzliches Instrument zur monetären Bewertung von Maßnahmen genutzt werden. Für zwei Maßnahmen aus dem Niedersächsischen Katalog von Maßnahmen zur GW-schonenden Landbewirtschaftung des NLWKN (2003) und NLWKN (2007) wurde diese Bewertung für das Wasserschutzgebiet beispielhaft durchgeführt. In der Tabelle 5.9 sind diese Maßnahmen und das entsprechende Entgelt, das bei der Einhaltung der Auflagen ausgezahlt wird, kurz zusammengefasst.

Tab. 5.9: Maßnahmenbeispiele zur GW-schonenden Landbewirtschaftung (aus dem Niedersächsischen Katalog von Maßnahmen, NLWKN (2003) und NLWKN (2007), verändert)

Maßnahmen und Auflagen	Entgelt in Euro*ha ⁻¹
A: Zwischenfruchtanbau vor Sommerrungen, Zwischenfruchtaussaat bis 20.08 bei maximaler Zwischenfruchtdüngung von 80 kg N	90
B: Zwischenfruchtanbau vor Wintergetreide und Verbot der Herbstdüngung, Zwischenfruchtaussaat bis 15.08. und frühester Umbruch ab 15.10.	60

Die Tabelle 5.10 zeigt für diese Maßnahmen den Effekt bei der N-Auswaschung im Vergleich zu Referenzszenarien. Die Ergebnisse sind für ausgewählte Bodentypen sowie für das Einzugsgebiet der sechs Förderbrunnen (Abb. 5.13) dargestellt. Für die Maßnahme A (Zwischenfruchtanbau vor Sommerrungen) wurde Sommergerste als Hauptfrucht verwendet. Die Maßnahme wurde dabei in drei Szenarien untergliedert. Diese unterschieden sich lediglich hinsichtlich der gezeigten Zusatzdüngungen zur Zwischenfrucht. Als Referenzgröße wurde Sommergetreide ohne den Anbau einer Zwischenfrucht gewählt. Für die Maßnahme B (Zwischenfruchtanbau vor Wintergetreide) wurde Winterroggen modelliert. Als Referenzgröße wurde entsprechend Winterroggen ohne Zwischenanbau genutzt. Bei beiden Maßnahmen wurde Senf als Zwischenfrucht angebaut.

Die Ergebnisse zeigen, dass mit dem Anbau einer Zwischenfrucht mit einer deutlichen Reduzierung der N-Auswaschung zu rechnen ist. Für die einzelnen Böden fällt die Auswaschung dabei sehr

unterschiedlich aus. Bei einer zusätzlichen Düngung der Sommergerste fällt der Effekt der Auswaschungsreduzierung jedoch deutlich geringer aus. Aus der Veränderung der N-Auswaschung und dem in der Tabelle 5.9 gezeigten Entgelt ergeben sich die spezifischen Minderungskosten (Euro pro $\Delta N \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) der einzelnen Szenarien gegenüber dem Referenzszenario (Tab. 5.10). Demzufolge würden für die Reduzierung von einem $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ beim Anbau von Sommergerste mit Zwischenfrucht die geringsten spezifischen Kosten auftreten. Sie belaufen sich für das Einzugsgebiet der Förderbrunnen auf 3,4 Euro. Voraussetzung ist jedoch die Unterlassung einer Düngung der Zwischenfrucht. Wird jedoch die erlaubte Stickstoffdüngung von $80 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ fast ausgeschöpft, steigen die spezifischen Kosten um mehr als das Doppelte. Die Maßnahme des Zwischenfruchtanbaus vor Wintergetreide würde sich in diesem Fall mit spezifischen Minderungskosten von 4,1 Euro pro $\Delta N \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ als die effektivere Maßnahme erweisen.

Tab. 5.10: Maßnahmenvergleich bezüglich der Reduzierung der N-Auswaschung und der spezifischen Minderungskosten im WSG Getelo-Itterbeck

Bewirtschaftung bzw. Maßnahmen	Bodentypen			Einzugsgebiet Förderbrunnen
	Podsol	Pseudogley	Plaggenesch	
Referenzszenarien		Nitrat-Auswaschung ($\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$)		
Sommergetreide ohne ZF	73	65	57	69
Wintergetreide ohne ZF	56	52	47	54
Maßnahmenszenarien		Veränderung der N-Auswaschung ($\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, (%))		
Variante A1: Sommergerste mit ZF (ohne Zudüngung)	-25 (34)	-29 (45)	-28 (49)	-27 (39)
Variante A2: Sommergerste mit ZF (Zudüngung 35 kg N)	-18 (25)	-23 (35)	-22 (39)	-20 (29)
Variante A3: Sommergerste mit ZF (Zudüngung 65 kg N)	-8 (11)	-14 (22)	-14 (25)	-10 (14)
Variante B1: Winterroggen mit ZF	-14 (25)	-16 (31)	-15 (32)	-15 (28)
Maßnahmenszenarien		Spezifische Minderungskosten (Euro pro $\Delta N \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$)		
Variante A1: Sommergerste mit ZF (ohne Zudüngung)	3,6	3,1	3,2	3,4
Variante A2: Sommergerste mit ZF (Zudüngung 35 kg N)	5,0	3,9	4,1	4,6
Variante A3: Sommergerste mit ZF (Zudüngung 65 kg N)	11,3	6,4	6,4	9,3
Variante B1: Winterroggen mit ZF	4,3	3,8	4,0	4,1

5.4 Landwirtschaftliche Nitratauswaschung im Wasserschutzgebiet

Die Abbildungen 5.48 bis 5.50 zeigen die Perzentile (5 %, Mediane und 95 %) der aus 300 Einzelberechnungen pro Einzelschlag hervorgegangenen N-Auswaschungen für die Jahre 1999 bis 2003. Innerhalb der einzelnen Jahre streuen die N-Auswaschungen für die einzelnen Flächen beträchtlich. Diese Unsicherheit ist in erster Linie auf die in den Tabellen 4.13 bis 4.17 gezeigte und modellierte hohe Variationsbreite der jährlichen Gesamt-Düngermenge zurückzuführen. Auch zwischen den Jahren ist ein Unterschied in der N-Auswaschung deutlich auszumachen. Im Jahr 2001 fällt die N-Auswaschung auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen des WSG am größten aus. Die mediale N-Auswaschung übersteigt in diesem Jahr bei einem großen Anteil der dargestellten Flächen den Wert von $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Im Jahr 2003 wurde die geringste N-Auswaschung modelliert. Vereinzelt weisen einzelne Flächen hohe N-Auswaschungsraten auf. Die meisten Flächen bleiben jedoch auch beim 95 Perzentil noch unterhalb einer Rate von $30 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$.

Dies ist maßgeblich auf die unterschiedlichen Jahresniederschlagsmengen, die in der Regel höhere Sickerwasserspenden nach sich ziehen, zurückzuführen. In der Tabelle 5.11 sind für die modellierten Jahre 1999 bis 2003 die Jahresniederschläge und die mittleren Sickerwasserspenden aller landwirtschaftlich genutzten Flächen im WSG gegenübergestellt. Mit $810 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ Niederschlag liegt das Mittel dieser fünf Jahre nur geringfügig über dem 30-jährigen Niederschlagsmittel (1974 bis 2003) von $803 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$. Tatsächlich fallen im Jahr 2001 der Niederschlag mit $910 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ und die Sickerwasserspende mit $473 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ am höchsten aus. Im relativ trockenen Jahr 2003 wurde im Mittel aller Flächen bei einem Niederschlag von $647 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ eine Sickerwasserspende von $171 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ modelliert.

Tab. 5.11: Modellierte mittlere jährliche Sickerwasserspende (1999 bis 2003) der landwirtschaftlich genutzten Flächen im WSG Getelo-Itterbeck

Jahr	Niederschlag ($\text{mm} \cdot \text{a}^{-1}$)	Sickerwasserspende ($\text{mm} \cdot \text{a}^{-1}$)
1999	765	318
2000	850	393
2001	910	473
2002	877	433
2003	647	171
Mittel 1999-2003	810	358

Die jährliche Niederschlagsmenge beeinflusst wiederum über die Sickerwasserspenden maßgeblich die N-Auswaschung. In der Abbildung 5.47 ist die jährliche N-Auswaschung aller landwirtschaftlichen Flächen im WSG der fünf modellierten Jahre in Abhängigkeit des entsprechenden jährlichen Niederschlags dargestellt. Zur Verdeutlichung des hier vorliegenden Zusammenhangs wurde eine lineare Trendlinie eingegeben. Das Bestimmtheitsmaß (r^2) für die fünf modellierten Jahre beträgt 0,94.

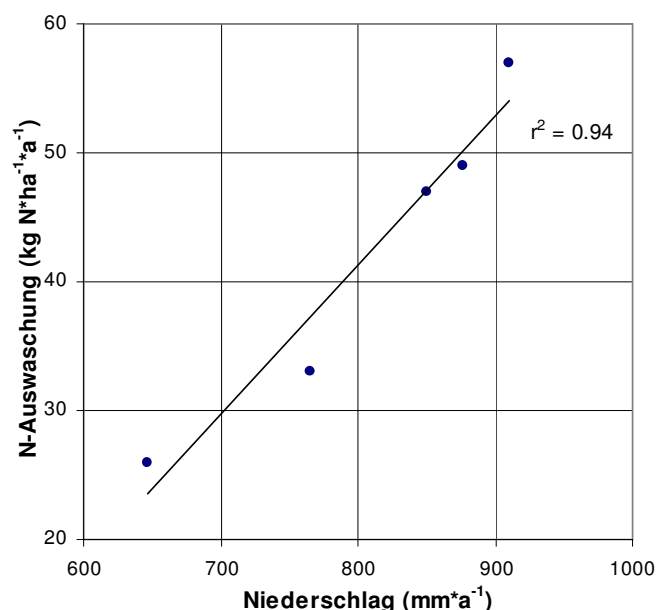


Abb. 5.47: Modellierte mittlere jährliche N-Auswaschung der Jahre 1999 bis 2003 aller landwirtschaftlich genutzten Flächen im WSG Getelo-Itterbeck in Abhängigkeit des jährlichen Niederschlags

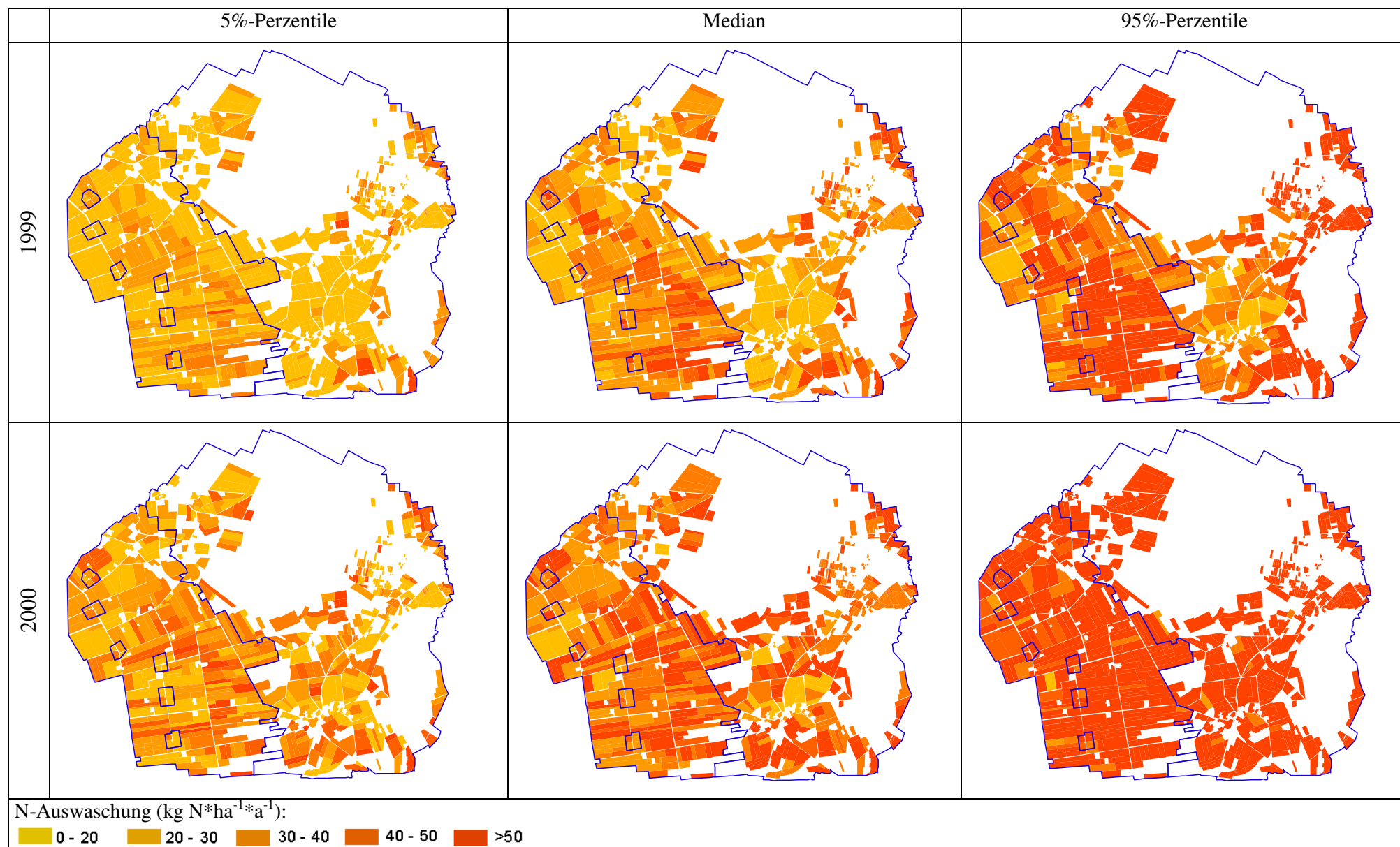


Abb. 5.48: Modellerte jährliche N-Auswaschung von landwirtschaftlichen Flächen im WSG Getelo-Itterbeck und ihre Unsicherheit in den Jahren 1999 und 2000

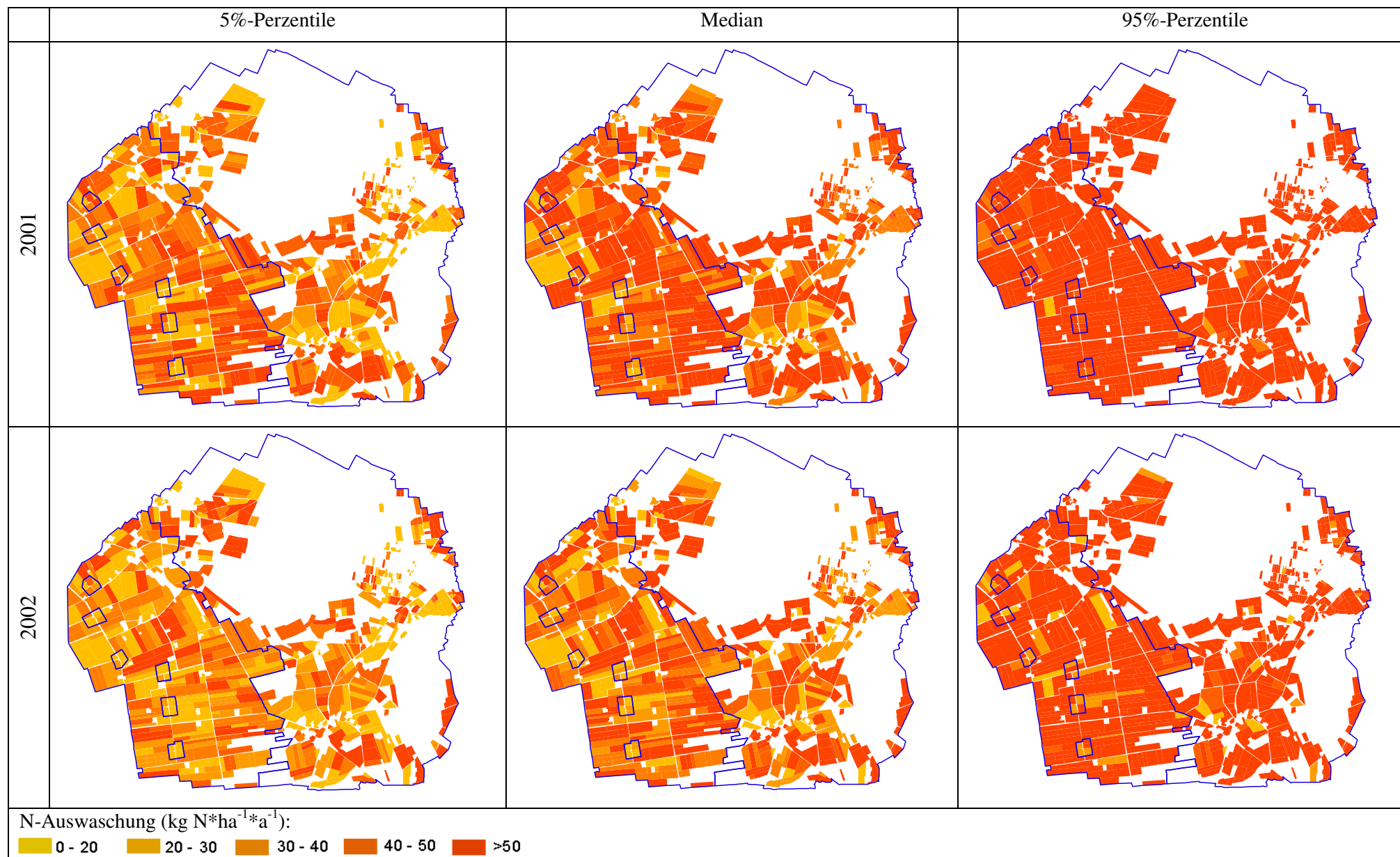


Abb. 5.49: Modellierte N-Auswaschung von landwirtschaftlichen Flächen im WSG Getelo-Itterbeck und ihre Unsicherheit in den Jahren 2001 und 2002

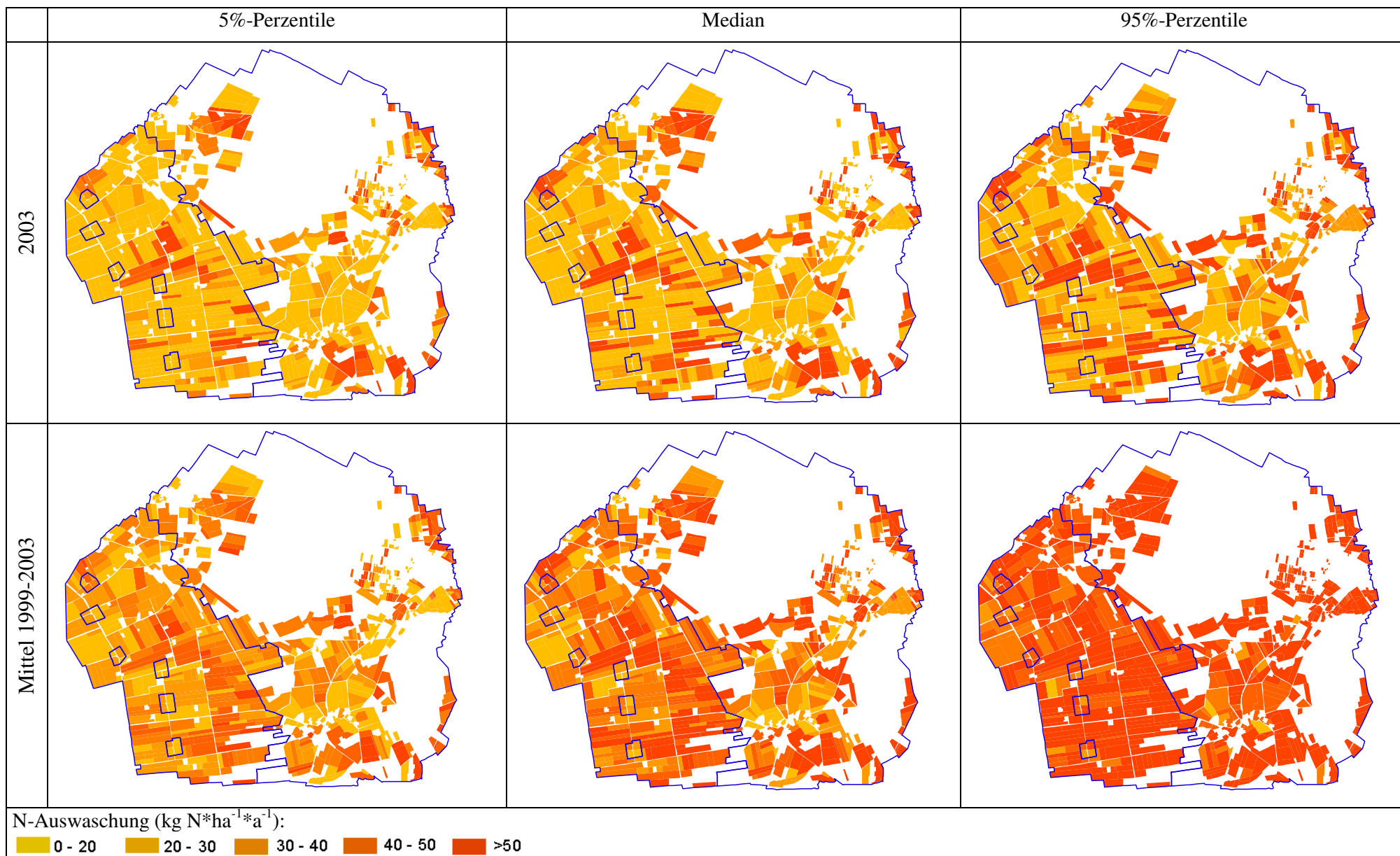


Abb. 5.50: Modellierte N-Auswaschung von landwirtschaftlichen Flächen im WSG Getelo-Itterbeck im Jahr 2003 und im Mittel der Jahre 1999 bis 2003

5.5 Empfehlung zur Bewirtschaftung des Wasserschutzgebietes

Die nachfolgenden Empfehlungen für die Bewirtschaftung des Wasserschutzgebietes lassen sich aus den Berechnungen ableiten und fassen die zuvor gemachten Ausführungen zusammen. Die Empfehlungen sollen die Möglichkeiten aufzeigen, die sich aus der Handhabung des Modells HERMES ergeben. Sie schöpfen die Anwendungsmöglichkeiten des Modells jedoch nicht aus. Die aufgeführten Bewertungen sind primär dazu gedacht, Anhaltspunkte für das Management des Wasserschutzgebietes zu geben. Die aufgelisteten absoluten Zahlen sind hier eher als Orientierungswerte anzusehen. Die Ausführungen sollen auch aufzeigen, dass das Modell HERMES in der jetzt vorliegenden kalibrierten Form für das Wasserschutzgebiet ein wirksames Beratungsinstrument ist, das auch für künftige Fragestellungen, wie z.B. der Bemessung von Grenz-Herbst- N_{\min} -Werten, herangezogen werden kann. Ansatzweise zeigen die Modellergebnisse, dass eine bedarfsgerechte Düngung essentiell ist, um gleichzeitig den Ertrag zu maximieren und die Stickstoffauswaschung zu minimieren. Die Zugabe von Stickstoff muss sich dabei an die quantitativen, zeitlichen und räumlichen Bedürfnisse der Pflanze orientieren.

1. Als besonders sensitiver Standortparameter hat sich die nutzbare Feldkapazität (nFK) erwiesen, die über die Menge der Grundwasserneubildung und damit auch über die Geschwindigkeit der Nitratverlagerung entscheidet. Diese nFK ist auf den Podsolen des Wasserschutzgebietes besonders niedrig. Damit sind diese Standorte auch als besonders gefährdet anzusehen. Die Podsole stellen die dominierenden Böden im WSG. Daraus ist auch zu folgern, dass der größte Teil des Wasserschutzgebietes über ein sehr hohes Austragspotential verfügt. Die aufgezeigten **Schutz- und Vorsorgemaßnahmen müssen daher nahezu flächendeckend Gültigkeit** haben.
2. Das gesteigerte **Mineralisationspotential** und die damit verbundene höhere Stickstoffverfügbarkeit bei langjährig mit **Wirtschaftsdüngern** versehenen Flächen muss bei der Düngplanung berücksichtigt werden. Bei der Prognose der Nitratauswaschung lieferte das Gesamt-N des Wirtschaftsdüngers bei allen modellierten Kulturarten eine deutlich bessere Abschätzung als nur der direkt pflanzenverfügbare Stickstoff.
3. Die auf den Testflächen 004 und 005 vorgenommenen **Minderungsmaßnahmen** (Sollwert – 40%) zeigen Wirkung sowohl bei den Nitratkonzentrationen im Tiefenprofil (Abb. 5.5), den N_{\min} -Werten (Abb. 5.7 und 5.8) aber vor allem auch in den Nitratkonzentrationen des Grundwassers (Abb. 5.10 und 5.11). Diese Minderungsmaßnahmen bei der Düngung sollten deshalb überall dort eingesetzt werden, wo eine erhöhte Austragsgefahr gegeben ist.
4. Mit der **Interpretation der N_{\min} -Proben** als Instrument für die vergleichende Abschätzung von Auswaschungsrisiken unterschiedlicher Flächen muss behutsam umgegangen werden. Das betrifft zum einen die Auswahl eines geeigneten Termins der

N_{\min} -Beprobung. Der in der Modellierung beispielhaft gewählte 1. Oktober als Termin erscheint dafür im Mittel der zwölf Jahre als nicht angemessen. Zu diesem Zeitpunkt können unter sonst gleichen Bedingungen auf verschiedenen Böden ungleiche Mengen mineralischen Stickstoffs ausgewaschen sein. Besonders Böden mit der höchsten N-Auswaschung (Podsol und Gley-Podsol) würden bei einer N_{\min} -Beprobung am 1. Oktober die geringsten Werte aufweisen (Tab. 5.5 und Abb. 5.17). Die Gefahr einer Missinterpretation ist groß. Daher sollte neben einer geeigneten Wahl des Probetermins das tatsächliche Auswaschungspotential der Flächen in die Interpretation der N_{\min} -Proben aufgenommen werden. Dadurch wird die Sickerwasseraustauschrates der Böden mit berücksichtigt.

5. **Zwischenfrüchten** kommt in dem Wasserschutzgebiet eine besondere Bedeutung zu. Sie stellen auf den leichten Böden zwar eine gewisse Konkurrenz um Wasser dar, sie reduzieren aber die Nitratausträge bei den aufgeführten Kulturen Sommergerste, Winterroggen, Silomais und Kartoffeln deutlich. Die Auswertung der monatlichen Ergebnisse zeigt, dass aufgrund der hohen Mineralisationsraten im Sommer und der im Herbst einsetzenden Sickerwasserspenden das Auswaschungsrisiko stark zunimmt. Nach der Ernte der Hauptfrucht besteht daher ein besonderer Handlungsbedarf. Eine Zudüngung zur Zwischenfrucht erhöht das Auswaschungsrisiko erneut (Abb. 5.42). Der Effekt als eine die Nitrat-Auswaschung reduzierende Maßnahme wird dadurch gemindert. Besonders bei späten Aussaaten, wie nach Mais, steigt das Risiko, den Schwellenwert einer Auswaschung reduzierenden Maßnahme zu übersteigen. Grundsätzlich sollte daher einer primär der Auswaschungsreduzierung dienenden Maßnahme, die finanziell ausgeglichen wird, auf eine Zudüngung verzichtet werden.

Die Höhe der tolerierbaren Düngung variiert bei den verschiedenen Kulturen und in Abhängigkeit der Einbeziehung von Zwischenfrüchten erheblich. Um eine Orientierung für die Unterschiede bei den einzelnen Kulturen zu geben, werden nachfolgend diejenigen mineralischen N-Düngergaben angegeben, bei denen eine Höhe der N-Auswaschung von $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ überschritten wird. Detailinformationen sind den jeweiligen Abbildungen zu entnehmen.

Bei **Sommergerste** ohne Zwischenfrucht wird dieser Wert von $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ bei einer mineralischen N-Düngung von 80 kg N erreicht. Mit Zwischenfrucht liegt der Wert bei 160 kg N .

Winterroggen toleriert höhere N-Düngermengen als Sommergerste. Der Auswaschungswert von $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ wird hier ohne Zwischenfrucht bei 110 kg N und mit Zwischenfrucht bei 145 kg N erreicht.

Silomais ist im Wasserschutzgebiet eine Problemkultur. Die Einhaltung eines Auswaschungswertes von $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ist ohne Einschaltung einer Zwischenfrucht und ei-

ner Begrenzung der Wirtschaftsdüngergaben nicht möglich. Bei einer Zwischenfrucht liegt der tolerierbare Wert bei 150 kg N.

Kartoffeln müssen ebenso wie Silomais kritisch gesehen werden. Auch hier wird der 50 kg N-Auswaschungswert ohne Zwischenfrucht nicht unterschritten. Erst durch die Zwischenfrucht ist ein Düngungsniveau von ca. 120 kg N möglich.

Grünland ist ins durch den dauerhaften Bewuchs und des Unterbleibens der Bodenbearbeitung gesamt die am besten grundwasserverträgliche Nutzungsform. Über einen weiten Bereich der Düngungsintensität bleiben die berechneten N-Austragsmengen unter 25 kg N. Daher muss Grünland insgesamt als die am besten verträgliche Kultur angesehen werden. Bei Grünland ist über alle Monate eine relativ niedrige N-Auswaschung zu verzeichnen.

Insgesamt ergibt sich eine Abstufung der Nitrat-Auswaschungstoleranz wie folgt:

Grünland > Winterroggen > Sommergerste > Silomais > Kartoffeln.

6 Diskussion

Wie alle Modelle und Risikobewertungen hat auch der in dieser Arbeit gezeigte Ansatz seine Limitierung. Daher sollen in diesem Kapitel die Grenzen und die Plausibilität der modellierten Risiken der Nitratauswaschung und der Maßnahmen, ihnen zu begegnen, diskutiert und zusammengefasst werden.

Kalibrierung und Validierung

Die Kalibrierung und Validierung konnte nur für einen Ausschnitt verschiedener Böden und Nutzungsformen durchgeführt werden. Nicht alle sich teilweise kleinräumig ändernden Verhältnisse konnten berücksichtigt werden. Messungen zu Nitratausträgen, dem Hauptaugenmerk dieser Untersuchung, standen nicht direkt zur Verfügung und konnten im Rahmen der Arbeit nicht gewonnen werden. Daher stellten die in den Jahren 2003 und 2004 gezogenen Tiefenprofile die einzige verfügbare gemessene Größe dar, aus der sich Stickstoffauswaschungen abschätzen ließen. Alle neun Tiefenprofile wurden auf Grund ihrer relativ geringen Anzahl für eine Kalibrierung genutzt. Damit sollte das vielseitige Spektrum der jeweiligen standort- und nutzungsspezifischen Unterschiede der einzelnen Tiefenprofilflächen genutzt und eine möglichst große Modellgüte erreicht werden. Konzeptionell problematisch bleibt in diesem Zusammenhang, dass die für die Kalibrierung verwendeten Datensätze der Tiefenprofile auch für die Darstellung der Validierung des Modells verwendet wurden. Streng genommen zeigen die dargestellten Ergebnisse der Tiefenprofilvalidierung vielmehr einen Vergleich zwischen den Messwerten mit den Ergebnissen der Kalibrierung. Erst die übrigen Vergleiche zwischen Mess- und Modellergebnissen (N-Dynamik im Boden, Nitrat-Konzentrationsdynamik im oberflächennahen Grundwasser und Pflanzen-N-Aufnahme) kommen einer Validierung im eigentlichen Sinne näher.

Die Validierung selbst basierte vorwiegend auf visuellen Vergleichen zwischen modellierten und gemessenen Daten. Eine quantitative Validierung beschränkte sich hauptsächlich auf die Gütemaßzahl r^2 (Bestimmtheitsmaß). Aufgrund teilweise ungenügender Datenverfügbarkeit wurden auch auf Seiten der Eingabedaten deterministische Annahmen getroffen, die Interpolationen oder Literaturangaben, wie Stickstoffgehalte in Pflanzen zur Ableitung der N-Aufnahme aus Ertragsangaben (Kap. 4.4.1), umfassten.

Ein besonderes Problem stellte die Festlegung der Stickstoffverfügbarkeit von Wirtschaftsdüngern dar. Auf Grund der großen Schwankungen in seiner Zusammensetzung erweist sich seine Charakterisierung als besonders schwierig (Hansen et al., 1999). Die Schwankungen führen sehr häufig dazu, dass sich die tatsächliche Nährstoffausbringung beträchtlich von der vorgesehenen unterscheidet. Eine genaue Prognose ist auf Grund der vielen auf die Emission wirkenden Parameter kaum möglich (Anderson et al., 2003). So können abhängig von der Tierart und der Art des Wirtschaftsdüngers (Gülle-Rund/-Hochbehälter, Festmist, Jauche) große Unterschiede bei den Ammoniak-Verlusten auftreten. Auch wenn noch Analysen hinsichtlich der Zusammensetzung des

Wirtschaftsdüngers kurz vor seiner Applikation erfolgen, können diese nur bedingt für Prognosen der sofortigen und der sukzessiven Stickstoffverfügbarkeit verwendet werden. Nach Hansen et al. (1999) sind neben den NH_3 -Verlusten beim Anfall und der Lagerung die Verluste bei und nach der Ausbringung am bedeutungsvollsten. Diese werden durch die jeweiligen Witterungsverhältnisse, wie Temperatur, Niederschlag und Windgeschwindigkeit, beeinflusst (Sauer 1999, UBA 2002). Ferner stellen die Ausbringungstechnik und die Dauer bis zur Einarbeitung der Gülle nach der Aufbringung weitere sich auf die Emissionsmenge niederschlagende Größen dar. Die Ausbringungsverluste können bei organischen Düngern, wie der Gülle, bei einer verzögerten Einarbeitung in einem Zeitraum von 10 Tagen bis auf 90% des Ammoniumanteils ansteigen (Lorenz, 2004). Der Trockensubstanzgehalt der Gülle, das Nährstoffbindungs- und Infiltrationsvermögen des Bodens sowie die Nutzung bilden weitere wichtige Faktoren, die das Emissionsverhalten steuern. So wird nach Sauer (1999) auf Grünland die Ammoniakausgasung im Vergleich zu Ackerflächen durch eingeschränkte Einarbeitungsmöglichkeiten in der Regel begünstigt.

Eine weitere unvorhersehbare Größe, die aus der Aufbringung von Wirtschaftsdüngern herrührt, stellt die Akkumulation von Stickstoff im Boden dar (Büchter et al., 2001). Für die validierten Flächen lagen für gewisse Zeitabschnitte Dokumentationen hinsichtlich der Bewirtschaftung vor. Die Modellierung wurde, um eine gewisse Einlaufzeit gewähren zu können, bereits vor der dokumentierten Bewirtschaftung gestartet. In günstigen Fällen konnten für den Zeitraum bis zum Beginn der Dokumentation nur die Art des Düngers, nicht aber die Menge und Zeitpunkte der Düngung ermittelt werden. Die jeweilige Nutzungsgeschichte musste daher in der Regel aus den dokumentierten Daten heraus zurückextrapoliert werden. Eine gewisse Unsicherheit bei der Kalibrierung und Validierung muss infolgedessen bezüglich der Wirtschaftsdünger bedacht werden, weil sich die Menge und die Art der Wirtschaftsdünger auch nach Jahren ihrer Applikation deutlich auf die N-Freisetzung auswirken können. Ferner spielt der Zeitraum, seit dem Flächen überhaupt mit Wirtschaftsdünger versorgt werden, eine weitere wichtige Rolle bei der N-Freisetzung. So liegen bei Flächen, die bereits langjährig regelmäßig mit Gülle bedacht werden, die Freisetzungsraten von Stickstoff auf Grund der erhöhten N-Nachlieferung aus der organischen Substanz deutlich höher als bei erstmals mit Gülle gedüngten Flächen (Baumgärtel, 2003).

Eine weitere Unsicherheit bei der Festlegung von Eingabedaten stellten die N-Depositionsraten dar. Für die durchgeführten Modellierungen wurden feste N-Depositionen von $35 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ angenommen. Dieser Wert wurde auf Grund der relativ intensiven Viehhaltung in dem und um das Wasserschutzgebiet angenommen. Im Vergleich mit einigen ausgewählten Studien, die in vergleichbaren Regionen stattgefunden haben, wirken diese Annahmen relativ hoch. Oenema (1998) nennt für Holland N-Depositionsraten von 18 bis $20 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Für Niedersachsen ermittelten Hölscher et al. (1994) durchschnittliche N-Depositionen von $14,5 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ im Freiland. Franz (2003) konnte im Emsland zwischen 1997 und 2000 auf Grünland mittlere Freilanddepositionsraten von $19,2 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ nachweisen. Die intensive Viehhaltung dieser Region führte dazu, dass NH_4^+ -N am gesamten gemessenen Stickstoff stets den deutlich größeren Anteil ausmachte (Franz, 2003). Lediglich für Waldbestände werden deutlich höhere N-

Depositionen genannt (Hölscher et al., 1994; Franz, 2003). N-Depositionen können das Auswaschungsrisiko zusätzlich erhöhen, wenn sie nicht angemessen beim Landmanagement berücksichtigt werden. Besonders bei einer hohen Nährstoffverfügbarkeit kann eine Überschätzung der jährlichen N-Deposition zu einer höheren Nährstoffauswaschung in der Modellierung führen, weil das Mehrangebot an Stickstoff durch Kulturpflanzen nicht mehr kompensiert werden kann. Bei einer Unterversorgung der Pflanzen führt die Überschätzung der N-Deposition sehr wahrscheinlich zu einer weniger drastischen Erhöhung der N-Auswaschung. Zusätzlicher Stickstoff wird durch die Pflanzen abgeschöpft und schlägt sich deswegen eher im Stickstoffgehalt der Pflanzenmasse als in der Auswaschung nieder. Dies wird dadurch begünstigt, dass nach Untersuchungen von Hölscher et al. (1994) und Franz (2003) die N-Depositionen besonders im hydrologischen Sommerhalbjahr, also während der Wachstumsphase, auftreten.

Im Rahmen der oben aufgezeigten Problematik führten die Kalibrierungs- und Validierungsrechnungen für das Modell HERMES insgesamt zu sehr befriedigenden Ergebnissen. Diese positive Aussage wird auch nicht dadurch beeinträchtigt, dass in Einzelfällen Messwerte und Berechnungsergebnisse weniger gut übereinstimmen. Diese Abweichungen sind nicht ausschließlich den begrenzten Prognosemöglichkeiten des Modells zuzuschreiben. Sie sind auch auf die Standortvariabilität zurückzuführen, was nicht zuletzt durch die zum Teil beträchtlichen Streuungen der Messwerte zum Ausdruck kommt. Die Dynamiken der Nitrat- und Wassergehalte des Bodens konnten mit HERMES für die modellierten Böden sehr gut wiedergegeben werden (Abb. 5.7 bis 5.9). Auf Grund dieser guten Übereinstimmung darf jedoch nicht gefolgert werden, dass die Simulation des Wasserflusses und der Nitratauswaschung korrekt ist (Diekkrüger et al., 1995). Ein Vergleich modellierter mit tatsächlich gemessenen Durchflussmengen und Nitratausträgen wäre noch eine weitere Bereicherung zur Validierung des Modells im Wasserschutzgebiet Getelo-Itterbeck.

Sensitivitäten und Unsicherheiten

Für das WSG Getelo-Itterbeck wurden Sensitivitätsanalysen durchgeführt um zu identifizieren, welche Standortfaktoren oder Nutzungsparameter besonders intensiv auf interessierende Ausgabegrößen wie Grundwasserneubildung und Nitrataustrag wirken. Um etwaige Wechselwirkungen zwischen den variierten Eingabeparametern zu berücksichtigen und gleichzeitig geringe Modellierungszeiten zu haben, wurde das Latin Hypercube Sampling (LHS) angewandt. Wenn die Verteilungen der Eingabedaten die Realität wiedergibt, können die Modellergebnisse auch für Prognosen der Unsicherheiten herangezogen werden. Dies setzt jedoch die Einbeziehung aller variablen Eingabeparameter und die Kenntnis ihrer korrekten Streuungen voraus (Christiaens und Feyen, 2002; Rubio et al., 2004).

Die Bestimmung der Varianzbreite und ihrer Verteilungsart stößt jedoch für einzelne Eingabeparameter an seine Grenzen. Die Variationen vieler Parameter sind nicht ausreichend bekannt. Ferner hätte bei der Einbeziehung aller variablen Parameter auf Grund ihrer Menge die Anzahl der

Rechenläufe erhöht werden müssen, weil mit der Anzahl der variierten Parameter auch die Häufigkeit der empfohlenen Modellläufe steigt (Iman und Helton, 1985; McKay, 1988; Christiaens und Feyen, 2002). Als Konsequenz wäre auch der Zeitaufwand um ein Vielfaches angestiegen. Die im WSG Getelo-Itterbeck durchgeführten Sensitivitätsanalysen konzentrierten sich daher auf eine Reihe von Parametern, die als sensitiv erschienen und für die Verteilungsmuster aus dokumentierten oder gemessenen Daten, die im und um das Wasserschutzgebiet gewonnen wurden, hergeleitet werden konnten. Zu diesen zählten die Bodenparameter (FK, nFK, Corg, C/N-Verhältnis), Bewirtschaftungsparameter (Saatzeit, Erntezeit und Düngezeitpunkt) und klimatischen Parameter (Niederschlag, Temperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Sonnenscheindauer). Aber auch bei diesen Parametern ist eine eindeutige Bestimmung ihrer Verteilung limitiert.

Die modellierten Bodenparameter können zeitlich zwar als relativ stabil betrachtet werden. Kleinräumig können sie bereits sehr stark voneinander abweichen. Um den Rechenaufwand auf ein verträgliches Maß zu beschränken, wurde das WSG auf sechs Bodeneinheiten reduziert. Innerhalb einer jeden Bodeneinheit wurde den Bodenparametern eine Varianz zugewiesen, die um einen festgelegten Mittelwert variiert. Bei dieser gewählten Vorgehensweise müssen jedoch verschiedene Unsicherheiten mit berücksichtigt werden.

1. Die räumliche Abgrenzung der einzelnen Bodeneinheiten ist nicht eindeutig festzustellen. Diese basierte zum großen Teil auf historischen Kartenwerken und älteren bodenkundlichen Untersuchungen (Kap. 4.3.4). Bei der ursprünglichen Erstellung dieser Informationen als auch bei deren aktuellen Auswertung können Fehler durch Missinterpretationen der Bodenprofile unterlaufen. Die anthropogen beeinflussten Böden, Tiefumbruch und Plaggenesche, lassen sich auf Grund ihres charakteristischen Erscheinungsbildes relativ einfach erkennen. Die Schärfe ihrer räumlichen Auflösung hängt jedoch auch von der Dichte der Bodenuntersuchungen ab. Bei den anthropogen gering beeinflussten Böden (Podsol, Pseudogley und Gley-Podsol) ist eine räumliche Trennung hingegen kaum möglich, weil die Übergänge fließend sind. Aufgrund der deterministischen räumlichen Aufgliederung müssen die betroffenen Flächen einer definierten Bodeneinheit zugeordnet werden, wodurch möglicherweise deren besonderen Charakteristika in der Modellierung nicht ausreichend Berücksichtigung fanden.
2. Der tatsächliche Varianzbereich der einzelnen Bodenparameter lässt sich nicht genau ermitteln. Die Variation der einzelnen Bodenparameter durch die Tiefenschichten wurde nach einer einfachen Methode vorgenommen, bei der die jeweiligen Varianzbreiten um einen festgelegten Basiswert variieren (Tab. 4.10). Bekannte Messungen oder Bodenerkundungen, die innerhalb des Wasserschutzgebietes stattgefunden haben, konnten durch den festgelegten Varianzbereich ausreichend erfasst werden. Unklar ist, inwiefern die Bandbreite der tatsächlichen Variationen abgedeckt ist.
3. Die Art der Variation der Bodenparameter innerhalb der Bodenprofile orientiert sich an deterministisch festgelegten Horizontbeschreibungen und Profiltiefen. Bei der Generierung einer Parametervariablen wurde für alle Tiefenschichten die jeweils gleiche relative Abwei-

chung (positiv bzw. negativ) vom Basiswert angenommen (Abb. 4.29). Diese Methode lässt jedoch keinen Spielraum für andere Ausprägungen entlang des Bodenhorizonts zu. Potentielle Variationen der Tiefenschichten wurden nur bei den Böden Tiefumbruch und Plaggeneschen für jeweils einen Bodenhorizont berücksichtigt (Tab. 4.10).

Um die Verteilung der klimatischen Parameter (Niederschlag, Temperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Sonnenscheindauer) einzubeziehen, wurden die Modellszenarien über einen Zeitraum von 12 Jahren (1989 bis 2003) mit realistisch gemessenen Wetterdaten der Wetterstation Lingen durchgeführt. Trotz der Modellierungsdauer von zwölf Wetterjahren lässt sich das große zeitliche Variationsspektrum der klimatischen Parameter in seiner Fülle nicht nachbilden. Die Nutzung der klimatischen Daten von der mehr als 25 Kilometer entfernten Wetterstation Lingen dürfte bei der Beurteilung der Sensitivitäten und Unsicherheiten eine untergeordnete Rolle spielen. Abweichungen können wegen unterschiedlicher kleinräumiger Ausprägungen der Wetterparameter auftreten. Auf Grund des einheitlichen flachen Reliefs sind im Jahresmittel zwischen der Station Lingen und dem Wasserschutzgebiet Getelo-Itterbeck jedoch keine größeren Differenzen zu erwarten.

Die modellierten Düngeregime der einzelnen Kulturarten wurden aus Tätigkeitsberichten der Zusatzberatung der LWK Weser-Ems (1997 bis 2003) gewonnen. Neben der Häufigkeit der Düngegaben wurden daraus auch Verteilungen der jeweiligen Stickstoffmenge und der Düngezeitpunkte für die Modellierung abgeleitet. Bei den Ackerkulturen erfolgte nach diesen Tätigkeitsberichten auf Grund der hohen Anzahl viehhaltender Betriebe die erste Düngegabe am häufigsten in Form von Wirtschaftsdüngern. Der für die Modellierung ermittelte Düngetermin der ersten Gabe wurde daher maßgeblich durch die Wirtschaftsdüngerapplikationen geprägt, weil eine Differenzierung nach Wirtschafts- und reinem Mineraldünger nicht vorgenommen wurde. In der Praxis erfolgt die erste Gabe bei Wirtschaftsdüngern jedoch in der Regel früher als bei einer rein mineralischen Düngung. Dies ist darauf zurückzuführen, dass zum einen im zeitigen Frühjahr die oft erschöpften Kapazitäten der Lagerbehälter entlastet werden. Zum anderen werden für die Wirtschaftsdünger auf Grund der verzögerten Freisetzung seiner organischen Substanzfraktionen frühere Ausbringungszeiten gerechtfertigt. Wie Beispiele bei der Modellierung von Sommergerste zeigen (Abb. 5.23 und 5.24), können zu frühe (und auch zu späte) Stickstoffapplikationen zu überhöhten Nitrat-Austrägen führen. Daher überschätzt die Modellierung mit rein mineralischem Stickstoffdünger die Nitrat-Auswaschung im Mittel sehr wahrscheinlich ein wenig.

Übertragbarkeit des Modells HERMES auf das WSG Getelo-Itterbeck

Bei der Übertragung des Modells HERMES auf das Wasserschutzgebiet Getelo-Itterbeck zeigten sich gewisse Grenzen in seiner Anwendbarkeit. So war eine Parametrisierung der Tiefumbruchböden nur bedingt möglich. Aufgrund ihres geringen Flächenanteils innerhalb des WSG sind die Tiefumbruchböden für die Grundwasserqualität der Förderbrunnen von geringer Relevanz; sie machen mit knapp über 2% den geringsten Bodenanteil innerhalb der Förderbrunneneinzugsgebiete aus.

HERMES ist ein 1-dimensional rechnendes Modell, das eine horizontal verlaufende Bodenschichtung voraussetzt. Die Tiefumbruchböden weisen jedoch im Regelfall unterhalb des Oberbodens (Ap-Horizont) diagonal verlaufende Torf- und Sandbalken auf (Abb. 4.19), die durch das Tiefenpflügen verursacht wurden. Für die Modellierung konnte diese Formation des Bodens bei der Parametrisierung nicht vollständig nachgebildet werden. Sehr wahrscheinlich versickert Niederschlagswasser primär diagonal durch die grobporigeren Sandbalken, die eine größere ungesättigte Wasserleitfähigkeit aufweisen als die Torfbalken. Im Gegenzug ist ein kapillarer Anstieg des Grundwassers eher in dem durch die organische Substanz feinporigen Torfbalken zu erwarten.

Ferner erscheinen die modellierten Denitrifikationsraten bei den Tiefumbruchböden sehr niedrig (Tab. 5.5). Bei den übrigen überwiegend sandigen und Grundwasser unbeeinflussten Böden, wie dem Podsol, sind die entsprechend niedrigen modellierten Werte durchaus nachvollziehbar (Tab. 5.5), weil Sauerstoffmangel weitestgehend auszuschließen ist. Bei den Tiefumbruchböden reichen jedoch Bodenfraktionen mit hohen Anteilen organischer Substanz bis in grundwasserbeeinflusste Bodenschichten. Bei einigen modellierten Szenarien befanden sich die organischen Bodenfraktionen über den größten Teil des Jahres unterhalb der Grundwasseroberfläche. Trotzdem lagen für diese Böden im Mittel der zwölf Jahre (1992 bis 2003) die modellierten Höchstmengen der Denitrifikation unter $2,5 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Der Grund für diese geringen Denitrifikationsraten ist vor allem auf die im Modell HERMES auf den Oberboden (0 – 30 cm) begrenzte Denitrifikation zurückzuführen. Beschränkt auf diese Tiefe sind die Modellergebnisse in dem überwiegend sandigen und gut durchlüfteten Oberboden durchaus plausibel. Jedoch werden dadurch die grundwasserbeeinflussten und organische Substanz führenden tieferen Bodenschichten nicht berücksichtigt. Auch bei einer Modellierung der Denitrifikation bis in tiefere Bodenschichten stellt die Einbeziehung der diagonal verlaufenden Torfbalken noch ein Problem dar. Auf Grund der hohen kapillaren Wasserleitfähigkeit innerhalb der Torfbalken sind auch bei niedrigem Grundwasserstand lokal anaerobe Verhältnisse zu erwarten, wodurch die Denitrifikation gefördert wird.

Maßnahmenanalyse

Das Modell HERMES bietet ein weites Spektrum, verschiedene landwirtschaftliche Nutzungsformen unter verschiedenen standörtlichen Gegebenheiten zu modellieren. Einige der in der landwirtschaftlichen Praxis diskutierten und angewendeten Maßnahmen zur Reduzierung des Nitrataustrags wurden für die Kulturarten Grünland, Sommergerste, Winterroggen, Silomais und Kartoffeln unter den im WSG Getelo-Itterbeck anzutreffenden Bedingungen simuliert und analysiert. Wechselwirkungen zwischen den Kulturarten bei rotierender Fruchtfolge wurden bei dieser Modellierung nicht berücksichtigt; hier besteht noch Nachholbedarf. Unter Anwendung der in Kapitel 4.4.3 beschriebenen Düngeregime sind die modellierten Kulturarten hinsichtlich ihrer Wirkung auf eine potentielle Nitratauswaschung unterschiedlich zu bewerten. Die Minderung der Düngemenge scheint bei allen Kulturen ein probates Mittel, die N-Auswaschung erkennbar zu reduzieren. Oenema et al. (2005) schätzen, dass in Holland eine Reduzierung des N-Überschusses

von 1 kg im Durchschnitt die Nitratauswaschung in Richtung Grundwasser um $0,08 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ mindern kann. Als problematisch bei der Maßnahme der Düngeminderung dürfte jedoch das Monitoring zu bewerten sein, wobei sicher gestellt werden sollte, dass keine größeren Düngemengen als vorgesehen auf die Fläche gelangen.

Grünland erwies sich bei der Modellierung als besonders effektiv, die Nitratauswaschung gering zu halten. Auch Kemmitt et al. (2005) konnten im Bodenwasser unter Grünland deutlich niedrigere Nitrat-Konzentrationen messen als unter Ackerbau. Foerster et al. (1985) stellten auf Geeststandorten im Nordwesten Niedersachsens bei ackerbaulicher Nutzung und ortsüblicher Stickstoffdüngung Nitrat-N-Gehalte zwischen 20 bis $30 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ fest, während sie unter Grünlandnutzung unter $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ lagen. Die modellierten verringerten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unter Grünlandnutzung können durch eine Reduzierung der N-Applikation zusätzlich deutlich gesenkt werden. Auch Scholefield et al. (1993) konnten im Südwesten Englands bei einer Düngedezimierung von 400 auf $200 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ eine Reduzierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser von über $200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ auf ca. $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ feststellen. Fand auf dem Grünland keine N-Düngung statt, sank die Nitratkonzentration auf unter $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (Scholefield et al., 1993). Jedoch darf bei der Grünlandnutzung nicht ohne weiteres von einer das Grundwasser schonenden Bewirtschaftungsform ausgegangen werden. Die modellierten Ergebnisse zu Grünland beschränken sich auf eine Schnittnutzung, Auswirkungen des Nitrataustrags unter Weidenutzung waren nicht Bestandteil dieser Arbeit. Jedoch können unter Weidenutzung die N-Austräge deutlich ansteigen. Nach Untersuchungen in England übertraf die Nitratauswaschung von Weideflächen die der Schnittflächen um mehr als das 5-Fache und überstieg auch Werte, die generell unter ackerbaulicher Nutzung beobachtet werden (Ryden, et al. 1984).

Winterroggen und Sommergerste zeigten unter den modellierten Ackerkulturen die niedrigsten Nitratausträge. Dabei erscheint Winterroggen wegen seines längeren stickstoffzehrenden Verbleibs auf der Fläche gegenüber Sommergerste im leichten Vorteil. In der Literatur zeigt sich hingegen ein nicht immer eindeutiges Bild. So konnten Ritter et al. (1998) keine signifikante Reduzierung des Nitrataustrags durch den Anbau von Winterroggen gegenüber Vergleichsflächen ohne Winterkulturen feststellen.

Die Wirkung einer Stickstoff-Immobilisierung von auf der Fläche belassenen Pflanzenresten mit einem weiten C/N-Verhältnis, wie beim Getreidestroh, wurde in dieser Arbeit nicht explizit untersucht. Schachtschabel et al. (1998) nennen ein C/N-Verhältnis von 20, bei dem weder Stickstoff aufgenommen noch abgegeben wird. In HERMES ist die Stickstofftransformation nicht an die Dynamik des Kohlenstoffs gekoppelt; die N-Mineralisation wird von anderen Faktoren, wie Temperatur und Wassergehalt des Bodens, gesteuert. Eine N-Immobilisation des mineralischen Stickstoffs findet daher im Modell nicht statt. Auf Grund der teilweise weiten C/N-Verhältnisse von 19 bis 24 beim Podsol und mehr als 23 bei Tiefumbruchböden (Tab. 4.4) könnte jedoch eine zeitweilige Immobilisierung des Stickstoffs allein durch die Bodenverhältnisse selbst eintreten.

Unter den Ackerkulturen stellten sich in der Modellierung Mais und Kartoffeln als besonders problematisch dar. Bei der Kartoffel gelten große Mengen leicht zersetzbarer und stickstoffreicher Ernterückstände sowie die mit einer Bodenbearbeitung verbundene Ernte als Ursachen für hohe Nitratausträge (Feldwisch und Frede, 1999). Mais gilt generell als „guter Stickstoffverwerter“ (Büchter et al., 2001). Jedoch werden Maiskulturen aufgrund ihrer weiten Reihenabstände, des Reihenschlusses und der späten Ernte hinsichtlich der Nitratauswaschung als problematisch eingestuft (Feldwisch und Frede, 1999). Gleichzeitig stellt der Maisanbau aufgrund seiner langsamen Jugendentwicklung, die mit einer geringen Stickstoffaufnahme verbunden ist, eine potentielle N-Auswaschungsgefahr dar (Büchter et al., 2001). Besonders hoch ist die Gefahr bei zu hoher mineralischer N-Düngung. Bei mit mehr als $150 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ gedüngtem Silomais konnten Büchter et al. (2001) bei Untersuchungen in Schleswig-Holstein Auswaschungsverluste von mehr als $40 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ feststellen, was bei einer Sickerwasserspende von $350 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ dem Grenzwert von $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ entspricht. Als positiv zu bewerten ist jedoch, dass die Hauptwachstumszeit mit dem Zeitraum der höchsten Mineralisation zusammenfällt (Feldwisch und Frede, 1999), so dass das höhere mineralische Stickstoffaufkommen durch die Pflanze kompensiert werden kann. Als Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffauswaschung können bei Mais Untersaaten relativ leicht eingesetzt werden. Eine Modellierung wurde bei Silomais jedoch auf die Zwischenfrucht begrenzt, weil in HERMES der Einsatz von Untersaaten in der vorliegenden Modellform nicht durchführbar ist.

Der Zwischenfruchtanbau erwies sich bei allen Ackerkulturen als eine Methode überschüssigen Stickstoff zu binden und somit einer potentiellen Auswaschung zu entziehen. Der in der Modellierung gewählte Ansatz berücksichtigt jedoch nicht die Langzeitwirkung, die beim Anbau von Zwischenfrüchten entsteht; vielmehr wurde seine unmittelbare Wirkungsweise nachgebildet. Das Mineralisationspotential der Biomasse der Zwischenfrucht wurde in der Modellierung auf einen sehr niedrigen Wert begrenzt. Nach Lorenz (2004) sind aber ca. 60% des Stickstoffs bei Gründüngung leicht abbaubar. Für eine langfristige Aufrechterhaltung der positiven Wirkung von Zwischenfrüchten, die zur Gründüngung genutzt werden, muss daher bei der Düngeplanung die Mineralisation der zusätzlich gewonnenen Pflanzenreste mit berücksichtigt werden.

7 Zusammenfassung

An den Förderbrunnen des Wasserschutzgebietes Getelo-Itterbeck, im äußersten Westen Niedersachsens gelegen, konnte in den zurückliegenden Jahren ein steter Anstieg der Nitrat-Konzentration im geförderten Grundwasser gemessen werden. Im Rahmen eines Entwicklungskonzeptes wurden für dieses Wasserschutzgebiet mit seinen überwiegend sandigen Böden ausgewählte landwirtschaftliche Maßnahmen auf ihre Wirkungsweise zur Minderung der Nitratauswaschung modelliert. Die Modellierung des Wasser- und Stickstoffhaushalts erfolgte mit Hilfe des von Kersebaum (1989) entwickelten Modells HERMES, das zur Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden konzipiert wurde. HERMES ist ein eindimensionales prozessorientiertes Modell, das auf der Basis von täglichen Wetterdaten in der ungesättigten Zone die verschiedenen Prozesse des Stickstoffhaushaltes wie Stickstoffmineralisation, Nitrat-Transport mit dem Bodenwasser, Pflanzenaufnahme und Denitrifikation im System Boden-Pflanze berechnet.

Für ausgewählte Standorte im Wasserschutzgebiet wurde HERMES kalibriert und validiert. Als gemessene Vergleichsdaten wurden die Nitratgehalte in Tiefenprofilen, die N-Dynamik (N_{\min}) des Bodens, Nitrat-Konzentrationsdynamik oberflächennahen Grundwassers und die Stickstoffaufnahme ortsüblicher Kulturpflanzen verwendet. Bei der Validierung wurde neben einer visuellen Beurteilung das Bestimmtheitsmaß (r^2) angewandt, das die gemeinsame Varianz aller modellierter und gemessener Werte darstellt. Für die Simulation des Stickstoff- und Wasserhaushalts in der ungesättigten Zone erwies sich das Modell HERMES nach der durchgeführten Überprüfung der Validität als sehr zuverlässig. Die gemessenen durchschnittlichen Nitratkonzentrationen aller Tiefenprofile konnten durch das Modell bei einem Bestimmtheitsmaß (r^2) von mehr als 0,65 gut abgebildet werden.

Das Wasserschutzgebiet wurde in sechs Bodeneinheiten gegliedert, die jeweils Flächen mit ähnlichen Bodencharakteristika wiedergeben. Mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen konnten Standortfaktoren und Nutzungsparameter identifiziert werden, die besonders intensiv auf die Grundwasserneubildung und den Nitrataustrag wirken. Dazu wurde den Bodenparametern (FK, nFK, Corg, C/N-Verhältnis), Bewirtschaftungsparametern (Saatzeit, Erntezeit und Düngezeitpunkt) und Grundwasserständen (Hoch- bzw. -Niedrigstand) Variationsbreiten und Streuungsmuster zugewiesen. Diese wurden möglichst realistisch gehalten, um die Modellergebnisse gleichzeitig für Prognosen der Unsicherheit, die aus den Eingabeparametern herrühren, zu nutzen. Die Erstellung der Zahlenwerte der variierten Parameter wurde mit Hilfe des Latin Hypercube Sampling (LHS) unter Beachtung etwaiger Korrelationen durchgeführt. Um auch den Einfluss klimatischer Parameter (Niederschlag, Temperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Sonnenscheindauer) auf die Modellergebnisse mit einzubeziehen, wurden alle Szenarien mit realen Wetterdaten der östlich des Wasserschutzgebietes gelegenen Klimastation Lingen über 12 Jahre (1992 bis 2003) modelliert. In weiteren Szenarien wurde die Sensitivität der Modellergebnisse auf die Anwendung unterschiedlicher Wirtschaftsdünger durch Variation der Verhältnisse von mineralischem zu organisch gebundenem Stickstoff simuliert.

Unter den klimatischen Standortfaktoren stellte sich besonders der Niederschlag als eine die Nitrat-Auswaschung fördernde Größe heraus. Mit steigenden Jahresniederschlägen sind deutliche Zunahmen der Sickerwasserspense verbunden. Die Feldkapazität erwies sich als der größte die Nitratauswaschung beeinflussende Bodenparameter. Deshalb sind vor allem die im Wasserschutzgebiet weit verbreiteten Podsole mit ihren niedrigen Feldkapazitäten stark nitratauswaschungsgefährdet. Bei Wirtschaftsdüngern zeigte sich, dass die Nitrat-Auswaschung nur in wenigen Jahren nach deren ersten Applikation allein auf die mineralische Düngefraktion zurückgeführt werden kann. Bei langjährigen Düngeapplikationen wird die Nitratauswaschung maßgeblich durch den zugeführten Gesamtstickstoff des Wirtschaftsdüngers (mineralische und organische Stickstofffraktionen) bestimmt.

Für die im Wasserschutzgebiet am häufigsten vorkommenden Kulturarten Sommergerste, Winterroggen, Silomais, Kartoffeln und Grünland wurden die Auswirkungen einer reduzierten Stickstoffdüngung analysiert. Bei allen Kulturarten konnte ein deutlicher Rückgang der Nitratauswaschung bei einer Reduzierung der Stickstoffdüngung verzeichnet werden. Für die modellierten Kulturen ergab sich insgesamt eine Abstufung der Nitrat-Auswaschungstoleranz in der Reihenfolge Grünland > Winterroggen > Sommergerste > Silomais > Kartoffeln. Um unter einem Konzentrationsniveau von $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ zu bleiben, müssten die Düngemengen bei Grünland unter $340 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, bei Sommergerste unter $80 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und bei Winterroggen unter $90 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ bleiben. Bei Silomais und Kartoffeln überstiegen auch die niedrigsten angenommenen Düngemengen noch das Konzentrationsniveau von $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$. Die Simulationen mit Zwischenfrüchten ergaben bei allen Ackerkulturen eine deutliche Abnahme der Nitratauswaschung. Aufgrund der späten Ernte ist der relative Effekt bei Silomais und Kartoffeln geringer als bei der Sommergerste und Winterroggen. Der größte Effekt konnte bei der Sommergerste beobachtet werden. Eine Zudüngung zu Zwischenfrüchten erhöht das Auswaschungsrisiko erneut und mindert ihren positiven Effekt.

Während für die meisten Bodeneinheiten die Parametrisierung und die Modellergebnisse plausibel erschienen, ist eine Parametrisierung der im Wasserschutzgebiet vorkommenden Tiefumbruchböden nur eingeschränkt möglich. Auf Grund der 1-dimensionalen Funktionsweise erfordert das Modell eine horizontal verlaufende Bodenschichtung. Gewöhnlich weisen Tiefumbruchböden jedoch unterhalb des Oberbodens (Ap-Horizont) durch das Tiefenpflügen verursachte diagonal verlaufende Torf- und Sandbalken mit unterschiedlichen bodenphysikalischen Merkmalen auf. Aufgrund ihres geringen Flächenanteils von ca. 2% im Einzugsgebiet der Förderbrunnen bleibt jedoch der Einfluss der Tiefumbruchböden auf die Trinkwasserqualität gering.

Insgesamt kann festgehalten werden, dass sich das Modell HERMES für das Wasserschutzgebiet Getelo-Itterbeck als ein sehr nützliches und zuverlässiges Instrument erweist, die Nitrat-Auswaschungsgefährdung zu beurteilen, flächenspezifische Maßnahmen zu bewerten und das Management von auswaschungsgefährdeten Standorten zu optimieren.

8 Summary

At the wellheads of the water protection area, Getelo-Itterbeck, in the West of Lower Saxony, an increase in the nitrate concentration of the delivered groundwater had been measured in the previous years. Within a development concept, selected agricultural measurements have been modeled to examine their effects on the mitigation of the nitrate leaching for the water protection area with its predominantly sandy soils. The modeling of the water and nitrogen balance was conducted with the support of the HERMES model that was developed by Kersebaum (1989) to simulate the nitrogen dynamics of arable land. HERMES is a 1-dimensional process oriented model that, based on daily meteorological data calculates the various nitrogen balance processes within the unsaturated zone as mineralization, nitrate transportation with the soil water, nitrogen uptake by plants and denitrification within the soil-plant system.

HERMES was calibrated and validated for selected locations within the water protection area. As measured reference data, nitrate content of depth drillings, nitrogen dynamic of the soil (N_{\min}), nitrate concentration dynamic of superficial groundwater and nitrogen uptake of local common crops were used. Besides a visual evaluation the coefficient of determination (r^2) was used. The HERMES model turned out to be reliable for the simulation of the nitrogen and water balance in the unsaturated zone. The measured average nitrate concentrations of all depth drillings could be fairly simulated with a coefficient of determination (r^2) of 0.65.

The water protection area was subdivided into six soil units that reflect areas with similar soil characteristics respectively. With the support of sensitivity analyses, location factors and cultivation parameters were identified that have a significant impact on the groundwater recharge and the nitrate leaching. Therefore range parameters and corresponding dispersions were assigned to soil parameters (field capacity, available water capacity, Corg, C/N), cultivation parameters (seedtime, harvest time and fertilizing schedule) and groundwater levels. Those were chosen as realistically as possible to achieve also predictions of uncertainties that result from the input parameters. The generation of the numerical values of the various parameters was conducted with the support of a Latin Hypercube Sampling (LHS) under consideration of possible correlations. To include climatic parameters (precipitation, temperature, relative humidity, sunshine duration), all scenarios were modeled with real meteorological data of the 12 years (1992 through 2003) from the meteorological station Lingen to the east of the water protection area. In further scenarios the sensitivity of model results due to the application of different organic fertilizers were simulated by varying the ratio of mineral and organic nitrogen.

Among the climatic parameters the precipitation turned out to have the biggest impact on nitrate leaching. The increase of annual precipitation is connected with a considerable augmentation of the groundwater recharge. The field capacity turned out to have the biggest impact on nitrate leaching among the soil parameters. Thus the widespread Podsol with its low field capacity is particularly of high risk concerning nitrate leaching within the water protection area. The utilization of organic

fertilizers resulted only in the first years of their application in a high impact on the nitrate leaching due to the mineral nitrogen fraction of the manure. In long lasting scenarios the nitrate leaching was highly linked to the total nitrogen (mineral and organic fractions) of the applied organic fertilizer.

For the most common crops within the water protection area such as barley, winter rye, silage corn, potatoes and grassland the effect of reduced nitrogen fertilization was analyzed. For all crops a significant reduction of nitrate leaching due to the fertilization decrease could be simulated. Altogether the modeling resulted in a grading concerning the tolerance of nitrate leaching as follows: grassland > winter rye > barley > silage corn > potatoes. To keep the concentration level below $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ the nitrogen application has to stay underneath $340 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ for grassland, under $80 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ for barley and under $90 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ for rye. For silage corn and potatoes a concentration level below $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ could not be modelled within the calculated range of applied nitrogen manure quantities. The simulation with catch crops showed for all arable crops a significant decrease of nitrate leaching. Due to their late harvest the relative effect of catch crops in silage corn and potato cultivation is less than at barley and winter rye cultivation. The biggest effect of catch crops could be modelled for barley cultivation. An additional fertilization of the catch crops increases the risk of leaching and reduces their positive effect.

While for the most soil units the parameterization and the model results appear feasible a parameterization for the deep ploughed soils in the water protection area is limited. Due to its 1-dimensional operation the model requires horizontal soil layers. But usually the deep ploughed soils show below the topsoil diagonal peat and sand layers with differing physical characteristics as a result of the deep ploughing process. Due to the small area percentage of approximately 2% within the catchment area of the wellheads the impact of the deep ploughed soils on the drinking water quality can be considered as very small.

Altogether it can be stated that the HERMES model is a beneficial and reliably instrument to assess the risk of leaching, to evaluate agricultural measures and to optimize the management of locations being subject to nitrate leaching within the Getelo-Itterbeck water protection area.

9 Literatur

- Aber, J.D., Ollinger, S.V., Driscoll, C.T. (1977): Modelling nitrogen saturation in forest ecosystems in response to land use atmospheric deposition. *Ecological Modelling*, 101, 61-78.
- Acutis, M., Ducco, G., Grignani, C. (2000): Stochastic use of the LEACHN model to forecast nitrate leaching in different maize cropping systems. *European Journal of Agronomy*, 13 (2-3), 191-206.
- AG Boden (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 4. Auflage. Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter der Bundesrepublik Deutschland, Hannover.
- Almasri, M. N. (2007): Nitrate contamination of groundwater: A conceptual management framework. *Environmental Impact Assessment Review*, 27 (3), 220-242.
- Alsing, I., Fleischmann, A., Guthy, K., Hechler, G., Roßbauer, G., Schmaunz, F., Ruhdel, H.-J., Schlaghecken, J., Schneider-Böttcher, I. (2002): *Lexikon der Landwirtschaft – Pflanzlicher Erzeugung, Tierische Erzeugung, Landtechnik/Bauwesen, Ökologischer Landbau, Betriebslehre, Landwirtschaftliches Recht*, 4. überarbeitete und erweiterte Auflage: Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart.
- Anderson, N., Strader, R., Davidson, C. (2003): Airborne reduced nitrogen: ammonia emissions from agriculture and other sources. *Environmental International*, 29, 277-286.
- Azam, F., Simmons, F.W., Mulvaney, R.L. (1993): Mineralization of N from plant residues and its interaction with native soil N. *Soil Biol. Biochem*, 25 (12), 1787-1792.
- Bach, M., Frede, H.-G. (1999): *Nährstoffbilanzen der Landwirtschaft in Deutschland*. Hrsg.: Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (aid) e.V. und der Bundesarbeitskreis Düngung (BAD), Bonn.
- Barrios, E., Buresh, R.J., Sprent, J.I. (1996): Nitrogen mineralization in density fractions of soil organic matter from maize and legume cropping systems. *Soil Biol. Biochem*, 28 (10-11), 1459-1465.
- Baumgärtel, G. (2003): *Stickstoffverluste bei der Gülledüngung minimieren*. Landwirtschaftskammer Hannover, Veröffentlichung übers Internet.
- Beare, M.H., Cabrera, M.L., Hendrix, P.F., Coleman, D.C. (1994): Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional- and no-tillage soils. *Soil Society of America Journal*, 58, 787-795.
- Beaudoin, N., Saad, J.K., Van Laethem, C., Machet, J.M., Maucorps, J., Mary, B. (2005): Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 111 (1-4), 292-310.
- Benne, I., Heineke, H.-J., Nettelmann, R. (1990): *Die DV-gestützte Auswertung der Bodenschätzung – Erfassungsanweisungen und Übersetzungsschlüssel*. Technische Berichte zum NIBIS. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.
- Berntson, G.M., Aber, J.D. (2000): Fast nitrate immobilization in N saturated temperate forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 151-156.
- Bezirksregierung Weser-Ems (1999 bis 2003): *Nutzungskartierung für das WSG Getelo-Itterbeck für die Jahre 1999 bis 2003, Maßstab 1:5000 bzw. 1:10.000, Kartenwerke, unveröffentlicht*.
- Blume, H.-P., Leinweber, P. (2004): Plaggen Soils: landscape history, properties, and classification. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 167, 319-327.

- Bouraoui, F., Grizzetti, B. (2007): An integrated modelling framework to estimate the fate of nutrients: Application to the Loire (France). *Ecological Modelling*, 212 (3-4), 450-459.
- Bouwer, W., Gäth, S., Frede, H.-G. (1994): Nitrat im Grundwasser – Ergebnisse der Untersuchungen zu den standörtlichen, hydrogeologischen und landwirtschaftlichen Gegebenheiten im Wasserschutzgebiet Getelo-Itterbeck. Forschungsbericht. Institut für Landeskultur der Universität Gießen.
- Bouwer, W. (1995): Wasser- und Stickstoffumsatz im Boden- und Grundwasserbereich eines Wassereinzugsgebietes in Niedersachsen. Dissertation Universität Giessen, Boden und Landschaft Bd. 6.
- Breuer, L., Eckhardt, K., Frede, H.-G. (2003): Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling*, 169, 237-293.
- Büchter, M., Wachendorf, M., Taube, F. (2001): Nitratauswaschung unter Silomais in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsform und der N-Düngungsintensität – Ergebnisse aus dem N-Projekt Karkendamm. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Futterbau, Band 3, 75-77.
- Catt, J.A., Howse, K.R., Christian, D.G., Lane, P.W., Harris, G.L., Goss, M.J. (2000): Assessment of tillage strategies to decrease nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK. *Soil and Tillage Research*, 53 (3-4), 185-200.
- Chaves, B., De Neve, S., Hofman, G., Boeckx, P., Van Cleemput, O. (2004): Nitrogen mineralization of vegetable root residues and green manures as related to their (bio)chemical composition, *European Journal of Agronomy*, 21, 161-170.
- Christiaens, K., Feyen J. (2002): Use of sensitivity and uncertainty measures in distributed hydrological modeling with an application to the MIKE SHE model. *Water Resources Research*, 38, 9, 1169, doi: 10.1029/2001WR000478.
- Christiaens, K., Feyen J. (2002a): Constraining soil hydraulic parameter and output uncertainty of the distributed hydrological MIKE SHE model using the GLUE framework. *Hydrological Processes*, 16 (2), 373-391.
- Crosetto, M., Tarantola, S., Saltelli, A. (2000): Sensitivity and uncertainty analyses in spatial modelling based on GIS. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 81, 71-79.
- Davies, D.B., Garwood, T.W.D., Rochford, A.D.H. (1996): Factors affecting nitrate leaching from a calcareous loam in East Anglia. *J. Agric. Sci.*, 126, 75-86.
- Decau, M.L., Simon, J.C., Jacquet, A. (2004): Nitrate leaching under grassland as affected by mineral nitrogen fertilization and cattle urine. *J. Environ. Qual.*, 33, 637-644.
- Demmers, T.G.M., Burgess, L.R., Short, J.L., Phillips, V.R., Clark, J.A., Wathes, C.M. (1998): First experiments with methods to measure ammonia emissions from naturally ventilated cow buildings in the UK. *Atmospheric Environment*, 32, 285-293.
- Diekkrüger, B., Söndgerath, D., Kersebaum, K.C., McVoy, C.W. (1995): Validity of agroecosystem models – A comparison of results of different models applied to the same data set. *Ecological Modelling*, 81, 3-29.
- Dise, N.B., Matzner, E., Forsius, M. (1998): Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. *Environmental Pollution*, 102, 453-456.
- DWD (Hrsg.) (2004): Daten zur Klimastation Lingen (täglich für 01.01.1973 bis 31.03.2004): Niederschläge, mittlere Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit und Temperatur um 14.30 Uhr und Sonnenscheindauer.

- Eckelmann, W. (1980): Plaggenesche aus Sanden, Schluffen und Lehmen sowie Oberflächenveränderungen als Folge der Plaggenwirtschaft in den Landschaften des Landkreises Osnabrück. Geol. Jb. R. F, H. 10.
- Eckelmann, W., Meyer, B. (1981): Plaggenesche und anthropogenes Relief im lößbedeckten Hügelland um Osnabrück. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 32, 623-630.
- Eckelmann, W., Klausung, C. (1982): Plaggenwirtschaft im Landkreis Osnabrück. Mitteilungen des Vereins für Geschichte und Landeskunde von Osnabrück, Band 88, 234-248.
- Eckhardt, K., Breuer, L., Frede, H.-G. (2003): Parameter uncertainty and the significance of simulated land use changes effects. Journal of Hydrology, 273, 164-176.
- Eiler, T., Rump, B., Uhlmann, J., Schäfer, W., Esch, R. (2004): Zwischenbericht Tastversuch Getelo-Itterbeck. Landwirtschaftskammer Weser-Ems und Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung Hannover, Oldenburg und Bremen, unveröffentlicht.
- Eriksen, J., Vinther, F.P. (2004): Nitrate leaching and N₂-fixation in grasslands of different composition, age and management. Journal of Agricultural Science, 142. (2), 141-151.
- Farruggia, A., Gastal, F., Scholefield, D. (2004): Assessment of the nitrogen status of grassland. Grass and Forage Science, 59 (2), 113-120.
- Feldwisch, N., Frede, H.-G. (1999): Stoffeinträge in Gewässer aus der Landwirtschaft. In: Frede, H.-G., Dabbert, S., [Hrsg.]: Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Ecomed Verlagsgesellschaft AG & CO. KG, 2. Auflage, Landsberg, 451 S.
- Foerster, P., Scheffer, B., Neuhaus, H. (1985): Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest. Z. Dt. Geol. Ges., 136, 497-504.
- Fraters, D., Boumans, L.J.M., van Drecht, G., de Haan, T., de Hoop, W.D. (1998): Nitrogen monitoring in groundwater in the sandy regions of the Netherlands. Environmental Pollution 102, 479-485.
- Franz, S. (2003): Der Boden- und Deckschichtenkörper und seine Schutzfunktion für das oberflächennahe Grundwasser in der niedersächsischen Altmoränenlandschaft – beispielhaft untersucht am Einzugsgebiet des Wasserwerkes Haselünne-Stadtwald (Emsland). Dissertation an der Westfälischen Wilhelm-Universität Münster, Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie, Bd. 12.
- Gabrielle, B., Mary, B., Roche, R., Smith, P., Gosse, G. (2002): Simulation of carbon and nitrogen dynamics in arable soils: a comparison of approaches. Europ. J. Agronomy, 18, 107-120.
- Gäth, S., Köhler, H.-J., Pommering, J. (1999): Studie zur Konfliktlösung Trinkwasserschutz und Rohstoffgewinnung in der Region Itterbeck (Trinkwassereinzugsgebiet Getelo und angrenzendes Grundwasservorsorgegebiet). Giessen, Boden und Landschaft Bd. 26.
- Gerwitz, A., Page, E.R. (1974): An empirical mathematical model to describe plant root systems, J. Appl. Ecol., 11, 773-781.
- Goudriaan, J. (1977): Crop micrometeorology: A simulation study. Pudoc, Centre of agricultural publishing and documentation, Wageningen, 248 S.
- Goudriaan, J. (1982): Potential production processes. In: Penning de Vries, F. W. T., Van Laar, H. H., [Hrsg.]: Simulation of plant growth and crop production. Pudoc, Centre for agricultural publishing and documentation, Wageningen, 98-113.

- Groot, J.J.R. (1987): Simulation of nitrogen balance in a system of winter wheat and soil. Simulation Report. CABO-TT, 13, Centre for agrobiological research and Department of Theoretical Production Ecology, Agricultural University Wageningen.
- Gundersen, P., Callesen, I., De Vries, W. (1998): Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution* 102, 403-407.
- Haude, W., (1955): Zur Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration. Mitt. des DWD, Nr. 8, Bad Kissingen.
- Hansen, S., Thorsen, M., Pebesma, E.J., Kleeschulte, S., Svendsen, H. (1999): Uncertainty in simulated nitrate leaching due to uncertainty in input data. A case study. *Soil Use and Management*, 15, 167-175.
- Heger, K. (1978): Bestimmung der potentiellen Evapotranspiration über unterschiedlichen landwirtschaftlichen Kulturen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 26, 21-40.
- Herrmann, A., Kersebaum, K.C., Taube, F. (2005): Nitrogen fluxes in silage maize production: Relationship between nitrogen content at silage maturity and nitrate concentration in soil leachate. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 73, 59-74.
- Hölscher, J., Rost, J., Walther, W. (1994): Boden- und Gewässerbelastung in Niedersachsen durch Stoffeinträge aus der Atmosphäre. *Wasser & Boden* 1/94, 20-25.
- Hofman, G. (1988): Nitrogen supply from mineralization of organic matter. *Biological Wastes*, 26, 315-324.
- Iman, R.L., Helton, J.C. (1985): A comparison of uncertainty and sensitivity analysis techniques for computer models. NUREG/CR-3904, SAND84-1461, Sandia Natl. Lab., Albuquerque, N.M.
- Jansen, M.J.W. (1998): Prediction error through modelling concepts and uncertainty from basic data. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 50, 247-253.
- Jansson, S.L. (1958): Tracer studies on nitrogen transformation in soils with special attention to mineralization relationships. *Kungl. Lantbr. Ann.* 24, 101-361.
- Janzen, H.H., McGinn, S.M. (1991): Volatile loss of nitrogen during decomposition of legume green manure. *Soil Biol. Biochem.*, 23 (3), 291-297.
- Jingguo, W., Bakken, L.R. (1997): Competition for nitrogen during decomposition of plant residues in soil: effect of spatial placement of N-rich and N-poor plant residues. *Soil Biol. Biochem.*, 29 (2), 153-162.
- Kemmitt, S.J., Wright, D., Jones, D.L. (2005): Soil acidification used as a management strategy to reduce nitrate losses from agricultural land. *Soil Biology and Biochemistry*, 37 (5), 867-875.
- Kersebaum, K.C. (1989): Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden. Dissertation, Universität Hannover, 141 S.
- Kersebaum, K.C., Richter, J. (1991): Modelling nitrogen dynamics in a plant-soil system with a simple model for advisory purposes. *Fert. Res.* 27, 273-281.
- Kersebaum, K.C. (1995): Application of a simple management model to simulate water and nitrogen dynamics. *Ecological Modelling* 81, 145-156.
- Kersebaum, K.C., Beblík, A.J. (2001): Performance of a nitrogen dynamics model applied to evaluate agricultural management practices. In: Shaffer, M., Hansen, S. [Hrsg.]: *Modelling carbon and nitrogen dynamics for soil management*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, 549-569.

- Kersebaum, K.C., Lorenz, K., Reuter, H.I., Wendroth, O. (2002): Modeling crop growth and nitrogen dynamics for advisory purposes regarding spatial variability. In: Ajuha, L., Ma, L. Howell, T., [Hrsg.]: Agricultural system models in field research and technology transfer. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, 229–252.
- Kersebaum, K.C., Steidl, J., Bauer, O., Piorr, H.-P. (2003): Modelling scenarios to assess the effects of different agricultural management and land use options to reduce diffuse nitrogen pollution into the river Elbe. *Physics and Chemistry of the Earth*, 28 (12-13), 537–545.
- Kersebaum, K.C. (2003): Verzeichnisstruktur des Modells HERMES. Script zur Nutzung des Programms, unveröffentlicht.
- Kersebaum, K.C., Lorenz, K., Reuter, H.I., Schwarz, J., Wegehenkel, M., Wendroth, O. (2005): Operational use of agro-meteorological data and GIS to derive site specific nitrogen fertilizer recommendations based on the simulation of soil and crop growth processes. *Physics and Chemistry of the Earth*, 30, 59–67.
- Kersebaum, K.C. (2007): Modelling nitrogen dynamics in soil-crop systems with HERMES. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 77, 39–52.
- Kersebaum, K.C., Reuter, H.I., Lorenz, K., Wendroth, O. (2007a): Model-based nitrogen fertilization considering agro-meteorological data. In: Managing crop nitrogen for weather: Proceedings of the Soil Science Society of America, Symposium on integrating weather variability into nitrogen recommendations, 15 November 2006, Indianapolis, IN.: 1-1-1-9; Norcross (IPNI).
- Kersebaum, K.C., Nieder, R., Köster, W. (2007b): Neue Chancen für eine effizientere N-Düngung. *Wasserwirtschaft*, 1-2, 58–63.
- Kersebaum, K.C., Hecker, J.-M., Mirschel, W., Wegehenkel, M. (2007c): Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems: A comparison of simulation models applied on common data sets. In: Kersebaum, K.C., Hecker, J.-M., Mirschel, W., Wegehenkel, M. [Hrsg.]: Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems: Processing of the workshop on „Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems“ held on 14-16 June 2004 in Müncheberg, Germany. 1–17, Springer-Verlag, Dordrecht.
- Koo, B.K., O’Connell, P.E. (2006): An integrated modelling and multicriteria analyses approach to managing nitrate diffuse pollution: 2. A case study for a chalk catchment in England. *Science of the Total Environment*, 358, 1-20.
- Korsaeth, A., Henriksen, T.M., Bakken, L.R. (2002): Temporal changes in mineralization and immobilization of N during degradation of plant material: implication for the plant N supply and nitrogen losses. *Soil Biology & Biochemistry*, 34, 789-799.
- Kraft, G.J., Stites, W. (2003): Nitrate impacts on groundwater from irrigated-vegetable systems in a humid north-central US sand plain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 100, 63-74.
- Kroes, J., Roelsma, J. (2007): Simulation of water and nitrogen flows on field scale: application of the SWAP-ANIMO model for the Müncheberg data set. In: Kersebaum, K.C., Hecker, J.-M., Mirschel, W., Wegehenkel, M., [Hrsg.]: Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems: Processing of the workshop on „Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems“ held on 14-16 June 2004 in Müncheberg, Germany. 1–17, Springer-Verlag, Dordrecht.
- Krysanova, V., Haberlandt, U. (2002): Assessment of nitrogen leaching from arable land in large river basins – Part I. Simulation experiments using a process-based model. *Ecological Modelling*, 150, 255-275.

- Kuka, K., Franko, U., Rühlmann, J., Martens, R., Vogt, M., Kalbitz, K. (2007): Modelling the impact of pore space distribution on carbon turnover. *Ecol. Model.*, 208 (2-4), 295-306.
- Laverman, A.M., Zoomer, H.R., Van Verseveld, H.W. Verhoef, H.A. (2000): Temporal and spatial variation of nitrogen transformations in a coniferous forest soil. *Soil Biology & Biochemistry* 32, 1661-1670.
- Ledoux, E., Gomez, E., Monget, J.M., Viavattene, C., Viennot, P., Ducharne, A., Benoit, M., Mignolet, C., Schott, C., Mary, B. (2007): Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS-MODCOU modeling chain. *Science of the Total Environment*, 375, 33-47.
- Lorenz, K. (2004): Nutzung der räumlichen Variabilität von ausgewählten Standorteigenschaften für die ortsspezifische N-Düngung – Messung und Simulation. Dissertation. Humboldt-Universität Berlin, 166 S.
- Link, J., Graeff, S., Batchelor, W. D., Claupein, W. (2006): Evaluating the economic and environmental impact of environmental compensation payment policy under uniform and variable-rate nitrogen management, *Agricultural Systems*, 91 (1-2), 135-153.
- LWK Weser-Ems (1997 bis 2003): Landwirtschaftliche Zusatzberatung im Interesse des Gewässerschutzes gemäß § 47 h Abs. 3 Nr. 4a NWG. Sachberichte 1997 bis 2003 – Wasserschutzgebiet Getelo-Itterbeck und Wietmarschen-Füchtenfelde, unveröffentlicht.
- LWK Weser-Ems und LWK Hannover (2003): Nähstoffvergleiche auf Feld-Stall-Basis - § 5 Düngeverordnung, Hannover.
- Ma, L., Malone, R.W., Heilman, P., Ahuja, L.R., Meade, T., Saseendran, S.A., Ascough II, J.C., Kanwar, R.S. (2007): Sensitivity of tile drainage flow and crop yield on measured and calibrated soil hydraulic properties. *Geoderma*, 140 (3), 284-296.
- MacDonald, J.A., Dise, N.B., Matzner, E., Armbruster, M., Gundersen, P., Forsius, M. (2002): Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology*, 8, 1028-1033.
- Masciandaro, G., Ceccanti, B., Gallardo-Lancho, J.F. (1998): Organic matter properties in cultivated versus set-aside arable soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 67, 267-274.
- McKay, M.D. (1988): Sensitivity and uncertainty analysis using a statistical sample of input values. In: Ronen, Y., S. [Hrsg.]: *Uncertainty analyses*. 145-186, CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida.
- Melching, C.S. (1995): Reliability estimation. In: Singh, V.P. [Hrsg.]: *Computer models of watershed hydrology*. 69–118, Water Resour. Publ., Highlands Ranch, Colo.
- Myers, R.J.K., Campbell, C.A., Weier, K.L. (1982): Quantitative relationship between net nitrogen mineralization and moisture content of soils. *Can. J. Soil Sci.* 62, 111-124.
- Nain, A.S., Kersebaum, K.C. (2007): Calibration and validation of CERES model for simulating water and nutrients in Germany. In: Kersebaum, K.C., Hecker, J.-M., Mirschel, W., Wegehenkel, M. [Hrsg.]: *Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems: Processing of the workshop on „Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems“ held on 14-16 June 2004 in Müncheberg, Germany*. 1–17, Springer-Verlag, Dordrecht.
- Nicholson, F.A., Chambers, B.J., Mills, A.R., Strachan, P.J. (1997): Effects of repeated straw incorporation on crop fertilizer nitrogen requirements, soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses. *Soil Use Manage.*, 13, 136-142.

- NLFB (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung) (1974): Bodenkundliches Gutachten zur Beweissicherung im Wassergewinnungsgebiet Itterbeck, Kreis Grafschaft Bentheim. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Wasserbeschaffungsverbandes Gruppenwasserversorgung, Hannover.
- NLFB (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung) (2004a): Bodenübersichtskarte von Niedersachsen 1:50.000, L3506 Neuenhaus, Grundkarte.
- NLFB (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung) (2004b): Ursprüngliche Moorverbreitung von Niedersachsen 1:50.000, L3506 Neuenhaus, Grundkarte.
- NLFB (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung) (2004c): Geologische Karte von Niedersachsen 1:25.000, 3406 Itterbeck, 3407 Neuenhaus (Nord), 3506 Getelomoor und 3507 Neuenhaus (Süd), Grundkarte.
- NLS (Niedersächsisches Landesamt für Statistik) (2001): Agrarstrukturerhebung 2001, Gemeindeergebnisse: Betriebsgrößenstruktur, Hauptnutzungs- und Kulturarten, Viehhaltung. Statistische Berichte Niedersachsen, CIV 9.1 – 2j/01, Heft 1.
- NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2003): Informationsblatt Freiwillige Vereinbarungen zum Grundwasserschutz 2003, Hannover.
- NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2007): Flyer Freiwillige Vereinbarungen zum Grundwasserschutz 2007, Hannover.
- Nordmeyer, H., Richter, J. (1985): Incubation experiments on nitrogen mineralisation in loess and sandy soils. *Plant and Soil*, 83, 433–445.
- Nuske, A. (1983): Ein Modell für die Stickstoff-Dynamic von Acker-Lößböden im Winterhalbjahr – Messungen und Simulationen. Dissertation, Universität Hannover, 164 S.
- Oenema, O, Boers, P.C.M., Van Eerdt, M.M., Fraters, B., Van der Meer, H.G., Roest, C.W.J, Schröder, J.J., Willems, W.J. (1998): Leaching of nitrate from agriculture to groundwater: The effect of policies and measures in the Netherlands. *Environmental Pollution*, 102, 471-478.
- Oenema, O., Van Liere, L., Schoumans, O. (2005): Effects of lowering nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture on the quality of groundwater and surface water in the Netherlands. *Journal of Hydrology*, 304 (1-4), 289-301.
- Olf, H.-W., Blankenau, K., Brentrup, F., Jasper, J., Link, A., Lammel, J. (2005): Soil- and plant-based nitrogen-fertilizer recommendations in arable farming. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 168 (4), 414-431.
- Parton, W.J., Schimel, D.S., Cole, C.V., Ojima, D.S. (1987): Analyses of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 51, 1173-1179.
- Perrin, C., Michel, C., Andréassian, V. (2001): Does a large number of parameters enhance model performance? Comparative assessment of common catchment model structures on 429 catchments. *Journal of Hydrology*, 242 (3-4), 275-301.
- Pinder, R.W., Pekney, N.J., Davidson, C.I., Adams, P.J. (2004): A process-based model of ammonia emissions from dairy cows: improved temporal and spatial resolution. *Atmospheric Environment*, 38, 1357-1365.

- Post, J., Habeck, A., Hattermann, F., Krysanova, V. (2007): Evaluation of water and nutrient dynamics in soil-crop systems using the eco-hydrological catchment model SWIM. In: Kersebaum, K.C., Hecker, J.-M., Mirschel, W., Wegehenkel, M. [Hrsg.]: Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems: Processing of the workshop on „Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems“ held on 14-16 June 2004 in Müncheberg, Germany. 1–17, Springer-Verlag, Dordrecht.
- Puhlmann, M., Kuka, K., Franko, U. (2007): Comparison of methods for the estimation of inert carbon suitable for initialisation of the CANDY model. In: Kersebaum, K.C., Hecker, J.-M., Mirschel, W., Wegehenkel, M. [Hrsg.]: Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems: Processing of the workshop on „Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems“ held on 14-16 June 2004 in Müncheberg, Germany. 1–17, Springer-Verlag, Dordrecht.
- Richter, W., Rambow, B. (1961): Hydrogeologische Verhältnisse im mittleren und südlichen Emsland. Geol. Jb. Bd. 78, 1–28, Hannover.
- Ritter, W.F., Scarborough, R.W., Chirnside, A.E.M. (1998): Winter cover crops as a best management practice for reducing nitrogen leaching. *Journal of Contaminant Hydrology*, 34 (1-2), 1-15.
- Rogge & Co. (2004): Hydrogeologische Untersuchungen der Reutumer Rinne. Phase 2 – Methoden zur Bestimmung von Auswirkungen auf Natur und Landschaft. Unveröffentlicht, Garbsen.
- Rothstein, D.E., Cregg, B.M. (2005): Effects of nitrogen form on nutrient uptake and physiology of Fraser fir (*Abies fraseri*). *Forest Ecology and Management*, 219, (1), 69-80.
- Rubio, E., Hall, J.W., Anderson, M.G. (2004): Uncertainty analysis in a slope hydrology and stability model using probabilistic and imprecise information. *Computers and Geotechnics*, 31 (7), 529-536.
- Ruser, R., Flessa, H., Schilling, R., Steindl, H., Beese, F. (1998): Soil compaction and fertilization effects on nitrous oxide and methane fluxes in potato fields. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62, 1587-1595.
- Ryden, J.C., Ball, P.R., Garwood, E.A. (1984): Nitrate leaching from grassland. *Nature* 311, 50-53.
- Saltelli, A., Tarantola, S., Chan, K. (1999): A role for sensitivity analyses in presenting the results from MCDA studies to decision makers. *J. Multi-Crit. Decis. Anal.*, 8, 139-144.
- Sauer, S. (1999): Grünlandwirtschaft: Austräge in die Atmosphäre. In: Frede, H.-G., Dabbert, S., [Hrsg.]: Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Ecomed Verlagsgesellschaft AG & CO. KG, 2. Auflage, Landsberg, 451 S.
- Sauer, S. (2002): Erarbeitung eines Konzeptes zur großmaßstäbigen Ableitung von Bodenkennwerten für das Trinkwassereinzugsgebiet Getelo (Landkreis Grafschaft Bentheim). Unveröffentlichte Arbeitsdokumentation im Auftrag der Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V., Wettenberg.
- Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K.H., Schwertmann, U. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, 14. Auflage, Stuttgart.
- Schäfer, W., Esch, R., Eiler, T., Rump, B., Uhlmann, J. (2004): Zwischenbericht Tastversuch Getelo-Itterbeck. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung und Landwirtschaftskammer Weser-Ems, Bremen und Oldenburg, unveröffentlicht.
- Schlöter, M., Bach, H.-J., Metz, S., Sehy, U., Munch, J.C. (2003): Influence of precision farming on the microbial community structure and functions in nitrogen turnover. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, 295-304.
- Schneider, U. (1991): Messungen von Denitrifikations- und Nitratauswaschungsverlusten in einem landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebiet, Dissertation, Universität Bonn, 86 S.

- Scholefield, D., Tyson, K.C., Garwood, E.A., Armstrong, A.C., Hawkins, J., Stone, A.C. (1993): Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *European Journal of Soil Science*, 44 (4), 601-613.
- Sehy, U., Ruser, R., Munch, J.C. (2003): Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 99, 97-111.
- Seidel, K., Müller, J., Kayser, M., Isselstein, J. (2007): The effect of fertilizer type and level of N fertilization before and after grassland renewal on N leaching losses. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 193, 30-36.
- Smith, P., Smith, J.U., Powlson, D.S., McGill, W.B., Arah, J.R.M., Chertov, O.G., Coleman, K., Franko, U., Frolking, S., Jenkinson, D.S. (1997): A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven-long-term experiments. *Geoderma*, 81, 153-225.
- Stenberg, M., Aronsson, H., Lindén, B., Rydberg, T., Gustafson, A. (1999): Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop. *Soil & Tillage Research*, 50, 115-125.
- Strebel, O., Duynisveld, W.H.M., Böttcher, J. (1989): Nitrate pollution of groundwater in western Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 26 (3-4), 189-214.
- Tietema, A., Boxman, A.W., Bredemeier, M., Emmett, B.A., Moldan, F., Gundersen, P., Schleppei, P., Wright, R.F. (1998): Nitrogen saturation experiments NITREX in coniferous forest ecosystems in Europe: a summary of results. *Environmental Pollution*, 102, 433-437.
- Thomsen, I.K., Christensen, B.T. (1998): Cropping system and residue management effects on nitrate leaching and crop yields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 68 (1-2), 73-84.
- Thorsen, M., Refsgaard, J.C., Hansen, S., Pebesma, E., Jensen, J.B., Kleeschulte, S. (2001): Assessment of uncertainty in simulation of nitrate leaching to aquifers at catchment scale. *Journal of Hydrology*, 242, 210-227.
- Tischner, R., Kaiser, W. (2007): Nitrate assimilation in plants. In: Bothe, H., Ferguson, S.J., Newton, W.E. [Hrsg.]: *Biology of the nitrogen cycle*. Elsevier B.V., 452 S.
- UBA (2002): *BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungs-szenarien bis zum Jahre 2010*. Forschungsbericht 299 42 245/02, Umweltbundesamt, 191 S.
- Vachaud, G., Chen, T. (2002): Sensitivity of computed values of water balance and nitrate leaching to within soil class variability of transport parameters. *Journal of Hydrology*, 264 (1-4), 87-100.
- Van der Burgt, G.J.H.M., Oomen, G.J.M., Habets, A.S.J., Rossing, W.A.H. (2006): The NDICEA model, a tool to improve nitrogen use efficiency in cropping systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 74 (3), 275-294.
- Van der Molen, D.T., Breeuwsma, A., Boers, P.C.M. (1998): Agricultural nutrient losses to surface water in the Netherlands: impact, strategies and perspectives. *Journal of Environmental Quality*, 27, 4-11.
- Van Keulen, H. (1975): *Simulation of water use and herbage growth in arid regions*. Pudoc, Wageningen, 184 S.
- Van Keulen, H., de Vries, F.W.T., Drees, E.M. (1982): A summary model for crop growth. In: de Vries, F.W.T., Van Laar, H.H. [Hrsg.]: *Simulation of plant growth and crop production*. Pudoc, 87-94.
- VDLUFA (1991). *Methodenbuch, Die Untersuchung von Böden*. Band I, 4. Auflage. VDLUFA-Verlag, Darmstadt

- Verhagen, A.J., Bouma, J. (1998): Defining threshold values for residual soil N levels. *Geoderma* 85, 199-211.
- Wang, T.A., McTernan, W.F. (2002): The development and application of a multilevel decision analysis model for the remediation of contaminated groundwater under uncertainty. *Journal of Environmental Management*, 64 (3), 221-235.
- WAZ Niedergrafschaft (1996): Nutzungskartierung für das Wasserschutzgebiet Getelo-Itterbeck, Maßstab 1:5000; Kartenwerk; unveröffentlicht.
- Weir, A. H., Bragg, P. L., Porter, J. R., Rayner, J. H. (1984): A winter wheat crop simulation model without water or nutrient limitations. *J. agric. Sci. Camb.*, 102, 371–382.
- Whitmore, A.P., Schröder, J.J. (2007): Intercropping reduces nitrate leaching from under field crops without loss of yield: A modelling study. *European Journal of Agronomy*, 27 (1), 81-88.
- Wyland, L.J., Jackson, L.E., Chaney, W.E., Klonsky, K., Koike, S.T., Kimple, B. (1996): Winter cover crops in a vegetable cropping system: Impacts on nitrate leaching, soil water, crop yield, pest and management costs. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 59 (1-2), 1-17.

10 Anhang

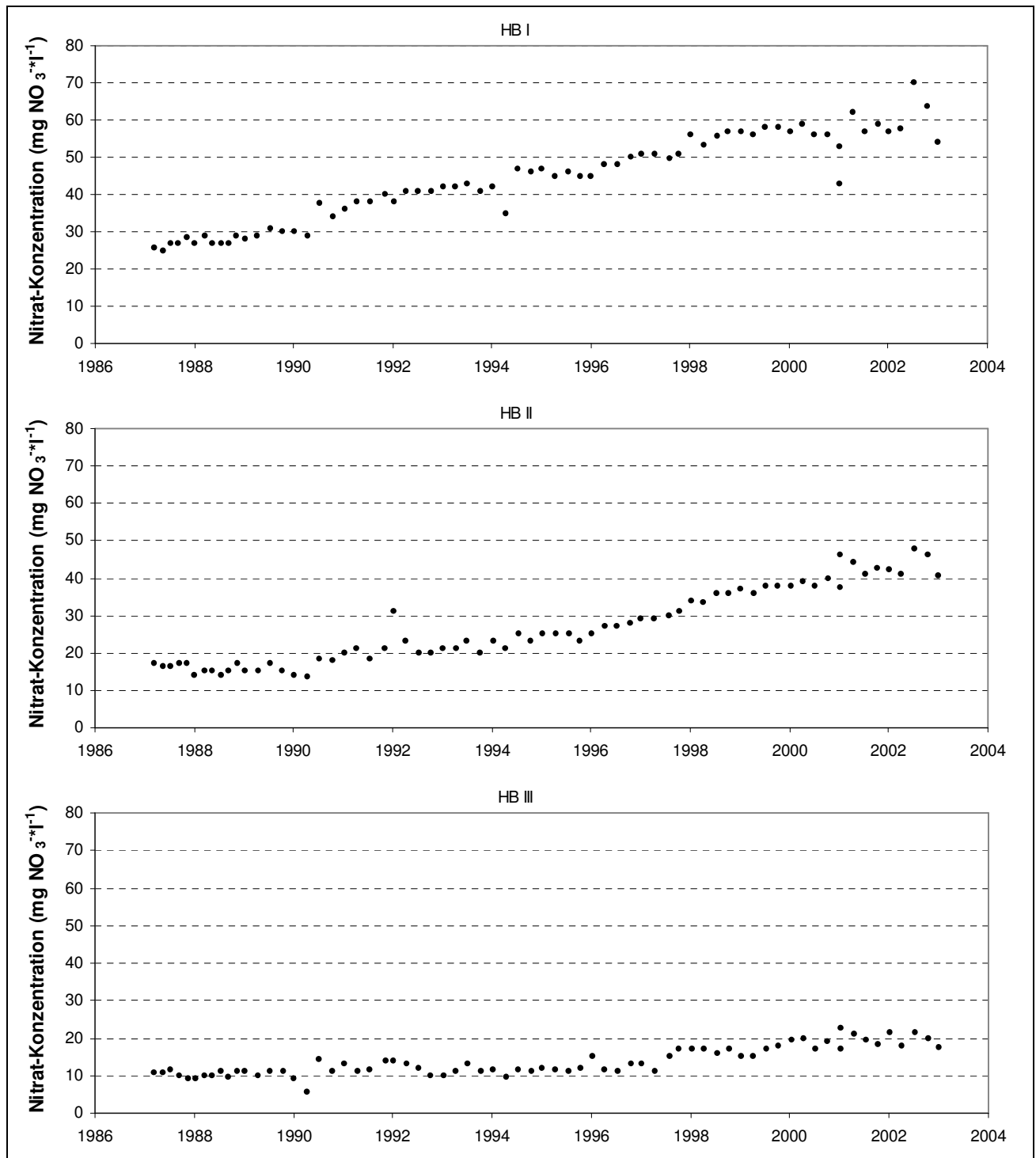


Abb. A-1: Entwicklung der Nitrat-Konzentration im gefördertem Grundwasser der Förderbrunnen HB1 bis HB3 zwischen 1987 und 2003; nach Messungen des Wasser- und Abwasser-Zweckverbands Niedergrafschaft (WAZ)

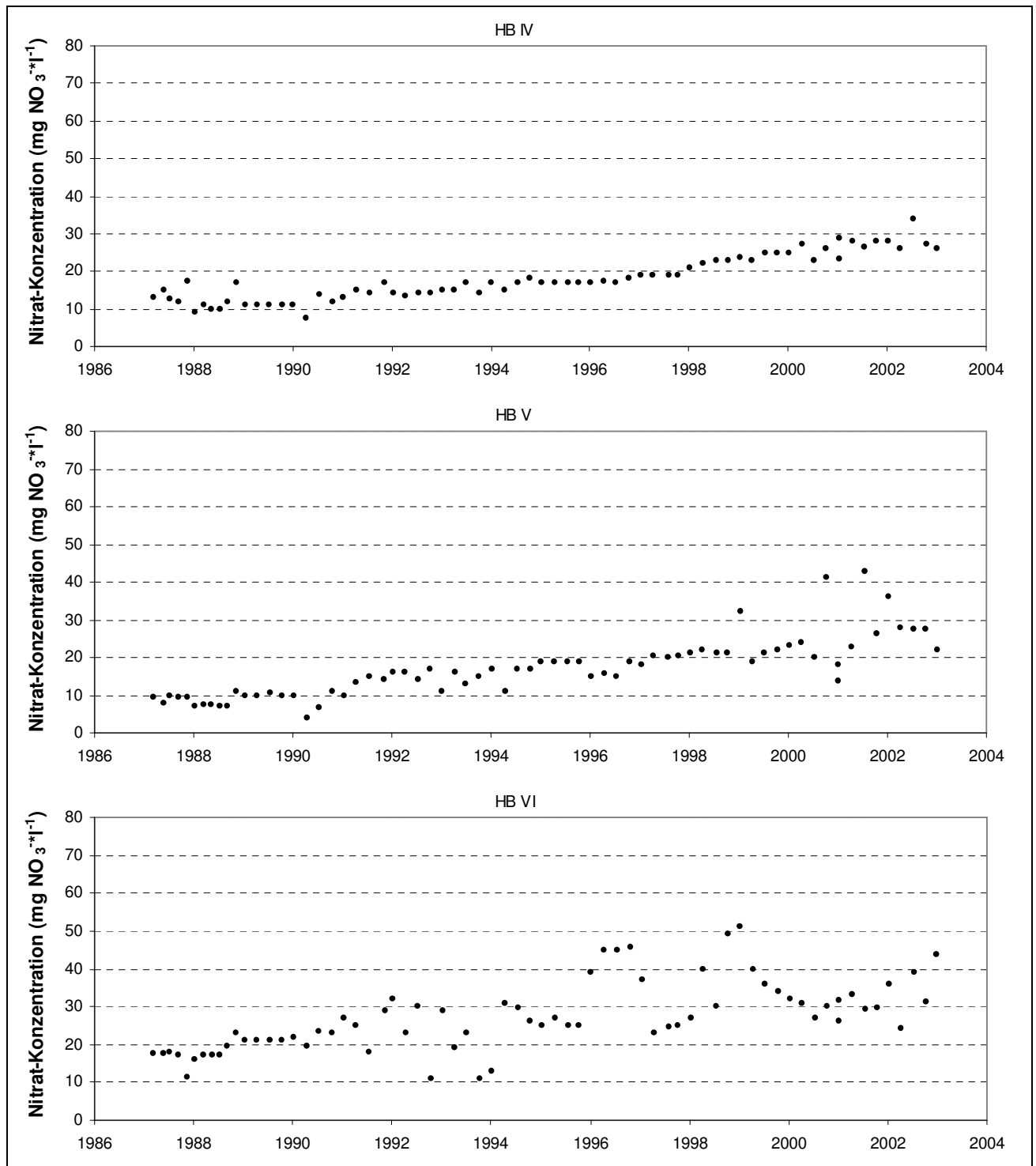


Abb. A-2: Entwicklung der Nitrat-Konzentration im geförderten Grundwasser der Förderbrunnen HB4 bis HB6 zwischen 1987 und 2003; nach Messungen des Wasser- und Abwasser-Zweckverbands Niedergrafschaft (WAZ)

Tab. A-1: Bewirtschaftungsdaten der Fläche 125; Konservierende Bodenbearbeitung

Wirtschafts- jahr	Kulturart	Art	Datum der Ausbringung	Düngung			
				Menge (m ³ *ha ⁻¹ ;dt*ha ⁻¹)	N (kg N*ha ⁻¹)	P (kg P ₂ O ₅ *ha ⁻¹)	K (kg K ₂ O*ha ⁻¹)
2000	Sommer- futtergerste	Schweinegülle	nicht bekannt	15 m ³ *ha ⁻¹	33	6	33
		AHL	nicht bekannt	3 dt*ha ⁻¹	84	0	0
2001	Winter- Triticale ZF-Senf	AHL	02.03.01	2,35 dt*ha ⁻¹	66	0	0
		Schweinegülle	29.03.01	19 m ³ *ha ⁻¹	74	59	57
2002	Braugerste ZF-Raps	Schweinegülle	10.04.02	18 m ³ *ha ⁻¹	81	56	54
		KAS	15.05.02	1,4 dt*ha ⁻¹	38	0	0
2003	Braugerste	Putenmist	15.03.03	36 dt*ha ⁻¹	66	61	58
		Magneserit	20.03.03	0,7 dt*ha ⁻¹	0	0	0
		SSA	20.03.03	0,79 dt*ha ⁻¹	17	0	0
		KAS	20.03.03	1,78 dt*ha ⁻¹	48	0	0
2004	Wintergerste	-	-	-	-	-	-

Tab. A-2: Bewirtschaftungsdaten der Fläche 124; Wendende Bodenbearbeitung

Wirtschafts- jahr	Kulturart	Art	Datum der Ausbringung	Düngung			
				Menge (m ³ *ha ⁻¹ ;dt*ha ⁻¹)	N (kg N*ha ⁻¹)	P (kg P ₂ O ₅ *ha ⁻¹)	K (kg K ₂ O*ha ⁻¹)
2000	Sommer- gerste	Sauengülle	nicht bekannt	30 m ³ *ha ⁻¹	78	69	63
		Kornkali	nicht bekannt	4 dt*ha ⁻¹	0	0	160
		KAS	nicht bekannt	2 dt*ha ⁻¹	54	0	0
2001	Winter- roggen	Milchkuhgülle	15.03.01	20 m ³ *ha ⁻¹	52	38	124
		Kornkali	15.04.01	4 dt*ha ⁻¹	0	0	160
		KAS	15.04.01	2 dt*ha ⁻¹	54	0	0
2002	Ackergras	Schweinegülle	01.04.02	30 m ³ *ha ⁻¹	134	93	90
		KAS	15.04.02	4 dt*ha ⁻¹	108	0	0
		KAS	15.05.02	4 dt*ha ⁻¹	108	0	0
		KAS	17.06.02	2 dt*ha ⁻¹	54	0	0
		Bullengülle	02.08.02	10 m ³ *ha ⁻¹	38	22	55
2003	Winter- roggen	Schweinegülle	15.03.03	20 m ³ *ha ⁻¹	90	62	60
		KAS	01.04.03	2 dt*ha ⁻¹	54	0	0
		40er Kali	01.04.03	4 dt*ha ⁻¹	0	0	160
2004	Winter- roggen	-	-	-	-	-	-

Tab. A-3: Bewirtschaftungsdaten der Fläche 131; Wendende Bodenbearbeitung

Wirtschafts- jahr	Kulturart	Art	Datum der Ausbringung	Düngung			
				Menge (m ³ *ha ⁻¹ ;dt*ha ⁻¹)	N (kg N*ha ⁻¹)	P (kg P ₂ O ₅ *ha ⁻¹)	K (kg K ₂ O*ha ⁻¹)
2000	Sommer- futtergerste	Sauengülle	04.03.00	25 m ³ *ha ⁻¹	65	58	53
		NPK 13/13/21	05.05.00	2 dt*ha ⁻¹	26	26	42
		KAS	30.05.00	2 dt*ha ⁻¹	54	0	0
	Senf						
2001	Grünland	NPK 13/13/21	20.04.01	3 dt*ha ⁻¹	36	36	39
		KAS	30.05.01	2 dt*ha ⁻¹	54	0	0
2002	Grünland	Schweinegülle	nicht bekannt	20 m ³ *ha ⁻¹	90	62	60
		Stigma	06.05.02	2,6 dt*ha ⁻¹	52	0	0
		KAS	08.06.02	1 dt*ha ⁻¹	27	0	0
		KAS	23.07.02	1 dt*ha ⁻¹	27	0	0
2003	Grünland	Sauengülle	06.03.03	20 m ³ *ha ⁻¹	61	46	42
		KAS	31.03.03	2,3 dt*ha ⁻¹	62	0	0
		KAS	22.05.03	2,5 dt*ha ⁻¹	68	0	0
2004	Grünland	-	-	-	-	-	-

Tab. A-4: Bewirtschaftungsdaten der Fläche 120; Wendende Bodenbearbeitung

Wirtschafts- jahr	Kulturart	Art	Datum der Ausbringung	Düngung			
				Menge (m ³ *ha ⁻¹ ;dt*ha ⁻¹)	N (kg N*ha ⁻¹)	P (kg P ₂ O ₅ *ha ⁻¹)	K (kg K ₂ O*ha ⁻¹)
2000	Sommer- futtergerste	Sauengülle	18.03.03	30 m ³ *ha ⁻¹	78	69	63
		Kornkali	20.03.00	4 dt*ha ⁻¹	0	0	160
		KAS	15.05.00	2 dt*ha ⁻¹	54	0	0
2001	Ackergras	Sauengülle	15.03.01	20 m ³ *ha ⁻¹	52	46	42
		KAS	15.04.01	4 dt*ha ⁻¹	104	0	0
		Kornkali	15.04.01	4 dt*ha ⁻¹	0	0	160
		KAS	01.06.01	4 dt*ha ⁻¹	104	0	0
		KAS	20.07.01	4 dt*ha ⁻¹	104	0	0
2002	Sommer- futtergerste	Schweinegülle	01.03.02	30 m ³ *ha ⁻¹	134	93	90
		KAS	15.04.02	2 dt*ha ⁻¹	54	0	0
		40iger Kali	15.04.02	4 dt*ha ⁻¹	0	0	160
	Senf						
2003	Winter- Triticale	Rindergülle	15.03.03	30 m ³ *ha ⁻¹	113	57	186
		KAS	01.04.03	2 dt*ha ⁻¹	54	0	0
		40iger Kali	01.04.03	4 dt*ha ⁻¹	0	0	160
	Senf						
2004	Ackergras	-	-	-	-	-	-

Tab. A-5: Bewirtschaftungsdaten der Flächen 004 unter Sollwertdüngung und 005 bei N-reduzierter Düngung; Wendende Bodenbearbeitung

Wirtschafts- jahr	Fruchtart (Sorte)	Aussaatstärke	Aussaat- termin	Bodenbearbeitung	Ertrag (dt*ha ⁻¹)	Art	Datum der Ausbringung	Düngung					
								Menge (m ³ *ha ⁻¹ oder dt*ha ⁻¹)	N (kg N*ha ⁻¹)	P (kg P ₂ O ₅ *ha ⁻¹)	K (kg K ₂ O*ha ⁻¹)	Mg (kg MgO*ha ⁻¹)	
1999	Stärkekartoffeln früh (Aurora) Grünroggen	38.000 – 40.000 Knollen*ha ⁻¹	19.04.99	31.03.99 Grubber	276 dt*ha ⁻¹	Sauengülle Mischdünger KAS ^(*)	05.04.99	20 m ³ *ha ⁻¹	^(*) 46	^(*) 28	^(*) 40	^(*) 32	
				01.04.99 Pflug	^(*) 292 dt*ha ⁻¹		07.04.99	8,14 dt*ha ⁻¹	55	81	163	55	
				28.05.99 Anhäufeln			27.05.99	^(*) 3 dt*ha ⁻¹	^(*) 81	0	0	0	
2000	Körnermais/CCM	75.000 Körner*ha ⁻¹	08.05.00	26.04.00 Scheibenegge (2x)	80 dt*ha ⁻¹	Unterfuß Mischdünger 60er Kali KAS ^(*)	08.05.00	2 dt*ha ⁻¹	46	46	n.b.	n.b.	
				28.04.00 Pflug	^(*) 85 dt*ha ⁻¹		nicht bekannt	nicht bekannt	54	46	n.b.	n.b.	
				08.05.00 Grubber			02.06.00	1,5 dt*ha ⁻¹	0	0	90	0	
2001	Winterroggen (Halo)	145 kg*ha ⁻¹	15.11.00	10.11.00 Scheibenegge	45,4 dt*ha ⁻¹	Mischdünger KAS ^(*)	16.03.01	6,7 dt*ha ⁻¹	81	61	101	64	
				13.11.00 Pflug	^(*) 52,5 dt*ha ⁻¹		15.05.01	^(*) 2 dt*ha ⁻¹	^(*) 54	0	0	0	
2002	Stärkekartoffeln (Allure/Aurora) Grünroggen	38.000 Knollen*ha ⁻¹	15.04.02	04.04.02 Pflügen	269 dt*ha ⁻¹	Mischdünger KAS ^(*)	09.04.02	nicht bekannt	100	75	150	50	
				11.04.02 Grubbern	^(*) 388 dt*ha ⁻¹		05.06.02	^(*) 2 dt*ha ⁻¹	^(*) 54	0	0	0	
				10.06.02 Anhäufeln									
2003	Körnermais (Domenico)	82.000 Körner*ha ⁻¹	28.04.03	16.04.03 Pflügen	Keine Ertragsmessung stattgefunden	KAS KAS ^(*) 40er Kali DAP 18/46	16.04.03	nicht bekannt	68	0	0	0	
				26.04.03 Saatbettbereitung				^(*) 2 dt*ha ⁻¹	^(*) 54	0	0	0	
								24.04.03	4 dt*ha ⁻¹	0	0	160	0
2004	Winterroggen	141 kg*ha ⁻¹	07.10.03	01.10.03 Pflügen	nicht bekannt	KAS 40er Kali Kieserit DAP KAS ^(*)	12.03.04	1,5 dt*ha ⁻¹	41	0	0	0	
				04.10.03 Saatbettbereitung				April 2004	2,5 dt*ha ⁻¹	0	0	100	0
								April 2004	1,6 dt*ha ⁻¹	0	0	0	40
								April 2004	1,2 dt*ha ⁻¹	22	55	0	0
								April 2004	^(*) 2,1 dt*ha ⁻¹	^(*) 57	0	0	0

*¹ nur bei Sollwert-Düngung (Fläche 004)*² laut Analyseergebnis

n.b. = nicht bekannt

Tab. A-6: Volumetrischer Wassergehalt, Nitrat-N-Gehalt, Ammonium-N-Gehalt (bis zu einem Meter Tiefe) und Nitrat-Konzentration (einschließlich Ammonium) der drei Tiefenbohrungen auf der Fläche 125 im Frühjahr 2003

Tiefen- abschnitt (cm)	Volumetrischer Wassergehalt (cm ³ *cm ⁻³)			Nitrat (NO ₃ ⁻)-N (kg N*ha ⁻¹)			Ammonium (NH ₄ ⁺)-N (kg N*ha ⁻¹)			Nitrat (inklusive Ammonium)- Konzentration (mg NO ₃ ⁻ *l ⁻¹)		
	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3
0 - 20	20.75	20.20	19.10	59.45	54.09	89.18	38.25	24.17	108.56	1043.17	858.12	2293.62
20 - 40	21.27	21.78	22.65	14.76	9.28	21.13	4.11	2.40	16.92	196.52	118.81	372.06
40 - 60	20.84	29.28	30.51	8.27	6.81	11.44	0.68	1.43	1.81	95.14	62.38	96.18
60 - 80	17.56	22.19	22.61	6.60	4.17	6.97	0.67	0.69	1.04	91.72	48.48	78.45
80-100	14.29	16.72	13.72	6.47	4.00	4.26	0.99	0.67	1.31	115.60	61.84	89.89
100-120	15.07	18.16	15.93	6.01	1.48	3.22	-	-	-	88.34	18.05	44.76
120-140	15.75	16.11	17.60	5.10	4.09	4.99	-	-	-	71.81	56.17	62.86
140-160	16.48	16.30	17.90	10.02	5.02	6.88	-	-	-	134.69	68.26	85.18
160-180	20.65	18.16	11.99	10.31	8.31	8.20	-	-	-	110.57	101.33	151.46
180-200	19.20	18.14	18.92	12.49	7.70	9.12	-	-	-	144.02	94.02	106.79
200-220	17.79	19.13	17.97	11.85	7.78	8.00	-	-	-	147.53	90.07	98.54
220-240	18.35	18.84	15.20	10.51	7.83	10.67	-	-	-	126.80	92.12	155.53
240-260	15.08	16.11	16.96	12.71	6.51	9.98	-	-	-	186.65	89.51	130.41
260-280	15.38	16.30	17.05	13.20	6.65	8.89	-	-	-	190.06	90.41	115.46
280-300	13.58	15.93	17.68	8.54	6.77	8.32	-	-	-	139.30	94.14	104.21
300-320	14.94	17.04	18.16	9.86	7.58	7.94	-	-	-	146.23	98.59	96.80
320-340	13.76	15.02	17.22	8.71	7.10	9.70	-	-	-	140.28	104.66	124.73
340-360	15.02	15.38	16.52	8.42	8.57	8.46	-	-	-	124.14	123.37	113.45
360-380	14.93	15.51	18.54	8.91	6.19	8.70	-	-	-	132.15	88.42	103.90
380-400	16.85	15.75	17.79	10.34	6.60	8.72	-	-	-	135.97	92.80	108.66
400-420	16.48	15.75	18.20	10.82	5.80	8.34	-	-	-	145.43	81.61	101.55
420-440	15.93	15.75	17.50	7.60	6.03	7.94	-	-	-	105.66	84.87	100.50
440-460	15.93	17.97	15.83	8.33	6.01	7.99	-	-	-	115.83	74.11	111.86
460-480	18.35	18.64	17.94	7.41	5.43	7.12	-	-	-	89.41	64.52	87.92
480-500	16.97	18.35	18.56	6.01	5.05	7.72	-	-	-	78.45	60.96	92.12
500-520	17.22	17.75	18.55	5.02	5.64	8.63	-	-	-	64.51	70.34	103.04
520-540	17.08	17.97	15.20	5.58	5.74	7.73	-	-	-	72.37	70.80	112.68
540-560	16.63	15.20	19.94	5.87	7.86	7.48	-	-	-	78.10	114.60	83.06

Tab. A-7: Volumetrischer Wassergehalt, Nitrat-N-Gehalt, Ammonium-N-Gehalt (bis zu einem Meter Tiefe) und Nitrat-Konzentration (einschließlich Ammonium) der drei Tiefenbohrungen auf der Fläche 124 im Frühjahr 2003

Tiefen- abschnitt (cm)	Volumetrischer Wassergehalt (cm ³ *cm ⁻³)			Nitrat (NO ₃ ⁻)-N (kg N*ha ⁻¹)			Ammonium (NH ₄ ⁺)-N (kg N*ha ⁻¹)			Nitrat (inklusive Ammonium)- Konzentration (mg NO ₃ ⁻ *l ⁻¹)		
	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3
0 - 20	21.02	21.02	17.60	25.17	49.37	40.76	9.24	19.44	27.24	362.57	866.17	743.42
20 - 40	20.19	20.19	18.47	5.62	13.21	24.47	5.11	4.72	10.51	117.62	214.96	398.33
40 - 60	13.43	13.43	10.30	3.63	5.35	4.29	0.98	1.28	1.97	76.03	142.73	99.78
60 - 80	11.10	11.10	6.72	2.61	3.29	3.72	3.87	0.94	0.96	129.21	139.57	101.99
80-100	9.26	9.26	4.66	2.20	3.22	5.03	0.96	0.62	2.84	75.43	182.32	217.25
100-120	7.24	7.24	10.77	2.64	5.66	4.49	-	-	-	80.77	116.37	167.67
120-140	5.28	5.28	9.24	1.09	5.25	2.17	-	-	-	45.60	126.03	51.06
140-160	7.18	7.18	13.15	3.99	5.71	2.70	-	-	-	123.20	96.18	119.81
160-180	8.24	8.24	17.97	3.83	13.47	5.26	-	-	-	102.99	166.02	155.99
180-200	13.46	13.46	18.35	10.89	18.96	5.07	-	-	-	179.13	228.82	206.87
200-220	18.92	18.92	17.60	15.61	14.95	10.05	-	-	-	182.74	188.17	184.47
220-240	20.45	20.45	15.93	17.32	12.54	9.52	-	-	-	187.54	174.43	186.69
240-260	16.73	16.73	15.38	10.64	8.77	8.65	-	-	-	140.81	126.23	112.80
260-280	17.96	17.96	16.59	9.55	4.96	10.36	-	-	-	117.76	66.30	119.21
280-300	19.19	19.19	19.37	8.46	2.88	10.98	-	-	-	97.66	32.92	128.80
300-320	15.56	15.56	22.61	7.09	8.18	8.18	-	-	-	100.85	80.15	85.38
320-340	19.69	19.69	21.76	8.42	10.17	7.73	-	-	-	94.67	103.50	81.26
340-360	20.37	20.37	21.23	5.38	10.17	6.32	-	-	-	58.54	106.11	77.11
360-380	20.47	20.47	20.45	7.40	30.44	9.98	-	-	-	80.05	329.67	105.92
380-400	18.73	18.73	20.81	6.88	25.52	11.65	-	-	-	81.42	271.67	126.90
400-420	20.77	20.77	21.59	8.85	21.21	21.14	-	-	-	94.34	217.58	219.81
420-440	24.22	24.22	22.43	11.18	24.04	15.94	-	-	-	102.30	237.35	167.84
440-460	27.54	27.54	23.21	11.54	20.85	19.92	-	-	-	92.81	199.02	185.04
460-480	23.36	23.36	27.94	10.89	20.75	18.14	-	-	-	103.22	164.50	157.83
480-500	23.01	23.01	29.86	16.57	27.52	15.64	-	-	-	159.55	204.15	148.34
500-520	26.51	26.51	25.38	20.33	24.17	17.29	-	-	-	169.92	210.94	140.85
520-540	24.83	24.83	27.00	16.15	26.05	12.66	-	-	-	144.13	213.75	89.37
540-560	25.66	25.66	30.39	18.23	25.00	16.69	-	-	-	157.38	182.20	117.79

Tab. A-8: Volumetrischer Wassergehalt, Nitrat-N-Gehalt, Ammonium-N-Gehalt (bis zu einem Meter Tiefe) und Nitrat-Konzentration (einschließlich Ammonium) der drei Tiefenbohrungen auf der Fläche 131 im Frühjahr 2003

Tiefen- abschnitt (cm)	Volumetrischer Wassergehalt (cm ³ *cm ⁻³)			Nitrat (NO ₃ ⁻)-N (kg N*ha ⁻¹)			Ammonium (NH ₄ ⁺)-N (kg N*ha ⁻¹)			Nitrat (inklusive Ammonium)- Konzentration (mg NO ₃ ⁻ *l ⁻¹)		
	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3
0 - 20	17.04	23.81	23.71	26.16	2.12	12.75	12.36	7.30	8.34	500.76	87.63	196.98
20 - 40	14.11	20.07	16.11	6.27	3.88	5.78	3.94	2.04	3.99	160.20	65.32	134.27
40 - 60	11.99	16.48	12.12	5.02	2.53	6.65	1.94	2.00	1.62	128.71	60.86	151.09
60 - 80	13.40	17.60	16.30	5.82	2.08	3.39	1.96	1.68	1.66	128.58	47.25	68.71
80-100	9.91	18.12	19.75	2.17	5.08	3.29	1.28	1.01	3.06	77.17	74.39	71.21
100-120	13.14	12.16	9.91	4.24	3.66	3.04	-	-	-	71.52	66.75	67.88
120-140	17.53	15.38	13.11	4.36	4.56	3.69	-	-	-	55.03	65.74	62.26
140-160	18.92	14.59	16.06	4.19	9.02	4.15	-	-	-	49.05	136.92	57.25
160-180	18.79	13.76	15.38	4.73	7.43	4.53	-	-	-	55.71	119.71	65.26
180-200	13.97	10.26	11.46	3.28	1.47	3.16	-	-	-	52.01	31.84	61.18
200-220	14.87	11.29	8.73	3.59	1.65	1.59	-	-	-	53.55	32.28	40.27
220-240	10.09	6.99	9.07	1.82	1.98	2.16	-	-	-	40.08	62.69	52.85
240-260	10.26	4.00	7.73	2.98	1.88	2.24	-	-	-	64.37	103.93	64.19
260-280	7.23	6.09	8.39	1.04	1.16	2.28	-	-	-	31.78	42.03	60.18
280-300	8.03	7.40	7.73	1.71	2.05	1.99	-	-	-	47.08	61.27	56.96
300-320	8.41	7.23	5.76	3.36	1.38	1.71	-	-	-	88.41	42.36	65.85
320-340	12.16	7.07	5.60	1.56	6.79	2.15	-	-	-	28.35	212.64	84.91
340-360	5.93	7.68	8.06	1.78	1.55	1.87	-	-	-	66.45	44.55	51.25
360-380	7.23	9.74	8.06	1.51	1.98	2.21	-	-	-	46.23	45.03	60.80
380-400	9.00	8.06	5.44	1.72	2.56	2.55	-	-	-	42.25	70.36	103.79
400-420	6.09	6.01	6.88	1.90	3.78	2.32	-	-	-	69.29	139.16	74.72
420-440	5.12	6.81	5.76	2.30	2.85	2.09	-	-	-	99.34	92.88	80.22
440-460	4.94	7.07	6.43	3.28	1.79	0.94	-	-	-	147.20	56.11	32.32
460-480	6.74	5.44	5.28	4.48	2.49	2.48	-	-	-	147.32	101.26	104.24
480-500	6.82	6.19	8.23	2.42	1.94	3.96	-	-	-	78.39	69.29	106.49
500-520	6.71	7.40	6.90	2.29	3.46	3.29	-	-	-	75.52	103.68	105.75
520-540	7.23	6.41	7.07	2.04	2.13	3.24	-	-	-	62.62	73.47	101.40
540-560	6.58	6.90	6.42	2.10	1.73	2.69	-	-	-	70.67	55.37	92.82

Tab. A-9: Volumetrischer Wassergehalt, Nitrat-N-Gehalt, Ammonium-N-Gehalt (bis zu einem Meter Tiefe) und Nitrat-Konzentration (einschließlich Ammonium) der drei Tiefenbohrungen auf den Flächen 004 unter Sollwertdüngung und 005 unter N-reduzierter Düngung im Frühjahr 2003

Probe- fläche	Tiefen- abschnitt (cm)	Volumetrischer Wassergehalt (cm ³ *cm ⁻³)			Nitrat (NO ₃ ⁻)-N (kg N*ha ⁻¹)			Ammonium (NH ₄ ⁺)-N (kg N*ha ⁻¹)			Nitrat (inklusive Ammonium)- Konzentration (mg NO ₃ ⁻ *l ⁻¹)		
		Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3
Fläche 004 (Sollwertdüngung)	0 - 20	14.47	17.05	16.27	0.43	1.94	3.69	2.96	2.34	1.66	6.54	25.17	50.25
	20 - 40	23.31	18.49	5.12	3.85	5.09	1.30	1.39	1.68	0.93	36.57	60.95	56.38
	40 - 60	5.12	20.65	6.41	0.93	3.62	0.59	1.24	2.05	0.94	40.27	38.81	20.53
	60 - 80	3.44	5.74	7.56	2.30	1.03	0.88	0.31	0.31	6.93	148.04	39.68	25.84
	80-100	4.09	6.48	5.42	1.29	0.59	1.43	1.23	0.63	0.93	70.06	20.33	58.47
	100-120	4.32	10.26	4.11	0.34	0.64	0.96	-	-	-	17.42	13.84	51.51
	120-140	10.68	6.83	3.85	2.22	0.91	1.05	-	-	-	46.00	29.52	60.25
	140-160	14.47	14.42	4.64	6.38	3.12	2.01	-	-	-	97.66	47.97	95.98
	160-180	19.80	10.43	7.16	13.38	2.25	2.54	-	-	-	149.70	47.71	78.50
	180-200	25.48	23.96	9.68	19.79	7.76	3.07	-	-	-	172.09	71.73	70.12
200-220	25.00	26.71	-	19.70	6.64	-	-	-	-	174.61	55.09	-	
Fläche 005 (reduzierte N-Düngung)	0 - 20	15.20	14.84	21.40	2.31	0.92	1.44	2.31	2.31	2.74	33.71	13.78	14.90
	20 - 40	13.04	22.39	21.40	2.71	2.00	3.57	1.63	2.07	2.40	45.96	19.78	36.90
	40 - 60	8.44	16.67	6.44	1.62	1.53	2.19	0.63	1.67	0.63	42.41	20.38	75.38
	60 - 80	4.63	5.60	4.68	2.01	1.18	1.92	0.62	1.24	0.62	96.27	46.76	90.73
	80-100	4.95	7.23	4.32	1.30	0.66	1.48	0.62	8.18	0.93	58.20	20.22	75.94
	100-120	5.77	3.37	3.22	0.78	1.10	3.28	-	-	-	29.88	72.49	225.72
	120-140	7.45	14.65	11.76	1.57	2.37	7.12	-	-	-	46.79	35.84	134.10
	140-160	10.61	21.62	12.64	1.16	4.67	8.36	-	-	-	24.14	47.82	146.52
	160-180	14.18	20.92	12.85	2.27	2.15	6.61	-	-	-	35.38	22.80	113.93
	180-200	21.58	26.13	24.42	8.58	6.59	9.70	-	-	-	88.04	55.84	87.97
200-220	25.85	-	29.43	15.93	-	7.79	-	-	-	136.52	-	58.62	

Tab. A-10: Volumetrischer Wassergehalt, Nitrat-N-Gehalt und Nitrat-Konzentration der Tiefenbohrungen auf der Fläche 125 im Frühjahr 2004

Tiefenabschnitt (cm)	Volumetrischer Wassergehalt (cm ³ *cm ⁻³) ^(*)			Nitrat (NO ₃ ⁻)-N (kg N*ha ⁻¹) ^(*)			Nitrat-Konzentration (mg NO ₃ ⁻ *l ⁻¹) ^(*)		
	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3
0 - 30	20.55	18.66	23.08	14.0	7.4	8.0	100.60	58.57	51.20
30 - 60	13.35	22.73	22.43	1.9	6.1	5.7	21.02	39.63	37.52
60 - 90	9.47	22.14	25.32	1.1	4.4	4.8	17.15	29.35	28.00
90 - 120	20.94	22.31	18.92	1.8	5.0	2.8	12.69	33.09	21.85
120 - 150	18.29	18.79	21.88	12.2	15.8	30.4	98.48	124.20	205.16
150 - 180	19.19	18.50	21.35	16.1	11.5	21.5	124.23	91.47	148.98
180 - 210	19.08	18.71	20.73	16.4	11.1	18.1	126.90	87.45	128.93
210 - 240	19.32	17.65	18.84	14.1	9.3	15.2	107.77	77.79	119.43
240 - 270	19.17	18.15	19.06	15.0	9.6	13.9	115.83	78.45	107.69
270 - 300	19.32	17.65	18.84	14.1	9.3	15.2	107.77	77.79	119.43
300 - 330	19.84	18.86	19.32	11.1	7.0	10.6	82.63	54.49	81.17
330 - 360	19.32	18.79	19.10	10.1	7.0	10.4	77.03	55.02	80.39
360 - 390	18.29	18.63	18.67	8.0	7.1	9.9	64.90	56.11	78.77
390 - 420	15.15	18.94	18.89	8.4	7.3	9.7	81.88	56.76	75.68
420 - 450	13.58	19.09	19.00	8.6	7.4	9.5	93.32	57.09	74.16
450 - 480	9.15	19.17	18.82	6.1	7.5	11.3	97.79	57.78	88.96
480 - 510	11.10	19.16	18.80	7.0	7.3	11.4	93.25	56.26	89.31
510 - 540	15.00	19.15	18.75	8.9	6.9	11.4	87.72	53.21	90.03
540 - 570	15.00	19.15	18.75	8.9	6.9	11.4	87.72	53.21	90.03
570 - 600	15.00	19.15	18.75	8.9	6.9	11.4	87.72	53.21	90.03
600 - 630	18.37	20.07	21.39	10.3	4.0	6.7	83.20	29.58	45.98
630 - 660	18.37	20.07	21.39	10.3	4.0	6.7	83.20	29.58	45.98
660 - 690	18.37	20.07	21.39	10.3	4.0	6.7	83.20	29.58	45.98
690 - 720	18.98	21.05	21.51	12.2	6.2	5.7	94.85	43.35	39.41
720 - 750	19.28	21.55	21.57	13.1	7.3	5.3	100.40	49.76	36.15
750 - 780	19.28	21.55	21.57	13.1	7.3	5.3	100.40	49.76	36.15
780 - 810	19.83	21.64	21.51	17.2	10.1	7.1	128.10	68.77	48.68
810 - 840	20.92	21.84	21.39	25.4	15.7	10.7	179.14	106.28	73.94
840 - 870	20.92	21.84	21.39	25.4	15.7	10.7	179.14	106.28	73.94
870 - 900	20.92	21.84	21.39	25.4	15.7	10.7	179.14	106.28	73.94
900 - 930	23.35	23.63	23.09	16.1	16.7	11.9	101.88	104.42	75.97
930 - 960	23.35	23.63	23.09	16.1	16.7	11.9	101.88	104.42	75.97
960 - 990	23.35	23.63	23.09	16.1	16.7	11.9	101.88	104.42	75.97
990 - 1020	27.21	23.52	23.77	14.3	16.5	13.3	77.54	103.39	82.36
1020 - 1050	29.15	23.47	24.11	13.4	16.4	14.0	67.79	102.87	85.42
1050 - 1080	29.15	23.47	24.11	13.4	16.4	14.0	67.79	102.87	85.42
1080 - 1110	26.70	24.97	23.76	12.3	16.3	13.8	67.75	96.50	85.77
1110 - 1140	21.80	27.98	23.05	10.0	16.3	13.5	67.66	85.82	86.48
1140 - 1170	21.80	27.98	23.05	10.0	16.3	13.5	67.66	85.82	86.48
1170 - 1200	21.80	27.98	23.05	10.0	16.3	13.5	67.66	85.82	86.48
1200 - 1230	-	27.07	28.72	-	9.4	7.7	-	51.38	39.33
1230 - 1260	-	27.07	28.72	-	9.4	7.7	-	51.38	39.33
1260 - 1290	-	27.07	28.72	-	9.4	7.7	-	51.38	39.33

^(*) Gleiche Messwerte ab einer Tiefe von 5 Metern rühren aus Bodenproben, die über einen Tiefenabschnitt von einem Meter entnommen wurden. Sie wurden gewichtet nach Anteilen in 30 cm-Abschnitte aufgeteilt.

Tab. A-11: Volumetrischer Wassergehalt, Nitrat-N-Gehalt und Nitrat-Konzentration der Tiefenbohrungen auf der Fläche 124 im Frühjahr 2004

Tiefen- abschnitt (cm)	Volumetrischer Wassergehalt (cm ³ *cm ⁻³)			Nitrat (NO ₃ ⁻)-N (kg N*ha ⁻¹)			Nitrat-Konzentration (mg NO ₃ ⁻ *l ⁻¹)		
	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3
0 - 30	20.18	23.38	17.53	14.6	15.4	11.4	106.82	97.27	96.01
30 - 60	17.08	18.10	8.53	5.5	5.6	1.8	47.56	45.67	31.16
60 - 90	19.63	16.63	7.13	8.3	14.4	1.1	62.45	127.87	22.77
90 - 120	19.49	19.38	7.84	18.9	19.6	1.3	143.19	149.37	24.47
120 - 150	20.65	20.15	7.50	24.9	22.0	1.4	178.07	161.26	27.58
150 - 180	19.36	18.69	9.64	17.1	20.7	1.9	130.45	163.54	29.10
180 - 210	18.09	16.98	11.71	16.9	22.7	6.4	137.98	197.39	80.72
210 - 240	17.84	18.09	9.74	16.7	17.1	7.6	138.22	139.62	115.17
240 - 270	17.54	18.16	6.74	21.0	14.0	7.8	176.78	113.83	170.89
270 - 300	17.32	17.47	6.97	17.1	15.1	7.3	145.81	127.66	154.67
300 - 330	18.07	18.69	18.52	18.6	15.3	17.5	152.02	120.88	139.53
330 - 360	18.65	18.48	18.33	23.2	17.2	15.8	183.66	137.42	127.28
360 - 390	18.33	18.12	17.37	22.9	20.2	12.2	184.47	164.58	103.70
390 - 420	19.05	18.37	16.96	23.6	22.4	9.3	182.92	180.07	80.96
420 - 450	20.11	17.88	18.29	20.6	21.4	7.2	151.29	176.75	58.12
450 - 480	20.36	17.90	15.60	22.1	24.0	4.3	160.30	198.01	40.70
480 - 510	21.29	16.08	18.22	22.4	22.0	5.0	155.35	202.08	40.53
510 - 540	22.00	19.91	18.37	25.0	22.7	8.0	167.81	168.33	64.31
540 - 570	21.10	24.38	19.95	23.9	30.6	10.4	167.29	185.36	76.97
570 - 600	22.39	23.65	20.80	23.6	30.4	10.4	155.62	189.80	73.82
600 - 630	23.23	23.65	22.69	7.8	14.5	9.8	49.58	90.53	63.77
630 - 660	22.71	22.37	22.20	5.6	10.1	10.9	36.41	66.66	72.52
660 - 690	21.55	22.22	21.23	6.8	6.9	13.3	46.60	45.86	92.50
690 - 720	21.90	21.92	22.39	5.8	9.0	13.7	39.11	60.63	90.34
720 - 750	22.26	21.21	21.23	6.1	8.6	13.3	40.47	59.86	92.50
750 - 780	21.68	22.93	20.75	6.7	12.5	9.7	45.63	80.50	69.04
780 - 810	22.31	22.39	20.42	9.7	16.2	14.3	64.19	106.82	103.43
810 - 840	20.45	21.61	20.26	4.5	16.4	13.8	32.49	112.09	100.58
840 - 870	20.13	21.64	19.78	5.9	13.8	13.1	43.29	94.15	97.80
870 - 900	21.00	22.02	19.61	7.0	14.0	12.7	49.23	93.89	95.65
900 - 930	23.63	24.16	21.88	3.2	2.7	5.3	20.00	16.51	35.77
930 - 960	22.83	24.22	22.47	1.0	5.1	3.6	6.47	31.10	23.65
960 - 990	24.87	26.85	23.65	3.5	6.8	2.0	20.78	37.40	12.49

Tab. A-12: Volumetrischer Wassergehalt, Nitrat-N-Gehalt und Nitrat-Konzentration der Tiefenbohrungen auf der Fläche 131 im Frühjahr 2004

Tiefen- abschnitt (cm)	Volumetrischer Wassergehalt (cm ³ *cm ⁻³) ^(*)		Nitrat (NO ₃ ⁻)-N (kg N*ha ⁻¹) ^(*)		Nitrat-Konzentration (mg NO ₃ ⁻ *l ⁻¹) ^(*)	
	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 1	Bohrung 2
0 - 30	19.27	21.16	17.0	10.7	130.26	74.67
30 - 60	16.52	25.40	5.4	8.0	48.27	46.51
60 - 90	13.72	17.67	2.9	3.0	31.21	25.07
90 - 120	8.83	13.65	2.6	1.0	43.48	10.82
120 - 150	7.61	13.59	1.7	1.0	32.98	10.86
150 - 180	9.05	14.58	6.1	1.4	99.53	14.18
180 - 210	5.86	11.73	4.1	1.5	103.31	18.89
210 - 240	9.05	7.22	3.3	2.5	53.85	51.16
240 - 270	8.45	7.00	2.9	2.0	50.71	42.18
270 - 300	7.63	7.73	1.9	2.8	36.78	53.50
300 - 330	9.15	9.40	8.4	3.1	135.55	48.67
330 - 360	13.99	9.90	3.9	5.4	41.17	80.56
360 - 390	11.17	10.53	2.5	2.5	33.05	35.06
390 - 420	9.74	7.89	3.1	1.8	46.98	33.67
420 - 450	7.15	9.03	1.4	1.9	28.91	31.06
450 - 480	5.60	9.49	1.0	1.1	26.36	17.12
480 - 510	5.75	6.63	1.0	1.0	25.69	22.29
510 - 540	5.07	4.67	1.0	1.0	29.12	31.61
540 - 570	5.02	4.16	1.1	1.0	32.34	35.48
570 - 600	5.09	3.86	1.1	1.0	31.93	38.24
600 - 630	4.86	4.50	2.4	1.0	72.88	32.85
630 - 660	4.77	4.85	3.1	1.0	96.03	30.47
660 - 690	5.25	4.62	4.3	1.0	121.01	31.94
690 - 720	5.18	5.20	5.5	1.1	156.69	31.24
720 - 750	4.89	6.01	5.7	1.4	171.96	34.42
750 - 780	4.38	4.42	6.2	1.0	208.81	33.44
780 - 810	4.61	4.70	6.0	1.0	192.30	31.40
810 - 840	4.97	4.48	8.6	1.1	255.28	36.26
840 - 870	8.61	4.72	13.1	1.2	224.60	37.55
870 - 900	19.01	8.04	17.1	2.0	132.80	36.71
900 - 930	-	24.11	-	20.9	-	127.98
930 - 960	-	24.20	-	15.4	-	93.99
960 - 990	-	24.83	-	8.8	-	52.34
990 - 1020	-	28.70	-	15.1	-	77.69
1020 - 1050	-	30.48	-	13.4	-	64.91
1050 - 1080	-	28.44	-	4.9	-	25.44
1080 - 1110	-	24.30	-	3.9	-	23.70
1110 - 1140	-	22.22	-	4.7	-	31.24
1140 - 1170	-	22.59	-	3.6	-	23.53
1170 - 1200	-	21.61	-	2.3	-	15.72

^(*) Es erfolgte keine dritte Tiefenbohrung.

Tab. A-13: Volumetrischer Wassergehalt, Nitrat-N-Gehalt und Nitrat-Konzentration der Tiefenbohrungen auf der Fläche 120 im Frühjahr 2004

Tiefen- abschnitt (cm)	Volumetrischer Wassergehalt (cm ³ *cm ⁻³) ^(*1)			Nitrat (NO ₃ ⁻)-N (kg N*ha ⁻¹) ^(*1)			Nitrat-Konzentration (mg NO ₃ ⁻ *l ⁻¹) ^(*1)		
	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3	Bohrung 1	Bohrung 2	Bohrung 3
0 - 30	20.90	22.39	20.98	9.7	12.7	2.8	68.53	83.74	19.71
30 - 60	20.22	16.26	16.19	5.8	5.3	5.8	42.35	48.13	52.91
60 - 90	19.32	16.24	17.56	3.4	3.2	5.9	25.99	29.09	49.61
90 - 120	19.41	18.07	19.13	8.3	9.3	16.1	63.13	76.01	124.29
120 - 150	15.93	18.50	19.17	10.4	7.7	9.0	96.41	61.46	69.34
150 - 180	16.04	18.10	17.47	10.7	6.8	11.0	98.88	55.30	93.00
180 - 210	16.06	17.70	13.35	10.0	8.2	8.0	91.59	68.58	88.52
210 - 240	14.91	16.52	1.71	18.5	10.3	2.2	183.05	91.72	189.50
240 - 270	15.30	16.64	11.55	15.1	10.5	7.4	145.90	93.52	94.60
270 - 300	14.91	16.52	13.79	18.5	10.3	8.7	183.05	91.72	93.15
300 - 330	14.24	15.49	14.82	11.1	10.3	5.7	115.11	98.38	56.81
330 - 360	14.49	15.48	15.33	11.6	8.7	5.3	117.99	83.16	51.07
360 - 390	15.00	15.47	15.65	12.5	5.5	5.3	123.46	52.68	49.99
390 - 420	15.40	15.85	15.00	11.5	4.2	5.3	109.89	38.76	52.18
420 - 450	15.60	16.04	14.94	10.9	3.5	5.1	103.37	32.04	50.40
450 - 480	16.93	15.67	15.64	9.8	3.2	5.1	85.84	29.96	48.16
480 - 510	16.89	15.66	15.11	10.5	3.1	6.1	91.72	28.95	59.62
510 - 540	16.81	15.64	14.76	11.8	2.9	6.8	103.54	26.92	68.02
540 - 570	16.81	15.64	14.73	11.8	2.9	7.2	103.54	26.92	72.20
570 - 600	16.81	15.64	15.33	11.8	2.9	8.8	103.54	26.92	84.79
600 - 630	18.98	16.72	14.74	6.8	1.4	8.4	52.53	11.92	84.13
630 - 660	18.98	16.72	14.98	6.8	1.4	9.4	52.53	11.92	92.66
660 - 690	18.98	16.72	14.40	6.8	1.4	9.0	52.53	11.92	92.28
690 - 720	19.73	17.22	15.23	8.6	2.3	9.5	64.29	19.64	92.08
720 - 750	20.11	17.47	15.16	9.5	2.8	8.6	69.84	23.33	83.76
750 - 780	20.11	17.47	15.60	9.5	2.8	8.4	69.84	23.33	79.52
780 - 810	20.42	18.00	16.57	11.0	4.9	8.5	79.24	40.37	75.73
810 - 840	21.06	19.05	17.62	13.9	9.2	7.4	97.20	71.62	62.03
840 - 870	21.06	19.05	18.33	13.9	9.2	6.8	97.20	71.62	54.78
870 - 900	21.06	19.05	18.94	13.9	9.2	7.2	97.20	71.62	56.14
900 - 930	22.99	21.68	21.37	3.0	5.8	5.7	19.46	39.63	39.39
930 - 960	22.99	21.68	22.45	3.0	5.8	8.5	19.46	39.63	55.90
960 - 990	22.99	21.68	21.08	3.0	5.8	7.5	19.46	39.63	52.55
990 - 1020	24.02	22.05	23.17	3.9	6.1	11.7	24.16	40.98	74.57
1020 - 1050	24.54	22.24	29.71	4.4	6.3	13.4	26.36	41.64	66.61
1050 - 1080	24.54	22.24	25.32	4.4	6.3	10.3	26.36	41.64	60.08
1080 - 1110	24.20	22.24	25.81	8.1	10.2	14.9	49.66	67.94	85.25
1110 - 1140	23.53	22.24	25.36	15.7	18.2	12.9	98.27	120.53	75.12
1140 - 1170	23.53	22.24	23.15	15.7	18.2	13.0	98.27	120.53	82.92
1170 - 1200	23.53	22.24	23.21	15.7	18.2	21.4	98.27	120.53	136.15

(*1) Gleiche Messwerte bei Probe 1 und Probe 2 ab einer Tiefe von 5 Metern rühren aus Bodenproben, die über einen Tiefenabschnitt von einem Meter entnommen wurden. Sie wurden gewichtet nach Anteilen in 30 cm-Abschnitte aufgeteilt.

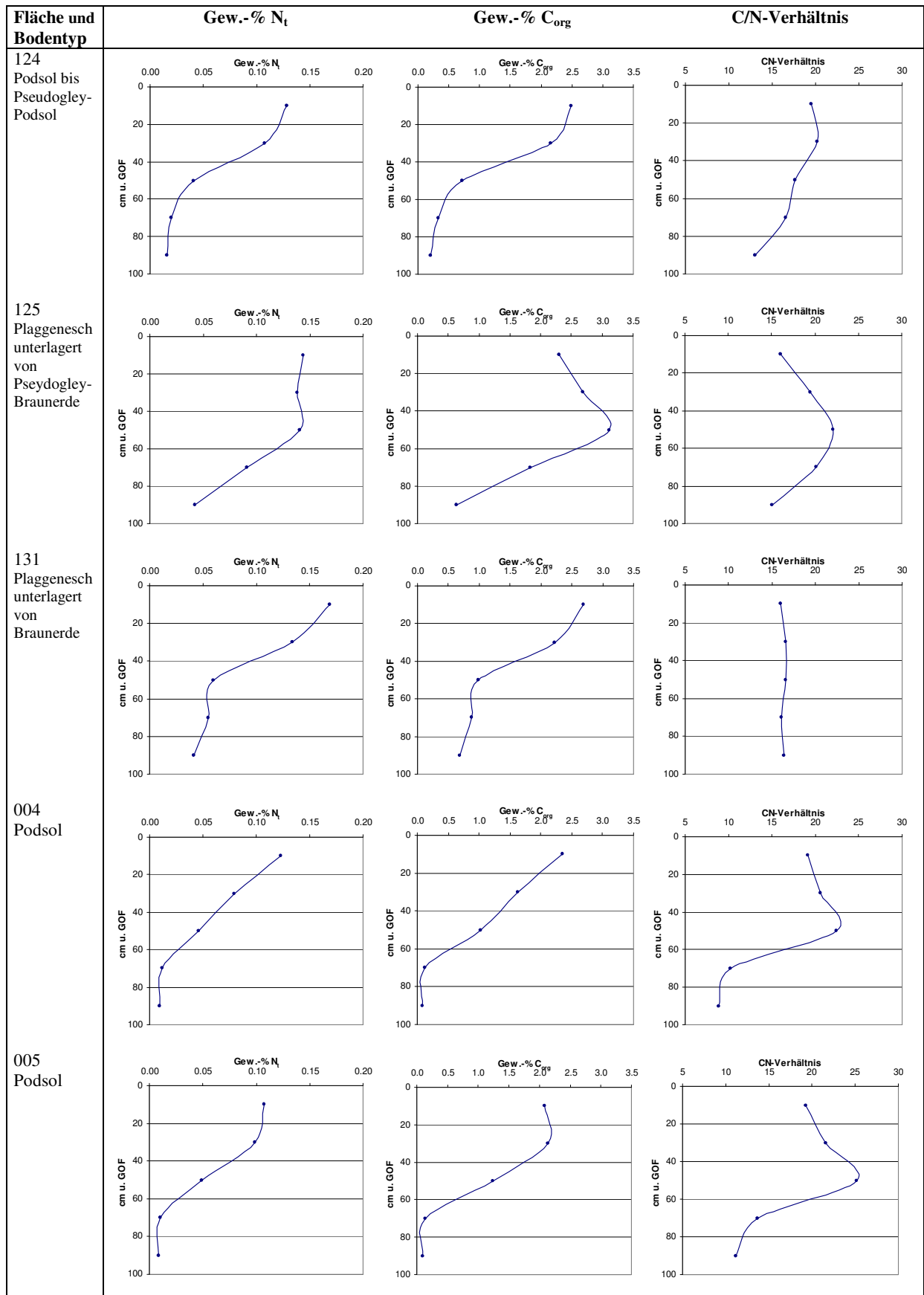


Abb. A-3: N_t -Gehalte, Corg-Gehalte und C/N-Verhältnisse der Tiefenprofilentnahmeflächen 124, 125, 131, 004 und 005 im Frühjahr 2003; Analyse erfolgte jeweils aus 20 cm tiefen Mischproben der einzelnen Probenahmen bis zu einer Tiefe von einem Meter

Tab. A-14: Bodenkundliche Profilaufnahmen der Tiefenbohrungen auf der Fläche 125 im Frühjahr 2004, nach einer Zusammenfassung des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (NLFb), verändert

Tiefe	Horizont	Bodenart/ Torfart	Grobod./ Festgest.	Strati- graphie	Geo- genese	Bodenfarbe	Humus	Hydromorphie- merkmale		Carbonat	eff. Lagerungs- dichte	Feuchte	Durch- wurzelung	Gefüge- form
								oxidativ	reduktiv					
25	Ap	mS		qh	Y	swbn	h3			c0	Ld2	f2	W1	ein
65	E	mS		qh	qhY	dbngr	h3			c0	Ld2	f2	W0	ein
130	Sw	mS		qp	Sp	rfhbn	h0			c0	Ld3	f3	W0	ein
200	Sw	SI2		qD	Lg	be,fl(oc)	h0	eo3,fl		c0	Ld3	f2	W0	koh
400	Sd	SI3		qD	Lg	bnroli	h0			c0	Ld4	f2	W0	koh
500	Cn	fS		q	gf	welige	h0			c0	Ld3	f1	W0	ein
600	Sd	SI3		qp	Lg	bnggr	h0			c0	Ld4	f3	W0	koh
940	Sd	SI2		qp	Lg	bnggr	h0			c0	Ld3	f3	W0	koh
1030	Gr	fSms		qp	gf	ol	h0		ro5	c0	Ld2	f5	W0	ein
1200	Gr	fSms		qp	gf	rool	h0		ro5	c0	Ld2	f4	W0	ein

Fläche 125, Bohrung 1, Rechtswert: 2556974, Hochwert: 5816090, Nutzung zum Zeitpunkt der Bohrung: Wintergerste

Tiefe	Horizont	Bodenart/ Torfart	Grobod./ Festgest.	Strati- graphie	Geo- genese	Bodenfarbe	Humus	Hydromorphie- merkmale		Carbonat	eff. Lagerungs- dichte	Feuchte	Durch- wurzelung	Gefüge- form
								oxidativ	reduktiv					
25	Ap	mS		qh	Y	swbn	h3			c0	Ld2	f2	W1	ein
90	E	mS		qh	qhY	swbngr	h3			c0	Ld2	f2	W0	ein
120	Sw	mS		qp	Sp	rfbnroli	h0	eo2		c0	Ld2	f3	W0	ein
210	Sw	SI2		qD	Lg	ocfl	h0	eo3		c0	Ld3	f3	W0	koh
600	Sd	SI3		qD	Lg	bnberoli	h0			c0	Ld3	f3	W0	koh
720	Sd	SI3		qD	Lg	bnro	h0			c0	Ld3	f3	W0	koh
1070	Sd	SI2		qD	Lg	bnggr	h0			c0	Ld3	f4	W0	koh
1170	Gr	fSms	lag(Tu4)	qp	gf	ol	h0			c0	Ld2	f4	W0	ein
1190	Gr	Su		qp	gf	ol	h0		ro5	c0	Ld2	f4	W0	ein
1200	Gr	fS		qp	gf	ol	h0		ro5	c0	Ld2	f5	W0	ein

Fläche 125, Bohrung 2, Rechtswert: 2556980, Hochwert: 5816042, Nutzung zum Zeitpunkt der Bohrung: Wintergerste

Tiefe	Horizont	Bodenart/ Torfart	Grobod./ Festgest.	Strati- graphie	Geo- genese	Bodenfarbe	Humus	Hydromorphie- merkmale		Carbonat	eff. Lagerungs- dichte	Feuchte	Durch- wurzelung	Gefüge- form
								oxidativ	reduktiv					
25	E-Ap	mS		qh	Y	swbn	h3			c0	Ld1	f2	W0	ein
115	E	mS		qh	qhY	swbngr	h3			c0	Ld2	f3	W0	ein
145	Sw	mS		qp	Sp	beroli	h0	eh2		c0	Ld2	f4	W0	ein
230	Sw	SI3		qD	Lg	ocfl	h0	eo2		c0	Ld3	f3	W0	koh
300	Sd	SI3		qD	Lg	bnroli	h0			c0	Ld3	f3	W0	koh
960	Sd	SI2 bei 540 mS	lag(mS)	qD	Lg	bnggr	h0			c0	Ld3	f3	W0	koh
1200	Gr	mS	lag(Tu4)	qp	gf	lagrfgr	h0			c0	Ld2	f4	W0	ein
1300	Gr	mS		qp	gf	ol	h0		ro5	c0	Ld2	f5	W0	ein

Fläche 125, Bohrung 3, Rechtswert: 2556987, Hochwert: 5816001, Nutzung zum Zeitpunkt der Bohrung: Wintergerste

Tab. A-15: Bodenkundliche Profilaufnahmen der Tiefenbohrungen auf der Fläche 124 im Frühjahr 2004, nach einer Zusammenfassung des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (NLFb), verändert

Tiefe	Horizont	Bodenart/ Torfart	Grobod./ Festgest.	Strati- graphie	Geo- genese	Bodenfarbe	Humus	Hydromorphie- merkmale		Carbonat	eff. Lagerungs- dichte	Feuchte	Durch- wurzelung	Gefüge- form
								oxidativ	reduktiv					
25	Ap	mS	x1	qh	Y	swbn	h3			c0	Ld2	f1	W1	ein
45	Bv	mS	x1	q	Lg	bnro	h0			c0	Ld2	f1	W0	ein
65	Cv	gSms		q	gf	gelibe	h0			c0	Ld2	f1	W0	ein
70	Cv	mS		q	gf	welige	h0			c0	Ld2	f1	W0	ein
85	Cv	gSms	x1	q	gf	welige	h0			c0	Ld2	f1	W0	ein
100	Cv	mSfs		q	gf	welige	h0			c0	Ld2	f1	W0	ein
115	Cv	mS		q	gf	welige	h0			c0	Ld2	f1	W0	ein
140	Cv	mSfs	x1	q	gf	welige	h0			c0	Ld2	f2	W0	ein
170	Cv	mSfs	x2	q	gf	welige	h0			c0	Ld2	f2	W0	ein
300	Cv	mSfs		q	gf	welige	h0			c0	Ld2	f2	W0	ein
900	Sd	SI2		q	gf	grbn	h0			c0	Ld3	f3	W0	ein
950	Sd	SI2		q	gf	bngr	h0			c0	Ld3	f3	W0	ein
1200	Gr	mS		q	gf	ol	h0			c0	Ld2	f4	W0	ein
Fläche 124, Bohrung 1, Rechtswert: 2555914, Hochwert: 5816219, Nutzung zum Zeitpunkt der Bohrung: Winterroggen														
Tiefe	Horizont	Bodenart/ Torfart	Grobod./ Festgest.	Strati- graphie	Geo- genese	Bodenfarbe	Humus	Hydromorphie- merkmale		Carbonat	eff. Lagerungs- dichte	Feuchte	Durch- wurzelung	Gefüge- form
25	Ae	mSfs		qh	Y	dbnsw	h3			c0	Ld1	f2	W1	ein
45	Bsh	mS		qh	Lg	sw	h3			c0	Ld2	f2	W0	ein
55	Bhs-Cv	mS		qh	Lg	rfgelis w	h2			c0	Ld2	f3	W0	ein
125	Sw	SI2		qD	Lg	ocfl	h0	eo2		c0	Ld3	f2	W0	koh
290	Sd	SI2		qD	Lg	robn	h0			c0	Ld3	f2	W0	koh
300	Cn	mS		qD	gf	welige	h0			c0	Ld3	f1	W0	ein
490	Sd	SI2		qD	Lg	robn	h0			c0	Ld3	f3	W0	koh
580	Cn	mSfs		q	gf	welige	h0			c0	Ld2	f1	W0	ein
965	Sd	SI2		q	Lg	bngr	h0			c0	Ld3	f3	W0	koh
1200	Gr	mS		q	gf	ol	h0			c0	Ld2	f5	W0	ein
Fläche 124, Bohrung 2, Rechtswert: 2555816, Hochwert: 5816212, Nutzung zum Zeitpunkt der Bohrung: Winterroggen														
Tiefe	Horizont	Bodenart/ Torfart	Grobod./ Festgest.	Strati- graphie	Geo- genese	Bodenfarbe	Humus	Hydromorphie- merkmale		Carbonat	eff. Lagerungs- dichte	Feuchte	Durch- wurzelung	Gefüge- form
25	Ap	mSfs		qh	Y	swbn	h3			c0	Ld1	f2	W1	ein
55	Sw-Bv	mS		q	Lg	rolibnli	h0			c0	Ld2	f2	W0	ein
95	Sw-Cv	mS		q	Lg	geliwe	h0			c0	Ld2	f3	W0	ein
115	Sw	SI2		q	Lg	ocfl	h0	eo2		c0	Ld3	f2	W0	koh
300	Sd	SI2		q	Lg	robn	h0			c0	Ld3	f2	W0	koh
600	Sd	SI2		q	Lg	grrobn	h0	eh2		c0	Ld3	f3	W0	koh
900	Sd	SI2		q	Lg	grbn	h0			c0	Ld3	f3	W0	koh
950	Sd	SI2		q	Lg	grbn	h0			c0	Ld3	f4	W0	koh
1200	Gr	mS		q	Lg	ol	h0	ro5		c0	Ld2	f5	W0	ein
Fläche 124, Bohrung 3, Rechtswert: 2555786, Hochwert: 5816203, Nutzung zum Zeitpunkt der Bohrung: Winterroggen														

Tab. A-16: Bodenkundliche Profilaufnahmen der Tiefenbohrungen auf der Fläche 131 im Frühjahr 2004, nach einer Zusammenfassung des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (NLFb), verändert

Tiefe	Horizont	Bodenart/ Torfart	Grobbod./ Festgest.	Strati- graphie	Geo- genese	Bodenfarbe	Humus	Hydromorphie- merkmale		Carbonat	eff. Lagerungs- dichte	Feuchte	Durch- wurzelung	Gefüge- form
								oxidativ	reduktiv					
25	Ap	mS		qh	Y	swbn	h3			c0	Ld1	f2	W2	
40	E1	mS		qh	Y	dbngr	h3			c0	Ld2	f2	W1	
65	E2	mS		qh	Y	dbngr	h2			c0	Ld2	f2	W0	
85	Bv	mS		q	Lg	robn	h0			c0	Ld2	f2	W0	
125	Cv	mS		q	gf	hbebn	h0			c0	Ld2	f2	W0	
300	L	mS		q	gf	begeli	h0			c0	Ld2	f2	W0	
700	C	mSgs		q	gf	beweli	h0	eh1		c0	Ld2	f2	W0	
900	Gr	mS		q	gf	beweli	h0			c0	Ld2	f2	W0	

Fläche 131, Bohrung 1, Rechtswert: 2554610, Hochwert: 5818714, Nutzung zum Zeitpunkt der Bohrung: Grünland

Tiefe	Horizont	Bodenart/ Torfart	Grobbod./ Festgest.	Strati- graphie	Geo- genese	Bodenfarbe	Humus	Hydromorphie- merkmale		Carbonat	eff. Lagerungs- dichte	Feuchte	Durch- wurzelung	Gefüge- form
								oxidativ	reduktiv					
25	Ap	mSfs		qh	Y	swbn	h3			c0	Ld1	f1	W2	ein
70	E	mSfs		qh	Y	dbngr	h3			c0	Ld2	f2	W1	ein
95	Bv	mS		qp	Sp	robn	h0			c0	Ld2	f2	W0	ein
155	Sw-Cv	mS		qp	Sp	rfbebn	h0			c0	Ld2	f3	W0	ein
165	Sd	Sl2		qD	Lg	robn	h0			c0	Ld3	f2	W0	koh
500	Cn	mSgs	x1, lag(Sl2)	qp	gf	welige	h0			c0	Ld2	f2	W0	ein
900	Cn	mS		qp	gf	geliwe	h0			c0	Ld2	f1	W0	ein
1080	Gor	mS		qp	gf	grbn	h0			c0	Ld2	f4	W0	ein
1200	Gr	mS	lag(Su2)	qp	gf	ol	h0	ro5		c0	Ld2	f5	W0	ein

Fläche 131, Bohrung 2, Rechtswert: 2554654, Hochwert: 5818726, Nutzung zum Zeitpunkt der Bohrung: Grünland

Tab. A-17: Bodenkundliche Profilaufnahmen der Tiefenbohrungen auf der Fläche 120 im Frühjahr 2004, nach einer Zusammenfassung des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (NLFb), verändert

Tiefe	Horizont	Bodenart/ Torfart	Grobbod./ Festgest.	Strati- graphie	Geo- genese	Bodenfarbe	Humus	Hydromorphie- merkmale		Carbonat	eff. Lagerungs- dichte	Feuchte	Durch- wurzelung	Gefüge- form
								oxidativ	reduktiv					
25	Ap	mSfs	x1	qh	Y	dbnsw	h2			c0	Ld2	f2	W1	ein
50	Sw-Bv	mSfs		q	Lg	rfbe	h0			c0	Ld2	f2	W0	ein
85	Sw-Cv	mSfs		q	Lg	rfwelige	h0			c0	Ld2	f3	W0	ein
135	Sw	SI3		q	Lg	ocfl	h0	eo2		c0	Ld3	f2	W0	koh
450	Sd	SI2	x1	q	Lg	robn	h0			c0	Ld3	f2	W0	koh
550	Sd	SI2		q	Lg	grbn	h0			c0	Ld3	f3	W0	koh
1030	Sd	SI2		q	Lg	bngr	h0			c0	Ld3	f3	W0	koh
1200	Gr	mSfs		q	gf	ol	h0		ro5	c0	Ld2	f5	W0	ein

Fläche 120, Bohrung 1, Rechtswert: 2555793, Hochwert: 5816665, Nutzung zum Zeitpunkt der Bohrung: Ackergras

Tiefe	Horizont	Bodenart/ Torfart	Grobbod./ Festgest.	Strati- graphie	Geo- genese	Bodenfarbe	Humus	Hydromorphie- merkmale		Carbonat	eff. Lagerungs- dichte	Feuchte	Durch- wurzelung	Gefüge- form
								oxidativ	reduktiv					
25	Ap	mSfs	x1	qp	Sp	dbnsw	h3			c0	Ld1	f1	W1	ein
45	Sw-Bv	mS		qp	Sp	rfbe	h0			c0	Ld2	f2	W0	ein
75	Sw-Cv	mS		qp	Sp	welige	h0	eo3		c0	Ld2	f3	W0	ein
120	Sw	SI2	x1	qD	Lg	ocfl	h0	eo4		c0	Ld3	f2	W0	koh
600	Sw	SI2		qD	Lg	grlibn	h0			c0	Ld3	f2	W0	koh
900	Sd	SI3	x1	qD	Lg	bngr	h0			c0	Ld3	f2	W0	koh
1035	Sd	SI3		qp	gf	bngr	h0			c0	Ld3	f3	W0	koh
1200	Gr	mS		qp	gf	ol	h0		ro5	c0	Ld2	f5	W0	koh

Fläche 120, Bohrung 2, Rechtswert: 2555894, Hochwert: 5816692, Nutzung zum Zeitpunkt der Bohrung: Ackergras

Tiefe	Horizont	Bodenart/ Torfart	Grobbod./ Festgest.	Strati- graphie	Geo- genese	Bodenfarbe	Humus	Hydromorphie- merkmale		Carbonat	eff. Lagerungs- dichte	Feuchte	Durch- wurzelung	Gefüge- form
								oxidativ	reduktiv					
25	Ap	mSfs	x1	qh	Y	swbn	h3			c0	Ld1	f2	W1	ein
50	Sw-Bv	mS		q	Lg	be	h0			c0	Ld2	f2	W0	ein
75	Sw	mS		q	Lg	rfocfl	h0	eo2		c0	Ld2	f3	W0	ein
180	Sw	SI3	x1	q	Lg	rfocfl	h0	eo2,fl		c0	Ld3	f2	W0	koh
230	Cn	mSfs		q	Lg	geliwe	h0			c0	Ld2	f1	W0	ein
730	Sd	SI2	x1	q	Lg	grbn	h0			c0	Ld3	f2	W0	koh
1110	Sd	SI2	x1	q	Lg	bngr	h0			c0	Ld3	f3	W0	koh
1150	Gr	fS	lag(lu2)	q	Lg	ol	h0			c0	Ld2	f4	W0	ein
1200	Gr	mSfs		q	Lg	ol	h0		ro5	c0	Ld2	f5	W0	ein

Fläche 120, Bohrung 3, Rechtswert: 2556004, Hochwert: 5816722, Nutzung zum Zeitpunkt der Bohrung: Ackergras

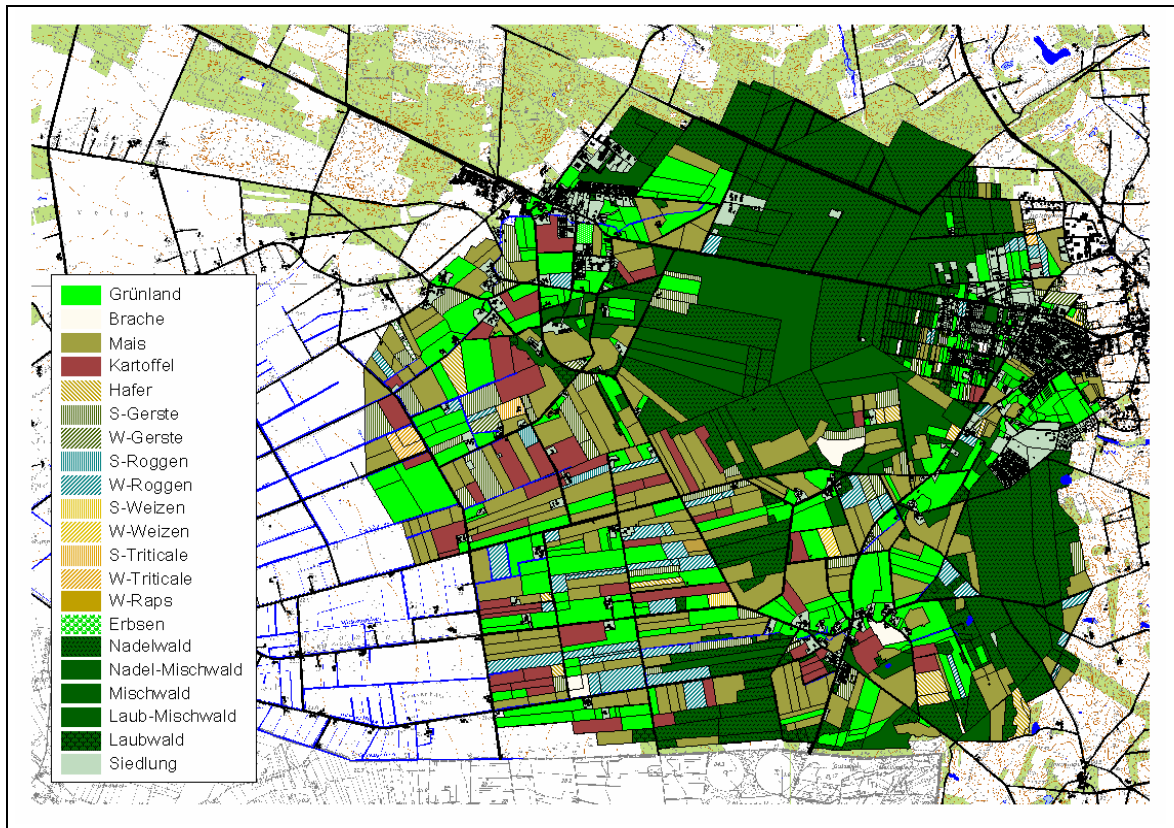


Abb. A-4: Flächennutzung im WSG im Jahr 1999, nach Kartierungen der Bezirksregierung Weser-Ems (1999), verändert

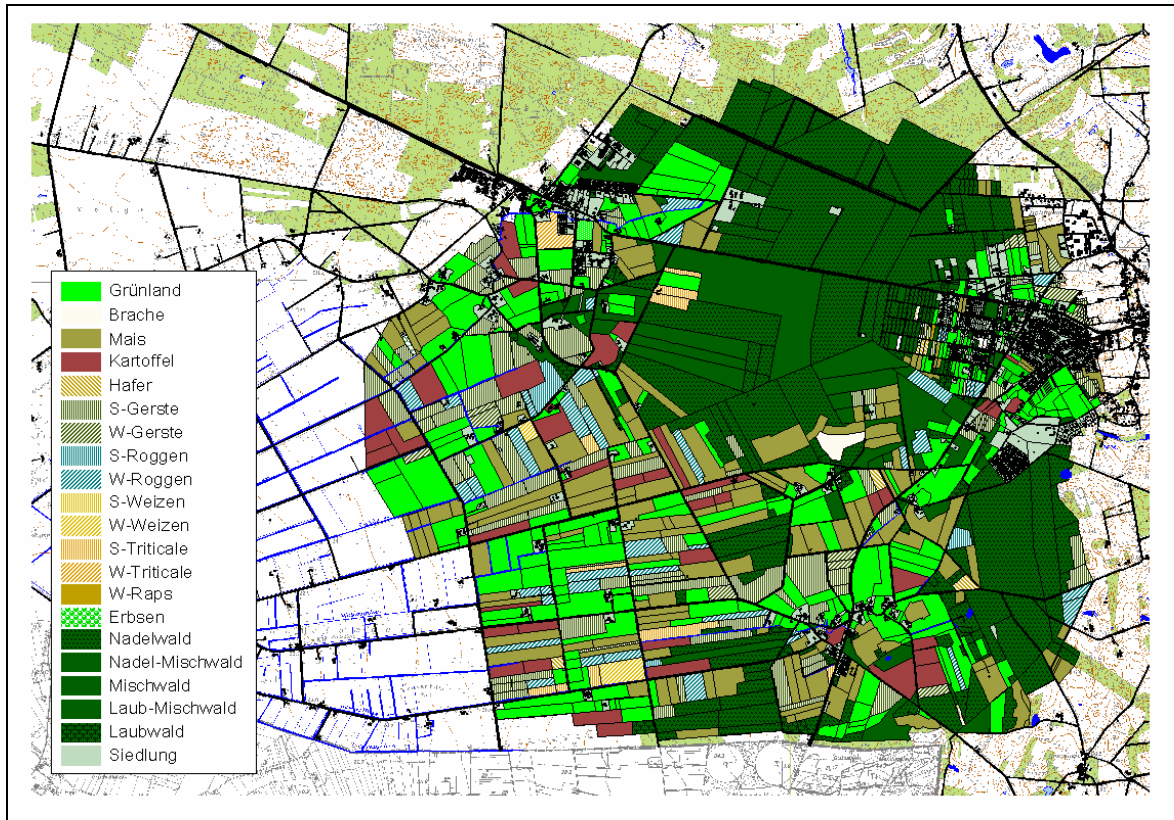


Abb. A-5: Flächennutzung im WSG im Jahr 2000, nach Kartierungen der Bezirksregierung Weser-Ems (2000), verändert

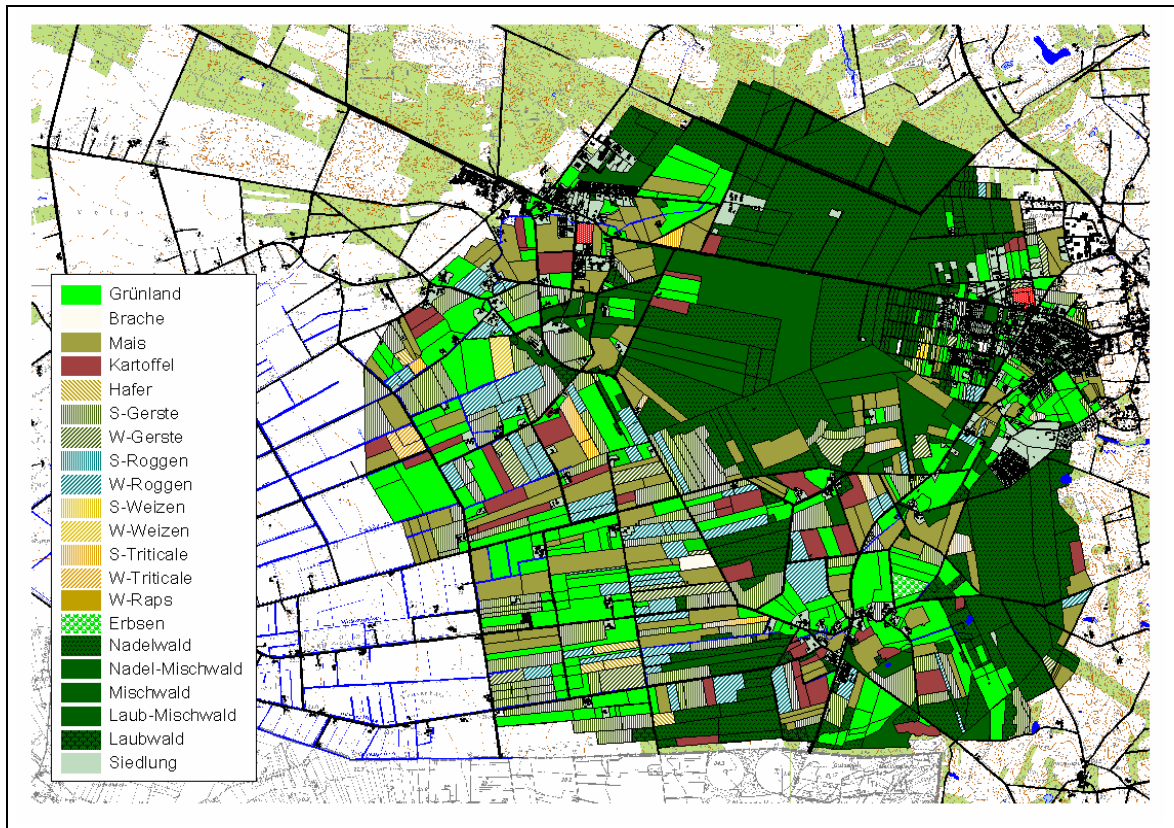


Abb. A-6: Flächennutzung im WSG im Jahr 2001, nach Kartierungen der Bezirksregierung Weser-Ems (2001), verändert

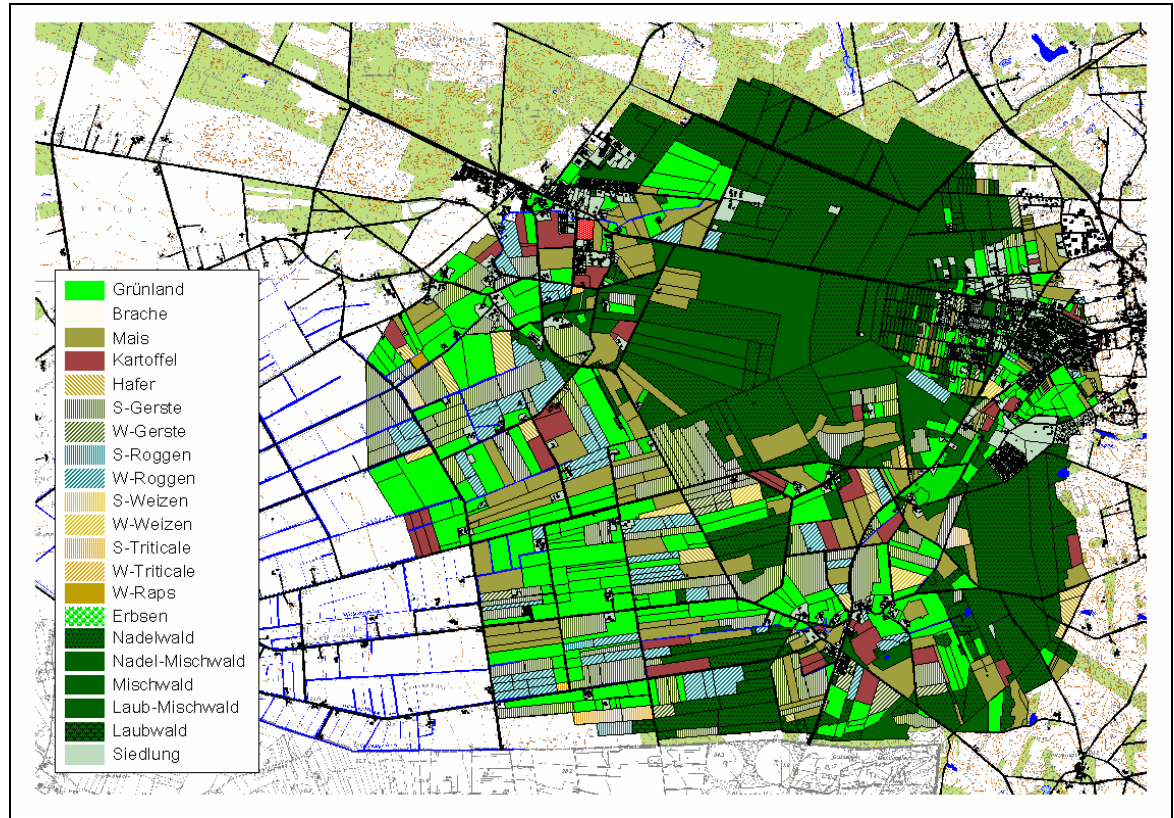


Abb. A-7: Flächennutzung im WSG im Jahr 2002, nach Kartierungen der Bezirksregierung Weser-Ems (2002), verändert

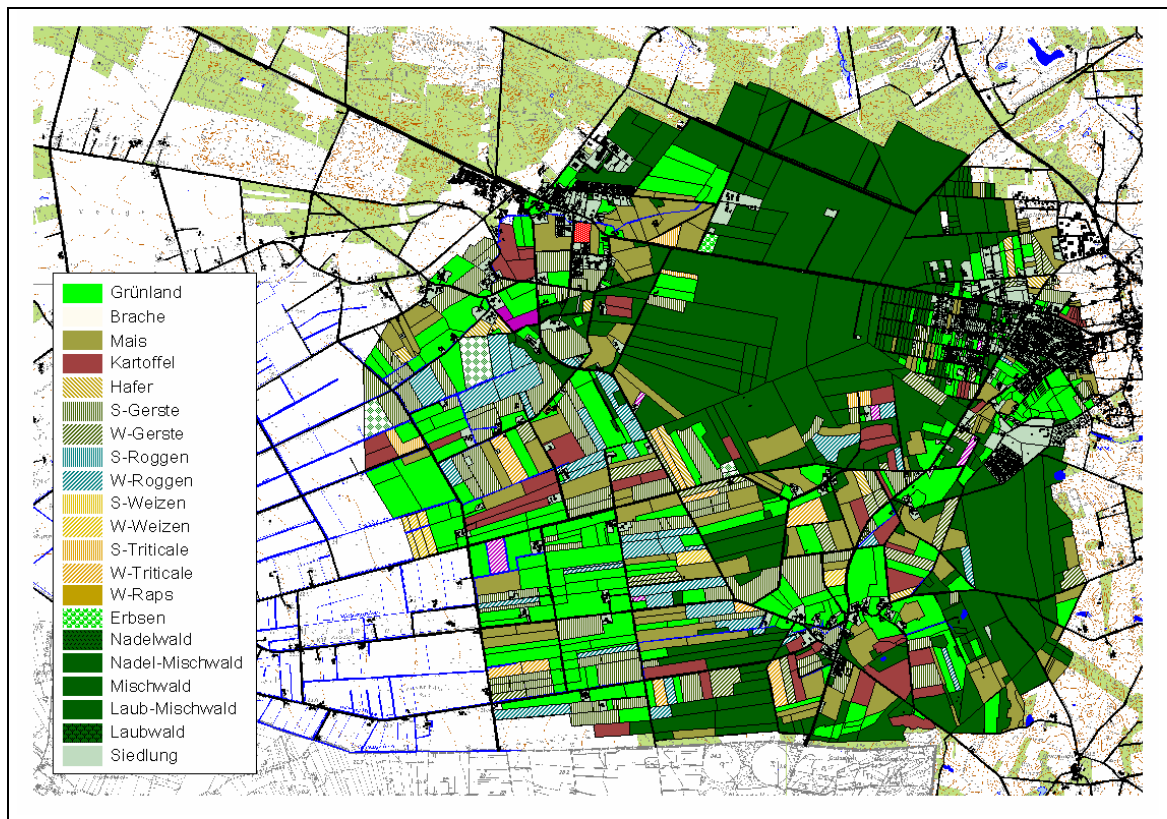


Abb. A-8: Flächennutzung im WSG im Jahr 2003, nach Kartierungen der Bezirksregierung Weser-Ems (2003), verändert

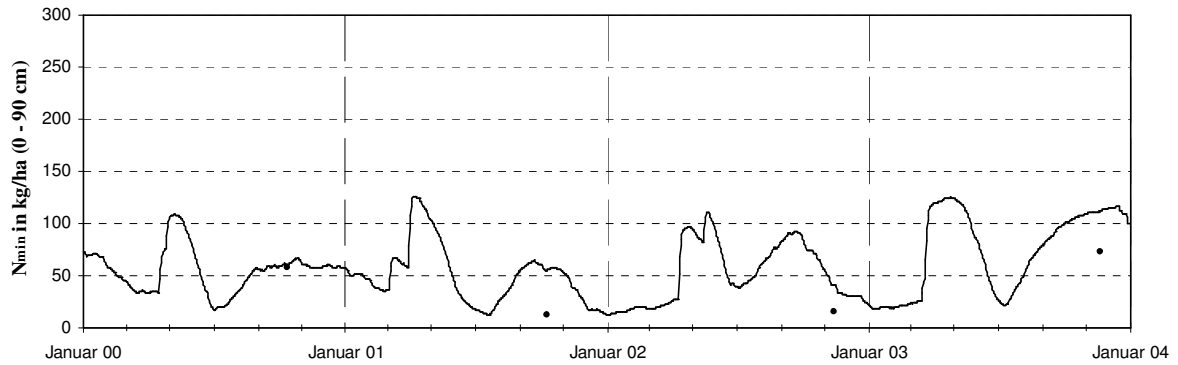


Abb. A-9: Gemessene (Punkte) und berechnete (Linie) N_{\min} -Gehalte von 2000 bis 2003 auf der Fläche 125

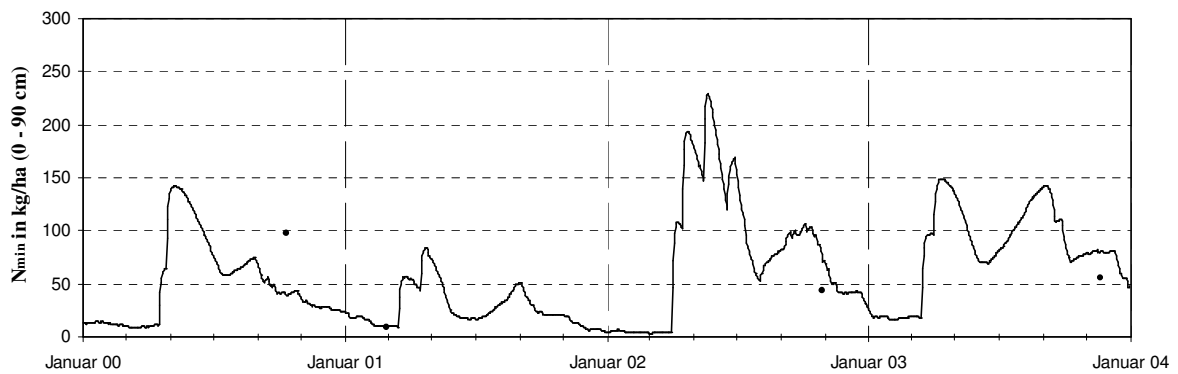


Abb. A-10: Gemessene (Punkte) und berechnete (Linie) N_{\min} -Gehalte von 2000 bis 2003 auf der Fläche 124

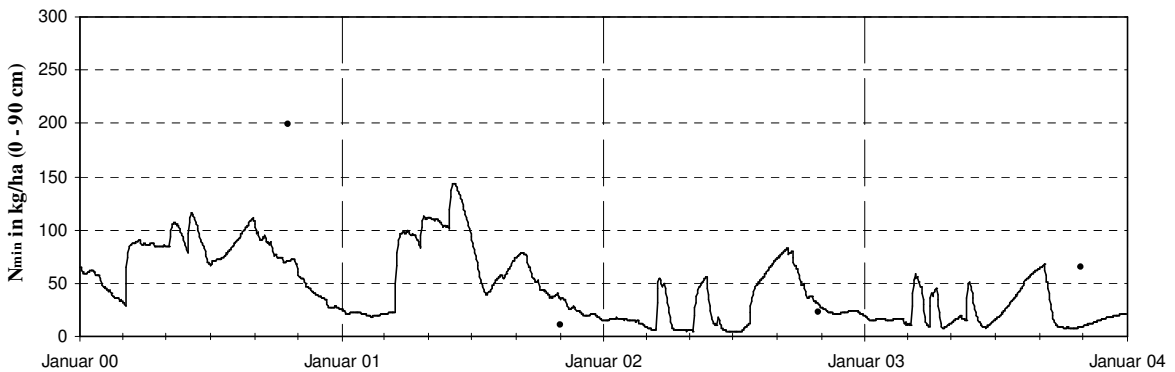


Abb. A-11: Gemessene (Punkte) und berechnete (Linie) N_{\min} -Gehalte von 2000 bis 2003 auf der Fläche 131

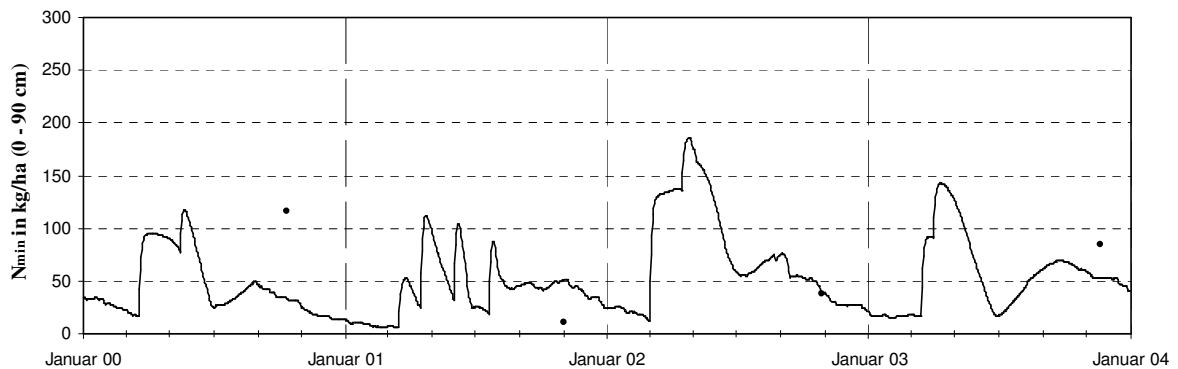


Abb. A-12: Gemessene (Punkte) und berechnete (Linie) N_{\min} -Gehalte von 2000 bis 2003 auf der Fläche 120

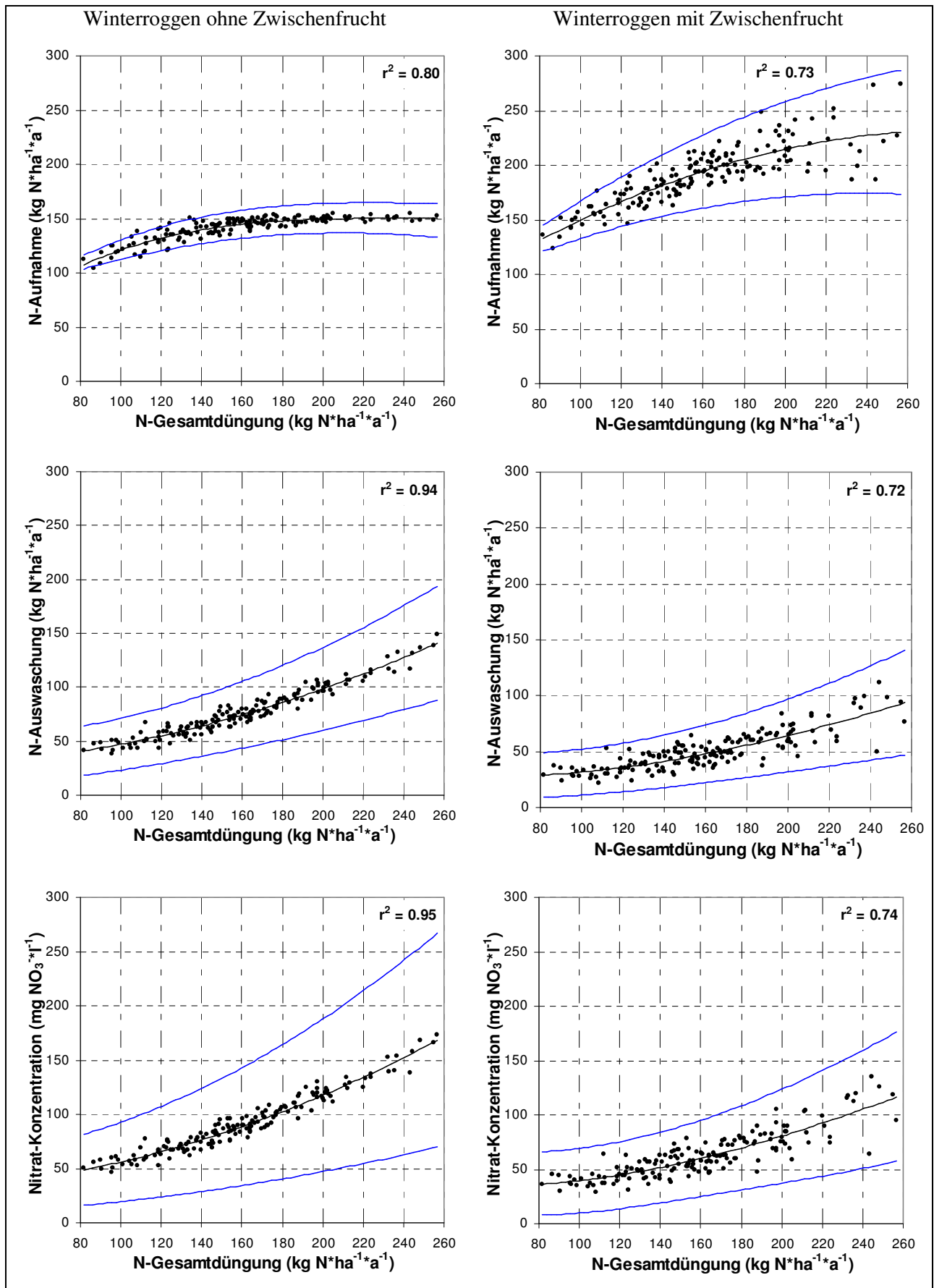


Abb. A-13: Mittlere jährliche N-Aufnahme, N-Auswaschung und N-Konzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der organischen und mineralischen N-Gesamtdüngegabe bei Winterroggen ohne Zwischenfrucht (links) und mit Zwischenfrucht (rechts)

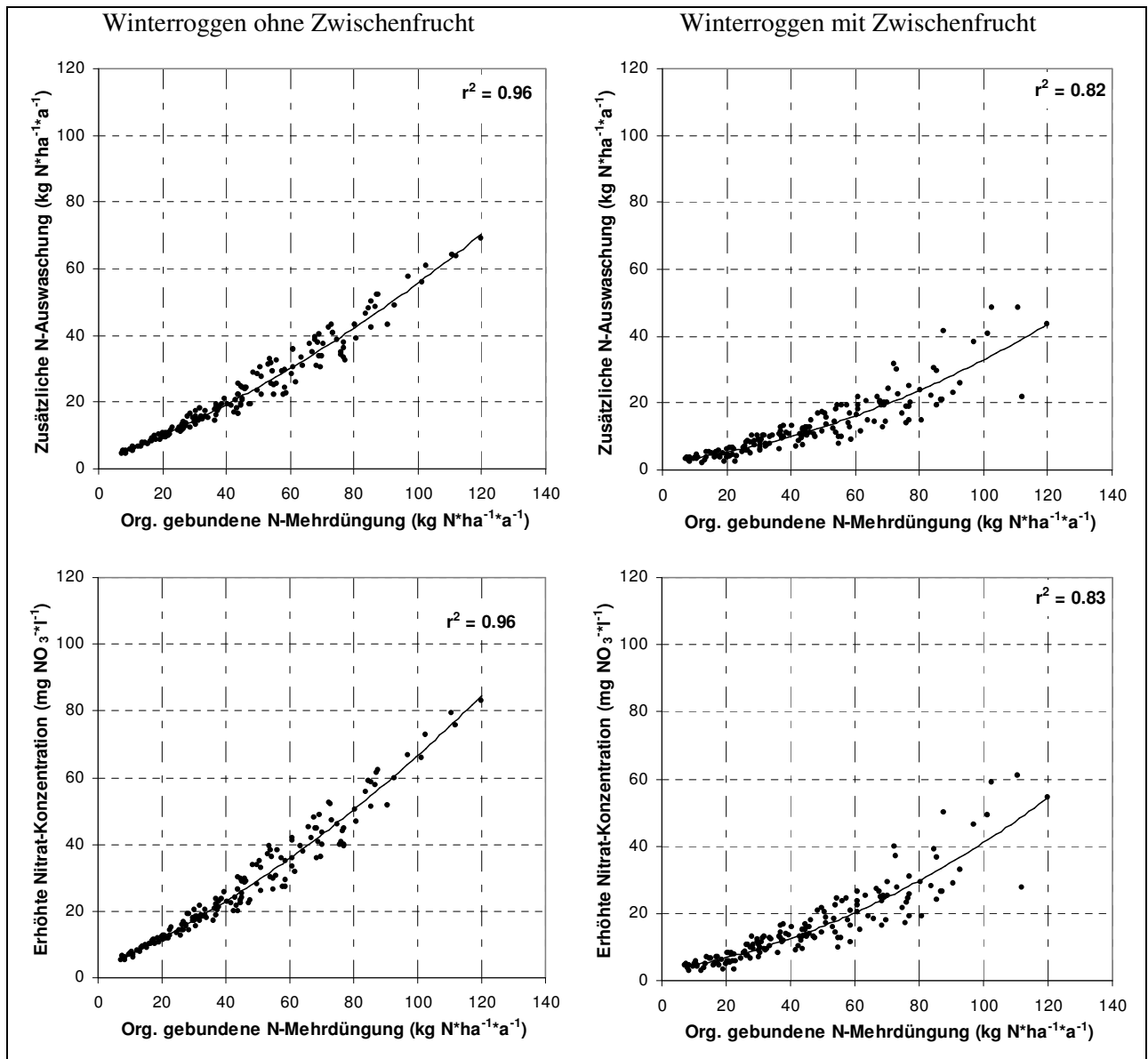


Abb. A-14: Mittlere jährliche erhöhte N-Auswaschung und N-Konzentration im Sickerwasser in Abhängigkeit der zusätzlich zur mineralischen N-Düngung applizierten organisch gebundenen Stickstoffmenge bei Winterroggen ohne (links) und mit Zwischenfrüchten (rechts) (1992 bis 2003)

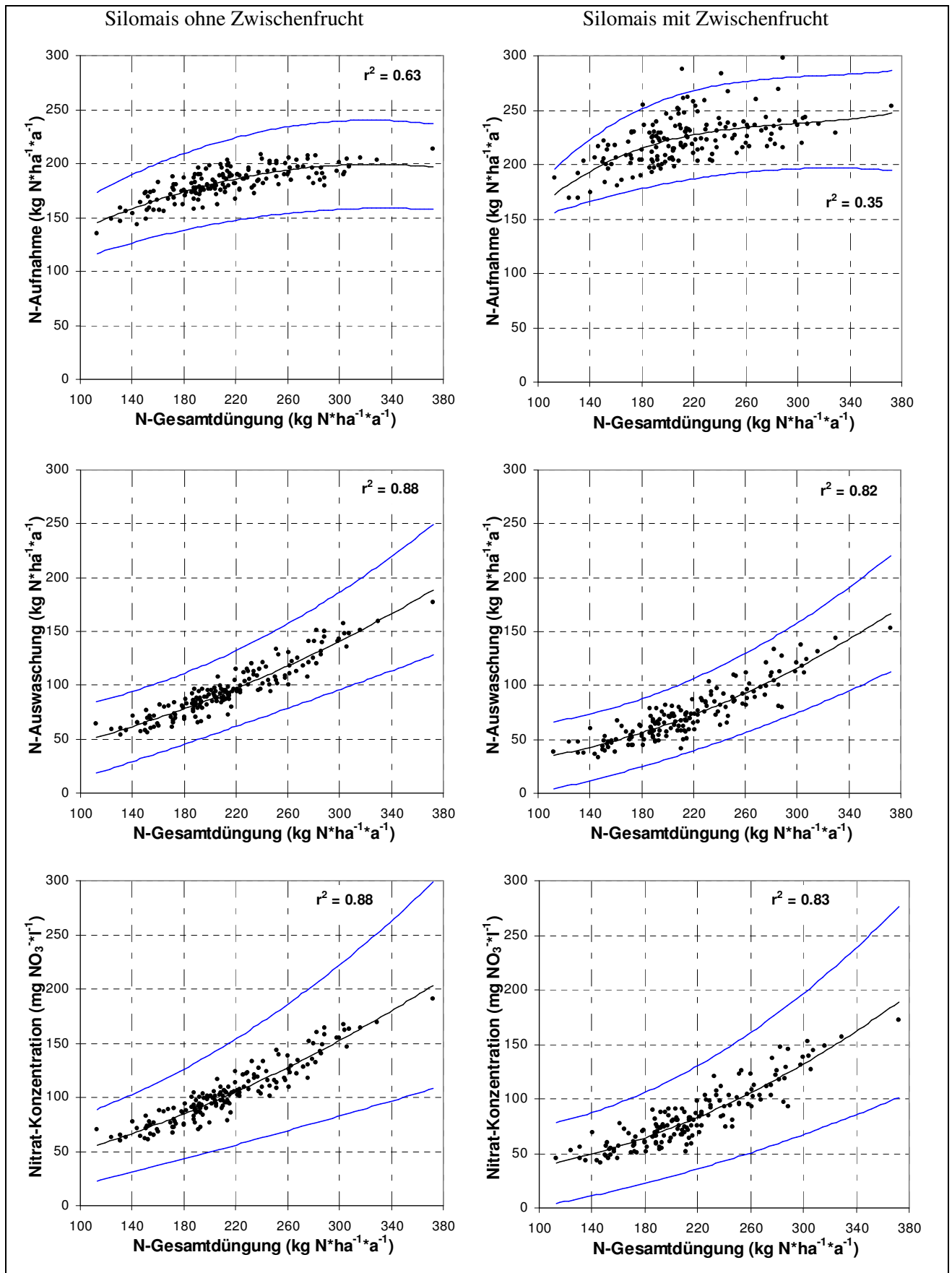


Abb. A-15: Mittlere jährliche N-Aufnahme, N-Auswaschung und N-Konzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der organischen und mineralischen N-Gesamtdüngegabe bei Silomais ohne Zwischenfrucht (links) und mit Zwischenfrucht (rechts)

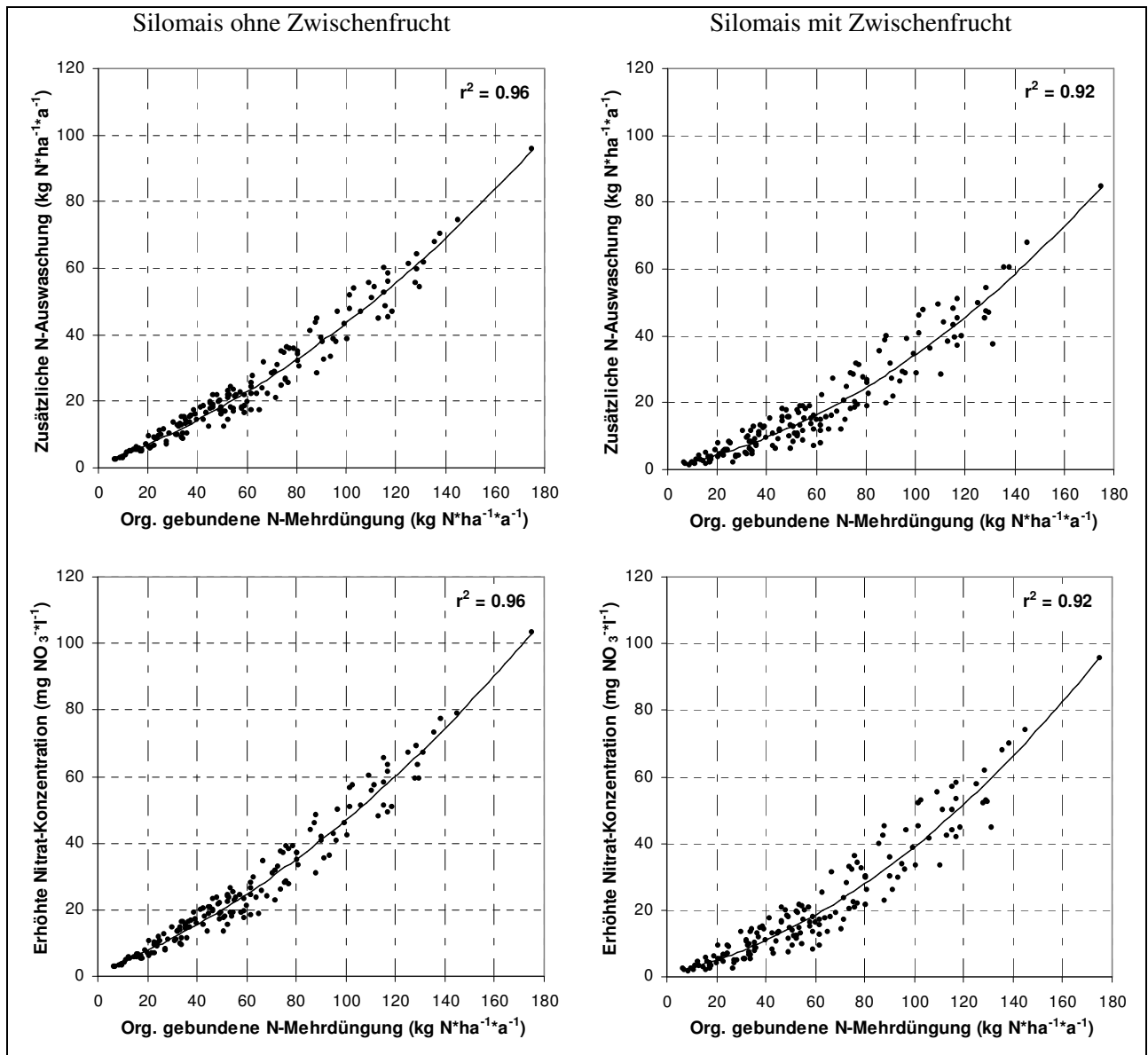


Abb. A-16: Mittlere jährliche erhöhte N-Auswaschung und N-Konzentration im Sickerwasser in Abhängigkeit der zusätzlich zur mineralischen N-Düngung applizierten organisch gebundenen Stickstoffmenge bei Silomais ohne (links) und mit Zwischenfrüchten (rechts) (1992 bis 2003)

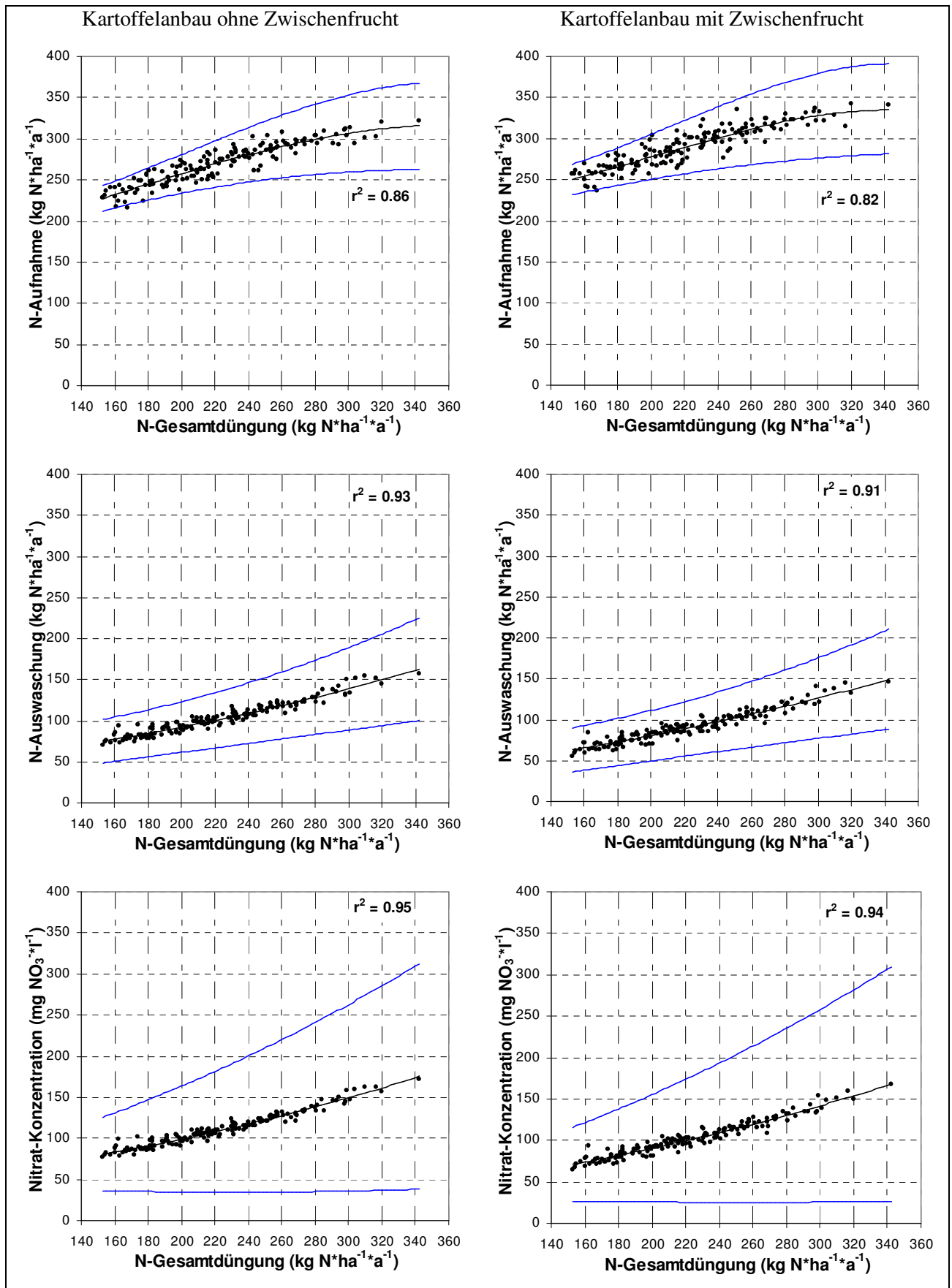


Abb. A-17: Mittlere jährliche N-Aufnahme, N-Auswaschung und N-Konzentration des Sickerwassers in Abhängigkeit der organischen und mineralischen N-Gesamtdüngegabe bei Kartoffelanbau ohne Zwischenfrucht (links) und mit Zwischenfrucht (rechts)

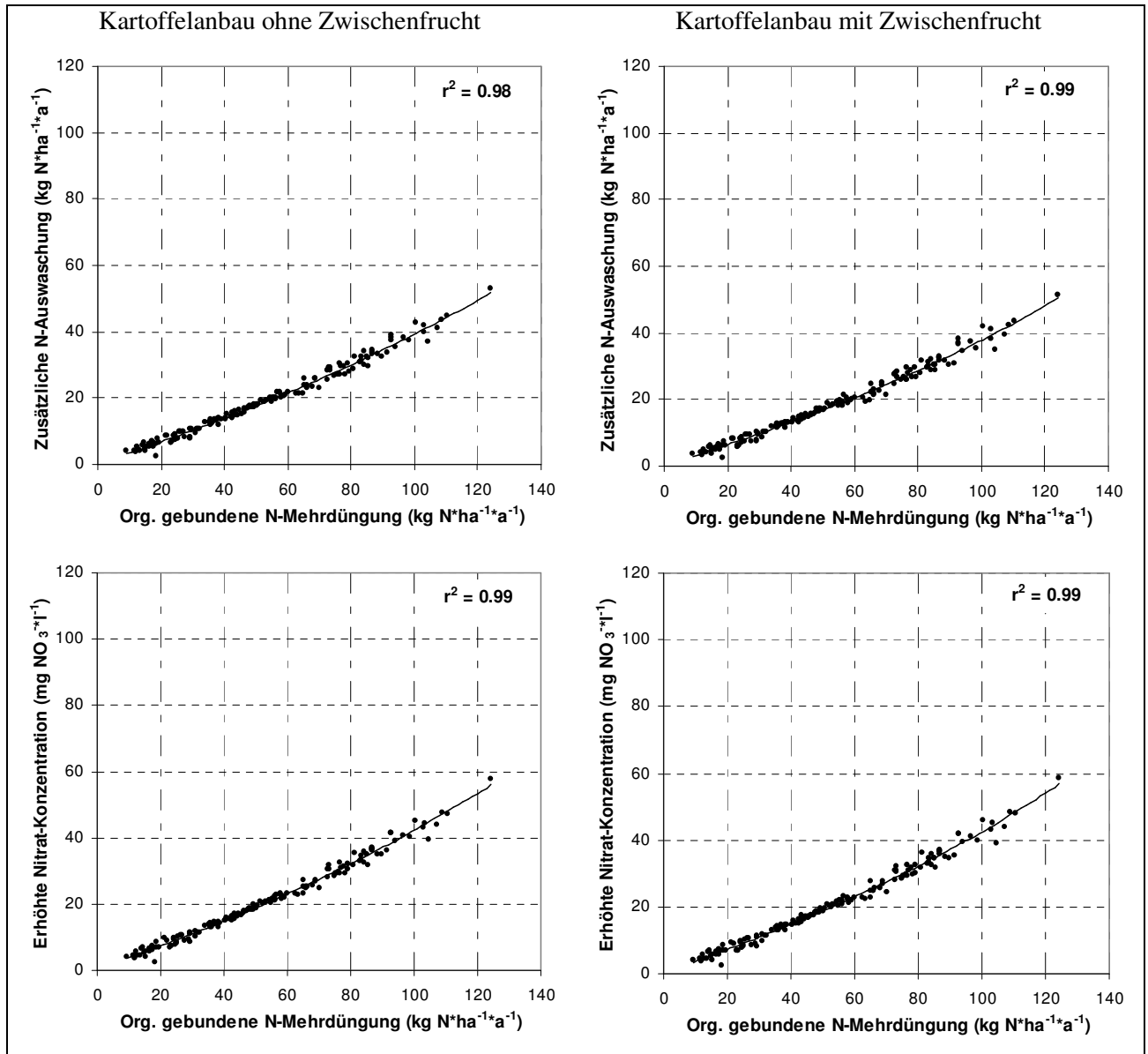


Abb. A-18: Mittlere jährliche erhöhte N-Auswaschung und N-Konzentration im Sickerwasser in Abhängigkeit der zusätzlich zur mineralischen N-Düngung applizierten organisch gebundenen Stickstoffmenge bei Kartoffelanbau ohne Zwischenfrucht (links) und mit Zwischenfrucht (rechts) (1992 bis 2003)

Danksagung

Die vorliegende Arbeit ist das Ergebnis, das durch die Mithilfe vieler Mitmenschen entstanden ist. Durch ihre Unterstützung, Anregungen, Geduld und Freundschaft haben sie ein Gelingen überhaupt erst ermöglicht. Bei ihnen allen möchte ich mich ganz aufrichtig und herzlich bedanken.

Meinem Betreuer und ersten Gutachter Herrn Professor Hans-Georg Frede danke ich für das mir entgegengebrachte Vertrauen und seine anhaltende Motivation, ohne die ich niemals ein Licht am Ende der Doktorarbeit gesehen hätte. Herrn Professor Peter Felix-Henningsen vom Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung danke ich für die Übernahme und sehr rasche Erstellung des Zweitgutachtens. Herrn Professor Ernst-August Nuppenau und Herrn Professor Hermann Seufert danke ich ganz außerordentlich, dass sie sich für die sehr kurzfristig festgelegte Disputation als Vorsitzenden und Prüfer der Prüfungskommission zur Verfügung gestellt haben. Mein ganz besonderer Dank gilt auch Herrn Professor Stefan Gäth, mit dem ich nicht nur bei den zahlreichen Fahrten ins Untersuchungsgebiet, sondern auch bei vielen anderen Anlässen viele fachliche, politische und persönliche Gespräche führen konnte.

Allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern am Institut für Landschaftsökologie möchte ich für das ausgezeichnete Arbeitsklima, das ich während meiner Zeit am Institut erfahren habe, bedanken. Besonders erwähnen möchte ich hier Frau Heike Weller, die mich bei den labortechnischen Arbeiten unterstützte, Frau Ruth Strittmatter und Frau Gabriele Weiß, die mit ihrem Pragmatismus vielen administrativen Aufwand von mir fernhielten und unsere IT-Administratorin Frau Ingrid Jäger, die mich durch die Wartung des Betriebssystems vor einem Kollaps bewahrte.

Martin Bach danke ich für seinen pragmatischen Ideenreichtum, seinen scharfen Humor, für die vielen fachlichen und auch sehr persönlichen Gespräche und für die vielen Kekse. Besonderer Dank gilt Sander Huisman für die großartige Hilfestellung bei der Unsicherheitsanalyse und den diesbezüglich vielen geführten Gesprächen. Den Globetrottern und meinen Bürogenossen Stefan Reichenberger und Björn Röpke danke ich für das tolle und fröhliche Arbeitsklima, den Kummerkasten im Büro und die vielen interessanten Gespräche über einfach alles – es hat wirklich riesigen Spaß gemacht. Bei Jukka Höhn möchte ich mich ganz besonders für seine sehr ausgeklügelte und beeindruckende Datenaufbereitung und bei Oliver Ginzler für die Unterstützung bei der Literaturrecherche bedanken.

Kurt-Christian Kersebaum vom Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung möchte ich ganz besonders für die Bereitstellung des Modells HERMES, ohne das diese Arbeit nicht zustande gekommen wäre, seine große Hilfsbereitschaft und die vielen wertvollen Diskussionen danken.

Herrn Dr. Bernhard Rump, ehemals im Landwirtschaftsamt Neuenhaus tätig, danke ich ganz herzlich für die hervorragende Unterstützung bei der Kontaktaufnahme mit den regionalen Landwirten, die Bereitstellung ortsspezifischer landwirtschaftlicher Daten und den vielen wertvollen

Anmerkungen aus der Praxis. Ein ganz besonderer Dank gilt auch den Landwirten im Untersuchungsgebiet, die ihre landwirtschaftlichen Flächen für die Tiefenprofiluntersuchungen zur Verfügung gestellt haben und mit ihren fachlichen Beiträgen maßgeblich zum Inhalt dieser Arbeit beigetragen haben. Herrn Dr. Walter Schäfer und Raimund Esch vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung Bremen danke ich ganz besonders für die technische und fachliche Unterstützung zur Gewinnung der Tiefenprofile und die Bereitstellung der Daten. Den Mitarbeitern der Rogge & Co. Hydrogeologie GmbH danke ich ganz herzlich für die freundliche Zusammenarbeit in diesem Projekt. Ganz besonders möchte ich mich bei allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Wasser- und Abwasserzweckverbands Niedergrafschaft und darunter besonders bei Frau Lichtenborg, Herrn Hans und Herrn Laubenstein bedanken, die durch ihre Offenheit, Freundlichkeit und Hilfsbereitschaft wesentlich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben und jeden Besuch im Untersuchungsgebiet zu einem freudigen Ereignis werden ließen.

Ich danke meinem Bruder Oliver Grimm und meinen Kollegen Anja Lundquist, Peter Zeisberger und Gordon Adam für die Durchsicht des Manuskripts und ihre vielfältigen Anregungen. Bei Wolfgang Reiher möchte ich mich für die vielen hilfreichen Hinweise zur Formatierung dieser Arbeit bedanken.

Ein ganz besonderer Dank gilt meinen Eltern Edith Grimm und Wolfgang Grimm, die mir durch ihre Unterstützung überhaupt erst ein Studium ermöglicht haben, für ihren Zuspruch und ihr Vertrauen. Vielen Dank auch an die beiden Racker Luisa und Paula, die allein durch ihr Dasein den zurückliegenden Zeitraum immer kunterbunt und lebendig gestaltet haben, so dass keine Langeweile aufkam. Ebenfalls danke ich ganz besonders meiner Frau Insa, dass sie mir während der Arbeit den Rücken nach besten Möglichkeiten freigehalten hat, für ihr Verständnis und ihre Geduld.

Abschließend möchte ich mich noch bei all den nicht namentlich genannten Personen, die mich unterstützt haben, bedanken.

Erklärung

Ich erkläre: Ich habe die vorgelegte Dissertation selbständig und ohne unerlaubte fremde Hilfe und nur mit den Hilfen angefertigt, die ich in der Dissertation angegeben habe. Alle Textstellen, die wörtlich oder sinngemäß aus veröffentlichten Schriften entnommen sind, und alle Angaben, die auf mündlichen Auskünften beruhen, sind als solche kenntlich gemacht. Bei den von mir durchgeführten und in der Dissertation erwähnten Untersuchungen habe ich die Grundsätze guter wissenschaftlicher Praxis, wie sie in der „Satzung der Justus-Liebig-Universität Gießen zur Sicherung guter wissenschaftlicher Praxis“ niedergelegt sind, eingehalten.

Oestrich-Winkel, 24. April 2008

Mirco Grimm