

# Grundlagen für Schutz und Bewirtschaftung der Grundwasser des Kantons Bern

Ursachen, Auswirkungen und  
Sanierungsmöglichkeiten von Nitratbelastungen  
des Grundwassers am Beispiel des Urtenentals



**WEA**

Leitung:

**Wasser- und Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern**

Bearbeitung:

Werner Balmer, dipl. geol., Bern

---

# Grundlagen für Schutz und Bewirtschaftung der Grundwasser des Kantons Bern

Ursachen, Auswirkungen und  
Sanierungsmöglichkeiten von Nitratbelastungen  
des Grundwassers am Beispiel des Urtenentals



**WEA**

Leitung:

**Wasser- und Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern**

Bearbeitung:

Werner Balmer, dipl. geol., Bern

---

**Bericht:**

Ursachen, Auswirkungen und Sanierungsmöglichkeiten von  
Nitratbelastungen am Beispiel des Urtenentals

**Ausgabe:** 1996/98

**Herausgeber:**

Wasser- und Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern (WEA)

**Bearbeitung:**

W. Balmer, dipl. geol., Bern

**Druck, Einband:**

Peter Gaffuri AG, Bern

**Der vorliegende Bericht ist ein Beitrag zur  
Entscheidungsfindung und enthält keine politischen  
Beschlüsse**

**Die Reproduktion und Weiterleitung der Ergebnisse ist unter  
Quellenangabe gestattet**

<b>Inhaltsverzeichnis</b>	<b>Seite</b>
Figurenverzeichnis	7
Tabellenverzeichnis	9
Symbole und Notation	11
Zusammenfassung	13
Résumé	16
<b>1 EINLEITUNG</b>	<b>19</b>
1.1 Problemstellung	19
1.2 Zielsetzung	20
<b>2 DIE GRUNDLAGENDATEN</b>	<b>21</b>
2.1 Verwendete bestehende Untersuchungen und Grundlagen	21
2.2 Neu erarbeitete Grundlagen	22
2.2.1 Hydrologische und hydrometrische Daten	22
2.2.2 Bestimmung der Qualität des Grundwassers	23
2.2.3 Bodennutzung	24
2.2.4 Bodenverhältnisse	24
2.2.5 Landwirtschaftliche Bewirtschaftung	25
2.2.6 Daten zum mineralisierten Stickstoff Nmin	25
2.2.7 Prognoseszenarium der landwirtschaftlichen Nutzung und Bewirtschaftung IP2000	25
2.3 Datenverwaltung, -verarbeitung und -auswertung	25
<b>3 DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET</b>	<b>27</b>
3.1 Geographische Lage des Untersuchungsgebietes	27
3.2 Geologie	30
3.2.1 Tertiär	30
3.2.2 Quartär	31
3.2.3 Gliederung der quartären Ablagerungen und Sammelprofil	34
3.2.4 Geologische Profile	35
3.2.5 Entstehung der quartären Ablagerungen im Testgebiet	38
3.3 Geomorphologie und Pedogenese	41
3.4 Hydrogeologische und hydrologische Verhältnisse	42
3.4.1 Aufbau des Grundwasserleiters	43
3.4.2 Durchlässigkeitsverhältnisse des Grundwasserleiters	43
3.4.3 Isohypsen des Grundwasserspiegels, Strömungsverhältnisse	44

3.4.4	Grundwasserspeisung	44
3.4.5	Hydrologische Bilanz	44
<b>3.5</b>	<b>Land- und forstwirtschaftliche Nutzung des Untersuchungsgebietes</b>	<b>46</b>
<b>3.6</b>	<b>Grund- und Oberflächenwasserbeschaffenheit</b>	<b>48</b>
3.6.1	Grundwasserbeschaffenheit	48
3.6.2	Variation der Parameter im Grundwasser	49
3.6.3	Qualitative Beurteilung des Grundwassers	51
3.6.4	Oberflächenwasserbeschaffenheit	53
<b>4</b>	<b>„STICKSTOFF“-THEORIE - GRUNDLAGEN</b>	<b>55</b>
<b>4.1</b>	<b>Verbreitung und Umsätze von Stickstoff in der Natur</b>	<b>55</b>
4.1.1	Stickstoff-Umwelt-Problematik	55
4.1.2	Der Stickstoffkreislauf im Boden	57
4.1.3	Stickstoffumsätze landwirtschaftlicher Betriebe	61
4.1.4	Größenordnungen des Stickstoffumsatzes landwirtschaftlicher Böden	62
<b>4.2</b>	<b>Grundlagen zur Beschreibung des Stickstofftransportes und –umsatzes im Boden</b>	<b>63</b>
4.2.1	Wasserbewegung im ungesättigten Boden	64
4.2.2	Stofftransport im ungesättigten Bereich	65
4.2.3	Ansätze zur Beschreibung des Stickstoffumsatzes in Böden	66
<b>4.3</b>	<b>Beschreibung des Stofftransportes im Grundwasser</b>	<b>68</b>
<b>5</b>	<b>DAS ENTWICKELTE STICKSTOFFUMSATZMODELL ZUR BESCHREIBUNG DES REGIONALEN NITRATEINTRAGES INS GRUNDWASSER</b>	<b>71</b>
<b>5.1</b>	<b>Das punktuelle Stickstoffhaushaltsmodell für Landwirtschaftsflächen</b>	<b>71</b>
5.1.1	Aufbau des Modells	71
5.1.2	Verdunstungs- und Wasserteilmodell	73
5.1.3	Stickstofftransportteilmodell	75
5.1.4	Stickstoffumsatzteilmodell	76
5.1.5	Bestimmung der Modellparameter und der Anfangs- und Randbedingungen	80
5.1.6	Aufbau des Eingabefiles	90
5.1.7	Berechnungsergebnisse	91
5.1.8	Berechnungsbeispiel	91
<b>5.2</b>	<b>Regionalisierung der Modellierung des Stickstoffhaushaltes</b>	<b>96</b>
5.2.1	Datenebene Boden	96
5.2.2	Datenebene Nutzung	97
5.2.3	Datenebene Bewirtschaftung	97
5.2.4	Datenebene Teileinzugsgebiete	98
5.2.5	Berechnungsebene	98
<b>5.3</b>	<b>Berechnung der instationären Nitrateinträge ins Grundwasser</b>	<b>101</b>
5.3.1	Fall a: Berechnung der direkten Einträge ins Grundwasser	102
5.3.2	Bestimmung der Verlagerungsparameter	103
5.3.3	Fall b: Berechnung der indirekten randlichen Zuflüsse ins Grundwasser	106
5.3.4	Fall c: Bestimmung der infiltrierten Stickstoff-Frachten	107

<b>6</b>	<b>MODELLIERUNG DER STRÖMUNG UND DES STOFFTRANSPORTES IM GRUNDWASSER</b>	<b>109</b>
6.1	Stofftransport	109
6.2	Eichung und Validierung	110
6.3	Stoffeintrag	114
6.4	Numerische Fehler	115
<b>7</b>	<b>REGIONALE MODELLIERUNG DES STICKSTOFFHAUSHALTES 1987 BIS 1993</b>	<b>118</b>
7.1	Grundlagen	118
7.1.1	Datenebene Boden	118
7.1.2	Datenebene Nutzung	118
7.1.3	Datenebene Bewirtschaftung	118
7.1.4	Datenebene Teileinzugsgebiete	130
7.2	Stickstoffbilanzen der landwirtschaftlichen Flächen 1987 bis 1993	132
7.2.1	Stickstoffbilanzen nach Jahren	132
7.2.2	Mittlere N-Bilanz 1987-93	134
7.3	N-Austrag aus Wald, Siedlung, Dauergrünland und ungenutzten Flächen	141
7.4	Stickstoffausträge des gesamten Gebietes 1987 – 1993	141
7.5	Quellen der landwirtschaftlichen NitratAuswaschung	142
7.5.1	Nitratausträge nach Kulturen	142
7.5.2	Nitratausträge im Raum 1987 bis 1993	146
7.6	Entwicklung der Nitratgehalte im Grundwasser	156
7.7	Nitratflüsse im Grundwasser	159
7.8	Gebietsbilanzen	161
<b>8</b>	<b>PROGNOSERECHNUNGEN</b>	<b>163</b>
8.1	Das Prognoseszenarium IP2000	163
8.2	Weitere Prognoserechnungen für das Urtenental	168
8.2.1	Definition der Szenarien	169
8.2.2	Beurteilung der Szenarien	170

<b>9</b>	<b>NITRATAUSTRAGSFLÄCHEN UND NUTZUNGSRICHTPLÄNE IN ZUSTRÖMBEREICHEN VON TRINKWASSERFASSUNGEN (METHODISCHES VERFAHREN)</b>	<b>171</b>
9.1	Herleitung der Nitratrisikoflächen ( IST-Zustand)	171
9.2	Simulation des Plan-Zustandes	173
9.3	Nutzungsvorgaben	177
<b>10</b>	<b>SCHLUSSBEMERKUNGEN: ERGEBNISSE, AUSBLICK, PRAKTISCHE BEDEUTUNG</b>	<b>180</b>
	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>182</b>

## Figurenverzeichnis

Figur 1	Hydrologisches Einzugsgebiet des Urtenen- und Unteren Emmentals	27
Figur 2	Testgebiet Urtenental aus (BALMER 1993b), modifiziert	29
Figur 3	Sammelprofil durch die Quartärablagerungen des Testgebietes	34
Figur 4	Schematische Lage der Profilsuren im Testgebiet Urtenental	38
Figur 5	Geologisches Querprofil 1: Urtenen-Schönbühl	39
Figur 6	Geologisches Querprofil 2: Jegenstorf - Hettiswil	39
Figur 7	Geologisches Querprofil 3: Holzmühle	40
Figur 8	Geologisches Querprofil 4: Zauggenried - Kernenried	40
Figur 9	Geologisches Profil 5: Moossee	40
Figur 10	Isohypsen der Grundwasserspiegel im Testgebiet Urtenental (langjähriger Mittelwert 1987 – 1993)	45
Figur 11	Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit mit zunehmender Fließstrecke im Untergrund	51
Figur 12	Stickstoffkreislauf im Boden, aus (SCHEFFER & WALTHER 1988)	58
Figur 13	Modularer Aufbau des entwickelten Stickstoffhaushaltsmodells	72
Figur 14	Kompartimenteinteilung des Bodens mit Randbedingungen für den Wassertransport	73
Figur 15	Aufbau des Wasser- und Transportmodells durch Finite-Differenzen	74
Figur 16	Temperaturabhängigkeit der herbstlichen N <sub>min</sub> -Werte (November) bei Kartoffeln mit nachfolgender Brache (jeder 5 Wert dargestellt; mittlere Temperaturen September-Oktober)	86
Figur 17	Temperaturabhängigkeit der herbstlichen N <sub>min</sub> -Werte (November) bei Kartoffeln mit Folgekultur (jeder 2 Wert dargestellt) bei mittleren Temperaturen der Monate September/Oktober	86
Figur 18	Umsetzung der Nutzungs- und Bewirtschaftungsdaten in Fruchtfolgen als Basis der Simulationsinpute	89
Figur 19	Aufbau des Eingabefiles für das N-Haushaltsprogramm	90
Figur 20	Niederschlag und Temperaturverlauf Oktober 1991 bis Oktober 1992	93
Figur 21	Berechneter Bodenwasserhaushalt für die Zeitperiode Oktober 1991 bis Oktober 1992	94
Figur 22	Entwicklung der N <sub>min</sub> -Gehalte in 0-90 cm Tiefe und tägliche Nitratauswaschung in kg N/ha resp. kg N/d für die Zeitperiode Oktober 1991 bis Oktober 1992	95
Figur 23	Regionalisierung der Modellierung des Stickstoffhaushaltes	99
Figur 24	Verknüpfung Arc/Info und Berechnungsmodell	100
Figur 25	Die Ebenen und Prozesse der Modellierung der instationären Stickstoff-Flüsse ins Grundwasser. 1: Boden mit Stickstoffumsatz; 2: ungesättigter Aquifer mit vertikaler Verlagerung; 3: gesättigter Aquifer mit horizontaler Verlagerung. N-Einträg durch diffusen Austrag (a); konzentrierter Randzufluss aus Einzugsgebiet (b) und Infiltration von Nitrat aus Oberflächengewässern (c)	101
Figur 26	Element der Berechnungsebene bestehend aus landwirtschaftlicher Nutzfläche (Bodentypen BT1 bis BT3) sowie Siedlung und Wald. Die landwirtschaftliche Nutzung wird definiert durch die Kulturen K1 bis K5 mit entsprechenden Flächenanteilen.	103
Figur 27	Verzögerung (in Tagen) zwischen Sickerwasser- und Grundwasserneubildung in Abhängigkeit vom Flurabstand in Meter.	104

Figur 28	Nitrateintrag ins Grundwasser abhängig von Flurabstand bei stationären Fließbedingungen ( $V=2.0$ cm/h) im Winter 1987/88	105
Figur 29	Skizze der Modellierung der Stoff-Flüsse in Teileinzugsgebieten	107
Figur 30	Gemessene Nitratgehalte UR52 (Quadrate), täglich berechnete Infiltrationsmengen 1992 im Hauptkanal der Urtenen zwischen Zaugenried und Fraubrunnen. Basis zur Berechnung der infiltrierten Nitratmengen im Hauptkanal über eine linearisierte Nitratganglinie.	108
Figur 31	Aufbau des Strömungsmodells Urtenental-Unteres Emmental. Räumliche Diskretisierung und Randbedingungen	111
Figur 32	Räumliche Verteilung der elementspezifischen Durchlässigkeit $k_f$	112
Figur 33	Räumliche Verteilung der effektiven Porosität $n_e$	113
Figur 34	Randbedingungen im Transportmodell Urtenental-Unteres Emmental	117
Figur 35	Aus den Grundlagen (Kapitel 2) erstellte Bodenkarte im Urtenental	121
Figur 36	Auf die Berechnungsebene bezogene elementweise Verteilung des Bodenparameters Feldkapazität (flächen- und tiefengemittelt) auf der Grundlage der Bodenkarte (Fig. 35) und Tabelle 24. In [mm/dm]	122
Figur 37	Auf die Berechnungsebene bezogene elementweise Verteilung des Bodenparameters Gründigkeit (flächengemittelt). In [cm]	123
Figur 38	Verteilung der Nutzungstypen Wald, Siedlung, Acker und Grünland im Testgebiet Urtenental	125
Figur 39	Verteilung der Bewirtschaftungstypen im Testgebiet Urtenental (vgl. Tabelle 27)	127
Figur 40	Mittlerer Stickstoffumsatz der Fruchtfolgeflächen (3752 ha) im Testgebiet Urtenental zwischen 1987 und 1993 in Tonnen Stickstoff pro Jahr	134
Figur 41	Stickstoffbilanz der landwirtschaftlichen Nutzfläche 1987 – 88 in [t N] (ohne Dauergrünland)	135
Figur 42	Stickstoffbilanz der landwirtschaftlichen Nutzfläche 1988 – 89 in [t N] (ohne Dauergrünland)	136
Figur 43	Stickstoffbilanz der landwirtschaftlichen Nutzfläche 1989 – 90 in [t N] (ohne Dauergrünland)	137
Figur 44	Stickstoffbilanz der landwirtschaftlichen Nutzfläche 1990 – 91 in [t N] (ohne Dauergrünland)	138
Figur 45	Stickstoffbilanz der landwirtschaftlichen Nutzfläche 1991 – 92 in [t N] (ohne Dauergrünland)	139
Figur 46	Stickstoffbilanz der landwirtschaftlichen Nutzfläche 1992 – 93 in [t N] (ohne Dauergrünland)	140
Figur 47	Nitratauswaschung nach Kulturen 1987/88 in kg N/y	143
Figur 48	Nitratauswaschung nach Kulturen 1988/89 in kg N/y	144
Figur 49	Nitratauswaschung nach Kulturen 1989/90 in kg N/y	144
Figur 50	Nitratauswaschung nach Kulturen 1990/91 in kg N/y	145
Figur 51	Nitratauswaschung nach Kulturen 1991/92 in kg N /y	145
Figur 52	Nitratauswaschung nach Kulturen 1992/93 in kg N /y	146
Figur 53	Räumliche Darstellung der elementbezogenen Nitratausträge Winter 1987/88 in kg N/ha	147
Figur 54	Räumliche Darstellung der elementbezogenen Nitratausträge Winter 1988/89 in kg N/ha	148
Figur 55	Räumliche Darstellung der elementbezogenen Nitratausträge Winter 1989/90 in kg N/ha	149

Figur 56	Räumliche Darstellung der elementbezogenen Nitratausträge Winter 1990/91 in kg N/ha	150
Figur 57	Räumliche Darstellung der elementbezogenen Nitratausträge Winter 1991/92 in kg N/ha	151
Figur 58	Räumliche Darstellung der elementbezogene Nitratausträge Winter 1992/93 in Kg N/ha	152
Figur 59	Verteilung der Nitrataustragsklassen [kg N/ha] Winter 1987/88 bis Winter 1989/90 und ihr Anteil an der Nitratauswaschung	153
Figur 60	Verteilung der Nitrataustragsklassen [kg N/ha] Winter 1990/91 bis Winter 1992/93 und ihr Anteil an der Nitratauswaschung	154
Figur 61	Randliche Einzugsgebiete und ihr Stickstoffeintrag ins Grundwasser 1987-1993	155
Figur 62	Entwicklung der Nitratgehalte im Grundwasser des Urtenental zwischen 1987 und 1993. (□: Mittelwerte der gemessenen Nitratgehalte aus 19 Beobachtungsstellen; 1: Summe der herbstlichen N-Gehalte im Boden [tN]; 2: Summe der winterlichen Sickerwasserbildung [mm]; 3: Summe der winterlichen Nitratauswaschung [t N])	156
Figur 63	Verteilung der Nitratgehalte im Grundwasser des Urtenentals 1987 bis 1990	157
Figur 64	Verteilung der Nitratgehalte im Grundwasser des Urtenentals 1991 bis 1993	158
Figur 65	Vergleich der gemessen und berechneten Nitratgehalte an den Beobachtungsstellen im Urtenental. Mittelwerte 1987-93.	159
Figur 66	Darstellung der Stickstoff-Flüsse im Grundwasservorkommen des Urtenentals und im Übergangsbereich zum Unteren Emmental	162
Figur 67	Entwicklung der Betriebsstrukturen im Urtenental zwischen 1994 und 2000 (nach Schätzungen der LBBZ Rütli), aus BALMER (1995)	164
Figur 68	Entwicklung der Kulturanteile im Urtenental zwischen 1994 und 2000 (Schätzungen LBBZ Rütli), aus BALMER (1995)	165
Figur 69	Entwicklung von ökologischen Massnahmen in der Fruchtfolge (Annahme LBBZ Rütli), aus BALMER (1995)	165
Figur 70	Stickstoffbilanzen des Urtenentals: Mittelwert 1987-93 gegenüber Wert im Jahr 2000, aus BALMER (1995)	166
Figur 71	Maximales Reduktionspotential IP2000 gegenüber der heutigen Landwirtschaft	167
Figur 72	Vergleich der Nitratverteilung im Grundwasser 1987-93 und im Jahr 2000. Nitratgehalt als Zonen in [mg Nitrat/l], aus BALMER (1995)	168
Figur 73	Schematische Darstellung der Ausscheidung von Nitrattrisikoflächen auf der Basis der pedologischen, agronomischen, klimatischen und hydrogeologischen Gegebenheiten eines Gebietes	172
Figur 74	Benötigte Grundlagedaten zum Ausscheiden von Nitrattrisikoflächen (GEO7 1998a)	174
Figur 75	Beispiel einer Nitrattrisikokarte (GEO7 1998a)	175
Figur 76	Ablauf der Überprüfung der Wirksamkeit von Massnahmen zur Erstellung eines zielgerichteten Nutzungsrichtplanes	176
Figur 77	Vergleich der vier Varianten IP40, DS40 sowie IP25 und DS25 mit der heutigen Nutzung im Zuströmbereich der Trinkwasserfassung Sebiloch Gemeinde Walliswil b. Wangen (GEO7 1998a)	179
<b>Tabellenverzeichnis</b>		
Tabelle 1	Im Grundwasser bestimmte physikalisch-chemische Parameter	23

Tabelle 2	Gesamtfläche und Höhenverteilung der einzelnen hydrogeologischen Teileinzugsgebiete im Testgebiet Urtenental (vgl. Figur 2)	28
Tabelle 3	Zuordnung der geologischen Einheiten im Testgebiet	34
Tabelle 4	Prozentuale und absolute Verteilung der Böden der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Urtenental	42
Tabelle 5	Mittlere Hydrologische Bilanz des Untersuchungsgebietes 1987 bis 1993 in mm Wassersäule pro Jahr	46
Tabelle 6	Flächennutzung des Testgebietes aufgeteilt nach seinen Teileinzugsgebieten, Angaben in km <sup>2</sup>	46
Tabelle 7	Mittlere Nutzung in ha und Prozent LN im Testgebiet (mit Schwankungsbereichen)	47
Tabelle 8	Gemittelte Analysewerte des Grundwassers des gesamten Urtenentals 1987 bis 1992 in mg/l, Äquivalentkonzentrationen (mmol/l) sowie -prozente c(eq)% (n.b. = nicht bestimmt).	49
Tabelle 9	Grundwasserbeschaffenheit im Urtenental, Vergleich der verschiedenen Untertypen. Dargestellt sind die Mittelwerte und die Standardabweichung der Analyseresultate der Zeitperiode 1987 bis 1992.	50
Tabelle 10	Mittlere Analyseresultate am Oberlauf der Urtenen 1972 -1992	54
Tabelle 11	Verteilung des Stickstoffs in den vier Sphären nach (BURNS AND HARDY 1975 ) und (SÖDERLUND UND SVENSSON 1976)	55
Tabelle 12	Wichtigste Stickstoff-Formen in Luft, Boden und Gewässern, nach EAWAG (1990) und FAC (1988)	56
Tabelle 13	Hoftorbilanz von landwirtschaftlichen Betrieben	62
Tabelle 14	Eingabegrößen zur Simulation des Wasser- und Stofftransportes und der Stickstoff-Dynamik	81
Tabelle 15	Bodenkennwerte, Sensitivität und minimal benötigte Genauigkeit der Angaben	83
Tabelle 16	Mittlere herbstliche Nmin-Gehalte (kg N/ha) der wichtigsten Kulturen im Berner Mittelland (ZR = Zuckerrüben, Kart = Kartoffeln, ZF= Zwischenfrucht, Fk = Folgekultur im Herbst)	84
Tabelle 17	Variation der gemessenen herbstlichen Nmin-Gehalte (kg N/ha) im Boden (0-90cm) in den verschiedenen Beratungsgebieten des Nitratsachenbekämpfungsprogramms in den Jahren 1989 bis 1992 bei Kartoffeln mit anschliessender Brache (n.b. = nicht bestimmt). Rohdaten von der BSF zur Verfügung gestellt.	85
Tabelle 18	Abgeleitete Bodenparameter	92
Tabelle 19	Bewirtschaftungsdaten und Nmin-Messungen	92
Tabelle 20	Datenebenen für die regionale Berechnung der Stickstoffdynamik	96
Tabelle 21	Erhobene oder abgeleitete Bodenparameter	97
Tabelle 22	Modellkennziffern für den stationären Zustand 16.08.1988. Flüsse in l/s.	110
Tabelle 23	Charakteristische Kenngrößen und Modellparameter	116
Tabelle 24	Im Urtenental ausgeschiedenen Bodentypen mit charakteristischen Parametern	119
Tabelle 25	Im Urtenental ausgeschiedenen Bodentypen mit charakteristischen Parametern (Fortsetzung Tabelle 24)	120
Tabelle 26	Nutzung pro Gemeinde (Flächenangaben in ha)	124
Tabelle 27	Flächenanteile der verschiedenen Ackerkulturen im Testgebiet unterteilt in Gemeinden (Angaben in ha)	126

Tabelle 28	Die 18 wichtigsten Fruchtfolgen im Urtenental mit Bewirtschaftungs- und Düngungsangaben (Typen 1 – 6)	128
Tabelle 29	Die 18 wichtigsten Fruchtfolgen im Urtenental mit Bewirtschaftungs- und Düngungsangaben (Typen 7 – 12)	128
Tabelle 30	Die 18 wichtigsten Fruchtfolgen im Urtenental mit Bewirtschaftungs- und Düngungsangaben (Typen 13 – 18)	129
Tabelle 31	Gemessene N <sub>min</sub> -Gehalte (kg N/ha) verschiedener Kulturen in den Jahren 1987 bis 1992 (Mittelwerte aus 11 Beratungsgebieten). FK = Folgekultur.	130
Tabelle 32	Berechnete zur Simulation verwendete mittlere, herbstliche N <sub>min</sub> -Gehalte im November in kg N/ha bezogen auf eine Bodenmächtigkeit von 90 cm. (FK = Folgekultur; B = Brache)	130
Tabelle 33	Niederschlags- und Klimadaten der Jahre 1987 bis 1993 dargestellt für die Perioden Juli bis Juni	131
Tabelle 34	Berechnungsparameter der randlichen Teileinzugsgebiete	131
Tabelle 35	Jährliche Stickstoffumsätze der ackerbaulichen Nutzfläche (3752 ha) in Tonnen N/y (1992/93: Periode Okt. 1992 bis Juni 1993)	132
Tabelle 36	Gebietsgemittelte Werte des Stickstoffhaushaltes in kg N/ha (Grünland berücksichtigt)	133
Tabelle 37	Gesamte N-Austräge im Untersuchungsgebiet im Zeitraum 1987 bis 1993	141
Tabelle 38	Mittelwerte und Standardabweichung der berechneten Nitratauswaschungen nach verschiedenen Kulturen mit Brache oder Folgekulturen (FK) für die Winterhalbjahre 1987/88 bis 1992/93 in [kg N/ha]	142
Tabelle 39	Mittlere Stickstoff-Flüsse im Grundwasser des Urtenentals 1987 bis 1993 bezogen auf das Grundwasserbilanzierungsgebiet (vgl. Figur 65)	161
Tabelle 40	Berechnete diffuse Stickstoff-Verluste in Grund- und Oberflächengewässer 1987 – 1993 in t N/y. Der ARA-Eintrag ist gemäss BALMER (1992a) dargestellt. Werte bezogen auf das Untersuchungsgebiet gemäss Figur 2.	161
Tabelle 41	Weitere mögliche Szenarien der landwirtschaftlichen Nutzung im Urtenental (zusammengesetzt aus gewichteten Einzelmassnahmen)	169
Tabelle 42	Beurteilung der Wirksamkeit der vier Simulationsszenarien	170
Tabelle 43	Mögliche Charakterisierung der Nitratriskoflächen innerhalb des Zuströmbereiches einer Trinkwasserfassung (fiktives Beispiel)	173
Tabelle 44	Nutzungsvorgaben innerhalb der einzelnen Gefährdungszonen zum Erreichen der Zielvorgabe "dauerhaft unter 40 mg Nitrat/l Trinkwasser.	177
Tabelle 45	Mögliche Nutzungsvorgaben innerhalb eines Zustömbereiches zum Erreichen des Planzieles 25 mg Nitrat/l Trinkwasser nach Gefährdungsstufen	178

### Symbole und Notationen

A	(m <sup>2</sup> )	Querschnittsfläche einer Bodensäule
c	(kg/m <sup>3</sup> )	Konzentration einer Stoffgruppe in der Bodenlösung oder im Grundwasser
c <sub>i,t</sub>	(kg/m <sup>3</sup> )	Konzentration einer Stoffgruppe in der Bodenlösung oder im Grundwasser im Kompartiment i zur Zeit t
D	(m <sup>2</sup> /s)	effektiver Dispersionskoeffizient
D <sub>ij</sub>	(m <sup>2</sup> /s)	Dispersionstensor in zwei Dimensionen
D <sub>w</sub>	(m <sup>2</sup> /s)	scheinbarer Diffusionskoeffizient von Nitrat in freier Lösung
D <sub>n</sub>	(m <sup>2</sup> /s)	Korrekturfaktor der numerischen Dispersion

$D_v$	(m)	Dispersivität
$E_{pot}$	(mm)	Potentielle Evapotranspiration
$f$	(-)	Fluidität
$h$	(m)	Piezometerhöhe, Potential
$J$	(kg/s m <sup>2</sup> )	allgemeiner Massenfluss
$J_d$	(kg/s m <sup>2</sup> )	dispersiver Massenfluss
$k$	(m/s)	Permeabilität
$k_1$	(1/d)	Abbaukoeffizient der schwer abbaubaren Stickstoff-Fraktion des Bodens
$k_2$	(1/d)	Abbaukoeffizient der leicht abbaubaren Stickstoff-Fraktion des Bodens
$k$	(1/d)	Reaktionskoeffizient
$K(\Psi_m)$	(m/s)	Hydraulische Leitfähigkeit im eindimensionalen Medium als Funktion von $\Psi_m$
$N$	(mm/d)	Niederschlag
$N_1, N_2$	(kg N/ha)	potentiell mineralisierbarer Stickstoff der Fraktionen 1 und 2
$N_{min}$	(kg N/ha)	mineralisierter Stickstoff
$l$	(1/s)	Abbaurrate eines Stoffes
$Q$	(m <sup>3</sup> /s)	gesamter Durchfluss durch eine Bodensäule bzw. Zu- und Wegflüsse in der allg. Strömungsgleichung
$q$	(m <sup>3</sup> /s m <sup>2</sup> )	Spezifischer Wasserfluss
$q_{i,t}$	(mm/Tag)	Spezifischer Wasserfluss im Kompartiment $i$ zur Zeit $t$ bei der numerischen Lösung der Wasserbewegung
$R$	(-)	Retardationskoeffizient
$S$	(-)	Speicherkoeffizient
$t$	(s)	Zeit
$dt$	(s)	differentielle Zeitschrittweite
$Dt$	(s)	Zeitschrittweite der numerischen Lösung
$T$	°C	Temperatur
$T$	(m <sup>2</sup> /s)	Transmissivität
$v$	(m/s)	mittlere Abstandsgeschwindigkeit einer Flüssigkeit (Porenwassergeschwindigkeit) im Boden
$v$	(m/s)	mittlere Darcy-Geschwindigkeit
$v_{i,t}$	(m/s)	mittlere Abstandsgeschwindigkeit einer Flüssigkeit im Kompartiment $i$ zur Zeit $t$
$V_{akt}$	(mm/d)	aktuelle Evapotranspiration
$V_{pot}$	(mm/d)	potentielle Evapotranspiration
$S_{z,t}$	(m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> s)	Quellen- und Senkenterm in der Transportgleichung
$x,y$	(m)	horizontale Koordinaten
$z$	(m)	Tiefe, vertikale Koordinate
$dz$	(m)	differentieller Tiefenschritt
$\Psi_h$	(cm WS)	hydraulisches Potential
$\Psi_m$	(cm WS)	Matrixpotential
$\Psi_z$	(cm WS)	Gravitationspotential
$\Theta$	(cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	volumetrischer Wassergehalt des Bodens
$\Theta_{FK}$	(cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	volumetrischer Wassergehalt des Bodens bei Feldkapazität
$\Theta_E$	(cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	volumetrischer Wassergehalt des Bodens bei der Austrocknungsgrenze
$\Theta_{i,t}$	(cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	volumetrischer Wassergehalt im Kompartiment $i$ zur Zeit $t$

## Zusammenfassung

Ausgehend von der im Kanton Bern zunehmenden Belastung des Grundwassers mit Nitrat werden am Beispiel des Grundwasservorkommens des Urtenentals die Ursachen, Auswirkungen und Sanierungsmöglichkeiten von Nitratbelastungen untersucht. Die Belastung des Grundwassers und somit des Trinkwassers mit Nitrat ist in den intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen des bernischen Mittellandes ein grosses Problem. Zwar sanken 1989 die Nitratkonzentrationen im Grundwasser in vielen Beratungsgebieten nach Beginn des Programms zur Ursachenbekämpfung der Nitratauswaschung im Kanton Bern im Verhältnis zu den beiden vorangegangenen Jahren merklich ab. In den Wintermonaten der Jahre 1992 und 1993 stiegen sie jedoch fast überwiegend wieder markant an, um z.T. sogar neue Höchstwerte zu erreichen. Lediglich in zwei der sechzehn Beratungsgebiete ist schlussendlich eine merkliche Abnahme der Nitratgehalte im Trinkwasser eingetreten (FACHKOMMISSION NITRATBEKÄMPFUNG, PROJEKT NITRAT 1996).

Mittlerweile wird deshalb in der Mehrheit der Beratungsgebiete die momentane Trinkwasserversorgung mit Vermischen von nitratbelasteten Wasser mit unbelasteten bzw. mit Ersatz- und Zusatzwasserbeschaffung gewährleistet. Diese „Symptombekämpfung“ beseitigt jedoch nicht die Ursachen der Belastung. Für eine langfristige Planung der Wasserversorgung bzw. einen gezielten Schutz der für die Trinkwasserversorgung geeigneten Grundwasservorkommen und für das Freihalten künftiger Nutzungsgebiete sind deshalb schon heute detaillierte Kenntnisse (sowohl qualitativ wie quantitativ) über die Quellen der Nitratauswaschung, deren räumliche und zeitliche Auswirkungen auf die Qualität des Grundwassers sowie den strukturellen und finanziellen Rahmen von ursächlichen Sanierungsmassnahmen nötig.

Am Beispiel des Urtenentals, einem Teileinzugsgebiet des Unteren Emmentals können mit numerischen Modellen des Bodenstickstoff-Haushaltes und der Nitratverlagerung im ungesättigten und gesättigten Untergrund die Stickstoffdynamik der landwirtschaftlich genutzten Böden des Gebietes und die Nitratentwicklung im Grundwasser in den Jahren 1987 bis 1993 nachvollzogen und gezeigt werden, dass die im Urtenental und in vielen Beratungsgebieten festgestellte, zeitweilige Abnahme der Nitratgehalte weniger dem Erfolg der Nitraturrsachenbekämpfung sondern mehr den unterschiedlichen klimatischen Bedingungen dieser Jahre zuzuschreiben ist.

Um so wichtiger ist deshalb für eine künftige Nutzung dieser Vorkommen die Antwort auf die Frage, wieviel die in der Agrarstrategie 2000 des Kantons Bern angestrebte Integrierte Produktion (IP) zur Lösung der Nitratproblematik beitragen kann und welche Schlüsse sich daraus für den Schutz und die Bewirtschaftung des Grundwasservorkommens in Zukunft ergeben?

Aus diesem Grund wurde zusammen mit Fachleuten aus Landwirtschaft und Verwaltung ein Prognoseszenarium der landwirtschaftlichen Entwicklung in der Region Urtenental für die Jahre 1994 bis 2000 ausgearbeitet. Die so simulierte Nitratauswaschung

der Landwirtschaft im Urtenental im Jahr 2000 bzw. die daraus resultierenden Nitratgehalte im Grundwasser ermöglichen, verglichen mit der IST-Belastungssituation, das "Sanierungspotential" der Integrierten Produktion abzuschätzen. Je nach gestecktem Nutzungs- und Sanierungsziel lässt sich daraus das weitere Vorgehen für den Schutz und die Bewirtschaftung dieses bzw. ähnlicher Grundwasservorkommen ableiten.

Der in dieser Studie verfolgte methodische Ansatz kombiniert den Stickstoffhaushalt der Böden mit den Transports von Nitrat in der ungesättigten und gesättigten Zone des Grundwasserleiters. Auf der Basis lokal berechneter Nitratausträge ermöglicht dies, die an Beobachtungsstellen im Grundwasser gemessenen Nitratgehalte zeitlich und räumlich nachzuvollziehen und abhängig von geänderten Rahmenbedingungen (Klima, Nutzung, Bewirtschaftung) vorauszusagen.

Zu diesem Zweck wurden numerische Modelle der lokalen Stickstoffdynamik sowie der Verlagerung von Nitrat im Boden und der ungesättigten Zone ganzer Einzugsgebiete entwickelt. Der Stofftransport im Grundwasser wurde mit dem an der VAW der ETH-Zürich entwickelten Strömungs- und Transportmodell (TROESCH 1993) berechnet.

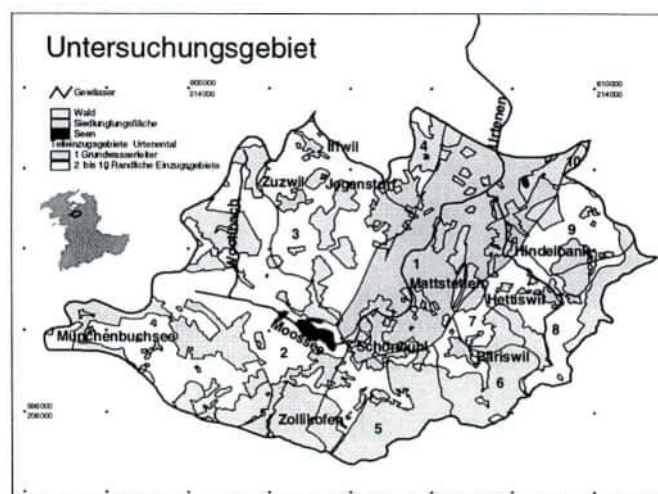
Das Modell erlaubt als wichtigste Neuerung die Simulation der Stickstoffdynamik ganzer Fruchtfolgen und berücksichtigt zudem den Anbau von Zwischenkulturen und Auswirkungen der Bodenbearbeitung. Die Modellierung der Stickstoffdynamik stützt sich auf die Konvektions-Dispersionsgleichung zur Beschreibung des eindimensionalen, instationären, vertikalen Stofftransportes im Boden. Die Berechnung der Wasserflüsse und -gehalte erfolgt in einem wahlweise auf der halbempirischen Formel von PENMAN (1948) bzw. HAUDE (1954, 1955) aufbauenden Bodenwasserbilanz-Modell. Die verschiedenen Elemente der Stickstoffdynamik wie z.B. die Mineralisation, Denitrifikation, der Pflanzenentzug, Düngung etc. werden in speziellen Teilmodellen berechnet, die über einen Quellen- und Senkenterm mit der Konvektion-Dispersionsgleichung verbunden sind. Die Differentialgleichung des Stofftransports wird numerisch mit einem expliziten finite Differenzenverfahren approximativ gelöst.

Die räumlich differenzierte Modellierung wird durch die Kopplung an ein Geographisches Informationssystem (GIS) erreicht (BALMER & HEINIGER 1994). Dabei wird ein Verfahren angewendet, welches es erlaubt, flächen- und punktbezogene Boden-, Klima- und Bewirtschaftungsinformationen sowie hydrogeologische Rahmenbedingungen räumlich aufzubereiten und zu neuen, einheitlichen Datensätzen zu verknüpfen. Die Berechnung der flächenhaften, diffusen Nitratinträge ins Grundwasser sowie der konzentrierten, randlichen Zuflüsse erfolgt getrennt für die hydrologischen Einzugsgebiete auf der Basis der elementspezifischen Resultate der GIS-Berechnungsebene. Die diffusen Einträge werden abhängig von der Mächtigkeit und der lithologischen Ausbildung der ungesättigten Zone mit einem vereinfachten "travel time"-Ansatz, die konzentrierten Zuflüsse hingegen mit einem Mehrzellenmischmodell berechnet, in welches neben der elementspezifischen Nitratauswaschung auch die vorherrschenden hydrogeologischen Gegebenheiten sowie die räumliche Verteilung der Nutzungstypen einfließen. Die so

berechneten räumlich und zeitlich variierende Befruchtung des Grundwassers fließt als Randbedingung 3. Art in die Berechnung der Nitratverteilung im Grundwasser ein.

Die diffuse Nitratbelastung (im Mittel 220 Tonnen Stickstoff (N)/y) stammt hauptsächlich aus der landwirtschaftlichen Nutzung. Unter Wald- und Siedlungsflächen werden dagegen lediglich 50 bis 70 Tonnen N/y ausgewaschen. 58% der Gesamtfläche des Gebietes bestehen aus Böden, aus denen über 30 kg N/(ha y) ausgewaschen wird. Sie liefern rund 80% des gesamthaft ausgewaschenen Nitrats. Dies führt im Sickerwasser (Neubildung im Mittel 1987-1993: ca. 300 mm/y) zu einer Konzentration von über 40 mg NO<sub>3</sub>/l. Getreide-, Kartoffel- und Maiskulturen liefern mit einem Flächenanteil von 30% über 60% der gesamten diffusen Nitratbelastung, wobei unter Winterbrache (ca. 40% der Ackerflächen) die höchsten Werte auftreten. Bei Realisierung aller in der IP geplanten ökologischen Massnahmen kann die Stickstoffauswaschung unter Ackerland um 20 bis 30% gesenkt werden. Durch diese verringerte Auswaschung ist bei gleichbleibenden Witterungsbedingungen eine Senkung des mittleren Nitratgehaltes im Grundwasser des Urtenentals um 10 bis 20%, bzw. von heute 42 auf 36 bis 38 mg NO<sub>3</sub>/l im Jahr 2000 zu erwarten. Das nutzbare Wasserdargebot mit Nitratgehalten unter 40 mg/l erhöht sich dann um rund 50% auf 80 bis 90 l/s, d.h. rund 20% des gesamten Grundwasserdargebotes.

Eine weitere Verbesserung der Grundwasserqualität kann nur durch den flächendeckenden Einsatz bodenschonender Anbautechniken (z.B. Direktsaaten) und eine schonendere Bewirtschaftung (z.B. durch Fruchtfolgeänderungen), bzw. durch die effiziente, zielgebundene Massnahmenplanung und -umsetzung in Zuströmbereichen von Trinkwasserfassungen erreicht werden. Ein Umfeld für solche Massnahmen schafft z.B. die Neuausrichtung der Agrarpolitik der Schweiz (AP 2002). Gestützt auf die neu geschaffenen Rechtsgrundlagen (GSchG Art. 62a und 67 sowie LWG Art. 72, Abs. 8) können für Sonderleistungen der Landwirte zur Verhinderung der Auswaschung von Stoffen Entschädigungen ausgerichtet werden.



## Résumé

Partant de la charge croissante de l'eau souterraine en nitrates dans le canton de Berne, la présente étude porte sur les causes, les effets et les possibilités d'assainissement des charges en nitrates, à l'exemple de l'eau souterraine de l'Urtenental. Cette pollution pose un grave problème pour l'eau potable dans les parties du Plateau bernois soumises à une agriculture intensive. Grâce au programme de lutte contre les incidences du lessivage des nitrates dans le canton de Berne, la teneur de l'eau souterraine en nitrates a certes diminué sensiblement en 1989 par rapport aux deux années précédentes dans nombre de secteurs dans lesquels les agriculteurs furent consultés en matière de cultures et de fumure. Elle est toutefois remontée en flèche durant les hivers 1992 et 1993, pour parfois atteindre de nouveaux records. Seuls deux des seize secteurs ont finalement connu une baisse marquée de la teneur en nitrates de l'eau potable (COMMISSION TECHNIQUE DE LUTTE CONTRE LES NITRATES, PROJET 1996).

Dans la plupart des secteurs, on assure donc pour l'instant l'alimentation en eau potable en mélangeant à l'eau chargée en nitrates de l'eau qui n'en contient que peu, c'est-à-dire par la fourniture d'eau de remplacement ou d'eau supplémentaire. Cette façon de faire combat les symptômes mais non pas les causes de la pollution. La planification à long terme de l'alimentation en eau - soit la protection ciblée de l'eau souterraine qui se prête à l'approvisionnement en eau potable et la délimitation de futures zones - nécessite par conséquent dès à présent des connaissances détaillées qualitatives et quantitatives pour ce qui est des origines du lessivage des nitrates, de leurs effets dans le temps et dans l'espace sur la qualité de l'eau souterraine ainsi que du cadre structurel et financier des mesures d'assainissement.

L'exemple de l'Urtenental, qui fait partie du bassin versant du Bas-Emmental, permet de retracer, à l'aide de modèles numériques du bilan de l'azote dans le sol et du déplacement des nitrates dans le sous-sol non saturé et saturé, le dynamisme de l'azote des sols utilisés à des fins agricoles et l'évolution des nitrates dans l'eau souterraine de 1987 à 1993, et de montrer que la diminution de la teneur en nitrates constatée par moments dans l'Urtenental et dans beaucoup de régions était moins due au succès de la lutte contre les causes des nitrates qu'aux conditions climatiques variables de ces années.

En vue de l'utilisation future de ces ressources, il est d'autant plus important de savoir dans quelle mesure la production intégrée (PI) visée dans le cadre de la „stratégie pour l'agriculture bernoise 2000“ peut contribuer à résoudre le problème et quelles sont les conclusions qui en découlent pour l'avenir de la protection et de l'exploitation des gisements d'eau souterraine.

En conséquence, un scénario du développement agricole de la région de l'Urtenental a été élaboré avec des spécialistes de l'agriculture et de l'administration pour les années 1994 à 2000. La simulation du lessivage des nitrates de l'agriculture de l'Urtenental en l'an 2000 et les teneurs en nitrates qui en résultent dans l'eau souterraine permettent, par comparaison avec la situation réelle, d'évaluer le „potentiel

d'assainissement" de la production intégrée. Selon l'objectif fixé en matière d'utilisation et d'assainissement, on peut en dégager la suite des opérations pour la protection et l'exploitation de ce gisement ou d'autres ressources semblables.

L'approche méthodologique adoptée dans la présente étude combine le bilan de l'azote des sols avec le transport de nitrates dans la zone non saturée et saturée de l'aquifère. Le calcul des pertes de nitrates permet de retracer dans le temps et dans l'espace les teneurs en nitrates mesurées aux points d'observation dans l'eau souterraine et de les prédire en fonction de conditions-cadres modifiées (climat, utilisation, exploitation).

Des modèles numériques du dynamisme local de l'azote ainsi que du déplacement des nitrates dans le sol et de la zone non saturée de bassins versants entiers ont été développés à cette fin. Le transport des substances dans l'eau souterraine a été calculé au moyen du modèle d'écoulement et de déplacement développé à la VAW de l'EPF de Zurich (TROESCH 1993).

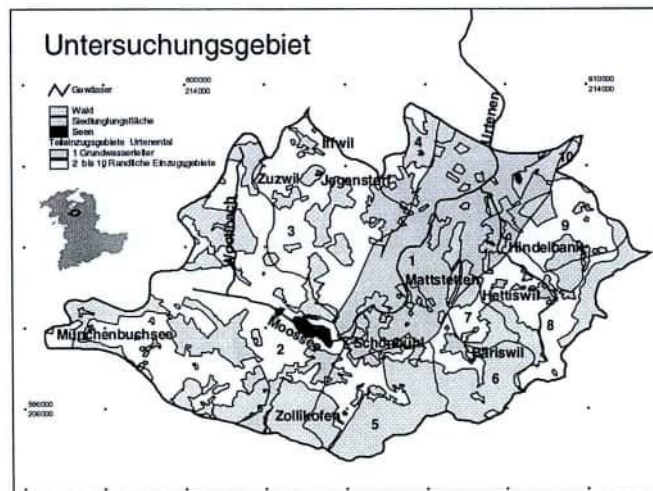
Le modèle permet - c'est l'innovation la plus importante - de simuler le dynamisme de l'azote d'un assolement complet et tient compte des cultures intermédiaires et des répercussions de l'utilisation du sol. La modélisation du dynamisme de l'azote se fonde sur l'équation sur les convections et les dispersions pour décrire le transport unidimensionnel, non stationnaire et vertical du transport des substances dans le sol. Les débits et les quantités d'eau se déterminent à l'aide d'un modèle de bilan de l'eau dans le sol fondé, au choix, sur la formule semi-empirique de PENMAN (1948) ou de Haude (1954, 1955). Les différents éléments du dynamisme de l'azote tels que la minéralisation, la dénitrification, le soutirage par les plantes, la fumure, etc. se calculent par des modèles partiels spéciaux qui sont reliés à l'équation sur les convections et les dispersions par un terme d'apport et de pertes. L'équation différentielle du transport des substances est numériquement résolue par approximation à l'aide d'un procédé différentiel explicite fini.

La charge diffuse en nitrates (de 220 tonnes d'azote (N)/an) résulte principalement de l'agriculture; le lessivage n'est que de 50 à 70 t N/an dans les zones forestières ou habitées. A l'inverse, il est supérieur à 30 kg N par hectare et par an dans 58% du total de la surface de la zone, „produisant“ environ 80% des nitrates lessivés, ce qui se traduit par une concentration supérieure à 40 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  dans les eaux d'infiltration (formation nouvelle d'environ 300 mm/an en moyenne de 1987 à 1993). Les cultures de céréales, de pommes de terre et de maïs sont à l'origine de plus de 60% de la charge diffuse en nitrates, pour une part de 30% à la surface totale, les valeurs les plus élevées étant atteintes sous friche hivernale (environ 40% des surfaces cultivées). La réalisation de toutes les mesures écologiques prévues dans le cadre de la PI permet de diminuer de 20 à 30% le lessivage de l'azote sous culture, ce qui devrait à son tour abaisser la teneur moyenne en nitrates dans l'eau souterraine de l'Urtenental de 10 à 20%, pour la ramener de 42 à 36 ou 38 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  en l'an 2000 si les conditions climatiques restent les mêmes. Les ressources d'eau utilisable d'une teneur en nitrates inférieure à 40 mg/l

augmentera alors d'environ 50% pour passer à 80 ou 90 l/s, soit quelque 20% de l'ensemble des réserves disponibles.

Une amélioration supplémentaire de la qualité de l'eau souterraine n'est possible qu'à l'aide de l'utilisation généralisée de techniques culturales qui ménagent le sol (par exemple les semis directs) ou d'une exploitation plus douce des terres (modifications de l'assolement), ou par la planification et l'application efficaces et ciblées de mesures dans les zones d'apport des captages d'eau potable. La réorientation de la „politique agricole de la Suisse“ (PA 2002), par exemple, crée un contexte favorable à de telles mesures. Les nouvelles bases légales (loi sur la protection des eaux, art. 62a et 67, loi sur l'agriculture, art. 72, 8<sup>o</sup> al.) prévoient le versement d'indemnités aux agriculteurs qui entreprennent des actions particulières pour empêcher le lessivage des substances.

L'approche méthodologique présentée peut fournir les bases d'un traitement uniforme des processus de planification, de décision et d'application au niveau fédéral, cantonal et communal.



# Grundlagen für den Schutz und die Bewirtschaftung der Grundwasser des Kantons Bern

Ursachen, Auswirkungen und Sanierungsmöglichkeiten von Nitratbelastungen des Grundwassers am Beispiel des Urtenentals

---

## 1 Einleitung

Vor dem Hintergrund einer zunehmenden Belastung des Grund- und Trinkwassers mit Nitrat - im Kanton Bern liegen heute rund 25% der Nitratgehalte im Verteilnetz öffentlicher Trinkwasserversorgungen über dem Qualitätsziel von 25 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  und 5% über dem Toleranzwert von 40 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  - wurde 1991 zwischen dem Geologischen Institut der Universität Bern (Prof. Dr. A. Matter) und dem Wasser- und Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern (WEA) beschlossen, die Ursachen, Auswirkungen und Sanierungsmöglichkeiten von Nitratbelastungen des Grundwassers am Beispiel des Grundwasservorkommens des Urtenentals zu untersuchen.

Die Projektleitung der Studie oblag Dr. R.V. Blau, ehemaliger Vorsteher der Stabsabteilung Geologie des WEA und dipl. Ing. HTL F. Muchenberger, Stabsabteilung WEA. Wissenschaftlich begleitet wurde die Arbeit von dipl. Ing. ETH-Z M. Würsten, Vorsteher der Abteilung Gewässerschutz des Amtes für Umweltschutz des Kantons Solothurn. Eine fruchtbare Zusammenarbeit konnte mit dem Ingenieur- und Studienbüro Werner & Partner AG, Burgdorf, welches die hydrologischen Grundlagen erarbeite, eingegangen werden. Der Aufbau des Geographischen Informationssystems, welches die Grundlage der räumlichen Betrachtung der Nitratproblematik im Urtenental bildet, erfolgte in enger Zusammenarbeit mit dem geowissenschaftlichen Büro Geo7, Bern.

Die Beschaffung und Auswertung der landwirtschaftlichen Daten wurde durch die Bodenschutzfachstelle des Kantons Bern, den Landwirtschaftlichen Beratungszentralen LBBZ Rüti und Seeland sowie durch die Abteilung Stoffe und Boden des Amtes für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern (GSA) ermöglicht.

Die vorliegende Schlussarbeit fasst die Grundlagen, Modellvorstellungen und Resultate der Studie zusammen und dient als Erweiterung der Zwischenberichte 1991/92, 1993 und der verschiedenen Publikationen (Balmer 1992, 1993a, 1993b und 1995).

### 1.1 Problemstellung

Stickstoff (N) spielt in der Umwelt als Bestandteil der Proteine, Proteide, Aminosäuren, aber auch des Chloropylls und der Pytohormone eine zentrale Rolle in der Entstehung von Leben. Er tritt in Luft, Boden und Wasser in verschiedenen Verbindungen auf und unterliegt komplexen chemischen und biologischen Prozessen und Kreisläufen.

Durch die in den letzten Jahrzehnten verstärkten menschlichen Aktivitäten in den Bereichen Verkehr, Verbrennung und Landwirtschaft werden die natürlichen Kreisläufe und Umsätze verstärkt und zwischen den Umweltmedien Luft, Boden und Wasser findet dadurch heute ein viel intensiverer Austausch von Stickstoffverbindungen statt als noch vor wenigen Jahrzehnten. Daraus resultieren Umweltbelastungen, die sich sowohl im lokalen, regionalen als auch globalen Rahmen auswirken. Als Beispiele seien hier nur Fischvergiftungen durch Nitrit und Ammonium

in Bächen durch kommunale Abwasser, Nitratanreicherungen im Grundwasser durch Stickstoffauswaschung aus Böden oder der Ozonabbau in der Stratosphäre durch Lachgas genannt.

Nach Schätzungen des BUWALs (1993) stellen sich die wichtigsten durch menschliche Aktivitäten induzierten Emissionen von Stickstoffverbindungen für die Schweiz anfangs der Neunzigerjahre wie folgt zusammen:

- 61'000 Tonnen N/Jahr Stickoxid-Emissionen in die Atmosphäre aus Verkehr, Industrie und Haushalten
- 47'000 Tonnen N/Jahr Ammoniak-Emissionen in die Atmosphäre aus der Landwirtschaft
- 133'000 Tonnen N/Jahr Stickstoff- und Lachgas-Emissionen in die Atmosphäre aus Boden und landwirtschaftlicher Nutzung
- 54'000 Tonnen N/Jahr N-Emissionen in die Hydrosphäre aus Boden und Landwirtschaft (Auswaschung und Oberflächenabfluss)
- 42'000 Tonnen N-Emissionen in die Hydrosphäre durch Abwässer

Die grössten Emissionen an Stickstoffverbindungen entstehen in der Schweiz, wie auch in den übrigen industrialisierten Ländern, somit im System Landwirtschaft und im Bereiche der industriellen Produktion, des Verkehrs und der Haushalte.

Während in Europa der anthropogene Ausstoss (Verkehr, Industrie) von Stickstoffverbindungen in die Luft durch gezielte Massnahmen am Abnehmen ist oder stagniert, besteht im Landwirtschaftsbereich noch ein grosser Handlungsbedarf zur Senkung der Stickstoff-Emissionen. Ein wesentlicher Beitrag zur Senkung der Stickstoffauswaschung aus landwirtschaftlichen Böden in Grund- und Oberflächengewässer soll diese Arbeit geben.

Die Kenntnisse der Grösse der im Boden ablaufenden Stickstoffumsetzungen und -flüsse sind mit den sie steuernden Faktoren die Voraussetzung für die Abschätzung des Nitrataustrages und Grundlage für eine sinnvolle Diskussion der Möglichkeiten einer Entlastung des Grundwassers von Nitrat durch gezielte Massnahmen in der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung.

Da jedoch die komplexe Dynamik des Bodens unmöglich als Ganzes zu beschreiben ist, muss sich die quantitative Betrachtung auf einige wenige, wichtige Prozesse und Rahmenbedingungen beschränken. Die heterogene Verteilung der Bodentypen sowie der Nutzung und Bewirtschaftung und der unterschiedliche geologische Aufbau des Untergrundes sowie die variierenden Witterungseinflüsse wirken sich noch zusätzlich erschwerend auf die flächendeckende Betrachtung des Nitratreintrages ins Grundwasser aus.

## **1.2 Zielsetzung**

Das Ziel der Arbeit liegt darin, Vorgehensweisen aufzuzeigen, bzw. Modelle zu entwickeln, die eine möglichst einfache lokale und regionale Modellierung des Stickstoffhaushaltes (Ist- und Planzustände), der Nitratauswaschung und der Simulation des Nitrattransportes im Grundwasser ermöglichen. Dabei soll auf bestehende Arbeiten bzw. Modelle für die Berechnung der Grundwasserneubildung und der Strömungssimulation zurückgegriffen werden, um die Kompatibilität zu den in den vergangenen Jahren vom WEA erstellten Strömungsmodellen zu gewährleisten.

Die Arbeit soll folgende Problemkreise abklären:

- Wie sehen die regionalen und lokalen Stickstoffbilanzen der Böden im Testgebiet aus?
- Mit welchen Mitteln und Daten lassen sie sich am einfachsten simulieren?
- Welche Nitratfracht gelangt im Laufe der Zeit aus dem durchwurzelten Boden durch den ungesättigten Teil des Grundwasserleiters in das in 5 bis 40 m unter der Talebene liegende Grundwaservorkommen?
- Ist die Verlagerung von Nitrat im Grundwasser mit den Nitratfrachten und herkömmlichen Strömungsmodellen zu berechnen?
- Welche landwirtschaftlichen Sanierungsmassnahmen stehen lokal und regional zur Verfügung?
- Wie hoch ist ihr Sanierungspotential?

## **2 Die Grundlagendaten**

Seit Mitte der 70er Jahre wurden im Rahmen der Erarbeitung der Grundlagen für den Schutz und die Bewirtschaftung der Grundwasser im Kanton Bern mehrere Kampagnen zur Erkundung des Grundwasservorkommens im Emmental und in der Folge desjenigen des Urtenentals durchgeführt.

Im Untersuchungsgebiet steht daher ein gut ausgebautes Messstellennetz zur Beschaffung von hydrologischen Grundlagendaten zur Verfügung. Niederschlag, Grund- und Oberflächenwasserstände, Abflussmengen, chemische Parameter etc. wurden mit Einzelmessungen oder kontinuierlichen Messungen im Zeitraum 1987 bis 1993 an über 50 Messstellen entweder im Rahmen der obengenannten Grundlagenbeschaffung oder dieser Arbeit erhoben.

Der Fragestellung entsprechend spielen die Bodenverhältnisse, die Nutzung des gesamten Testgebietes sowie die landwirtschaftliche Bewirtschaftung für die Simulation der Nitratausträge aus den Böden eine wichtige Rolle. Jede dieser Datenebenen umfasst wieder mehrere Parameter bzw. Parametergruppen. Da diese Datenebenen im Rahmen der oben genannten Grundlagenuntersuchungen nicht oder nur summarisch erhoben wurden, standen die Möglichkeiten ihrer rationellen Erhebung im Mittelpunkt dieser Studie.

### **2.1 Verwendete bestehende Untersuchungen und Grundlagen**

Geologische Aufschlüsse und hydrologische Daten, Bodenkartierungen aus den früheren bzw. parallel laufenden Untersuchungen sowie die von der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt (SMA), der Landeshydrologie sowie dem Wasser- und Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern und dem kantonalen Gewässer- und Bodenschutzlabor erhobene Daten wurden in die Arbeit einbezogen. Im weiteren wurden die bestehenden Strömungsmodelle des Unteren Emmentals und des Urtenentals als Grundlage für den Aufbau des neuen Strömungs- und Transportmodells Urtenental- Unteres Emmental verwendet. Insbesondere zu erwähnen sind deshalb folgende Arbeiten:

- die in den WEA - Berichten (BLAU et al. 1981, 1983, 1984 und 1994/96) bzw. (BIGLER et al. 1988 und 1989) zusammengefassten Resultate der hydrogeologischen Untersuchungen im Unteren Emmental bzw. Urtenental;
- Grundwasserspiegel-, Oberflächenwasserstands- und Niederschlagsdaten sowie Abflussmengen des vom WEA aufgebauten und betreuten permanenten Messstellennetz im Urtenental und Unteren Emmental (WEA periodisch);
- Abflussdaten aus dem Messstellennetz der Landeshydrologie(periodisch);
- Klima- und Niederschlagsdaten aus dem Messstellennetz der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt (SMA monatlich);
- Analyseresultate der Grund- und Oberflächenwasserchemie des Kantonalen Laboratoriums und des Gewässer- und Bodenschutzlabors des Kantons Bern
- Bohrresultate der SBB: Bahn 2000, NBS Mattstetten-Rothrist
- Bohrresultate und Baugrunduntersuchungen (Baggerschlitz) von öffentlichen und privaten Bauten aus dem WEA - Archiv
- Bodenkarte 1:25'000, Blatt Lyss mit Erläuterungen (FAL, 1984)
- Bodeneignungskarte 1:50'000, Blatt Solothurn (EDMZ, 1980)
- Bodenkarte 1:5'000, Gesamtmelioration Iffwil - Zuzwil inkl. Profilaufnahmen (FAL, 1981)
- Bodenkarte 1:5'000, Plangenehmigungsverfahren Bahn 2000, NBS Mattstetten - Rothrist (SBB, 1990)
- Die Zwischenberichte von 1992 und 1993 (BALMER 1992 und 1993a)

## 2.2 Neu erarbeitete Grundlagen

### 2.2.1 Hydrologische und hydrometrische Daten

Die zur Beschreibung der Strömungszustände des Grundwassers und des Stofftransportes wichtigen hydrologischen Daten setzten sich aus den hydrologischen Kennziffern Durchlässigkeitsbeiwert ( $k$ -Wert), Speicherkoeffizient, durchflusswirksame Porosität und Dispersionskoeffizient zusammen. Die Durchlässigkeitsbeiwerte wurden im Rahmen der obengenannten Grundlagen für den Schutz und die Bewirtschaftung der Grundwasservorkommen im Urtenental und im Unteren Emmental an den verfilterten Aufschlussbohrungen durch Kleinpumpversuche mit kombinierter Flowmetermessung (BLAU ET AL., 1983) ermittelt. Sie dienen im weiteren als Ausgangswerte zur Modelleichung des Strömungs- und Transportmodells Urtenental-Unteres Emmental. Der Speicherkoeffizient  $S$  wird zur Beschreibung des Speichervermögens eines Grundwasserleiters verwendet und ist wie der  $k$ -Wert eine ortsabhängige Grösse. Er wurde im Untersuchungsgebiet mit dem Grundwassermodell indirekt iterativ bestimmt. Die durchflusswirksame Porosität  $n_f$  und der Dispersionskoeffizient  $D$  dienen beide zur Berechnung der Verlagerung von Stoffen im Grundwasser. Mit Ersterem wird die mittlere Fliessgeschwindigkeit bestimmt; letzterer ist ein Mass der Vermischung von Wasserinhaltsstoffen aufgrund der molekularen Dispersion und der Vermischung infolge von Inhomogenitäten des Grundwasserleiters.

Diese Werte aus Messdaten zu ermitteln, ist in der Regel äusserst schwierig, da der Verlauf von in der Natur gemessenen Konzentrationsganglinien durch verschiedene Effekte beeinflusst wird. Im Grundwasserleiter des Testgebietes Urtenental wurden sie mit einem Optimierungsverfahren näherungsweise bestimmt. Im Unteren Emmental wurde auf die Ergebnisse der Fallbeispiele der Modellierung des regionalen Wärmetransports zurückgegriffen (HUFSCHMIED, 1987).

Das hydrologische Messstellennetz besteht aus verschiedenen Messstellentypen in denen hydrologische Grundlagendaten mit Einzelmessungen oder kontinuierlich erhoben werden. Die an diesen Messstationen ermittelten Werte dienen entweder als Eingabe-, Berechnungs- oder Kontrollparameter der verwendeten Modelle bzw. Modellresultate. Insbesondere wurden die Klima- und Niederschlagsmessungen der SMA-Klimastation Oeschberg, die Niederschlagsmessungen der SMA-Stationen Burgdorf, Hessigkofen und Wahlendorf sowie die der WEA-Niederschlagsstation ARA, Holzmühle und die Aufzeichnungen zu Grundwasserständen und Abflüssen der Hydrographischen Jahrbücher (WEA, periodisch) der Jahre 1986 bis 1993 verwendet.

## 2.2.2 Bestimmung der Qualität des Grundwassers

Zwischen Herbst 1987 und Winter 1992 wurden mehrere umfangreiche Chemiekampagnen im Testgebiet Urtenental durchgeführt. Dabei wurden jeweils an rund 30 Grundwasser – Messstationen Wasserproben entnommen und analysiert. Die Beschaffenheit der Oberflächengewässer, speziell die des Moossees und der Urtenen wurden seit 1972 periodisch durch das Kantonale Gewässer- und Bodenschutzlabor an mehreren Messstellen bis zur Einmündung in die Emme bestimmt. Im Rahmen von BIGLER et al. (1988 und 1989) und dieser Studie wurden zudem seit 1987 zusätzliche Beprobungen an einem dichteren Messstellennetz durchgeführt, welche z.T. auch mit Abflussmessungen kombiniert wurden.

Eine Zusammenstellung der im Grundwasser untersuchten physikalisch-chemischen Parameter gibt die folgende Tabelle.

Tabelle 1 Im Grundwasser bestimmte physikalisch-chemische Parameter

Physikalisch-chemische Parameter
Gesamthärte
Calcium
Magnesium
Säureverbrauch
Chlorid
Sulfat
Nitrat
Kaliumpermanganatverbrauch
Nitrit
Ammonium
Gesamt-Eisen
Gesamt-Mangan
Sauerstoff
Sauerstoffsättigung
Leitfähigkeit
pH-Wert

### 2.2.3 Bodennutzung

Die lokal differenzierte und georeferenzierte Bodennutzung des Testgebietes stellt eine wichtige Basis zur Simulation der Stickstoffumsätze und der Nitratauswaschung dar. Die Nutzung des Gebietes unterteilt sich in Wald, Siedlung, Acker-, Dauergrünland und Gewässer. Sie wurde auf der Basis der Landeskarte 1:25'000, Blätter 1146, 1147, 1166, 1167, digitalisiert und als Ebene "Nutzung" ins Geographische Informationssystem (GIS) übernommen. Die einzelnen Flächenanteile wurden anhand von Luftbildaufnahmen verifiziert und in den Bereichen Acker- und Dauergrünland ergänzt. Die Gemeindegrenzen wurden bereits in digitaler Form als weitere Ebene ins GIS aufgenommen. Das Verschneiden der beiden Ebenen liefert die Flächenanteile der Wald-, Siedlungs-, Acker-, Grünland- und Seeflächen in jeder Gemeinde. Diese Daten wurden mit den Angaben der Arealstatistik 1979/82 (BFS/Geostat, 1982) der Schweiz verglichen, um Abweichungen feststellen zu können.

### 2.2.4 Bodenverhältnisse

Die Kenntnisse der Bodenverhältnisse im Untersuchungsgebiet stützen sich auf mehrere in der Region durchgeführte Bodenkartierungen (Kapitel 2.1), welche mit freundlicher Genehmigung der entsprechenden Stellen zusammen mit den Bodenprofilen und Analysedaten als Grundlage für den Aufbau der GIS-Datenebene „Boden“ genutzt werden konnten. Die Abgrenzungen der Bodeneinheiten der Bodenkarte 1:25'000 wurden gescannt und vektorisiert, die Grenzen der Bodeneinheiten der Bodenkarte 1:50'000, Blatt Solothurn, wurden von Hand digitalisiert. Beide Polygoneometrien wurden zusammengeführt, vereinheitlicht und für die weitere Bearbeitung im GIS mit der zugehörigen Bezeichnung für den Bodentyp codiert.

Jeder Bodentyp wurde tabellarisch durch ausgewählte Parameter aus bestehenden Grundlagen charakterisiert. Verfügbare Parameter aus den Bodenkarten waren: Bodentypen, Untertypen, Textur, physiologische Gründigkeit, Skelettgehalt, organischer Gehalt, Vernässung.

Diese bestehende Datenbasis wurde durch eine im Sommer 1993 auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen durchgeführte Rasterbeprobung ergänzt, vereinheitlicht und spezifiziert: An über 400 Standorten innerhalb der Kernzone des Untersuchungsgebietes wurden mittels Bohrstockuntersuchungen die Textur in drei Tiefen durch Fühlprobe sowie bei 10 % der Proben als Kontrolle durch Laboranalysen bestimmt. An rund 50 Proben wurde zudem der Gehalt an organischem Material und der totale Stickstoffgehalt des Oberbodens (Humushorizont) bestimmt, welche eine wichtige Eingabegrösse für die Berechnung der Stickstoffdynamik darstellen. 26 Proben wurden im Perimeter der Gesamtmelioration Ballmoos – Zuzwil- Iffwil genommen, wodurch eine genaue Zuordnung dieser Bodentypen ermöglicht wurde. Weitere 23 Proben ermöglichten die Verifikation bzw. die Abschätzung der räumlichen Variation im Perimeter der Bodenkarte 1:50'000, Blatt Solothurn. Im Gebiet der Bodenkarte 1:25'000 wurden nur vereinzelte Untersuchungen gemacht, da diese Karte durch die Informationen im Begleitband genügend abgedeckt wird.

## **2.2.5 Landwirtschaftliche Bewirtschaftung**

Die Daten über die Bewirtschaftung der Landwirtschaftsflächen im Urtenental stützen sich auf die Arealstatistiken des Bundesamtes für Statistik (BFS, 1986), die Angaben der verschiedenen "Buchhaltungsbetriebe" im Testgebiet, die Auswertungen der verschiedenen vorhandenen Luftbilder sowie Angaben der Bodenschutzfachstelle des Kantons Bern bzw. der verschiedenen Landwirtschaftlichen Beratungszentren.

Sie beinhalten u.a. Angaben über die Anzahl der Betriebe, die Betriebsstruktur, die angebauten Kulturen, Anteile an Brachefläche und Folgekulturen, aber auch Hinweise zu Ernteterminen, Erntemengen und Ernterückstände sowie der Art, Menge und Zeitpunkt von Düngungen. Diese Daten liefern neben den Angaben über die räumliche Verteilung der Nutzflächen die Grundlagen für die Simulation der Stickstoffbilanzen der Landwirtschaftsflächen.

## **2.2.6 Daten zum mineralisierten Stickstoff Nmin**

Die verwendeten Nmin-Daten stammen vorwiegend aus den Messkampagnen der verschiedenen Landwirtschaftlichen Beratungszentren (LBBZ) und wurden mehrheitlich im Rahmen des kantonalen Programms zur Nitratsachenbekämpfung (FACHKOMMISSION NITRAT, 1992, 1993, 1996) zwischen 1989 und 1993 erhoben. Sie umfassen Messdaten der wichtigsten Kulturen wie Getreide, Mais, Kartoffeln, Zuckerrüben, Raps etc. aus den wichtigsten Beratungsgebieten des Kantons Bern. Sie bestehen aus schlag- und kulturbezogenen herbstlichen Nmin-Messungen in den drei Tiefen 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm. Im weiteren werden zudem Daten der LBBZ Seeland der Jahre 1987 und 1988 verwendet. Zu Vergleichszwecken wurde im Herbst 1992 und im Frühjahr 1993 auf verschiedenen Parzellen der "Buchhaltungsbetriebe" im Urtenental Nmin-Messungen vorgenommen. Die Messdaten wurden für die einzelnen Gebiete und Kulturen statistisch aufgearbeitet und dienen als Eingabe- bzw. Vergleichswerte der Simulation der Stickstoff-Dynamik im Urtenental.

## **2.2.7 Prognoseszenarium der landwirtschaftlichen Nutzung und Bewirtschaftung IP2000**

Die Nutzungs- und Bewirtschaftungsdaten für das Prognoseszenarium IP2000 wurden mittels Fragebogen an einem im Frühjahr 1994 an der LBBZ Seeland abgehaltenen Workshop in Zusammenarbeit mit Mitarbeitern der kantonalen Fachkommission Nitrat, Vertretern der Bodenschutzfachstelle des Kantons Bern (BSF) und der Koordinationsstelle für Umweltschutz des Kantons Bern erarbeitet. Als Ausgangslage dient die Nutzung und Bewirtschaftung des Urtenentals in den Jahren 1987 bzw. 1992/93, die aus den Arealstatistiken, den Angaben der „Buchhaltungsbetriebe“ sowie den Angaben der BSF und der LBBZ Rüti zusammengestellt wurden.

## **2.3 Datenverwaltung, -verarbeitung und -auswertung**

Die hydrometrischen Messresultate wurden EDV-konform aufgearbeitet und abgespeichert (Einzelmessung oder kontinuierliche Ganglinie) und dienen im Rahmen der Arbeit als Grundlage für die hydrologische Bilanz sowie als Eingabe-, Eichungs- und Kontrollparameter für die numerischen Strömungs- und Stofftransportmodelle. Die täglichen Niederschlags- und Klimadaten der SMA wurden digitalisiert, weiterverarbeitet und dienen der Berechnung der poten-

tiellen und aktuellen Evapotranspiration bzw. der Wasserflüsse in den entsprechenden Modellen. Die Analyseresultate der periodisch durchgeführten Messungen der Grund- und Oberflächenwasserchemie dienen der Überprüfung der unter- und oberirdischen Stickstoffflüsse aus dem Untersuchungsgebiet.

Sämtliche Boden-, Bewirtschaftungs-, und Nutzungsdaten wurden im GIS aufgearbeitet und bezogen auf eine Berechnungsebene als Datenbankdateien (dBase) abgespeichert. Sie sind die Grundlage der elementweisen Berechnung der Stickstoff-Dynamik im Testgebiet (vgl. ArcView – Anwendung).

Die Datenverarbeitung, -auswertung bzw. graphische Darstellung der Eingabeparameter bzw. Berechnungsergebnisse erfolgte mit den folgenden Programmen

- ARC/INFO (ESRI)
- ArcView (ESRI)
- Strömungs- und Stofftransportmodell der VAW ETHZ (Trösch, 1993)
- dBASE
- EXCEL

sowie mehreren im Rahmen des NFP-Programms Wasserhaushalt (BLAU ET AL. 1983) erstellten Programmen zur Berechnung der Evapotranspiration bzw. der Herleitung der Randbedingungen der Strömungsmodellierung.

Für die Berechnung und Bilanzierung der

- Stickstoffumsätze
- Nitratauswaschung
- Herleitung der Randbedingungen des Stofftransportes im Grundwasser
- Bilanzierung der Stickstoff-Flüsse

wurden im Rahmen dieser Studie mehrere Programme erarbeitet. Sie werden im Kapitel 5 eingehend erläutert. Insbesondere sei hier nur das Programm zur Simulation des Stickstoffhaushaltes landwirtschaftlich genutzter Flächen genannt, das bei der Berechnung der Stickstoffauswaschung die wichtigste Rolle spielt.

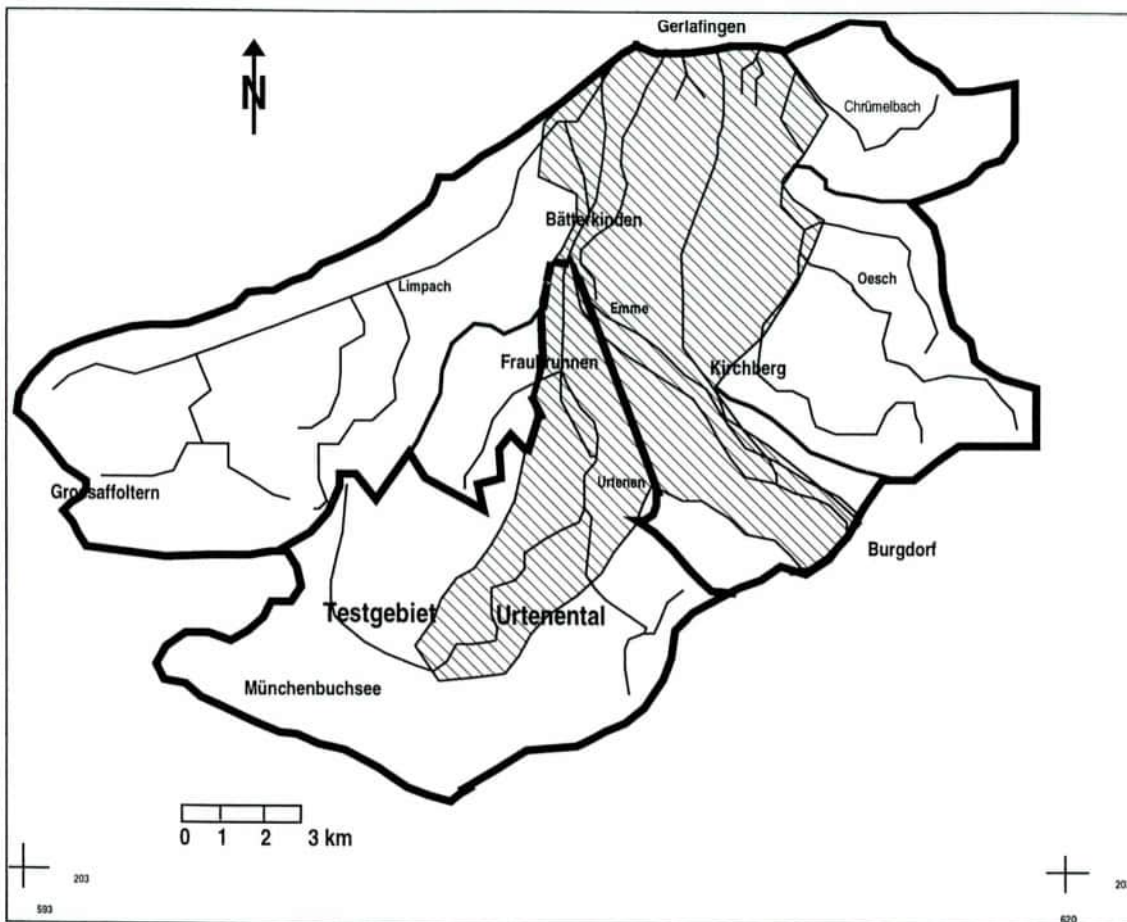
### 3 Das Untersuchungsgebiet

#### 3.1 Geographische Lage des Untersuchungsgebietes

Das in die Studie einbezogene Gebiet ist in Figur 1 abgebildet. Es beginnt bei Zollikofen und reicht bis ins solothurnische Grenzgebiet bei Gerlafingen und den Mündungsgebieten der Seitentäler des Limpach und der Oesch. Es umfasst sowohl das eigentliche Testgebiet des Urtenentals zwischen Münchenbuchsee und Fraubrunnen als auch den für die Strömungs- und Transportberechnung miteinbezogenen Grundwasserleiter des Unteren Emmentals mit seinen randlichen Einzugsgebieten.

Die Gesamtfläche des Gebietes beträgt rund 345 km<sup>2</sup>, wovon rund 84,5 km<sup>2</sup> auf den Grundwasserleiter des Urtenentals und des Unteren Emmentals entfallen.

Figur 1 Hydrologisches Einzugsgebiet des Urtenen- und Unteren Emmentals



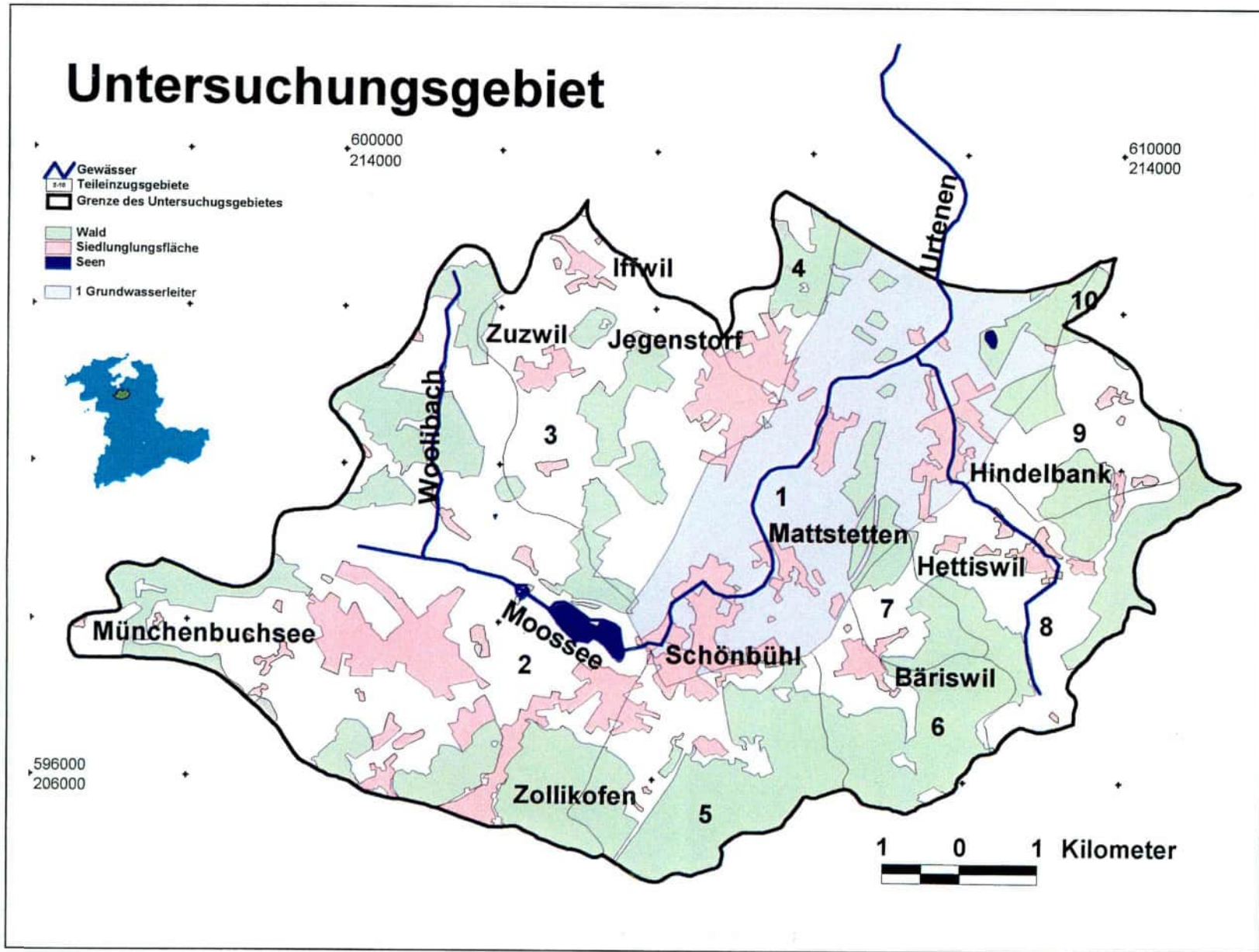
Das Nitrattestgebiet Urtenental (vgl. Figur 2) liegt ca. 10 km nordöstlich von Bern. Es umfasst die Talebene der Urtenen zwischen Schönbühl und Kernenried, deren angrenzende Hügelzüge sowie die Alluvialebene des Moossees und des Lyssbachs zwischen den Hügeln des Grauholzes und Schönbrunnen bei Münchenbuchsee. Seine Fläche beträgt mit ca. 75 km<sup>2</sup> rund ein Fünftel der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes. 15 km<sup>2</sup> werden vom Grundwasserleiter eingenommen, der Rest verteilt sich auf zehn hydrologische Teileinzugsgebiete, welche

nach Osten durch die Steilhänge des Lutzeren- und Krauchthals und nach Westen durch die Linie Moosafoltern-Iffwil, begrenzt werden. Die Abgrenzung gegen Süden läuft über die Kuppen des Grauholzes nach Zollikofen und von dort weiter über die leicht gewellte Moränenlandschaft nach Schüpberg und über den Schwandenberg zurück in die Ebene des Lyssbachs bis Moosafoltern. Gegen Norden ist mit dem Übergang des Urtenentals in das Untere Emmental bei Kernenried-Zauggenried eine künstliche Grenze in Form eines Bilanzierungsprofils gezogen worden.

Die Talebenen der Urtenen und des Lyssbaches liegen auf 500 bis 530 m.ü.M., die angrenzenden Hügelzüge erreichen ihre maximale Höhe mit 820 m.ü.M beim Grauholz. Tabelle 1 gibt die Gesamtfläche der einzelnen Teileinzugsgebiete sowie ihre minimale, mittlere und maximale Höhe wieder.

Tabelle 2 Gesamtfläche und Höhenverteilung der einzelnen hydrogeologischen Teileinzugsgebiete im Testgebiet Urtenental (vgl. Figur 2)

Teilgebiet Nr.	Fläche [km <sup>2</sup> ]	Hmin [m ü. M]	Hmax [m ü.M]	Hmit [m ü. M]
1	15.38	502	526	515
2	24.57	525	650	590
3	9.95	520	606	565
4	1.91	500	545	525
5	7.03	535	820	680
6	3.71	540	710	625
7	1.53	530	620	575
8	6.38	530	620	575
9	3.90	530	650	590
10	0.02	520	530	525



Figur 2 Testgebiet Urtenental aus (BALMER 1993b), modifiziert

## 3.2 Geologie

Das Gebiet wird aufgebaut durch tertiäre Molassesedimente und hangende quartäre Lokergesteine. Im folgenden wird zuerst kurz auf die tertiären Ablagerungen im Gebiet sowie auf die ausgebildeten Rinnenstrukturen eingegangen, welche die Lage und Ausdehnung der Grundwasserleiter bestimmen. Die quartären Ablagerungen werden im Anschluss detaillierter betrachtet.

### 3.2.1 Tertiär

Bei den flachliegenden Molasseablagerungen handelt es sich hauptsächlich um den oberen Teil der Unteren Süsswassermolasse (USM) (GERBER, 1950). Lediglich die randlichen Hügel gegen das Krauchthal werden aus Sedimenten der oberen Meeresmolasse (OSM) aufgebaut (WANNER 1981). Die Untere Süsswassermolasse besteht hauptsächlich aus wechsellagernden grün-gelbbraunen, gefleckten Mergeln, Siltsteinen und Feinsandsteinen sowie untergeordneten Mittel- bis Grobsandsteinen. Aufgrund der Arbeiten von KELLER et al. (1990) sowie den Erkenntnissen der Untersuchungen im Erdsondenfeld Burgdorf (vgl. AMMANN ET AL. 1993) lassen sie sich lithofaziell als verschiedene Ablagerungen distaler Durchbruchsfächer auf einer Überschwemmungsebene charakterisieren.

Anstehend oder unter geringer Bedeckung liegende Molassesedimente kommen in folgenden Regionen des Untersuchungsgebietes vor:

- Im sanft hügeligen Gebiet von Moosaffoltern-Zuzwil-Iffwil, wo sie die höchsten Erhebungen und die Grenze des Untersuchungsgebietes nach Westen bilden
- Im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes zwischen Grauholz und Hettiswil, wo die in die Molasse erodierte Rinne des Krauchthals das Gebiet nach Osten abschliesst, und im Gebiet zwischen Münchenbuchsee und Schüpfen

Aufgrund dieser Molasseaufschlüsse und den Angaben über die Tiefenlage der Molasse in einer Vielzahl von Bohrungen im Urtenental und im Raume Mooseedorf-Schüpfen lassen sich zwei bedeutende in die Molasse erodierte Rinnen unterscheiden: Die SW-NE verlaufende Rinne des Urtenentals zwischen Urtenen-Schönbühl und Fraubrunnen sowie eine fast W-E verlaufende Rinne zwischen Schüpfen und dem Grauholz. Erstere bildet einen flachen, zwei bis drei Kilometer breiten, maximal 30 bis 40 m tiefen Trog mit flachem Gefälle in Richtung NE. Im Raume Kernenried vereint er sich mit dem Trog des Unteren Emmentals. Letzterer ist bedeutend schmaler (<500m), wobei er sich gegen Schüpfen noch mehr verengt. Im Gegensatz zum Trog des Urtenentals, wo der Molasseuntergrund durch viele Sondierbohrungen gut belegt ist, können hier keine genauen Aussagen über die Tiefe, die Ausdehnung und das Gefälle der Rinne gemacht werden. Die maximal erbohrte Tiefe dieser glazialen Rinne beträgt über 70 m (Bohrung 603.207/23 beim Moossee), bestätigt wird diese grosse Uebertiefung durch weiter im Westen bei Wiggiswil und Schüpfen abgeteufte Bohrungen, bei denen auch in 60 m Tiefe keine Molasse erbohrt wurde. Durch die Erkundungsarbeiten im Rahmen der Bahn 2000 ist ebenfalls bekannt, dass ausgehend von Tannacker südöstlich Mooseedorf eine Rinne, die tiefer als 506 m ü. M. sein muss, parallel zur bestehenden Autobahn durchs Grauholz etwa in Richtung Ittigen verläuft.

### 3.2.2 Quartär

Ausgehend von der lithologischen Ausbildung der Lockergesteine in den verschiedenen Bohrungen, den geröllpetrographischen Auszählungen von WANNER (1981) und SCHNEULWY (1987), den Beziehungen der verschiedenen Einheiten zum Liegenden bzw. Hangenden sowie den gewonnenen geologischen Erkenntnissen durch den Bau des Grauholztunnels lassen sich im Untersuchungsgebiet vier Gebiete mit unterschiedlichem quartären Aufbau ausscheiden: 1) das Urtenental 2) das Moossee-Lysbachtal 3) der Übergangsbereich des Urtenentals in das Untere Emmental bei Kernenried-Zauggenried sowie 4) die randlichen Teileinzugsgebiete des Urtenentals.

#### 3.2.2.1 Das Urtenental

Durch Auswertung der zahlreicher Bohrungen im Zusammenhang mit den hydrogeologischen bzw. mit Baugrunduntersuchungen in der alluvialen Ebene des Urtenentales und seinen angrenzenden Hügeln konnten vom Hangenden zum Liegenden folgende lithostratigraphischen Einheiten ausgeschieden werden:

- Ein bis zu 20 m mächtiger unterer, der Molasse aufliegender Schotter aus sandigen, bis stark sandigen, leicht siltigen bis siltigen, stellenweise auch sauberen Kiesen, der eine generelle Korngrössenzunahme von der Basis zum Dach hin zeigt. In einigen Bohrungen ist eine wenig mächtige basale Groblage (Steine bis 30 cm) ausgebildet.
- Eine bis 3 m mächtige Blocklage bestehend aus Steinen und Blöcken bis einen Meter Durchmesser (Kiesgrube Hindelbank). Sie besitzt stellenweise siltig-sandige Nester mit gekritztem Geschiebe (WANNER, 1981) und wird teilweise (vor allem im nordöstlichen Gebiet um Hindelbank) von einer bis 2 m mächtigen Schicht aus sauberen, an der Basis leicht siltigen Sanden mit vereinzelt Geröllen bis 3 cm Durchmesser überlagert.
- Ein oberer Schotter, der überwiegend aus einem sandigen bis stark sandigen, gleichmässig aufgebauten Kies mit vereinzelt, im Raume Urtenen-Schönbühl mit zahlreichen Steinen besteht. Seine Mächtigkeit schwankt zwischen einem und 10 m.
- Ein bis 20 m mächtiger sandig, siltiger z.T. toniger, schlecht gerundeter bis kantiger Kies mit zahlreichen Steinen und Blöcken.
- Eine in Hanglagen bis 22 m mächtige Abfolge aus geschichtetem Fein- bis Grobsand, sauber bis siltig mit wenig Feinkies sowie z.T. Steinen bis 20 cm Durchmesser und Einschaltungen von sandigem stellenweise tonigem, geschichtetem Silt mit vereinzelt Komponenten der Kiesfraktion bis 14 cm Durchmesser.

Die Korngrössenzusammensetzung zeigt, dass die oberen Schotter gegenüber den unteren einen etwas höheren Kiesanteil und einen zurücktretende Silt- und Sandanteile aufweisen. Die sie trennende Blocklage weist eine Silt- und Sandanteil unter 20% auf. Der im Hangenden des oberen Schotter folgende Kies besteht etwa zu gleichen Teilen aus Silt, Sand und Kies. Die das Profil abschliessenden Sande weisen im Mittel 60% Sand, 30% Silt und 10% Kies auf. Die Geröllauszählung von SCHNEULWY (1987) zeigt, dass sich die geröllpetrologische Zusammensetzung der Schotter und Moränen der Bohrungen in der Talebene der Urtenen vom Liegenden zum Hangenden nicht ändert und dem von WANNER (1981) im Unteren Emmental ausgeschiedenen Aarespektrum entspricht.

Die über der Molasse liegenden Schotter können genetisch aufgrund der generellen Korngrössenzunahme gegen das Dach, der ausgebildeten Basisgrobblage und der lithologischen Kontinuität zur hangenden Blocklage hin als Vorstossschotter bezeichnet werden. Die Blocklage stellt wahrscheinlich auch auf Grund der lithologischen Kontinuität eine ausgewaschene Grundmoräne dar. Die im Hangenden der Blocklage im Gebiet Hindelbank anzutreffenden Sande stellen wahrscheinlich das Auswaschungsprodukt der Grundmoräne dar. Der obere Schotter weist keine typischen Merkmale eines Vorstossschotters auf. Er kann lediglich aus der lithologischen Kontinuität zum hangenden Kies, der aufgrund seiner Korngrössenzusammensetzung als Grundmoräne anzusprechen ist, als Vorstossschotter bezeichnet werden. Die die quartäre Abfolge abschliessenden Sande und Silte können aufgrund ihrer lithologischen Merkmale (Schichtung etc.) als Stillwasserablagerungen angesehen werden. Sie liegen eindeutig auf der Grundmoräne und sind höchstwahrscheinlich postglazialen Ursprungs.

### 3.2.2.2 Das Moossee-Lyssbachtal

Komplexere Verhältnisse finden sich hingegen im Raume Moosseedorf- Schönbühl. Die Füllung der wahrscheinlich übertieften W-E verlaufende Rinne Grauholz-Schüpfen ist nur durch wenige tiefe bis in die Molasse reichenden Bohrungen bekannt und somit nicht eindeutig belegbar. Am südlichen Rand der Rinne zwischen Moosseedorf und Wiliwald lässt sich folgender Aufbau vom Liegenden zum Hangenden durch Vergleich der verschiedenen Bohrungen ableiten:

- Über der auf etwa 500 bis 520 m. ü.M. liegenden Molasse folgt eine etwa 5 m mächtige siltige, stark verkittete Lage aus Kies und Sand.
- Überlagert wird sie durch einen 10 bis 20 m mächtigen Schotter, der aus leicht sandigen bis sandigen, siltigen bis stellenweise stark siltigen Kies mit vereinzelt Steinen bis 15 cm besteht. An der Basis finden sich mehrere Sand- und Silteinschaltungen.
- Diesem Schotter folgt im Hangenden ein wenige Meter bis 20 m mächtiger, sandiger, siltiger bis stark siltiger, dicht gelagerter Kies.
- Im Hangenden folgt eine bis 10 m mächtige Abfolge aus Mittel- bis Grobsanden mit Kies- und Siltlinsen.

Gegen die Alluvialebene des Moossee hin zeigt das Resultat der einzigen tiefen Bohrung folgendes abweichendes Bild:

- Über einem sandig-siltigen Kies unbestimmter Mächtigkeit folgt in der Rinne eine 15 bis 30 m mächtige Abfolge von siltigen Sanden, Silten sowie geringmächtigen Kieslagen.
- Darüber folgt eine maximal 20 m mächtige Abfolge aus Fein-, Mittel- und Grobsanden mit vereinzelt Feinkies- und untergeordneten Siltlagen.
- Den Abschluss bilden Seekreide-, Ton- und Torflagen, die zusammen etwa eine Mächtigkeit von 5 bis 10 m erreichen.

Die am südlichen Rand der Rinne über der Molasse liegende Lage aus Kies und Sand kann als Moräne angesprochen werden. Der hangende Schotter mit seinen Sand- und Silteinschaltungen entspricht wahrscheinlich dem oberen Teil des Schotterkomplexes des Urtenentals. Die geröllpetrologischen Auszählungen von SCHNEUWLY (1987) zeigen das typische Aarepektrum der Schotter des Urtenentales. Die 15 bis 30 m mächtige Abfolge von Sanden, Silten

und Kieslagen in der Rinnenmitte scheint zeitlich etwa den im Urtenental über der Blocklage folgenden Sanden zu entsprechen und kann als ausgewaschenes Moränenmaterial (Sander) angesehen werden. Der am Rand der Rinne über den Schottern folgende dicht gelagerte Kies, welcher lithologisch der Grundmoräne im Urtenental entspricht, ist im Moosseebecken durch die bis 20 m mächtige Abfolge aus Fein- bis Grobsanden ersetzt. Diese entsprechen wahrscheinlich den Sanden bei Hindelbank und können als postglaziales Erosionsmaterial der Grundmoräne und der umliegenden Molassehügel gedeutet werden.

### **3.2.2.3 Der Übergangsbereich zum Unteren Emmental**

Im Übergangsbereich Urtenental-Unteres Emmental kommt es zu einer Verzahnung der Ablagerungen des Urtenen- und Emmmentals. Der untere Teil des im Urtenental dominierenden Schotterkomplexes verliert an Mächtigkeit, ebenso verschwindet die markante trennende Blocklage. Der obere Teil des Schotterkomplexes gewinnt an Mächtigkeit und verzahnt sich mit den Ablagerungen der Emme, was aufgrund der unterschiedlichen Geröllspektren und Korngrößenverteilungen gezeigt werden kann. Eine detaillierte Beschreibung der Trogfüllung des Unteren Emmmentals findet sich in WANNER (1981).

### **3.2.2.4 Randliche Teileinzugsgebiete des Urtenentals**

Die randlichen Teileinzugsgebiete (vgl. Figur 2) des Urtenentals weisen gegenüber der Alluvialebene der Urtenen einen abweichenden geologischen Aufbau auf. Aufgrund der wenigen existierenden Bohrungen in den östlichen und westlichen Einzugsgebieten sind genaue Aussagen jedoch äusserst schwierig. Während in den westlichen Teileinzugsgebieten die quartären Ablagerungen vorwiegend aus einem 5 bis 20 m mächtigen Schotter überlagert von einer 2 bis 8 m mächtigen Grundmoräne bestehen, weist vor allem das Hettiswiltal (belegt durch zwei Bohrungen) einen abweichenden, dem Gebiet des Moossees ähnlich sehenden Aufbau auf:

- Über der Molasse folgt eine bis 5 m mächtige Abfolge aus stark sandigen und stark siltigen Kiesen mit untergeordneten Sandlagen.
- Diese werden überlagert durch einen 3 m mächtigen stark sandigen Silt, der über eine Feinsandlage in einen geringmächtigen Schotter, bestehend aus sandig-siltigem Kies mit Steinen übergeht. Eingeschaltet in diesen Kies finden sich vereinzelte saubere bis leicht siltige Fein- bis Grobsandlagen mit vereinzelten Geröllen.
- Im Hangenden folgt dann ein rund sechs Meter mächtiger, geschichteter, leicht siltiger Feinsand, der in einen sandigen Silt mit vereinzelten Sandlagen übergeht.
- Abgeschlossen wird das Profil durch einen bis 5 m mächtigen Fein- bis Grobsand mit gekritzten Geröllen.

Die über der Molasse liegende Abfolge aus stark sandigem Kies mit Sandlagen entspricht in ihrer Lage dem in der Alluvialebene des Urtenentals erbohrten Blocklage und ist aufgrund ihrer Ausbildung als Grundmoräne anzusprechen. Die im Hangenden folgenden Silte, Sande und untergeordnet Schotter lassen sich als Stillwassersedimente mit fluviatilen Einschaltungen bezeichnen. Die das Profil abschliessende Fein- bis Grobsandlage mit den gekritzten Geröllen entspricht der in der Urtenentalebene ausgeschiedenen Moräne, wobei sie z.T. wahrscheinlich aufgearbeitet wurde.

### 3.2.3 Gliederung der quartären Ablagerungen und Sammelprofil

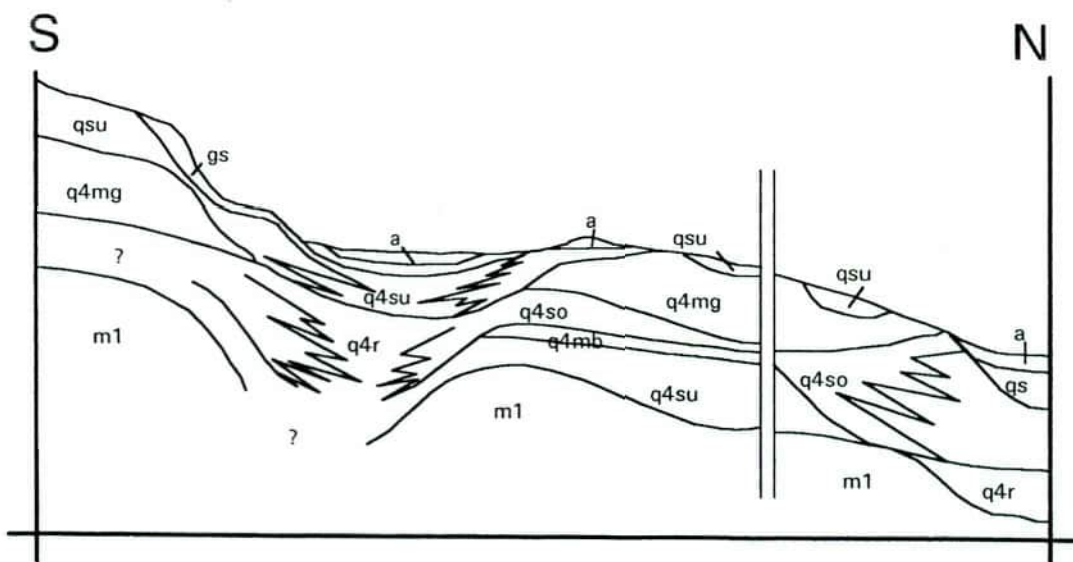
Die Gliederung der quartären Ablagerungen im Testgebiet stützt sich auf die Arbeiten von SCHLÜCHTER (1976) im Aaretal und WANNER (1981) im Unteren Emmental. Da in dieser Studie nur Angaben aus Bohrungen, Sondierschlitzten etc. verwendet wurden und keine absoluten Altersangaben bereitstanden, wurde versucht mittels relativstratigraphischer Methoden zum Ziel zu kommen.

Die für das Gebiet als massgebend betrachtete Gliederung ist im folgenden Sammelprofil zusammengestellt. Die Bezeichnung der einzelnen ausgeschiedenen Einheiten erfolgt in Anlehnung an WANNER (1981). Zusätzlich zu den Angaben über die geologischen Einheiten, der Lithologie sowie des Alters, wird noch die hydrogeologische Funktion angegeben

Tabelle 3 Zuordnung der geologischen Einheiten im Testgebiet

Bezeichnung	Alter	geologische Einheit	Lithologie	hydrogeologische Funktion
a gs		alluviale Talböden Gehängeschutt	Silt, Sand, Ton, Torf Silt, Sand, Kies, Steine	Deckschicht, Stauer z.T. Quellbildner
qs qsu	Würm	Emmeschotter fluvioglaz. Sande und Schotter des Urtenen- tals	Kies, Sand Sand, Silt, Kies	Grundwasserleiter lokal Grundwasser- leiter
q4mg q4mb q4su/o		Würmmoräne Würmmoräne	Steine, Kies, Sand, Silt Steine, Sand	Deckschicht, Stauer Grundwasserleiter
		untere und obere Würmschotter	Kies, Sand	Grundwasserleiter
q4r		Stillwasserablagerun- gen	Sand, Silt, Ton	lokal Stauer
m1	Miocaen	"Aquitaniien"	Silt, Mergel	generell Stauer

Figur 3 Sammelprofil durch die Quartärablagerungen des Testgebietes



### 3.2.4 Geologische Profile

Die zur Konstruktion der geologischen Profile verwendeten Angaben basieren auf Bohrungen, die bis maximal 200 m neben den Profillinien liegen, der Isohypsenkarte des Grundwasserstauers (Blau et al. 1994/96), der im Rahmen von (BIGLER et al. 1988 und 1989) durchgeführten elektromagnetischen Messungen, dem Geologischen Atlas der Schweiz (GERBER 1950) sowie der Isohypsen des Molasseuntergrundes.

Die Achsen der Profile wurden, bis auf Profil 5, Moosseedorf, nach hydrogeologischen Gesichtspunkten ausgewählt und liegen senkrecht zur Grundwasserströmung. Das Querprofil 4 fällt mit dem Wasser- und Stickstoffbilanzierungsprofil des Testgebietes zusammen (vgl. Figur 1 und 2). Die Lage der Profile sowie die Profilkonstruktionen (Maßstab ca. 1:40'000/4000) sind aus den Figuren 4 bis 9 ersichtlich. Im folgenden werden die fünf Profile kurz beschrieben:

#### Geologisches Querprofil 1: Urtenen-Schönbühl (Figur 5)

Das Profil 1, Urtenen-Schönbühl, wurde aufgrund der Interpretation der bestehenden Rotationskernbohrungen USB50 (604/208.9), MTB50 (605/208.6), MTB51 (606/208.41) und MTB25 (606/207.21) (sowie zweier Spülbohrungen für Erdsonden (604/208/1 und 606.207/7) konstruiert.

Die Molasseoberfläche (m1) ist von allen Bohrungen erreicht und somit sicher bestimmt. Über diesen als Stauer wirkenden Sandsteinen und bunten Mergeln, folgt ein bis 30 m mächtiger Schotterkomplex (q4su/o), welcher durch eine mehr oder weniger einheitlich ausgebildete Blocklage (q4mb), welche gemäss WANNER (1981) als Moränenrelikt bezeichnet werden kann, unterteilt wird. Der untere, direkt der Molasse aufliegende Schotter besitzt eine Mächtigkeit, die zwischen 10 und 20 m schwankt. Er wird aus einem sandigen, stellenweise stark sandigen, leicht siltigen Kies gebildet und enthält vereinzelt bis wenige Steine mit Durchmesser zwischen 10 und 20 cm. Die darüber folgende 1 bis 2 m mächtige Blocklage ist in den Bohrungen deutlich ausgebildet. Sie beinhaltet zahlreiche Steine und Blöcke bis 25 cm Durchmesser und ist stellenweise stark sandig. Diese stark sandigen Partien leiten in den oberen Teil des Schotterkomplexes über. Dieser besteht aus einem überwiegend sandigen bis stark sandigen, leicht siltigen Kies mit zahlreichen Steinen mit Durchmesser zwischen 17 und 20 cm. Überdeckt wird der obere Teil der Schotter durch eine 2 bis 10 m mächtige Grundmoräne des letzten Gletscherrückzuges (q4mg). Diese besteht aus einem stark sandigen, leicht siltigen Kies mit stark zurücktretenden Fein- und Mittelkieskomponenten sowie zahlreichen Steinen und vereinzelt Blöcken. Besonders im westlichen Teil des Profils (Bohrung 604/208.9) treten innerhalb der Moräne bis 4 m mächtige Lagen aus fein- bis mittelkörnigem, siltigem Sand mit zahlreichen oft gekritzten Komponenten der Kies- und Steinfraktion auf.

Nur im Bereich der Bohrungen 605/208.6, 606/208.41 und 606/207.21 folgt über dieser Grundmoräne eine 2 bis 7 m mächtige Einheit aus vorwiegend fein- bis mittelkörnigen, siltigen, bis stark siltigen Sanden mit untergeordneten Silteinlagerungen (qsu).

#### Geologisches Querprofil 2: Jegenstorf-Hettiswil (Figur 6)

Dieses Profil wurde aufgrund der Angaben der WEA-Bohrungen MTB51 (606/210.13), HBB51 (606/209.17), HBB53 (608/209.19), sowie der Bohrungen (607/210.35) und (608/208.30) bei

Hindelbank bzw. Hettiswil sowie von Sondierbohrungen RB01 in der Gemeinde Jegenstorf konstruiert.

Die Molasseoberfläche (m1) ist im Bereich des Grundwasserleiters zwischen Jegenstorf und Hindelbank durch 5 Bohrungen belegt. Über dieser folgt ein Schotterkomplex, welcher den grössten Teil der Rinne ausfüllt. Er besteht vorwiegend aus einem sandigen, bis stark sandigen, leicht siltigen bis siltigen, stellenweise auch sauberen Kies, der eine generelle Korngrössenzunahme von der Basis zum Dach hin zeigt. Nur im östlichen Teil des Profils (Bohrungen HBB58) findet sich die in Profil 1 dominante Blocklage (q4mb), welche den Schotterkomplex in einen liegenden und hangenden Schotter trennt. Im Gebiet um Hettiswil (Bohrung HBB53) liegt wie auch bei Jegenstorf direkt über der Molasse eine Grundmoräne, die lateral wahrscheinlich dem Blockhorizont q4mb entspricht. Darüber folgen im Eingang zum Hettiswiltal (HBB53), Stillwassersedimente (q4r), bestehend aus einem stark sandigen Silt, der über eine Feinsandlage in einen geringmächtigen Schotter, bestehend aus sandig-siltigem Kies mit Steinen übergeht. Eingeschaltet in diesen Kies finden sich vereinzelte saubere bis leicht siltige Fein- bis Grobsandlagen mit vereinzelten Geröllen. Im Hangenden folgt dann ein rund sechs Meter mächtiger, geschichteter, leicht siltiger Feinsand, der in einen sandigen Silt mit vereinzelten Sandlagen übergeht. Abgeschlossen wird das Profil durch einen bis 5 m mächtigen Fein- bis Grobsand mit gekritzten Geröllen, einer Grundmoräne (q4mg). Lokal wird diese Moräne durch Tal-Alluvionen (a) der Urtenen und deren Seitenbäche überlagert.

### Geologisches Querprofil 3: Holzmühle (Figur 7)

Dieses Profil basiert auf den Angaben der Rotationskernbohrungen JEB50 (606/211.4), MTB50 (607/211.30), HBB55 (608/211.8) sowie zweier Kiesprospektionsbohrungen (607/211.24) bzw. (609/210.3). Es spiegelt neben Profil IV den Verlauf der Molasseoberfläche und deren Auswirkung auf die Ausscheidung der Teileinzugsgebiete bestens wieder. Bei Jegenstorf, im Westen, bildet die Molasse, die auch hier als Grundwasserstauer wirkt, eine markante Rippe, welche den eigentlichen Grundwasserleiter des Urtenentales von einer gut 40 m höher liegenden, nach Norden entwässernden glazialen Erosionsrinne abtrennt. Gegen Osten steigt die Molasse rasch an und bildet die seitliche Begrenzung des Grundwasserleiters.

Über der Molasse (m1), die im Trog nur durch drei Bohrungen belegt ist, folgen, sowohl in der westlich liegenden Erosionsrinne, wie im Hauptgrundwasserleiter 5 bis 25 m mächtige Schotter, die im eigentlichen Grundwasserleiter durch eine zwei bis drei m mächtige Blocklage unterteilt werden. Dieses abtrennende Moränenrelikt (q4mb) ist v.a. bei Mötschwil gut ausgebildet, innerhalb des Grundwasserleiters ist sie nur vereinzelt als Blocklage zu finden. Der untere Teil des Schotterkomplexes, welcher eine Mächtigkeit von maximal 15 m aufweist, wird aus sandigem, leicht siltigem Kies mit zahlreichen Steinen aufgebaut. Die unterteilende Blocklage ist nur in den Bohrungen (606/211.4) und (608/21.18) ausgebildet. Im übrigen Profilbereich wurde sie entweder nicht abgelagert oder mit der Ablagerung der überdeckenden Grundmoräne (q4mg) aufgearbeitet. Die Blocklage besteht aus sandigem, siltigem bis stark siltigem Kies mit zahlreichen Steinen und Blöcken. Im östlichen Profilbereich geht sie im Hangenden in eine Abfolge aus Feinsand und Silt über.

Der obere Teil des Schotterkomplexes (q4vso) ist nur in den beiden randlichen Bohrungen (606/211.4) und (608/211.18) ausgebildet. Im mittleren Profilbereich reicht die darüber liegende Grundmoräne weit in den unteren Schotterteil hinein. Er besteht vorwiegend aus sandigem, siltigem an der Basis stark siltigem Kies mit zahlreichen Steinen bis 20 cm Durchmesser. Die über diesen Schottern liegende Grundmoräne ist ebenfalls nicht durchgehend ausgebildet. Im Be-

reich der Bohrung (608/211.18) wurde sie erodiert und tritt erst durch die Kiesprospektionsbohrung 609/210.3 belegt am Ostrand, wo sie einen kleinen Hügel bildet, wieder auf. Sie besteht aus sandigem, siltigem Kies mit zahlreichen Steinen und Blöcken. Ihre Mächtigkeit schwankt zwischen null und 12 m.

#### Geologisches Querprofil 4: Zauggenried-Kernenried (Figur 8)

Dieses Profil entspricht fast vollständig dem in WANNER (1981) veröffentlichten Profil 18, Grafenried-Birchiwald. Die Konstruktion stützt sich auf die Angaben über die Gesteinskerne der Bohrungen ZAB50 (606/212.3), ZAB02 (606/212.5) und KEB48 (608/212.10). Gegenüber dem Profil Grafenried-Birchiwald wurde die Profilspur im westlichen Profilbereich den Strömungsverhältnissen und die Molasseoberfläche den neusten Erkenntnissen angepasst.

Über der Molasse (m1) liegt ein 20 bis 30 m mächtiger Schotter (q4su/o), bestehend aus sandigem leicht siltigem bis siltigem Kies mit vereinzelt bis stellenweise zahlreichen Steinen. Der in den Profilen I bis III mehrheitlich ausgebildete Blockhorizont ist hier in den Bohrungen nicht zu erkennen (WANNER 1981). Über den Schottern folgt direkt die Grundmoräne (q4mg), ein siltig-sandiger Kies mit vielen Steinen und Blöcken. In den durch die Urtenen gebildeten Tälchen wurde die Grundmoräne z.T. erodiert und fluviatile Sande und Silte abgelagert (a).

#### Geologisches Profil 5: Moossee (Figur 9)

Dieses Profil spiegelt die komplexen geologischen Verhältnisse im Raume des Moossees und im Uebergangsbereich zum Hauptgrundwasserleiter des Urtenentals wieder. Das Profil schneidet den Ueberlappungsbereich der beiden in dieser Region liegenden Erosionsrinnen, der Urtenen- und Moosseetalrinne.

Morphologisch massgebend ist aber das hier von Westen nach Osten verlaufende Moosseetal, das sich vom Grauholz im Osten bis westlich Schüpfen erstreckt. Durch die seitlich anstehende Molasse lässt sich diese Rinne relativ gut gegen Norden und Süden begrenzen. Die maximal sicher erbohrte Tiefe dieser glazialen Rinne beträgt über 70 m (Bohrung 603.207/28 beim Moossee), bestätigt wird diese grosse Uebertiefung durch weiter im Westen bei Wiggiswil und Schüpfen abgeteufte Bohrungen, bei denen auch in 60 m Tiefe keine Molasse erbohrt wurde.

Am südlichen Rand der Rinne zwischen Moosseedorf und Wiliwald bietet sich folgendes Bild: Über der auf etwa 500 bis 520 m. ü.M. liegenden Molasse folgt eine etwa 5 m mächtige siltige, stark verkittete Lage aus Kies und Sand. Überlagert wird sie durch einen 10 bis 20 m mächtigen Schotter, der aus leicht sandigem bis sandigem, siltigem bis stellenweise stark siltigem Kies mit vereinzelt Steinen bis 15 cm besteht. An der Basis finden sich mehrere Sand- und Silteinschaltungen. Diesem Schotter folgt im Hangenden ein wenige Meter bis 20 m mächtiger, sandiger, siltiger bis stark siltiger, dicht gelagerter Kies. Im Hangenden folgt eine bis 10 m mächtige Abfolge aus Mittel- bis Grobsanden mit Kies- und Siltlinsen. Gegen die Alluvialebene des Moossee hin zeigen die Resultate der vereinzelt tiefen Bohrungen folgendes abweichendes Bild: Über einem sandig-siltigen Kies unbestimmter Mächtigkeit folgt in der Rinne eine 15 bis 30 m mächtige Abfolge von siltigen Sanden, Silten sowie geringmächtige Kieslagen. Darüber folgt eine maximal 20 m mächtige Abfolge aus Fein-, Mittel- und Grobsanden mit vereinzelt Feinkies- und untergeordneten Siltlagen. Den Abschluss bilden Seekreide-, Ton- und Torflagen, die zusammen etwa eine Mächtigkeit von 5 bis 10 m erreichen.

### 3.2.5 Entstehung der quartären Ablagerungen im Testgebiet

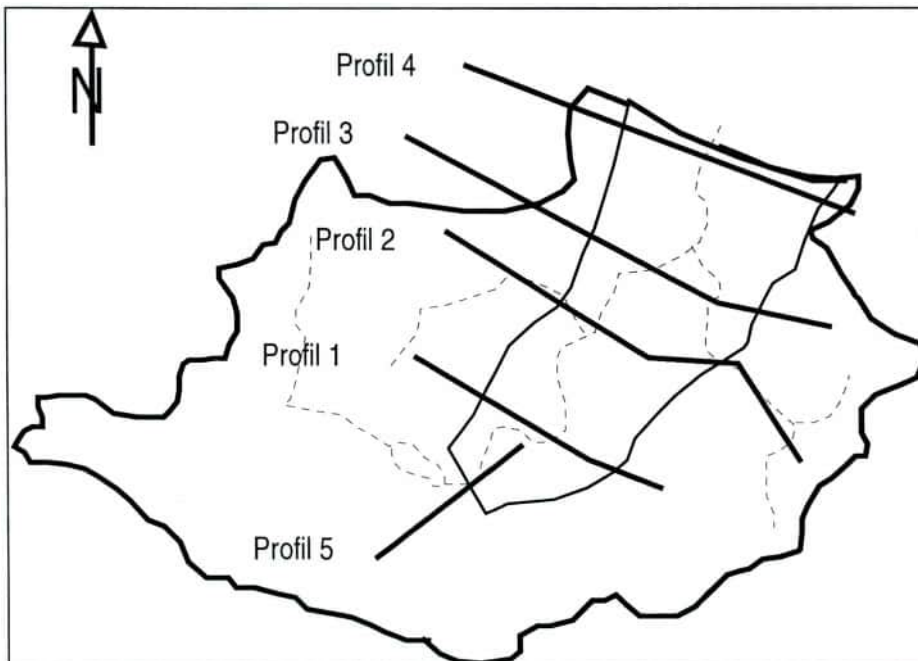
In der Risseiszeit bildeten sich verschiedene Entwässerungsrinnen im Urtenental wie möglicherweise eine Aarerinne über Ittigen-Grauholz-Moossee-Schüpfen Richtung Lyss, sowie vereinzelte kleinere Entwässerungsrinnen innerhalb des Testgebietes Richtung unteres Emmental. Diese wurden in der letzten Eiszeit z.T. wieder reaktiviert. Die direkt über der Molasse liegenden Schotter (q4su) wurden während des Vorstossens des Gletschers (wahrscheinlich Würm II nach SCHLÜCHTER (1976)) aufgeschottert und weisen, wie in Kapitel 3.2.2.1 beschrieben die charakteristischen Merkmale eines Vorstossschotters auf. Mit seinem Rückzug in den Raum Zollikofen - Moosedorf hinterliess der Gletscher eine Grundmoränendecke (q4mb).

Während dieses Interstadials wurde die risseiszeitlich angelegte Rinne Zollikofen-Moossee-Lyssbach erneut aktiviert und anschliessend mit feinkörnigem Material (Silte und Sande) aufgefüllt. Ein Teil des Materials stammt dabei aus der Auswaschung der Grundmoränendecke (q4mb), ein anderer Teil aus Erosionsmaterial der umliegenden Molassehügel. Die im Hangenden der Blocklage, die heute das Relikt der genannten Grundmoräne bildet, im Urtenental zu findenden Sande und Silte sind ebenfalls in dieser Erosionsphase entstanden.

Ein weiterer Vorstoss des Gletschers führte zu einer zweiten Aufschotterung (q4vo) über der Blocklage, die oberen in weiten Teilen des Testgebietes ausgebildeten Schotter wurden abgelagert. Beim Rückzug entstand dann die unterschiedlich mächtige Grundmoränendecke (q4mg).

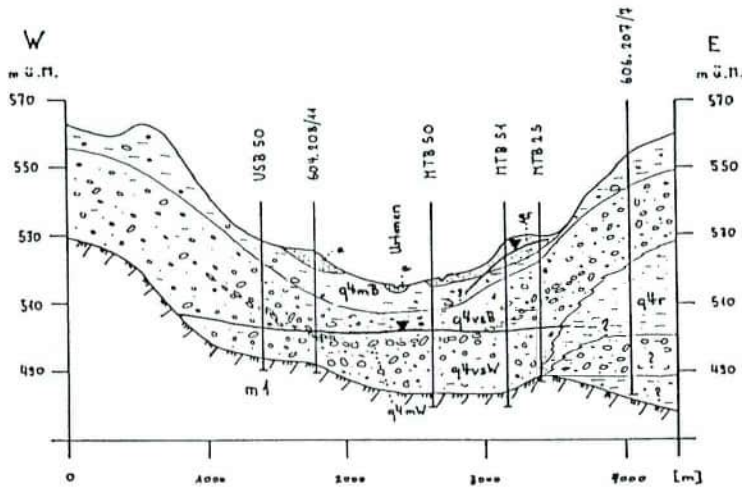
Im Raume Zollikofen-Urtenen wurde die alte Entwässerungsrinne im Vorfeld des Gletschers erneut reaktiviert und feinkörnige Ablagerungen aus den umliegenden Molassehügeln sowie untergeordnet Schotter (q4su) abgelagert (GERBER 1950). Holozänen Ursprungs sind die Ton-, Seekreide- und Torfablagerungen im Raume des Moossees sowie im Raume Hindelbank-Lyssach.

Figur 4 Schematische Lage der Profilsuren im Testgebiet Urtenental



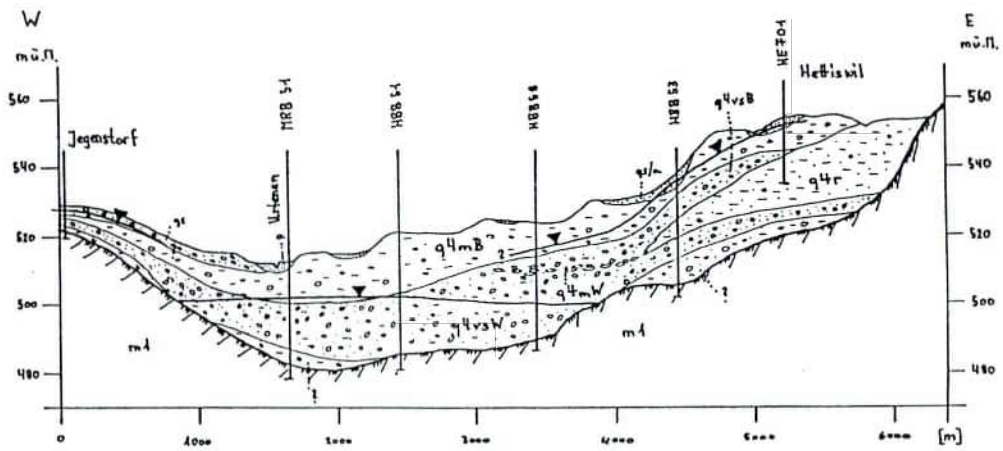
Figur 5

Geologisches Querprofil 1 Urtenen-Schönbühl

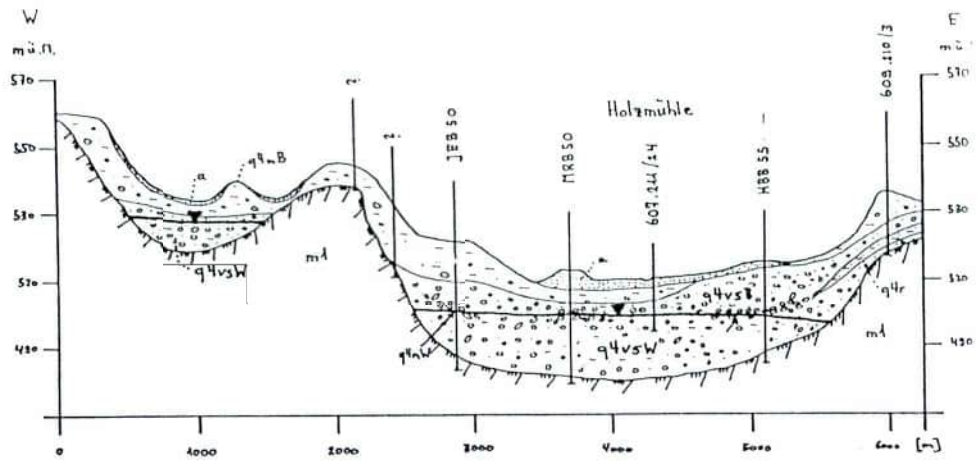


Figur 6

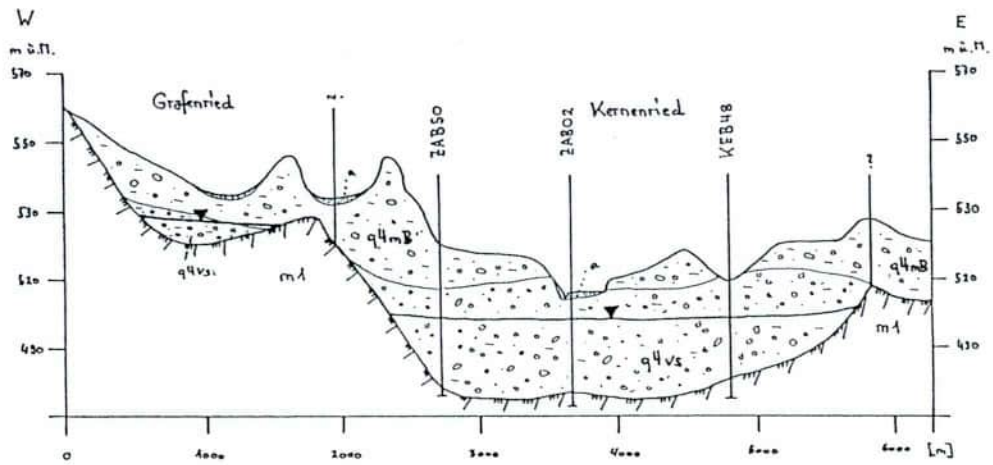
Geologisches Querprofil 2: Jegenstorf - Hettiswil



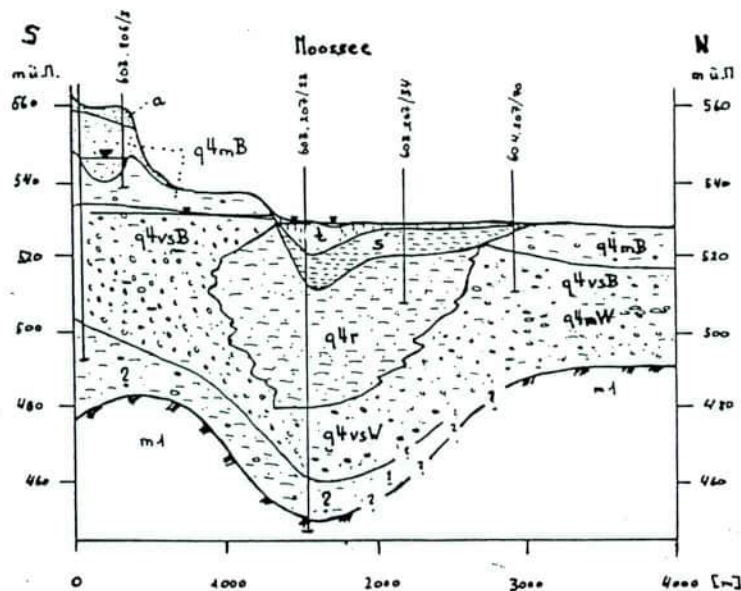
Figur 7 Geologisches Querprofil 3: Holzmühle



Figur 8 Geologisches Querprofil 4: Zauggenried - Kerzenried



Figur 9 Geologisches Profil 5: Moossee



### 3.3 Geomorphologie und Pedogenese

Die Bodenverhältnisse werden durch die Bodenbildungsfaktoren, geologisches Ausgangsmaterial, Klima, durch topographische Faktoren wie Höhe, Exposition, Hangneigung, die Vegetation und menschliche Nutzung massgebend beeinflusst. Das Ausgangsgestein liefert die mineralische Grundsubstanz für einen Boden. Es bestimmt dadurch weitgehend den Chemismus und die Bodenreaktionen. Durch Klimaeinflüsse werden physikalische und chemische Verwitterungsprozesse und Stofftransporte ausgelöst. Pflanzen strukturieren den Boden und ermöglichen die Humusbildung. Durch den Einfluss des Menschen verändert sich dieser natürliche Aufbau des Bodens und damit sein Wasser- und Stoffhaushalt. Böden mit ähnlichem Wasserhaushalt, ähnlichem Aufbau, ähnlichem Entwicklungsgrad und ähnlichen chemischen und mineralogischen Eigenschaften werden zu Bodentypen zusammengefasst.

Die Kenntnisse der Bodenverhältnisse im Testgebiet stützen sich auf die bereits erwähnten in der Region durchgeführte Bodenkartierungen (Kapitel 2.2). Im Testgebiet lassen sich verschiedene Zonen mit unterschiedlichen Bodenbildungsfaktoren unterscheiden. Im Talkessel der Urtenen, welcher ein leicht gewelltes Moränenhügelland mit flachen Geländerücken darstellt und teilweise mit feinkörnigen Alluvionen überdeckt wird, herrschen neutrale Braunerden vor, die vor allem auf Moränenuntergrund auftreten.

Auf den feinkörnigen Alluvionen der Urtenen und den Schuttkegeln ihrer Seitenbäche findet man zusätzlich z.T. noch gleyige, schwach saure und kalkige Braunerden. Gegen Osten und Süden geht dieses leicht gewellte Hügelland schnell in die nur noch stellenweise moränenbedeckten Hang- und Steillagen der Molassehügel des Urtenenberges, Längenberges und Grauholzes über. Vorherrschende Bodentypen sind hier die sauren Braunerden, untergeordnet treten auch noch neutrale Braunerden auf.

Im Gebiete der leichten gewellten Plateaus und Hangterrassen, wie sie um Hettiswil im Osten bzw. Iffwil-Zuzwil im Westen auftreten, herrschen Parabraunerden und neutrale Braunerden vor. Vor allem in lokalen Mulden (Alluvialebene von Moosseedorf bzw. nördlich von Hindelbank im Hurst) treten flachtorfige, mineralstoffreiche Halbmoore auf.

Den grössten Anteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche besitzen im Untersuchungsgebiet Böden aus schwach sandigem bis sandigem untergeordnet tonigem Lehm mit Mächtigkeiten von 70 bis 130 cm. Sie sind als neutrale bis schwach saure Braun- bzw. Parabraunerde anzusprechen und sind vor allem auf Moränenmaterial anzutreffen. Sie besitzen ein gutes bis sehr gutes Wasserspeichervermögen und gute Durchlässigkeiten.

Untergeordnet treten zudem kalkige und saure Braunerden (Hanglagen, Alluvionen), gleyige Braunerden (feinkörnige Alluvionen), (anmoorige) Gleye (stauasse Gebiete bei Iffwil) sowie flachtorfige, mineralstoffreiche Halbmoore (Gebiet Moossee und Hindelbank-Mötschwil) auf (vgl. Tabelle 4). Sie besitzen meistens eine etwas geringere Mächtigkeit, die im Mittel zwischen 60 und 90 cm liegt. Ihr Wasserspeichervermögen ist mässig bis gut und die Durchlässigkeit kann sowohl gut, aber auch gehemmt oder übermässig sein.

Tabelle 4 Prozentuale und absolute Verteilung der Böden der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Urtenental

Neutrale Braunerde	39.0%	1680.40 ha
Gleyige Braunerde	13.3%	573.10 ha
Kalkige Braunerde	4.3%	185.30 ha
Saure Braunerde	1.3%	56.00 ha
Parabraunerde	30.9%	1331.40 ha
Gleye	5.3%	228.40 ha
Moorböden	5.6%	241.30 ha

Für die Berechnung der Wasser- und Stoffflüsse im Boden interessieren neben dem Profilaufbau und der Ausbildung sowie der Verteilung eines Bodens auch die hydraulische Leitfähigkeit bzw. die Wasserspeicherfähigkeit sowie chemische Parameter wie der organische Gehalt, der Stickstofftotal-Gehalt (N<sub>tot</sub>) und bestimmte Reaktionskoeffizienten. Diese Parameter müssen meistens für die einzelnen Bodentypen durch Versuche oder Analysen bestimmt werden. Auf ihre Bestimmung bzw. Herleitung wird daher später genauer eingegangen werden.

Im weiteren Untersuchungsgebiet, d.h. in der Alluvialebene des Unteren Emmentals bilden hauptsächlich Überschwemmungssedimente der Emme (Silt, Sand und Lehme), welche über den Emmeschottern bzw. lehmig-toniges Schwemmmaterial der Grundmoränen das Ausgangsmaterial der Böden. Nach ihrem Wasserhaushalt lassen sich folgende Gruppen unterscheiden: normal durchlässige Böden, vornehmlich Fluviosole, Braunerden und Kalkbraunerden, zeitweise vernässte Böden wie gleyige (Kalk)Braunerden, staunasse Böden wie Braunerde-Pseudogleye sowie stark vernässte Böden wie Braunerde-Gleye. Da sich die Arbeit auf das Testgebiet Urtenental konzentriert wurden die Verhältnisse im Unteren Emmental nicht weiter untersucht. Einige genauere Angaben über die Bodenverhältnisse geben die im Rahmen des Projektes "Boden" des Wasser- und Energiewirtschaftsamtes durchgeführte Bodenkartierung im Raume Aefligen und Fraubrunnen (EIDG. FORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDW. PFLANZENBAU ZÜRICH-RECKENHOLZ 1985) sowie der Umweltverträglichkeitsbericht Bahn 2000, Fachbereich Boden (SBB, 1990).

### 3.4 Hydrogeologische und hydrologische Verhältnisse

Die hier beschriebenen hydrogeologischen Verhältnisse beziehen sich nur auf das Testgebiet Urtenental und sind lediglich als Überblick gedacht. Eine detaillierte Beschreibung der hydrogeologischen Verhältnisse im Unteren Emmental bzw. im Übergangsbereich Urtenental-Unteres Emmental sowie im Urtenental selbst geben BLAU et al. (1981, 1983 und 1994/96).

Die Kenntnisse der hydrologischen Verhältnisse stützen sich auf die Resultate der im Untersuchungsgebiet abgeteufte Sondierbohrungen bzw. auf die Erhebungen von hydrologischen Grundlagendaten im bestehenden Messstellennetz. Erstere ermöglichen den geologischen Aufbau des Untergrundes kennenzulernen, die Oberfläche des Grundwasserstauers festzustellen, letztere bieten die Möglichkeit, Grundwasserstände, Durchlässigkeits- und Strömungsverhältnisse sowie die Grundwasserqualität zu bestimmen. An weiteren Messstellen wie Niederschlags- und Klimastation, Wasserstandsabstichpunkte und Abflussmengen-Messstellen an

Oberflächengewässer lassen sich als Einzel- oder kontinuierliche Messungen der Niederschlag, zusätzliche Klimaparameter wie Luftdruck, Lufttemperatur, Dampfdruck sowie Wasserspiegel, Abflussmengen und die Qualität der Oberflächengewässer erfassen.

In der Dokumentationsstelle des WEA liegen für das Untersuchungsgebiet weit über 100 Sondierungen aus hydrologischen Untersuchungen und Baugrundabklärungen mit detaillierten Angaben über den Aufbau des Grundwasserleiters und mehrheitlich über die Lage des Grundwasserstauers vor. Die Oberfläche des Grundwasserstauers bildet die untere und seitliche Begrenzung des Grundwasserleiters und bestimmt mit dem Grundwasserspiegel die seitliche Ausdehnung und Mächtigkeit des Grundwasservorkommens. Als Stauer wirken besonders in der Rinne des Urtenentals aufgrund ihrer geringen Durchlässigkeit Mergel und Sandsteine der Unteren Süsswassermolasse. Im Gebiet um den Moossee und im Übergangsbereich zum Unteren Emmental besteht der Stauer z.T. aber auch aus quartären Silt- und Tonablagerungen sowie Grundmoränen. Als Grundwasserleiter wirkt im Hauptvorkommen der über dem Grundwasserstauer liegende, gut durchlässige bis 35 m mächtige Schotterkomplex.

### **3.4.1 Aufbau des Grundwasserleiters**

Als Hauptgrundwasservorkommen des Untersuchungsgebietes wird der zwei bis drei Kilometer breite und ca. 6 Kilometer lange, 15 km<sup>2</sup> grosse Grundwasserleiter zwischen Urtenen-Schönbühl und Kernenried definiert. In ihm verläuft die Staueroberfläche in 30 bis 40 m Tiefe generell mehr oder weniger parallel zur Geländeoberfläche von Urtenen-Schönbühl nach Kernenried und weist talabwärts ein Gefälle von 1 bis 3 Promille auf. Im Gebiet um den Moossee und zwischen Hindelbank und Hettiswil finden sich mehrere Stauerflächen mit unterschiedlicher Höhenlage und Ausdehnung und führen zur Ausbildung kleiner, lokaler Grundwasservorkommen, die jedoch nicht direkt mit dem des Urtenentals verbunden sind.

Dieser lokale Grundwasserleiter Hindelbank - Hettiswil kann in einen 5 bis 20 m mächtigen gesättigten und einen darüber liegenden bis 40 m mächtigen ungesättigten Bereich unterteilt werden. Die gesättigte Zone entspricht dabei mehrheitlich dem unteren Teil des Schotterkomplexes, die Überwasserspiegelzone dem oberen Schotter bzw. der Grundmoräne und den feinkörnigen Deckschichten. Die grössten Flurabstände finden sich mit 30 bis 40 m zwischen Schönbühl und Jegenstorf bzw. im der Gegend von Hindelbank. Im übrigen Teil des Gebietes liegen sie zwischen 5 und 15 m. Von den lokalen Grundwasservorkommen ist jenes von Moosseedorf mit einer Fläche von ca. 6 km<sup>2</sup> und einer Mächtigkeit von 10 bis 20 m das Grösste.

Die grössten Grundwassermächtigkeiten treten mit 15 bis 20 m in der Mitte Vorkommens und im Übergangsbereich zum Unteren Emmental auf.

### **3.4.2 Durchlässigkeitsverhältnisse des Grundwasserleiters**

Ein umfassender Überblick über die Durchlässigkeitsverhältnisse schaffen die im Rahmen der Beschaffung von Grundlagen für den Schutz und die Bewirtschaftung der Grundwasservorkommen, Hydrogeologie Urtenental (BLAU ET AL. 1994/96), durchgeführten Kleinpumpversuche mit kombinierten Flowmetermessungen (BLAU et al. 1983) in den verfilterten Aufschlussbohrungen. Diese Versuche erlauben die Ermittlung der vertikalen Verteilung der horizontalen Durchlässigkeiten (Bereichs-k-Werte) im Umfeld einer Bohrung sowie die Bestimmung eines für die Bohrung repräsentativen Mittelwertes (Profil-k-Wert). Die gemessenen Bereichs- und Profil-k-Werte zeigen, dass die grossräumigen horizontalen und vertikalen Durchlässigkeitsverhältnisse

äusserst stark variieren. Profil-k-Werten zwischen 5.5 und 14.7 mm/s charakterisieren den durchlässigsten Teil des Hauptgrundwasservorkommens zwischen Urtenen und Zauggenried entlang der nordwestlichen Begrenzung des Grundwasserleiters. Im mittleren und südöstlichen Teil hingegen sind die Profil-k-Werte deutlich tiefer und liegen zwischen 0.5 und 4.1 mm/s. Im Übergangsbereich zum Unteren Emmental sind die gemessenen Profil-k-Werte mit 7.0 bis 15.0 mm/s wieder deutlich höher.

### **3.4.3 Isohypsen des Grundwasserspiegels, Strömungsverhältnisse**

Die auf Figur 10 dargestellten Isohypsen des Grundwasserspiegels entsprechen langjährigen mittleren Grundwasserverhältnissen im Urtenental. Das Grundwasser strömt dabei senkrecht zu den Isohypsen. Die gegen die Seiten hin gekrümmten Isohypsen zeigen, dass das Grundwasser auch von den Talflanken her gespiesen wird. Die Fliessgeschwindigkeit des Grundwassers kann mit der erweiterten Gleichung nach Darcy berechnet werden. Infolge des heterogenen Aufbaus des Aquifers variiert sie nicht nur von Ort zu Ort sondern auch über die Tiefe stark. Die im folgenden angegebenen Fliessgeschwindigkeiten sind daher als generelle über die Tiefe gemittelte Werte anzusehen.

Zwischen Urtenen-Schönbühl und Kernenried strömt das Grundwasser im Mittel mit einem Gefälle von rund 1 Promille und einer Fliessgeschwindigkeit von rund 1 bis 5 m/d talabwärts Richtung Unteres Emmental. Im Übergang zum Unteren Emmental erhöht sie sich aufgrund des höheren Gefälles auf 5 bis 15 m/d.

### **3.4.4 Grundwasserspeisung**

Die Speisung des Grundwassers erfolgt im betrachteten Abschnitt zwischen Urtenen-Schönbühl und Kernenried durch jenen Anteil des Niederschlags, welcher als Sickerwasser, entweder direkt (direkte Grundwasserneubildung) oder als disperser oder konzentrierter Randzufluss aus den randlichen Teileinzugsgebieten über die Talflanken (indirekte Grundwasserneubildung) ins Grundwasser gelangt. Als Grundwasserwegfluss dominiert der Profilwegfluss ins Untere Emmental. In- bzw. Exfiltrationen spielen erst ab Zauggenried im In-, Exfiltrationsgebiet der Urtenen zwischen Fraubrunnen und Schalunen eine bedeutende Rolle (BALMER 1992).

Die Grundwasserspeisung erfolgt etwa zu 41% aus dispersen und konzentrierten Zuflüssen über die Ost- und Westtalflanken des Grundwasserleiters, zu 53% aus der direkte Grundwasserneubildung und zu 6% aus dispersen Zuflüssen aus den lokalen Grundwasservorkommen im Moosseegebiet.

### **3.4.5 Hydrologische Bilanz**

Die mittlere Hydrologische Bilanz 1987 bis 1993, bestehend aus Niederschlag (N), Verdunstung (V), ober- und unterirdischer Abfluss (Ao bzw. Au) sowie der Rücklage bzw. dem Verbrauch in Form von Bodenfeuchte und Grundwasser ( $\Delta R$ ) gibt einen wesentlichen Einblick in die quantitativen Zusammenhänge des Wasserhaushaltes des Untersuchungsgebietes (BALMER 1992) (Tabelle 5). Eine detailliertere Zusammenstellung der hydrologischen Bilanzen der einzelnen Jahre wird im Kapitel Simulationen gegeben (Tabelle 25). Auffallend ist der im Zeitraum 1987 bis 1993 ausgeprägte Verbrauch (Zehrung) der Grundwasservorräte, was sich in einem starken Rückgang der Grundwasserspiegel (1 bis 2 m) im Untersuchungsgebiet zeigt.

Figur 10 Isohypsen der Grundwasserspiegel im Testgebiet Urtenental (langjähriger Mittelwert 1987 – 1993)

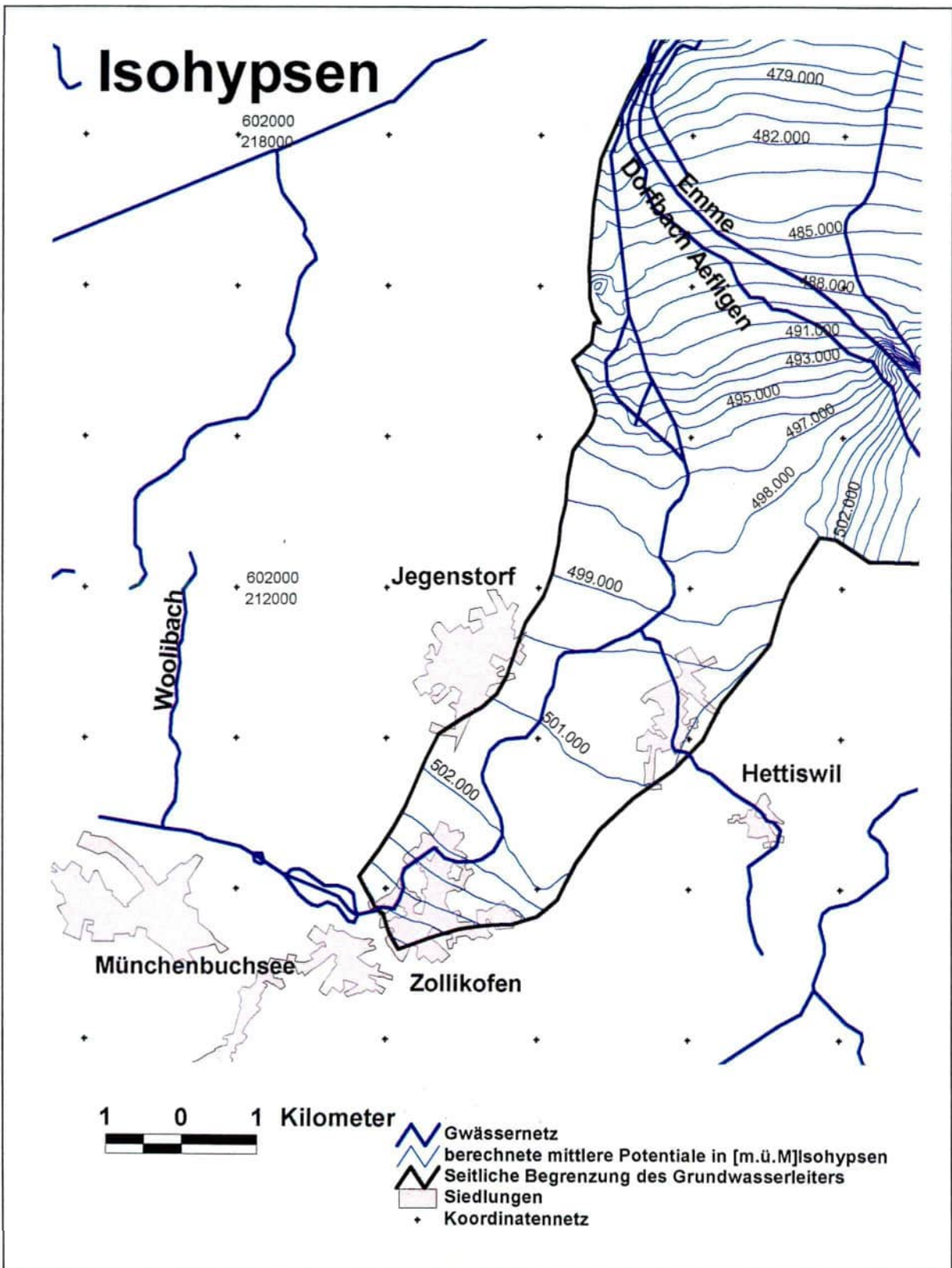


Tabelle 5 Mittlere Hydrologische Bilanz des Untersuchungsgebietes 1987 bis 1993 in mm Wassersäule pro Jahr

Nieder-schlag	Verdun-stung	Oberflächen-afluss	Grundwasser-abfluss	Speicheränderung
N	V	Ao	Au	$\Delta R$
905	645	285	85	- 110

### 3.5 Land- und forstwirtschaftliche Nutzung des Untersuchungsgebietes

Die Gesamtfläche des Testgebietes beträgt 74,57 km<sup>2</sup>. Wald bedeckt 22,33 km<sup>2</sup>, Siedlungen, Gärten und Strassen nehmen 8,92 km<sup>2</sup> ein. Der Moossee sowie kleinere Moore und Tümpel sind unbedeutend und nehmen lediglich eine Fläche von ca. 0,34 km<sup>2</sup> ein. Die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN), bestehend aus Acker- und Wiesland umfasst 42,97 km<sup>2</sup>. Detaillierte Angaben zur Flächennutzung des Testgebietes bzw. seiner Teileinzugsgebiete gibt die folgende Tabelle.

Tabelle 6 Flächennutzung des Testgebietes aufgeteilt nach seinen Teileinzugsgebieten, Angaben in km<sup>2</sup>

Teilgebiet Nr.	LN	Seefläche	Siedlung	Wald	Gesamt-fläche
1	10.934	0.029	2.502	1.923	15.387
2	14.249	0.315	3.447	6.567	24.577
3	7.010	0	1.306	1.638	9.954
4	0.795	0	0.344	0.768	1.908
5	1.940	0	0.488	4.601	7.033
6	1.078	0	0.264	2.368	3.710
7	0.673	0	0.022	0.833	1.529
8	3.640	0	0.389	2.356	6.386
9	2.626	0	0.162	1.113	3.902
10	0.026	0	0	0.159	0.185
<b>Gesamt</b>	<b>42.973</b>	<b>0.344</b>	<b>8.927</b>	<b>22.330</b>	<b>74.574</b>

Äusserst intensiv landwirtschaftlich genutzt werden mit 55 bis 75 % Acker- und Wieslandanteilen die Tallagen des Urtenentals (vgl. Fig. 2, Teilgebiet Nr. 1), des Moossee-Lyssbachtals (Teilgebiet Nr. 2), die leicht gewellten Plateau- und Hanglagen bei Hettiswil (Teilgebiet Nr. 8) sowie die Plateaus von Zuzwil-Iffwil (Teilgebiet Nr. 3). Eine unterdurchschnittliche landwirtschaftliche Nutzung bzw. einen hohen Wald- oder Siedlungsanteil von 59 bis 80 % weisen die Hanglagen gegen das Grauholz und bei Bärswil (Teilgebiete Nr. 5 und 6) sowie die bewaldete Zone nördlich von Jegenstorf (Teilgebiet Nr. 4) auf.

Das Testgebiet umfasst ganz oder teilweise 28 meist bäuerliche Gemeinden. Die wichtigsten sind: Bärswil, Ballmoos, Deisswil, Diemerswil, Hindelbank, Iffwil, Jegenstorf, Krauchthal, Mattstetten, Moosseedorf, Münchenbuchsee, Münchringen, Urtenen-Schönbühl und Zuzwil.

Eine umfassende Zusammenstellung sämtlicher Gemeinden mit den Flächenanteilen (in ha) der Siedlung, des Waldes, der Acker- bzw. Wieslandfläche sowie der Gesamfläche, welche die Gemeinde im Untersuchungsgebiet einnimmt, zeigt Tabelle 27 in Kapitel 7.

Mit seiner landwirtschaftlichen Nutzfläche von über 42 km<sup>2</sup> gehört das Urtenental zu den landwirtschaftlich äusserst intensiv genutzten Regionen des Berner Mittellandes. Die Boden- und Klimaverhältnisse begünstigen im Talkessel zudem eine intensive landwirtschaftliche Nutzung, wobei günstige Bedingungen für den Futter- und Ackerbau herrschen. Hauptsächlich angebaute Kulturen sind Getreide, Kartoffeln, Mais und Raps. In den Hanglagen wird dagegen vermehrt Futterbau und Viehhaltung betrieben. Dargestellt sind in Tabelle 7 die mittleren Flächenanteile der Hauptkulturen im Gebiet in Hektaren und Prozent LN sowie die Schwankungsbereiche (1989 bis 1993) der einzelnen Kulturen pro Gemeinde.

Tabelle 7 Mittlere Nutzung in ha und Prozent LN im Testgebiet (mit Schwankungsbereichen)

Nutzungsart	ha	%
Getreide	1285.71	29.92 (26.0 - 33.8)
(davon Weizen)	851.25	19.81
Übrige	434.46	10.11
Mais (Körner- und Silomais)	451.54	10.51 (3.1 - 14.1)
Kartoffeln	405.90	9.44 (5.0 - 16.9)
Rüben	176.77	4.11 (0 - 7.9)
Raps	197.43	4.60 (1.0 - 9.0)
Gemüse und andere	47.42	1.1 (0 - 6.0)
<b>Total Ackerbau</b>	<b>2564.77</b>	<b>59.68</b>
Kunstwiese	1117.87	26.01 (18.0 - 43.0)
Naturwiese	614.66	14.30 (4.8 - 17.0)
<b>Total LN</b>	<b>4297.30</b>	<b>100.00</b>

Innerhalb des Testgebietes existieren ca. 226 landwirtschaftliche Betriebe mit einer mittleren Fläche von rund 19 Hektaren. Die grössten Betriebe mit Flächen von über 30 Hektaren sind alle in den alluvialen Ebenen der Urtenen bzw. Lyssbachtals angesiedelt. Die minimale Betriebsfläche liegt etwa bei 1 bis 2 Hektaren Acker- und Wiesland, die maximale bei über 54 Hektaren landwirtschaftlicher Nutzfläche.

Der Tierbestand variiert je nach Lage der Betriebe stark und liegt zwischen Null und rund 82 Düngegrosvieheinheiten (DVGE). Dies entspricht einer Flächenbelastung 0 bis maximal 4 DVGE/ha. Das Gebietsmittel beträgt (Mittel 1987-93) nach Abzug der Sömmerungsweiden rund 1.8 DVGE/ha. Wichtigste Tierbestände sind: Kühe, Rinder, Mastkälber sowie Mast- und Mutter-schweine. Untergeordnet tritt zudem in einzelnen Gebieten die Masthennenzucht als wichtiger Zweig auf.

### 3.6 Grund- und Oberflächenwasserbeschaffenheit

Zwischen 1987 und 1992 wurden im Untersuchungsgebiet insgesamt 8 Bestimmungen der Grund- und Oberflächenwasserqualität an 23 Chemiemessstellen im Grundwasser des Urtenentals sowie der lokalen Vorkommen, an mehreren Messstellen in der Urtenen und ihrer Nebenbäche sowie an einer Quelfassung im Urtenenberg durchgeführt. Die Untersuchungen umfassen die gebräuchlichen physikalisch-chemischen Standardparameter für Grund- und Oberflächengewässer gemäss den Vorgaben des Kantonalen Laboratoriums, Bern, welches auch die chemischen Analysen durchführte. Sauerstoffsättigung, Temperatur und pH-Wert wurden im Feld bei der Probenahme bestimmt.

Zudem steht weiter eine Reihe von Einzelmessungen und Messreihen unterschiedlicher Parameter aus Grund-, Quell- und Oberflächenwasser (inkl. Moossee) zur Verfügung. Es handelt sich dabei vor allem um die periodischen Qualitätskontrollen an der Urtenen und im Moossee (Kantonales Gewässer- und Bodenschutzlabor, Bern) sowie Beprobungen von Grund- und Quellwasser, die im Rahmen der SBB NBS Mattstetten - Rothrist durchgeführt wurden.

#### 3.6.1 Grundwasserbeschaffenheit

Unter Grundwasserbeschaffenheit wird der wertneutrale Zustand des Grundwassers verstanden, beschrieben durch chemische, physikalische und biologische Parameter. Sie variiert räumlich und zeitlich z.T. stark, da sie sowohl durch die im Grundwasserleiter herrschenden chemischen Reaktionen und Abbauprozesse vor allem aber auch durch die Prozesse während des Eintrags, (z.B. in der ungesättigten Zone) und durch anthropogene Einflüsse bestimmt wird.

Entsprechend der lithologischen Ausbildung der quartären Lockergesteine handelt es sich beim Grundwasser des Hauptvorkommens des Urtenentals wie auch bei den lokalen Vorkommen um Erdalkali-Hydrogenkarbonat-Wasser. Ihre Mineralgehalte bewegen sich zwischen 500 und 700 mg/l. Den Hauptinhaltsstoffen entsprechend sind sie als Kalzium-Magnesium-Hydrogenkarbonat-Wasser zu bezeichnen. Die Gehalte der Hauptkationen Kalzium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) und Magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ) betragen im Gebietsmittel  $110.0 \pm 17.0$  mg/l bzw.  $16.0 \pm 4.6$  mg/l (Verhältnis Kalzium zu Magnesium etwa bei 5 zu 1). Die Gesamthärte liegt mit  $3.4 \pm 0.37$  mmol/l im Bereich eines harten Wassers (34.0 °f). Natrium und Kalium, die Alkali-Ionen, wurden in den Wasserproben nicht bestimmt. Die rechnerisch ermittelten Werte ergeben Alkaligehalte in der Grössenordnung von ca.  $10 \pm 3.0$  mg/l (berechnet als Natrium, vgl. 3.6.4 Oberflächengewässer). Den grössten Anteil an der Gesamtmineralisation nimmt mit über 80 c(eq)% Kalzium ein.

Als Hauptanionen treten Hydrogenkarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ), Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) und Chlorid ( $\text{Cl}^-$ ) auf. Die Hydrogenkarbonatkonzentrationen (bestimmt als Säureverbrauch) liegen im Gebietsmittel bei  $5.75 \pm 0.48$  mmol/l (=  $351.0 \pm 29.0$  mg  $\text{HCO}_3^-$ /l), die Nitratkonzentrationen betragen im Mittel  $37.0 \pm 15.0$  mg  $\text{NO}_3^-$ /l, Sulfat weist mittlere Gehalte von  $20.0 \pm 7.2$  mg  $\text{SO}_4^{2-}$ /l auf. Der Mittelwert für Chlorid liegt bei  $16.0 \pm 7.6$  mg  $\text{Cl}^-$ /l. Entsprechend seiner Anteile an den Äquivalentkonzentrationen weist Hydrogenkarbonat mit 80.4 c(eq)% den höchsten Mineralisierungsanteil auf. Die mittleren Äquivalentprozente für Nitrat, Sulfat bzw. Chlorid sind Tabelle 8 zu entnehmen.

Als Nebenbestandteile bzw. Spurenstoffe treten in einigen Bohrungen vereinzelt Spuren von zweiwertigen Eisen ( $\text{Fe}^{2+}$ ), Mangan ( $\text{Mn}^{2+}$ ) sowie Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) und Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) auf.

Die Sauerstoffgehalte sind, wie bei oberflächennahen Grundwässern üblich, relativ hoch und liegen im Mittel bei  $7.2 \pm 1.7$  mg O<sub>2</sub>/l. Der pH-Wert liegt im leicht alkalischen Bereich und beträgt im Mittel  $7.20 \pm 0.2$ . Die bei der Probennahme gemessenen Wassertemperaturen schwanken konstant leicht um etwa 10.0 °C. Einen Überblick über die mittlere Zusammensetzung (Ionenbilanz) des Grundwasser gibt Tabelle 7.

Tabelle 8 Gemittelte Analysewerte des Grundwassers des gesamten Urtenentals 1987 bis 1992 in mg/l, Äquivalentkonzentrationen (mmol/l) sowie -prozente c(eq)% (n.b. = nicht bestimmt).

<b>Kationen</b>			
	Mg/l	c(eq) mmol/l	c(eq) %
Ca <sup>2+</sup>	110.0	5.49	80.62
Mg <sup>2+</sup>	16.0	1.32	19.38
Na <sup>+</sup>	n.b.	-	-
K <sup>+</sup>	n.b.	-	-
Σ	126.0	6.81	100.00
<b>Anionen</b>			
	Mg/l	c(eq) mmol/l	c(eq) %
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	351.0	5.75	79.64
Cl <sup>-</sup>	16.0	0.45	6.23
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	20.0	0.42	5.82
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	37.0	0.60	8.31
Σ	424.0	7.22	100.00

### 3.6.2 Variation der Parameter im Grundwasser

Naturgemäss variieren einzelne chemische Parameter in Abhängigkeit der unterschiedlichen Eintragsverhältnisse (z.B. Wald, Ackerland) bzw. im Lauf der Ausbreitung im Grundwasser bedingt durch Transport-, Misch- und Abbaumechanismen.

So weisen z.B. die Quelfassungen des Urtenenberges sowie die vorwiegend aus Wald gespiesenen lokalen Grundwasservorkommen bei Moosseedorf, Bärswil bzw. Hettiswil (Fig) im Verhältnis zum Hauptgrundwasservorkommen mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1% signifikant abweichende Gehalte an Kalzium ( $91.63 \pm 21.18$  mg Ca<sup>2+</sup>/l), Nitrat ( $13.65 \pm 9.81$  mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l), Sulfat ( $16.0 \pm 13.2$  mg SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/l) und Chlorid ( $6.9 \pm 3.84$  mg Cl<sup>-</sup>/l) auf. Auch die Gesamthärte, der Säureverbrauch und die Leitfähigkeit weichen signifikant ab.

Aber auch innerhalb des Hauptvorkommens treten z.T. signifikante Unterschiede zu Tage. So weichen vor allem die Kalzium- und Nitratgehalte in den Bohrungen im Westteil zwischen Urtenen-Jegenstorf-Fraubrunnen von denen im Ostteil bei Hindelbank bzw. den Gehalten in den konzentrierten Zuflussfahnen aus den bewaldeten Osthängen ab. Stark abweichend ist ebenfalls die Beschaffenheit des Grundwassers des unteren Emmentals, welches ein anderes Einzugsgebiet besitzt.

Keine signifikanten Unterschiede treten jedoch innerhalb des Einzugsgebietes des Urtenentals bei den Magnesiumgehalten auf. Auch die Sulfat- und Chloridgehalte unterscheiden sich im Grundwasser nicht signifikant. Eine Ausnahme bilden dabei die Waldquellen und randlichen lokalen GW-Vorkommen. Einen Vergleich der mittleren Analyseresultate der verschiedenen Grundwasserbeschaffenheits-Untertypen stellt Tabelle 9 dar.

Tabelle 9 Grundwasserbeschaffenheit im Urtenental, Vergleich der verschiedenen Untertypen. Dargestellt sind die Mittelwerte und die Standardabweichung der Analyseresultate der Zeitperiode 1987 bis 1992 (vgl. Figuren 63 und 64).

Parameter	Einheit	Bewaldete Einzugsgebiete	Grundwasser Westteil	Grundwasser Ostteil	Zuflussfahne (Mitte Grundwasser)
Kalzium	mg/l	91.5 ± 21.2	125.0 ± 6.80	112.0 ± 12.4	107.0 ± 10.0
Magnesium	mg/l	18.0 ± 5.20	15.3 ± 3.10	16.8 ± 4.40	16.4 ± 4.60
Hydrogenkarbonat	mmol/l	5.53 ± 0.80	6.10 ± 0.17	5.80 ± 0.43	5.65 ± 0.40
Chlorid	mg/l	6.9 ± 3.80	17.9 ± 1.70	16.20 ± 4.90	16.80 ± 4.80
Sulfat	mg/l	16.0 ± 13.2	22.2 ± 2.90	19.65 ± 3.35	20.80 ± 2.30
Nitrat	mg/l	13.7 ± 9.80	48.8 ± 5.70	44.5 ± 13.4	34.9 ± 6.20
Leitfähigkeit	mS/cm	518 ± 93.0	661 ± 24.0	624 ± 53.0	600 ± 34.0
pH-Wert	-	7.29 ± 0.23	7.18 ± 0.12	7.23 ± 0.16	7.21 ± 0.15
Sauerstoffgehalt	mg/l	6.95 ± 1.52	8.00 ± 1.38	7.65 ± 1.35	6.45 ± 2.15
Temperatur	° C	10.3 ± 1.00	10.0 ± 1.40	10.2 ± 0.55	10.6 ± 0.70

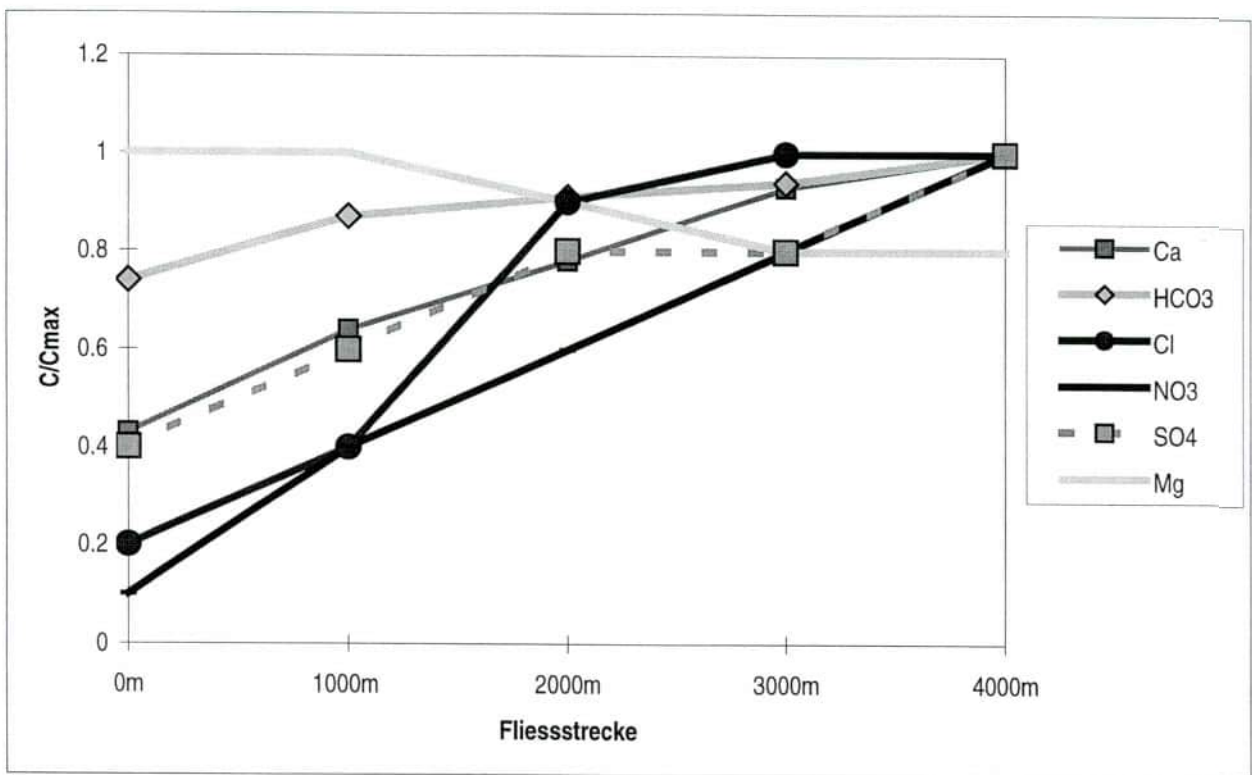
Vor allem an Orten mit Vermischung dieser Wassertypen, bei Infiltrationen von Flusswasser bzw. Stoffeinträgen durch Sickerwasser kommt es im Hauptgrundwasserleiter zu chemischen Reaktionen. Bei Vermischung unterschiedlicher Wasser im Untergrund treten bei drei Bohrungen im Urtenental Redoxprozesse wie Nitratreduktionen, Mangan- und Eisenoxidation z.T. kombiniert mit einer Sulfat-, Nitrit- und Ammoniumbildung auf. Eine Folge dieser Prozesse ist die auch gut sichtbare Aufhärtung des Grundwassers in diesen Bereichen, welches auf die Bildung von Kohlensäure bei der Nitratreduktion zurückzuführen ist.

Bei der Infiltration von Urtenenwasser bei Zauggenried kommt es zu chemischen Umsetzungen, die mit einer Abnahme der Gehalte an Sauerstoff, organischem Material und Ammonium bzw. einer Zunahme der Kalzium-, Magnesium- und Hydrogenkarbonat-Konzentrationen verbunden ist. Diese Zu- bzw. Abnahme ist auf einen mikrobiellen aeroben Abbau von organischem Material und eine Oxidation von Ammonium zurückzuführen. Dadurch sinkt der Sauerstoffgehalt und die Kalzium- und Hydrogenkarbonatgehalte steigen durch Bildung von Protonen und Kohlensäure, welche mit Karbonaten reagieren.

Hauptsächlich durch den Stoffeintrag des Sickerwassers wird die grosse aus den bewaldeten Gebieten bei Bärswil und Hettiswil stammende Fahne, welche beim Eintritt in den Grundwasserleiter deutlich tiefere Gehalte an Kalzium, Hydrogenkarbonat, Chlorid, Sulfat und Nitrat aufweist, aufgehärtet. Bei der Exfiltration dieses Wassers in den Grundwasseraustritten bei Fraubrunnen bzw. zwischen Fraubrunnen und Schalunen in die Urtenen, weist es dann den typi-

schen Chemismus eines anthropogen beeinflussten Grundwassers mit sehr hohen Kalzium-, Hydrogenkarbonat- und Nitratgehalten sowie den auch deutlich höheren Chlorid- und Sulfatgehalten auf. Diese Aufsatzung des Grundwassers ist auf den Eintrag von Nitrat, Chlorid etc. aus Handels- und Hofdünger sowie untergeordnet aus atmosphärischen Depositionen zurückzuführen. Deponien, undichte Kanalisationen spielen keine, versiegelte Flächen und Bautätigkeit nur lokal eine Rolle (z.B. Chlorideintrag in lokale Vorkommen beim Grauholz). Als Folgereaktion findet durch die Säurebildner Nitrat und Sulfat eine Mobilisierung der Kalzium- und Hydrogenkarbonationen statt. Figur 11 zeigt die Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit mit zunehmender Fließstrecke, beginnend in den lokalen Grundwasservorkommen im Bärswiltal und endend bei den Grundwasseraustritten bei Fraubrunnen.

Figur 11 Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit mit zunehmender Fließstrecke im Untergrund



### 3.6.3 Qualitative Beurteilung des Grundwassers

Die qualitative Beurteilung des Grundwassers stützt sich auf das Schweizerische Lebensmittelbuch, Kapitel 27a: Trinkwasser (EIDG. LEBENSMITTEL-KOMMISSION 1985) und die Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe für Lebensmittel (EIDG. DEPARTEMENT DES INNERN 1986). Diese geben für die einzelnen Untersuchungsparameter sog. Qualitätsziele und Toleranzwerte an. Unter Qualitätsziel versteht man jenen Wert bzw. Bereich eines Parameters, der als Qualitätsziel für Trinkwasser anzusehen ist und in der Regel demjenigen eines anthropogen nur schwach beeinflussten Grund- und Quellwassers entspricht. Der Toleranzwert hingegen be-

zeichnet jenen Wert eines Parameters, der im Trinkwasser nicht überschritten werden sollte. Sein Erreichen erfordert daher die Einleitung geeigneter Massnahmen.

Die folgende Darstellung der qualitativen Beschaffenheit der Grundwasser des Urtenentals beschränkt sich auf die Hauptinhaltsstoffe Kalzium, Magnesium, Chlorid, Nitrat und Sulfat sowie auf die wichtigen Nebeninhaltsstoffe Nitrit, Ammonium, Eisen und Mangan.

Für Kalzium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) liegt das Qualitätsziel zwischen 40 und 125 mg/l. Im Untersuchungsgebiet liegen die gemessenen Ca-Gehalte zwischen 60 und 141 mg/l, wobei die tiefsten Konzentrationen in den Waldquellen und die höchsten im Westteil des Hauptgrundwasservorkommens gemessen wurden. Das Qualitätsziel wurde in 20 % der gemessenen Fälle überschritten. Hohe Kalziumgehalte gehen immer einher mit einer sehr hohen Nitratbelastung. Wie schon in Kapitel 3.6.2 beschrieben, können diese hohen Kalziumgehalte aus Redoxreaktionen resultieren. Im weiteren ist jedoch auch eine Mobilisierung von Ca aus der Kalkdüngung in der Landwirtschaft bzw. aus den Lockergesteinen möglich.

Für Magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ) gilt der Qualitätsbereich 5 bis 30 mg/l und i.A. ein Toleranzwert von 50 mg/l. Die gemessenen Magnesiumkonzentrationen schwanken über das gesamte Gebiet nur sehr gering und liegen mit einem mittleren Wert von 16 mg/l innerhalb des Qualitätsziels für Trinkwasser. Eine besondere Beeinflussung der Mg-Konzentrationen als Folge von chemischen Reaktionen, wie es beim Kalzium der Fall ist, tritt nicht auf.

Das Qualitätsziel für Chlorid liegt bei 20 mg/l, der Toleranzwert bei 200 mg/l. Die Chloridkonzentrationen unterscheiden sich im Hauptbereich des Grundwasservorkommens nicht signifikant und liegen im Mittel bei 16 mg/l. Das Qualitätsziel wird in rund 8 % aller gemessenen Fälle leicht überschritten (21 bis 24 mg/l). Nur in fünf Fällen treten mit 43 bis 51 mg/l signifikant höhere Chlorid-Gehalte in einer Bohrung am Fusse des Grauholzes (Lokalität: Im Sand) auf. Einzig die anthropogen wenig beeinflussten Waldquellen und waldnahen, kleinen Grundwasservorkommen zeigen Chloridgehalte, die mit knapp 7 mg/l signifikant unter dem Gebietsmittel liegen. Die Quelle des Chlorideintrages stellt neben punktuellen Einträgen aus Bau- und Autobahnentwässerung wahrscheinlich der Eintrag von Chlorid aus Kaldüngern dar, da vor allem unter landwirtschaftlich genutzten Flächen signifikant erhöhte Gehalte auftreten. Geht man davon aus, dass die in den bewaldeten Gebieten gemessenen Chloridgehalte ungefähr der Hintergrundlast entsprechen, so wurden unter Annahme von gleichbleibenden Sickerwassermengen während der Messperiode im Mittel rund 50 kg  $\text{Cl}^-/\text{ha} \cdot \text{y}$  aus landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgewaschen, wobei als Quelle hauptsächlich der eingesetzte Kalidünger sowie die atmosphärische  $\text{Cl}^-$ -Depositionen (7-25 kg/ha, ADAM et al., 1987) anzusehen sind.

Bei Nitrat liegt das Qualitätsziel bei 25 mg/l und der Toleranzwert beträgt 40 mg/l. Sowohl das Qualitätsziel wie auch der Toleranzwert für Nitrat werden im Untersuchungsgebiet regelmässig an vielen Messstellen überschritten. Nur 30,3 % der seit 1987 im Untersuchungsgebiet analysierten Wasserproben lieferten Nitratgehalte, die das Qualitätsziel einhalten. Weitere 25,9 % lieferten Werte unterhalb des Toleranzwertes und 43,8 % lagen z.T. massiv über dem Toleranzwert von 40 mg/l. Betrachtet man nur das Hauptgrundwasservorkommen des Urtenentals, so lieferten sogar 54,5 % der Wasserproben Nitratgehalte über dem Toleranzwert und nur 18 % hielten das Qualitätsziel von 25 mg/l ein. Die Quellen dieser hohen Nitratbelastung stellen, wie später gezeigt wird, vor allem der Stickstoffüberschuss im landwirtschaftlichen N-Saldo, die schwer steuerbare Mineralisation von organisch gebundenem Stickstoff aus dem N-Pool und Ernteresiduen sowie zu einem kleinen Teil atmosphärische N-Depositionen dar.

Für Sulfat gilt ein Qualitätsbereich für Trinkwasser zwischen 10 und 50 mg/l. Der Toleranzwert ist vor allem aus Rücksicht auf die Korrosionsanfälligkeit des Leitungsmaterial auf 200 mg/l festgelegt. Im gesamten Untersuchungsgebiet überschreitet nur ein einzelner Messwert mit 78 mg  $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$  das Qualitätsziel. Alle anderen Messwerte schwanken um den Gebietsmittelwert von 20 mg/l. Im Gegensatz zu den bisher besprochenen Parametern weisen die Resultate aus den bewaldeten Gebieten nicht signifikant tiefere Gehalte auf. Als Quellen für den Sulfateintrag ins Grundwasser können atmosphärische Depositionen, landwirtschaftliche Phosphatdünger, mikrobielle Reduktionsprozesse im Grundwasserleiter bzw. im Boden und in der Sickerstrecke sowie Sickerwasser aus Bauschutt auftreten.

Ausgehend von den in ADAM et al. (1987) aufgeführten Werten für atmosphärische Depositionen, die für Wald eine rund vier mal höhere Deposition von Sulfat verzeichnen als für Freilandflächen, den Sulfatwerten in den Waldquellen sowie der mengenmässigen Herkunft des Grundwassers lassen sich die verschiedenen ausgewaschenen Sulfatmengen abschätzen. Diese Hochrechnungen ergeben Auswaschungen (angegeben als  $\text{CaSO}_4$ ) von rund 50 kg/ha unter Wald und 90 kg/ha unter landwirtschaftlichen Nutzflächen, wobei hier rund 75 % aus den Phosphatdüngern und der Rest aus der atmosphärischen Deposition stammt.

Die Nebeninhaltsstoffe Nitrit, Ammonium, Eisen und Mangan treten im Untersuchungsgebiet in drei Bohrungen in unbedeutenden Mengen auf und überschreiten ihre Qualitätsziele nur vereinzelt leicht. Eine qualitative Beeinträchtigung der Grundwasserqualität durch diese Stoffe ist daher auszuschliessen.

### 3.6.4 Oberflächenwasserbeschaffenheit

Die Urtenen, der Moossee und die Seitenbäche der Urtenen werden durch oberflächlich abfliessendes Wasser, durch Quellen und durch Exfiltrationen der lokalen Grundwasservorkommen gespiesen. Im Unterlauf der Urtenen zwischen Fraubrunnen und Schalunen exfiltriert zudem der Grossteil des Grundwassers aus dem Urtenental. Diese Vorgänge bestimmen neben den Direkteinleitungen der ARA Holzmühle die Beschaffenheit des Urtenenwassers.

Die periodisch durchgeführten Analysen zeigen, dass die Belastung der Urtenen oberhalb der ARA Holzmühle ausser mit Nitrat seit 1972 nicht signifikant zugenommen hat.

Die Nitratkonzentrationen an der gleichen Messstelle stiegen in dieser Zeitperiode von  $18.0 \pm 2.0$  mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  auf  $27.2 \pm 2.2$  mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  an. Das gleiche Bild zeigt sich auch am Unterlauf der Urtenen. Lag der Nitratgehalt anfangs der 70er-Jahre noch bei  $29 \pm 3.7$  mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  so stieg er bis 1992 auf  $40 \pm 2.5$  mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  an. Die Ammoniumgehalte stiegen in der gleichen Zeit von  $0.6 \pm 0.45$  mg  $\text{NH}_4^+/\text{l}$  auf  $3.6 \pm 1.65$  mg  $\text{NH}_4^+/\text{l}$  an. Die grosse Zunahme von Nitrat und Ammonium im Unterlauf der Urtenen ist einerseits auf die Einleitungen der besonders ammoniumreichen Klärwasser der ARA Holzmühle und andererseits auf die grossen Mengen exfiltrierten nitratreichen Wassers zurückzuführen.

Tabelle 10 Mittlere Analyseresultate am Oberlauf der Urtenen 1972 -1992

Parameter	Messwert
Kalzium mg/l	100 ± 3.00
Magnesium mg/l	13 ± 1.50
Chlorid mg/l	17.8 ± 2.40
Sulfat mg/l	23.0 ± 3.00
Nitrit mg/l	0.25 ± 0.14
Ammonium mg/l	0.34 ± 0.35
Kalium mg/l	9.2 ± 0.90
Natrium mg/l	3.7 ± 0.24

## 4 „Stickstoff“-Theorie - Grundlagen

### 4.1 Verbreitung und Umsätze von Stickstoff in der Natur

Wie Tabelle 11 zeigt, ist Stickstoff ein wichtiger Bestandteil der Litho-, Atmo-, Hydro- und Biosphäre. Das grösste, jedoch nahezu inerte Reservoir bilden die kristallinen Gesteine der Erdkruste und des Erdmantels. In der Atmosphäre, den Sedimenten sind lediglich etwa 3 Prozent der Gesamtmenge enthalten. Noch kleinere Stickstoffmengen treten in der Hydrosphäre, den Böden und der Biosphäre auf.

Tabelle 11 Verteilung des Stickstoffs in den vier Sphären nach (BURNS AND HARDY 1975) und (SÖDERLUND UND SVENSSON 1976)

Sphäre	N-Gehalt in $10^{16}$ kg
Lithosphäre	
Kruste und Mantel	16'300
Sedimente	55
Böden	0.024
Atmosphäre	386
Hydrosphäre	2.30
Biosphäre	0.065

Die an den globalen Umsätzen beteiligten Stickstoffmengen sind, verglichen mit den Vorräten der Litho- und auch der Atmosphäre, gering. GREENWOOD und EARNSHAW (1988) geben für die globale Denitrifikation (terrestrische und aquatische Systeme) rund  $2.9 \cdot 10^{11}$  kg N/y, für die industrielle Fixierung  $0.36 \cdot 10^{11}$  kg N/y und für die atmosphärische Fixierung  $0.3 \cdot 10^{11}$  kg N/y an. Insgesamt sind die aus der Atmosphäre importierten Mengen wie auch die Verluste bei den terrestrischen Ökosystemen etwa doppelt so hoch wie bei den aquatischen.

Die wichtigsten Stickstoff-Formen des globalen N-Zyklus, ihre Entstehung und ihr Vorkommen zeigt Tabelle 12 (geordnet nach der Oxidationsstufe).

#### 4.1.1 Stickstoff-Umwelt-Problematik

Mit den Verbrennungsprozessen und der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung greifen wir willentlich oder unwillentlich in den natürlichen globalen Stickstoffkreislauf ein und verändern die N-Flüsse zwischen der Pedo-, Hydro- und Atmosphäre. Verbrennungsprozesse wie Verkehr, Herstellungsverfahren und Wärmeerzeugung emittieren Stickoxide (NO<sub>x</sub>), die in die Atmosphäre verfrachtet werden. Die landwirtschaftliche Nutzung bewirkt Emissionen von Ammoniak (NH<sub>3</sub>) und Lachgas (N<sub>2</sub>O) in die Luft sowie Nitrat (NO<sub>3</sub>) in die Gewässer. Massgebend an den Emissionen der Landwirtschaft sind die Art der Bodennutzung und -bearbeitung, die Viehhaltung, der Umgang mit Hofdüngern sowie die Herstellung und Verwendung von mineralischen Stickstoffdüngern. Mit dem Abwasser gelangen zudem noch weitere grosse Mengen an Ammonium, Nitrat und Nitrit aus den Haushalten und der industriellen Produktion in die Oberflächengewässer (vgl. BUWAL 1990).

Tabelle 12 Wichtigste Stickstoff-Formen in Luft, Boden und Gewässern, nach EAWAG(1990) und FAC (1988)

Name	Formel	Entstehung	Vorkommen
Nitrat/Salpetersäure	$\text{NO}_3^-/\text{HNO}_3$	Oxidationsprodukt aus Stickoxiden, organischen N-Verbindungen und Ammonium/Ammoniak	Luft, Boden, Gewässer
Stickstoffdioxid	$\text{NO}_2$	Verbrennungsprozesse, Oxidation aus Stickstoffmonoxid,	Luft
Nitrit/salpetrige Säure	$\text{NO}_2^-/\text{HNO}_2$	Oxidationsprodukt aus Stickoxiden, Zwischenprodukt beim Abbau organischer N-Formen	Luft, Boden, Gewässer
Stickstoffmonoxid	$\text{NO}$	Hauptemissionsprodukt bei Verbrennungsvorgängen	Luft
Distickstoffoxid	$\text{N}_2\text{O}$	Denitrifikationsprodukt	Luft
Organischer Stickstoff	$\text{R-NH}_2$	Eiweissbildung	Biomasse (Boden, Gewässer)
PAN (Peroxyacetyl-nitrate)	$\text{R-CO-O-NO}_2$	Reaktion von $\text{NO}_2$ und VOC (flüchtige Kohlenwasserstoffe)	Luft
Stickstoff	$\text{N}_2$	Denitrifikationsprodukt	Luft
Ammonium/Ammoniak	$\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$	Endprodukt Haber-Bosch-Verfahren, Landwirtschaft	Luft, Boden, Gewässer

Die natürlichen Umsätze der oben aufgeführten Stickstoffverbindungen werden erhöht und es kommt zu

- Nitratanreicherungen im Grundwasser und in Nutzpflanzen, welche die Qualität der Lebensmittel und die menschliche Gesundheit gefährden
- Belastungen der Oberflächengewässer durch Ammonium (Abschwemmung, Drainagen), welches umgewandelt in Ammoniak und Nitrit als Fischgift wirkt. Zudem führt die Oxidation von Ammonium und anderen reduzierten Stickstoffverbindungen zu Sauerstoffzehrungen in den Gewässern und damit zur Beeinträchtigung oder Zerstörung bestehender Ökosysteme
- Überdüngung der Gewässer, das Verschieben der N:P-Verhältnisse führt zu Veränderungen der Biomasseproduktion mit z.T. gravierenden Auswirkungen auf das ökologische Gleichgewicht der Gewässer
- Ozonbildung in erdnahen Luftschichten durch Stickoxide und Ammoniak, wobei Ozon Menschen und Pflanzen schädigt

- Stickoxide und Ammoniak tragen zusammen zur Überdüngung von empfindlichen Ökosystemen wie Wäldern, Magerwiesen, Mooren usw. bei und zerstören dadurch die sowieso schon beeinträchtigte Vielfalt in der Natur noch mehr
- Durch Nitrifikation zu Nitrat unterstützen Stickoxide und Ammoniak wie auch die Bildung von Salpetersäure ( $\text{HNO}_3$ ) in der Luft die Bodenversauerung und erhöhen damit u.a. die Auswaschung von Nährstoffen und Schwermetallen aus dem Boden
- In Böden und Seen gebildetes Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) trägt zum Treibhauseffekt und Ozonabbau in der Stratosphäre bei
- Die Anreicherung verschiedenster Stickstoffverbindungen in der Luft führt zu einer verstärkten Deposition und leistet einen nicht unwesentlichen Beitrag zur Überdüngung und Lachgasproduktion der Böden

#### 4.1.2 Der Stickstoffkreislauf im Boden

Der Stickstoffkreislauf der Böden ist ein integraler Teil des globalen Stickstoffkreislaufes. Die Quelle des Bodenstickstoffs bildet die Atmosphäre. Diese besteht zu 78.1% aus molekularem Stickstoff, der seine Quelle im Ammoniak der Uratmosphäre findet.

Neben Kohlenstoff, Wasser und Sauerstoff ist Stickstoff das wichtigste Element des Lebens. Der Stickstoff (N) nimmt unter den Pflanzennährstoffen sowohl als Bestandteil der Proteine, der Aminosäuren, des Chlorophylls usw., aber auch aus pflanzenphysiologischer Sicht - bei den meisten Pflanzen ist der Bedarf an Stickstoff bedeutend höher als an anderen Nährstoffen - eine dominierende Stellung ein. Die Pflanzen können ihren Stickstoffbedarf jedoch nicht aus der Luft decken, sondern müssen ihn aus der Bodenlösung in Form von Nitrat oder Ammonium aufnehmen. Auf die Dynamik der Stickstoffumsetzungen im Boden und die wichtigsten Regelgrößen wird im folgenden kurz eingegangen.

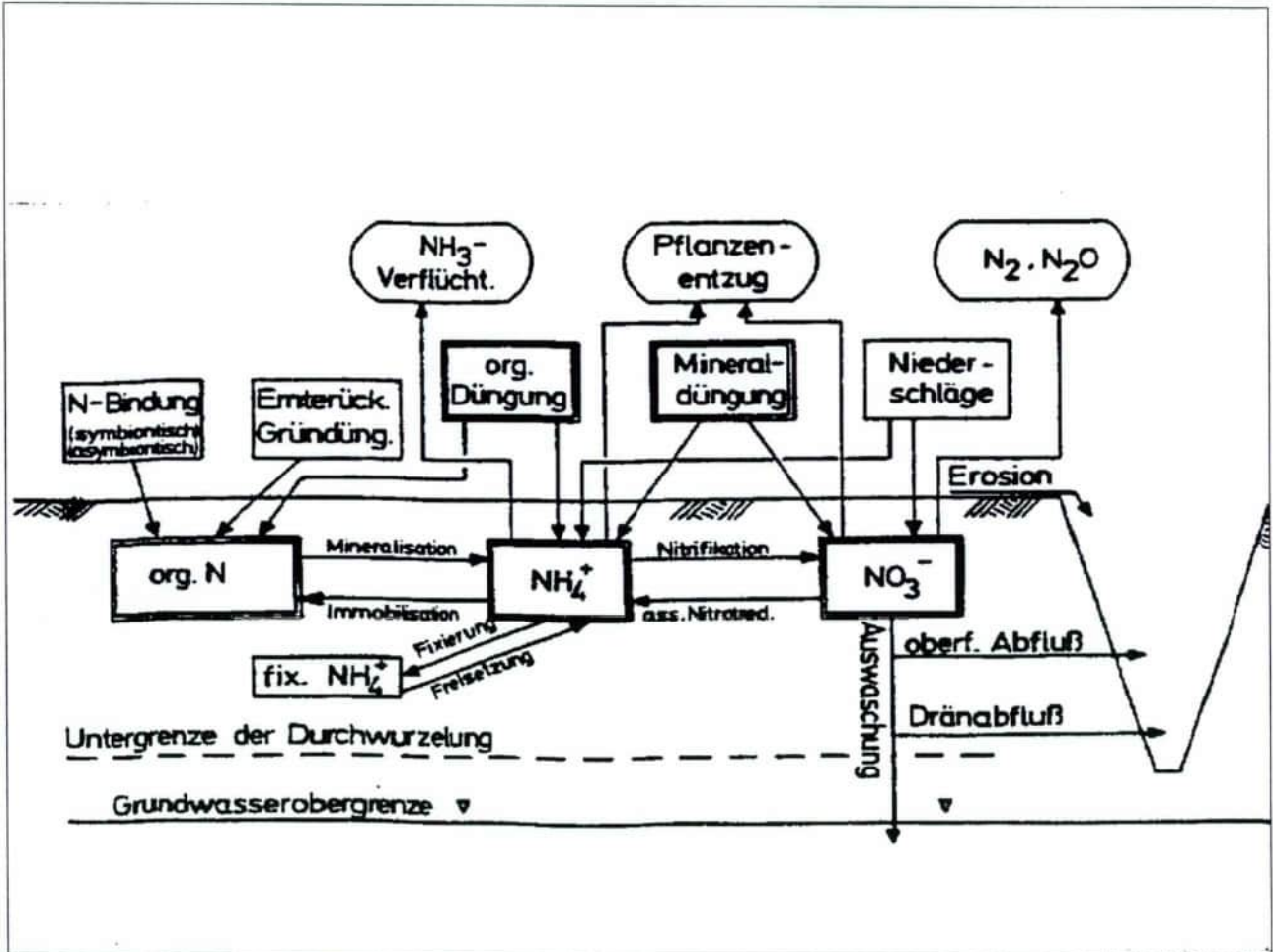
Der überwiegende Teil des im Boden vorhandenen Stickstoffs ist in Aminosäuren, Amiden, Aminozuckern und in schwer hydrolysierbaren Verbindungen gebunden. Dieser N-Pool des Bodens gliedert sich in einen aktiven und passiven Pool. Der aktive Pool ermöglicht eine intensive Umsetzung des organisch gebundenen Stickstoffs in anorganische Stickstoffverbindungen. Der ca. 10 - 15 % des gesamten Stickstoffs umfassende aktive Pool (JANSSON 1958) lässt sich nach RICHTER ET AL. (1982) in zwei unterschiedlich verfügbare Fraktionen aufgliedern: Die erste Fraktion besteht aus relativ langsam abbaubaren organischen, bodeneigenen Substanzen und liegt in den Böden des Untersuchungsgebietes in der Höhe von 600 und 1500 kg N/ha\*30cm Ackerkrume. Die zweite, leicht abbaubare Fraktion besteht aus leicht abbaubaren Pflanzenresten (Ernteresiduen) und Abbauprodukten der Mikroben. Sie liegt im Untersuchungsgebiet in der Größenordnung von 30 bis 100 kg N/ha\*30 cm Ackerkrume.

Der Stickstoff in den Böden unterliegt einer Vielzahl physikochemischer und mikrobiologischer Umbauprozesse in deren Mittelpunkt Ammonium und Nitrat stehen. Ausgangs- und Endprodukt aller Umsetzungen ist der organisch gebundene Stickstoff in den Böden. Stickstoffverluste in den Böden entstehen durch die Stickstoffaufnahme durch Pflanzen, Erosion, Auswaschung, Denitrifikation und Ammoniakverflüchtigung. Diese Verluste werden ersetzt durch anorganische und organische Düngung, Mineralisierung aus dem aktiven N-Pool und aus Ernterückständen, Eintrag aus der Atmosphäre (nasse und trockene Deposition) sowie symbiotische und asymbiotische  $\text{N}_2$ -Fixierung (PAUL&CLARK, 1989).

Die wichtigen im Boden ablaufenden biochemischen Prozesse sind die Mineralisation, Immobilisation, Nitrifikation und Denitrifikation.

Hinzu kommen noch physikochemische Reaktionen wie Sorption und Desorption von Ammoniumkationen, der Transport von gelösten Stoffen durch die Bodenlösung und die Deposition aus der Atmosphäre. Im folgenden seien die wichtigsten Prozesse kurz erläutert.

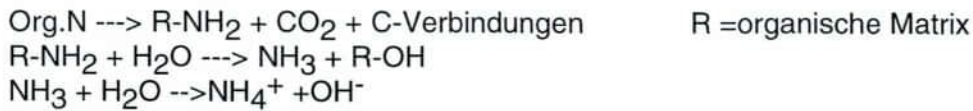
Figur 12 Stickstoffkreislauf im Boden, aus (SCHEFFER & WALTHER 1988)



#### 4.1.2.1 Mineralisation

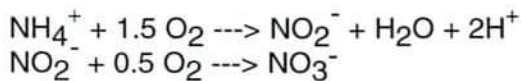
Die **Mineralisation** stellt den wichtigsten Prozess der natürlichen Bildung von pflanzenverfügbaren N-Verbindungen dar. Unter optimalen Mineralisierungsbedingungen können pro Jahr 1 bis 3 % des gesamten N-Pools resp. 25 bis 60 % des aktiven N-Pools mineralisiert werden.

Der erste Schritt der Mineralisation ist die **Ammonifikation**. Sie erfolgt durch die proteolytische Spaltung der Makromoleküle (z.B. Proteine) mit anschließender Desaminierung, wobei die Aminogruppen ( $\text{NH}_2$ ) der aus dem Humus gelösten Verbindungen abgespalten und in Ammoniak überführt werden.



Die dabei beteiligten Mikroorganismen sind unempfindlich gegenüber niedrigen pH-Werten und benötigen keinen Sauerstoff. Günstige Bedingungen für diese Reaktionen sind ein mittlerer Bodenwassergehalt und erhöhte Temperaturen (>10°C).

Unter aeroben Bedingungen wird Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) über Nitrit (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) zu Nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) oxidiert. Dieser Vorgang wird als **Nitrifikation** bezeichnet und verläuft in zwei Stufen. Er basiert vorwiegend auf der Tätigkeit chemolithotropher, aerober Nitrifikanten, die aus der Ammonium- und Nitritoxidation Energie für die autotrophe CO<sub>2</sub>-Fixierung gewinnen.



Die erste Reaktion wird durch die Bakterien der Gattung *Nitrosomonas* vollzogen. Als Zwischenprodukt kann dabei Nitroxyl (NOH) entstehen, welches auf chemischem Weg zu Lachgas (N<sub>2</sub>O) umgewandelt wird und in die Atmosphäre entweicht. Die zweite, viel schneller ablaufende Reaktion erfolgt durch Bakterien der Gattung *Nitrobacter* und führt dazu, dass im Boden Nitrit meist nur in Spuren vorhanden ist.

Optimale Bedingungen für die Nitrifikation sind die Anwesenheit von Sauerstoff, neutraler bis leicht saurer Bodenchemismus (pH-Werte zwischen 6 bis 8), mittlere Wassergehalte (50 bis 80% Feldkapazität) sowie Temperaturen zwischen 15 und 30 °C. In diesem Bereich übertrifft das Nitrifikationspotential der Böden dasjenige der Ammonifikation um ein Vielfaches. Fallen die Bodentemperaturen unter 10°C, so wird dagegen die Ammonifikation stärker gefördert (STADELMANN ET AL. 1983, STANFORD ET AL. 1972). Für den Oxidationsprozess wird Sauerstoff und Wasser benötigt, daher nimmt die Mineralisation bei gut durchlüfteten Böden mit steigendem Wassergehalt zu. Auch wiederholtes Austrocknen und Wiederbefeuchten des Bodens fördern die Mineralisation, da dadurch die Ton-Humus-Krümel zerfallen und Huminstoff desorbiert werden (ROHMANN & SONTHEIMER 1985).

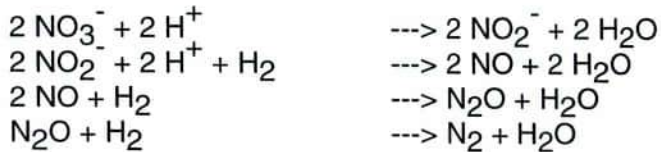
#### 4.1.2.2 Immobilisation

Durch die mikrobielle **Immobilisation** wird Mineralstickstoff wieder in organische Masse eingebaut. Die entstehenden Huminsäuren werden dabei durch eine Komplexbildung zwischen Ton und Humus stabilisiert. Dieser Prozess entspricht der umgekehrten Reaktion der Mineralisation und verläuft, insbesondere bei der Zufuhr stickstoffarmer Substanzen wie z.B. Stroh oder Kartoffelkraut (C/N-Verhältnis >25-30), parallel zu der Ammonifikation und Nitrifikation. Neben der kurzfristigen biotischen N-Festlegung durch Bakterien und Pilze, tritt auch die abiotische N-Einbindung in stabile Huminstoffmoleküle auf. Die wichtigsten Einflussfaktoren sind die Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff, anaerobe Bedingungen und erhöhte Temperaturen. Niedrige Temperaturen, Trockenheit oder Nässe sowie saure pH-Werte verlangsamen die Reaktion.

Die Stabilisierung der Huminstoffe erfolgt über eine Ton-Humus-Komplexbildung, wobei die Huminstoffe an freie Tonminerale bis zur Absättigung gebunden werden.

### 4.1.2.3 Denitrifikation

Die mikrobiologische Reduktion von Nitrat in Nitrit und weiter in gasförmigen Stickstoff ( $N_2$ ), welcher gewöhnlich in die Atmosphäre entweicht, wird als **Denitrifikation** bezeichnet. Über mehrere Stufen wird Nitrat durch Mikroorganismen in die gasförmigen Verbindung  $N_2$  und untergeordnet auch in Stickoxide ( $N_2O$ ,  $NO_2$  und  $NO$ ) abgebaut:



Dieser Prozess findet vor allem in der Bodenzone statt und wird durch das Vorhandensein leicht abbaubarer organischer Substanzen, von Nitrat in der Bodenlösung, einem Mangel an Sauerstoff in der Bodenluft und Bodenlösung (bzw. einem geringen Gasaustausch zwischen Boden und Atmosphäre), einer hohen Bodenfeuchte und hohen Bodentemperaturen beeinflusst. Nach neueren Untersuchungen ist in der ungesättigten Zone nicht mit einer nennenswerten Denitrifikation durch heterotrophe Bakterien zu rechnen (SCHULTE-KELLINGHAUS, 1988).

### 4.1.2.4 Stickstoffaufnahme durch Pflanzen

Die **Stickstoffaufnahme** durch Pflanzen geschieht hauptsächlich in Form von Nitrat, da Ammonium, welches eigentlich wesentlich einfacher in Aminosäuren eingebaut werden könnte, durch seine Fixierung an Tonmineralien zu wenig mobil ist. Nitrat hingegen kann durch Diffusion oder Massenfluss durch aufgenommenes Wasser in die Pflanze gelangen. Der erste und den Umsatz limitierende Schritt bei der Nitratverwertung in den Pflanzen ist dessen Reduktion zu Nitrit. Dieser Prozess, katalysiert durch das Protein Nitratreduktase, ist eng verbunden mit der Photosynthese. Als Energielieferant für die Reduktion von Nitrat zu Nitrit dient das bei der Photosynthese reduzierte NADPH (Nikotinamid-Adenosin-Dinukleotid-Phosphat). Der Schritt der Reduktion von Nitrit zu Ammonium verläuft in den Blättern und ist ebenfalls katalytisch gesteuert, wobei Ferredoxin als Elektronendonator gilt. Die Aktivität des Enzyms Nitratreduktase wird, da diese Reaktion die Rate der Synthese der Aminosäuren bestimmt, als guter Indikator für das Pflanzenwachstum betrachtet. Die Menge des Enzyms variiert während des Tages wie auch während der Vegetationszeit und wird ebenfalls durch Hitze oder Trockenheit beeinflusst. Die von Pflanzen aufgenommene Stickstoffmenge variiert von Art zu Art und ist ebenfalls von den Umweltbedingungen wie Klima sowie den Bodenstickstoffgehalten und Art der Düngung abhängig. Auch existieren beträchtliche Unterschiede in der Stickstoffaufnahme einzelner Pflanzenteile wie z.B. Körner, Blätter, Wurzeln. Im allgemeinen wird mehr Stickstoff in den Körnern, Früchten etc. aufgenommen als im Stroh, den Blättern und den Wurzeln.

### 4.1.2.5 Stickstoffauswaschung

Die **Stickstoffauswaschung**, ob reversibel oder irreversibel, steht in engem Zusammenhang mit der Durchlässigkeit und Wasserkapazität des Bodens, der Niederschlagsverteilung, den Wasserbewegungen im Boden sowie der Menge und dem Zeitpunkt von Düngergaben und der Mineralisation von bodenbürtigem Stickstoff. Für unsere Klimaverhältnisse werden allgemein folgende Einflussgrößen für eine erhöhte Nitrat auswaschung angenommen:

- Art und Dauer des Bewuchses
- Bodenart und Durchlässigkeit
- Humusgehalt
- N-Dynamik des Bodens
- aktuelle N-Düngung (Höhe, Zeitpunkt und Düngersorte)
- Bodenbearbeitung

Der Einfluss des Bewuchses bzw. der Bodenart auf die Nitratauswaschung wird allgemein wie folgt gewichtet:

Kulturen : Brache > Reben > Kartoffeln > Mais > Getreide > Grünland > Wald  
Lithologie: Kies > Sand > Lehm > Ton

Die Gefahr einer Nitratauswaschung besteht vor allem zwischen den Vegetationsperioden, weil in diesem Zeitraum die mineralisierten N-Verbindungen durch die Pflanzen kaum ausgenutzt werden können und hohe Niederschläge zu einer Wassersättigung des Bodens und einer irreversiblen Verfrachtung der Nitrationen führen können. Unabhängig von der Vegetationszeit können Auswaschungsverluste auch auftreten, wenn Düngermengen ausgebracht werden, die weit über der pflanzenspezifischen Bedarf hinausgehen und gleichzeitig durch starke Niederschläge eine Verlagerung stattfinden kann.

#### 4.1.2.6 N-Deposition aus der Atmosphäre

Stickoxide und Ammoniak unterliegen in der unteren Atmosphäre vielfältigen Reaktionen. Dabei sind auch andere Substanzen (z.B. Nitrat, Ozon, Salpetersäure und sekundäre Schadstoffe) beteiligt. Alle in die Atmosphäre emittierten Schadstoffe gelangen früher oder später wiederum auf die Erdoberfläche zurück. Dies geschieht in gasförmiger, trockener (mit Staubpartikel) oder nasser (Niederschläge) Form. Folgende Faktoren beeinflussen die Depositionsgeschwindigkeit massgeblich (ECE 1990):

- Stoffkonzentration in der Luft (ist abhängig von Quellennähe, Witterung und Höhenlage)
- Oberflächenbeschaffenheit (Bewuchsart, Boden, Vegetationszeitpunkt)
- Witterung (Niederschlagsart und -menge, Windrichtung und -geschwindigkeit etc.)

Je nach der chemischen Form des Stoffes und dem Zusammenwirken der oben aufgeführten Faktoren kann die Depositionsgeschwindigkeit für Stickstoff bis um das zwanzigfache variieren (BUWAL 1990).

#### 4.1.3 Stickstoffumsätze landwirtschaftlicher Betriebe

Der N-Umsatz von landwirtschaftlichen Betrieben ist von der Betriebsart und der Betriebsgrösse abhängig. Gemäss der gebräuchlichen Betrachtungsweise lässt er sich in eine Betriebs-, Stall- und Flächenbilanz unterteilen. Die **Betriebsbilanz** setzt sich, wie Tabelle 13 zeigt, hauptsächlich zusammen aus Stickstoffimporten und -exporten des Betriebes (sog. Hoftorbilanz).

Tabelle 13 Hoftorbilanz von landwirtschaftlichen Betrieben

N-Import	N-Export
Kauf von: Mineraldünger Saatgut Futtermittel Vieh	Pflanzliche Produkte Tierische Produkte Verkauf von Vieh
Summe Zukauf	Summe Verkauf
<b>N-Saldo = Summe Zukauf - Summe Verkauf</b>	

Die **Stallbilanz** liefert Aufschluss über die N-Effizienz im Viehhaltungsbereich. Der Stickstoffüberschuss fällt als tierische Exkrememente an und wird bei der Bilanzbetrachtung nach Abzug der gasförmigen Lager- und Ausbringungsverluste als Hofdünger auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen verteilt oder in andere Betriebe exportiert. Die Stallbilanz umfasst die Importglieder Futtermittel (interne und externe), Stroh und Blätter sowie den Zukauf von Vieh und die Exportglieder tierische Produkte und Verkauf von Vieh. V.a. die gasförmigen Lager- und Ausbringungsverluste stellen einen schwer quantifizierbaren Bestandteil der N-Bilanzen dar und werden höchstwahrscheinlich oft überbewertet.

Die **Flächenbilanz** oder Nährstoffbilanz eines Schrages auf Betriebsebene berücksichtigt alle relevanten und quantifizierbaren Grössen der Nährstoffzufuhr und der Nährstoffabfuhr, die aus den Betriebsakten hervorgehen. Die Nährstoffzufuhr umfasst die Bilanzglieder Mineraldünger, Hofdünger und Saatgut, die Nährstoffwegfuhr nur die Abfuhr mit dem Erntegut. Als Bezugsebene kann die Fläche des gesamten Betriebs, die gesamte Anbaufläche einer Kultur oder ein Schlag gewählt werden.

Diese Betrachtungsweise erfasst die Ursachen überhöhter N-Salden unter **ökonomischen** und **pflanzenbaulichen** Gesichtspunkten, lässt jedoch wichtige weitere Stickstoffzu- und -wegflüsse wie Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre (Deposition und Fixierung), Mineralisation aus dem Boden-N-Pool und Ernteresiduen, gasförmige Stickstoffverlust sowie Auswaschungs-, und Erosionsverluste unberücksichtigt und ermöglicht deshalb, wenn überhaupt, nur die Bestimmung eines kulturartspezifischen Belastungspotentials, jedoch nicht die Berechnung von N-Verlusten in andere Umweltmedien. Diese Bilanzen sind somit alleine nicht für die Ableitung von Massnahmen zur Reduktion von Stickstoffbelastungen der Gewässer etc. geeignet, sondern lediglich als Eingangs- und Kontrolldaten für die Simulation des Stickstoffhaushaltes (auf verschiedenen Ebenen) zu verwenden.

#### 4.1.4 Grössenordnungen des Stickstoffumsatzes landwirtschaftlicher Böden

Die Stickstoffeinträge in Form von mineralischen und organischen Düngern liegen im schweizerischen Mittel in der Grössenordnung von 200 kg N/(ha\*y) . Hinzu kommen Stickstoffdepositionen aus der Atmosphäre in Form von nassen und trockenen Depositionen von Nitrat und Ammonium sowie gasförmige Depositionen von Salpetersäure und Stickstoffdioxid. Nach BUWAL (1993) betragen sie im Mittel rund 25 kg N/(ha\*y). Ein weiterer Stickstoffeintrag in die Böden stellt die mikrobielle Stickstofffixierung dar. Während die nichtsympiontisch gebundenen

Mengen meist gering sind, können die symbiontisch fixierten Mengen ein beträchtliches Ausmass annehmen. Im Schweizerischen Mittel beträgt die Summe beider Fixierungen rund 25 kg N/(ha\*y) (BUWAL 1993). Schliesslich muss auch noch die Stickstoffzufuhr durch die eingearbeiteten Ernterückstände und Zwischenfrüchte berücksichtigt werden. Sie liegt in der Grössenordnung von 50 bis 60 kg N/(ha\*y) (BUWAL 1993). Total ergibt sich somit ein Input von rund 300 kg N/ha y.

Diesen Stickstoffeinträgen stehen eine Reihe von Stickstoffausträgen gegenüber. An erster Stelle steht hier der Stickstoffentzug durch die Pflanzen. Dieser wird in erster Linie durch die Kulturart bestimmt und liegt im Mittel in der Grössenordnung von etwa 150 kg N/(ha\*y). Die Ausbringung von Gülle, Harn- und Ammoniumdüngern ist z.T. mit erheblichen gasförmigen Ammoniakverlusten verbunden. Infolge eines ungünstigen Ausbringungszeitpunktes können die Verluste weit über 50% ausmachen (BUWAL 1993), so dass rund 90% aller NH<sub>4</sub>-Emissionen in der Schweiz der Landwirtschaft entstammen. Hochrechnungen des BUWAL ergeben dabei, bezogen auf die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche der Schweiz, eine mittlere Emission für 1990 von rund 45 kg N/(ha\*y). Auch im Zuge der mikrobiellen Denitrifikation treten gasförmige Stickstoffverluste auf. Gemäss NIEDERER et al. (1989) gehen in unseren Verhältnissen rund 20 bis 30 kg N/(ha\*y) relativ unabhängig von Bodentyp und Bodenart verloren. Die Stickstoffauswaschung, hauptsächlich in Form von Nitrat, bei sandigen Böden auch Ammonium und selten gelöster, organisch gebundener Stickstoff liegt bei 40 bis 60 kg N/(ha\*y). Total treten somit rund 280 kg N/ha\*y Wegflüsse auf, dies bei einer Speicherung resp. Immobilisierung von rund 30 kg N/ha\*y im Bodenprofil.

Der organisch in lebender und abgestorbener Biomasse (Mikroorganismen, Bodentiere, Pflanzenwurzeln) gebundene Stickstoff sowie derjenige der Huminstoffe zeigt je nach Fraktion unterschiedliche Zersetzbarkeit. Durch ihren Abbau entsteht ständig Ammonium und Nitrat. Immobilisierung durch N-Aufnahme durch Pflanzenwurzeln und Festlegung in mikrobieller Biomasse erfolgt ebenfalls ständig. Die Intensivierung der Landwirtschaft führte lange Zeit zu einer Anreicherung des organisch gebundenen Stickstoffs in den landwirtschaftlichen Nutzflächen, die mittlerweile über 10 Tonnen N/ha enthalten können. Die in den letzten Jahren erfolgten "Durchbrüche" von Nitrat im Grundwasser könnten auch zu einem Teil durch eine wiederum grösser gewordenen Mineralisation (Grünlandumbruch) erklärt werden, was dazu führt dass die Auswaschung verstärkt in Erscheinung tritt (HUWE&PLOEG 1992). Pro Jahr werden rund 1 bis 3%, resp. 10 bis 500 kg N/ha des aktiven N-Pools im Boden mobilisiert.

## **4.2 Grundlagen zur Beschreibung des Stickstofftransportes und -umsatzes im Boden**

Die Verlagerung von Stickstoff durch die Bodenlösung erfolgt durch Konvektion und Diffusion/Dispersion. Da auch die Stickstofftransformationen im Boden ausser von der Bodentemperatur massgebend vom Wassergehalt abhängig sind, muss die Beschreibung des Stickstoffumsatzes und der -auswaschung auf der Beschreibung der Wasserbewegung und des -haushaltes im Boden beruhen. Im folgenden werden deshalb die Möglichkeiten der Beschreibung der Wasserbewegung und des Stofftransportes durch nichtlineare, partielle Differentialgleichungen dargestellt und die Modellierbarkeit der Stickstoffumsatzprozesse erläutert.

#### 4.2.1 Wasserbewegung im ungesättigten Boden

Die Bodenlösung ist das wichtigste Reaktions- und Transportmedium; praktisch sämtliche Transport- und Speichereigenschaften des Bodens sind abhängig vom Wassergehalt (GISI 1990). Wasser bewegt sich im Boden in erster Linie als Flüssigkeit. Nach dem von RICHARDS (1931) für die ungesättigte Wasserbewegung erweiterten Gesetz von Darcy ist, mit der Voraussetzung, dass die Leitfähigkeit eine Funktion des Potentials darstellt, der **spezifische Wasserfluss**  $q$  proportional dem Gradienten des hydraulischen Potentials  $\Psi_h$ , welches sich aus Matrix- und Gravitationspotential ( $\Psi_m$  bzw.  $\Psi_z$ ) zusammensetzt.

$$q = -K(\psi_h) \frac{\partial \psi_h}{\partial z} \quad (1)$$

Für vertikale Fließbewegungen berechnet sich die Änderung des hydraulischen Potentials über die Tiefe  $z$  wie folgt:

$$\frac{\partial \psi_h}{\partial z} = \frac{\partial \psi_m}{\partial z - 1} \quad (2)$$

Und somit ergibt sich aus (1) und (2) folgende Darcy-Gleichung:

$$q = -K(\psi_m) \frac{\partial \psi_m}{\partial z - 1} \quad (3)$$

Das negative Vorzeichen sagt aus, dass der Fluss über die Distanz  $z$  vom höheren zum tieferen Potential gerichtet ist. Der Proportionalitätsfaktor  $K(\Psi_m)$  ist die **Wasserleitfähigkeit** des Bodens. Diese setzt sich zusammen aus der Permeabilität des Bodens  $k$  und der Fluidität  $f$  der Flüssigkeit, welche sich aus der Dichte und Viskosität der Bodenlösung sowie der Erdbeschleunigung ergibt:  $K = kf$ . Die **Wasserleitfähigkeit**  $K$  des Bodens wird durch Fließquerschnitt, Geometrie und Grenzflächeneigenschaften des Porenraums bestimmt. Sie ist stark vom Wassergehalt  $\Theta$  bzw. dem Matrixpotential  $\Psi_m$  abhängig und ändert sich deshalb im Verlauf instationärer Fließvorgänge stark.

Verknüpft man die für ein differentielles Raum-Zeit-Kompartiment des Bodens erstellte lokale Massenbilanzgleichung

$$\frac{\partial \Theta}{\partial t} = - \frac{\partial q}{\partial z} \quad (4)$$

mit dem Wassergehalt ( $\Theta$ ), dem spezifischer Wasserfluss  $q$ , der Zeit  $t$  und der Tiefe  $z$  mit der Darcy-Gleichung (3) erhält man die physikalische Beschreibung des Wassertransports in der ungesättigten Zone:

$$\frac{\partial \Theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( \mathcal{K}(\psi_m) \frac{\partial \psi_m}{\partial z} - 1 \right) \quad (5)$$

Um die Wasseraufnahme durch Pflanzen zu erfassen, ist die angegebene Wassertransportgleichung auf der rechten Seite durch einen Senkenterm zu erweitern.

Voraussetzung für eine Simulation der Wasserbewegung mittels Gleichung (5) ist die Kenntnis der Wasserspannungs- Wassergehalts-Beziehungen (pF-Kurve) sowie der Wasserspannungs-Wasserleitfähigkeitsbeziehung ( $\mathcal{K}(\Psi_m)$ -Funktion). Die Herleitung dieser Funktionen ist für praxisnahe Untersuchungen zu aufwendig, alternativ lassen sich sowohl die pF-Kurven wie auch die  $\mathcal{K}(\Psi_m)$ -Funktionen aus der Korngrößenverteilung und dem Gehalt an organischem Material bestimmen (z.B. HAVERKAMP & PARLANGE 1986).

#### 4.2.2 Stofftransport im ungesättigten Bereich

Die beiden primären Mechanismen des Stofftransportes im ungesättigten Bereich sind die **molekulare Diffusion** sowie die **Konvektion** des Stoffes mit dem Wasserfluss. Infolge der Viskosität der Flüssigkeit und deren Reibung an Porenwänden variiert die effektive Fließgeschwindigkeit in den Poren stark. Dieser Prozess führt zur Durchmischung von verschiedenen Flüssigkeitszonen und wird als **mechanische Dispersion** bezeichnet. Die makroskopisch feststellbare Durchmischung stellt den Summeneffekt der molekularen Diffusion und mechanischen Dispersion dar und wird als **hydrodynamische Dispersion** bezeichnet. Diese führt zu Flüssen, die sich von höheren zu niedrigeren Konzentrationen bewegen. Im allgemeinen gilt für die dispersiven Flüsse eine dem Fick'schen Gesetz analoge Fließgleichung:

$$J_d = -\Theta \cdot \mathcal{D} \frac{\partial c}{\partial z} \quad (6)$$

Der Proportionalitätsfaktor zwischen Flussdichte und Konzentrationsgradient setzt sich zusammen aus dem volumetrischen Wassergehalt  $\Theta$  und dem Dispersionskoeffizienten  $\mathcal{D}$ , welcher von der mittleren Fließgeschwindigkeit  $v$  (= Porenwassergeschwindigkeit =  $q/Q$ ) abhängt. Gemäss BEAR (1972) lässt sich dieser scheinbare Dispersionskoeffizient  $\mathcal{D}$  aufspalten in eine lineare Kombination mit einem geschwindigkeitsabhängigen und einem -unabhängigen Anteil:

$$\mathcal{D} = \theta \left( \frac{1}{\tau} \cdot \mathcal{D}_0 + v \cdot \mathcal{D}_v \right) \quad (7)$$

Darin ist  $(1/\tau)$  die sog. Kontinuität,  $\mathcal{D}_0$  der Diffusionskoeffizient,  $v$  die mittlere Porenwassergeschwindigkeit und  $\mathcal{D}_v$  der Dispersionsfaktor.

Der Transport gelöster, nicht-wechselwirkender Komponenten durch den Boden lässt sich als Massenfluss wie folgt ausdrücken (RICHTER 1986):

$$j = -\Theta \cdot D \frac{\partial c}{\partial z} + c \cdot q \quad (8)$$

Diese Formulierung stellt einen allgemeinen Transportansatz für alle Komponenten dar, die sowohl diffusiv/dispersiv und konvektiv transportiert werden (also auch Wärme und Gase). Der erste Term beschreibt die Diffusion bzw. bei vorhandenem Wasserfluss die Dispersion, der zweite die Konvektion. Setzt man diesen Fluss in die folgende differentielle Massenbilanzgleichung ein

$$\frac{\partial(\Theta c)}{\partial t} = -\frac{\partial j}{\partial z} \quad (9)$$

so erhält man die als Konvektions-Dispersions-Gleichung bekannte Transportgleichung

$$\frac{\partial(\Theta c)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( \Theta D \frac{\partial c}{\partial z} - c \cdot q \right) + S_{z,t} \quad (10)$$

Auf der rechten Seite der Gleichung kann noch ein Quellen- und Senkenterm  $S_{z,t}$  eingeführt werden. Dieser bezeichnet die Netto-Rate mit der die Konzentration  $c$  der betrachteten Stoffkomponente durch chemische Umwandlung oder durch Austausch mit anderen Phasen der Bodenlösung erhöht bzw. erniedrigt wird. Ein Beispiel für eine solche Reaktion ist z.B. die Denitrifikation von Nitrat in der Bodenlösung.

#### 4.2.3 Ansätze zur Beschreibung des Stickstoffumsatzes in Böden

Die Stickstoffumsetzungsreaktionen im Boden sind bis heute, mangels genügender Grundlagenuntersuchungen bzw. wegen der schwierigen Messbarkeit, z.T. nur sehr schlecht mathematisch zu beschreiben. Im folgenden wird deshalb ein kurzer Überblick über den derzeitigen Wissenstand bzw. die gebräuchlichsten Ansätze gegeben.

##### 4.2.3.1 Stickstoffmineralisation

Für die modellmässige Erfassung der **Stickstoffmineralisation** existieren verschiedene Ansätze:

- Simulation der Populationsdynamik der mikrobiellen Masse im Boden sowie die Beschreibung der Kohlenstoffdynamik (VAN VEEN & FRISSEL 1981)
- Nettomineralisation als Reaktion 0-ter Ordnung (ADDISCOTT 1983)
- Nettomineralisation als Reaktion 1-ter Ordnung (STANFORD & SMITH 1972)
- Nettomineralisation als temperaturabhängige Reaktion 1-ter Ordnung mit 2 resp. 3 organischen N-Fractionen (RICHTER ET AL. 1982)

Einige Ansätze berücksichtigen im weiteren noch die:

- Abhängigkeit der Mineralisation vom Wassergehalt (HUWE&PLOEG 1988, KERSEBAUM 1989)

- Abhängigkeit vom pH-Wert (MCLISAAC ET AL. 1985)

Die Simulation der **Ammonifikation** und der **Nitrifikation** erfolgt z.T.:

- Getrennt als nacheinander folgende Prozesse (MCLISAAC ET AL. 1985)
- Kombiniert als ein Prozess unter der Annahme, dass die Nitrifikation bedeutend schneller abläuft als die Ammonifikation (z.B. WAGNET & HUDSON 1987)

Die Bestimmung der temperaturabhängigen **Reaktionskoeffizienten** kann über die Berechnung des Bodenwärmehaushaltes erfolgen. Dafür wird meistens die Wärmediffusionsgleichung eingesetzt. Konvektion und die Abhängigkeit der volumetrischen Wärmekapazität und der thermischen Leitfähigkeit vom Wassergehalt werden von HUWE U & PLOEG (1992) eingesetzt.

#### 4.2.3.2 Denitrifikation und Ammoniakverflüchtigung

Die **Denitrifikation** und die **Ammoniakverflüchtigung** zeigen eine hohe zeitliche und räumliche Variabilität. Als wesentliche Einflussgrösse für die Denitrifikation stellen neben anaeroben Zonen im Boden die Bodentemperatur sowie leicht verfügbare C-Verbindungen (STANFORD ET AL. 1975) dar. Auch der Sättigungsgrad des Bodens mit Wasser beeinflusst die beiden Vorgänge stark. Zur Beschreibung der Prozesse werden v.a. Reaktionsgleichungen 1. Ordnung verwendet (HUDSON 1987; MCLISAAC ET AL. 1985). Einige Ansätze berücksichtigen auch die Konzentration an löslichen organischen Substanzen und die Bodentemperatur (MCLISAAC ET AL. 1985). Grosse Schwierigkeiten bietet die Kalibrierung, da die Endprodukte wie Lachgas schwer zu messen sind.

Die **Ammoniakverflüchtigung** tritt nach oberflächlicher Ausbringung von Gülle sowie nach Einsatz von Harnstoff- und Ammoniumdüngern auf. Die Höhe der Verluste hängt vor allem von der Bodentemperatur und der Eindringungstiefe des Düngers sowie vom pH-Wert des Bodens ab. Die Verluste liegen für Gülle bei rund 30 %, bei Harnstoffdüngern etwa bei 10 - 15 % (STADELMANN 1988). Bei der Modellierung werden die Verluste z.B. durch Abschläge bei der Düngermenge berücksichtigt (HUWE & PLOEG 1988).

#### 4.2.3.3 Symbiotische Stickstoffbindung

Die **symbiotische Stickstoffbindung** kann als zusätzliche organische N-Düngung berücksichtigt werden. Dabei besteht aber über die im Einzelfall tatsächlich fixierten Mengen meist grosse Unklarheit (HUWE & VAN DER PLOEG 1988). Eine Parameterisierung nach Kulturart, Wachstumsverlauf etc. ist zurzeit nicht möglich.

#### 4.2.3.4 Stickstoffaufnahme durch Pflanze

Die **Stickstoffaufnahme durch Pflanzen** kann als Funktion von Wurzelverteilungsdichte, Wurzelradius und Lösungskonzentration (NYE & TINKER 1977) oder als Anlieferung durch Massenfluss und Diffusion (Mclsaac et al. 1985; HUWE & PLOEG 1992; KERSEBAUM 1989) beschrieben werden. In allen Fällen erfordert die Simulation der N-Gesamtaufnahme eine umfangreiche Simulation des Pflanzenwachstums. Die hierfür verwendeten Modelle sind entweder kulturspezifisch (KERSEBAUM 1989) oder müssen an die jeweiligen Wuchsbedingungen angepasst werden (MCLISAAC ET AL. 1985; DUYNISVELD & STREBEL 1985; HUWE & PLOEG 1988).

### 4.3 Beschreibung des Stofftransportes im Grundwasser

Da entsprechend der Aufgabestellung auch der Transport von Nitrat im Grundwasser betrachtet werden soll, wird hier die dem Modell von TRÖSCH (1993) zugrundeliegende Transportgleichung hergeleitet und beschrieben.

Die Transportgleichung stellt eine Bilanzgleichung der Masse von Wasserinhaltsstoffen über ein beliebiges raumfestes Volumen dar. Sie ermöglicht die Beschreibung der Stoffausbreitung, die eine Überlagerung von konvektiver Bewegung mit der Strömung, Vermischung, Adsorption und Umsetzungsreaktionen darstellt. Die mathematische Beschreibung von Transportprozessen in porösen Medien wurde zum Beispiel von BEAR (1972) hergeleitet. Sie basiert auf der grundlegenden Idee der Kontinuumsannahme für poröse Medien.

Die Gleichungen der Physik, Advektion und molekulare Diffusion geben Aufschluss über die Prozesse auf der Ebene von Einzelporen. Betrachtet man einen gelösten, nicht reagierenden Stoff im Einzelporenraum, so lässt sich an jedem Punkt innerhalb der Pore der lokale Vektor des Massenflusses  $J_n$  durch eine Einheitsfläche als Summe der zwei grundlegenden Transportprozesse, der konvektiven Bewegung und der molekulare Diffusion beschreiben.

$$J_n = v_n \cdot c - D_d \cdot \frac{dc}{dn} \quad (11)$$

mit der Normalkomponente der Geschwindigkeit  $v_n$  senkrecht zur Einheitsfläche, Konzentration  $c$  des Stoffes und dem Diffusionskoeffizienten  $D_d$ . Damit lässt sich die Massenbilanz eines Stoffes im mikroskopischen Volumenelement beschreiben als

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\nabla[J_n] = -\nabla[-D_d \cdot \nabla c + v_n c] \quad (12)$$

Für grösserräumige Betrachtungen ist der Schritt von den lokalen, mikroskopischen Vorgängen in der Einzelpore zur makroskopischen Betrachtung in einem Volumenelement mit vielen Porenräumen notwendig. Die Herleitung der makroskopischen Transportgleichung aus der mikroskopischen Betrachtung erfolgt am einfachsten über die Volumenmittelungstechnik (Bear 1969 und 1972). Dabei werden in jedem Punkt im Raum die betrachteten Grössen Advektion und molekulare Dispersion auf der Basis von Mittelwerten über ein Umgebungsvolumen (repräsentatives Elementarvolumen = REV) definiert, wodurch sich auch das Konzept der Dispersion einfach einführen lässt. Die makroskopische Massenbilanz eines Stoffes sieht im Mittel über die flüssige Phase eines REV wie folgt aus

$$\frac{\partial(n \cdot \bar{c}_f)}{\partial t} = -\nabla(n \cdot \bar{J}_{df}) - \nabla(n \cdot \bar{v} \cdot \bar{c}_f) \quad (13)$$

Beim Mittelungsprozess werden die beteiligten Grössen in ihren Mittelwert über den effektiven Porenraum  $n$  (durchflusswirksame Porosität) und die lokalen Abweichungen zerlegt.

$$\overline{v \cdot c_f} = \overline{v_f} \cdot \overline{c_f} + \overline{\partial v_f \cdot \partial c_f} \quad (14)$$

$$\partial v_f \cdot \partial c_f = J_{disp} = -\underline{\underline{D}} \cdot \nabla \overline{c_f} \quad (15)$$

Der mittlere advective Fluss (14) wird zusammengesetzt aus dem advektiven Fluss aus Mittelwerten (erster Term rechts) und einem dispersiven Fluss  $J_{disp}$  (zweiter Term rechts), für welchen ein Ansatz analog dem Fick'schen Gesetz gilt. Der dispersive Fluss wird als mechanische Dispersion bezeichnet und ist anhängig vom mikroskopischen Geschwindigkeitsfeld.

Die Mittelung des Flusses der molekularen Diffusion führt zu

$$\overline{J_{df}} = -\underline{\underline{D_d^*}} \cdot \nabla \overline{c_f} \quad (16)$$

mit  $\underline{\underline{D}}^*$  dem Koeffizienten der molekularen Diffusion im porösen Medium.

Addiert man die molekulare Diffusion  $\underline{\underline{D}}^*$  und die mechanische Dispersion  $\underline{\underline{D}}$  so erhält man die hydrodynamische Dispersion  $\underline{\underline{D_h}}$ . Diese stellt im allgemeinen ein Tensor 2. Ordnung dar. Je nach Skalengrösse sind die Ursachen der Geschwindigkeitsfluktuation unterschiedlich. Auf der Ebene der Pore entsteht die Variabilität der Geschwindigkeit durch das Geschwindigkeitsprofil innerhalb der Pore. Bei mehreren Poren kommt die Variabilität der Porenräume und die Umlenkung durch die Matrix dazu (korngerüstbedingte Dispersion). Noch grössere Mittelungsvolumen führen zur Makrodispersion, die ihre Ursache in den Inhomogenitäten des Aquifers bezüglich der Durchlässigkeit findet. Erstreckt sich das Mittelungsvolumen über die gesamte vertikale Mächtigkeit des Grundwasserleiters, so ist die Variation der Durchlässigkeiten in der Vertikalen Hauptursache der Variabilität der Geschwindigkeit (KINZELBACH 1987).

Der Übergang vom inhomogenen porösen Medium zum äquivalenten kontinuierlichen Medium geschieht dadurch, dass in jedem Punkt  $x$  des Aquifers ein volumengemittelter Massenflussvektor in einem Mittelungsvolumen mit Zentrum  $x$  definiert wird. Die Stofftransportgleichung stellt eine Massenbilanz über eine beliebiges raumfestes Volumen dar, welches von einer Oberfläche  $S$  berenzt wird. Die Bilanz sagt dabei aus, dass der gesamte Massenfluss über die Oberfläche  $S$  der Speicherung und Entnahme von Stoffen im inneren des Volumen entsprechen muss. Durch Umwandlung des Oberflächenintegrals in ein Volumenintegral folgt daraus die makroskopische Bilanzgleichung (17) für die Änderung der Konzentration pro Zeiteinheit.

$$\frac{\partial (n \cdot c)}{\partial t} = -\nabla \cdot \left[ -n \cdot \underline{\underline{D_h}} \cdot \nabla c + c \cdot q \right] \quad (17)$$

mit  $q = v/n$ ,  $\underline{\underline{D_h}}$  der hydrodynamischen Dispersion,  $n$  der durchflusswirksamen Porosität und  $c$  der Konzentration.

Die Lösung der Transportgleichung benötigt drei Gruppen von Daten: Anfangsbedingungen, Randbedingungen und Zahlenwerte für die in der Gleichung vorkommenden Parameter. Die Anfangsbedingungen bestehen aus einer Konzentrationsverteilung zu Beginn der Simulation. Die Randbedingungen bestehen aus drei Typen. Die Randbedingung erster Art (Dirichlet-

Randbedingung) gibt eine feste Konzentration auf dem Rand vor. Näherungsweise können mit ihr Flüsse von nicht verschwindender, konstanter Konzentration beschrieben werden. Zusammen mit der Abstandsgeschwindigkeit auf dem betrachteten Rand ergibt sie einen Zu- oder Abfluss von Stoffen über diesen Rand, dabei wird jedoch der dispersive Stoffzufluss auf den Rand vernachlässigt. Die Randbedingung 2. Art (Neumann-Randbedingung) gibt einen vorgeschriebenen Massenfluss durch den Rand vor. Die dritte Art von Randbedingungen (Cauchy-Randbedingung) wird verwendet um einen festen Gesamtstoffzufluss bestehend aus advektivem und dispersivem Fluss über einen Rand vorzugeben (z.B. Kontakt mit einem gut durchmischten Wasserkörper).

Die Transportgleichung benötigt Eingabewerte für die Abstandsgeschwindigkeit  $v$ , effektive durchflusswirksame Porosität  $n$ , Dispersionstensor  $D$  sowie Angaben zu Quellen und Senken einschliesslich der Zugabe und Entnahme von Wasser und bei der Zugabe die Konzentration eines Stoffes im Wasser.

Die Hauptprobleme der Modellierung des Stofftransportes im Grundwasser liegen bei der Beschaffung und Abschätzung der oben aufgeführten Daten. Im Falle der regionalen Modellierung stellen die Berechnung des Strömungsfeldes und die Angaben zu Quellen und Senken den grössten Arbeitsaufwand dar.

## **5 Das entwickelte Stickstoffumsatzmodell zur Beschreibung des regionalen Nitratreintrages ins Grundwasser**

In welchem Ausmass und welcher Komplexität die in Kapitel 4.2 beschriebenen Einzelprozesse in Stickstoffsimulationsmodellen berücksichtigt werden, hängt stark von der Zielsetzung solcher Modelle ab. In der Literatur sind verschiedene, mehr oder weniger komplexe Stickstoffsimulationsmodelle beschrieben (KERSBAUM; 1989; HUWE & PLOEG 1988 und 1992; ROTH, 1989). Sie unterscheiden sich v.a. in den Ansätzen zur Beschreibung des Wasser- und Lösungstransportes, bzw. der (Nicht)Berücksichtigung des Wärme- und Gashaushaltes. Je nach Fragestellung gelangen unterschiedlich komplexe Beschreibungen der Stickstoffmineralisation und Stickstoffaufnahme durch Pflanzen zur Anwendung. Viele Modelle berücksichtigen im weiteren die Denitrifikation und die Ammoniakverflüchtigung nicht. Grosse Unterschiede treten in der Wahl der numerischen Lösungsansätze auf. Meistens werden für den Wasser- und Lösungstransport numerische Verfahren wie Finite-Differenzen (HUWE & PLOEG. 1988) und Finite-Elemente aber auch Random-Walk-Methoden eingesetzt (ROTH 1989).

Im folgenden wird das im Rahmen dieser Studie entwickelte regionale Stickstoffumsatzmodell zur Berechnung des regionalen Nitratreintrages ins Grundwasser beschrieben. Zur Bearbeitung der Fragestellung dieser Studie mussten Lösungen für vier verschiedene Problembereiche erarbeitet werden:

1. Bestimmung des Stickstoffhaushaltes und der Nitratauswaschung landwirtschaftlich genutzter Flächen auf der Basis möglichst einfacher Eingabedaten
2. Regionalisierung dieser Berechnungen zur räumlichen Bestimmung der N-Bilanzen und der Nitratauswaschung
3. Berechnung der instationären Nitratreinträge ins Grundwasser als Basis für die numerische Simulation des N-Transportes mittels eines Finite-Elemente-Modells.
4. Bestimmung der Anfang-, Rahmenbedingungen und Modellparameter der Modelle.

Im folgenden werden die Modelle beschrieben, ein Berechnungsbeispiel dargestellt und auf die Herleitung der Eingabewerte eingegangen. Am Schluss wird aufgezeigt, wie aus den Berechnungsergebnissen des Stickstoffumsatzmodells die räumliche Belastung des Grundwassers abgeleitet werden kann. Dieser Abschnitt bildet die Modellgrundlage für sämtliche durchgeführten Berechnungen in Kapitel 7.

### **5.1 Das punktuelle Stickstoffhaushaltsmodell für Landwirtschaftsflächen**

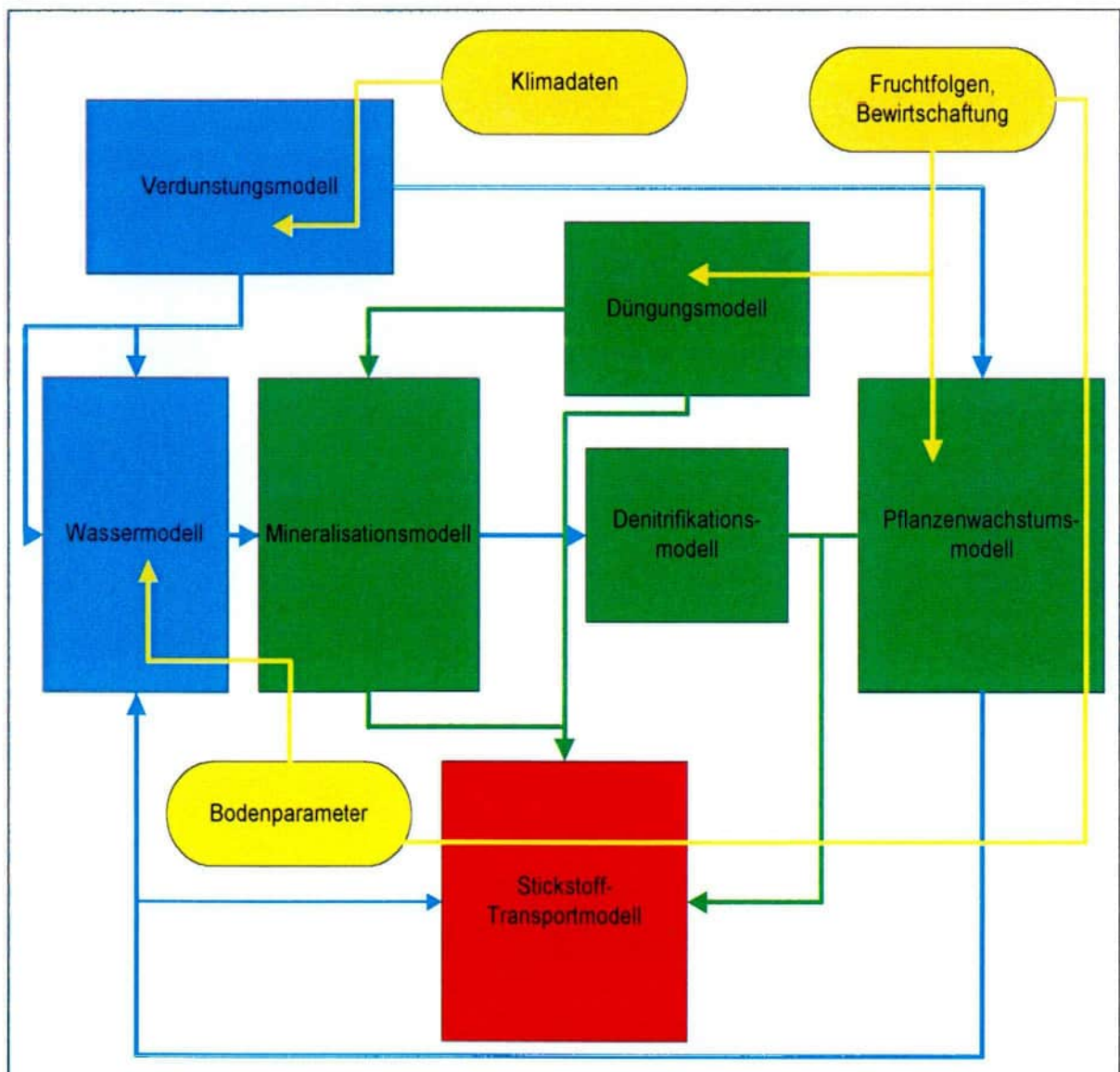
#### **5.1.1 Aufbau des Modells**

Das entwickelte Modell berechnet gleichzeitig den Wasser- und Lösungstransport sowie die wichtigsten Teile des Stickstoffhaushaltes landwirtschaftlich genutzter Böden in ebener bis leicht geneigter Lage in einer Dimension. Das Modell ist numerisch stabil und bilanzenerhaltend. Der Stickstoffhaushalt kann für mehrere Jahre unter Verwendung von gebräuchlichen Niederschlags- und Klimadaten der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt oder ähnlicher Daten fortlaufend berechnet werden. Es berücksichtigt im weiteren die Kulturabfolge (Vor-, Haupt-, Zwischen- und Nachkulturen), die Düngung, atmosphärische Deposition und in begrenztem Masse Einflüsse der Bodenbearbeitung.

Es besteht aus mehreren Teilmodellen zur Simulation der Transporte, der Vegetationsentwicklung, der N-Dynamik und des Wasserhaushaltes (Evapotranspiration), die zu einem Gesamtmodell zusammengefügt wurden.

Es ist sowohl schlagbezogen als auch regional bzw. räumlich GIS-gestützt (Geographische Informationssysteme) einsetzbar. Die Umsetzung erfolgte in Basic und TurboPascal. Im Moment wird eine erweiterte Version im Rahmen eines Projektes des BUWAL zukunftsorientiert in Powersim umgesetzt. Dies ist ein Tool zur Simulation von dynamischen Vorgängen, welches neben einem modularen Aufbau der Teilprozesse eine optimale Verknüpfung mit weiteren externen Programmen wie Excel, ArcView etc. über z.B. DDE ermöglicht.

Figur 13 Modularer Aufbau des entwickelten Stickstoffhaushaltsmodells

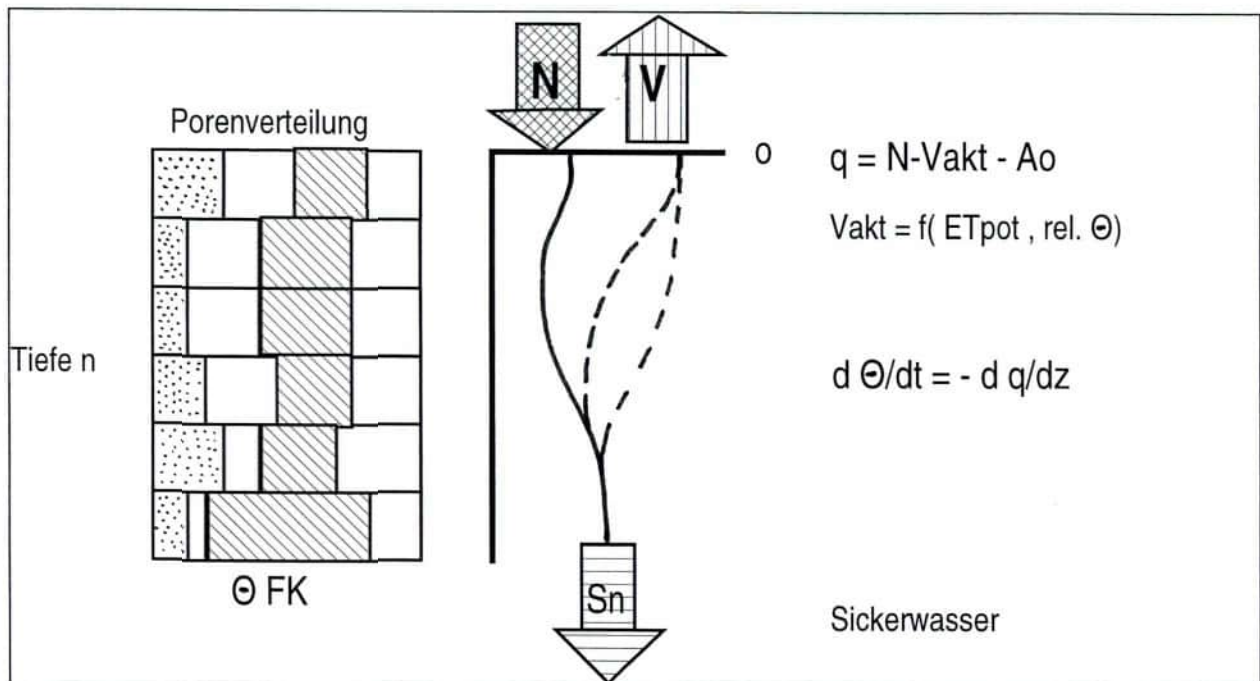


### 5.1.2 Verdunstungs- und Wasserteilmodell

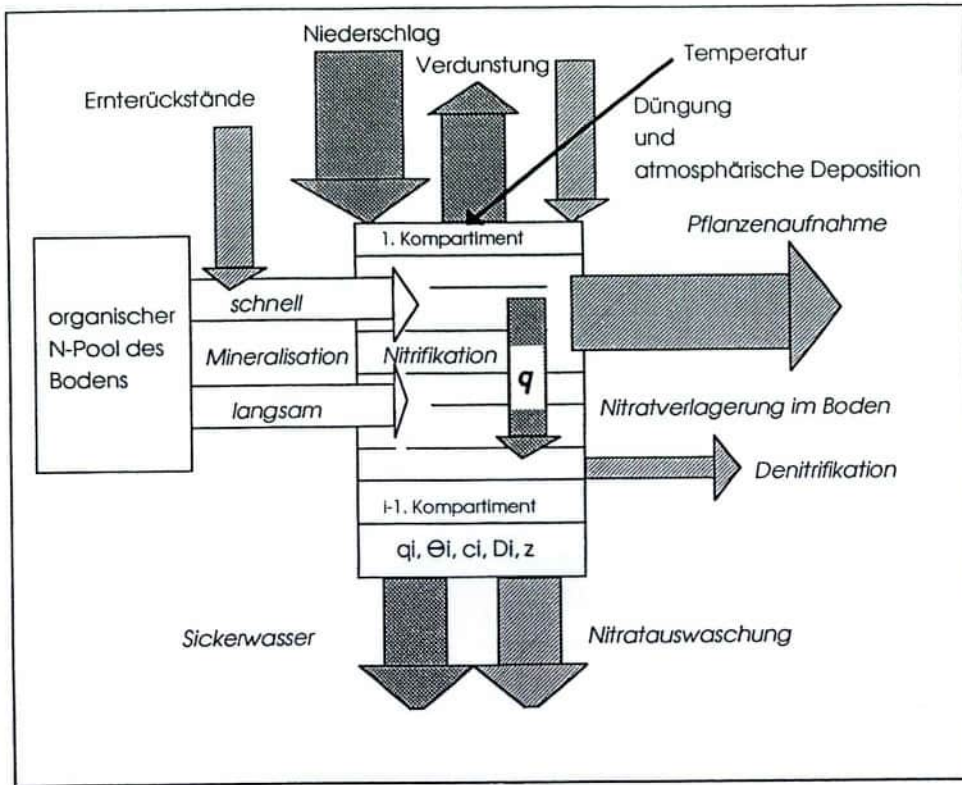
Für die Beschreibung des Wasserhaushaltes ist ein Plattenansatz entsprechend (BURNS 1974) gewählt worden. Dieses Verfahren bietet gegenüber der Modellierung des Darcy-Flusses nach dem Potentialkonzept den Vorteil erheblich kürzerer Rechenzeiten sowie einer einfacheren Parameterableitung. Nachteilig wirkt sich aus, dass v.a. Stauwasserphänomene mit dem verwendeten Modellansatz nicht beschrieben werden können. Dies führt bei entsprechenden Böden zu einer verfälschten Beschreibung des Wassertransport und letztendlich des Stofftransportes. Böden mit Neigung zu Stauwasser treten aber meistens nur untergeordnet auf, so dass die oben erwähnten Vorteile diese Nachteile mehr als aufwiegen.

Für die Berechnung des Wasserhaushaltes wird die betrachtete Bodenschicht in finite Differenzen bestehend aus z.B. 10 cm dicken Kompartimenten aufgeteilt (Figur14/15).

Figur 14 Kompartimenteinteilung des Bodens mit Randbedingungen für den Wassertransport



Figur 15 Aufbau des Wasser- und Transportmodells durch Finite-Differenzen



Die Berechnung der Wassergehalte  $\Theta_i$  in den einzelnen Kompartimenten zum Zeitpunkt  $(t + \Delta t)$  erfolgt nach dem Prinzip der Massenerhaltung (vgl. Gleichung 9). Die mathematische Formulierung dazu lautet:

$$\Theta_{i,t+\Delta t} = \Theta_{i,t} + (q_{i+1/2} - q_{i-1/2}) \Delta t / D_z \quad (18)$$

Der Wasserfluss  $q_{1/2}$  durch die Oberfläche in Form einer Infiltration oder Verdunstung ergibt sich aus Niederschlag  $N$  und aktueller Verdunstung  $V_{akt}$ :

$$q_{1/2} = N - V_{akt} \quad (19)$$

Die potentielle Verdunstung  $V_{pot}$  kann sowohl mit der halbempirischen Formel von PENMAN (1948) als auch der Formel von HAUDE (1955) (20) berechnet werden, wobei Klima- und Niederschlagsdaten der SMA bzw. des WEA verwendet werden können. Erstere wurde im Rahmen der NFP-Studie Nr. 2 (BLAU ET AL. 1983) ausgiebig im Untersuchungsgebiet getestet und den Gegebenheiten angepasst. Letztere zeichnet sich durch einen reduzierten Datenbedarf aus und bietet zudem die Möglichkeit, pflanzenspezifische Evapotranspirationen zu berechnen.

$$V_{pot} = x * P_{13} * (1 - F_{13}/100) \text{ [mm/d]} \quad (20)$$

$P_{13}$  = Sättigungsdampfdruck der Luft um 13h =  $4.58 * 10^{(7.45 * T)/(235+T)}$  [mbar]

$F_{13}$  = relative Luftfeuchtigkeit um 13h

T = Lufttemperatur um 13 h  
 X = Kulturspezifischer Monatskoeffizient

Die tatsächliche Evapotranspiration  $V_{akt}$  ergibt sich schliesslich unter der Berücksichtigung von Bodenfeuchte und Verwurzelungstiefe und wird nach RENGGER ET AL. (1974) kleiner als die potentielle sein, wenn die Wassergehalte unter 70% der Feldkapazität fallen.

$$V_{akt} = \begin{cases} V_{pot}, & \text{wenn } \Theta_{i,t} \geq 0.7 \cdot \Theta_{FK,i} \\ V_{pot} \cdot (0.188 + 2.0 (\Theta_{i,t} / \Theta_{FK,i}) - 1.2 (\Theta_{i,t} / \Theta_{FK,i})^2), & \text{wenn } \Theta_{i,t} < \Theta_{FK,i} \end{cases} \quad (21)$$

Zudem kann die aktuelle Verdunstung  $V_{akt}$  nicht grösser sein als die Summe aus Niederschlag und Bodenfeuchte im entsprechenden Zeitintervall. Eine detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise findet sich in BLAU et al. (1983).

$$V_{akt} \leq (N-R)\Delta t + \Theta(t) \quad (22)$$

Für den Wasserfluss  $q_{i+1/2}$  an der Untergrenze jedes Kompartimentes  $i$  gilt im Falle der Infiltration ( $q_{i+1/2} > 0$ ):

$$\begin{aligned} \text{wenn } & \Theta_{i,t} + (q_{i-1/2} \Delta t) / Dz > \Theta_{FK,i} \text{ wird} & (23) \\ & q_{i+1/2} = ((\Theta_{i,t} - \Theta_{FK,i}) Dz) / \Delta t + q_{i-1/2} \\ \text{und} & \Theta_{i,t+\Delta t} = \Theta_{FK,i} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{wenn } & \Theta_{i,t} + (q_{i-1/2} \Delta t) / Dz < \Theta_{FK,i} \text{ wird} & (24) \\ & q_{i+1/2} = 0 \\ \text{und} & \Theta_{i,t+\Delta t} = ((\Theta_{i,t} + q_{i-1/2} \Delta t) / Dz) \end{aligned}$$

Ist die Wasserbilanz negativ ( $q_{i+1/2} < 0$ ) gilt:

$$q_{i+1/2} = q_{i-1/2} - V_i \quad (25)$$

Dabei bedeuten positive Werte abwärts gerichtete und negative Werte aufwärtsgerichtete Flüsse. Der Wassergehalt bei Feldkapazität  $\Theta_{FK}$  gibt die obere Grenze der Sättigung des Bodens gegenüber der Schwerkraft an. Eine darüber hinausgehende Infiltration wird als Sickerwasser gemäss Gleichung 23 dem darunterliegenden Kompartiment zugeführt. Der Wassergehalt bei Feldkapazität wird in Anlehnung an (AG BODENKUNDE 1982) für eine Wasserspannung von  $pF = 1.8$  angenommen und lässt sich am einfachsten im Frühjahr, wenn die Böden voll gesättigt sind, durch Wassergehaltsbestimmungen errechnen. Die untere Grenze der Entleerung durch Verdunstung wird mit dem Wassergehalt beim permanenten Welkepunkt  $\Theta_{PW}$  gleichgesetzt.

### 5.1.3 Stickstofftransportmodell

Für nicht mit der Bodenmatrix wechselwirkende Stoffe gilt bei einem eindimensionalen vertikalen Transport unter instationären Bedingungen die Konvektions-Dispersions-Gleichung (26). Auf der rechten Seite der Gleichung ist ein Quellen- und Senkenterm  $S_{z,t}$  eingeführt. Die-

ser bezeichnet die Netto-Rate mit der die Konzentration  $c$  der betrachteten Stoffkomponente durch chemische Umwandlung oder durch Austausch mit anderen Phasen der Bodenlösung erhöht bzw. erniedrigt wird.

$$\frac{\partial(\Theta c)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( \Theta \mathcal{D} \frac{\partial c}{\partial z} - c \cdot q \right) + S_{z,t} \quad (26)$$

Die Berechnung der Wasserflüsse  $q$  als Funktion der Tiefe und Zeit erfolgt im Wasserhaushaltsmodell nach der Gleichung

$$(v_{i,t} = q_{i,t} / \Theta_{i,t}) \quad (27)$$

Diese Flüsse werden zur numerischen Lösung von Gleichung (26) nach einem expliziten "Finite-Differenzen"-Verfahren verwendet. Dabei werden für den Diffusionsterm zentrale Differenzen und für den Konvektionsterm rückwärtige Differenzen verwendet (DUYNISVELD 1983). Die bei der Umwandlung der Differentialgleichung in die Differenzengleichung auftretende numerische Dispersion wird nach RICHTER (1986) mit dem einfachen Ausdruck berücksichtigt:

$$\mathcal{D}_n = 0.5 \cdot v \cdot (\partial z - v \cdot \partial t) \quad (28)$$

Die Berechnung des Dispersionskoeffizienten  $\mathcal{D}$  erfolgt nach Gleichung (29) mit dem Diffusionskoeffizienten für Nitrat in freier Lösung  $\mathcal{D}_0 = 2.14 \text{ cm}^2/\text{Tag}$  und  $\mathcal{D}_v = 1 - 20 \text{ cm}$  (BEAR, 1972). Die Kontinuität  $1/\tau$  (dimensionslos) ist abhängig vom Bodentyp und vom Wassergehalt. Im Bereich der Feldkapazität ändert sie sich nicht sehr stark und ihr Einfluss ist bei dominierender hydrodynamischer Dispersion nicht sehr gross, weshalb sie konstant gehalten wird.

$$\mathcal{D} = \left( \frac{1}{\tau} \mathcal{D}_0 + v \cdot \mathcal{D}_v \right) \quad (29)$$

Der Einbezug der Mineralisation von organischem Bodenmaterial und Ernterückständen, des Stickstoffentzuges durch Pflanzen, der Düngung, der Denitrifikation sowie des Einflusses atmosphärischer Stickstoff-Depositionen erfolgt über den Quellen- und Senkenterm  $S_{z,t}$ .

Als untere Randbedingung für den Lösungstransport bei einer frei festzulegenden Tiefe dient die vom Wassermodell aufgrund der Witterungsdaten berechnete Sickerwasserrate. Der Diffusionsterm wird dabei gleich Null gesetzt.

### 5.1.4 Stickstoffumsatzteilmodell

Stickstoff wird von Pflanzen nur in mineralischer Form aufgenommen. Die Transformation zwischen organischem und mineralischem Stickstoffpool spielt daher bei der Nährstoffversorgung der Pflanzen eine grosse Rolle. Im entwickelten Stickstoffumsatzteilmodell wird deshalb nur mineralischer Stickstoff in der Form von  $N_{\text{min}}$  betrachtet.

#### 5.1.4.1 Mineralisationsmodell

Die Berechnung der Stickstoffmineralisation erfolgt über die vereinfachte Betrachtung des Vorganges als **Netto-Mineralisation** (= Summe Mineralisation und Immobilisation). Sie erfolgt nach STANFORD & SMITH (1972) mit einer Reaktionskinetik 1. Ordnung. Ausgehend von diesem kinetischen Ansatz konnte RICHTER ET AL. (1982) in Brutversuchen 2 bis 3 Fraktionen mit unterschiedlichen charakteristischen Umsetzungskoeffizienten ausscheiden. Die Mineralisation von organischer Substanz im Boden wird dabei im wesentlichen durch Temperatur und Bodenfeuchte beeinflusst. Unter der Annahme, dass die Nitrifikation in den meisten Fällen erheblich schneller verläuft als die Mineralisation, konnte eine gute Übereinstimmung mit den beobachteten Mineralisationskurven durch Überlagerung zweier Funktionen 1. Ordnung für unterschiedlich schnell mineralisierende Fraktionen erreicht werden.

Gemäss RICHTER ET AL. (1982) ergibt sich die aus dem organischen Stickstoff des Bodens  $N_{tot}$  in der Zeit  $t$  mineralisierte Stickstoffmenge  $\delta c_{NO_3-N}$  aus:

$$\frac{\partial c_{NO_3-N}}{\partial t} = k_1(T, \Theta) \cdot c_{1,N} + k_2(T, \Theta) \cdot c_{2,N} \quad (30)$$

$c_{i,N} = N_{i,0} - N_{i,NO_3}$ , wobei  $N_{i,0}$  die potentiell mineralisierbaren Stickstoffmengen der Fraktionen 1 und 2 in Konzentrationen und  $N_{i,NO_3}$  die Konzentrationen der bereits zu Nitrat mineralisierten Anteile der einzelnen Fraktionen bedeutet.  $k_1(T, \Theta)$  und  $k_2(T, \Theta)$  sind die Reaktions- bzw. Abbaukoeffizienten 1. Ordnung der Fraktionen 1 und 2 in Abhängigkeit von Temperatur ( $T$ ) und Wassergehalt ( $\Theta$ ).

Die Temperaturabhängigkeit lässt sich mit Exponentialfunktionen beschreiben. Für die langsam abbaubare Fraktion  $N_1$  gilt folgender Bereich (RICHTER et al. 1982, HUWE & VAN DER PLOEG, 1992):

$$k_1(T) = 2.0 - 4.0 \cdot 10^9 e^{-8400/(T+273)} \quad (31)$$

Der Koeffizient der schnell abbaubaren Fraktion  $N_2$  berechnet sich nach:

$$k_2(T) = 3.0 - 5.6 \cdot 10^{12} e^{-9800/(T+273)} \quad (32)$$

Für Temperaturen unter dem Gefrierpunkt wird die Netto-Mineralisation gleich Null gesetzt, da nach FURRER & STAUFFER (1986) unter 0 °C kaum mehr Nitrat gebildet wird.

Der Einfluss der Bodenwassergehalte ( $\Theta$ ) auf die Mineralisation erfolgt durch einen nach MYERS ET AL. (1982) abgeleiteten Reduktionsfaktor. Der optimale Bereich für die Mineralisation liegt für die meisten Böden bei Wasserspannungen zwischen 100 und 300 cm Wassersäule (WS). Zwischen den Wassergehalten bei 300 cm WS und dem Permanenten Welkepunkt stellen die Autoren einen linearen Abfall der Umsatzrate fest (vgl. auch HUWE & PLOEG, 1991).

Die mineralisierbare Fraktion  $N_1$  setzt sich aus Teilen der **organischen Substanz** des Bodens sowie schwer mineralisierbarer Anteile von Pflanzenrückständen (z.B. Stroh) zusammen (NUSKE 1983). Die Berechnung dieser Fraktion erfolgt aus dem Humusgehalt, bzw. dem

$N_{tot}$ -Gehalt und dem C/N-Verhältnis der Ackerkrume. Je nach Bodentyp liegen sie zwischen 5 und 15 % des gesamten Bodenstickstoffvorrates ( $N_1 = 600$  bis  $1500$  kg N/ha) und damit in vergleichbarer Höhe mit den Angaben von JANSSON (1958) über die Grösse des aktiven Pools.

Das Mineralisierungspotential der schnell abbaubaren Fraktion  $N_2$  ergibt sich aus den leicht abbaubaren Stickstoffverbindungen v.a. in frischen **Ernterückständen**. Dabei werden je nach Kultur verschiedene hohe Anteile an schnell mineralisierbaren N-Fractionen angenommen, bzw. aus der Ertragshöhe der Erntefrucht ermittelt (KERSEBAUM 1989).

Bei Abfuhr der Ernterückstände wird in Anlehnung an KERSEBAUM (1989) angenommen, dass etwa 10 bis 20 % der Ernterückstände auf dem Feld verbleiben, womit sich die Fraktion  $N_2$  entsprechend verkleinert.

Die  $N_1$ -Fraktion wird bei der Modellierung **mehrfähriger Fruchtfolgen** immer im Herbst neu initialisiert, da sonst die mineralisierbare N-Menge sich asymptotisch Null nähert. Immer nach der Ernte einer Kultur wird zudem die  $N_2$ -Fraktion um den entsprechenden Anteil der Ernterückstände erhöht um dem Eintrag des neuen, schnell mineralisierbaren Stickstoffs Rechnung zu tragen.

Die Netto-Mineralisation wird auf die obersten 20 cm des Bodens beschränkt, da nach RICHTER (1986) aufgrund des behinderten Gasaustausches die biologische Aktivität auf die obersten 15 - 20 cm beschränkt ist. Lediglich bei Sandböden kann aufgrund des hohen Luftporenanteils bei Feldkapazität mit einer ausreichenden Belüftung bis 30 cm Tiefe gerechnet werden.

Die **Auswirkungen der Bodenbearbeitung** (z.B. Pflügen, Dammbilden etc.) fliessen bei der Berechnung der Netto-Mineralisation als eine zeitweilige Erhöhung der Reaktionskoeffizienten ein. **Mulchsaat** etc. hingegen führt zu einer Verringerung der Bodentemperatur und somit zu einer geringeren Mineralisation. **Direktsaatverfahren** verändern langfristig die Wasser- und Stickstoffdynamik im Boden. Ihr Einfluss auf die Netto-Mineralisation ist noch nicht untersucht. Im Modell wird deshalb versucht, ihr durch eine Verkleinerung der Reaktionskoeffizienten und Einführen eines „dualen“ Porensystems Rechnung zu tragen. Das Mass der Senkung ist wahrscheinlich abhängig vom Bodentyp und der Dauer der konservierenden Bodenbearbeitung und wird sich erst nach einigen Jahren messbar auswirken.

Die für jeden Zeitschritt  $t$  nach obiger Gleichung berechnete mineralisierte Stickstoffmenge geht über den Quellenterm  $S_{z,t}$  der Konvektions-Dispersions-Gleichung in die Berechnung des Stickstoffumsatzes bzw. der Stickstoffverlagerung ein.

#### 5.1.4.1 Denitrifikationsmodell

Die **Denitrifikation** zeigt eine hohe zeitliche und räumliche Variabilität. Wesentliche Einflussgrösse stellen neben anaeroben Zonen im Boden die Bodentemperatur sowie leicht verfügbare C-Verbindungen (STANFORD ET AL. 1975) dar. Auch der Sättigungsgrad des Bodens mit Wasser beeinflusst die beiden Vorgänge stark. Zur Beschreibung des Prozesses wird eine Reaktionsgleichung 1. Ordnung verwendet. Im vorliegenden Modell wird ein funktionaler Ansatz gewählt, der auf statistischen Betrachtungen der vorhandenen  $N_{min}$ -, Bodenfeuchte und Klimadaten beruht. Diese Betrachtung ergibt, dass unter bestimmten Voraussetzungen (Niederschlag, Verdunstung, Temperaturverlauf) durch eine stagnierende Infiltrationsfront der Sauerstoffaustausch zwischen Boden und Atmosphäre gehemmt wird. Die Denitrifikation, welche der Michaelis-Menten-Kinetik folgt, setzt unter einer bestimmten Kombination von Bedingungen (hohe Wassergehalte und hohe Temperatur) ein und verläuft so lang, bis durch Fortschreiten

der Infiltrationsfront der Sauerstoffaustausch wieder gewährleistet ist. Der Ansatz für die Berechnung der Denitrifikation lautet:

$$\frac{\partial N_{O3}}{\partial t} = -k_{denit} \frac{N_{NO3}}{N_{NO3} + c_{sat}} \quad (33)$$

wobei  $k_{denit}$  die Denitrifikationsrate (0.01 – 0.03/d) und  $c_{sat}$  die Sättigungskonstante (10 mg/l) darstellt und  $N_{NO3}$  der Nitratkonzentration in der Bodenlösung entspricht.

Die berechnete Denitrifikation wird entsprechend der Bodenwassergehalte und der Bodentemperatur abgemindert:

$$\text{Wenn } \Theta_{i,t} < 0.8 \text{ und / oder } T_t < 10 \text{ }^\circ\text{C} \text{ wird } \delta c/\delta t = 0 \quad (34)$$

$$\text{Wenn } \Theta_{i,t} > 0.8 \text{ und } T_t > 10 \text{ }^\circ\text{C} \text{ wird } \delta c/\delta t = -k_{denit} * N_{NO3} / N_{NO3+c_{sat}} \quad (35)$$

#### 5.1.4.2 Pflanzenaufnahmemodell

Die **Stickstoffaufnahme durch Hauptkulturen** wird im vorliegenden Fall in Erweiterung zu BALMER (1993) i.a. durch ein logistisches, pflanzenspezifisches Wachstum beschrieben. Die Steuerung der Entwicklung erfolgt über einen kombinierten Wasserentzug- und Temperatursummenansatz bis zu einer maximal möglichen, pflanzenabhängigen Stickstoffaufnahme  $N_{max}$ . Der Wasserentzug  $V_{akt}$  wird mit (pflanzenpezifischen) Korrekturkoeffizienten nach HAUDE (1955) berechnet.

Die Verteilung der Verwurzelung über die Tiefe wird in Abhängigkeit von der Temperatursumme nach Aussaat berechnet und durch die bodenspezifische maximale Durchwurzelungstiefe begrenzt. Die Stickstoffaufnahme der Pflanzen wird somit durch den Pflanzenbedarf und das (Wasser-)Stoffnachlieferungsvermögen des Bodens (Verwurzelungstiefe,  $N_{min}$ -Gehalt) bestimmt. Die Entnahme wird entsprechend der Verwurzelung auf die einzelnen Kompartimente verteilt, wobei die Bodenkompimente bis maximal 1 kg N/ha\*10cm entleert werden können.

$$\frac{\partial N_{pfl}}{\partial t} = k_{auf}(T, V_{akt}) \cdot \frac{(N_{max} - N_t)}{N_{max} \cdot N_t} \quad (35)$$

Die einzelnen pflanzenspezifischen Korrekturfaktoren wurden von BEBLIK (1993) übernommen und nach BLAU ET AL. (1983) den Verhältnissen im Untersuchungsgebiet angepasst. Die N-Aufnahmekoeffizient  $k_{auf}$  ist pflanzenabhängig und wurde u.a. für Getreide, Mais, Zuckerrüben und Gras nach dem Modell von HUWE UND VAN DER PLOEG (1991) angepasst und für Kartoffeln, Raps entsprechend abgeschätzt. Beendet wird die Stickstoffaufnahme der Pflanzen bei Erreichen der maximalen Stickstoffaufnahme  $N_{max}$  bzw. bei Überschreiten der maximalen Vegetationsdauer der betrachteten Kultur ( $V_{egmax}$ ).

Folgende Einschränkungen beeinflussen die Stickstoffaufnahme zusätzlich:

$$\text{Wenn } T_t < 4 \text{ }^\circ\text{C} \quad \text{wird} \quad \delta N_{pfl}/\delta t = 0 \quad (36)$$

Wenn  $\Theta_{i,t} \leq \Theta_{PWP}$  wird  $\delta N_{pfl}/\delta t = 0$  (37)

Wenn  $V_{akt} = 0$  wird  $\delta N_{pfl}/\delta t = 0$  (38)

Die N-Entzüge von **Zwischen- und Nachkulturen** werden jeweils mit einem fixen, einfachen Temperatursummenansatz unter Berücksichtigung der Nährstofflieferbarkeit berechnet. Die Stickstoffaufnahme ist dabei auf maximal 80 kg N/ha beschränkt. Im weiteren wird noch zwischen winterharten und nicht winterharten Kulturen unterschieden. Bei den winterharten Kulturen kann im Frühjahr wieder Stickstoff entzogen werden sobald Gleichung 36 erfüllt ist.

#### 5.1.4.3 Berücksichtigung der Ammoniakverflüchtigung

Die Ammoniakverflüchtigung tritt nach oberflächlicher Ausbringung von Gülle sowie nach Einsatz von Harnstoff- und Ammoniumdüngern auf. Die Höhe der Verluste hängt vor allem von der Bodentemperatur und der Eindringungstiefe des Düngers sowie vom pH-Wert des Bodens ab. Die Verluste liegen für Gülle bei rund 30 %, bei Harnstoffdüngern etwa bei 10 - 15 %. Bei der Modellierung können die Verluste durch Abschläge bei der Düngermenge von Harnstoff- und Ammoniumdüngern berücksichtigt werden.

#### 5.1.4.4 Berücksichtigung Atmosphärische Depositionen

Die atmosphärischen Stickstoffeinträge werden gemäss FUHRER (1987), NEFTEL (1988) und BUWAL (1992) mit bis maximal 40 kg N/ha und Jahr berücksichtigt. Dies ergibt mittlere tägliche Stickstoffeinträge von 0,110 kg N/ha. Die Einträge werden je zur Hälfte an das Eintreten von Niederschlägen gekoppelt (nasse Deposition) sowie als konstante, trockene Deposition behandelt.

#### 5.1.5 Bestimmung der Modellparameter und der Anfangs- und Randbedingungen

Zur Lösung der Wasser- und Stofftransportgleichungen müssen Anfangsbedingungen entweder im Gelände gemessen oder aufgrund der Verhältnisse geschätzt werden. Dies betrifft sowohl Bedingungen wie die Bodenwassergehalte als auch Anfangsnitratgehalte im Bodenprofil, wie sie z.B. durch herbstliche  $N_{min}$ -Beprobungen bestimmt werden.

Zusätzlich müssen noch Modellparameter (bodenspezifische Daten) wie Humusgehalt und C/N-Verhältnis bzw.  $N_{tot}$ -Gehalt zur Abschätzung des Mineralisierungspotentials als auch Bodeneigenschaften wie die Feldkapazität ( $\Theta_{FK}$ ) und Evaporationsgrenze ( $\Theta_{PW}$ ) bekannt sein. Diese werden an Bodenproben durch Laboranalysen (Desorptionskurven) oder anhand der Bodenart aufgrund Literaturangaben (z.B. AG BODENKUNDE, 1982) bestimmt.

Randbedingungen müssen sowohl für den oberen Rand (Bodenoberfläche) wie auch den unteren Rand festgelegt werden. Niederschlag und Evaporation bestimmen die oberen Randbedingungen des Wassertransportmodells. Die mittlere Tagetemperatur der Luft über dem Boden bestimmt die Randbedingung für die Mineralisation und die Stickstoffaufnahme durch Pflanzen. Beim Lösungs- und Transport schliesslich wird eine Flussrandbedingung an der Bodenoberfläche in Abhängigkeit von Niederschlagsmenge, atmosphärischer Deposition von Stickstoff sowie allfällig durchgeführter Düngung errechnet. In der folgenden Tabelle sind die Eingabegrößen, welche zur Simulation der Stickstoff-Dynamik nötig sind, in den drei Gruppen, Klima-, Boden- und Bewirtschaftungsdaten, zusammengestellt.

Tabelle 14 Eingabegrößen zur Simulation des Wasser- und Stofftransportes und der Stickstoff-Dynamik

Klimadaten	Bodendaten	Bewirtschaftungsdaten
Niederschlag	Profilaufbau, Beschreibung, Typ, Wasserhaushalt	Vorfrucht (Art, Ernteertrag, -termin)
mittlere Tagestemperatur	Körnung, Skelettgehalt	Frucht (Art, Aussaat- und Erntetermin)
Relative Luftfeuchtigkeit	Ntot-Gehalt der Ackerkrume	Zwischenfrucht (Art, Aussaattermin)
(Windgeschwindigkeit)	C/N-Verhältnis	Düngung (Art, Menge, Termine)
(Luftdruck)	Lagerungsdichte (Raumgewicht)	Bodenbearbeitung (Art, Termine)
(Sonnenscheindauer)	Gründigkeit	Ernterückstände auf Feld belassen (j/n)
	Bodenwassergehalte der Bodenschichten (Anfangsbedingung)	
	Θ Feldkapazität und nutzbare Feldkapazität der Bodenschichten	
	Θ Permanenter Welkepunkt der Bodenschichten	
	Dispersionskoeffizient	

#### 5.1.5.1 Ableiten der Klimadaten

Das Ableiten der Klimadaten stellt i.a. beim Einsatz der Verdunstungsformel nach HAUDE (1954, 1955) keine besonderen Probleme. Sie können aus gebräuchlichen Datenbanken der SMA bzw. aus kantonalen Messstellennetzen übernommen werden. Die Daten können als Tageswerte aber auch als Wochen- bzw. Monatsmittel in die Berechnung einfließen. Beim Gebrauch von Wochen- bzw. Monatsmittel ist mit einer gegenüber den Tagesmitteln verschlechterten zeitlichen Auflösung der Prozesse bzw. mit grösseren Fehlern in den Resultaten zu rechnen. Der Einsatz der Verdunstungsformel nach PENMAN (1948) hingegen bedarf täglicher Klimadaten und zusätzliche Angaben wie Sonnenscheindauer, Luftdruck und Windgeschwindigkeit. Zudem ist beim Einsatz von PENMAN die pflanzenspezifische Berechnung von Vakt nicht möglich.

Probleme treten bei der Bestimmung der räumlichen Variabilität der Niederschlags- und Klimadaten auf. Hierzu müssen die punktuellen Daten im Raum interpoliert und aufgrund von z.B. Höhenlage und Exposition angepasst werden. Zur Anwendung gelangen hierbei u.a. die Methode der Thiessen-Polygon zur Gewichtung und Berechnung der räumlichen Verteilung der Niederschlags – und Klimadaten, die Hypsometrische Methode zur Berücksichtigung des Einflusses des Reliefs auf die Niederschlagsmenge (vgl. dazu BLAU ET AL. 1983) sowie Expositionsrechnungen aufgrund der Topographie zur lokalen Abschätzung der Variabilität der Klimadaten.

Bei mesoskaligen Betrachtungen der Nitratauswaschung (z.B. Raum Berner Mittelland) lassen sich zur Abschätzung der räumlichen Verteilung der Niederschläge und Klimadaten die punktuellen Angaben der SMA mit Hilfe der räumlichen Angaben über die langjährigen, mittleren Niederschläge der Schweiz (HADES 1992) bzw. der Klimateignungskarte für die Landwirtschaft der Schweiz 1:200'000 (EDMZ 1977) im Raum interpolieren.

### 5.1.5.2 Ableiten der Bodendaten

Die benötigten Bodenkennwerte gemäss Tabelle 14 können im Prinzip alle durch Messverfahren im Labor bzw. Abschätzungen im Feld bestimmt werden. Da solche Bestimmungen für alle Parameter und Bodeneinheiten aber meistens für grossräumige Projekte zu aufwendig sind und zudem punktuelle Messungen keine Angaben über die räumliche Heterogenität (auch innerhalb einer Bodeneinheit) liefern können, ist eine Kombination von Schätzungen im Feld (Rasterbeprobung) mit nachträglicher, selektiver Bestimmung einzelner Parameter im Labor (Humusgehalte, Körnung, Lagerungsdichte, Ntot-Gehalt) die geeignetste Methode für die Bearbeitung regionaler Fragestellungen.

Die Rasterbeprobung ermöglicht es – bei bestehenden Bodenkarten unterschiedlichen Massstabes - relativ schnell grosse Gebiete quantitativ zu erfassen und mittels der Laboranalysen die Schätzwerte der Bodenkartierer zu „eichen“. Somit lassen sich die Bodenkarten z.B. verfeinern und die Bodentypen quantitativ beschreiben. Im besten Fall sind im Feld an Bodenprofilen folgende Daten zu erhebende, resp. im Labor zu bestimmende Daten:

- Bodentyp
- Profilaufbau
- Gefüge
- Wasserhaushalt
- Gründigkeit
- Körnung (Ton, Schluff, Sand) der wichtigsten Schichten (Schätzung oder Analyse)
- Lagerungsdichte (Schätzung oder Bestimmung an ungestörter Bodenprobe)
- Humusgehalt (Ah-Horizont) (Schätzung oder Laboranalyse nach ANNE)
- Skellettgehalt (Kies- und Steingehalt)
- Ntot-Gehalt (Labor, KJEDAHL bzw. Schätzung aus Humusgehalt)
- C/N-Verhältnis (Labor)
- Porenvolumen wie z.B. Feldkapazität (Schätzung aus Körnung und Skelettgehalt, Laboranalyse an ungestörter Bodenprobe)

Die Bestimmung dieser Daten anhand von Bodenprofilen ist aber nur für kleinere Bearbeitungsgebiete sinnvoll, da der Aufwand dafür relativ gross ist. Alternativ lassen sich mittels Pürkhauerbeprobung und Bodenansprache im Feld kombiniert mit Luftbildauswertungen die wichtigsten Daten (Bodengrenzen, Gründigkeit, Körnung, Humusgehalt, Profilaufbau, Wasserhaushalt, Verdichtung) abschätzen und somit schnell grosse Gebiete rationell bearbeiten.

Da die Porenvolumenbestimmung äusserst kostenintensiv ist, lassen sich die Feldkapazität, der Permanente Welkepunkt mit Schätzverfahren aus der Körnung, dem Humusgehalt, Lagerungsdichte und dem Skelettanteil ableiten (gute Anleitung in AG BODENKUNDE, 1982). Alternativ kann auch auf Erfahrungswerte für bestimmte Bodentypen zurückgegriffen werden (z.B. Angaben ähnlicher Böden aus der Literatur).

Die als Anfangsbedingung für die Simulation des Wasserhaushaltes benötigten Wassergehalte können ebenfalls im Labor bestimmt oder im Feld aus Feuchtemerkmalen geschätzt werden. Es hat sich aber bewährt, die Simulation des Bodenwasserhaushaltes im Frühjahr zu beginnen, da zu diesem Zeitpunkt in den meisten Fällen mit einer Sättigung der Bodenschichten bis zur Feldkapazität zu rechnen ist. Der Anfangswassergehalt entspricht dann der rechnerisch oder labormässig bestimmten Feldkapazität.

Tabelle 15 Bodenkennwerte, Sensitivität und minimal benötigte Genauigkeit der Angaben

Kennwert	Abgeleitete Modellparameter	Sensitivität des Modellparameter	Erforderliche Genauigkeit der Kennwerte
Körnung (T, U, S)	GPV, FK, nFK, PWP, Dispersion	Hoch	5 Vol. %
Tongehalt	N-Gehalt, Porenvolumen	Mittel	5 Vol. %
Profilbesonderheiten (z.B. Stauschichten)	Porenvolumen i.a.	Klein	dm
Lagerungsdichte	Porenvolumen, Höhe N-Pool	Mittel	0.2 g/cm <sup>3</sup>
Gründigkeit	Mächtigkeit, (Speichervolumen)	Hoch	dm
Humusgehalt	Porenvolumen, C-Gehalt, C/N-Verhältnis	Klein	2 Vol. %
Skelettgehalt	Porenvolumen, Gründigkeit	Hoch	5 Vol. %
Ntot-Gehalt	C/N-Verhältnis, N-Pool	Hoch	0.1 Vol. %

### 5.1.5.3 Ableiten der Nmin-Werte

Die Nmin-Werte der einzelnen Bodenschichten (meistens 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm) stellen die wichtigste Anfangsbedingung zur Simulation des Stickstoffhaushaltes eines Schlags bzw. einer Fläche unter gegebener Nutzung, Bewirtschaftung und Witterungsverlauf dar. Die Bestimmung dieser Werte im Feld durch Rasterbeprobung (rund 20 Pürkhauereinstiche pro Schlag) für die Simulation der winterlichen Nitratauswaschung kann i.a. zu zwei Zeitpunkten erfolgen. Die erste Möglichkeit besteht im **Frühling** nach der winterlichen Auswaschungsperiode und vor der ersten Düngung. Die zweite im **Herbst**, Ende Oktober bis Mitte November vor dem Einsetzen der Winterniederschläge und der damit verbundenen Verlagerung von Nitrat in tiefere Bodenschichten. Die Bodenproben werden getrennt für die obengenannten Tiefenstufen gesammelt, gut durchmischt und kalt gelagert zum Labor gebracht. Die Bestimmung der Nmin-Gehalte erfolgt durch Extraktion mittels Kaliumchloridlösung.

Die **Messwerte** beider Termine lassen sich im Modell als Anfangsbedingungen einführen. Der Unterschied liegt einzig in der Umsetzung der Bewirtschaftungsdaten. I.a. hat sich aber die Verwendung der herbstlichen Nmin-Gehalte durchgesetzt, da damit die kommende winterliche Nitratauswaschung einfacher und schneller zu berechnen ist. Zur Abschätzung von Sanierungspotentialen auf Bewirtschaftungsebene (Kulturwahl, Fruchtfolgen, Intensität der Bewirtschaftung) lassen sich jedoch besser die Messungen aus dem Frühjahr verwenden.

Gerade bei **mesoskaligen Bearbeitungsperimetern** liegen natürlich meistens nur vereinzelte Messungen und meist auch nicht für alle zu betrachtenden Jahre und Kulturen vor. Es wurde deshalb eine Methode entwickelt, um unter bestimmten Bedingungen für die wichtigsten Kulturen (Mais, Kartoffeln, Mais und Getreide) die herbstlichen Nmin-Gehalte aufgrund einfach zu bestimmender Daten berechnen zu können. Zur Verfügung standen rund 600 Nmin-Messungen verschiedener Kulturen aus den Jahren 1989 bis 1993. Diese stammen aus den 16 Beratungsgebieten der Projektes „Ursachenbekämpfung der Nitratauswaschung des Kantons Bern 1989-1995“ (FACHKOMMISSION NITRATBEKÄMPFUNG, 1993).

Tabelle 16 Mittlere herbstliche Nmin-Gehalte (kg N/ha) der wichtigsten Kulturen im Berner-Mittelland (ZR = Zuckerrüben, Kart = Kartoffeln, ZF= Zwischenfrucht, Fk = Folgekultur im Herbst)

Jahr	Kunst- wiese	ZR	Mais +Fk	Kart + Fk	ZF	Mais +Brache	Getreide	Kart +Brache
1987	25	45	54	82	40	54	-	91
1988	44	45	70	75	43	78	-	118
1989	50	88	129	139	52	137	68	173
1990	45	50	60	104	50	71	92	142
1991	50	54	170	170	78	126	114	195
1992	43	45	-	104	65	84	-	134
1993	30	-	-	61	-	116	-	130
<b>Mittel</b>	<b>41.0</b>	<b>54.5</b>	<b>96.6</b>	<b>105.0</b>	<b>54.7</b>	<b>95.15</b>	<b>91.3</b>	<b>140.5</b>

Die tiefsten herbstlichen Nmin-Gehalte weisen mit im Mittel 41 kg N/ha die Kunstwiesen auf, wobei die Werte lediglich zwischen 25 und 50 kg N/ha liegen. Zuckerrüben (ZR) mit oder ohne Folgekultur weisen mittlere Stickstoffgehalte von rund 54 kg N/ha auf und variieren zwischen 45 und 88 kg N/ha. Etwa gleich hohe Gehalte und Variationen finden sich bei den Zwischenfrüchten (ZF). Bei Mais mit Brache oder Folgekultur sowie bei Brache nach Getreide liegen die gemessenen Nmin-Gehalte im Mittel zwischen 90 und 100 kg N/ha, wobei beträchtliche Schwankungen von Jahr zu Jahr auftreten können. Nach Kartoffeln liegt das Mittel mit Folgekultur bei 105 kg N/ha, mit Brache bei rund 140 kg N/ha. Bei beiden Fällen ist die Variation der Analysewerte von Jahr zu Jahr sehr hoch.

Auffallend sind die bei fast allen Kulturen hohen Nmin-Gehalte in den Jahren 1989 und 1991 sowie die durchwegs tiefen Gehalte in den Jahren 1987, 1988 und 1992. Sowohl im Sommer 1989 wie auch im Sommer 1991 herrschte eine ausgeprägte Trockenheit vor, welche das Pflanzenwachstum verzögerte aber auch gute Mineralisationsbedingungen schuf. Der Herbst 1991 war zudem mit einer mittleren Temperatur von rund 16 °Celsius (September bis Mitte November) äussert warm. Die in den Herbstmonaten einsetzenden Niederschläge förderten die Mineralsation, waren jedoch so gering, dass in beiden Jahren erst ab Anfang Dezember eine Verlagerung von Nitrat in tiefere Bodenschichten stattfand. Die tiefen Nmin-Gehalte im Herbst 1987, 1988 bzw. 1992 sind dagegen auf die schon im September und Oktober einsetzende Verlagerung von Nitrat zurückzuführen. 1987 wurden bis Mitte November rund 200 mm, 1990 rund 150 mm und 1988 bzw 1992 rund 80 mm Sickerwasser gebildet. Wie Tabelle 17 zeigt variieren die gemessenen herbstlichen Nmin-Gehalte auch von Ort zu Ort beträchtlich. Diese sei beispielhaft an den Messwerten bei Kartoffeln mit anschliessender Brache für die Jahre 1989 bis 1992 dargestellt.

Tabelle 17 Variation der gemessenen herbstlichen Nmin-Gehalte (kg N/ha) im Boden (0-90cm) in den verschiedenen Beratungsgebieten des Nitratsachenbekämpfungsprogramms in den Jahren 1989 bis 1992 bei Kartoffeln mit anschliessender Brache (n.b. = nicht bestimmt). Rohdaten von der BSF zur Verfügung gestellt.

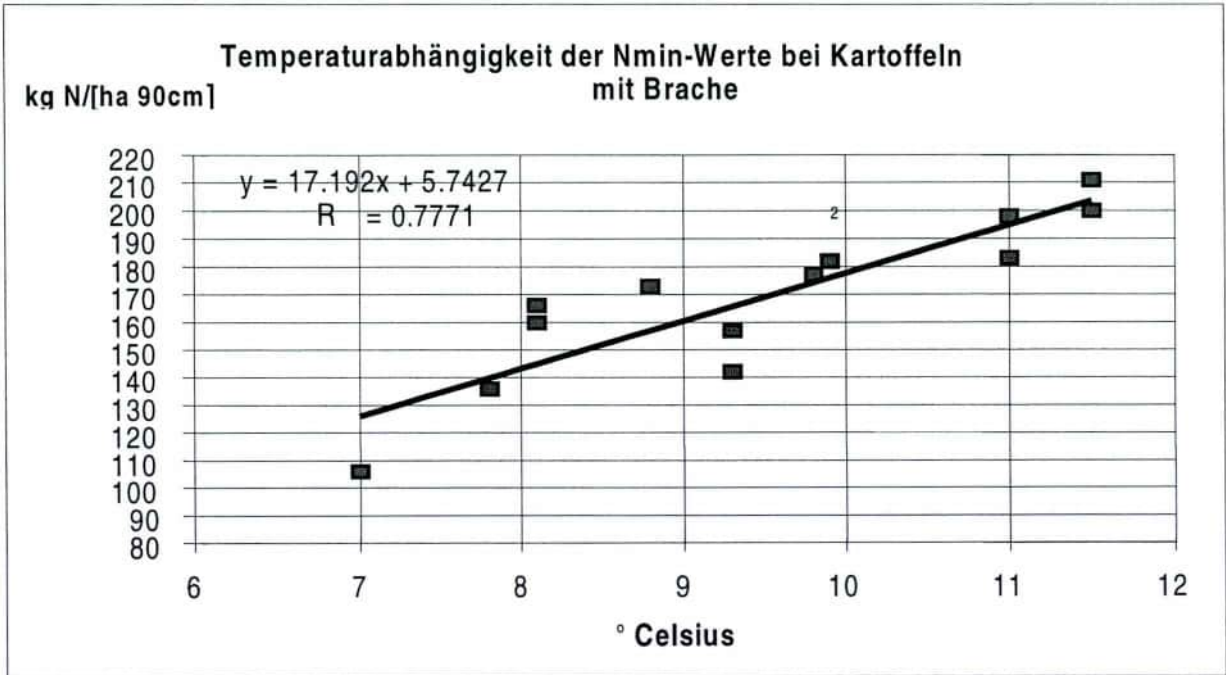
Gebiet	1989	1990	1991	1992
Kappelen	183±46	113±40	176±37	82±17
Gammen	211±56	n.b.	n.b.	108±21
Gurbrü	200±53	77±30	n.b.	n.b.
Bannwil	157±28	198±24	237±118	n.b.
Wallsiwil	164±30	n.b.	n.b.	n.b.
Roggwil	128±59	183±36	173±58	160±9
Worb	n.b.	n.b.	n.b.	257±38
Wichtrach	n.b.	n.b.	n.b.	136±50
Krauchthal	n.b.	n.b.	n.b.	106±6

Die statistische Betrachtung dieser Daten mit verschiedenen „externen Einflussfaktoren“ wie Temperaturverlauf, Bodenfeuchte, Niederschlagshöhen etc. führte zum Ergebnis, dass die herbstliche Mineralisation beim Ausbleiben von Niederschlägen bis zum Messtermin aus dem Temperaturverlauf nach der Ernte der Hauptkultur berechnet werden kann.

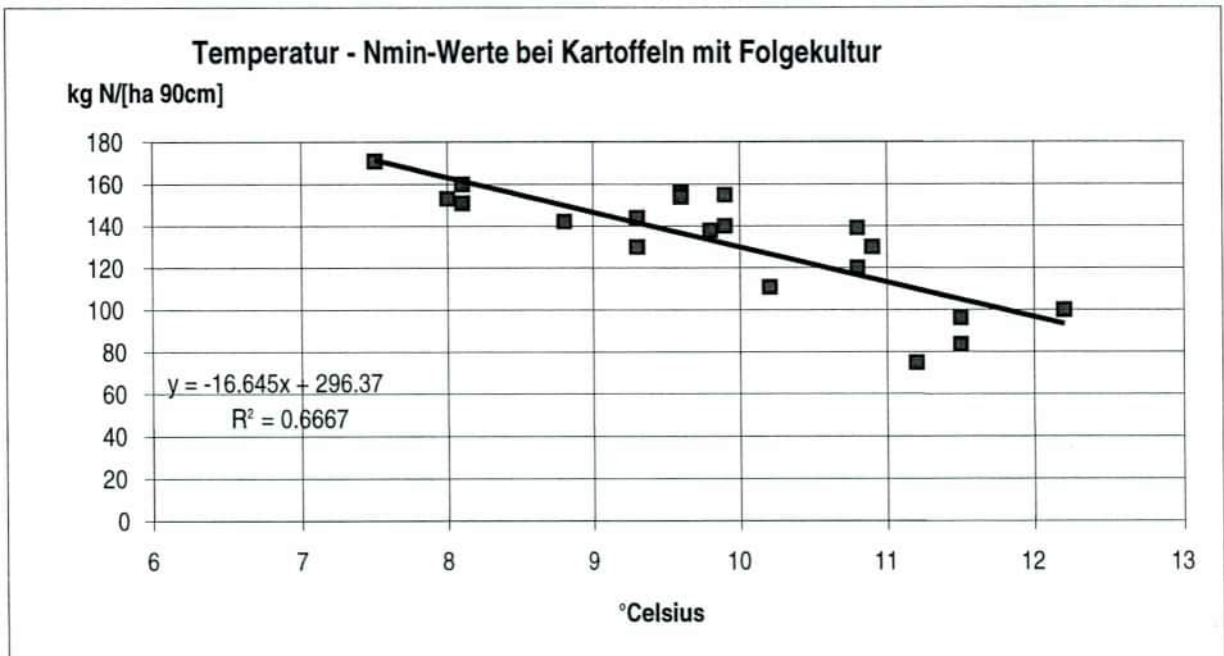
Diese herbstlichen Nitratgehalte im Boden sind kultur-, bewirtschaftungs- und klimaabhängig und variieren sowohl von Fläche zu Fläche wie auch von Jahr zu Jahr z.T. stark. Diese Variation ist v.a. auf die unterschiedlichen Messtermine bzw. die variierenden Witterungsbedingungen sowie unterschiedliche Bewirtschaftung und Mineralisation zurückzuführen. Dadurch sind sie nur bedingt direkt als Eingabewerte für die Simulation der Stickstoffdynamik einzusetzen. Die Tabelle 16 stellt die Mittelwerte der Analyseresultate der Kulturen Kunstwiese, Zuckerrüben, Getreide, Mais und Kartoffeln sämtlicher 16 Gebiete zusammen. Die räumliche statistische Aufbereitung der Daten nach den Hauptkulturen Kartoffeln, Mais, Getreide, Raps und Zuckerrüben zeigt signifikante Unterschiede in der Höhe der herbstlichen Nmin-Gehalte im Berner Mittelland. Diese sind v.a. auf die herbstliche Temperaturentwicklung, die Niederschlagsverteilung und die Bewirtschaftungsintensität zurückzuführen. So ergibt sich für die Kulturen Kartoffel, Mais, Getreide sowie Zuckerrüben eine klare statistisch erhärtete Abhängigkeit zwischen den herbstlichen Stickstoffgehalten im Boden und der Temperaturentwicklung im Spätsommer und Herbst. Auch die Art der nachfolgenden Bodenbedeckung (Brache oder Folgekultur) spielt für die Höhe der herbstlichen Stickstoffgehalte eine bedeutende Rolle. Kulturen mit nachfolgender Brache weisen, wie das Beispiel Kartoffeln zeigt, proportional zur Temperatur steigende herbstliche Stickstoffgehalte auf. Kulturen mit Folgekulturen hingegen zeigen mit steigenden Temperaturen eine Abnahme der herbstlichen Stickstoffgehalte. Diese Abnahme ist auf den stickstoffzehrenden Einfluss der Folgekulturen bei hohen herbstlichen Temperaturen zurückzuführen.

Die Auswertung zeigte weiter (nicht dargestellt), dass das Einsetzen von herbstlichen Niederschlägen vor dem Messtermin zu einer temperaturunabhängigen aber von der Sickerwasserhöhe abhängigen Senkung der Nmin-Werte auf ein signifikant tieferes Niveau führte. Die in solchen Jahren gemessenen Stickstoffgehalte im Boden erlauben somit keine Aussagen über die ursprüngliche Höhe der Nmin-Werte und sind sowohl als Kontrollmessungen wie auch als Anfangsbedingungen für eine Simulation der winterlichen Nitratauswaschung nicht geeignet

Figur 16 Temperaturabhängigkeit der herbstlichen Nmin-Werte (November) bei Kartoffeln mit nachfolgender Brache (jeder 5 Wert dargestellt; mittlere Temperaturen September-Oktober)



Figur 17 Temperaturabhängigkeit der herbstlichen Nmin-Werte (November) bei Kartoffeln mit Folgekultur (jeder 2 Wert dargestellt) bei mittleren Temperaturen der Monate September/Oktober



Im folgenden sind die aus den Daten bestimmten Berechnungsgleichungen nach Kulturen aufgeführt:

**Kartoffeln mit nachfolgender Brache**

$$N_{min} = 17.192 * T + 5.7427 \quad [T \text{ in } ^\circ\text{C}; N_{min} \text{ in kg N/ha 90cm}] \quad (39)$$

**Kartoffeln mit Folgekultur**

$$N_{min} = -16.935 * T + 301.83 \quad [T \text{ in } ^\circ\text{C}; N_{min} \text{ in kg N/ha 90cm}] \quad (40)$$

**Mais mit nachfolgender Brache**

$$N_{min} = 15.654 * T - 6.8622 \quad [T \text{ in } ^\circ\text{C}; N_{min} \text{ in kg N/ha 90cm}] \quad (41)$$

**Mais mit Folgekultur**

$$N_{min} = -23.271 * T + 338.92 \quad [T \text{ in } ^\circ\text{C}; N_{min} \text{ in kg N/ha 90cm}] \quad (42)$$

**Getreide mit nachfolgender Brache**

$$N_{min} = 11.573 * T - 29.544 \quad [T \text{ in } ^\circ\text{C}; N_{min} \text{ in kg N/ha 90cm}] \quad (43)$$

**Getreide mit Folgekultur**

$$N_{min} = 2.446 * T^2 - 59.227 * T + 406.28 \quad [T \text{ in } ^\circ\text{C}; N_{min} \text{ in kg N/ha 90cm}] \quad (44)$$

Für Raps und Zuckerrüben etc. konnten keine Regressionsgleichungen bestimmt werden. Sie zeigen jedoch auch eine Temperaturabhängigkeit und liegen meist leicht über den Nmin-Gehalten nach Getreide.

Mit diesen Gleichungen kann aufgrund der herbstlichen Temperaturen (Mittelwerte September-Oktober) der Nmin-Gehalte 0 – 90 cm im November abgeschätzt werden. Tritt bis November keine oder nur eine unwesentliche Verlagerung von Nitrat im Boden auf, kann damit gerechnet werden, dass sich der höchste Stickstoffgehalt in den obersten Bodenschicht befindet und gegen unten rasch abnimmt.

Ist bereits Stickstoff im Boden verlagert aber nicht ausgewaschen worden (z.B. Wassermodell ergibt Wasserflüsse und Verlagerung) sind die (entsprechend der herbstlichen Temperaturen) berechneten Nmin-Gehalte im Profil gemäss dem Vordringen der Infiltrationsfront gegen unten anzupassen.

Ist bereits Nitrat aus dem Boden in tiefere Schichten ausgewaschen worden, so können die berechnete Nmin-Gehalte entsprechend der folgenden Gleichung verkleinert werden:

$$N_{min,t} = N_{minber} * (SN,t / \text{Bodenspeicher}) \quad (45)$$

mit		
N <sub>min,ber</sub>	=	mit Gleichungen 39 bis 44 berechnete herbstliche N <sub>min</sub> -Gehalte [kg N/ha *90cm]
SN,t	=	Sickerwassersumme in [mm] zum Betrachtungszeitpunkt
Bodenspeicher	=	Bodenspeicher in [mm], berechnet aus nutzbarer Feldkapazität und Gründigkeit

#### 5.1.5.4 Bestimmung der Bewirtschaftungsdaten

Die Bestimmung der Fruchtfolgen und des Düngereinsatzes stellt bei der Betrachtung von ausgewählten Schlägen einzelner Landwirte oder gesamter Betriebe i.a. keine grosse Schwierigkeit dar. Die „Schlagbuchhaltung“ der Landwirte sowie die Nährstoffbilanz-Berechnungen durch die Landwirtschaftlichen Beratungszentralen im Rahmen der Integrierten Produktion (IP) bieten meistens genügend Anhaltspunkte zur Rekonstruktion der Fruchtfolgen und Düngungshöhen. Grössere Schwierigkeiten bieten jedoch schon die Düngungstermine und die Zeitpunkte der Bodenbearbeitung.

Bei der Betrachtung der landwirtschaftlichen Nutzung und Bewirtschaftung grösserer Gebiete stösst man jedoch schnell an die Grenzen des Machbaren. Die Sichtung und Bearbeitung bzw. die räumliche Umsetzung von Betriebsdaten mehrerer hundert Betriebe über die Zeitspanne von mehreren Jahren ist nicht möglich. Deshalb musste ein Weg gefunden werden, die Nutzungs- und Bewirtschaftungsdaten räumlich aus einfachen Grundlagedaten abzuleiten.

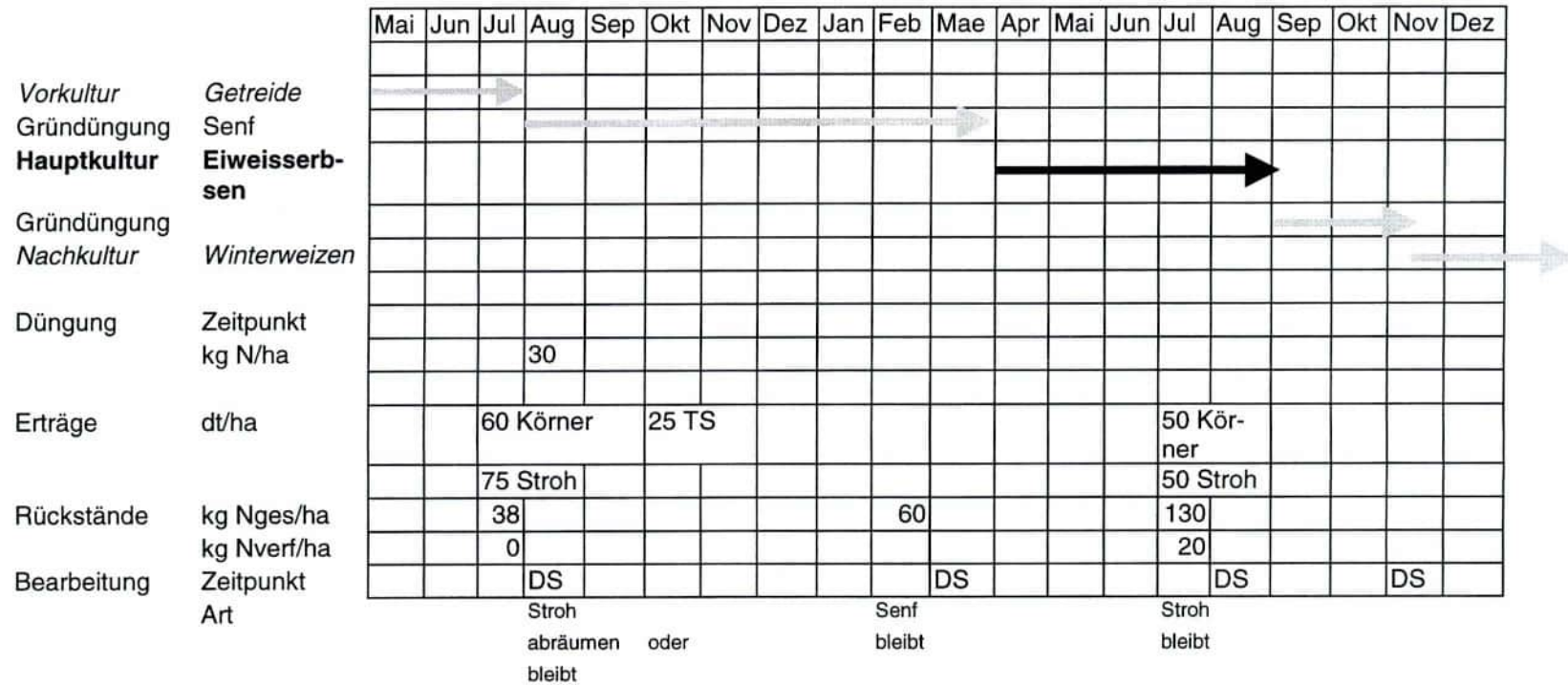
Als Lösungsansatz wurde die „homogene“ Gemeinde geschaffen. Dabei wird vom Gedanken ausgegangen, dass innerhalb einer Gemeinde alle Fruchtfolgeflächen mit der gleichen Fruchtfolge bewirtschaftet werden. Die Fruchtfolge lässt sich dabei aus den Nutzungsdaten der **Betriebszählungen** bzw. der Angaben aus den **IP-Buchhaltungen** ableiten. Diese Generalisierung liefert für jede Gemeinde für jedes Jahr die Flächenanteile der Hauptkulturen und die Anteile an Zwischen- bzw. Nachkulturen. Die Umsetzung dieser prozentualen Angaben in Simulationsinpute erfolgte durch Bildung von **Standardfruchtfolgen**, die auf den Flächenanteilen der verschiedenen Kulturen beruhen.

Die Saat-, Düngungs- und Bearbeitungstermine wurden ebenfalls vereinheitlicht aufgrund von Angaben von mehreren „Buchhaltungsbetrieben“ im Untersuchungsgebiet. Das gleiche erfolgte mit den Düngungsmengen. Da keine Angaben über die Art der eingesetzten Dünger vorlagen, wurde nur nach mineralischem Stickstoffdünger und Hofdünger (Mist und Gülle) unterschieden. Die Aufteilung in mineralischen Stickstoffdünger und Hofdünger erfolgte aufgrund der aus den Tierhaltungszahlen pro Gemeinde berechenbaren Hofdüngermengen.

Dieses Verfahren bietet die Möglichkeit, schnell Simulationsinpute für grosse Bearbeitungsgebiete zu erstellen. Dabei werden jedoch lokale Eigenheiten wie „Monokulturen“, „Düngungsschweine“ etc. nicht erfasst. Durch die Mittelung über die Gemeindefläche und den Einbezug der statistischen Nutzung kann jedoch die mittlere Bewirtschaftung einer Gemeinde relativ gut erfasst über mehrerer Jahre hinweg beschrieben werden. Das Verfahren ist jedoch sicher nur für grossräumige Simulationen brauchbar. Bei kleinen Gebieten (Zuströmbereich einer kleinen Trinkwasserfassung) wirken sich lokale Gegebenheiten viel stärker aus und die Nutzung und Bewirtschaftung ist parzellenscharf zu erheben.

Figur 18 Umsetzung der Nutzungs- und Bewirtschaftungsdaten in Fruchtfolgen als Basis der Simulationsinpute

Hauptkultur Eiweisserbsen



### 5.1.5.5 Steuerung der Simulation

Die Steuerung der Simulation erfolgt durch die aus den Bewirtschaftungsdaten hervorgehenden Termine. Der Zeitpunkt der Nmin-Beprobung, resp. Bestimmung legt den Beginn der Simulationsperiode fest. Ab dem Aussattermin der Frucht wird der N-Entzug durch Pflanzen berechnet. Die Termine der Düngung steuern die Zugabe von Stickstoff ins System. Bodenbearbeitung verändert zeitweilig die Reaktionskoeffizienten für die Stickstoffmineralisation. Am Ende der Vegetationsperiode bzw. bei der Ernte der (Zwischen)Kulturen bzw. im Herbst werden die Fraktionen des N-Pools neu initialisiert. Die Simulation erfolgt bis zu einem frei wählbaren Termin bei welchem z.B. Messungen der Nmin-Gehalte des Bodens vorliegen bzw. bis zum Ende der betrachteten Fruchtfolge.

### 5.1.6 Aufbau des Eingabefiles

Aus den Boden- und Bewirtschaftungsdaten sowie den Angaben zur räumlichen und zeitlichen Diskretisierung wird ein Steuerfile für das Stickstoff-Haushaltsmodell aufgebaut. Das entsprechende Steuerfile ist im folgenden in abgekürzter Weise dargestellt.

Figur 19 Aufbau des Eingabefiles für das N-Haushaltsprogramm

<b>Input/Output</b>	
Klima- und Niederschlagsdaten	Klim9192
Ausgabefile N-Haushalt	Beispiel.nit
Ausgabefile Wasserhaushalt	Beispiel.was
Graphik/Druck	1 oder 0
<b>Diskretisierung/Steuerung</b>	
ZEITSCHRITT [d]	1
BEGINN DER BERECHNUNG	11
ANZAHL KOMPARTIMENTE	9
MÄCHTIGKEIT KOMPARTIMENT [cm]	10
MINERALISIERUNGSTIEFE [cm]	20
LAGERUNGSDICHTE [gr/cm <sup>3</sup> ]	1.4
DIFFUSIONSKOEFFIZIENT [cm <sup>2</sup> /h]	0.025
DISPERSIVITÄT [cm]	5
ATMOSPHERISCHE DEP. [kg/ha*d]	0.07
<b>Bewirtschaftungsdaten</b>	
FLÄCHENCODE	BEISPIEL1
VORFRUCHT	MAIS
NMIN-MESSUNG VORFRUCHT	11
ERNTEERTRAG VORFRUCHT [dT/ha]	160
ERNTERESIDUEN BELASSEN	n
FOLGEKULTUR	KARTOFFLEN
SAATTERMIN	29
DÜNGUNG [kg N/ha/Termin]	73/32
	90/35
ZWISCHENFRUCHT	n
ENDE DER BERECHNUNG	48
NMIN-MESSUNGEN [kg N/ha*30cm]	69/32/37

<b>Anfangs-und Randbedingungen</b>				
$\Theta_A$ [cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ]	$\Theta_{FK}$ [cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ]	$\Theta_{LK}$ [cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ]	$\Theta_{300}$ [cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ]	Nmin [kg N/10cm]
0.32	0.33	0.16	0.25	12
0.30	0.33	0.16	0.25	12
0.20	0.32	0.15	0.20	12
0.10	0.32	0.15	0.20	11
...	...	...	...	...
0.11	0.32	0.15	0.20	11

### 5.1.7 Berechnungsergebnisse

Das Modell liefert als Resultate die graphische Darstellung der Entwicklung der Nitratkonzentrationen über die Tiefe sowie der Entwicklung der Nmin-Gehalte in 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm über die Simulationszeitdauer. Für jeden Zeitschritt wird zudem die Summe der N-Mineralisation, Denitrifikation und diejenige des Pflanzenentzuges numerisch dargestellt. Die Entwicklung der Nitratauswaschung wird ebenfalls graphisch über die gesamte Simulationsdauer aufgezeigt.

Zur weiteren Verwendung, z.B. für eine graphische Darstellung, Bilanzierung oder als Eingabedaten für die Transportsimulation mit numerischen Transportmodellen, werden sämtliche Berechnungsergebnisse für jeden Zeitschritt auf einem Resultate-File abgespeichert. Dazu gehören: Nmin-Gehalte in 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm Tiefe, die Summe der Mineralisation, Denitrifikation und des Pflanzenentzuges, die Sickerwassermenge und Nitratauswaschung pro Zeitschritt sowie die aufsummierte Nitratauswaschung für jeden Zeitschritt (vgl. auch Figuren 21 und 22).

### 5.1.8 Berechnungsbeispiel

Als Berechnungsbeispiel wurde ein 140 Aren grosser Schlag in der Gemeinde Zuzwil gewählt. Durch Erhebungen beim Bewirtschafter stehen hier ausreichend Daten über die Kulturen und Düngung sowie Nmin-Messungen im Frühling und Herbst 1992 zur Verfügung. Der Boden des betrachteten Schlages besteht aus einer entwickelten, sauren, skeletthaltigen Parabraunerde. Ihre Mächtigkeit beträgt rund 100 bis 120 cm. Aufgrund der Körnung ist der Boden als sandiger bis schwach sandiger Lehm anzusprechen. Aufgrund der in diesem Raume durchgeführten Meliorationskartierung bzw. der eigenen Erhebungen stehen exemplarische Werte zur Berechnung der wichtigen Bodenparameter zur Verfügung. Diese Bodendaten sind im folgenden aufgeführt: Der Anteil an organischer Substanz im Oberboden (0-20 cm) beträgt rund 2.5 bis 3%. Die Lagerungsdichte liegt bei 1.3 bis 1.5 gr/cm<sup>3</sup>. Die Tongehalte variieren je nach Schicht zwischen 15 und 20%, die Siltgehalte liegen zwischen 17 und 34%. In der folgenden Tabelle sind die für die Berechnung abgeleiteten Bodenwerte zusammengestellt. Der Boden wird dabei in 9 Kompartimente mit 10 cm Mächtigkeit unterteilt. Die Berechnung der Wassergehalte bei Feldkapazität, bei 300 cm Wassersäule sowie des Permanenten Welkepunktes erfolgen nach AG BODENKUNDE (1982) und HARTGE (1969) für mittlere Lagerungsdichte. Die Mineralisierungstiefe wird dem Ah-Horizont gleichgesetzt und beträgt rund 20 cm.

Tabelle 18 Abgeleitete Bodenparameter

Tiefe in cm	Silt %	Ton %	ØFK mm/dm	ØPW mm/dm	Ø300cm mm/dm	Org.Su bstanz %	C-Ge halt%	C/N-Ver- hältnis	Ntot-Ge- halt %
10	34.2	15.4	33	16	25	2.8	1.6	10/1	0.16
20	34.2	15.4	33	16	25	2.8	1.6	10/1	0.16
30	27.2	18.5	32	15	20				
40	27.2	18.5	32	15	20				
50	17.3	15.4	28	16	23				
60	17.3	15.4	28	16	23				
70	17.3	15.4	28	16	23				
80	22.4	20.1	32	15	20				
90	22.4	20.1	32	15	20				

Die Bewirtschaftungsdaten des betrachteten Schläges für die Zeitspanne Herbst 1991 bis Herbst 1992, die gemessenen Nmin-Gehalte sowie die abgeleiteten Modelleingaben sind in der nachfolgenden Tabelle zusammengestellt. Sie unterteilen sich in Angaben über die Vorfrucht (Art der Kultur, Ernteertrag, Zeitpunkt und Höhe der gemessenen Nmin-Gehalte), die Hauptkultur (Art der Kultur, Saattermin, Höhe und Zeitpunkt von Düngegaben) sowie Kontrollmesswerte der Nmin-Gehalte nach der Hauptkultur (Höhe und Zeitpunkt der Messung).

Der Erntetermin der Hauptkultur beeinflusst die Berechnung nicht und dient der Kontrolle der Vegetationsdauer. Die Eingabe der Termine erfolgt in Form von Dekaden, wobei der 1. Juli 1991 als Startwert angenommen wird.

Tabelle 19 Bewirtschaftungsdaten und Nmin-Messungen

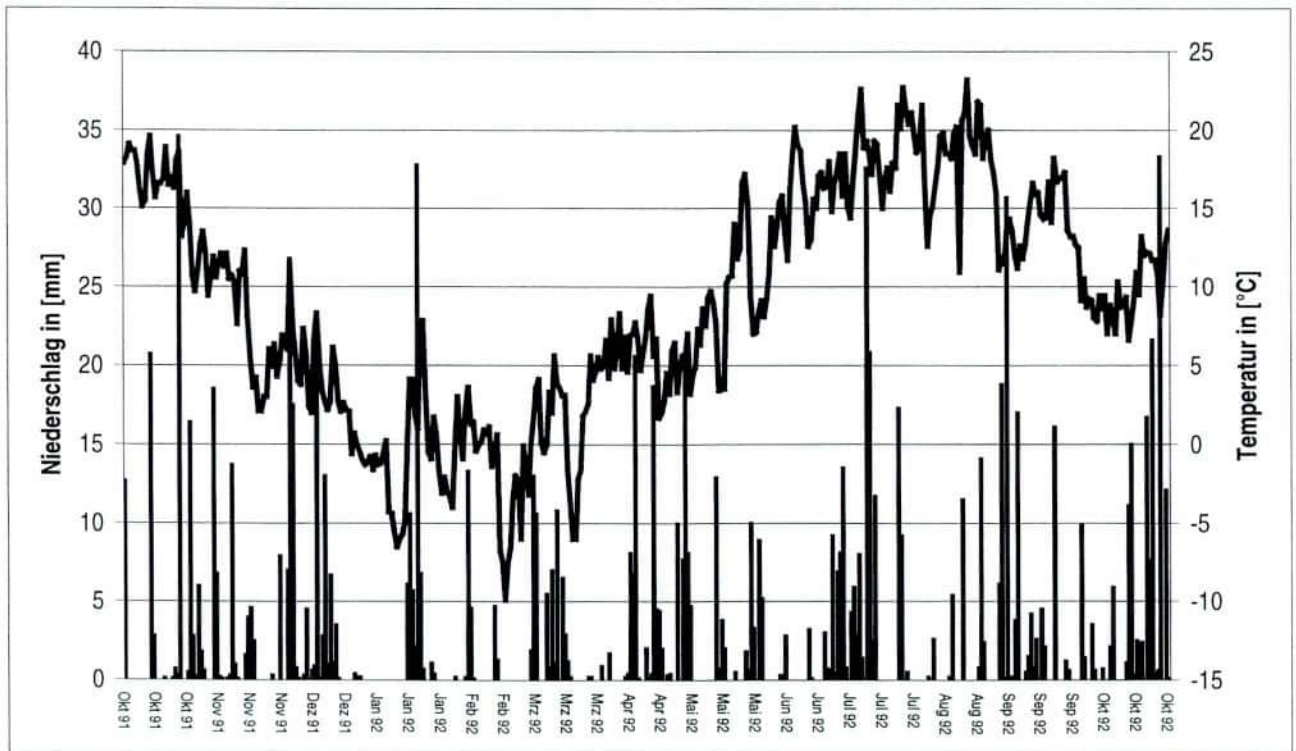
Bewirtschaftungsdaten	Angaben	Modelleingabe
Vorfrucht	Mais	Mais
Ertrag Vorfrucht (dT/ha)	160	160
Ernterückstände	nein	n
Herbstdüngung	nein	0
Nmin nach Mais 0-30 / 30-60 / 60-90 cm Tiefe [kg N/ha] Mitte Oktober	36/33/33	Eingabe pro Kompartiment: 12/12/12/11/11/11/11/11 kg N/10 cm/ 11 Dekade
Hauptkultur	Kartoffeln	Kartoffeln
Saattermin	Mitte April	29 Dekade
Düngung	220 kg/ha Ammonsalpeter anfangs Mai 1992 270 kg/ha Ammonsalpeter anfangs Juni 1992	74 kg N/ha Mai 1992 90 kg N/ha Juni 1992
Erntetermin	September	Kontrollwert
Folgefrucht	Brache	N
Nmin-Gehalte Oktober 1992 0-30/30-60/60-90 cm in kg N/ha	69/32/37	Vergleichsresultat Oktober 1992 69/32/37

Als Niederschlagsdaten werden die 1991 und 1992 in der WEA-Messstation ARA Holzmühle gemessenen täglichen Niederschlagssummen verwendet. Als Klimadaten zur Berechnung der täglichen Evapotranspiration dienen die Angaben der SMA-Klimastation Oeschberg. Zur Vereinfachung der Berechnung wird mit Dekadenmitteln der Niederschläge und Temperaturen ab Oktober 1991 gerechnet. Die Anfangswassergehalte im Oktober 1991 werden unter Annahme der Sättigung der gesamten Bodenschicht im Frühjahr 1991 durch das Bodenwassermodell berechnet und werden als Startwerte für die Simulation vorgegeben.

Die Berechnung des Wasserhaushaltes erfolgt in Zeitschritten von einem Tag. In der folgenden Abbildung sind die verwendeten Niederschläge sowie der Temperaturverlauf von Oktober 1991 bis Oktober 1992 dargestellt.

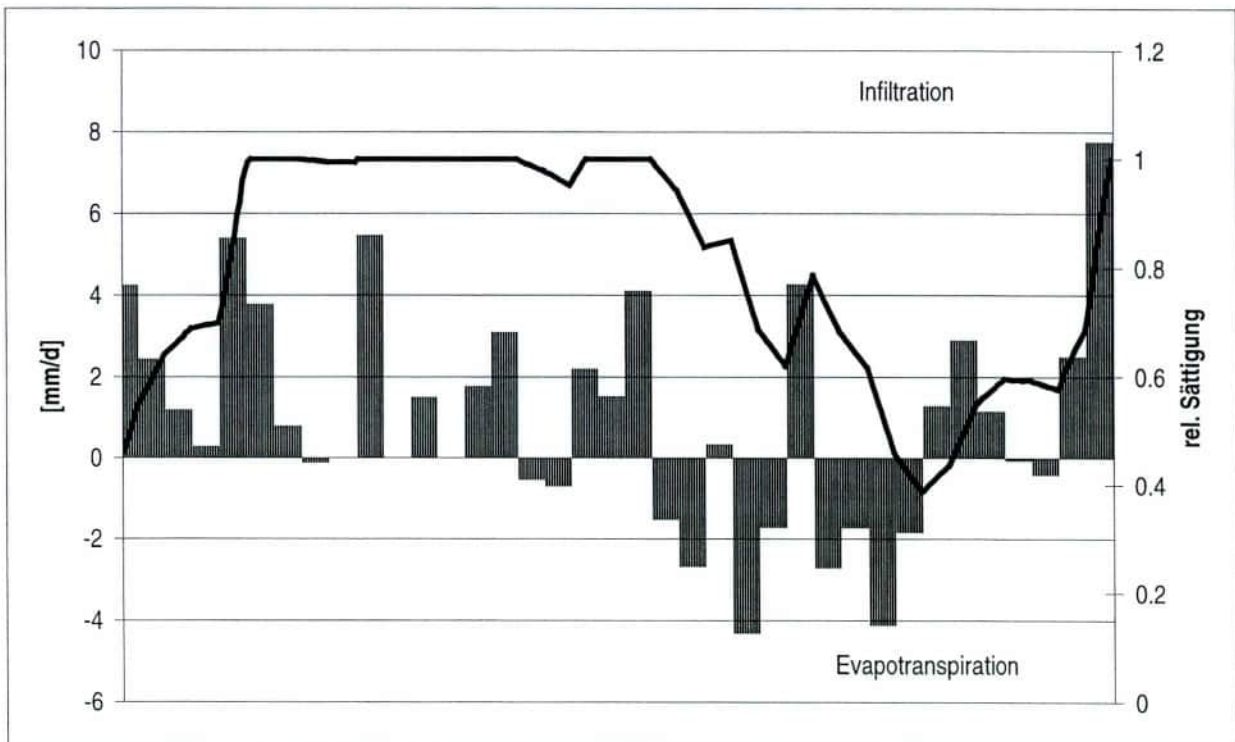
Die Lufttemperaturen in 2 m Höhe schwanken im betrachteten Zeitabschnitt zwischen ca. minus 8 ° Celsius und etwa 23 ° Celsius. Besonders im Herbst 1991 liegen sie mit etwa 22 °C im Oktober und 13 °C im November über den durchschnittlichen Werten für diese Jahreszeit. Die Niederschlagshöhen liegen zwischen 0.1 und 35 mm. Die Niederschlagssumme beträgt von Oktober 1991 bis Oktober 1992 rund 1060 mm und liegt somit knapp über dem langjährigen Mittel von 1000 mm für das Testgebiet. Im Winterhalbjahr 1991/92 (Oktober bis März) ist die Niederschlagssumme mit rund 424 mm jedoch unterdurchschnittlich.

Figur 20 Niederschlag und Temperaturverlauf Oktober 1991 bis Oktober 1992



Aus den Angaben über den Ntot-Gehalt des Mineralisierungshorizontes sowie den Angaben über den Ernteertrag der Vorfrucht und ob Ernteresiduen auf dem Feld belassen werden oder nicht, werden der totale N-Pool des Bodens sowie die zwei mineralisierbaren N-Fractionen berechnet. Der bodeneigene N-Pool beträgt in unserem Fall bei einem organischen Gehalt von 2.8 % und einem C/N-Verhältnis von 10:1 rund 7000 kg N/ha. Unter der Annahme, dass etwa 13% des N-Pools langsam mineralisierbar sind, führt dies zu einer mineralisierbaren N-Menge von rund 900 kg N/ha. Die Vorfrucht Silomais lässt praktisch keine schnell mineralisierbaren Ernteresiduen zurück. Es wird deshalb angenommen, dass nur langsam mineralisierbare Anteile der Maiswurzeln vorhanden sind und ihr Anteil wird gleich Null gesetzt, um der im Modell explizit nicht berücksichtigten N-Immobilisation Rechnung zu tragen. Ausgehend von den vorgegebenen Randbedingungen bezüglich Wassergehalten der einzelnen Kompartimente wird im Wassermodell der Wasserhaushalt des Bodens bzw. die Sickerwasserbildung pro Kompartiment und die entsprechenden Verlagerungsparameter berechnet. Die Entwicklung der Bodenwassergehalte sowie die Netto -Infiltrations- bzw. Netto-Evapotranspirationshöhen sind in der folgenden Figur dargestellt.

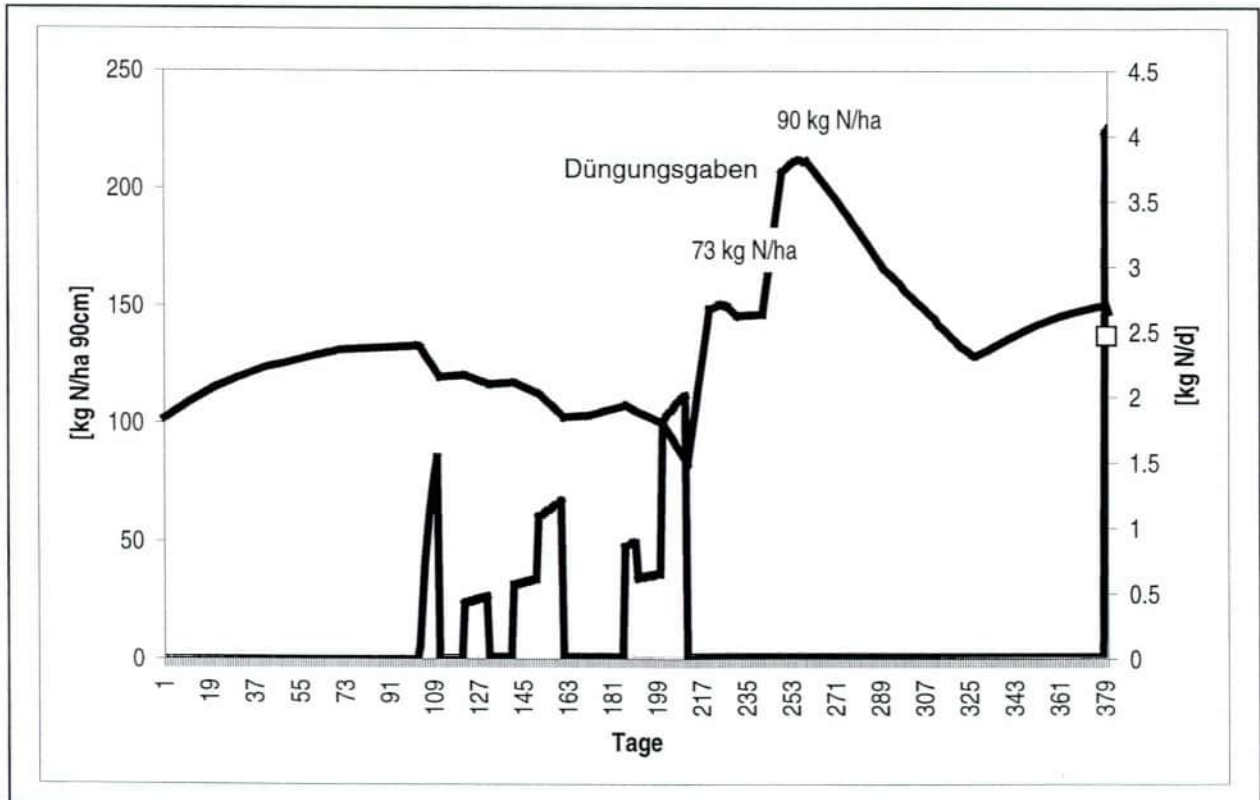
Figur 21 Berechneter Bodenwasserhaushalt für die Zeitperiode Oktober 1991 bis Oktober 1992



Die berechnete Sickerwassermenge beträgt bei einer Niederschlagshöhe von 1060 mm und einer Evapotranspiration von 690 mm rund 230 mm. 140 mm werden im Bodenspeicher zurückgehalten. Die Sickerwasserbildung findet zwischen Januar und Anfang Mai in drei Perioden statt, wobei die letzte Anfang Mai mit über 50% der gesamten Sickerwassermenge die Grösste ist. Aufgrund der hohen Temperaturen zwischen Oktober und Anfang Dezember 1991 und der beginnenden Sättigung des Mineralisationshorizontes findet eine ausgesprochen gro-

Die Mineralisation des langsamen N-Pool statt und rund 26 kg N/ha werden nitrifiziert (vgl. Figur 22). Zwischen Dezember 1991 und März 1992 liegen die Temperaturen meistens unter 5 °C und die Mineralisation ist vernachlässigbar klein. Ab Januar 1992 führt die einsetzende Sickerwasserbildung zur Verlagerung von Nitrat in tiefere Bodenschichten. Der Gehalt an mineralisiertem Stickstoff im Bodenprofil nimmt schrittweise ab und erreicht Anfang Mai seine tiefsten Werte. Insgesamt wurde in der Zeitspanne Januar bis Mai 1992 rund 70 kg N/ha in Schichten tiefer 90 cm verlagert. Die Düngungen zur Kultur Kartoffeln führen im Mai und Juni zu den höchsten Nmin-Gehalten im Profil von rund 200 kg N/ha. Mit den höheren Temperaturen Ende Mai beginnt das Wachstum der Kartoffelkultur, die bis Mitte September rund 200 kg N/ha aufnehmen. Sowohl im Frühjahr wie im Herbst kommt es bei höheren Temperaturen und höherer Sättigung zu einer intensiven Netto-Mineralisation von rund insgesamt 110 kg N/ha. Im Juli findet bei hohen Temperaturen und vorübergehender Sättigung des oberen Bodenprofils eine kurze Denitrifikationsphase statt. Die Stickstoff-Depositionen waren vorgegeben und betragen rund 25 kg N/ha\*y. Die folgende Graphik stellt die Entwicklung der Nmin-Bodengehalte und der Nitratauswaschung dar. Als Vergleichswert ist am Ende der Simulation der im Schlag gemessene Nmin-Gehalt Ende Oktober 1992 eingezeichnet.

Figur 22 Entwicklung der Nmin-Gehalte in 0-90 cm Tiefe und tägliche Nitratauswaschung in kg N/ha resp. kg N/d für die Zeitperiode Oktober 1991 bis Oktober 1992



Stickstoffzuflüsse aus Mineralisation, Düngung und atmosphärischen Einträgen in Höhe von 325 kg N/ha stehen Stickstoffwegflüsse (Nitratauswaschung, Pflanzenentzug, Denitrifikation) von rund 279 kg N/ha gegenüber. Die Differenz von rund 45 kg N/ha vergrößert die im Boden gespeicherte Nmin-Menge im Herbst 1992 und führt zu Nmin-Gehalten von 147 kg N/ha

gegenüber 102 kg N/ha im Herbst 1991. Mengenmässig die grössten Zuflüsse sind mit 50 % resp. 42 % die Düngung und die Mineralisation. Mit knapp 72 % ist der Pflanzenentzug der wichtigste Wegfluss. Die Nitratauswaschung macht rund 25 % der Wegflüsse aus. Gespeichert werden von den Zuflüssen rund 14 % im Bodenprofil. Die im Oktober 1992 gemessenen Nmin-Gehalte liegen mit 138 kg N/ha knapp unter den berechneten Gehalten.

## 5.2 Regionalisierung der Modellierung des Stickstoffhaushaltes

Als Grundlage für die regionale Betrachtung wird das entwickelte Wasser- und Stickstoff-Simulationsmodell verwendet. Für eine räumliche Modellierung muss ein Verfahren angewendet werden, welches es erlaubt, flächen- und punktbezogene Informationen sowie hydrogeologische Rahmenbedingungen aufzubereiten und zu neuen, einheitlichen Datensätzen zu verknüpfen. Zu diesem Zweck werden vier **Datenebenen** (Tab. 20) eingeführt und eine Bezugsebene (Raster resp. Transportmodellnetz) für die Berechnung definiert.

Tabelle 20 Datenebenen für die regionale Berechnung der Stickstoffdynamik

Datenebene	Parameter
1. Boden	Bodentyp, physikalische und chemische Parameter
2. Nutzung	Wald, Siedlung, Ackerland, Grünland usw.
3. Bewirtschaftung	Kulturen, Düngung, Fruchtfolgen, Bodenbearbeitung, Nmin-Werte
4. Teileinzugsgebiet	Niederschlag, Evapotranspiration, Abfluss, Geologie
5. Berechnungsebene	Elementweise Resultate

Durch Verschneiden dieser fünf Ebenen wird jedem Element der Berechnungsebene ein homogener Datensatz zugeordnet, der die für die Simulation wichtigen Parameter enthält und die Eingabe für das Simulationsmodell bildet. Durch Zusammenfassen der Rasterelemente mit gleichen oder sehr ähnlichen Datensätzen in Gruppen, kann die Anzahl der zu simulierenden Fälle erheblich verkleinert werden. Im folgenden sind die grundlegenden Annahmen und Vorstellungen zusammengefasst. Ein Flussdiagramm der Simulationsabläufe ist in Figur 24 dargestellt.

### 5.2.1 Datenebene Boden

Die zur Simulation nötigen Bodenparameter umfassen minimal Bodenart, Profilaufbau, Körnung, Humusgehalt, C/N-Verhältnis, Lagerungsdichte, Skelettgehalt sowie die Profilmächtigkeit. Daraus können die Parameter Feldkapazität  $\Theta_{FK}$ , der Permanente Welkepunkt  $\Theta_{PW}$ , der Wassergehalt bei 300 cm Wassersäule und der  $N_{tot}$ -Gehalt abgeleitet werden.

Tabelle 21 Erhobene oder abgeleitete Bodenparameter

Bodentyp	organischer Gehalt
Textur	Feldkapazität
physiol. Gründigkeit	0 - 20 cm
Skelettgehalt	20 - 50 cm
Vernässung	50 - 90 cm
	Ntot-Gehalt 0 - 20 cm
	Permanenter Welkepunkt
	Wassergehalt bei 300 cm WS

Die Erhebung dieser Parameter erfolgt im Feld durch eine Bodenkartierung mit Probenahme unter Zuhilfenahme von Luftbildern und bestehendem Kartenmaterial. Der Detaillierungsgrad ist abhängig von der Fragestellung und dem möglichen Arbeitsaufwand.

In unserem Falle wird eine schwach detaillierte Bodenkarte der Bodenassoziationen auf der Basis der Bodenkarten 1:25'000, Blatt Lyss, und 1:50'000, Blatt Solothurn sowie der bestehenden Meliorationskarten usw., erstellt. Die kleinste Einheit der Bodenparameter bilden die auf den Bodenkarten ausgeschiedenen Bodentypen. Diese wurden entweder von Hand digitalisiert oder gescannt und anschliessend vektorisiert und codiert (vgl. Figur 35).

Jeder Bodentyp wurde tabellarisch durch ausgewählte Parameter aus den bestehenden Grundlagen charakterisiert. Im Perimeter der Bodenkarte 1:25'000 standen Angaben über Bodentypen und Untertypen, Textur, Gründigkeit und z.T. organischen Gehalt zur Verfügung. Der Bodenkarte 1:50'000 konnten Angaben bezüglich Bodentyp, Textur 0-50 cm, Gründigkeit, Skelettgehalt und Vernässung entnommen werden. Mittels Felduntersuchungen bzw. aus Berechnungen (AG BODENKUNDE 1982) wurden folgende weitere Parameter für jeden Bodentyp bestimmt: Organischer Gehalt des Oberbodens, Feldkapazitäten, Permanenter Welkepunkt, Wassergehalt bei 300 cm WS und Ntot-Gehalt des Oberbodens (vgl. Tabellen 24 und 25).

### 5.2.2 Datenebene Nutzung

Die Nutzung des Untersuchungsgebietes (Wald, Siedlung, Ackerland, Grünland und Gewässer) wurde auf der Basis der Landeskarte 1: 25'000, Blätter 1146, 1147, 1166 und 1167 digitalisiert und durch Luftbildaufnahmen verifiziert und präzisiert, um die Bereiche Acker- und Dauergrünland auseinanderhalten zu können. In einem weiteren Schritt wurde die Nutzung mit den digitalen Gemeindegrenzen verschnitten und so die Flächenanteile des jeweiligen Nutzungstyps für jede Gemeinde im Testgebiet berechnet.

### 5.2.3 Datenebene Bewirtschaftung

Die Bewirtschaftungsdaten unterteilen sich in Angaben über die Flächenanteile der verschiedenen Kulturen und Zwischenkulturen, deren Saat- und Erntezeitpunkte, die Düngung mit Angaben über Mengen und Düngzeitpunkte, Ernterträge, Behandlung der Ernterückstände sowie den geläufigsten Fruchtfolgen. Die kulturspezifischen herbstlichen Nmin-Gehalten im Boden werden ebenfalls zu den Bewirtschaftungsdaten gezählt.

Die Anteile der Kulturen an der landwirtschaftlichen Nutzflächen wurden aus den Arealstatistiken und der Angaben der Bodenschutzfachstelle sowie durch Luftbildanalysen gemeindeweise bestimmt und statistisch auf Rasterelemente der Ackerfläche der jeweiligen Gemeinde verteilt, so dass die Summen der Flächen der einzelnen Kulturen der Gesamtfläche entspricht.

Die zu simulierenden Fruchtfolgen mit Düngermengen und Düngezeitpunkte sowie die Ernteerträge und die Behandlung der Ernterückstände wurden aus den Angaben der Buchhaltungsbetriebe bestimmt. Die wichtigsten Fruchtfolgen und die für die Simulation nötigen Bewirtschaftungsdaten sind in Tabellenform zusammengestellt. Die Düngungsdaten entsprechen den Mittelwerten der Angaben der Buchhaltungsbetriebe und wurden nicht weiter differenziert, da sonst die Anzahl der zu simulierenden Fälle zu gross würde (vgl. z.B. Tabelle 28).

Die einzelnen Fruchtfolgeglieder werden aufgrund der Angaben der Buchhaltungsbetriebe so gewichtet, dass die Summe der einzelnen Kulturen in den betrachteten Jahren der Gesamtfläche der jeweiligen Kulturen pro Gemeinde entspricht.

Nmin-Daten nach den Sommerkulturen werden räumlich aufgrund der Regressionsgleichungen 39 bis 44 (Kapitel 5.2.3) und den herbstlichen Temperaturen des entsprechenden Jahres berechnet.

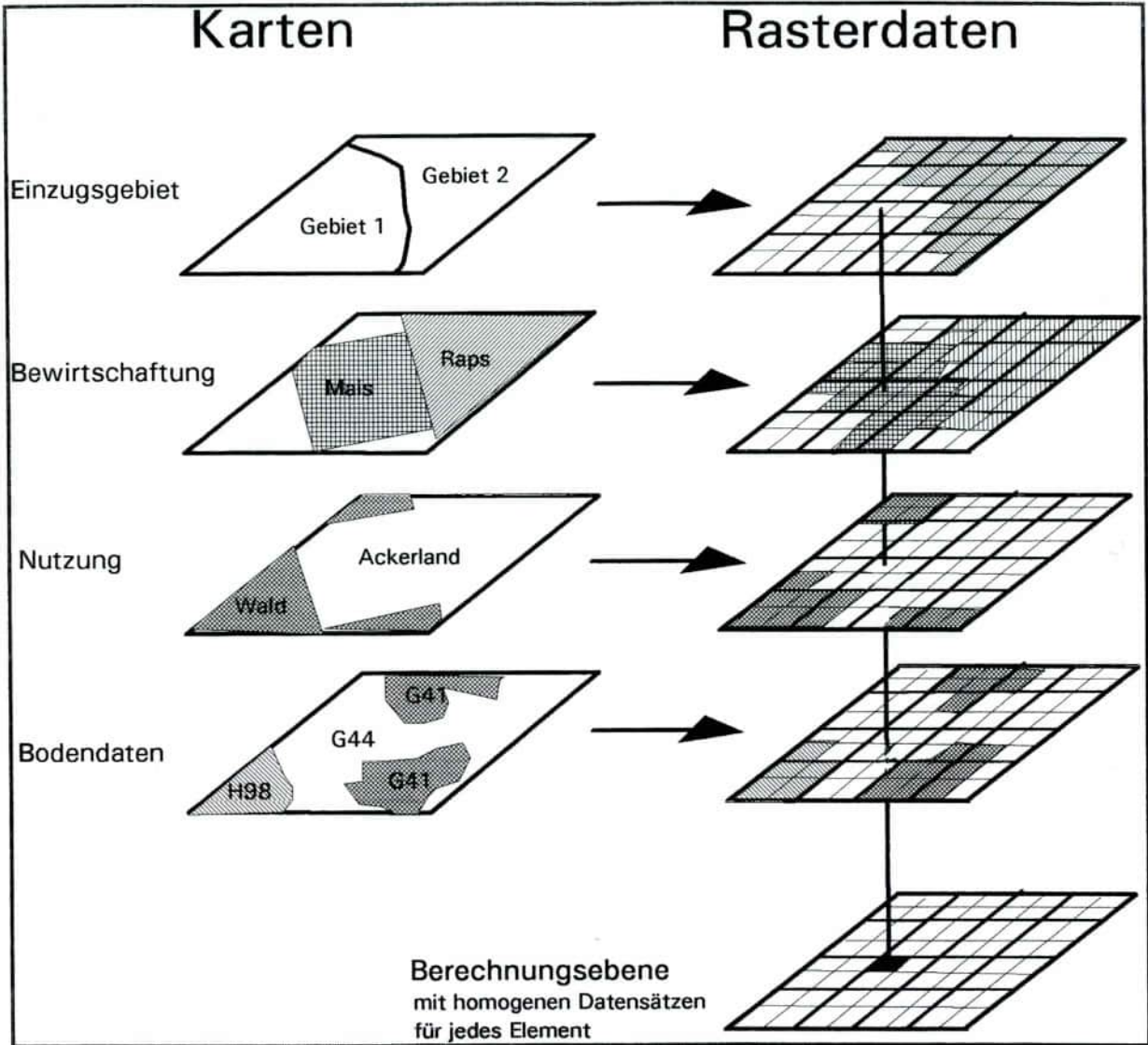
#### **5.2.4 Datenebene Teileinzugsgebiete**

Die Klimadaten, die zur Berechnung der Evapotranspiration verwendet werden, wurden von der SMA-Klimastation Oeschberg übernommen. Dabei wurde angenommen, dass sie für das gesamte Testgsgebiet gelten. Die Niederschlagshöhen hingegen wurden für die einzelnen ausgeschiedenen Teileinzugsgebiete (Figur 2) mit Hilfe der Methode der Thiessen-Polygone aus den Werten der WEA-Niederschlagsmessstation ARA Holzmühle sowie der SMA-Niederschlagsstationen Burgdorf, Hessigkofen und Wahlendorf berechnet. Je nach Hangneigung und Bewuchs wurde ein unterschiedlich grosser Anteil der Niederschläge direkt als oberflächlich abfliessender Anteil bestimmt. Durch ihre unterschiedlichen Entwässerungscharakteristiken sind die Teileinzugsgebiete für die weitere Modellierung der N-Flüsse im ungesättigten und gesättigten Bereich zusätzlich zur Berechnungsebene die wichtigste Datenebene zur Bestimmung der instationären Nitratbefrachtung des Grundwassers.

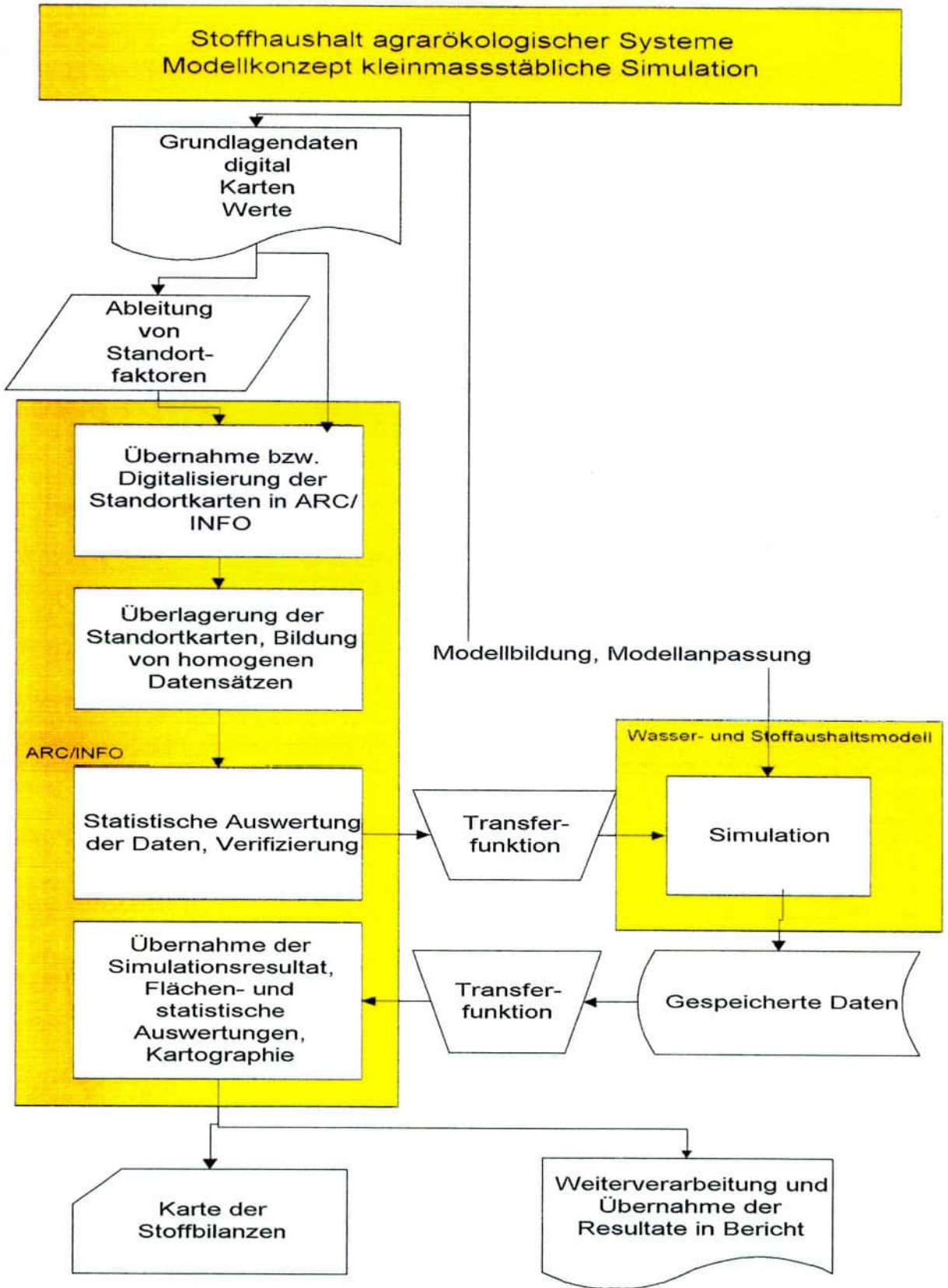
#### **5.2.5 Berechnungsebene**

Als wichtigste Berechnungsergebnisse erhält man die elementbezogenen Wasserbilanzen, die Sickerwassermenge sowie die Entwicklung der Bodenwassergehalte und die zeitlich diskreten Nitratkonzentrationen und -frachten im Sickerwasser. Zusätzlich wird die zeitliche Entwicklung der Mineralisation, des Pflanzenentzugs und der Denitrifikation sowie die Düngegaben, die atmosphärische Deposition sowie die Entwicklung der Nmin-Gehalte im Boden für die vorgeählten Zeitschritte ausgegeben. Mit GIS-Programmen kann damit eine räumliche Bilanzierung und Darstellung des Stickstoffumsatzes durchgeführt werden.

Figur 23 Regionalisierung der Modellierung des Stickstoffhaushaltes



Figur 24 Verknüpfung Arc/Info und Berechnungsmodell

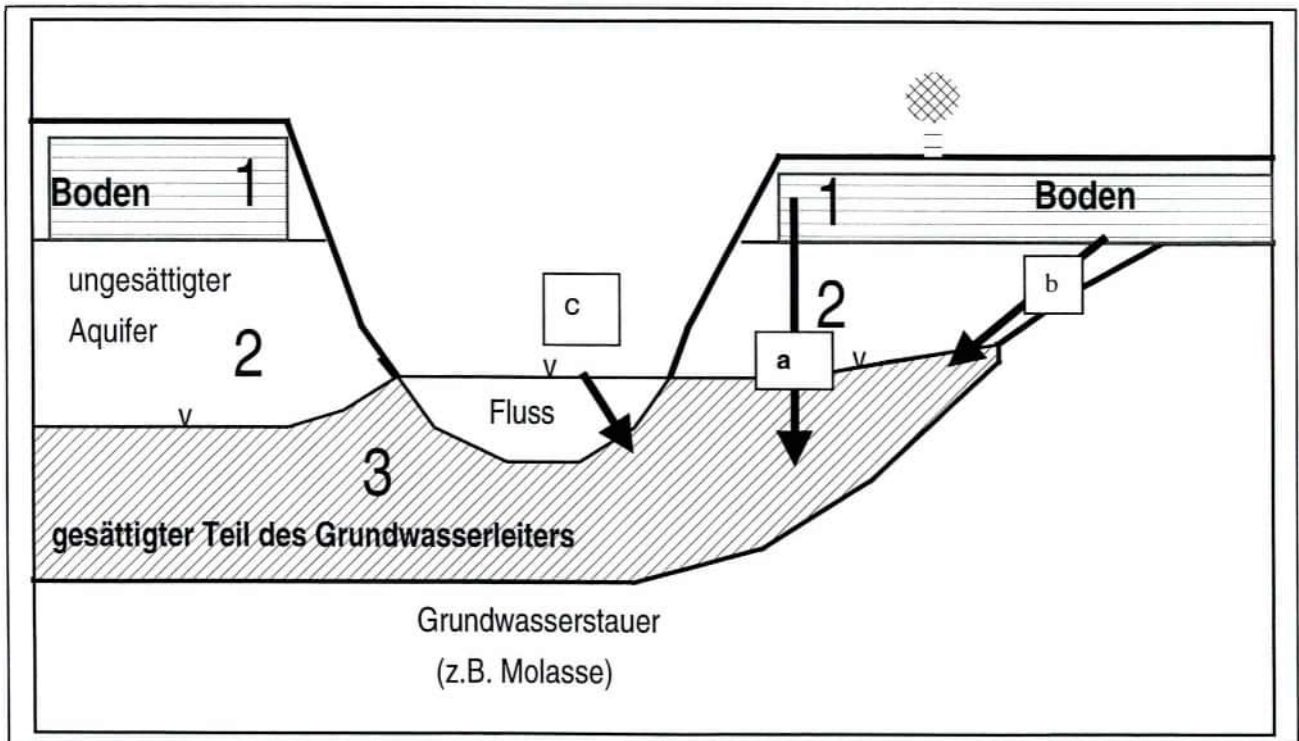


### 5.3 Berechnung der instationären Nitratreiträge ins Grundwasser

Die Berechnung der instationären Nitratreiträge ins Grundwasser stützt sich auf die für jeden Bodentyp und jede Kultur berechneten Stickstoffausträge aus dem Boden. Bei der Berechnung muss zwischen mehreren Fällen unterschieden werden (Figur 25):

- a) Nitratreitrag diffus ins Grundwasser über eine vertikal mehr oder weniger mächtige Sickerstrecke;
- b) Nitratreitrag ins Grundwasser als konzentrierter Randzufluss aus hydrogeologisch unterschiedlichen, seitlichen Teileinzugsgebieten.
- c) Nitratreitrag durch infiltrierendes Oberflächenwasser aus Bächen und Flüssen

Figur 25 Die Ebenen und Prozesse der Modellierung der instationären Stickstoff-Flüsse ins Grundwasser. 1: Boden mit Stickstoffumsatz; 2: ungesättigter Aquifer mit vertikaler Verlagerung; 3: gesättigter Aquifer mit horizontaler Verlagerung. N-Einträg durch diffusen Austrag (a); konzentrierter Randzufluss aus Einzugsgebiet (b) und Infiltration von Nitrat aus Oberflächengewässern (c)



Dies führt zu drei unterschiedlichen Berechnungsansätzen: Im ersten Fall (a) werden die Nitrateinträge ins Grundwasser räumlich differenziert für jedes über dem Grundwasservorkommen liegende Element abhängig vom Flurabstand berechnet. Im zweiten Fall (b) müssen die Nitratausträge eines Teileinzugsgebietes in Abhängigkeit der Böden, der Nutzung und der hydrogeologischen Randbedingungen berechnet werden und auf den Rand des Grundwasservorkommens bezogen werden. Im dritten Fall (c), der Infiltration besteht die Möglichkeit, die infiltrierte N-Fracht aus der Infiltrationsmenge und der im Oberflächengewässer auftretenden Nitratkonzentrationen zu bestimmen. Die Nitratkonzentrationen der Oberflächengewässer können entweder gemessen oder rechnerisch aus der Nitratauswaschung des Quellgebietes bestimmt werden.

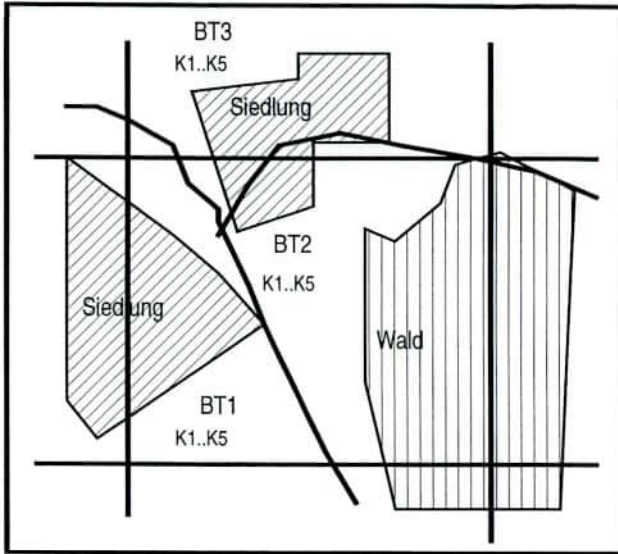
### **5.3.1 Fall a: Berechnung der direkten Einträge ins Grundwasser**

Die Basis der Berechnung der diffusen Nitrateinträge bilden die Elemente des Transportmodellnetzes (vgl. Fig.31, Kapitel 6). Jedes Element wird charakterisiert durch

- seine Gesamtfläche
- Anteile der verschiedenen Bodentypen der landwirtschaftlichen Nutzfläche
- Anteile der angebauten Kulturen pro Bodentyp mit den entsprechenden Nitratausträgen aus dem Boden
- Anteil Siedlungsfläche
- Anteil Waldfläche

Die instationären Einträge ins Grundwasser werden für jedes Element berechnet. Die Nitratauswaschung wird für jede Kombination von Kultur und Bodentyp täglich berechnet. Die resultierenden Auswaschungsganglinien werden flächenmässig gewichtet und für jeden Zeitschritt addiert. Für Siedlungs- und Waldflächen werden analoge Auswaschungsganglinien erstellt und mit derjenigen der landwirtschaftlichen Nutzfläche flächengewichtet verknüpft. Dies führt zu einer elementspezifischen instationären Auswaschung aus dem Oberboden (0-90 cm). Figur 26 stellt exemplarisch ein Element der Berechnungsebene dar. Es wird aufgebaut durch drei Bodentypen (BT1 bis BT3) sowie Siedlungs- und Waldanteil. Die landwirtschaftliche Nutzung wird hier zur Vereinfachung für alle drei Bodentypen als einheitlich angenommen (Kulturen K1 bis K5).

Figur 26 Element der Berechnungsebene bestehend aus landwirtschaftlicher Nutzfläche (Bodentypen BT1 bis BT3) sowie Siedlung und Wald. Die landwirtschaftliche Nutzung wird definiert durch die Kulturen K1 bis K5 mit entsprechenden Flächenanteilen.



Die elementspezifische Nitratauswaschung  $N_{a,e}(t)$  für das betrachtete Element ergibt sich pro Zeitschritt aus:

$$N_{a,e}(t) = \frac{\sum_{BT=1}^3 \left( \sum_{K=1}^5 N_{a,x}(t) \cdot \text{Fläche}(BT, K) \right) + N_{a,s}(t) \cdot \text{Fläche}_s + N_{a,w}(t) \cdot \text{Fläche}_w}{\text{Gesamtfläche}} \quad (46)$$

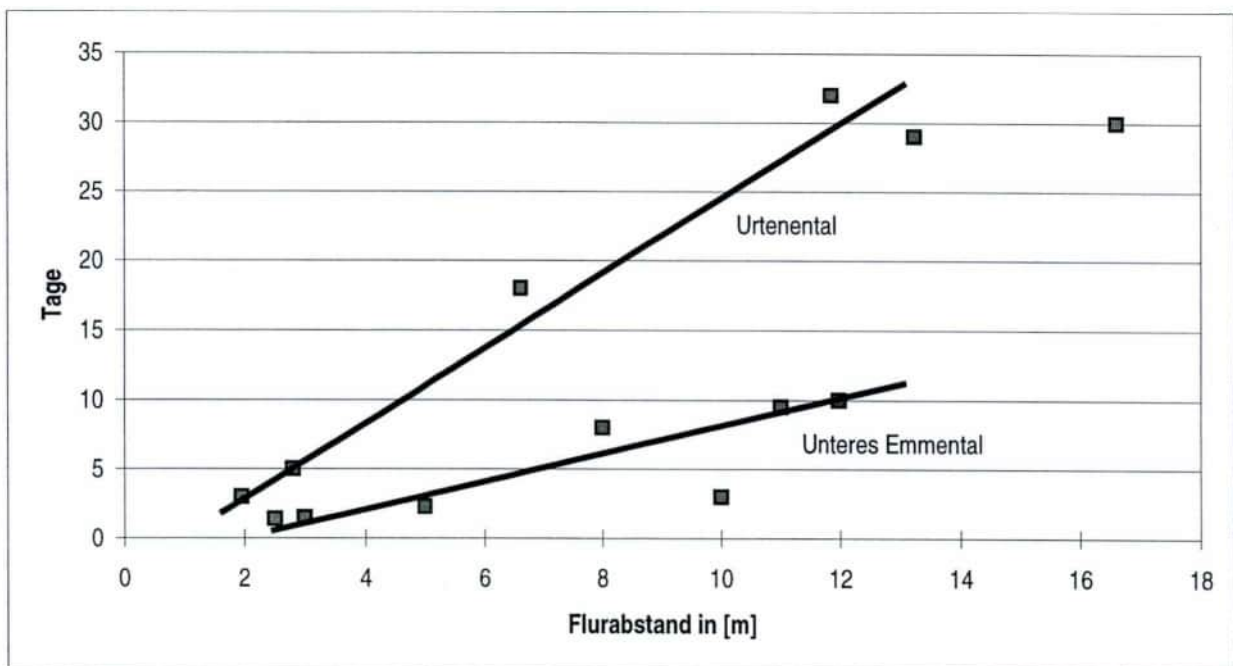
Die Nitratauswaschung  $N_{a,x}(t)$  für die einzelnen Kulturen und Bodentypen sowie für Siedlung und Wald werden in der  $\text{kg NO}_3^-/\text{m}^2\cdot\text{d}$  vorgegeben. Die Flächenangabe kann relativ oder absolut erfolgen.

### 5.3.2 Bestimmung der Verlagerungsparameter

Vor allem im Urtenental und in der Region Burgdorf folgt nach der Bodenschicht eine ungesättigte Zone von 10 bis 40 m Mächtigkeit, welche den zeitlichen Eintrag ins Grundwasser massgebend beeinflusst. Aufgrund von Ganglinienanalysen von durch direkte Grundwasserneubildung beeinflussten Messstellen im Urtenental und Unteren Emmental und dem Raum um Burgdorf konnte für ungesättigte Sickerstrecken von 2 bis 17 m Mächtigkeit die zeitliche Reaktion der Grundwasserspiegelbewegungen auf Niederschläge bzw. Sickerwasserbildung zwischen 1987 und 1992 betrachtet werden. Dabei wurden aus der Bewegung der Grundwasserspiegel die täglichen Grundwasserneubildungsraten bestimmt. Diese werden den täglichen Niederschlagshöhen bzw. der entsprechenden Sickerwasserbildung gegenübergestellt und die Zeitdifferenzen zwischen dem Einsetzen der Sickerwasserbildung und dem Beginn der Grund-

wasserneubildung, die Zeitdifferenzen zwischen den Maxima der Sickerwasserbildung und der Grundwasserneubildung bzw. die Zeitdifferenzen zwischen dem Ende der Sickerwasserbildung und der Grundwasserneubildung bestimmt. Die Ganglinien von Grundwassermessstellen weisen bei gleicher Ausbildung der Deckschichten eine vom Flurabstand abhängige Charakteristik auf. Die Reaktion des Grundwasserspiegels erfolgt bei kleinem Flurabstand schnell und differenziert. Je grösser der Flurabstand desto langezogener, gedämpfter und verzögerter ist die Reaktion (vgl. auch BLAU ET AL. 1983). Die Zeitdifferenzen in Abhängigkeit des Flurabstands aufgetragen ergeben folgendes folgende Bild.

Figur 27 Verzögerung (in Tagen) zwischen Sickerwasser- und Grundwasserneubildung in Abhängigkeit vom Flurabstand in Meter.



Die Zeitverzögerung zwischen den Maxima der Sickerwasserbildung und den Maxima der Grundwasserneubildung schwanken je nach Flurabstand und lithologischer Ausbildung der Überwasserspiegelzone zwischen 24 und rund 600 Stunden. Unter der Annahme, dass die Verlagerung eines Stoffes in der Überwasserspiegelzone durch einen quasi-stationären Wasserfluss erfolgt, kann aus der in Figur 27 dargestellten Abhängigkeit zwischen Flurabstand und Zeitverzögerung die mittlere Verlagerungsgeschwindigkeit abgeschätzt werden. Sie wird der mittleren Porenwassergeschwindigkeit  $v$  gleichgesetzt und schwankt v.a. lithologisch bedingt zwischen 1 und 5 cm/h. Die grössten Verlagerungsgeschwindigkeiten treten im Unteren Emmental bei vorwiegend Schottern, die kleinsten im Urtenental bei grosser Moränenüberdeckung auf. Im Urtenental liegt die mittlere Verlagerungsgeschwindigkeit bei rund  $2.0 \pm 0.5$  cm/h. Damit lässt sich die Stoffbewegung unter Annahme quasi-stationärer Fliessbedingungen simulieren. Für den eindimensionalen stationären vertikalen Transport ohne Wechselwirkung gilt die Konvektions-Dispersions-Gleichung

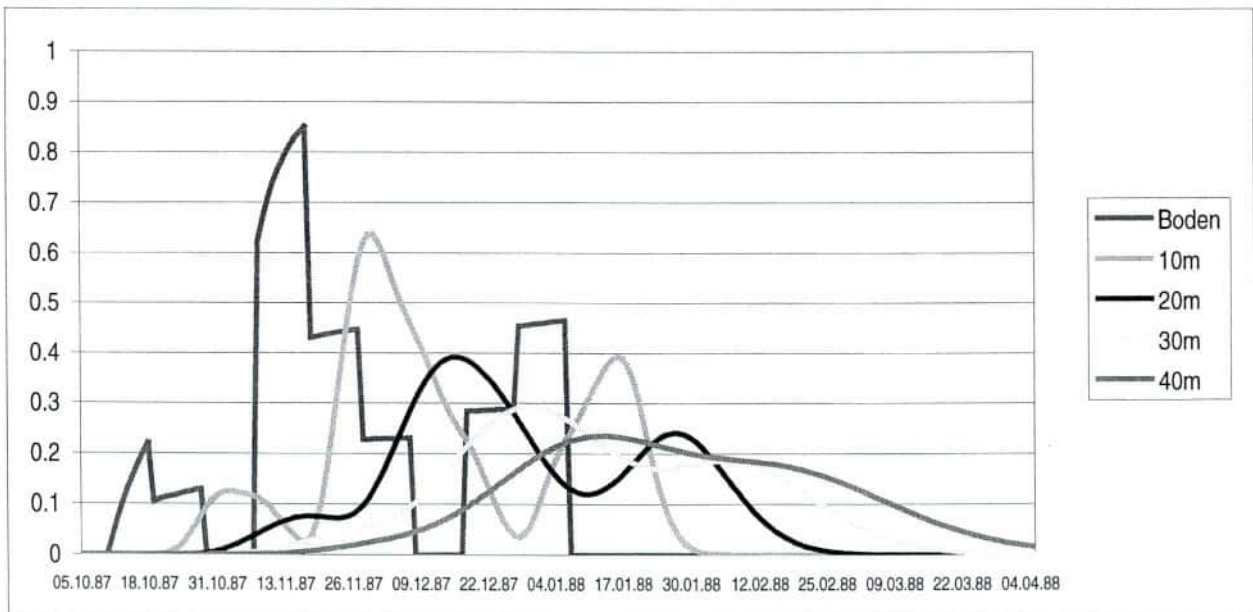
$$\frac{\partial c}{\partial t} = \mathcal{D} \cdot \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - v \cdot \frac{\partial c}{\partial z} \quad (47)$$

Die aus Figur 27 bestimmten Verlagerungsgeschwindigkeiten werden zur expliziten Lösung der numerischen Approximation der Differentialgleichung (47) verwendet. Die Dispersion wird über das gesamte Profil als konstant angenommen. Die ungesättigte Zone wird in Kompartimente eingeteilt, wobei folgendes Stabilitätskriterium eingehalten werden muss:

$$v \cdot \frac{\Delta z}{2} \leq \mathcal{D} \leq \frac{\Delta z^2}{2 \cdot \Delta t} \quad (48)$$

Als Anfangsbedingung wird  $c(z,t=0) = 0$  angenommen. Die Stoffzuflüsse am oberen Rand werden für jeden Zeitschritt  $t$  durch die mit Gleichung 38 berechneten Ganglinie der elementweisen Nitratauswaschung aus dem Bodenhorizont vorgegeben. Jedem Element des Transportnetzes, welches gleichzeitig der Berechnungsebene des Stickstoffhaushaltes des Bodens entspricht, wurde aufgrund der Angaben in BIGLER ET AL. (1988) sowie BLAU ET AL. (1981 und 1983) ein mittlerer Flurabstand zugewiesen (operationell mit GIS). Bei Flurabständen kleiner 5 m wird auf eine Simulation der Verlagerung in der Überwasserspiegelzone verzichtet und direkt der Nitratreintrag in Grundwasser dem Nitrataustrag aus dem Boden (0-90 cm) gleichgesetzt. Die folgende Figur zeigt den Nitrataustrag aus dem Boden und die mit einer Verlagerungsgeschwindigkeit von 2.0 cm/h berechneten Nitratreinträge ins Grundwasser bei 10, 20, 30 und 40 m Flurabstand im Urtenental im Winterhalbjahr 1987/88.

Figur 28 Nitratreintrag ins Grundwasser abhängig von Flurabstand bei stationären Fließbedingungen ( $V=2.0$  cm/h) im Winter 1987/88



### 5.3.3 Fall b: Berechnung der indirekten randlichen Zuflüsse ins Grundwasser

Die Berechnung der instationären randlichen Zuflüsse ins Grundwasser aus den in Figur 2 dargestellten Teileinzugsgebieten erfolgt auf der Basis eines räumlich nulldimensionalen Modells für den Wasser- und Stofftransport. Die Verwendung eines Mischzellenansatzes eignet sich gut für die Betrachtung des flächenhaft eingetragenen Schadstoffes Nitrat. Zudem bietet ein abgeschlossenes Teileinzugsgebiet eine ideale Bilanzierungseinheit. Im Hinblick auf den Anwendungsbereich wird angenommen, dass Stoffeintrag immer mit Wassereintrag gekoppelt ist. Die Bilanzgleichung folgt aus der zweidimensionalen Transportgleichung durch Nullsetzen der räumlichen Ableitungen und Multiplikation mit dem in der Zelle enthaltenen Wasservolumen  $V$ :

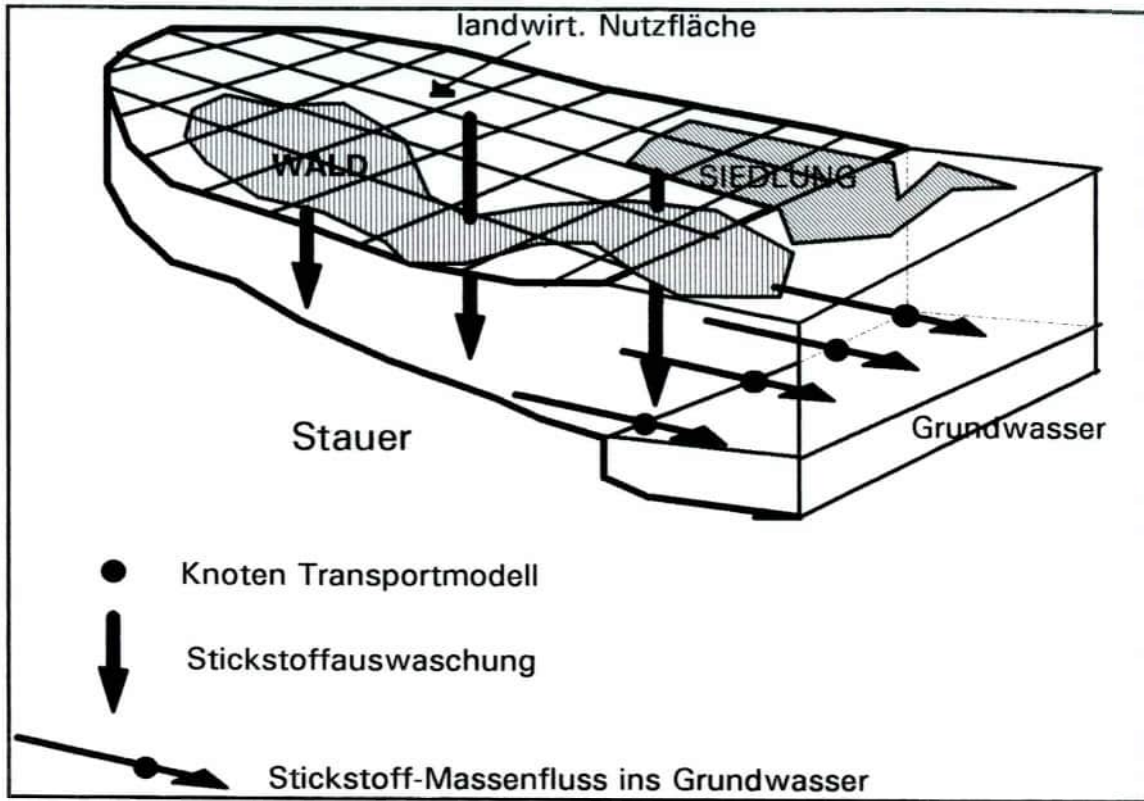
$$\frac{\partial (n_e V)}{\partial t} = (-V n_e - \sum_i Q_{out, i}) c + \sum_i Q_{in, i} \cdot c_{in, i} \quad (49)$$

mit  $n_e$  effektive Porosität,  $V$  Wasservolumen,  $Q_{in, out}$  Wasserzu- oder -wegfluss,  $c_{in}$  Konzentration im Zufluss und  $c$  Konzentration in der Zelle.

Durch die variablen Zugaben und Wegflüsse ist eine zeitliche Diskretisierung erforderlich und alle Eingabegrößen werden als Zeitreihen dargestellt. Als Wasserzuflüsse werden die täglichen Summen der Sickerwasserbildung des gesamten Teileinzugsgebietes (aus dem Wasserhaushaltsmodell) verwendet. Die Zeitreihen der Stickstoff-, resp. Nitratzuflüsse in die Mischzelle entsprechen (pro Zeitabschnitt  $(t, t+\Delta t)$ ) der Summe der landwirtschaftlichen Auswaschung plus der Summe der Auswaschung aus Wald und Siedlung. Diese werden für die Teileinzugsgebiete nach Gleichung 46 berechnet.

Die Wasserwegflüsse pro Zeiteinheit werden aus der instationären Strömungssimulation übernommen. Als Lösung erhält man für jeden Zeitschritt eine mittlere Konzentration bzw. einen Massewegfluss aus dem Teileinzugsgebiet in das Grundwasservorkommen. Die Verteilung der Masseflüsse auf die einzelnen Knoten des Transportmodells erfolgt abhängig von den hydrogeologischen Bedingungen (Anteil Basisabfluss in Oberflächengewässer etc.) sowie der massgebenden standörtlichen Nutzung (LN, Wald oder Siedlung). Die massgebenden Volumen  $V$  der randlichen Grundwasservorkommen wurden aufgrund der Angaben über die Stauer Oberfläche und der Höhe der randlichen Wasserzuflüsse ins Grundwasservorkommen des Urtenentals abgeschätzt.

Figur 29 Skizze der Modellierung der Stoff-Flüsse in Teileinzugsgebieten



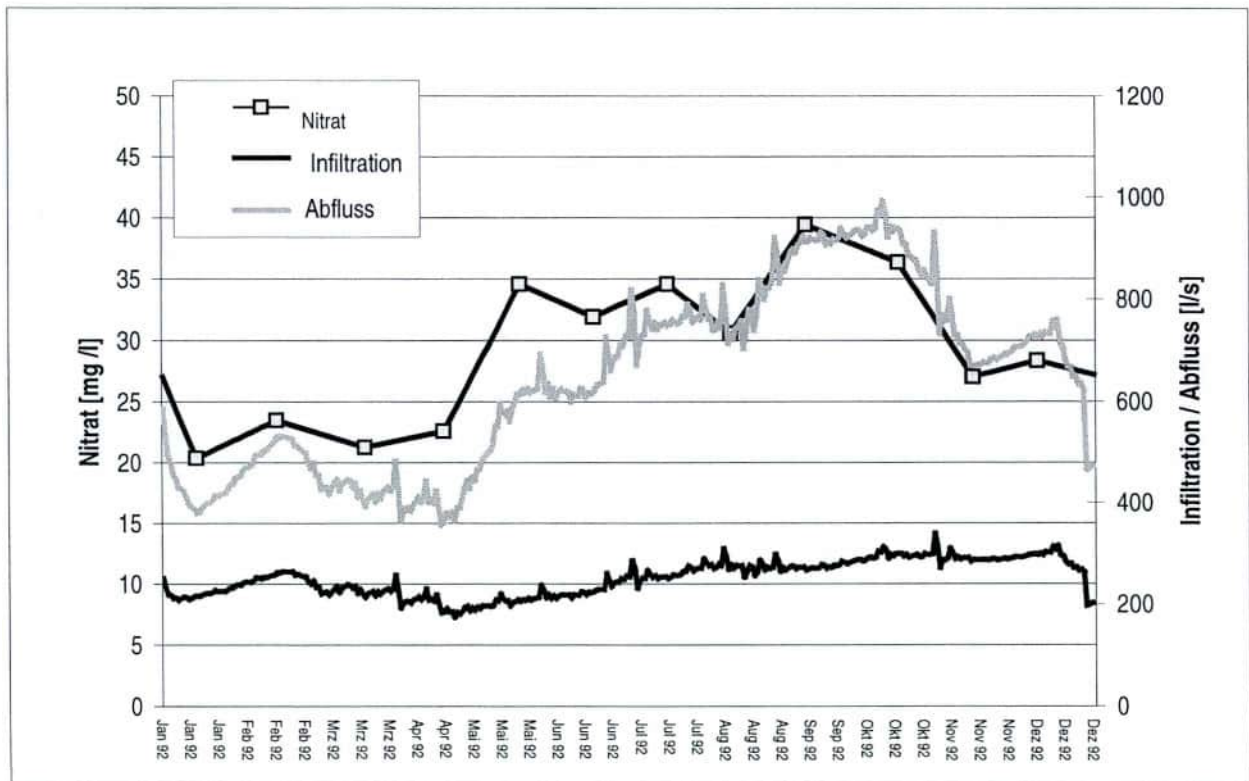
#### 5.3.4 Fall c: Bestimmung der infiltrierten Stickstoff-Frachten

Die Bestimmung der aus Oberflächengewässern ins Grundwasser infiltrierten Stickstoff-Frachten erfolgt pro Infiltrationsknoten des 2-D Grundwasser - Transportmodells durch Multiplikation der mit Hilfe des Strömungsmodells berechneten Infiltrationsmengen mit gemessenen Nitratgehalten im Oberflächengewässer. Die Infiltrationsmengen pro Knoten werden als Zeitreihe vorgegeben. Die Entwicklung der Nitratgehalten in den Oberflächengewässern sind im besten Fall durch monatliche bis zweimonatliche Messwerte gegeben, im schlimmsten Fall sind keine oder nur ein bis zwei Werte pro Jahr bekannt. Letzterer Fall trifft v.a. auf die kleinen Oberflächengewässer des Unteren Emmentals zu.

Wie Tabelle 22 (Kapitel 6) zeigt, sind die Infiltrationsmengen der Emme die wichtigsten Oberflächenwasserzuflüsse, die weiteren Oberflächenwasser liefern hingegen nur einen Bruchteil der Zuflüsse. Für die Emme und die Urtenen stehen vom kantonalen Gewässerschutzamt für die Jahre 1987 bis 1991 zweimonatlich Messwerte der Wasserqualität zur Verfügung. Die Nitratgehalten der Emme schwanken im Bereich der Infiltrationsstrecke zwischen Kirchberg und Aefligen zwischen rund 10 und 20 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ . Bei einer mittleren Infiltrationsmenge von 1500 l/s stabilisiert dies weiträumige die Nitratgehalten im Abstrombereich der Emme. Für die Urtenen

liegen für mehrere Messstellen z.T. monatliche Messwerte vor. Für die Infiltrationstrecke des Urtenen-Hauptkanals zwischen Zauggenried und Fraubrunnen, wo im Mittel rund 220 l/s infiltrieren, sind die Nitratwerte der Messstelle Neuhof, Zauggenried (UR52) massgebend. Die monatlichen Messwerte werden linear verbunden um eine kontinuierliche Ganglinie der Nitratgehalte zu erzielen. Das Produkt aus infiltrierter Wassermenge und Nitratgehalt ergibt die zeitliche Ganglinie der Nitratfracht. Die Gesamtfracht wird abhängig von der Diskretisierung des Modellnetzes auf die entsprechenden Infiltrationsknoten verteilt.

Figur 30 Gemessene Nitratgehalte UR52 (Quadrate), täglich berechnete Infiltrationsmengen 1992 im Hauptkanal der Urtenen zwischen Zauggenried und Fraubrunnen. Basis zur Berechnung der infiltrierten Nitratmengen im Hauptkanal über eine linearisierte Nitratganglinie.



Bei Oberflächengewässern mit wenigen oder keinen Nitratbestimmungen werden bei kleinen Infiltrationsmengen konstante Nitratgehalte und bei grösseren Infiltrationsmengen Ganglinien der Nitratgehalte vorgegeben. Die Ganglinien werden wie in Figur 30 dargestellt aufgrund von Messungen in Oberflächengewässern mit ähnlicher Charakteristik abgeleitet und gegebenenfalls der landwirtschaftlichen Nutzung bzw. den hydrogeologischen Randbedingungen des Einzugsgebietes angepasst.

## 6 Modellierung der Strömung und des Stofftransportes im Grundwasser

Die Ziele der Modellierung des Stofftransportes im Grundwasser bestehen in der Erfassung der Strömungs- und Stoffverlagerungsprozesse unter den gegebenen Umständen und der Berechnung zukünftiger Schadstoffkonzentrationen bei veränderten Bedingungen hinsichtlich des Stoffeintrages und hinsichtlich geänderter Nutzungsbedingungen.

Diese Ziele lassen sich durch deterministische Modelle auf der Basis partieller Differentialgleichungen erreichen. Problematisch ist dabei die grosse Unsicherheit bei der Berechnung bzw. Abschätzung der für die Lösung der Differentialgleichung notwendigen Parameter. Darauf wird im Rahmen dieser Arbeit nicht eingegangen. Bei der numerischen Lösung der Differentialgleichung bestehen hingegen keine grundsätzlichen Probleme, da hierfür je nach Fragestellung zahlreiche Programme zur Verfügung stehen.

### 6.1 Stofftransport

Die Modellierung des Stofftransportes gliedert sich i.a. in zwei Abschnitte: 1.) Berechnung der Grundwassersströmung und 2.) die Berechnung des Stofftransportes. Hierbei stellt das Grundwassermodell den wichtigsten Teil der Transportmodellierung dar, da der Stofftransport im wesentlichen durch advektive, d.h. an die Grundwasserströmung gekoppelte Verlagerung erfolgt. Für die Berechnung der Grundwasserströmung wird v.a. beim grossräumigen, regionalen Transport die Dupuitsche Näherung des Strömungsfeldes verwendet, bei der alle vertikalen Komponenten des Strömungsfeldes vernachlässigt werden. Vertikale Zu- und Abflüsse werden zu Quellen und Senken. Es gilt die zweidimensionale Strömungsgleichung:

$$\nabla T \partial h = S \frac{\partial h}{\partial t} + Q \quad (50)$$

wobei  $T$  die durch die Durchlässigkeit  $k_f$  und gesättigte Mächtigkeit  $m$  des Aquifers definierte Transmissivität und  $S$  den Speicherkoeffizienten darstellt. Bei freier Oberfläche ist die gesättigte Mächtigkeit  $m = h - \text{Stauerhöhe}$ . Der Speicherkoeffizient wird durch die effektive Porosität  $n_e$  ersetzt, da die Speicherung hauptsächlich durch die Bewegung des Wasserspiegels erfolgt.  $Q$  entspricht dem Zu- oder Wegfluss und  $dh/dt$  der zeitlichen Änderung des Potentials  $h$ . Zur Lösung dieser Gleichung bedarf es der Ermittlung der Transmissivitäten  $T$  und der Grundwasserneubildungsrate  $Q$  sowie der Definition der Randbedingungen. Dazu zählen neben Gebietsrändern mit vorgegebenen Potentialen oder vorgegebenen Zu- oder Wegflüssen auch die sogen. inneren Randbedingungen wie z.B. Förderbrunnen und In- und Exfiltrationszonen. Eine detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise der Bestimmung der äusseren und inneren Randbedingungen sowie der Grundwasserneubildungsraten zeigt BLAU et al. (1983).

Figur 31 zeigt das im Urtenental und Unteren Emmental aufgebaute Strömungsmodell. Es umfasst 703 rechteckige Elemente und 781 Knoten und bedeckt eine Fläche von ca. 85 km<sup>2</sup>. Der Modellrand entspricht der mittleren seitlichen Begrenzung des Grundwasserleiters. Die Knoten liegen möglichst auf bestehenden Aufschlüssen (Piezometer, Bohrungen, Grundwasserfassungen) oder auf dem Oberflächengewässernetz. Speziell hervorgehoben sind die Knoten mit vorgegebenen Randbedingungen (82 vorgegebene Randbedingungen 1. Art (Piezometerhöhen) und 186 Randbedingungen 2. Art (vorgeschriebene Flüsse). Zur Berechnung der Strömungsfelder wird ein an der VAW ETH-Zürich entwickeltes Modell verwendet (Troesch 1993).

Die Integration der Differentialgleichung (32) erfolgt dabei nach der Methode der finiten Elemente unter Anwendung des Verfahrens von Galerkin. Das Gleichungssystem wird iterativ mit Hilfe der Methode der konjugierten Gradienten gelöst.

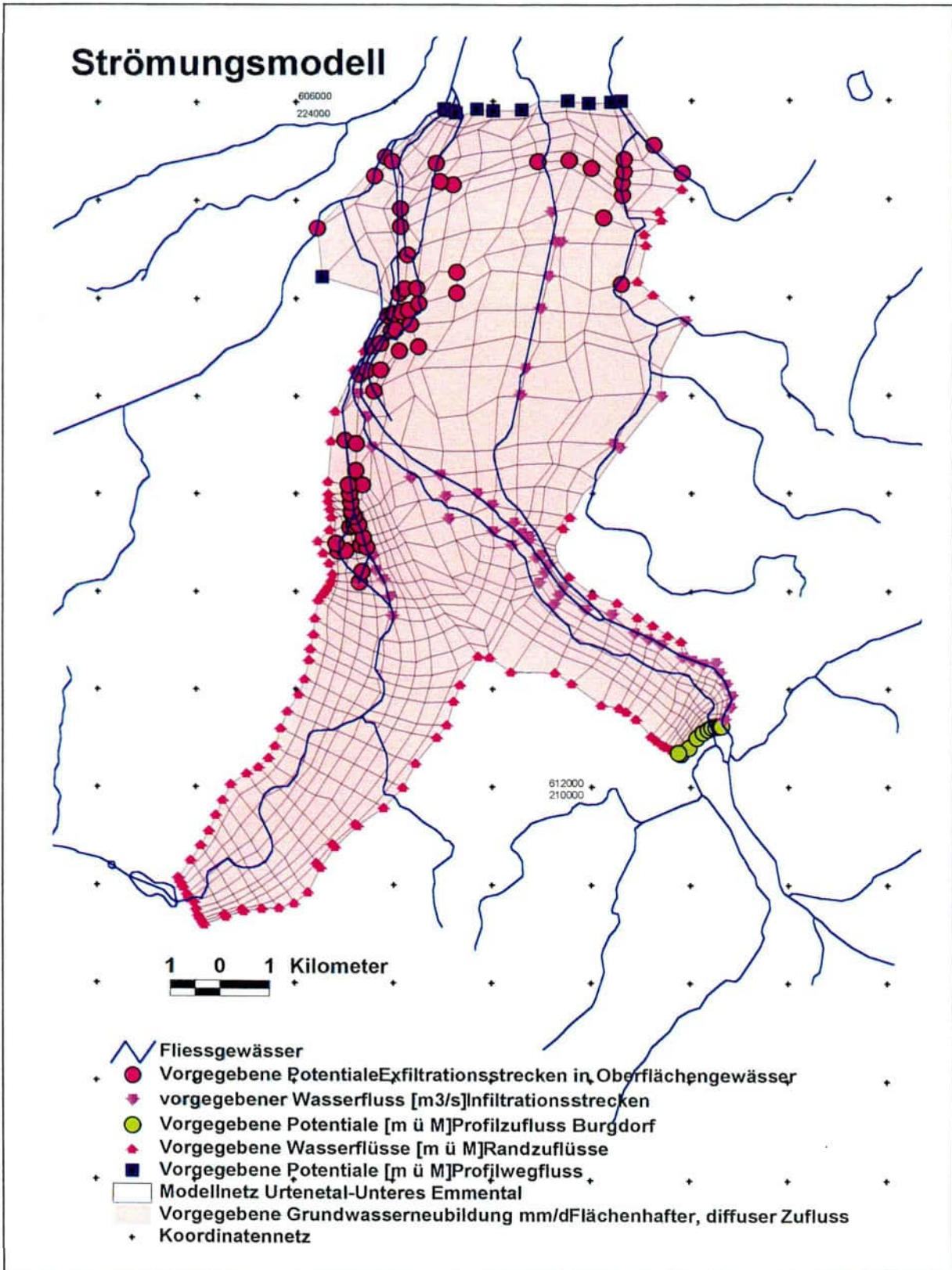
## 6.2 Eichung und Validierung

Die Eichung der elementweisen Durchlässigkeit  $k_f$  erfolgte für einen quasistationären Strömungszustand (16.08.1988) iterativ durch eine Stromstreifenverfahren durch Minimierung der Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen Wegflüssen und Potentialen an Beobachtungsstellen. Die elementspezifische Porosität  $n_e$  hingegen wurde mit Hilfe der insationären Eichung des Modells für das Jahr 1988 ausgehend von einem Schätzwert durch Minimierung der Abweichung der Summe der Abweichungsquadrate der an Beobachtungsstellen gemessenen und berechneten Ganglinien der Grundwasserstände ermittelt und in die Fläche übertragen. Die Figuren 32 und 33 zeigen die durch Eichung ermittelten elementspezifischen Durchlässigkeiten  $k_f$  bzw. Porositäten  $n_e$ . Die Validierung des Modells bzw. die Berechnung der für die Transportsimulation benötigten Potentialverteilungen erfolgte mit unabhängigen Datensätzen aus den Jahren 1987 bzw. 1989-93. Die Modellkennziffern des stationären Strömungszustandes vom 16.08.1988 sind in Tabelle 22 zusammengefasst.

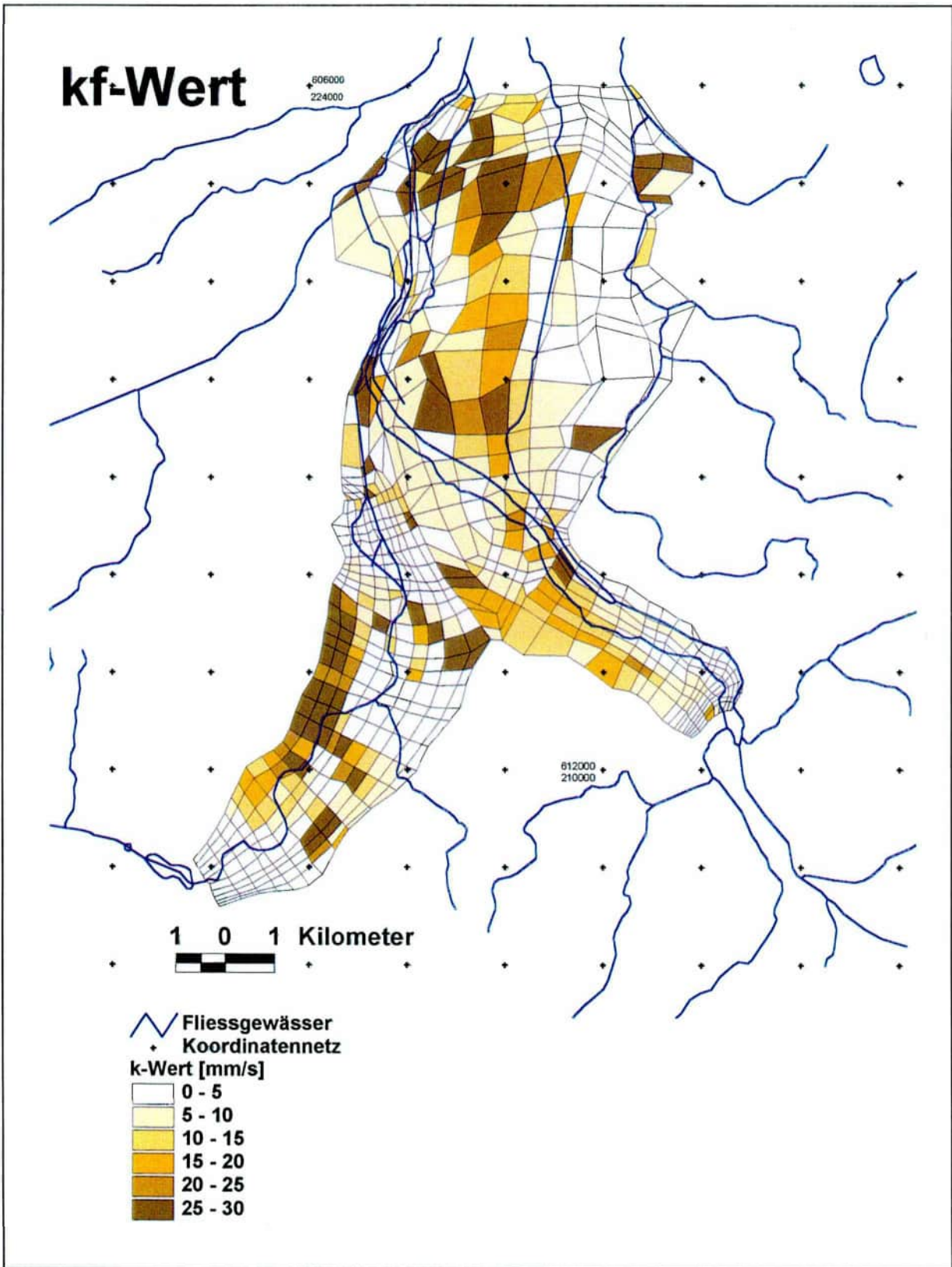
Tabelle 22 Modellkennziffern für den stationären Zustand 16.08.1988. Flüsse in l/s.

Profilzufluss	Burgdorf	830
	Moosseedorf	50
Infiltration aus Oberflächen- gewässern	Emme km 7.0 bis 16.0	250
	Emme km 1.3 bis 3.9	0
	Oesch	190
	Urtenen	180
	Kanalsystem und Ober- holzbach	60
		50
	Industriekanal	300
Direkte Grundwasserneubildung infolge Niederschlag		0
Randliche Zuflüsse		500
<b>Total Zuflüsse</b>		<b>4600</b>
Grundwasseraustritte	Emme km 0.0 bis 1.3	
	Emme km 3.9 bis 7.0	210
	Urtenen	870
	Limpach	215
	Oesch	380
	Kanalsystem	460
	Quellbäche	1520
Trink- und Brauchwasser		665
Profilwegfluss ins solothurnische Wasseramt		1030
<b>Total Wegflüsse</b>		<b>5350</b>
Zehrmenge infolge Rückgang des Grundwasserspiegels		690

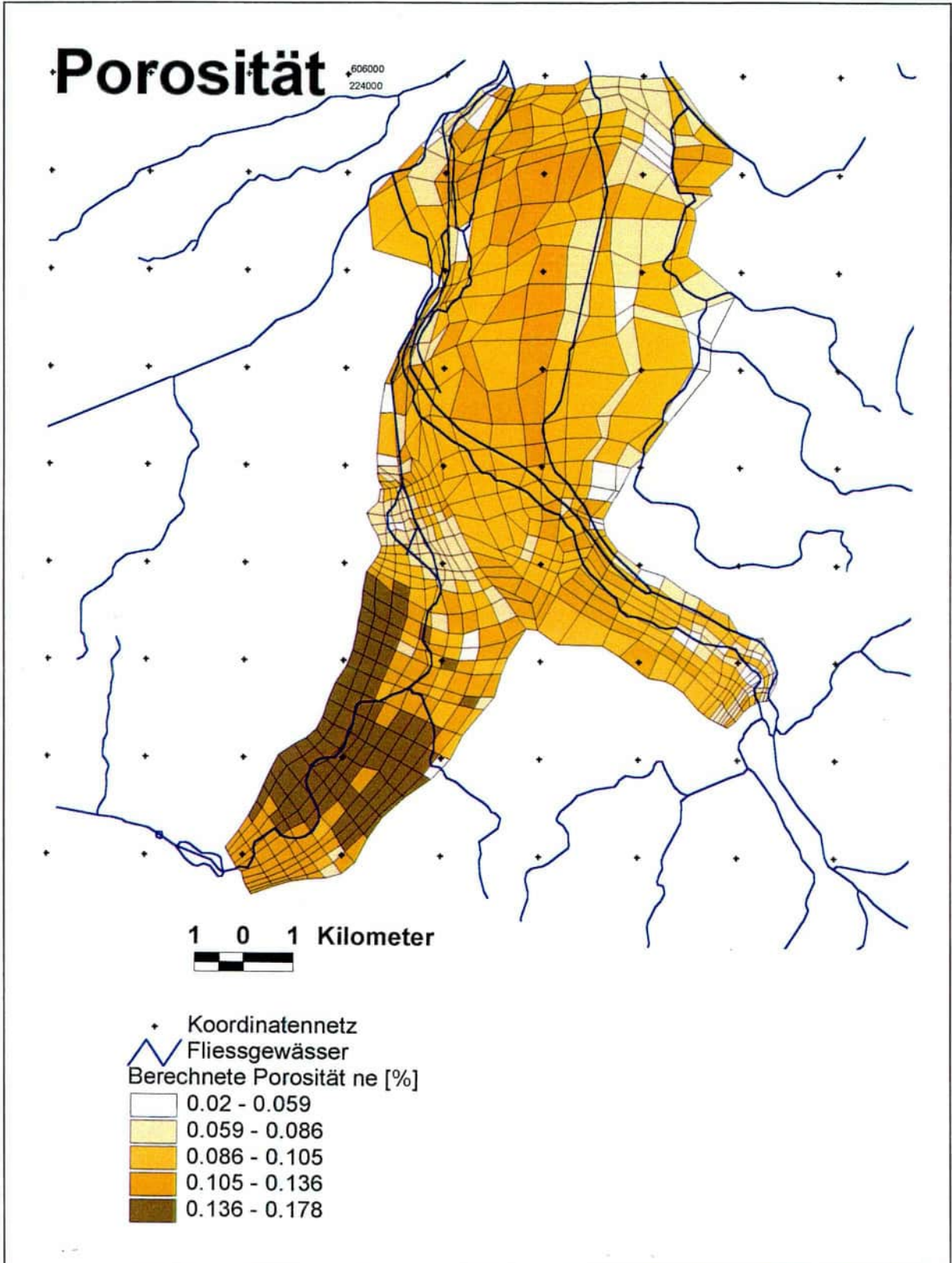
Figur 31 Aufbau des Strömungsmodells Urtenetal-Unteres Emmental. Räumliche Diskretisierung und Randbedingungen



Figur 32 Räumliche Verteilung der elementspezifischen Durchlässigkeit kf



Figur 33 Räumliche Verteilung der effektiven Porosität  $n_e$



Die Stoffverlagerung im Aquifer umfasst Konvektion und Dispersion. Unter bestimmten Voraussetzungen wird bei der Darstellung des Stoffhaushaltes im Grundwasser auch ein Stoffabbau oder eine -adsorption an die Kornmatrix zu berücksichtigen sein. Die zugrundeliegende Differentialgleichung zur Berechnung der Konzentrationsverteilung im Aquifer ist die Konvektions-Dispersions-Gleichung, die bei der Betrachtung der Stoffverlagerung in regionalen Größenordnungen wiederum wie das Strömungsmodell nur die Verfrachtung in zweidimensionaler horizontaler Richtung berücksichtigt. Die Gleichung der Stoffausbreitung für einen Grundwasserleiter variabler Mächtigkeit lautet

$$r m C_t + m u_i C_i - m (D_{ij} C_{i,j}) + R - q_{in} (C_{in} - C) = 0 \quad (51)$$

Dabei bedeutet C die Konzentration eines Stoffes,  $D_{ij}$  der Dispersionstensor,  $u_i$  die effektive Grundwassergeschwindigkeit, R der Stoffeintrag pro Flächeneinheit, r der Retardationskoeffizient, m die Mächtigkeit,  $C_{in}$  die Konzentration im Zufluss und  $q_{in}$  die Zuflussmenge. Für weitere Informationen vergleiche TROESCH(1993).

Wie bei der Strömungsgleichung müssen auch bei der Transportgleichung Parameter und Randbedingungen geschätzt bzw. bestimmt werden. Im Falle eines rein advektiv-dispersiven Schadstofftransportes ohne Abbau- und Adsorptionsvorgänge müssen als Parameter der Dispersionskoeffizient, die mittlere Abstandsgeschwindigkeit und die Stoffein- und -austräge vorgegeben werden. Zusätzlich muss als Anfangsbedingungen die Verteilung des Schadstoffes zur Zeit  $t = 0$  angegeben werden.

Aus den mit dem Strömungsmodell instationär für die Jahre 1987 bis 1993 berechneten Strömungszuständen lässt sich für jeden beliebigen Zeitpunkt bzw. Zeitraum aus der Potentialverteilung über das Darcy-Gesetz und die effektive Porosität das in der Transportgleichung benötigte Feld der Abstandsgeschwindigkeit bestimmen. Die Makrodispersion wird im Urtenental durch Auswertung von Konzentrationsdaten unter Annahme von konstanten Dispersivitäten ermittelt (KINZELBACH 1987). Im Unteren Emmental wird sie anhand der Resultate von HUFSCHMIED (1987) abgeschätzt.

### 6.3 Stoffeintrag

Die Stoffeinträge lassen sich bei der grossräumigen Betrachtung des Nitrattransport im Grundwasser unterteilen in die diffusen, flächenhaften Belastungen, die konzentrierten Randzuflüsse, Grundwasserzuflüsse über Profile und Infiltrationen aus Oberflächengewässern. Die diffuse Belastung fliesst als vorgeschriebener Massenfluss pro Flächeneinheit und Zeitinkrement und der konzentrierte Randzufluss als vorgeschriebener Massenfluss pro Laufmeter und Zeitinkrement (R) in die Berechnung ein. Die Profizuflüsse und die Infiltrationen werden aufgrund von Messungen im Grundwasser bzw. Oberflächenwasser als Ganglinien in der Form von Konzentrationen ( $C_{in}$ ) vorgegeben und mit den im Strömungsmodell berechneten Wasserzuflüssen ( $q_{in}$ ) im Quellenterm gekoppelt. Der Quellen- und Senkenterm zeigt, dass Konzentrationsänderungen nur auftreten, wenn C und  $C_{in}$  verschieden sind und das beim Zufluss von geringer belastetem Wasser eine Verdünnung der Konzentration im Aquifer entsteht. Bei Entnahmen von Wasser ist  $C_{in}$  immer gleich C und der Quellen- und Senkenterm entfällt.

Die Stoffausträge aus dem Grundwasser bestehen aus Exfiltrationen in Oberflächengewässer und Quellbächen, Profiwegflüssen und Entnahmen. Während sie im Strömungsmodell

als Randbedingung erster oder dritter Art behandelt werden, gilt im Falle der Transportmodellierung die sogen. freie Randbedingung (free exit boundary), welche in die numerische Lösung der Transportgleichung eingebaut ist. Es sind deshalb keine speziellen Vorgaben zu machen. Der Massenfluss über den jeweiligen Rand entspricht dem Produkt aus der Konzentration am Knoten und des im Strömungsteil bestimmten Wegflusses von Wasser. In Figur 17 sind für das Transportmodell Urtenental-Unteres Emmental das verwendete Finite Elementenetz (entspricht dem Stömungsmodell) sowie die entsprechenden Randbedingungen dargestellt. Detaillierte Angaben über den Aufbau eines Transportmodells, über die Behandlung der verschiedenen Randbedingungen sowie den Einbezug der vorgängig bestimmten Potentialfelder und Knoten- bzw. -wegflüsse liefert TROESCH (1993).

#### 6.4 Numerische Fehler

Bei der approximativen Lösung der Transportgleichung treten numerische Fehler auf, die als numerische Dispersion beschrieben werden und zu Stabilitätsproblemen führen können. Ihre Hauptursache liegt im advektiven Term der Transportgleichung. Sie führt entweder zu einem Verschmieren des Konzentrationsprofils oder zu einer Oszillation der Konzentrationsentwicklung, die zu negativen oder die Quellkonzentration übersteigenden Werten führen kann. Für die Lösung der Transportgleichung ist die Kontrolle der numerischen Dispersion unumgänglich. Sie wird durch die drei Faktoren räumliche Diskretisierung, Zeitschritt und Zeitgewichtung bestimmt. Die räumliche Diskretisierung wird durch die Netz-Peclet-Zahl ausgedrückt

$$Pe = \frac{v \cdot \Delta L}{D} \leq 2 \quad (52)$$

wobei  $v$  die Grösse des Geschwindigkeitsvektors,  $D$  der effektive Dispersionskoeffizient in Richtung der Geschwindigkeit und  $\Delta L$  der Länge des Elementes in Strömungsrichtung entspricht. Diese Netz-Peclet-Zahl gibt die maximale Länge der Elemente in Strömungsrichtung vor. Beim praktischen Einsatz eines Transportmodells kann dieses Kriterium vielfach nicht überall eingehalten werden. Da die Transportgleichung jedoch äusserst robust ist, können einzelne Elemente auch Peclet-Zahlen  $Pe \leq 4$  aufweisen, ohne dass grosse Probleme mit der numerischen Dispersion entstehen. Jedoch sollte das Peclet-Kriterium im Mittel über das gesamte Modellnetz erfüllt sein. Senkrecht zur Strömungsrichtung wird die räumliche Diskretisierung des Netzes bestimmt durch die Art der Stoffquelle und der erwarteten transversalen Dispersion. Bei flächenhaften Belastungen spielt die Art der Quelle eine untergeordnete Rolle und die Diskretisierung richtet sich hauptsächlich nach dem transversalen Dispersionskoeffizienten. Die Koeffizienten der Makrodispersion wurden im Urtenental unter Annahme eines stationären uniformen Strömungsfeldes aufgrund von Nitrat-Durchbruchskurven an mehreren Messstellen im Sommer 1988 näherungsweise bestimmt. Dabei wurde angenommen, dass die Nitratbelastung im Winter/Frühjahr als einmaliger Puls erfolgte. Mächtigkeit und mittlere Strömungsgeschwindigkeit wurden aus den Resultaten des Strömungsmodells abgeleitet. Die mittels eines nichtlinearen Optimierungsverfahrens (KINZELBACH 1987) angepassten Transportparameter ergeben longitudinale Dispersivitäten ( $\alpha_L$ ) von 80 bis 100 m und transversale ( $\alpha_T$ ) von 20 bis 30 m für das Grundwasservorkommen des Urtenentals.

Für das zweite Kriterium, die Netz-Courant-Zahl muss bei einer vernachlässigbaren Retardierung des Stoffes gelten

$$Cr = \frac{v \cdot \Delta t}{\Delta L} \leq \frac{Pe}{2} \quad (53)$$

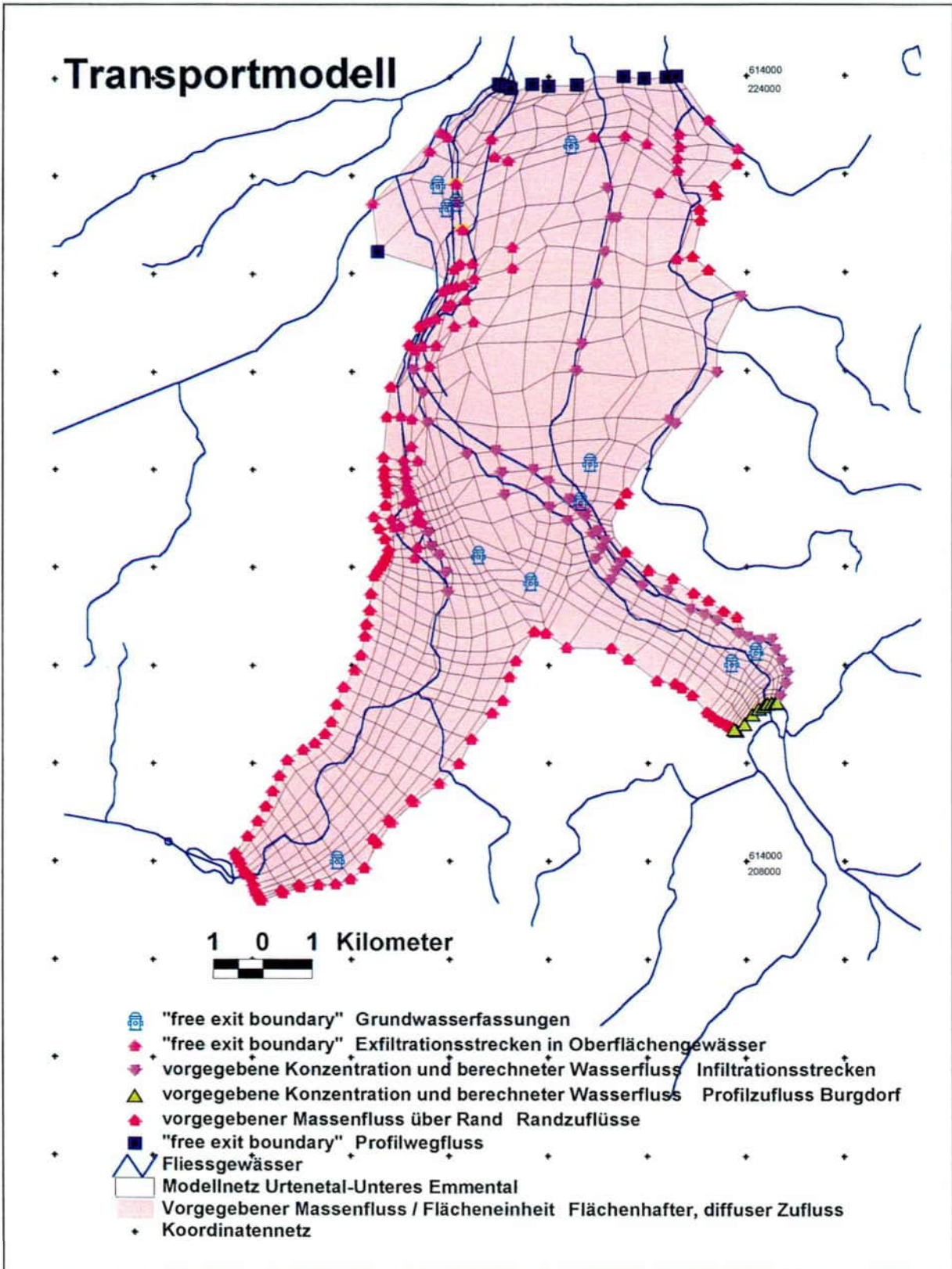
Physikalisch bedeutet dieses Kriterium, dass ein Stoffteilchen, welches sich mit der Geschwindigkeit  $v$  bewegt, während eines Zeitschrittes nicht weiter als eine Elementlänge  $\Delta L$  gelangen darf. Dieses Kriterium ist für jedes Element des Modellnetzes zu erfüllen.

Die räumliche Diskretisierung des bei der Simulation der Strömungsverhältnisse verwendeten Modellnetzes (Fig. 31) erfüllt mit longitudinalen Elementlängen von 140 bis 600 m im Mittel das geforderte Peclet-Kriterium von  $Pe \leq 2$ , wobei einzelne Elemente z.T. durchaus Peclet-Zahlen um 4 aufweisen können. Die Einhaltung des Courant-Kriteriums fordert aufgrund der Elementgeometrie und des Geschwindigkeitsfeldes einem Zeitschritt  $\Delta t$  von maximal 8 Tagen. In der folgenden Tabelle sind die charakteristischen Kenngrößen und Modellparameter zusammengestellt.

Tabelle 23 Charakteristische Kenngrößen und Modellparameter

Kenngrösse/Parameter	Symbol	Einheit	Urtenental	Unteres Emmental
Mächtigkeit		[m]	5-15 m	0 - 40 m
Flurabstand		m]	2 - 40 m	1 - 30 m
Mittlerer Gradient		[-]	$1.0 \cdot 10^{-3}$	$4.3 \cdot 10^{-3}$
Element-k-Wert		[m/s]	$7.4 \cdot 10^{-3}$	$8.2 \cdot 10^{-3}$
Porosität gesamt	n	[-]	0.3	0.3
Porosität effektiv	$n_e$	[-]	$0.11 \pm 0.03$	$0.09 \pm 0.02$
Strömungsfeld			instationär	instationär
Charakteristische Periode			1 Jahr	1 Jahr
Spezifischer Durchfluss	q	[m/Tag]	0.65	3.0
Grundwasserneubildung	GN	[mm/Tag]	0.8	1.2
Dispersivität longitudinal	$\alpha_L$	[m]	80 - 100	100 - 200
transversal	$\alpha_T$	[m]	20 - 30	30
Zeitliche Diskretisierung		[Tage]	7	7
Räumliche Diskretisierung		[m]	100 - 400	50 - 1000
Stoffeintrag			instationär	instationär
Abstandsgeschwindigkeit	v	[m/Tag]	5.9	34.0
Mittlere Aufenthaltszeit	$\tau$	[Tage]	660	190

Figur 34 Randbedingungen im Transportmodell Urtenetal-Unteres Emmental



## **7 Regionale Modellierung des Stickstoffhaushaltes 1987 bis 1993**

### **7.1 Grundlagen**

Die Modellierung des Stickstoffhaushaltes des Urtenentals zwischen 1987 und 1993 umfasst die Simulation von Stoffumsätzen und -flüssen in den drei Bereichen Boden, ungesättigte Zone und gesättigter Grundwasserleiter.

Mit den in Abschnitt 5 beschriebenen Modellansätzen ist es möglich, ausgehend vom Stickstoffumsatz einzelner Kulturlächen über die Regionalisierung den gesamten Stickstoffumsatz der landwirtschaftlich genutzten Flächen zeitlich und räumlich zu quantifizieren. Über die Nitratauswaschung aus dem Bodenhorizont werden die aquatischen Stickstoff-Flüsse der ungesättigten Zone des Grundwasserleiters sowie des Basisabflusses der Oberflächengewässer berechnet. Boden-, Bewirtschaftungsmassnahmen aber auch klimatische Effekte und geologische und hydrologische Randbedingungen wie z.B. Aufbau des Grundwasserleiters bzw. der randlichen Teileinzugsgebiete oder spezielle Infiltrationsverhalten werden dann bei der Berechnung des instationären Nitratreintrages ins Grundwasser gleichermaßen berücksichtigt.

Die Aufbereitung der Daten der vier Grundlagenebenen (Figur 23) erfolgt nach der in Kapitel 5.2 dargestellten Vorgehensweise. Im folgenden werden die aufbereiteten Daten kurz erläutert und wenn möglich kartographische oder tabellarisch dargestellt. Zu umfangreiche Datensets wurden auf Diskette bzw. einem ArcView-Projekt abgelegt und sind beim Autor einzusehen.

#### **7.1.1 Datenebene Boden**

Als Bodengrundlagen werden die in Tabelle 24 und 25 resp. Figuren 35 bis 37 dargestellten Bodentypen und Informationen zu Speichervermögen, Gründigkeit etc. verwendet. Sie decken die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche ab. Für die Siedlungs- und Waldflächen werden keine Bodendaten gebraucht, da keine Stickstoffumsätze simuliert werden und die Nitratauswaschungen aufgrund von Literaturangaben bzw. Messungen an Waldquellen abgeleitet werden.

#### **7.1.2 Datenebene Nutzung**

Die verwendeten Angaben bezüglich der räumlichen Verteilung von Wald, Siedlung, Acker- und Grünland sind in der Tabellen 26 für alle im Untersuchungsgebiet liegenden Gemeinden aufgeführt. Figur 38 stellt die räumliche Verteilung dieser vier Hauptbodennutzungsarten im Untersuchungsgebiet dar.

#### **7.1.3 Datenebene Bewirtschaftung**

Die Bewirtschaftungsangaben, bestehend aus Angaben über Kulturanteile, Fruchtfolgen, Düngung stützen sich auf Angaben von Buchhaltungsbetrieben, Arealstatistiken, Luftbilddauswertungen und Angaben der Bodenschutzfachstelle des Kantons Bern sowie der Projektgruppe Nitrat. Die Angaben wurden auf der Basis der Gemeinden regionalisiert und statistisch auf die Elemente der Berechnungsebene übertragen. Die gemeindeweise aufgegliederte Nutzung bzw. die Anteile der verschiedenen Kulturpflanzen sind in den Tabelle 27 und der Figur 39 zusam-

mengestellt. Die aus den Nutzungs- und Bewirtschaftungsdaten abgeleiteten wichtigsten 18 Fruchtfolgen im Untersuchungsgebiet stellen die Tabellen 28 bis 30 dar.

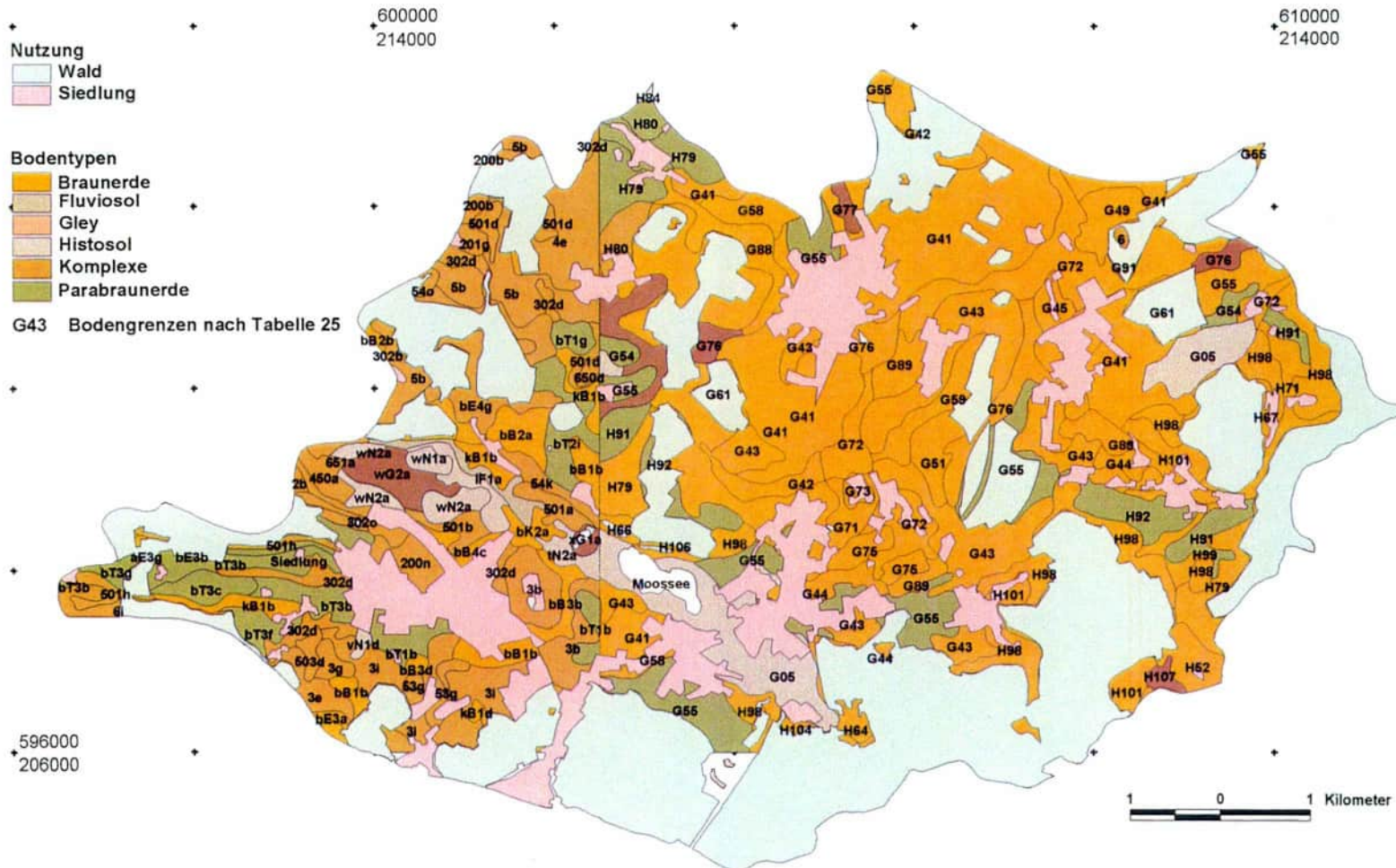
Tabelle 24 Im Urtenental ausgeschiedenen Bodentypen mit charakteristischen Parametern

Bodentyp	FK 0-20cm	FK 20-50cm	FK 50-90cm	Gründigkeit	Ntot-Gehalt [%]	PW 0-90cm	WS300cm
13	0.34	0.34	0.275	91.5	0.16	0.11	0.16
16	0.344	0.34	0.28	81.5	0.175	0.114	0.164
201	0.34	0.34	0.286	79	0.16	0.11	0.16
2	0.34	0.34	0.251	84	0.16	0.11	0.16
302	0.34	0.34	0.262	78	0.16	0.11	0.16
307	0.352	0.34	0.235	75.5	0.19	0.122	0.172
3	0.34	0.34	0.285	80	0.16	0.11	0.16
450	0.38	0.11	0	30	0.31	0.15	0.2
4	0.34	0.34	0.285	82.5	0.16	0.11	0.16
501	0.34	0.38	0.214	67	0.22	0.11	0.16
503	0.416	0.372	0.132	57	0.397	0.186	0.236
53	0.34	0.304	0.156	63.5	0.05	0.11	0.16
54	0.34	0.316	0.129	54.5	0.16	0.11	0.16
5	0.34	0.34	0.305	85	0.16	0.11	0.16
650	0.477	0.253	0.105	38	0.427	0.247	0.297
651	0.479	0.253	0.105	38	0.427	0.249	0.299
6	0.34	0.34	0.229	78	0.19	0.11	0.16
aE1	0.34	0.34	0.25	100	0.16	0.11	0.16
aE2	0.34	0.34	0.29	100	0.16	0.11	0.16
aE4	0.32	0.34	0.25	100	0.16	0.09	0.14
aE5	0.34	0.34	0.25	100	0.16	0.11	0.16
bB1	0.34	0.34	0.29	100	0.16	0.11	0.16
bB2	0.34	0.34	0.19	100	0.16	0.11	0.16
bB3	0.36	0.34	0.29	85	0.31	0.13	0.18
bB4	0.34	0.34	0.29	85	0.16	0.11	0.16
bE2	0.34	0.34	0.29	85	0.16	0.11	0.16
bE3	0.34	0.34	0.25	85	0.16	0.11	0.16
bE4	0.34	0.34	0.25	85	0.16	0.11	0.16
bK2	0.39	0.34	0.33	100	0.31	0.16	0.21
bT1	0.34	0.34	0.29	85	0.16	0.11	0.16
bT2	0.34	0.34	0.29	85	0.16	0.11	0.16
bT3	0.34	0.34	0.08	60	0.16	0.11	0.16
cE1	0.27	0.32	0.07	60	0.16	0.04	0.09
cE2	0.34	0.34	0.07	60	0.16	0.11	0.16
G05	0.65	0.65	0	50	0.7	0.42	0.47
G41	0.33	0.32	0.3	124	0.16	0.1	0.15
G42	0.33	0.32	0.3	115	0.16	0.1	0.15
G43	0.32	0.31	0.26	90	0.16	0.09	0.14
G44	0.32	0.31	0.26	90	0.16	0.09	0.14
G45	0.26	0.31	0.14	66	0.16	0.03	0.08
G49	0.33	0.32	0.3	98	0.16	0.1	0.15

Tabelle 25 Im Urtenental ausgeschiedenen Bodentypen mit charakteristischen Parametern  
(Fortsetzung Tabelle 24)

Bodentyp	FK 0-20cm	FK 20-50cm	FK 50-90cm	Gründigkeit	Ntot-Gehalt	PW 0-90cm	WS300cm
G51	0.32	0.31	0.17	66	0.16	0.09	0.14
G54	0.33	0.32	0.3	124	0.16	0.1	0.15
G55	0.32	0.31	0.26	90	0.16	0.09	0.14
G58	0.32	0.31	0.26	91	0.16	0.09	0.14
G59	0.32	0.25	0.15	62	0.16	0.09	0.14
G61	0.33	0.32	0.25	124	0.16	0.1	0.15
G62	0.32	0.31	0.22	95	0.16	0.09	0.14
G63	0.32	0.31	0.22	91	0.16	0.09	0.14
G71	0.33	0.32	0.3	124	0.16	0.1	0.15
G72	0.26	0.24	0.22	97	0.16	0.03	0.08
G73	0.32	0.31	0.33	90	0.16	0.09	0.14
G75	0.32	0.31	0.17	70	0.16	0.09	0.14
G76	0.32	0.31	0.26	90	0.16	0.09	0.14
G77	0.32	0.34	0.16	62	0.16	0.09	0.14
G88	0.32	0.31	0.26	90	0.16	0.09	0.14
G89	0.32	0.31	0.17	66	0.16	0.09	0.14
G91	0.37	0.4	0.09	57	0.31	0.14	0.19
H101	0.33	0.32	0.17	70	0.16	0.1	0.15
H102	0.33	0.32	0.3	124	0.16	0.1	0.15
H104	0.32	0.31	0.26	90	0.16	0.09	0.14
H106	0.29	0.26	0.14	62	0.16	0.06	0.11
H107	0.32	0.31	0.26	88	0.16	0.09	0.14
H52	0.32	0.34	0.26	90	0.16	0.09	0.14
H62	0.33	0.32	0.3	124	0.16	0.1	0.15
H64	0.31	0.32	0.25	124	0.16	0.08	0.13
H66	0.32	0.31	0.25	66	0.16	0.09	0.14
H67	0.32	0.34	0.13	62	0.16	0.09	0.14
H71	0.33	0.36	0.3	93	0.16	0.1	0.15
H79	0.33	0.32	0.3	124	0.16	0.1	0.15
H80	0.33	0.32	0.3	97	0.16	0.1	0.15
H84	0.33	0.32	0.3	124	0.16	0.1	0.15
H89	0.32	0.31	0.26	93	0.16	0.09	0.14
H91	0.32	0.31	0.26	114	0.16	0.09	0.14
H92	0.32	0.31	0.33	90	0.16	0.09	0.14
H98	0.33	0.32	0.3	90	0.16	0.1	0.15
H99	0.33	0.32	0.3	93	0.16	0.1	0.15
kB1	0.34	0.34	0.25	80	0.16	0.11	0.16
IF1	0.34	0.32	0.03	55	0.16	0.11	0.16
tN1	0.38	0.41	0	50	0.31	0.15	0.2
tN2	0.65	0.65	0	50	0.7	0.42	0.47
vN1	0.38	0.34	0	50	0.31	0.15	0.2
wG2	0.53	0.13	0	30	0.7	0.3	0.35
wN1	0.57	0.13	0	30	0.7	0.34	0.39
xG1	0.54	0.12	0	30	0.31	0.31	0.36
wN2	0.65	0.22	0	30	0.7	0.42	0.47

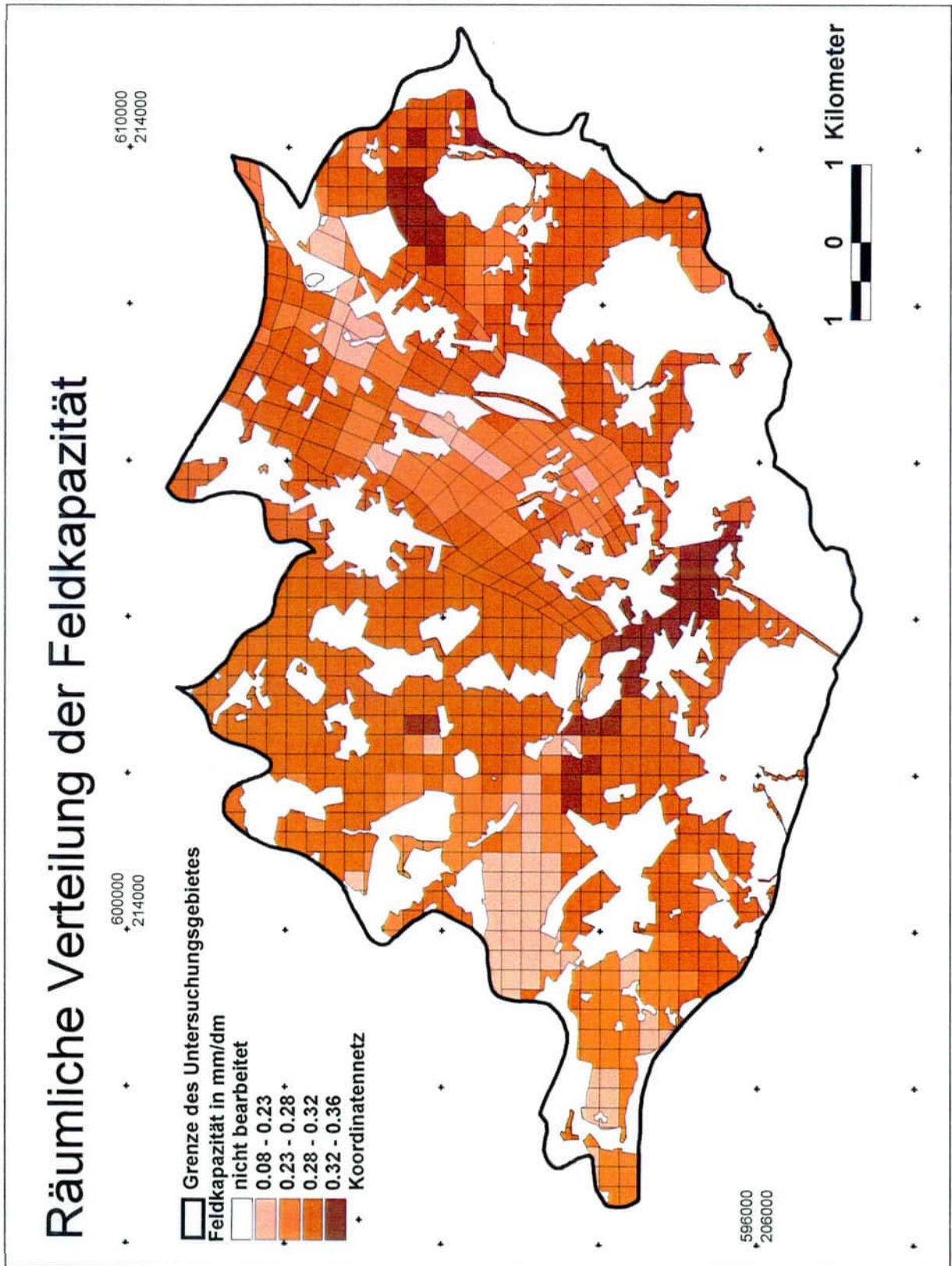
# Bodenkarte des Untersuchungsgebietes



Figur 35 Aus den Grundlagen (Kapitel 2) erstellte Bodenkarte im Urtenental

Figur 36

Auf die Berechnungsebene bezogene elementweise Verteilung des Bodenparameters Feldkapazität (flächen- und tiefengemittelt) auf der Grundlage der Bodenkarte (Fig. 35) und Tabelle 24. In [mm/dm]



Figur 37

Auf die Berechnungsebene bezogene elementweise Verteilung des Bodenparameters Gründigkeit (flächengemittelt). In [cm]

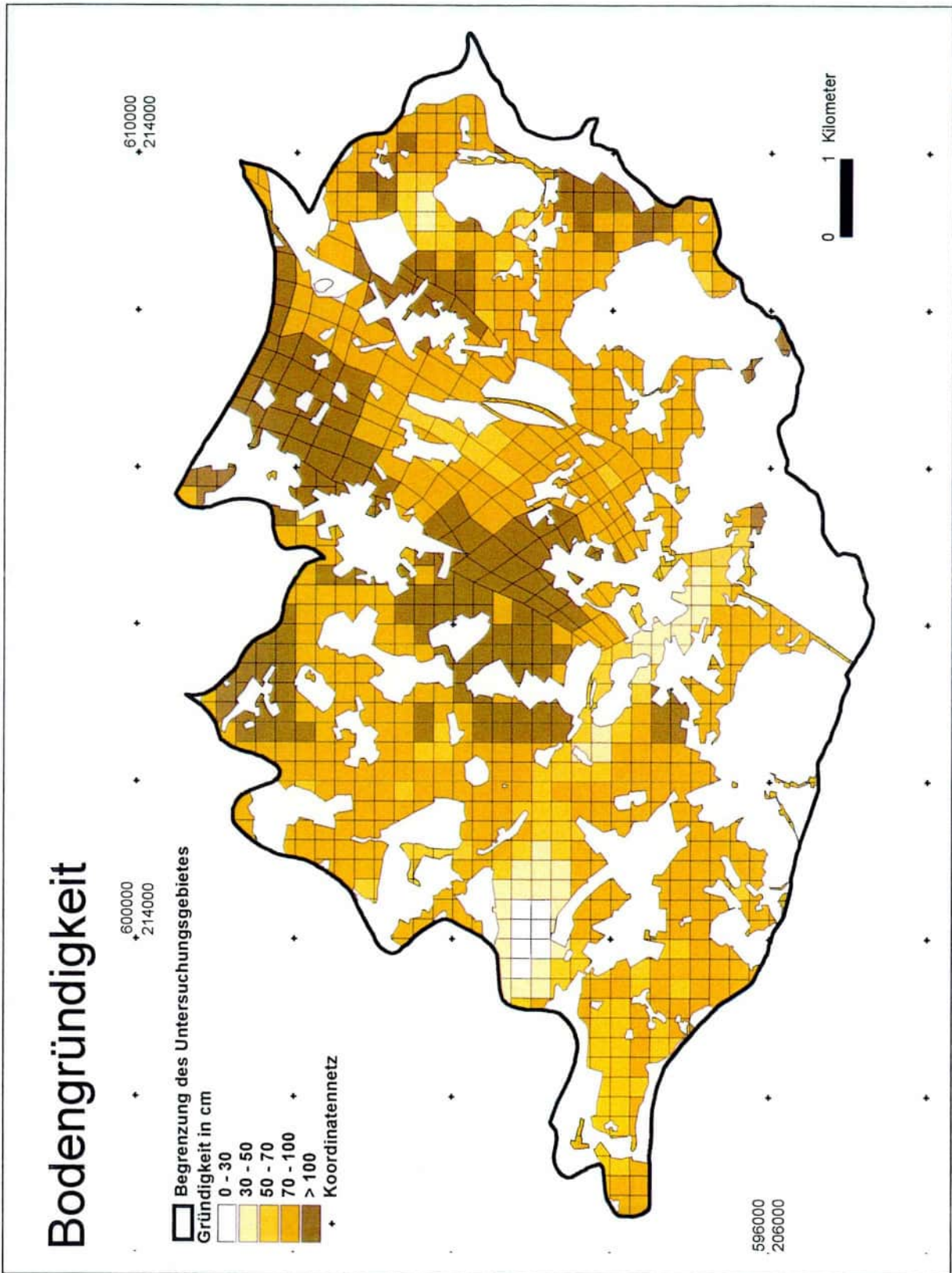
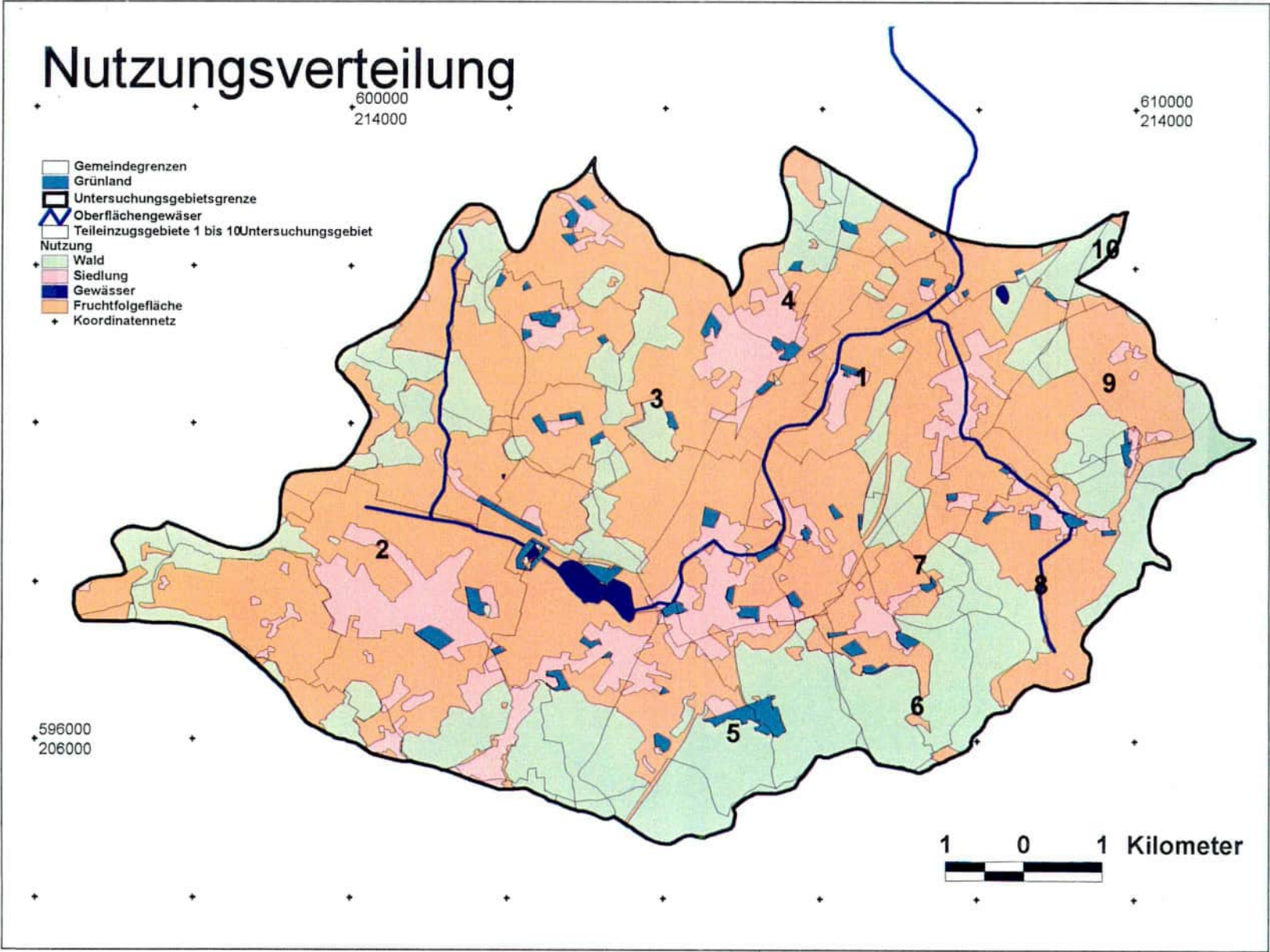


Tabelle 26 Nutzung pro Gemeinde (Flächenangaben in ha)

Gemeinde	Siedlung	Wald	Ackerland	Wiese	Seen	Gesamtfläche
BAERISWIL	32.13	207.99	112.86	20.39	0.00	373.37
BALLMOOS	5.08	44.80	91.46	18.73	0.00	160.07
BANGERTEN	1.46	39.93	57.89	7.15	0.00	106.43
BOLLIGEN	0.85	103.90	3.99	0.60	0.00	109.34
BURGDORF	0.00	45.98	0.21	0.07	0.00	46.26
DEISSWIL	7.38	73.84	126.51	29.68	0.21	237.62
DIEMERSWIL	34.02	73.93	186.02	25.37	0.00	319.34
GRAFENRIED	0.00	31.72	19.51	3.55	0.00	54.78
HINDELBANK	90.56	186.54	396.91	42.64	2.90	719.55
IFFWIL	23.69	65.44	165.44	24.28	0.00	278.85
JEGENSTORF	134.43	103.68	366.98	29.33	0.00	634.42
KERNENRIED	0.00	14.82	65.01	8.04	0.01	87.87
KIRCHLINDACH	0.11	22.33	33.37	4.99	0.00	60.80
KRAUCHTHAL	31.92	248.27	235.65	42.57	0.00	558.40
LYSSACH	0.00	32.32	8.90	0.99	0.00	42.21
MATTSTETTEN	30.60	69.57	208.41	10.51	0.00	319.08
MOETSCHWIL	9.42	55.42	144.63	27.55	0.00	237.01
MOOSSEEDORF	120.24	275.59	250.55	47.72	21.79	715.90
MUENCHENBUCHSEE	219.31	146.79	338.69	69.37	0.00	774.16
MUENCHRINGEN	16.11	5.16	180.19	12.94	0.06	214.47
RAPPERSWIL	1.36	32.11	46.01	6.87	0.00	86.35
SCHEUNEN	0.00	0.00	5.43	0.47	0.00	5.90
SCHUEPFEN	1.59	33.50	39.13	5.85	0.00	80.06
URTENEN	101.38	219.61	318.04	39.31	9.41	687.74
WIGGISWIL	5.33	2.77	106.71	14.55	0.00	129.36
ZAUGGENRIED	0.00	35.68	45.02	5.56	0.00	86.27
ZOLLIKOFEN	4.72	6.83	14.68	2.19	0.00	28.42
ZUZWIL	21.08	54.50	184.56	43.29	0.00	303.43
<b>Gesamtfläche</b>	<b>892.74</b>	<b>2233.05</b>	<b>3752.75</b>	<b>544.55</b>	<b>34.38</b>	<b>7457.46</b>

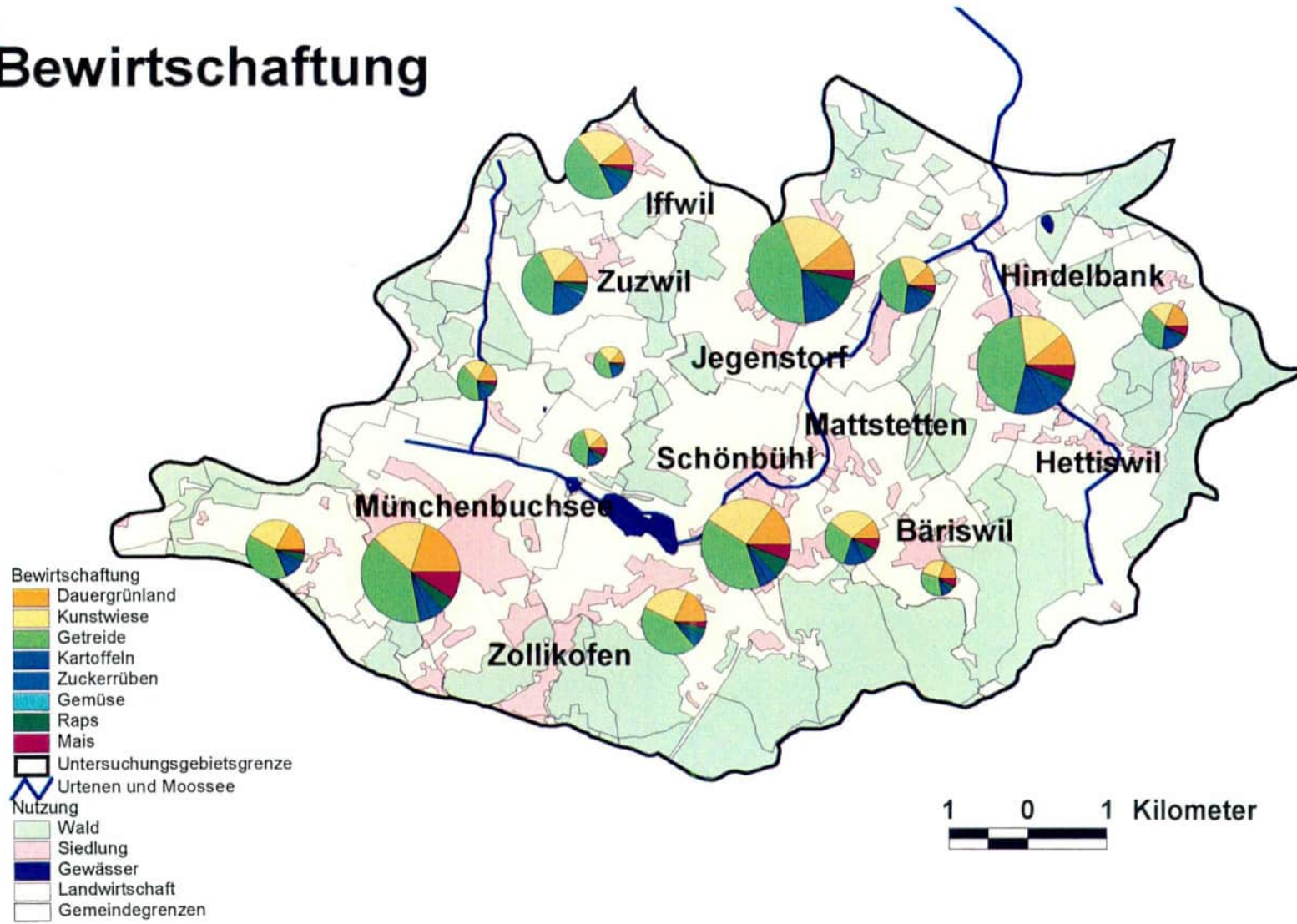


Figur 38 Verteilung der Nutzungstypen Wald, Siedlung, Acker und Grünland im Testgebiet Urtenental

Tabelle 27 Flächenanteile der verschiedenen Ackerkulturen im Testgebiet unterteilt in Gemeinden (Angaben in ha)

Gemeinde	Mais	Getreide	Rüben	Kartoffeln	Raps	Kunst- wiese	andere
BAERISWIL	17.32	36.64	4.40	10.79	7.73	35.98	0.00
BALLMOOS	9.92	30.85	2.20	16.53	6.61	25.35	0.00
BANGERTEN	4.55	21.46	2.60	9.11	0.78	18.86	0.52
BOLLIGEN	0.44	1.38	0.17	0.50	0.18	1.24	0.07
BURGDORF	0.02	0.07	0.00	0.03	0.01	0.07	0.00
DEISSWIL	12.49	43.73	9.37	10.93	7.81	32.80	9.37
DIEMERSWIL	19.03	67.64	8.46	21.14	10.57	59.19	0.00
GRAFENRIED	1.25	7.38	0.74	2.40	0.83	6.92	0.00
HINDELBANK	71.65	133.62	34.72	54.06	14.07	83.07	5.71
IFFWIL	19.73	64.13	9.87	16.51	5.69	49.52	0.00
JEGENSTORF	44.78	131.97	7.93	39.63	35.67	107.00	0.00
KERNENRIED	2.26	22.64	1.53	12.42	0.73	25.20	0.22
KIRCHLINDACH	3.68	11.55	1.42	4.22	1.57	10.40	0.54
KRAUCHTHAL	13.13	51.75	4.90	14.47	2.09	73.17	6.04
LYSSACH	0.89	2.57	0.49	1.38	0.20	3.16	0.20
MATTSTETTEN	21.89	58.67	5.47	27.15	13.13	80.56	1.53
MOETSCHWIL	20.66	46.49	6.89	20.66	1.72	43.04	5.17
MOOSSEEDORF	14.91	99.92	14.91	14.91	9.84	96.05	0.00
MUENCHENB.SEE	57.13	126.50	16.32	24.48	20.40	89.77	4.08
MUENCHRINGEN	27.23	54.46	8.69	27.23	9.66	49.44	3.48
RAPPERSWIL	5.08	15.92	1.96	5.82	2.17	14.28	0.79
SCHEUNEN	0.30	1.71	0.00	0.71	0.18	2.54	0.00
SCHUEPFEN	4.32	13.49	1.68	4.95	1.84	12.19	0.66
URTENEN	39.31	107.20	10.72	12.51	28.59	119.71	0.00
WIGGISWIL	13.34	41.23	2.43	13.34	7.28	21.83	7.28
ZAUGGENRIED	6.37	14.72	2.33	8.55	0.56	10.98	1.52
ZOLLIKOFEN	1.62	5.08	0.62	1.86	0.69	4.56	0.25
ZUZWIL	18.23	72.91	15.95	29.62	6.84	41.01	0.00
<b>Gesamt</b>	<b>451.54</b>	<b>1285.71</b>	<b>176.77</b>	<b>405.90</b>	<b>197.43</b>	<b>1117.87</b>	<b>47.42</b>

# Bewirtschaftung



Figur 39 Verteilung der Bewirtschaftungstypen im Testgebiet Urtenental (vgl. Tabelle 27)

Tabelle 28 Die 18 wichtigsten Fruchtfolgen im Urtenental mit Bewirtschaftungs- und Düngungsangaben (Typen 1 – 6)

Fruchtfolgen	1	2	3	4	5	6
Vorfrucht	Getreide mit ZF	Getreide mit Brache	Getreide	Getreide	Kartoffeln	Kartoffeln mit Brache
Ertrag (dt/ha)	65	65	65	65	450	450
Ernteresiduen	n	j	n		j	j
Erntetermin	August	August	August	August	September	September
Herbstdüngung	30 kg N/ha			50kg N/ha		
Termin	September			Oktober		
Folgekultur	Mais	Zucker- rüben	Getreide	Kunstwiese	Getreide	Mais
Saattermin	Mai	April	Anfang Nov	Oktober	Anfang Novr	Mai
Düngung kg N/ha						
1. Termin	85/Ende April	62/Anfang April	50/März	50/März	50/März	85/Ende April
2. Termin	65/Ende Mai	93/Mitte Mai	60/Mai	50/April	60/Mai	65/Ende Mai
3. Termin			50/Juni	50/Mai	50/Juni	

Tabelle 29 Die 18 wichtigsten Fruchtfolgen im Urtenental mit Bewirtschaftungs- und Düngungsangaben (Typen 7 – 12)

Fruchtfolgen	7	8	9	10	11	12
Vorfrucht	Kartoffeln	Zuckerrüben	Zuckerrüben	Zuckerrüben	Raps	Mais
Ertrag (dt/ha)	450	700	700	700		160
Ernteresiduen	j	j/n	j/n	j/n		n
Erntetermin	September	Okt/Nov	Okt/Nov	Okt/Nov		September
Herbstdüngung	50 kg N/ha					
Termin	Oktober					
Folgekultur	Kunstwiese	Getreide	Kartoffeln	Mais	Kartoffeln	Getreide
Saattermin	Oktober	November	Mitte April	Anfang Mai	Mitte April	Anfang Nov
Düngung kg N/ha						
1. Termin	50/März	50/März	30/Februar	85/Ende April	30/Februar	50/März
2. Termin	50/Mai	60/April	80/Anfang April	65/Ende Mai	80/Anfang April	60/April
3. Termin	50/Juni	50/Mai	90/Mitte Mai		90/Mitte Mai	50/Mai

Tabelle 30 Die 18 wichtigsten Fruchtfolgen im Urtenental mit Bewirtschaftungs- und Düngungsangaben (Typen 13 – 18)

Fruchtfolgen	13	14	15	16	17	18
Vorfrucht	Mais mit Brache	Mais mit Brache	Kunstwiese	Kunstwiese	Kunstwiese	Kunstwiese
Ertrag (dt/ha)	80	80	115	115	115	115
Ernteresiduen	j	j	n	n	n	n
Erntetermin	Oktober	Oktober	April bis Okt	April bis Okt	April bis Okt	April bis Okt
Herstdüngung			50 kg N/ha			
Termin			Oktober			
Folgekultur	Mais	Zuckerrüben	Kunstwiese	Kartoffeln	Getreide	Mais
Saattermin	Anfang Mai	Anfang April		Mitte April	Anfang Nov	Anfang Mai
Düngung kg N/ha						
1. Termin	85/Ende April	62/Anfang April	50/März	30/ Feb. März	50/März	85/Ende April
2. Termin	65/Ende Mai	93/Mitte Mai	50/April	80/Anfang April	60/April	65/Ende Mai
3. Termin			50/Juni	90/Mitte Mai	50/Mai	

Für die in den Tabellen 28 bis 30 dargestellten Fruchtfolgetypen (1 bis 18) sind herbstliche Nmin-Gehalte als Anfangsbedingung für die Simulation nötig. Da im Urtenental selbst nur für 1991 und 1992 vereinzelte Proben vorliegen, mussten die Startwerte aus den vorhandenen Messdaten der Projektgruppe Nitrat mittels der Gleichungen 39 bis 46 bzw. der Tabellen 16 und 17 abgeleitet werden. Für den Herbst 1987 wurden als Nmin-Gehalte der verschiedenen Vorfrüchte direkt die Werte aus Tabelle 31 entnommen. Für die folgenden Jahre wurden jeweils die Mittelwerte der berechneten Nmin-Gehalte Mitte November der betreffenden Kulturen/Fruchtfolge als neue Startwerte für das nächste Jahr verwendet, wobei sie jeweils mit den Mittelwerten der mittels Regressionsgleichungen berechneten Werte sowie der Angaben in Tabelle 31 auf ihre Güte kontrolliert wurden. Die verwendeten Nmin-Mittelwerte sind in der folgenden Tabelle dargestellt. Für Böden mit Mächtigkeiten unter 90 cm wurden die Nmin-Werte entsprechend der massgebenden Mächtigkeit verkleinert.

Die mittleren gemessenen herbstlichen Nmin-Gehalte der verschiedenen Kulturen sind hier nochmals dargestellt. Auffallend sind die signifikant abweichenden Gehalte im November 1991, die auf die hohen herbstlichen Temperaturen (Okt-Nov: 12.1 °C) und die spät einsetzende Sickerwasserbildung zurückzuführen sind.

Tabelle 31 Gemessene Nmin-Gehalte (kg N/ha) verschiedener Kulturen in den Jahren 1987 bis 1992 (Mittelwerte aus 11 Beratungsgebieten). FK = Folgekultur.

Jahr	Kunstwiese	ZR	Mais +Fk	Kart + Fk	ZF	Mais +Brache	Kart +Brache	Getreidebrache
1987	25	45	54	82	40	54	91	
1988	44	45	70	75	43	78	118	
1989	50	88	129	139	52	137	173	68
1990	45	50	60	104	50	71	142	92
1991	50	54	170	170	78	126	195	114
1992	43	45		104	65	84	134	
1993	30			61		116	130	

Tabelle 32 Berechnete zur Simulation verwendete mittlere, herbstliche Nmin-Gehalte im November in kg N/ha bezogen auf eine Bodenmächtigkeit von 90 cm. (FK = Folgekultur; B = Brache)

Vorfrucht	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Kunstwiese	25	39	50	43	52	41
Zuckerrüben+FK	45	43	64	48	54	43
Mais + FK	54	71	100	65	90	64
Kartoffeln + F	82	75	150	57	107	70
Getreide +ZF	40	43	50	45	78	36
Raps	40	43	50	45	78	36
Zuckerrüben +B	445	43	57	46	50	32
Mais + B	54	79	111	60	105	61
Kartoffeln + B	91	118	191	102	170	89

#### 7.1.4 Datenebene Teileinzugsgebiete

Als randliche Teileinzugsgebiete des Grundwasservorkommens wurden die in BALMER (1993a) ausgeschiedenen Gebiete verwendet (vgl. Figur 2). Die nach Kapitel 5.1.5 bestimmten Gebietsniederschläge und Klimadaten, bzw. abgeleitete Daten wie die potentielle Evapotranspiration sind beim Autor zusammengestellt und archiviert. Im folgenden findet sich hier nur eine kurze Zusammenstellung der Niederschlags- und Evapotranspirationssummen sowie der Temperaturminima, -mittel und -maxima und die mittleren Temperaturen der Zeitspanne Oktober-November der betrachteten Jahre.

Tabelle 33 Niederschlags- und Klimadaten der Jahre 1987 bis 1993 dargestellt für die Perioden Juli bis Juni

	1987/88	1988/89	1989/90	1990/91	1991/92	1992/93
Niederschlag [mm]	1105	848	902	534	871	1016
pot. ETP [mm]	622	679	637	583	725	678
Tmin [°C]	-4.8	-7.6	-4.4	-9.5	-9.9	-9.5
Tmit [°C]	9.74	9.42	9.39	8.55	9.28	9.59
Tmax [°C]	22.5	24.4	23.2	23.3	24.2	25.3
Tmit (Okt-Nov) [°C]	7.62	6.56	6.0	7.50	12.1	7.06

Die massgebenden Parameter für die Berechnung der instationären Randzuflüsse gemäss Gleichung 49 sind in der folgenden Tabelle dargestellt. Sie wurden aufgrund der gemessenen Abflüsse in den Oberflächengewässern der randlichen Teileinzugsgebiete nach den Angaben von BLAU ET AL. (1994/96) bestimmt. Die Volumen der wasserführenden quartären Ablagerungen der Teileinzugsgebiete wurden mittels GIS-Analysen aus Terrain- und Molasseoberfläche berechnet.

Tabelle 34 Berechnungsparameter der randlichen Teileinzugsgebiete

Teilgebiet Nr.	LN [km <sup>2</sup> ]	Siedlung [km <sup>2</sup> ]	Wald [km <sup>2</sup> ]	Anteil Basisabfluss [%]	V*ne [km <sup>3</sup> ]
2	14.249	3.447	6.567	80	0.014
3	7.010	1.306	1.638	41	0.011
4	0.795	0.344	0.768	0	0.008
5	1.940	0.488	4.601	4	0.016
6	1.078	0.264	2.368	15	0.01
7	0.673	0.022	0.833	0	0.005
8	3.640	0.389	2.356	81	0.025
9	2.626	0.162	1.113	0	0.013
10	0.026	0	0.159	0	0.0004

## 7.2 Stickstoffbilanzen der landwirtschaftlichen Flächen 1987 bis 1993

### 7.2.1 Stickstoffbilanzen nach Jahren

Die Stickstoffumsätze der Jahre 1987 bis 1993 belaufen sich auf N-Inpute zwischen rund 1000 und etwa 1150 t N/y und sind damit relativ konstant. Die Stickstoffwegflüsse aus dem System Boden schwanken in der gleichen Periode zwischen 900 und 1100 t N/y und liegen damit im Mittel knapp unter den Inputen, so dass eine Seicherung von Stickstoff im Boden stattfindet. Die zeitliche Variation der Stickstoffzu- und -wegflüsse ist in den betrachteten Jahren v.a. bei der Mineralisation, der Auswaschung und dem Pflanzenentzug relativ gross und führt zu einer unterschiedlichen Dynamik des Stickstoffhaushaltes.

Im folgenden sind die mittleren jährlichen Stickstoffzu- und wegflüsse für die Jahre 1987 bis 1993 zusammengestellt und kommentiert.

Tabelle 35 Jährliche Stickstoffumsätze der ackerbaulichen Nutzfläche (3752 ha) in Tonnen N/y (1992/93: Periode Okt. 1992 bis Juni 1993)

	1987/88	1988/89	1989/90	1990/91	1991/92	1992/93
Mineralisation	299	280	289	250	274	365
Düngung	665	699	624	665	665	624
Atmo. Deposition	182	149	168	182	182	126
<b>Input</b>	<b>1146</b>	<b>1128</b>	<b>1081</b>	<b>1098</b>	<b>1121</b>	<b>1115</b>
Auswaschung	267	216	170	116	194	305
Pflanzenentzug	770	768	905	770	866	659
Denitrifikation	24	22	28	22	24	24
<b>Output</b>	<b>1062</b>	<b>1002</b>	<b>1103</b>	<b>908</b>	<b>1084</b>	<b>988</b>
<b>Speicheränderung</b>	<b>85</b>	<b>121</b>	<b>-22</b>	<b>190</b>	<b>37</b>	<b>(127)</b>

Die Mineralisation schwankt zwischen 1987 und 1993 zwischen 250 und 365 t N/y. Dies entspricht Mineralisationsraten von 55 bis 84 kg N/ha\*y. Sie findet hauptsächlich im Frühling und Herbst sowie bei höheren Wassergehalten auch im Hochsommer statt (vgl. Figuren 41 bis 46). Die Düngung schwankt leicht je nach den Anteilen der angebauten Kulturen zwischen 624 und 699 t N/y. Der flächengemittelte Wert beträgt rund 183 kg N/ha\*y. Die atmosphärische Deposition ist im Modell an die Niederschläge gebunden. Sie unterscheiden sich innerhalb des Beobachtungszeitraumes stark. Die deponierten N-Mengen liegen zwischen 126 und 182 t N/y und sind somit etwa halb so hoch wie die Mineralisation bzw. rund ein Viertel so gross wie der Düngemittelinput. Da eine biologische N<sub>2</sub>-Fixierung nicht berücksichtigt wurde, sind die Mineralisation, die Düngung und die atmosphärische Deposition die einzigen Zuflussparameter, die in der Bilanz berücksichtigt werden. Die Stickstoffzuflüsse in der betrachteten Periode (Oktober bis Oktober) betragen je nach Klimaverlauf 1081 bis 1146 t N/y. Diese kleine Variation liegt u.a. in der vorgegebenen kleinen Variationsbreite des wichtigsten Input-Parameters Düngung. Die Mineralisation schwankt stark zwischen 250 und 365 t N/y bei einem Mittelwert von rund 293 t N/y. Auch die atmosphärische Deposition unterliegt Schwankungen um 50 %.

Die Stickstoffwegflüsse werden dominiert durch den Pflanzenentzug. Zwischen 660 und 905 t N/y werden damit dem Boden im Testgebiet entzogen. Dabei spielen neben den Anteilen der angebauten Kulturen (fruchtfolgeabhängig) die Witterung, d.h. Temperatur- und Wasserhaushalt eine tragende Rolle. Ebenfalls hohen Schwankungen ist die Höhe der Nitratauswaschung unterworfen. Diese variiert zwischen minimalen 116 und maximalen 305 t N/y. Dabei spielt der Wasserhaushalt, d.h. die Höhe und der Zeitpunkt der Sickerwasserbildung eine Rolle. Wie die folgenden Figuren zeigen, ist die Nitratauswaschung im Winterhalbjahr der massgebende N-Wegfluss aus dem Boden. Ihre Höhe liegt zwischen 10 und 30 % der Stickstoffzuflüsse. Die Denitrifikation spielt regional eine äusserst untergeordnete Rolle. Sie macht lediglich 2 bis 10 % der Stickstoffwegflüsse aus dem Boden aus.

Wie Tabelle 35 zeigt, sind die N-Wegflüsse stärkeren Schwankungen unterworfen als die N-Zuflüsse. Dies ist, wie folgende Tabelle zeigt, auf die Variation der Pflanzenentzüge und der herbstlichen Stickstoffmineralisation, aber auch auf die grossen Unterschiede in der Nitratauswaschung zurückzuführen. Es zeigt sich, dass die 1989 und 1991 im ganzen Kanton Bern gemessenen hohen Nmin-Gehalte zu einem grossen Teil durch die Kombination von sommerlicher Vorgeschichte und winterlicher Sickerwasserbildung erklärt werden können.

Tabelle 36 Gebietsgemittelte Werte des Stickstoffhaushaltes in kg N/ha (Grünland berücksichtigt)

kg N/ha	1987/88	1988/89	1989/90	1990/91	1991/92	1992/93
Herbstgehalte	45±5	67±7	75±8	56±6	83±9	73±8
N-Austrag	61.7±23	50±7	36±7	27±6	46±19	70±13
Mineralisierung	68±70	64±70	73±67	55±60	62±76	84±92
Pflanzenentzug	178±30	170±16	215±20	160±16	200±35	179±27
Atmo. Dep.	42±21	34±7	27±16	21±5	43±12	50±14
Düngung	183±21	183±21	183±21	183±21	183±21	183±21
Denitrifikation	5.6	5.0	5.6	5.6	5.6	5.6

Das warme und feuchte 1988 führt zu guten Mineralisationsbedingungen in den Böden, einem schnellen und guten Pflanzenwachstum und insgesamt zu einer beträchtlichen Netto-Mineralisation im Herbst 1988 (Figuren 41 und 42). Im Winter 1988-89 überwiegen bis auf eine kurze Zeit die Stickstoffzuflüsse die Stickstoffwegflüsse. Ausgehend von den Nmin-Gehalten im Herbst 1987 führt dies zu einer positiven Speicheränderung im Boden bis zum Herbst 1989 und zu den hohen gemessenen Nmin-Gehalten. Im darauffolgenden Jahr ist die Stickstoffbilanz ausgeglichen und rechnerisch tritt sogar eine leichte Zehrung der Nmin-Vorräte auf. Die im Boden gemessenen Nmin-Gehalte spiegeln dies mit kleinen Nmin-Werten deutlich wieder. 1990/91 wird weder stark mineralisiert noch extrem gedüngt und auch die atmosphärische Deposition liegt im Mittel. Die absolut höchsten gemessenen Nmin-Werte im Herbst 1991 für den Betrachtungszeitraum lassen sich durch die unterdurchschnittlichen Nitratauswaschungen im Winter 1989/90 und anfangs 1990/91 bzw. die unterdurchschnittlichen Pflanzenentzüge erklären. V.a. die Auswaschung im Winterhalbjahr 1990/91 beträgt mit 116 t N lediglich rund 30 % der mittleren langjährigen N-Auswaschung. Dies führt dazu, dass im Herbst 1991 rund 200 t N zuviel im Boden verbleiben und die Nitratauswaschung im folgenden Winter verstärken. 1992/93 ist mit 1016 mm Niederschlag nach den eher trockenen Jahren zwischen 1989 und 1991 wieder ein durchschnittlich nasses Jahr. Die winterliche Nitratauswaschung liegt nach einem warmen Herbst und einer Akkumulation von Nitrat im Boden bei überdurchschnittlichen 305 t N/y.

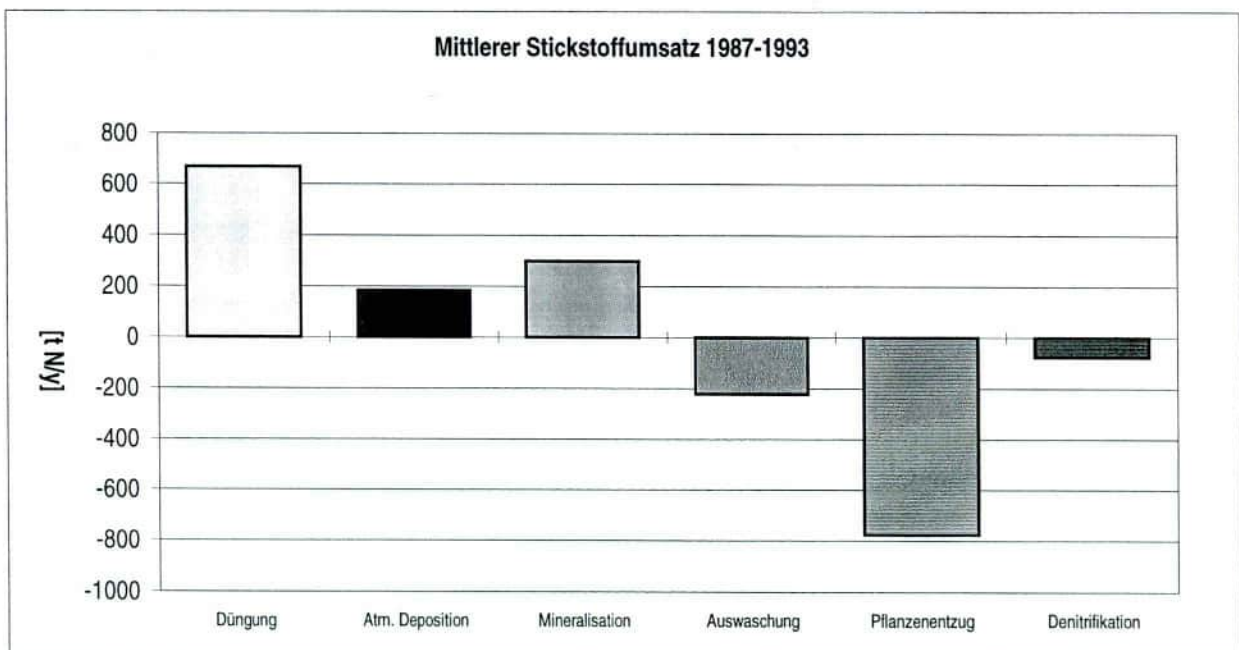
Tabelle 36 stellt die für die Ackerfläche gemittelten berechneten Werte der Mineralisation, Nitrat auswaschung, Pflanzenentzug, Düngung etc. sowie die berechneten herbsthlichen Nmin-Gehalte dar. Die grösste Variationsbreite weist aufgrund der unterschiedlichen Bodeneigenschaften die Mineralisation auf. Die Nitrat auswaschung zeigt für Jahre mit den höheren Sickerwasserbildungen (Winter 1987, 1988, 1991 und 1992) deutlich höhere Variationsbreiten als in den sickerwasserarmen Wintern 1989 und 1990.

Die Höhe der herbsthlichen Nitratgehalte wird einerseits durch den kulturspezifischen Stickstoffumsatz während der Vegetationszeit und andererseits durch die nach der Ernte auftretenden Mineralisations-, Immobilisations- und Denitrifikationsprozesse bestimmt. Diese sind abhängig von den klimatischen Bedingungen (Temperatur, Niederschlag bzw. Bodenfeuchte).

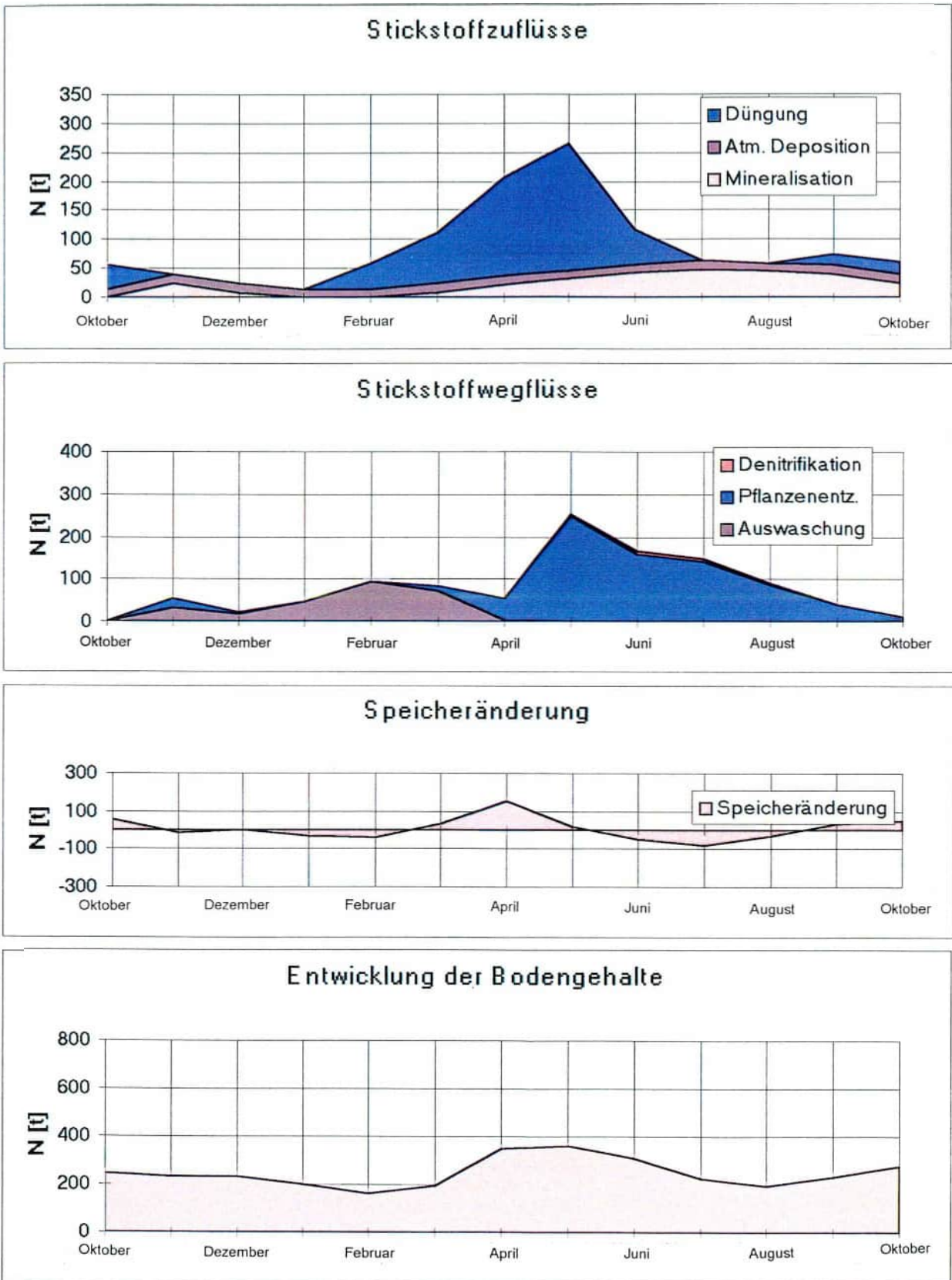
### 7.2.2 Mittlere N-Bilanz 1987-93

Die mittleren Stickstoffumsätze der Landwirtschaft (ohne Wiesland) weisen im Untersuchungszeitraum folgende Bilanzen auf: Zwischen 1987 und 1993 fließen im Mittel rund 1050 t N/y ins System (Düngung, atmosphärische Deposition, Mineralisierung etc.) und etwa 840 t N/y werden ihm entzogen (Pflanzenbedarf, Nitrat auswaschung und Denitrifikation). Rund 210 t N/y bleiben im Mittel im Boden gespeichert. Die Zuflüsse werden dominiert (50 bis 60%) durch die Düngung (Hof-, Handelsdünger und Klärschlamm). Die Stickstoffmineralisation aus dem N-Pool des Bodens bzw. aus Ernteresiduen, im Herbst stark mitbestimmend für die Nitratgehalte, liefert im Jahresdurchschnitt 25 bis 35 % der Zuflüsse. Als atmosphärische N-Deposition fließt der Rest zu. Durch den Pflanzentzug fließen 50 bis 70% weg, ausgewaschen werden 20 bis 40%. Die Denitrifikation resp. die Immobilisation spielt mit maximal 10 % eine untergeordnete Rolle. Die mittlere Stickstoffbilanz ist in der folgenden Graphik zusammengefasst.

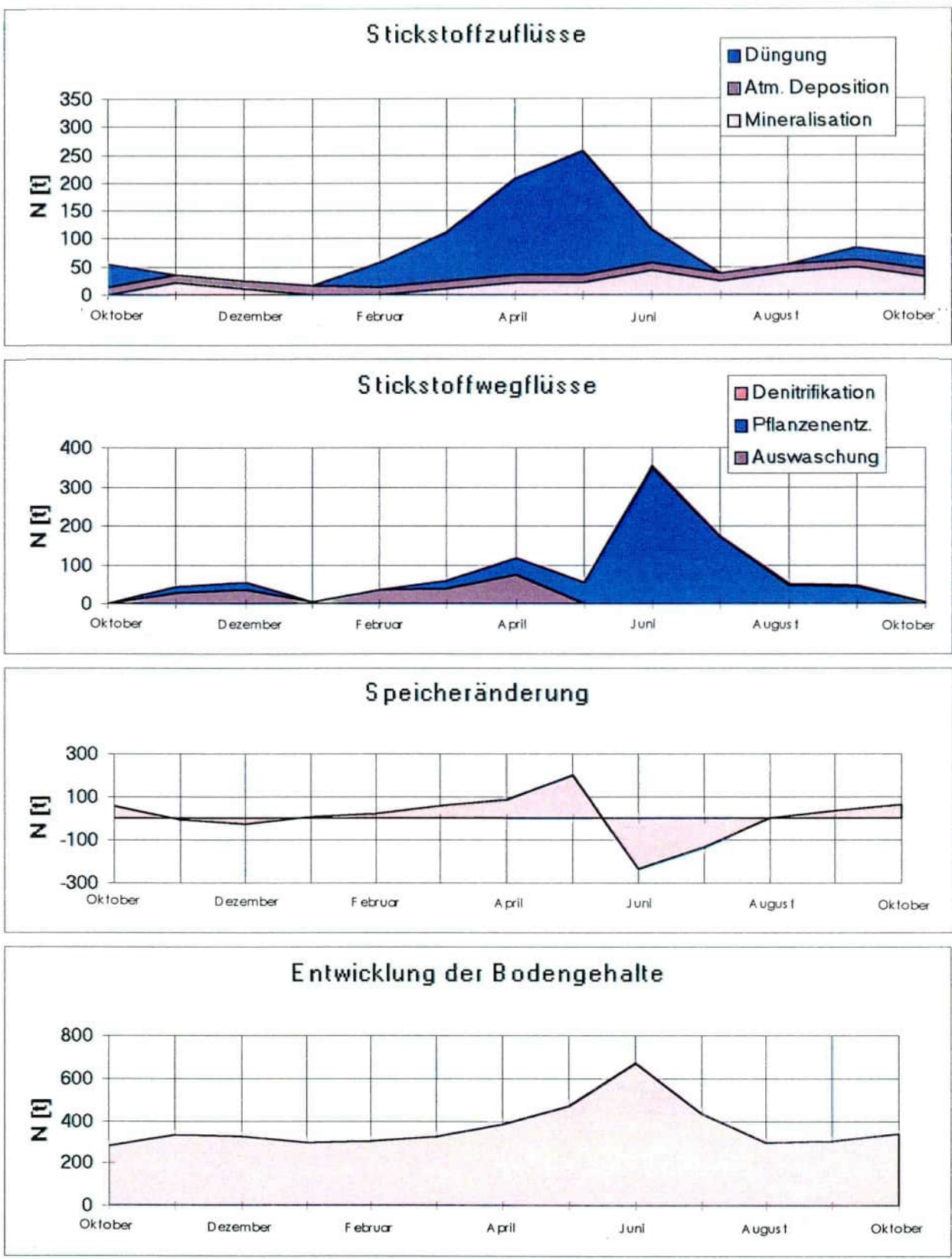
Figur 40 Mittlerer Stickstoffumsatz der Fruchtfolgeflächen (3752 ha) im Testgebiet Urtenental zwischen 1987 und 1993 in Tonnen Stickstoff pro Jahr



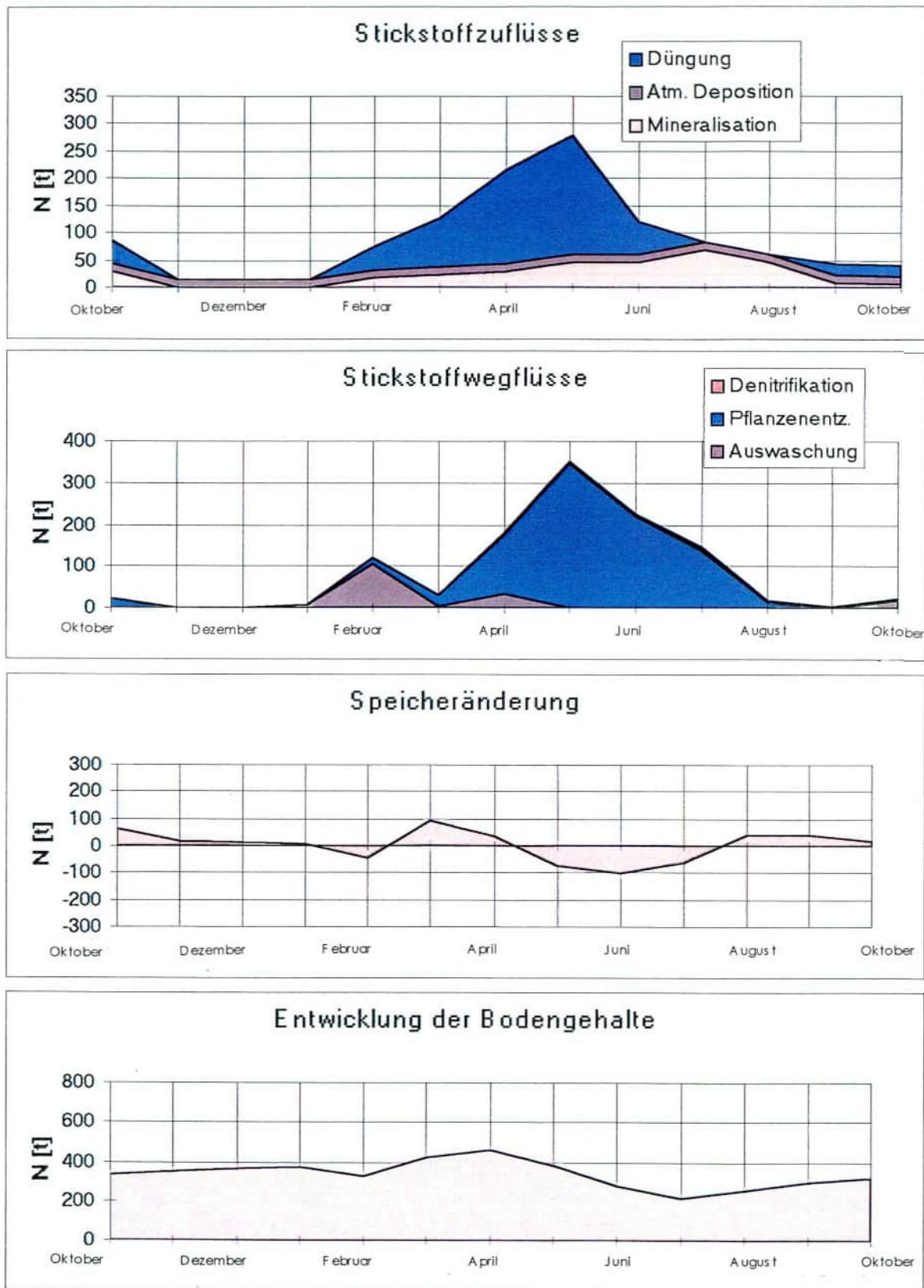
Figur 41 Stickstoff-Bilanz der landwirtschaftlichen Nutzfläche 1987-88 in [t N] (ohne Dauergrünland)



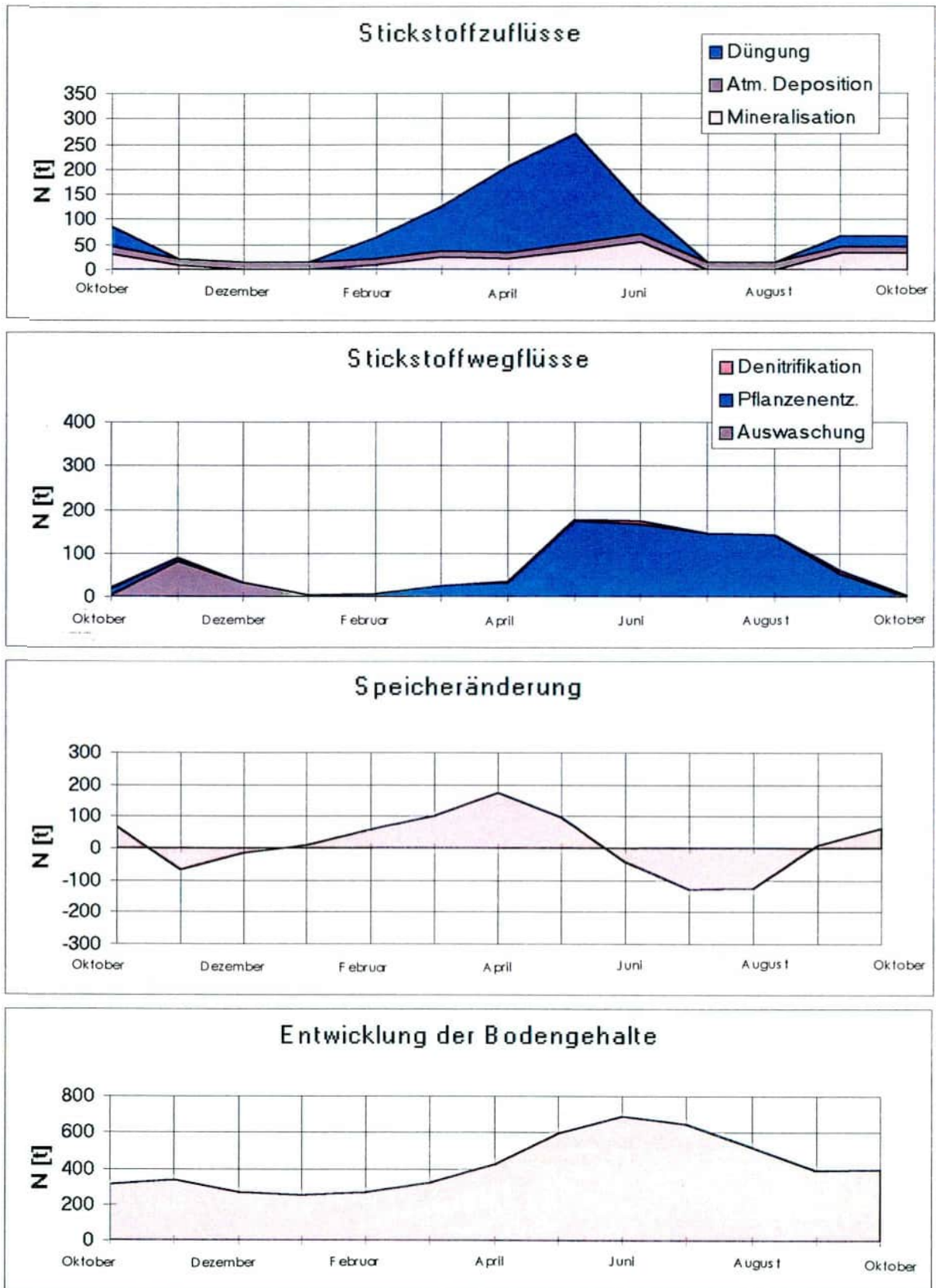
Figur 42 Stickstoff-Bilanzen der landwirtschaftlichen Nutzfläche 1988-89 in t N (ohne Dauergrünland)



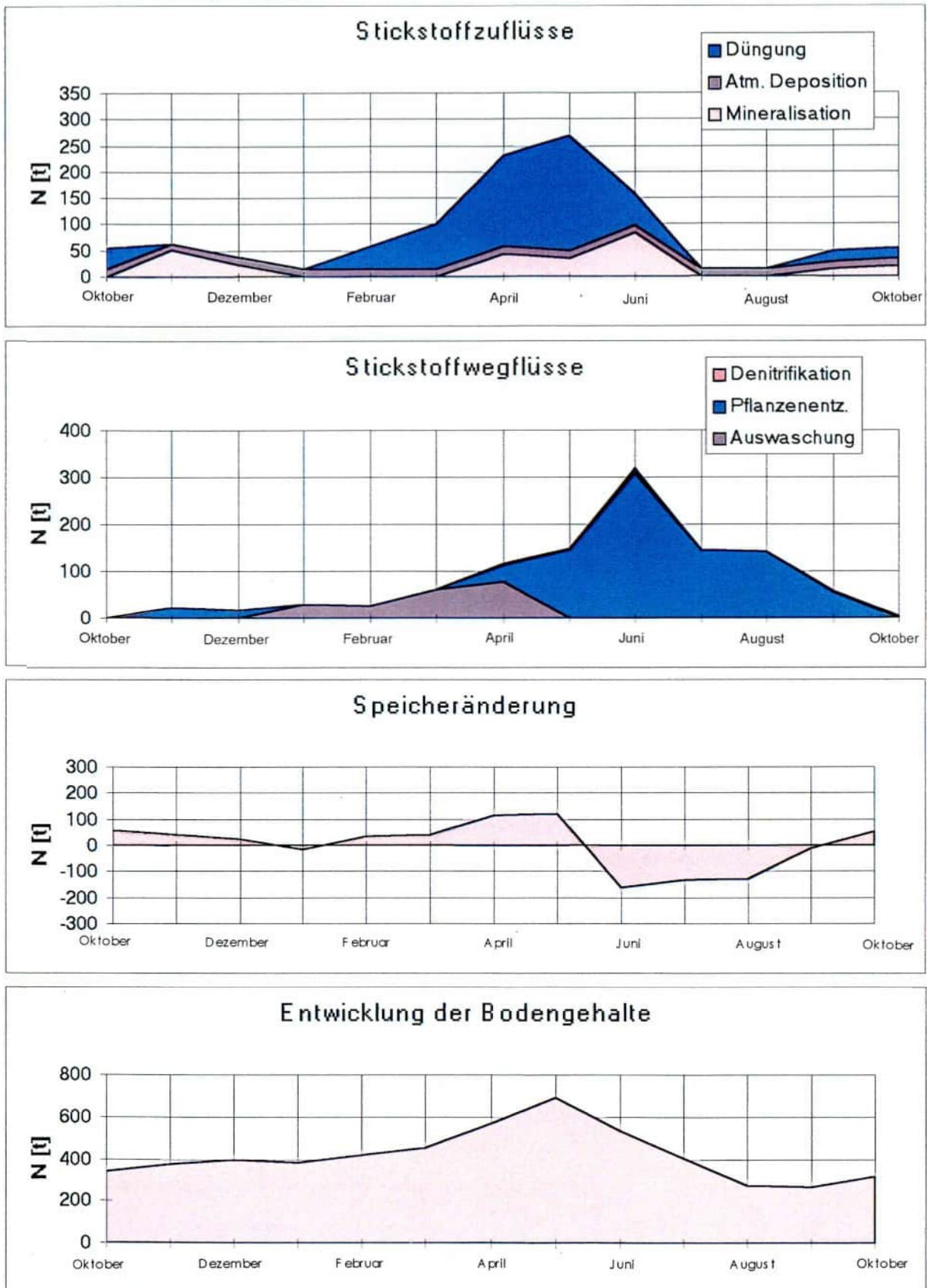
Figur 43 Stickstoff-Bilanz der landwirtschaftlichen Nutzfläche 1989-90 in [t N] (ohne Dauergrünland)



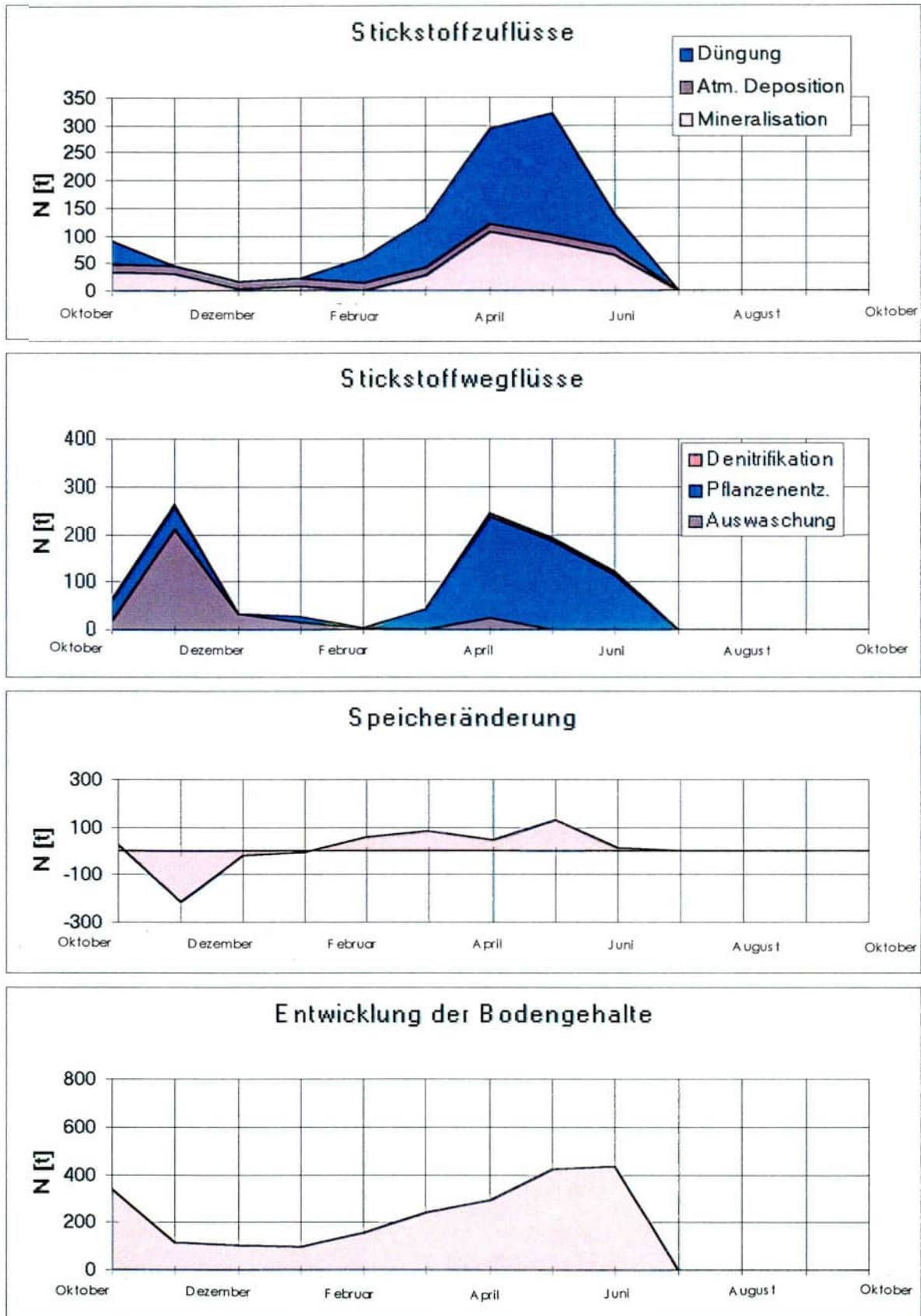
Figur 44 Stickstoff-Bilanz der landwirtschaftlichen Nutzfläche 1990-91 in [t N] (ohne Dauergrünland)



Figur 45 Stickstoff-Bilanz der landwirtschaftlichen Nutzfläche 1991-92 in [t N] (ohne Dauergrünland)



Figur 46 Stickstoff-Bilanz der landwirtschaftlichen Nutzfläche 1992-93 in [t N] (ohne Dauergrünland)



### 7.3 N-Austrag aus Wald, Siedlung, Dauergrünland und ungenutzten Flächen

Wald, Siedlung und ungenutzte Flächen werden im numerischen Modell nicht in die Berechnung der Stickstoff-Bilanzen einbezogen. Dies geschieht deshalb nicht, da der Wald nach Messungen an mehreren Waldquellen (z.B. Quelle Wannental) Sickerwasser mit Nitratgehalten zwischen 4 und 8 mg NO<sub>3</sub>-/l liefert. Dies entspricht bei einer jährlichen mittleren Sickerwassermenge unter Wald von rund 500 mm einem Auswaschungspotential von rund 5 bis 10 kg N/ha\* y.

Für Siedlung und Ödland fehlen im gesamten Gebiet Messungen, weshalb auf Erfahrungswerte zurückgegriffen wird. Wenn keine grossen Punktquellen im Siedlungsraum vorliegen (Güllegruben etc.) kann von einer Auswaschung von rund 25 kg N/ha unter der gesamten Siedlungsfläche ausgegangen werden (BALMER 1992). Ödland wird wie Dauergrünland behandelt und es wird angenommen, dass rund 25 kg N/ha\*y ausgewaschen wird.

Aufgrund dieser Annahmen belaufen sich die Stickstoffausträge der Wald-, Siedlungs und Ödlandflächen in den Jahren 1987 bis 1993 im Mittel auf rund 45 t N/y. Damit liegen sie in der Grössenordnung der N-Austräge der Dauergrünlandflächen, die bei einer Fläche von 1730 ha rund 40 t N/y mit dem Sickerwasser ins Grundwasser verlieren.

Bei der Modellierung der N-Inpute ins Grundwasser werden die Einträge aus den oben genannten Flächen der für die Landwirtschaftsflächen berechneten Auswaschkurve angepasst und skaliert. Dabei wird davon ausgegangen, dass im Mittel des Betrachtungszeitraumes die oben aufgeführten N-Austräge stattfinden.

### 7.4 Stickstoffausträge des gesamten Gebietes 1987 – 1993

Die Verknüpfung der oben aufgeführten Stoffausträge mit den Nitratausträgen aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen wird in folgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 37 Gesamte N-Austräge im Untersuchungsgebiet im Zeitraum 1987 bis 1993

Bela- stungstyp	1987/88	1988/89	1989/90	1990/91	1991/92	1992/93	Mittel
Wald	58	44	36	24	40	64	44
Siedlung	24	19	15	10	17	27	19
Oedland	6	5	4	3	4	7	5
Dauer- grünland	54	43	34	24	39	62	43
Fruchtfol- geflächen	267	216	170	116	194	305	211
Total	409	327	259	177	294	465	322

Wie Tabelle 37 entnommen werden kann, schwanken die Gebietsauswaschungen zwischen 177 und 465 t N/y. Dies entspricht mittleren Gebietsauswaschungen von 23 bis 62 kg N/ha\*y bei einem langjährigen Mittelwert von 43 kg N/ha. Die Variationsbreite ist relativ hoch und schwankt zwischen -180 und + 140 % des Mittelwertes und ist auf die Klimaeffekt zurückzuführen.

## 7.5 Quellen der landwirtschaftlichen Nitratauswaschung

### 7.5.1 Nitratausträge nach Kulturen

Die Hauptquelle der diffusen Nitratbelastung der Gewässer stammt aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen (Tabelle 37). Diese liefern rund 70 % des gesamten in die Gewässer ausgewaschenen Nitrats. Innerhalb des landwirtschaftlich genutzten Gebiets ist jedoch nicht mit einer einheitlichen Auswaschung zu rechnen. Bodenverhältnisse, Witterungsverlauf, angebaute Kulturen sowie Düngungshöhen beeinflussen die Nitratauswaschung massgeblich. Im folgenden werden deshalb die Hauptquellen der Nitratauswaschung innerhalb der Landwirtschaft nach Fruchtfolgeanteilen aufgegliedert erläutert und dargestellt.

Tabelle 38 Mittelwerte und Standardabweichung der berechneten Nitratauswaschungen nach verschiedenen Kulturen mit Brache oder Folgekulturen (FK) für die Winterhalbjahre 1987/88 bis 1992/93 in [kg N/ha]

Kultur	1987/88	1988/89	1989/90	1990/91	1991/92	1992/93	Mittel
Kunstwiese	46±25	43±28	25±13	22±11	36±11	43±23	36
Zuckerrüben mit Brache	57±25	49±16	30±21	34±13	56±51	79±24	51
Mais mit Brache	76±27	80±15	67±24	37±10	93±44	120±19	79
Kartoffeln mit Brache	112±30	116±11	108±43	67±5	126±4	105±19	105
Raps	62±25	47±12	26±8	29±10	65±38	50±21	46
Zuckerrüben mit FK	68±30	44±17	34±8	30±15	50±35	54±27	46
Mais mit FK	73±24	55±12	69±19	35±6	77±29	77±20	64
Kart mit FK	98±27	68±9	87±10	62±6	71±23	92±18	80
Getreide mit Brache	62±28	48±12	26±7	28±10	70±38	81±22	52
Getreide mit FK	70±24	54±9	31±11	26±11	53±24	83±16	53

Wie Tabelle 38 deutlich zeigt, schwanken die Nitratausträge unter bzw. nach den oben aufgeführten Hauptkulturen in den Winterhalbjahren der betrachteten Jahre stark. Die Simulationen zeigen jedoch deutlich, dass immer nach **Kartoffeln** mit nachfolgender Winterbrache die absolut höchsten Nitratauswaschungen auftreten. Bis auf die Ausnahme im trockenen Jahr 1990/91 liegen die Nitratausträge immer über 100 kg N/ha\*y.

Kartoffeln mit Folgekultur und Mais mit Winterbrache weisen mit rund 80 kg N/ha\*y bereits signifikant tiefere N-Auswaschungen auf. Nach Zuckerrüben, Raps, und Getreide werden im Winter, unabhängig vom Bodenbedeckungsgrad, zwischen 46 und 53 kg N/ha ausgewaschen.

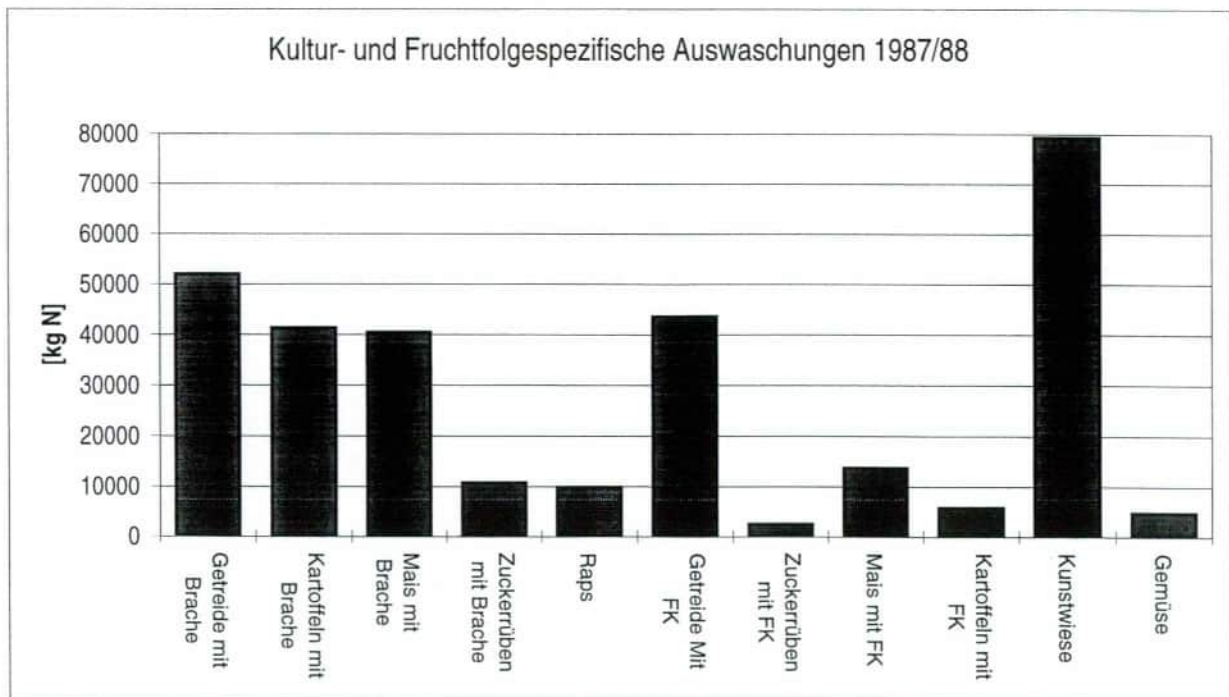
**Folgekulturen** spielen ausser nach Kartoffeln auch bei Mais eine grosse Rolle. Sie senken die Nitratausträge im Mittel um rund 15 kg N/ha\*y, so dass bei Mais mit Folgekulturen im Mittel mit Nitratausträgen von rund 64 kg N/ha\*y zu rechnen ist. Von allen Kulturen, die auf den Fruchtfolgeflächen angebaut werden, weist naturbedingt die Kunstwiese die tiefsten Nitratausträge auf. Sie schwanken zwischen 22 und 46 kg N/ha\*y und liegen mit einem Mittelwert von 36 kg N/ha\*y rund 10 kg über den Austrägen von Dauergrünland und Extensivwiesen.

Neben der reinen Darstellung der Höhe und Variation der Stickstoffausträge einzelner Kulturen interessiert auch die nutzungsabhängige Stickstoffbelastung eines Gebietes. Figuren 47 bis 52 liefern eine detailliertere Darstellung der Herkunft der N-Belastungen im Urtenental aufgliedert nach Kulturen:

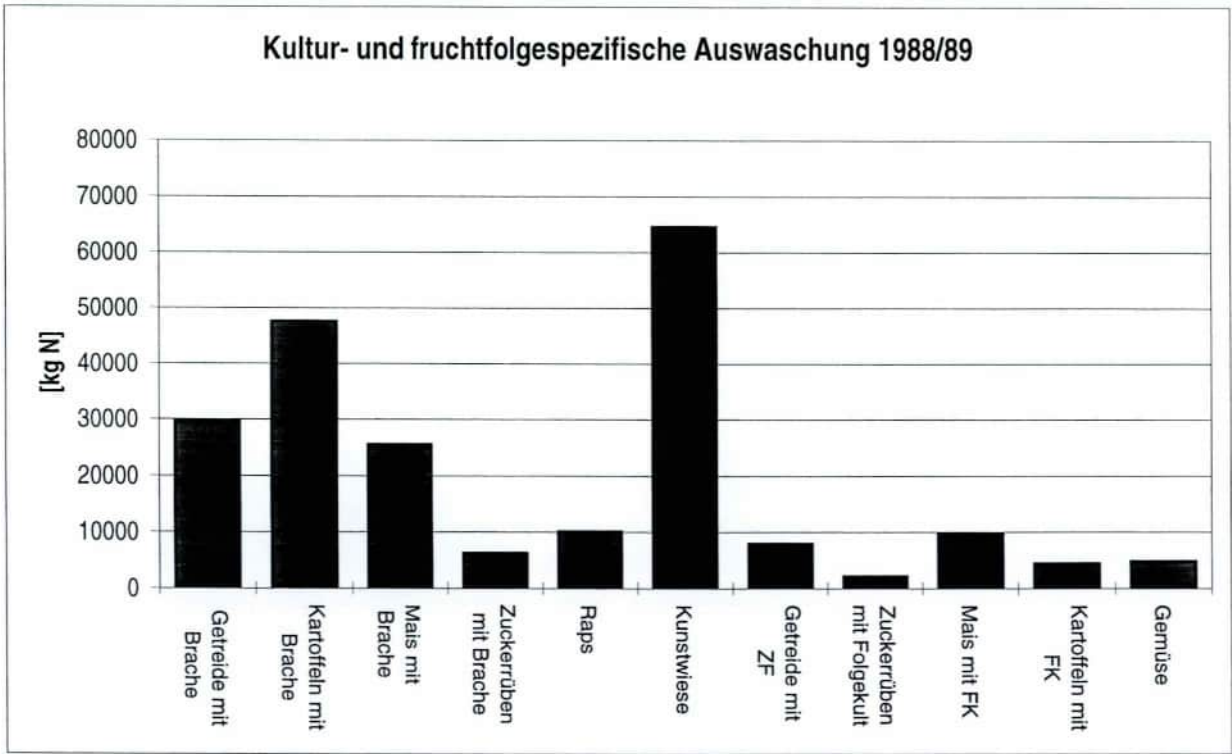
Hier sei nur kurz auf die wichtigsten möglichen Aussagen eingegangen:

- Getreide mit oder ohne Folgekultur stellt neben der Kunstwiese ausser in den Trockenjahren die grösste Nitratquelle im Gebiet dar. Da die N-Austräge mit über 50 kg N/ha relativ hoch ausfallen, gefährden sie das Grundwasser mit Nitratgehalten über 45 mg/l durchaus.
- Kunstwiese ist neben Getreide mengenmässig i.R. die zweite grosse Stickstoffquelle im Gebiet. Sie gefährdet aber wegen der tiefen N-Austräge das Grundwasser mit im Schnitt 30 mg  $\text{NO}_3/\text{l}$  nicht gross. Kritisch kann sich der N-Austrag als hohe Hintergrundbelastung im Zusammenspiel mit anderen Kulturen auswirken.
- Kartoffel und Mais (mit und ohne Folgekultur) belasten das Grundwasser hauptsächlich wegen ihrer hohen Nitratausträge punktuell äusserst stark. Trotz ihres im Verhältnis zu Getreide und Kunstwiese geringen Flächenanteils stellen sie damit die dritte grosse Nitratquelle dar und belasten das Grundwasser eigentlich überproportional.
- Siedlung, Wald, Grünland sowie die übrigen Kulturen wie Raps, Rüben etc. bedecken zwar 54 % der Gebietsfläche, tragen aber nur 23 % zur Gesamt-N-Belastung bei und stellen mit Nitratgehalten von im Mittel unter 25 mg/l eine ungefährliche Hintergrundbelastung dar.

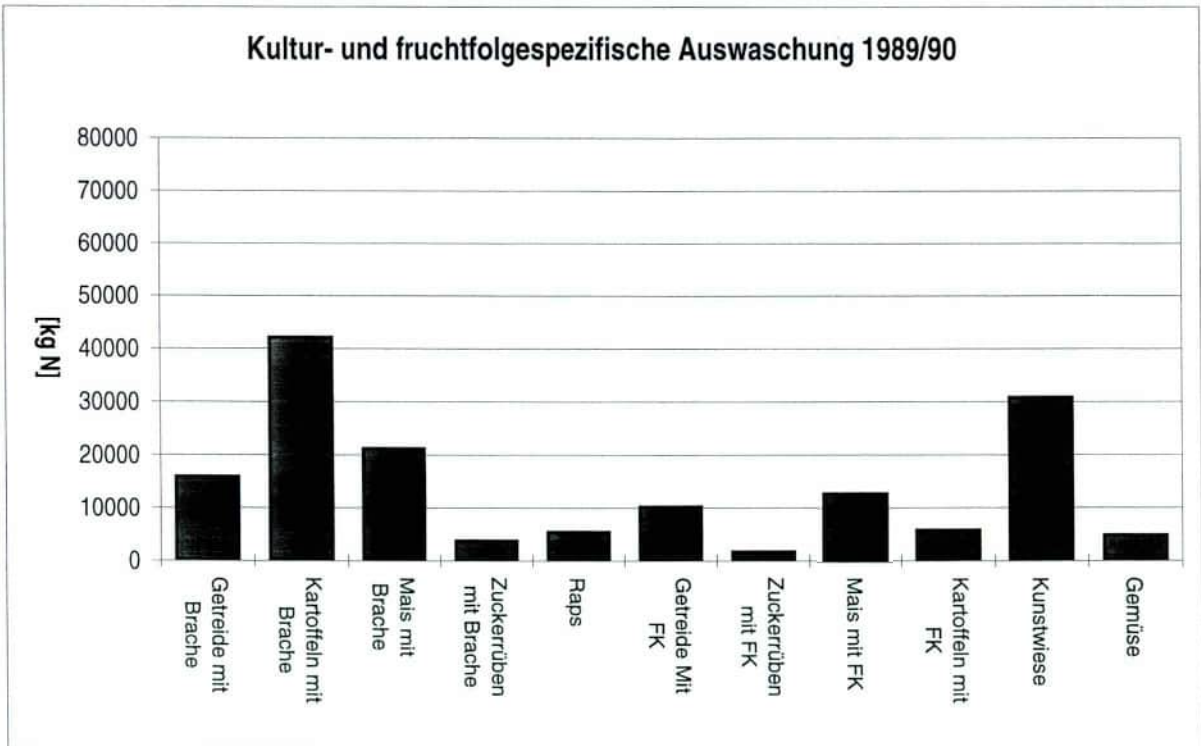
Figur 47 Nitrat auswaschung nach Kulturen 1987/88 in kg N/y



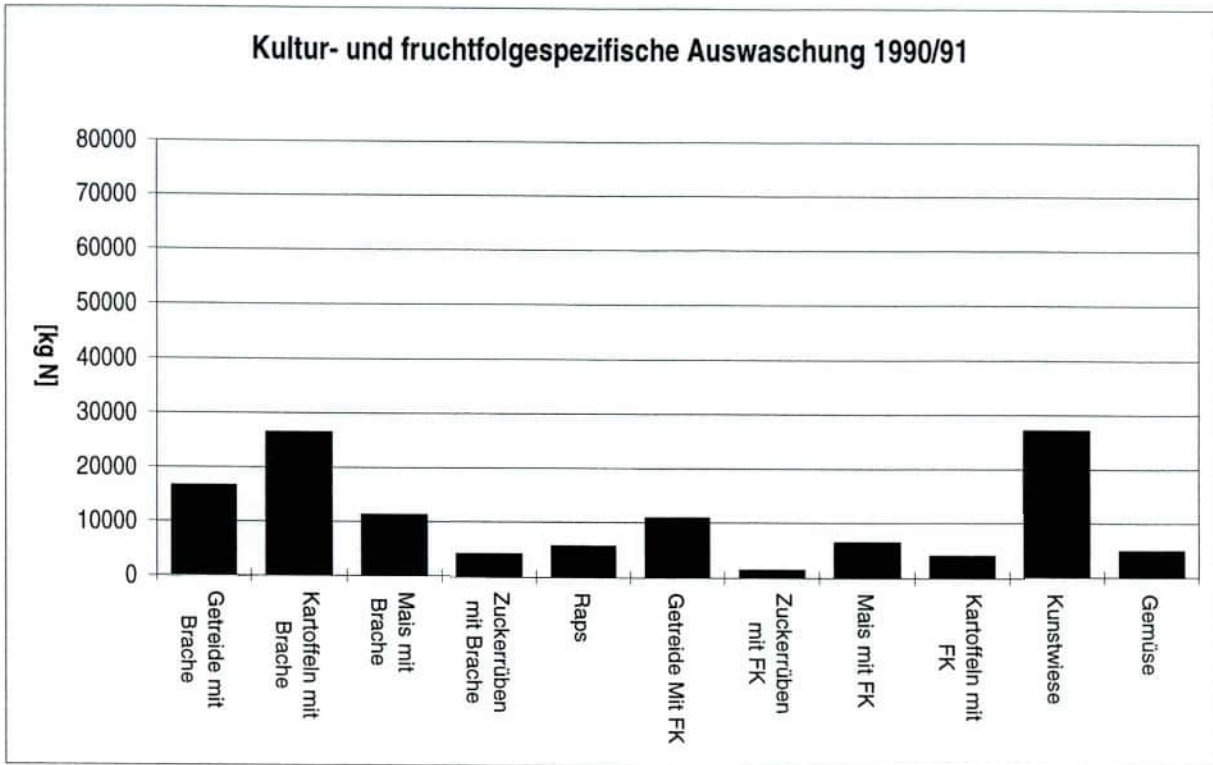
Figur 48 Nitrat auswaschung nach Kulturen 1988/89 in kg N/y



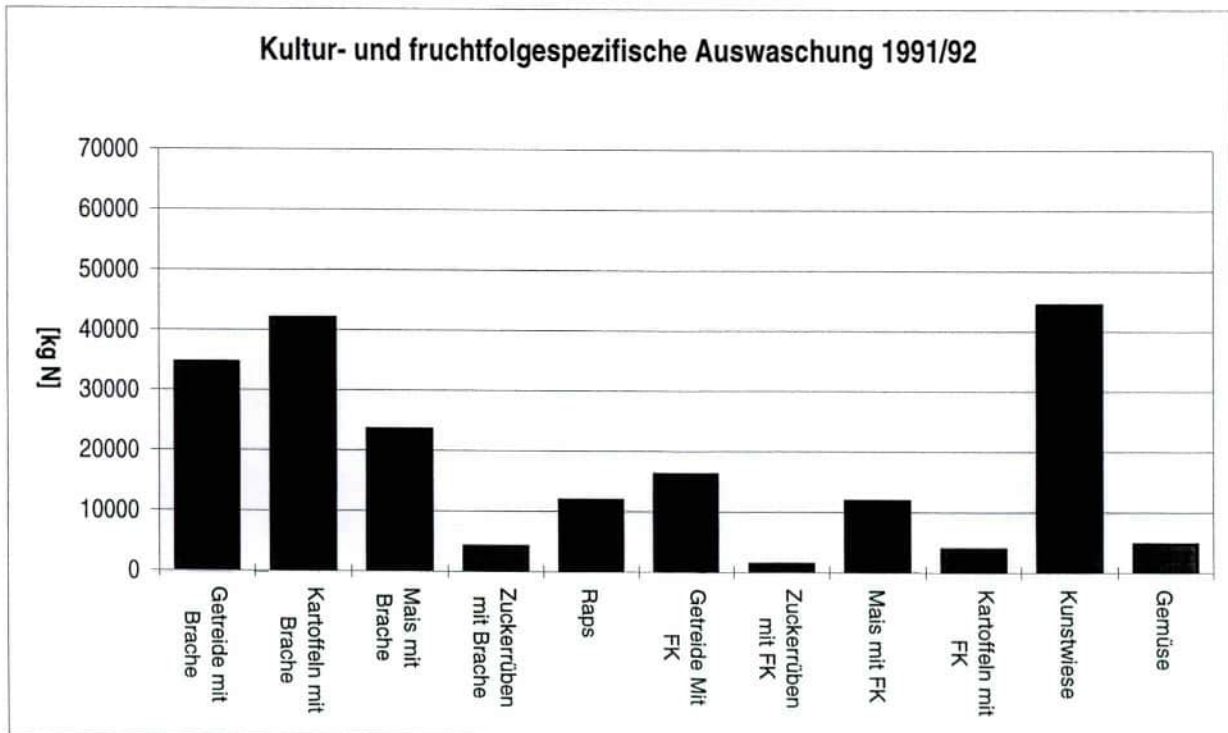
Figur 49 Nitrat auswaschung nach Kulturen 1989/90 in kg N/y



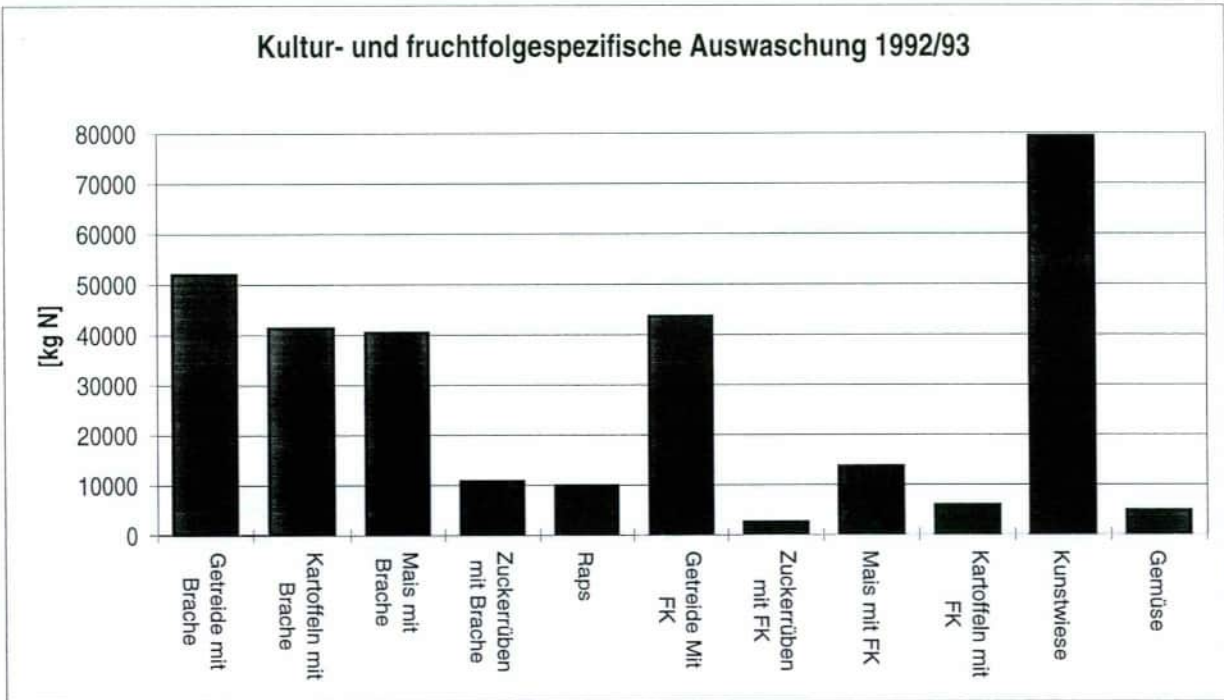
Figur 50 Nitrat auswaschung nach Kulturen 1990/91 in kg N/y



Figur 51 Nitrat auswaschung nach Kulturen 1991/92 in kg N /y



Figur 52 Nitrat auswaschung nach Kulturen 1992/93 in kg N /y



### 7.5.2 Nitrat austräge im Raum 1987 bis 1993

Für die Befruchtung des Grundwassers mit Nitrat stellt neben ihrer Höhe die räumliche Verteilung der Nitrat austräge den Hauptgefährdungsfaktor dar. Im folgenden werden daher die flächengemittelten Nitrat austräge getrennt für die betrachteten Jahre dargestellt (Figuren 53 bis 58) und auf ihre Auswirkungen auf die Grundwasserqualität eingegangen.

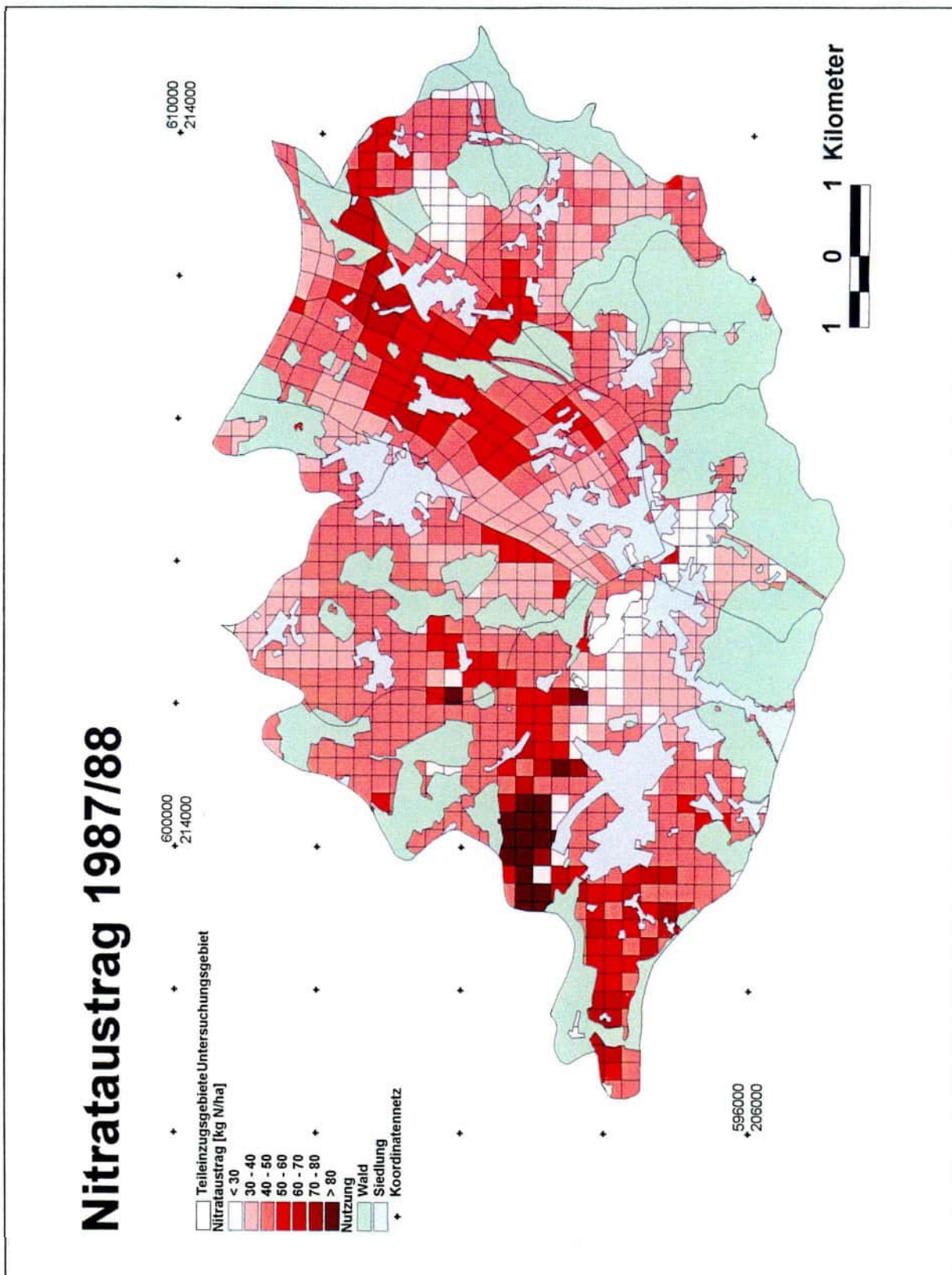
Die flächengemittelten N-Austräge aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche, die zusammen mit den Austrägen aus Siedlung, Wald und Oedland den Input für das Transportmodell bilden, variieren im Raum stark. Besonders austragsgefährdet sind die Gebiete mit geringem Speicherungsvermögen nördlich Münchenbuchsee bzw. Hindelbank bzw. die geringmächtigen Böden im Raum Schönbühl, wo ausser den trockenen Jahren 1989 –91 immer Nitrat austräge zwischen 50 und 80 kg N/ha stattfinden. Weitere stark zu N-Austrägen neigende Flächen finden sich im Gebiet um Zuzwil, südlich Münchenbuchsee und in der Talebene vor Hettiswil. Direkt über dem Grundwasservorkommen stellen v.a. die Fläche um Münchringen eine grosse Belastungszone dar.

Die statistische Betrachtung der dargestellten Nitrat austragsklassen (Figur 59 und 60) zeigt, dass in den austragsreichen Jahren (1987, 1992) Flächen mit mittleren Austrägen zwischen 60 und 90 kg N/ha dominieren. In den austragsarmen Jahren hingegen dominieren die Flächen mit Nitrat austrägen unter 40 kg N/ha.

Für die Nitratentwicklung im Grundwasser ist aber auch die Nutzungszusammensetzung im Wassereinzugsgebiet massgebend. Daher spielt der Anteil an Wald für die Qualität eine ausschlaggebende Rolle. Figur 61 stellt dies in Kombination mit den Figuren 53 bis 58 augenscheinlich dar.

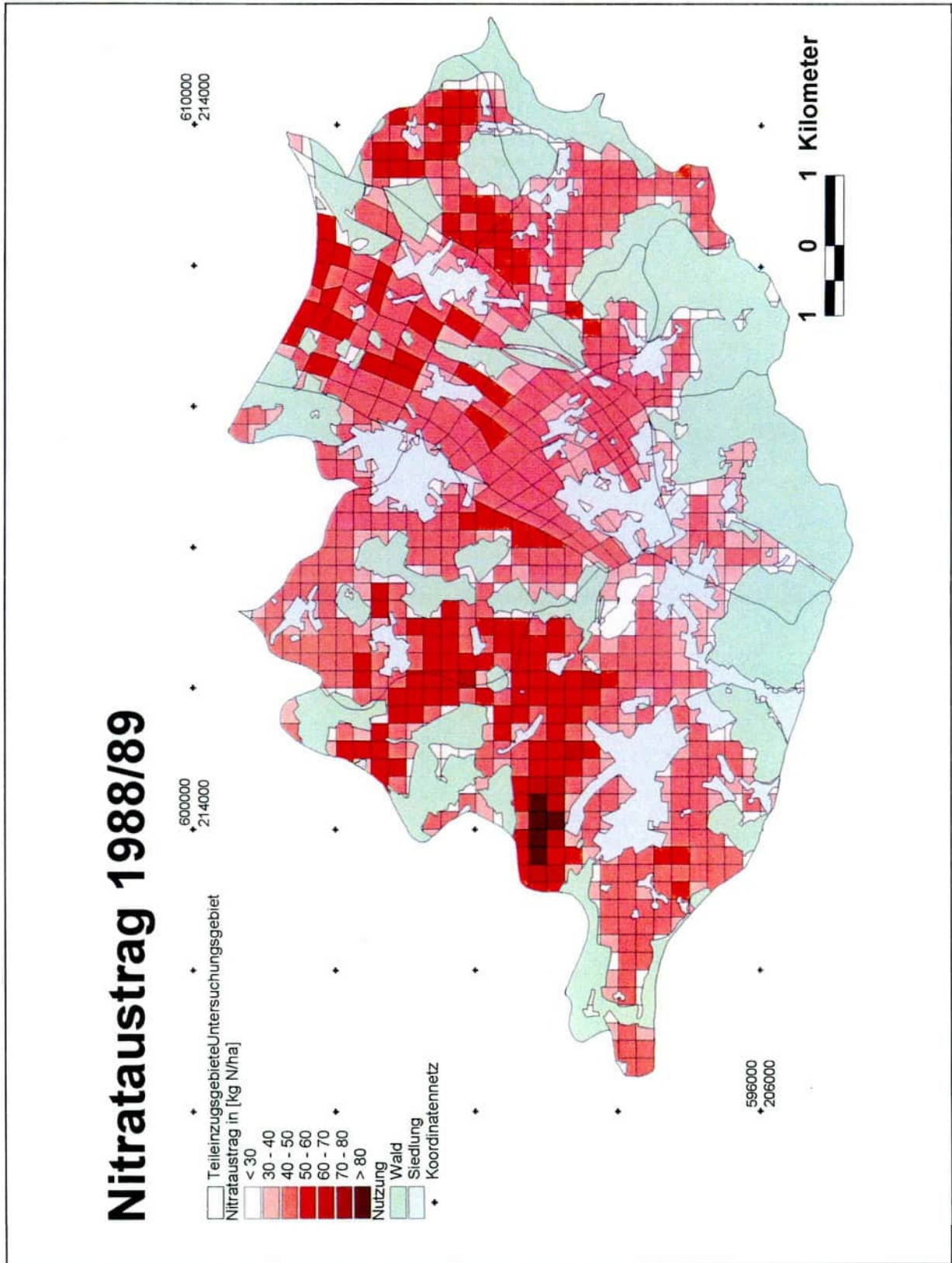
Figur 53

Räumliche Darstellung der elementbezogenen Nitratausträge Winter 1987/88 in kg N/ha



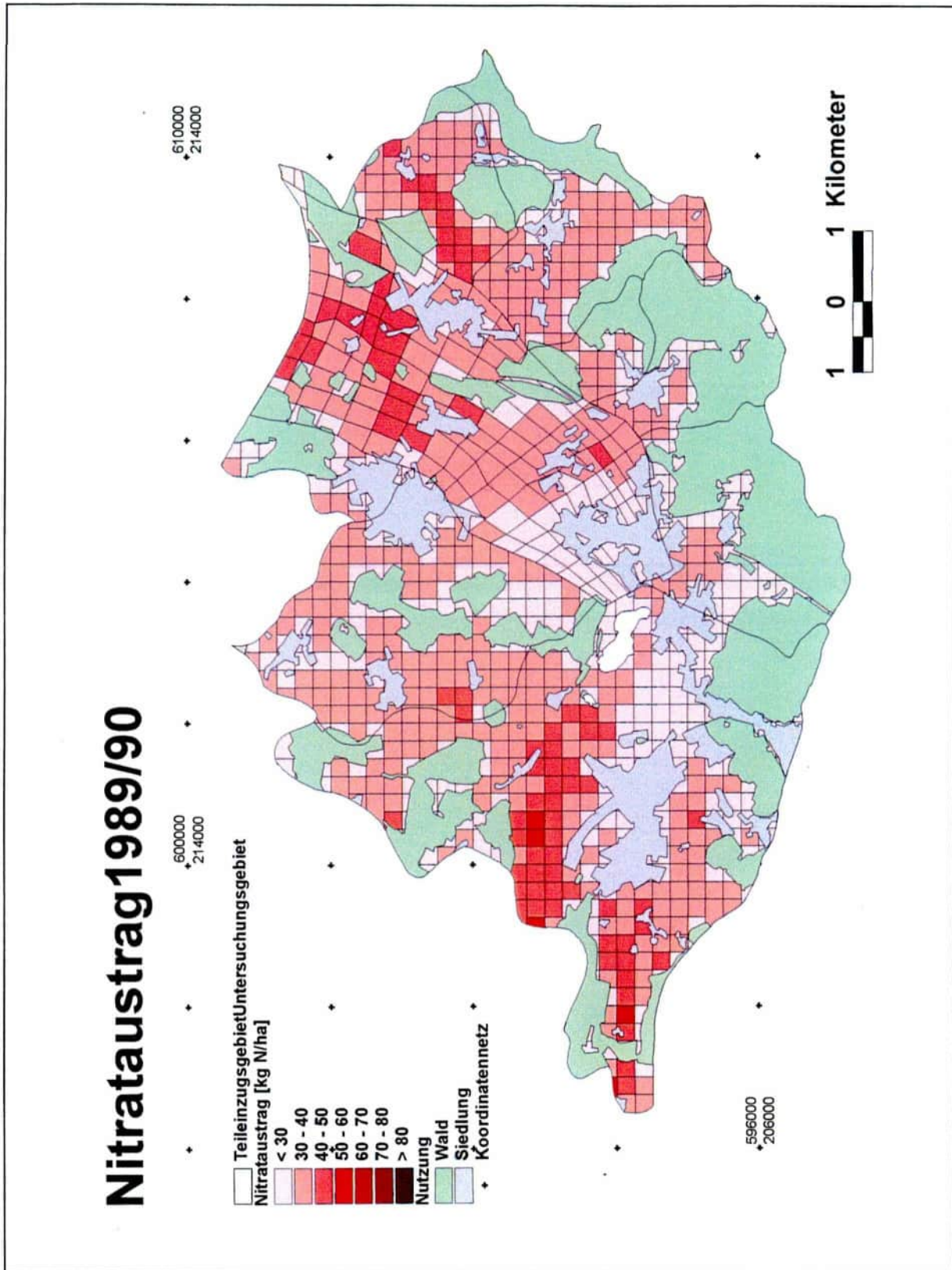
Figur 54

Räumliche Darstellung der elementbezogenen Nitratausträge Winter 1988/89 in kg N/ha



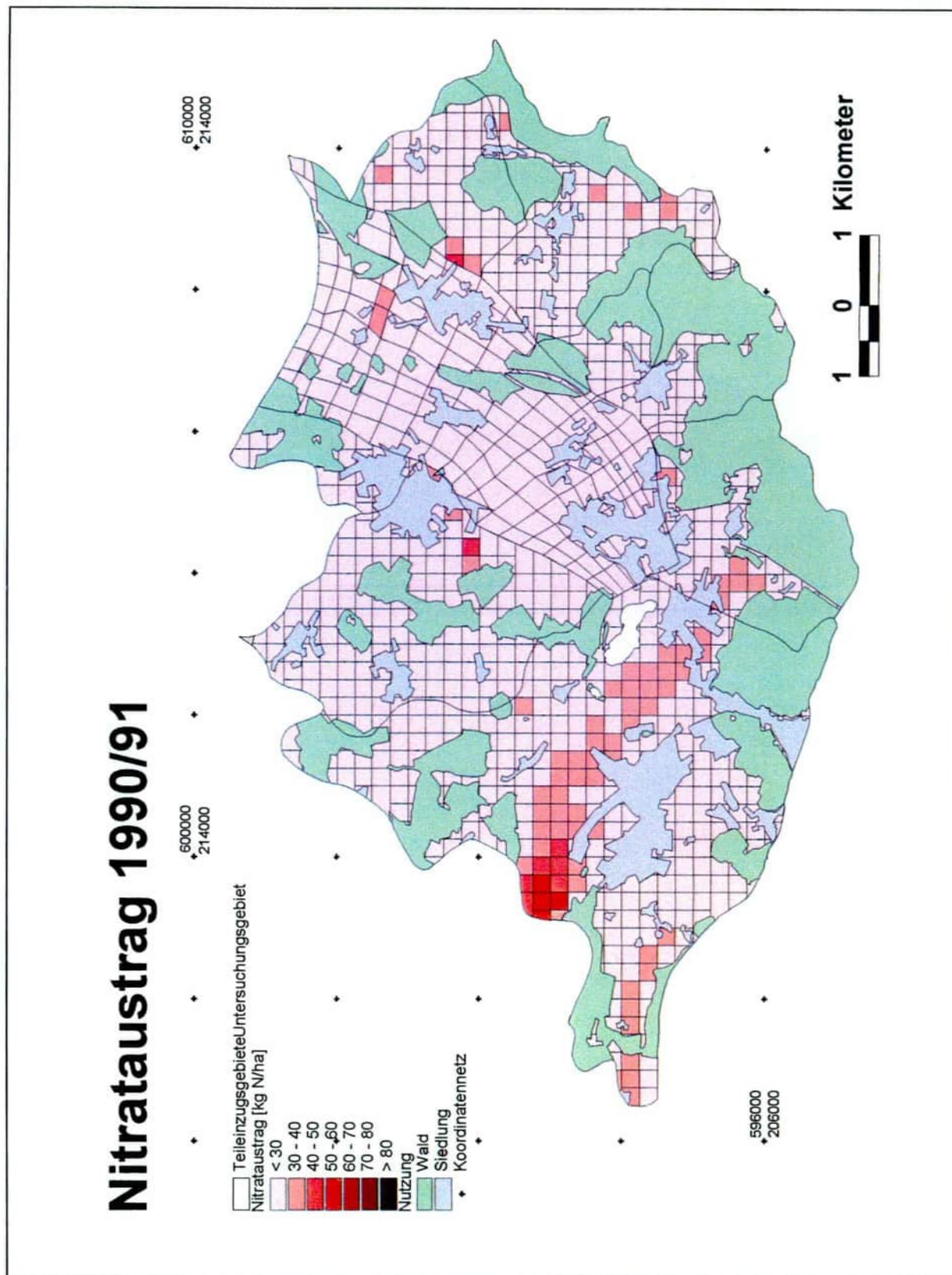
Figur 55

Räumliche Darstellung der elementbezogenen Nitratausträge Winter 1989/90 in kg N/ha



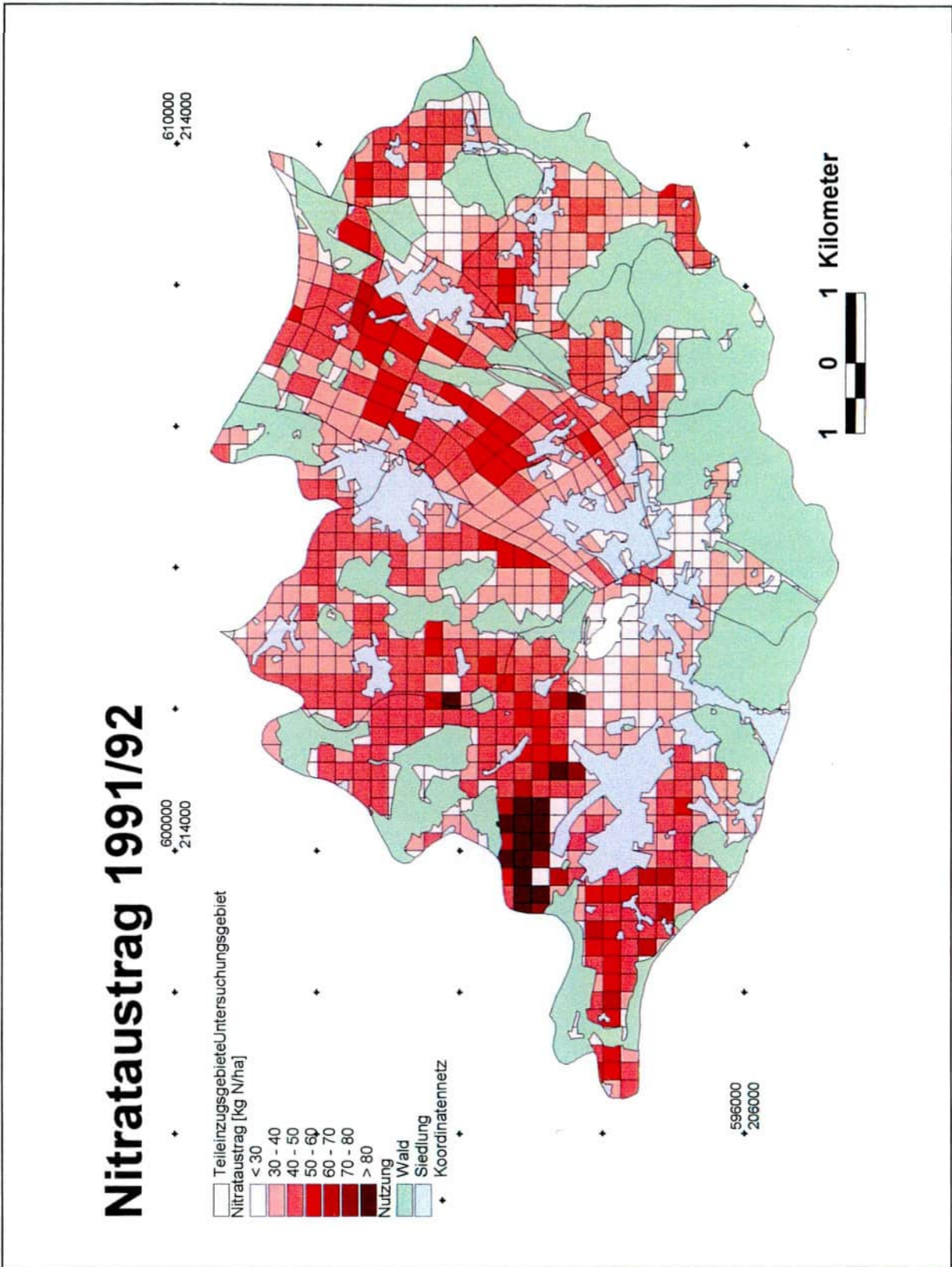
Figur 56

Räumliche Darstellung der elementbezogenen Nitratausträge Winter 1990/91 in kg N/ha



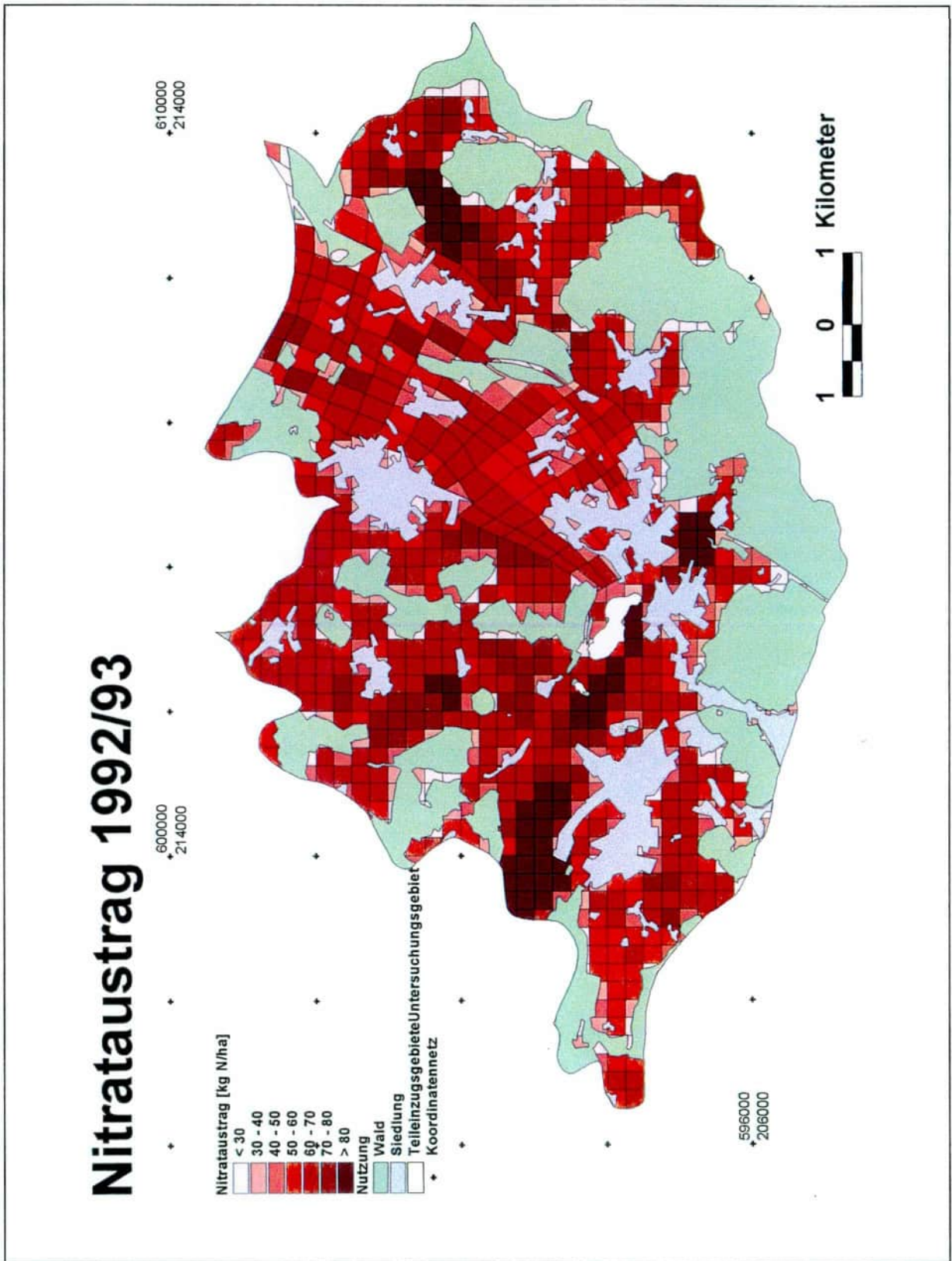
Figur 57

Räumliche Darstellung der elementbezogenen Nitratausträge Winter 1991/92 in kg N/ha



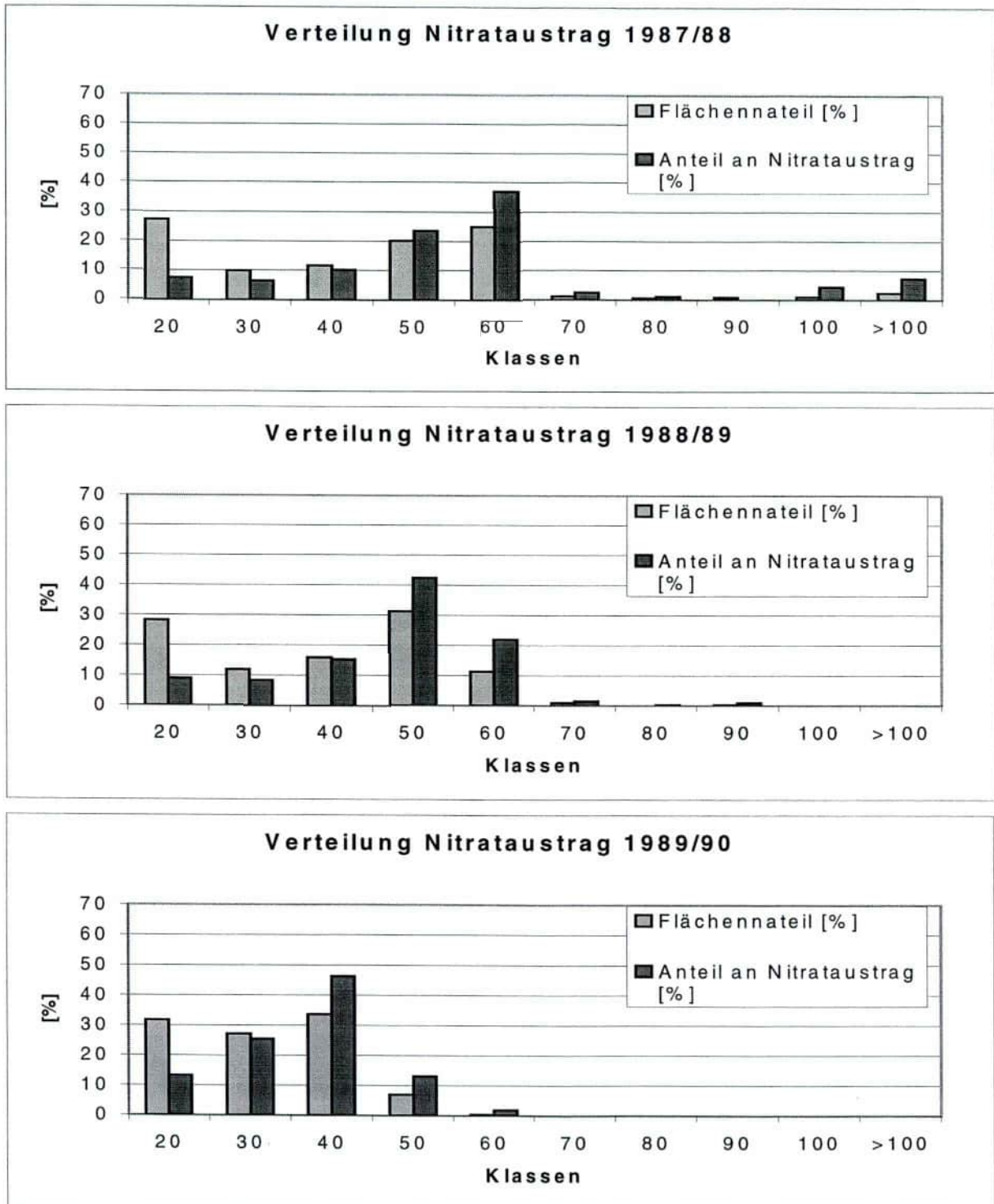
Figur 58

Räumliche Darstellung der elementbezogene Nitratausträge Winter 1992/93 in kg N/ha

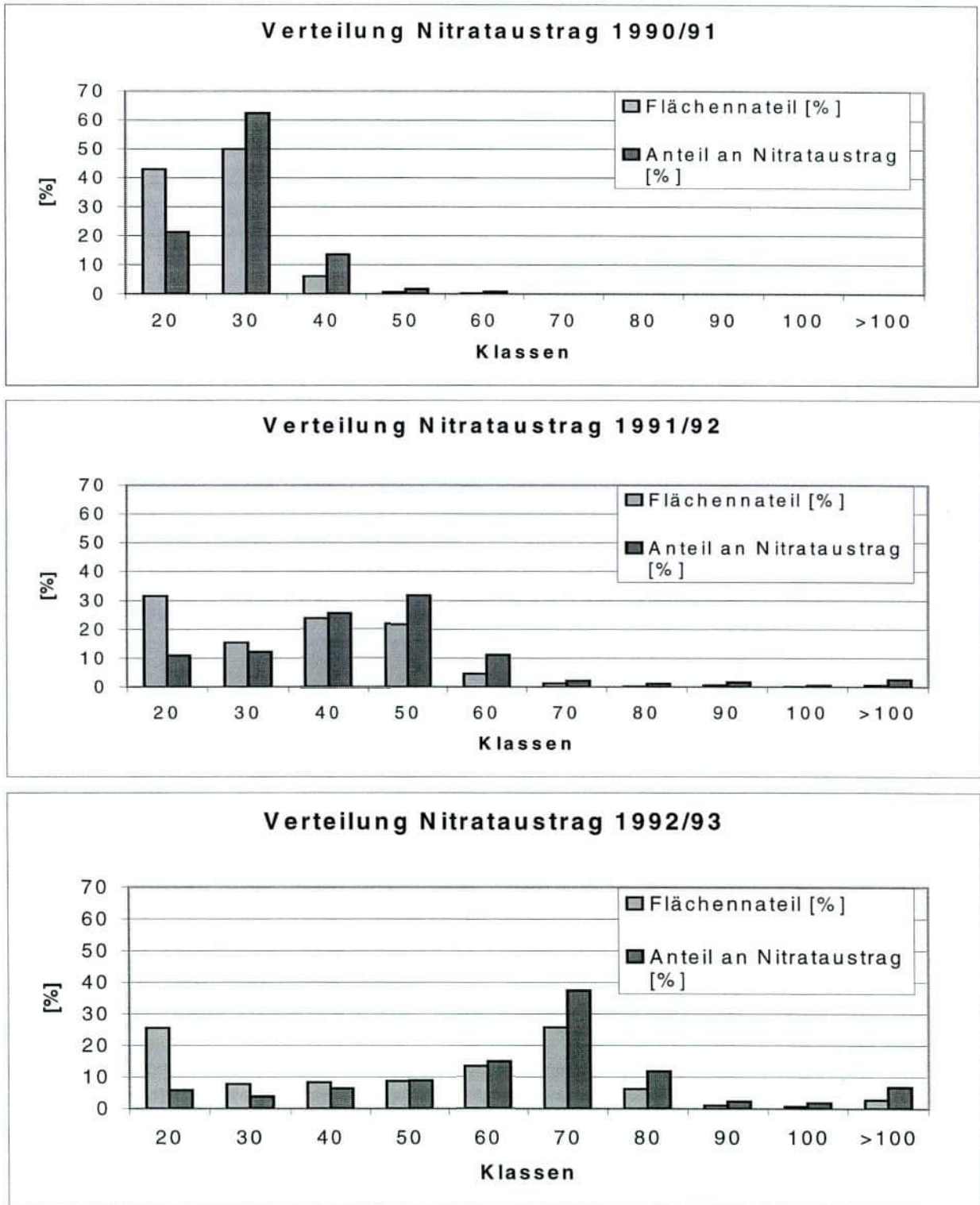


Figur 59

Verteilung der Nitrataustragsklassen [kg N/ha] Winter 1987/88 bis Winter 1989/90 und ihr Anteil an der Nitratauswaschung

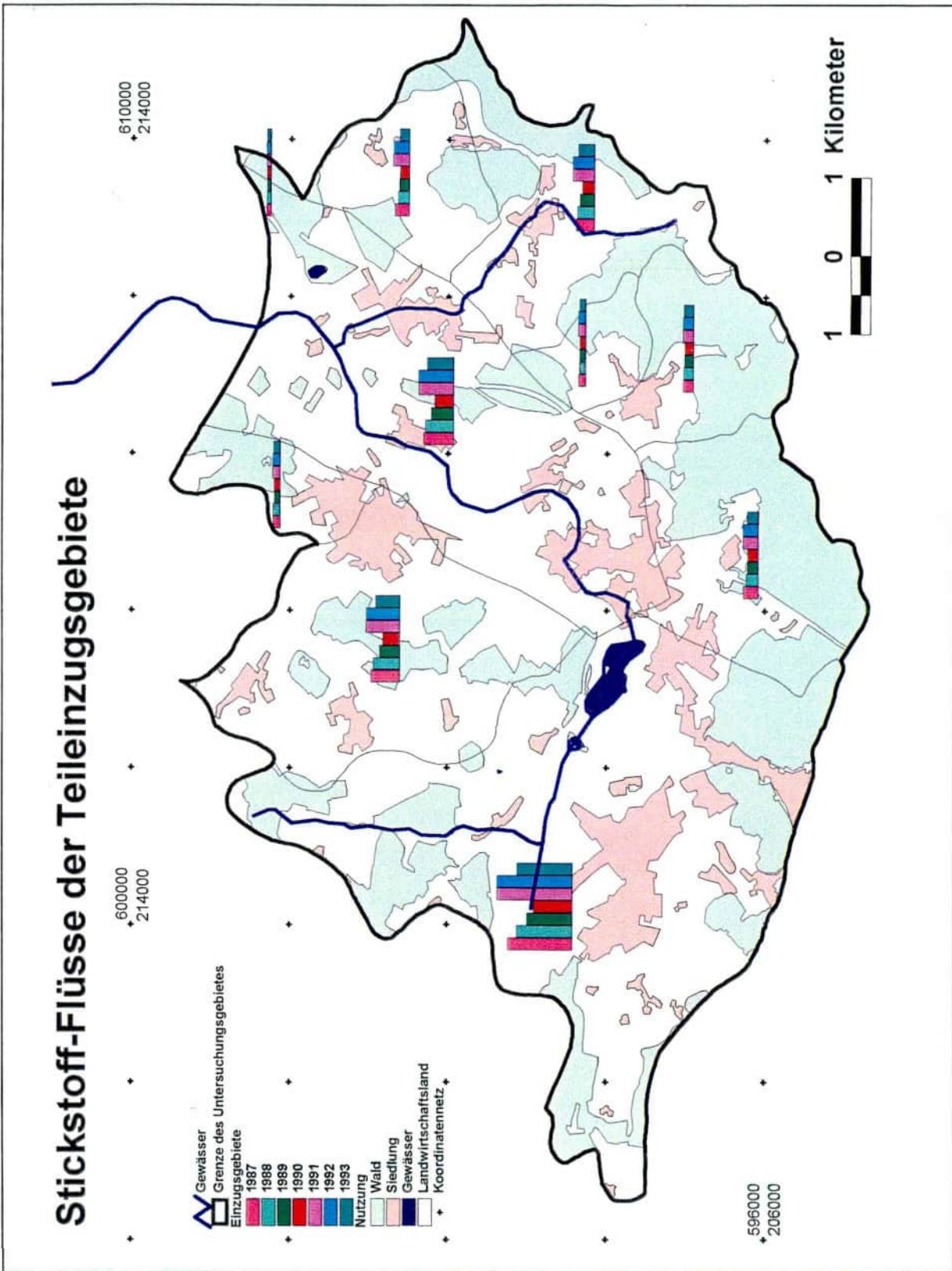


Figur 60 Verteilung der Nitrataustragsklassen [kg N/ha] Winter 1990/91 bis Winter 1992/93 und ihr Anteil an der Nitratauswaschung



Figur 61

Randliche Einzugsgebiete und ihr Stickstoffeintrag ins Grundwasser 1987 - 1993



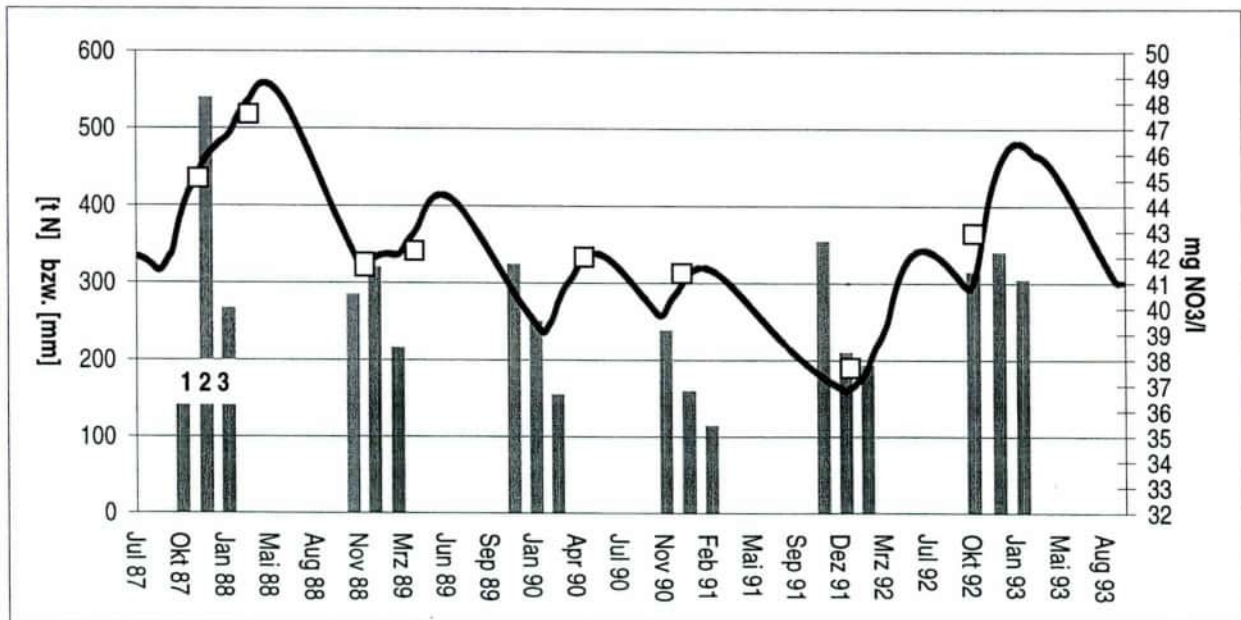
## 7.6 Entwicklung der Nitratgehalte im Grundwasser

Die Nitratentwicklung im Grundwasser in den Jahren 1987 bis 1993 ist in Figur 62 dargestellt. Die mittleren Nitratgehalte schwanken abhängig von der Höhe der Nitratreinträge und der Sickerwassermenge zwischen minimal 37 und maximal etwa 49 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l. Der Toleranzwert für Trinkwasser von 40 mg/l (FIV 1986) wird nur im Sommer und Herbst 1991 länger unterschritten. Die Nitratreinträge aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen schwanken in dieser Zeitperiode zwischen minimal 27 kg N/ha (Winter 1990/91) und maximal 70 kg N/ha (Winter 1992/93). Diese unterschiedlichen Austräge sind auf die signifikant unterschiedlichen herbstlichen Nitratgehalte im Boden, welche im Gebietsmittel in den betrachteten Jahren zwischen minimal 45 kg N/ha (1987) und maximal 85 kg N/ha (1991) schwanken, sowie auf die ebenfalls signifikant unterschiedlichen Sickerwassermengen von 160 mm (1990/91) bis 540 mm (1987/88)) zurückzuführen.

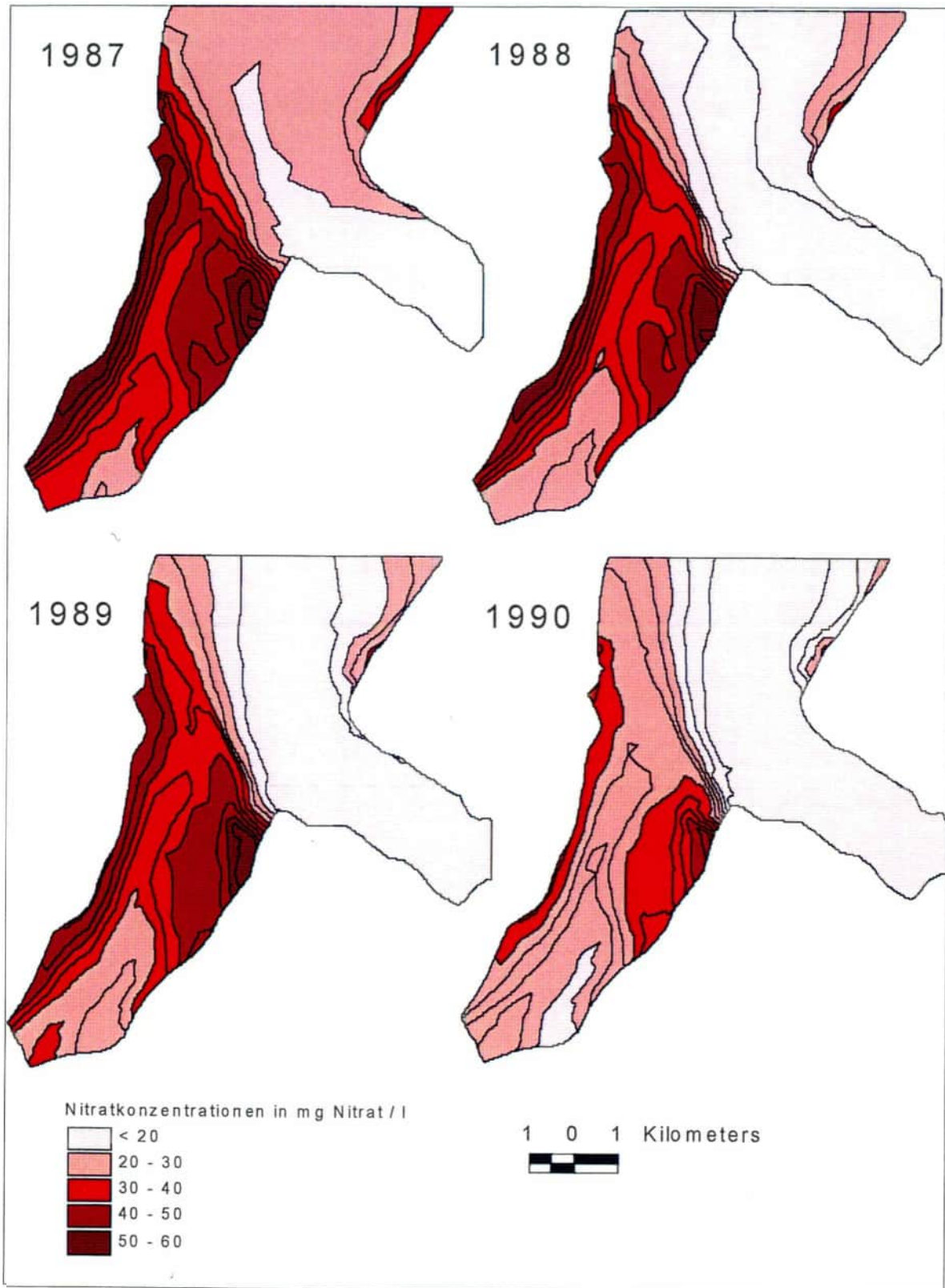
Zur Kontrolle der im Grundwasser berechneten Nitratkonzentrationen werden die Mittelwerte der an Beobachtungsbrunnen gemessenen Nitratgehalte verwendet.

Die Abweichungen der simulierten gegenüber den gemessenen Mittelwerten liegen bei den Beobachtungsstellen im dargestellten Gebiet im Mittel zwischen - 3 und +2 mg/l. Lediglich zwei Messstellen weisen mit -7 mg/l bzw. -8 mg/l grössere Abweichungen gegenüber den gemessenen Mittelwerten auf. Diese Abweichungen ergeben sich aus einer ungenügenden Beschreibung der Strömungsverhältnisse an diesen Punkten. Aufgrund der signifikanten Übereinstimmung von Messungen und Berechnungen kann davon ausgegangen werden, dass die mittels der beschriebenen Modelle berechneten Stickstoffauswaschungen den wahren Stickstoffeinträgen ins Grundwasser sehr nahe kommen.

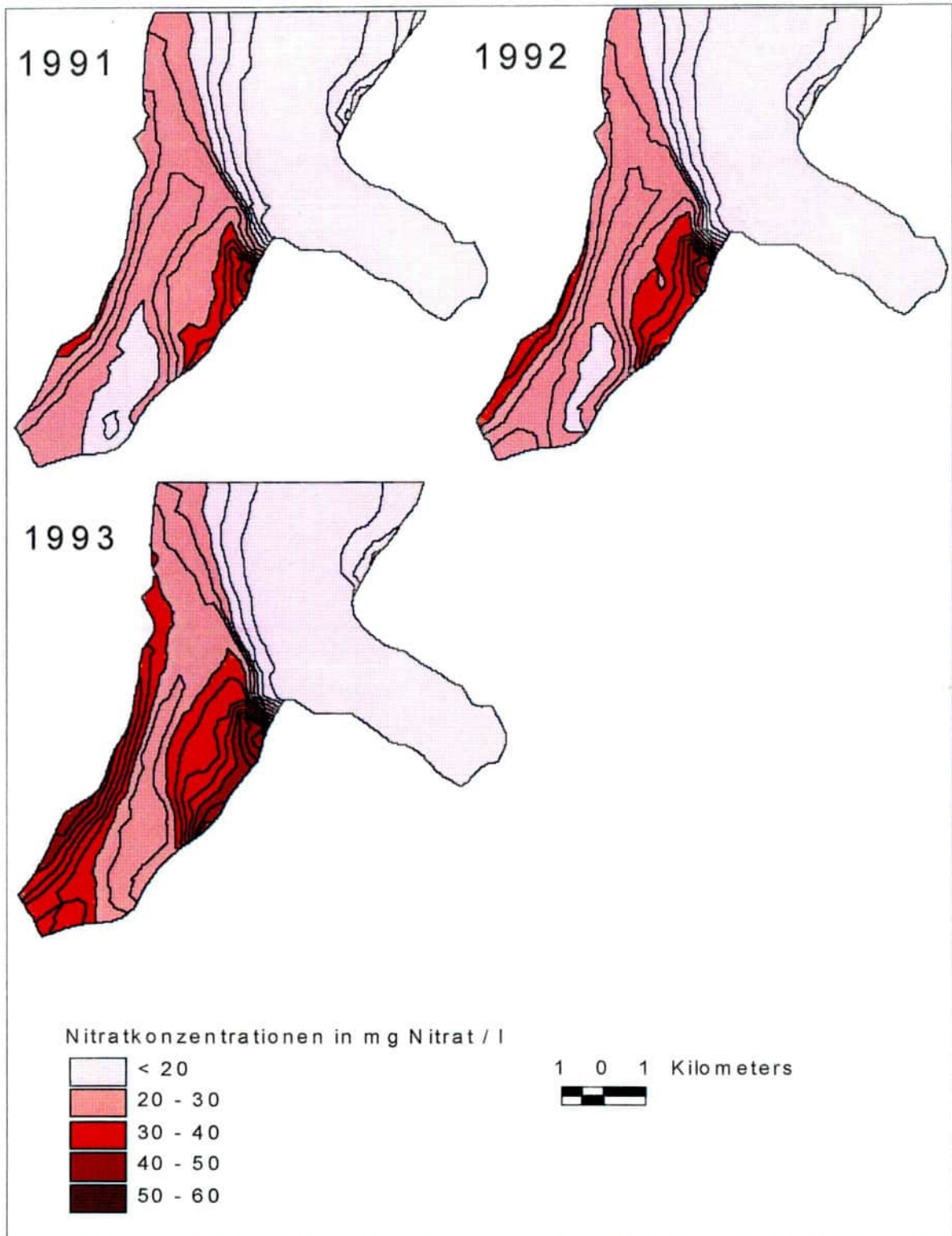
Figur 62 Entwicklung der Nitratgehalte im Grundwasser des Urtenental zwischen 1987 und 1993. (□: Mittelwerte der gemessenen Nitratgehalte aus 19 Beobachtungsstellen; 1: Summe der herbstlichen N-Gehalte im Boden [tN]; 2: Summe der winterlichen Sickerwasserbildung [mm]; 3: Summe der winterlichen Nitratauswaschung [t N])



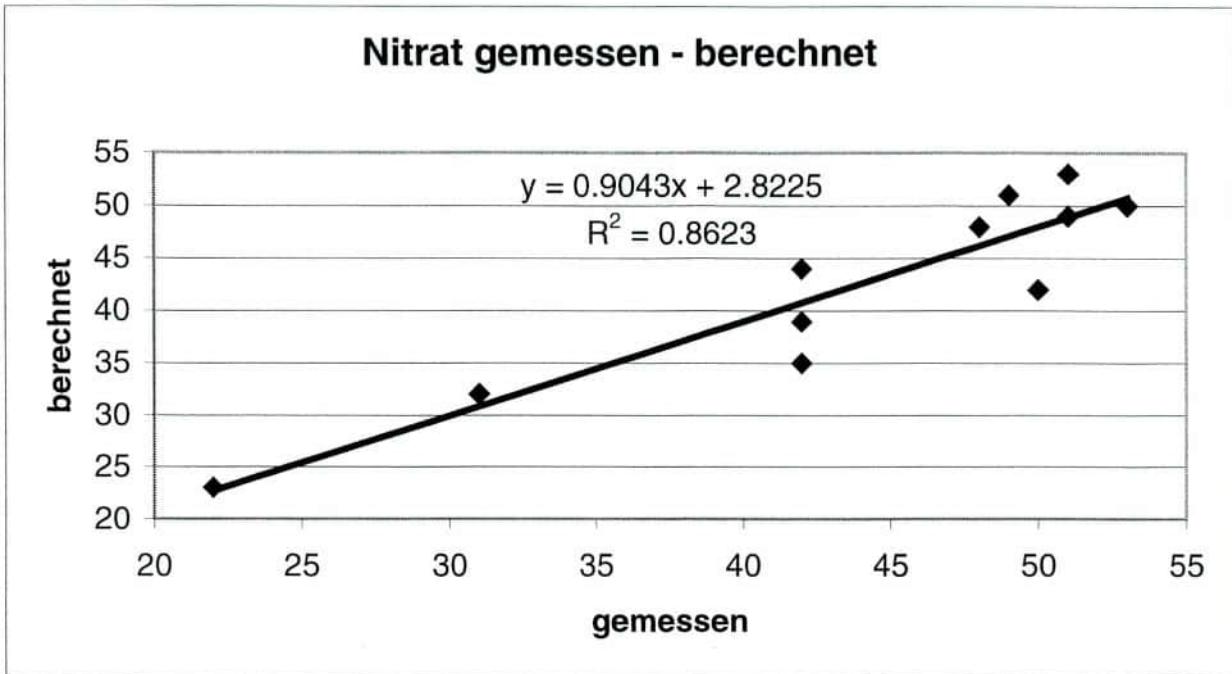
Figur 63 Verteilung der Nitratgehalte im Grundwasser des Urtenentals 1987 bis 1990



Figur 64 Verteilung der Nitratgehalte im Grundwasser des Urtenentals 1991 bis 1993



Figur 65 Vergleich der gemessen und berechneten Nitratgehalte an den Beobachtungsstellen im Urtenental. Mittelwerte 1987-93.



### 7.7 Nitratflüsse im Grundwasser

Die Nitratflüsse im Grundwasser lassen sich auf der Basis des numerischen Stofftransportmodells knotenweise berechnen. Sie setzen sich aus Nitratzu- und -wegflüssen zusammen, die durch die Speisungsmechanismen des Grundwassers sowie durch die Strömungs- und Exfiltrationsverhältnisse bestimmt werden. Im Untersuchungsgebiet Urtenental, welches sich aus dem Grundwasserleiter des Urtenentals und dem Übergangsbereich desselben zum Grundwasservorkommen des Unteren Emmentals zusammensetzt, treten die folgenden die Nitratbilanz bestimmenden **Zu- und Wegflüsse** auf (vgl. Figur 66):

- **Zuflüsse über die Ränder** ins Grundwasservorkommen aus den randlichen Teileinzugsgebieten 2 bis 10 (vgl. Figur 61): Diese Zuflüsse bestehen aus konzentrierten Stoffflüssen über die Grundwasserleiterbegrenzung und werden durch den Stickstoffhaushalt der Einzugsgebiete (Nutzungsverteilung, Intensität der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und die hydrogeologischen Gegebenheiten des Gebietes (mit oder ohne Vorfluter, Basisabfluss, Wasserhaushalt) bestimmt
- **Diffuser Flächeneintrag** über dem Grundwasserleiter: Über dem Grundwasserleiter spielt der diffuse Flächeneintrag die entscheidende Rolle. Er wird hauptsächlich durch die Boden- und Klimaverhältnisse (Wasserhaushalt) und die Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung bestimmt. Basisabflüsse in Vorfluter spielen eine untergeordnete Rolle
- **Infiltration** aus Oberflächengewässer: Im nördlichen Teil des Grundwasservorkommens des Urtenentals treten Infiltrationen von Oberflächenwasser ins Grundwasser auf. Die Menge und Konzentration der Nitrateinträge hängt einerseits von den über

den Basisabfluss und den Oberflächenabfluss in die Urtenen eingetragenen Stickstoffmengen, andererseits aber auch von den N-Einträgen aus der ARA Holzmühle ab. V.a. bei Niedrigwasserlagen können die N-Einträgen aus der ARA die Nitratgehalte des infiltrierten Wassers massgeblich beeinflussen.

- **Grundwasserzufluss** aus dem Emmetal: Im Übergangsbereich zum Unteren Emmental kommt es je nach Strömungssituation zu einem mehr oder weniger grossen Zufluss von nitratarmen Grundwasser aus dem Gebiet Burgdorf.
- Als **Wegflüsse** treten v.a. **Exfiltrationen in die Quellbäche** im Gebiet Fraubrunnen-Schalunen auf. Diese teilen sich in Exfiltrationen in die Urtenen bei Kernenried, Fraubrunnen und Schalunen sowie Exfiltrationen in den Mühlebach auf. Aufgrund der verschiedenen durchgeführten Strömungsmodellierungen (BLAU ET AL. 1983, 1994/96) und der Strömungs- und Transportsimulationen dieser Arbeit kann angenommen werden, dass fast die gesammte Grundwassermenge des Urtenentals in diese Quellbäche exfiltriert und dass das Grundwasser in den nördlicheren Teilen des Unteren Emmentals nicht mehr qualitativ durch die Nitratflüsse des Urtenentals beeinflusst wird. Da aber die gesamte Nitratfracht über die Quellbäche in die Emme gelangt, erhöhen sich dadurch deren Nitratgehalte im Unterlauf.

Mit über 36 % der Zuflüsse übertreffen die konzentrierten Randzuflüsse knapp den diffusen Flächeneintrag (29.5 %) über dem Grundwasserleiter. Bezogen auf die beitragenden Flächen liefert jedoch der diffuse Nitratintrag die höhere Belastung pro Flächeneinheit als der randliche Zufluss. Infiltration und Grundwasserzufluss tragen zusammen mit rund 33 % zu den Nitratzuflüssen bei. Dabei ist jedoch zu unterscheiden, dass die Infiltration durch ihre hohen Nitratgehalte die Nitratentwicklung im Grundwasser eher negativ, der Grundwasserzufluss aus dem oberen Emmental (viel Wasser mit tiefen Nitratgehalten) aber positiv beeinflusst.

Bei den randlichen Zuflüssen können im Gebiet drei Hauptquellen für Nitrat ausgeschieden werden. Besonders viel Nitrat fliesst aus den Gebieten 3, 8 und 9 ins Grundwasser des Urtenentals (vgl. Figuren 53 bis 58). Der Grund dafür liegt v.a. in den hohen Anteilen an landwirtschaftlicher Nutzfläche in diesen Gebieten sowie den Bodeneigenschaften (kleine Speicher). Diese drei Gebiete liefern zusammen rund 60 bis 70 Prozent der konzentrierten Randzuflüsse und bestimmen damit die Verteilung der Nitratgehalte im Grundwasser massgebend. Die stark bewaldeten Teileinzugsgebiete im südöstlichen Teil des Gebietes (Teileinzugsgebiete 5 bis 7) beeinflussen durch ihre tiefen Nitratgehalte im Sickerwasser die Nitratverteilung positiv, indem sie eine grosse Fahne qualitativ einwandfreien Wassers liefern.

Teileinzugsgebiet 2 nimmt insofern eine Sonderstellung ein, als das es v.a. die lokalen Grundwasservorkommen, die beiden Moosseen und die Urtenen mit Nitrat befrachtet. Sein Anteil an der Grundwasserbefruchtung des Hauptgrundwasservorkommens ist mit im Mittel 4.4 % äusserst gering.

Die mittlere Nitratbilanz des Grundwassers ist in der nachfolgenden Tabelle getrennt nach Zu- und Wegflüssen aufgeführt. Sie bildet die Grundlage zum Verständnis der Figur 66, welche die Zu- und Wegflüsse räumlich darstellt.

Tabelle 39 Mittlere Stickstoff-Flüsse im Grundwasser des Urtenentals 1987 bis 1993 bezogen auf das Grundwasserbilanzierungsgebiet (vgl. Figur 65)

Zuflüsse	kg NO <sub>3</sub> -/s	Tonnen N/y	Prozent
Profil Urtenen-Schönbühl	1.71*10 <sup>-3</sup>	12.2	4.4
Randzuflüsse	1.27*10 <sup>-2</sup>	90.6	32.5
Infiltration Urtenen	6.08*10 <sup>-3</sup>	43.4	15.6
Diffuser Flächeneintrag	1.15*10 <sup>-2</sup>	82.0	29.5
Zufluss aus Emmental	7.0*10 <sup>-3</sup>	50.0	18.0
<b>Total Zuflüsse</b>	<b>3.90*10<sup>-2</sup></b>	<b>278.4</b>	<b>100.0</b>
Wegflüsse			
Exfiltrationen			
- Urtenen Schalunen	8.03*10 <sup>-3</sup>	57.3	20.6
- Fraubrunnen	1.48*10 <sup>-2</sup>	105.6	40.0
- Kernenried	5.24*10 <sup>-3</sup>	37.1	13.3
- Mühlebach	1.10*10 <sup>-2</sup>	78.5	28.1
<b>Total Wegflüsse</b>	<b>3.90*10<sup>-2</sup></b>	<b>278.4</b>	<b>100.0</b>

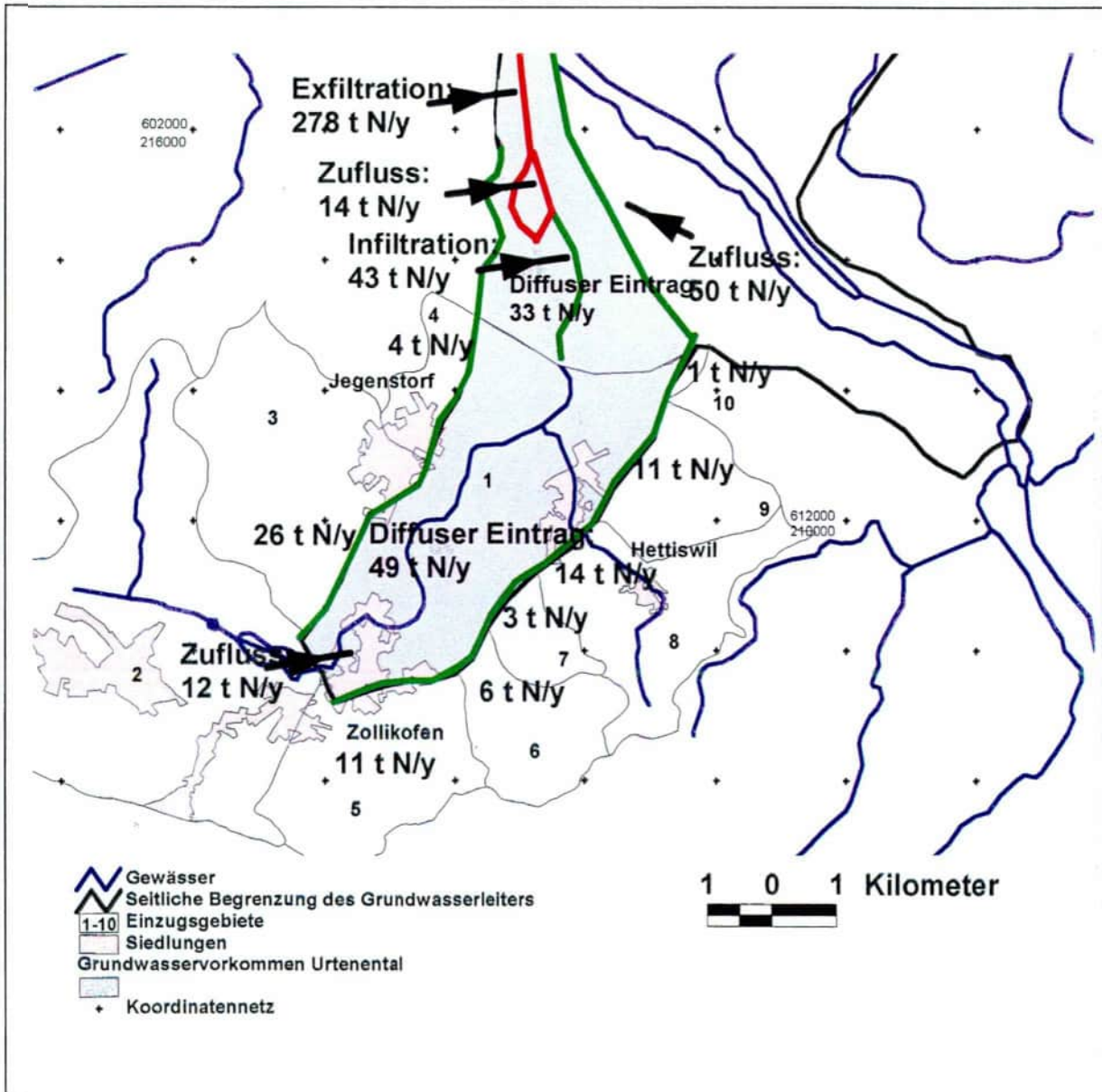
## 7.8 Gebietsbilanzen

Die Gebietsbilanz des Urtenentals stellt die kominierte N-Bilanz von Grund- und Oberflächengewässern dar und beinhaltet auch die N-Einträge durch die ARA-Holzmühle. Sie wird hier im Mittel für die betrachteten Jahre nach Hauptbelastungsquellen aufgeführt.

Tabelle 40 Berechnete diffuse Stickstoff-Verluste in Grund- und Oberflächengewässer 1987 – 1993 in t N/y. Der ARA-Eintrag ist gemäss BALMER (1992a) dargestellt. Werte bezogen auf das Untersuchungsgebiet gemäss Figur 2.

Quelle	Eintrag Grundwasser	% Subtotal	Eintrag Oberflächengewässer	%Subtotal	% Total
Siedlung	6	4.0	13	7.5	
Wald	22	14.5	22	13.0	
Fruchtfolgeflächen	99	65.5	112	65.5	
Dauergrünland	20	13.5	23	13.5	
Oedland	4	2.5	1	0.5	
<b>Subtotal</b>	<b>151</b>	<b>100.0</b>	<b>171</b>	<b>100.0</b>	<b>84.5</b>
ARA-Eintrag	0		31		15.5
<b>Total</b>	<b>151</b>	<b>100.0</b>	<b>202</b>		<b>100.0</b>
Prozent Gesamt	43.0 (47.0)		57.0 (53.0)		
<b>Gesamtaustrag</b>	<b>353 (322)</b>				

Figur 66 Darstellung der Stickstoff-Flüsse im Grundwasservorkommen des Urtenentals und im Übergangsbereich zum Unteren Emmental



## 8 Prognoserechnungen

Mit den entwickelten Modellansätzen können neben der Analyse bestehender Nitratbelastungen auch die Auswirkungen von **landwirtschaftlichen Nutzungsänderungen**, Veränderungen der Grundwasserbewirtschaftung sowie die Auswirkungen von **Klimaänderungen** auf die Qualität des Grundwassers abgeschätzt werden. Das Modell stellt damit ein planerisches Instrument für einen nachhaltigen Grundwasserschutz dar. Es kann z.B. von Wasserversorgungen aber auch der öffentlichen Hand bei ähnlichen Fragestellungen überall eingesetzt werden.

Im folgenden werden:

- die Auswirkung eines auf der Agrarstrategie 2000 des Kantons Bern (REGIERUNGSRAT DES KANTONS BERN 1994) beruhenden Prognoseszenariums (**IP2000**) auf die Grundwasserqualität des Urtenentals dargestellt und
- vier weitere mögliche landwirtschaftliche Nutzungsszenarien vorgestellt und beurteilt.

### 8.1 Das Prognoseszenarium IP2000

Die Prognosesimulation der Nitrat Auswaschung für das Jahr 2000 beginnt im Herbst 1993 und untersucht die Auswirkungen der erwarteten Nutzungs- und Bewirtschaftungsänderungen zwischen 1993 und 2000 auf die Nitratgehalte im Grundwasser des Urtenentals im Jahr 2000.

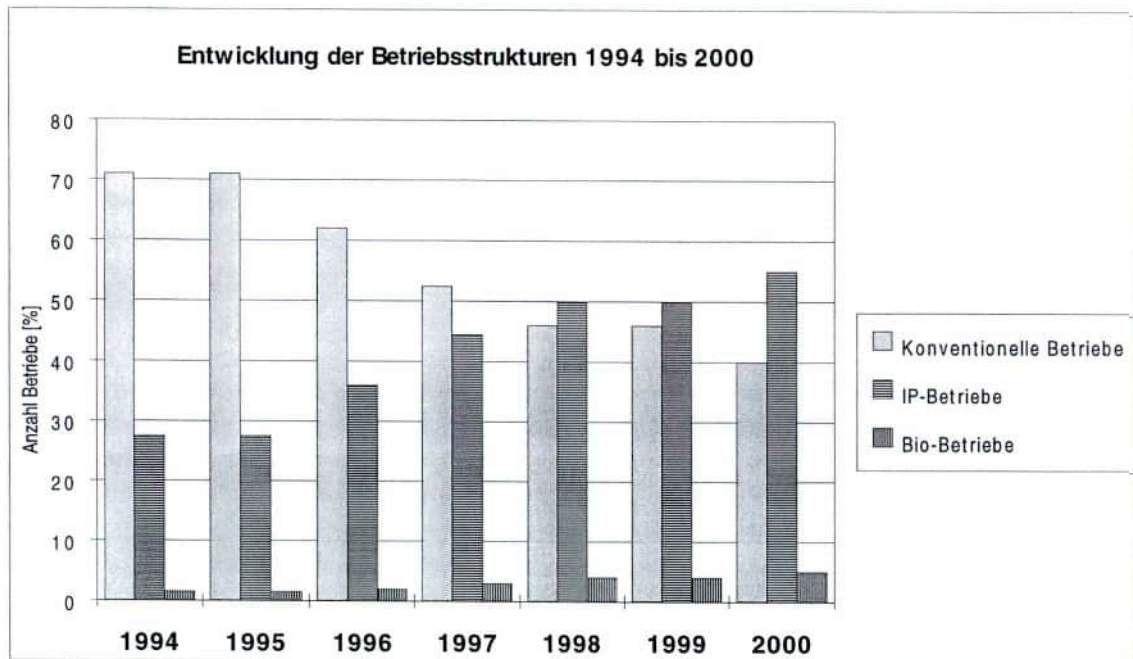
Die Bewirtschaftung und Nutzung verändert sich in dieser Zeitspanne gemäss der im folgenden dargestellten Entwicklung der Betriebsstrukturen und Kulturanteile:

- Zwischen 1994 und dem Jahr 2000 wird die Landwirtschaft im Urtenental, unter dem Druck der wirtschaftlichen Veränderungen sowie gesteuert durch die agrarpolitischen Massnahmen des Kantons Bern, von heute vorwiegend konventionellem Acker- und Futterbau (über 70 % der Betriebe) zu mehrheitlich integrierter und biologischer Produktion übergehen.
- Im Jahr 2000 werden schliesslich rund 60 % der Betriebe integriert oder biologisch produzieren (Figur 67).
- Die reine Ackerbaufläche wird sich zugunsten von vermehrtem Futteranbau bzw. dem Anbau von Sonderkulturen sowie der Ausscheidung von ökologischen Ausgleichsflächen rund um 10% verkleinern (Figur 68).
- Im Rahmen der IP werden zudem vermehrt ökologische Bewirtschaftungsmassnahmen eingeführt werden. Dies sind im Einzelnen: Direktsaaten bei Getreide, Mais und Kartoffeln, Maiswiese und Untersaat bei Mais, ein verstärkter Zwischenfruchtanbau bei Getreide sowie eine auf den Pflanzenbedarf und den Bodenvorrat abgestützte Düngung (Nmin-Düngung) bei Kartoffeln.
- Vor allem die Nmin-Düngung bei Kartoffeln sowie der Zwischenfruchtanbau nach Getreide werden sich bis ins Jahr 2000 flächenmässig stark entwickeln und schlussendlich 25% resp. 80% der entsprechenden Kulturflächen ausmachen (Figur 69).

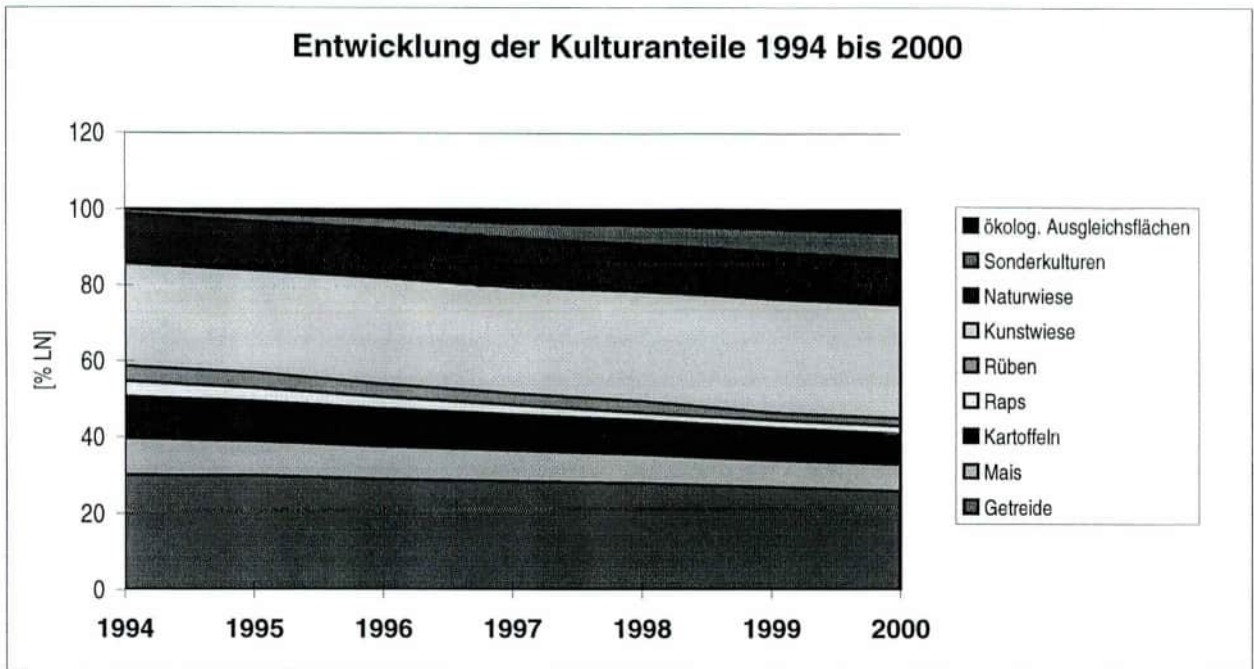
Nur leicht verändern werden sich gegenüber heute die ausgebrachten Düngermengen: Während die Menge der anfallenden Hofdünger über die Jahre etwa gleich bleibt (ca. 1,8 DGVE/ha), nimmt die ausgebrachte Handelsdüngermenge lediglich um rund 4 % ab.

Ausgehend von den im Rahmen der Ursachenbekämpfung im Herbst 1993 gemessenen Stickstoffgehalte im Boden wurden für die Jahre 1994 bis 2000 die Stickstoffbilanzen, die winterliche Nitratauswaschung sowie die Gehalte an mineralisiertem Stickstoff im Oberboden (Nmin-Gehalte) zu Beginn November berechnet. Letztere werden als Startwert für die Simulationen im darauffolgenden Jahr verwendet. Als Rahmenbedingung wurde angenommen, dass Niederschlag-, Verdunstung- und Temperaturverlauf der kommenden Jahre dem statistischen Mittel der Vergleichsperiode 1987 bis 1993 entsprechen.

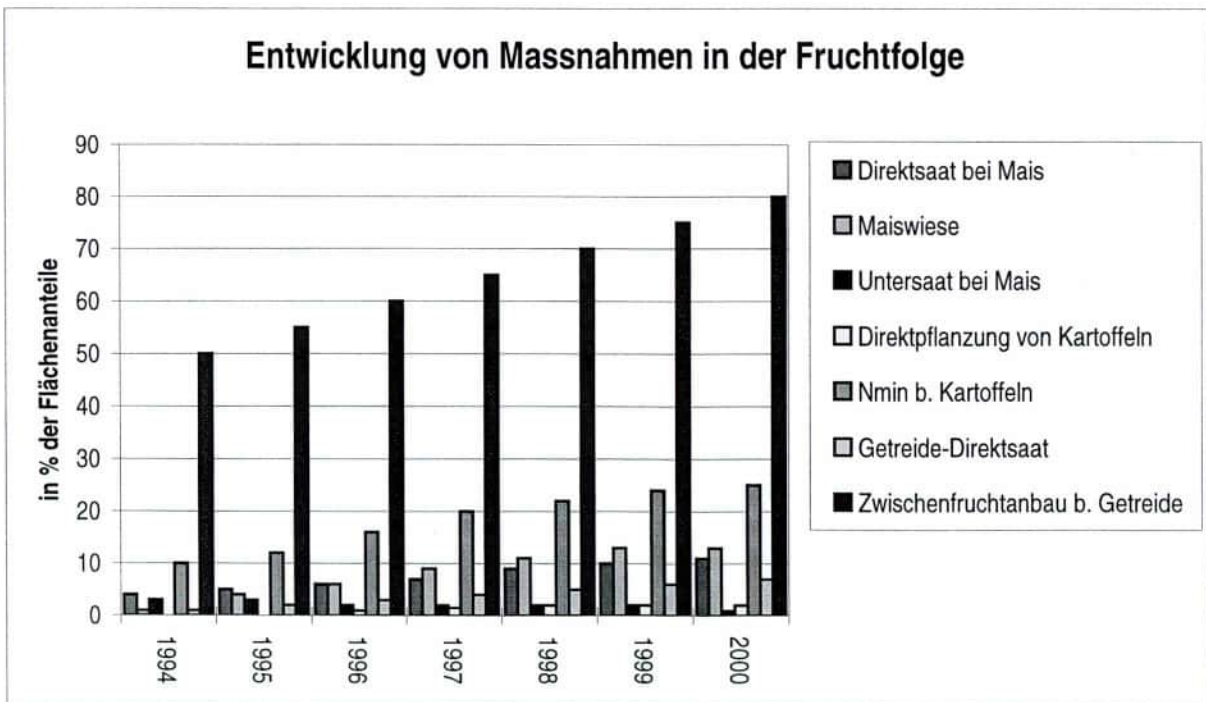
Figur 67 Entwicklung der Betriebsstrukturen im Urtenental zwischen 1994 und 2000 (nach Schätzungen der LBBZ Rütli, aus BALMER (1995))



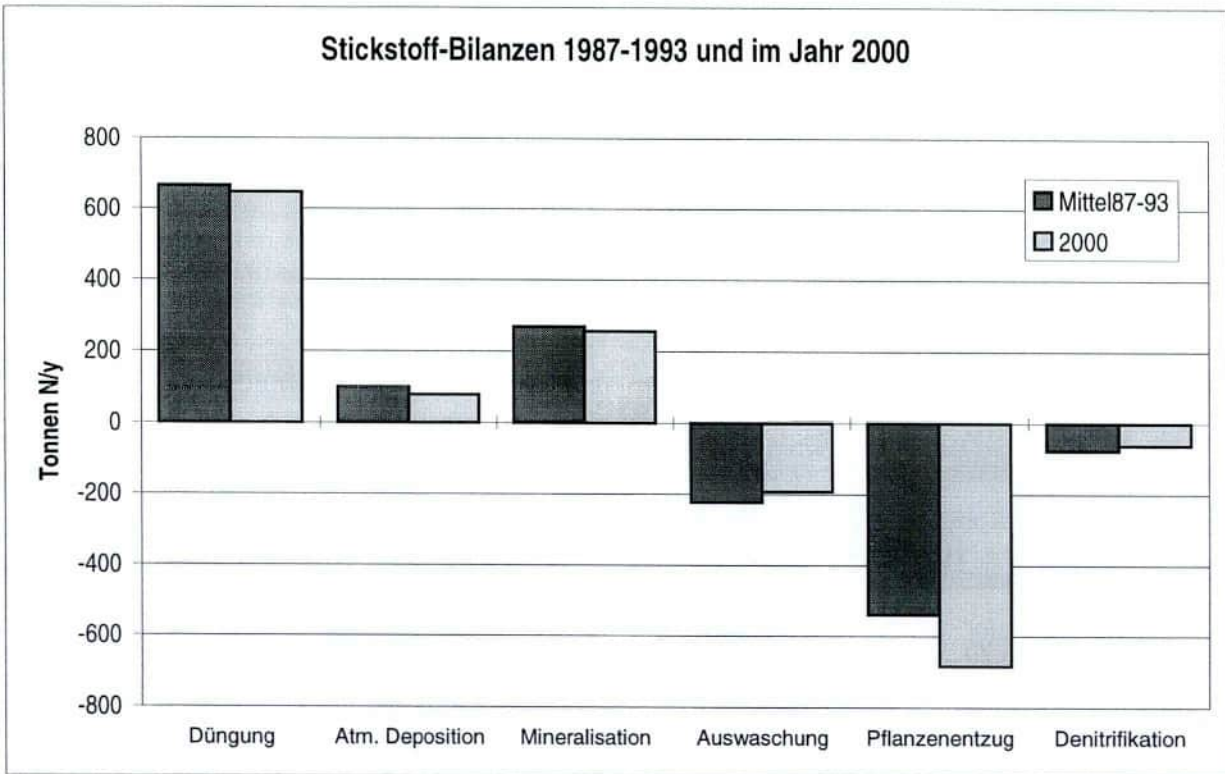
Figur 68 Entwicklung der Kulturanteile im Urtenental zwischen 1994 und 2000 (Schätzungen LBBZ Rütli), aus BALMER (1995)



Figur 69 Entwicklung von ökologischen Massnahmen in der Fruchtfolge (Annahme LBBZ Rütli), aus BALMER (1995)



Figur 70 Stickstoffbilanzen des Urtenentals: Mittelwert 1987-93 gegenüber Wert im Jahr 2000, aus BALMER (1995)



In Figur 70 sind die für das Jahr 2000 berechneten mittleren Stickstoffumsätze denen der Periode 1987-93 gegenübergestellt. Die IP-bedingten Umstellungen in den Kulturanteilen sowie die vermehrt eingesetzten ökologischen Bewirtschaftungsmassnahmen führen gegenüber der Vergleichsperiode zu Veränderungen in den Stickstoffzu- und weglüssen:

- Der Stickstoffentzug durch die Pflanzen vergrössert sich um 26 % von 540 auf 685 t N/y.
- Bedingt durch die Luftreinhaltemassnahmen verringert sich die atmosphärische Deposition gegenüber heute um rund 20 % auf 80 t N/y.
- Auch die Luftbelastung durch die Denitrifikation verringert sich durch die im Schnitt weniger hohen Nitratgehalte im Boden im Jahr 2000 um rund 20%.
- Die Mineralisation sinkt gegenüber der Vergleichsperiode lediglich um 5%.
- Die Nitratauswaschung, welche vor allem durch die Umstellung der Fruchtfolgen und die ökologischere Bewirtschaftung beeinflusst wird, sinkt durch den Mehrentzug von Stickstoff im Herbst bzw. durch die verkleinerten Winterbrache-Flächen um rund 15 bis 20 % von 220 bis 240 t N/y auf 180 bis 190 t N/y.
- Stickstoffzuflüssen von rund 975 t N/y stehen Wegflüsse von rund 930 t N/y gegenüber.

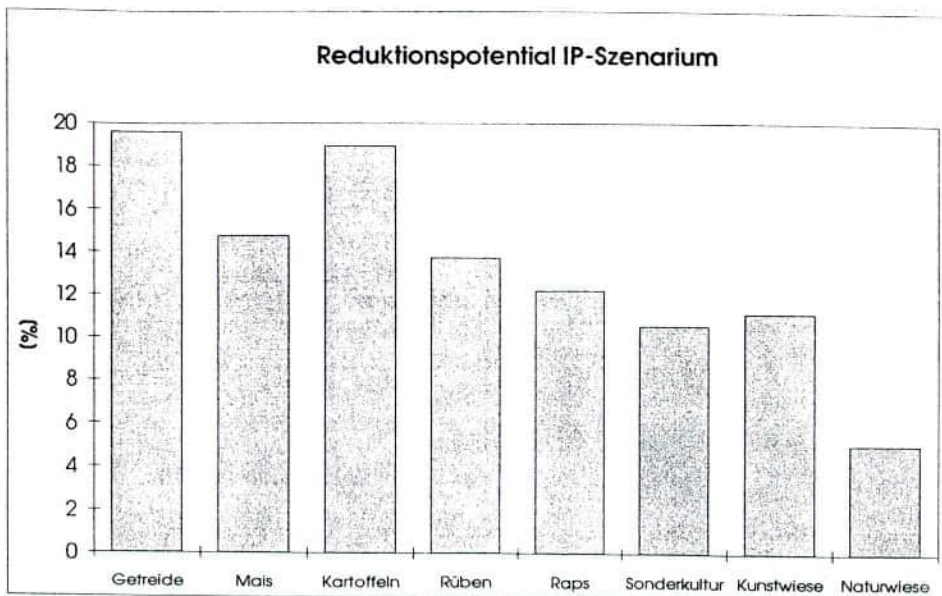
Das "Reduktionspotential" der IP-Landwirtschaft gegenüber dem heutigen Zustand ist in Figur 71 dargestellt. Aufgeführt ist die kulturspezifische, flächengemittelte Abnahme der Ni-

tratauswaschung. Diese ergibt sich aus den Einzelmassnahmen, bei Getreide z.B. aus den veränderten Flächen- und Direktsaatflächenanteilen sowie der Düngung. Das Reduktionspotential variiert zwischen 5 und etwa 20 %. Durch die bei Getreide, Mais und Kartoffeln z.T. fast flächendeckende ökologischer Bewirtschaftung ist das Reduktionspotential bei diesen Kulturen naturgemäss am höchsten. Gegenüber dem heutigen Zustand bricht diese reduzierte Nitratauswaschung unter den Hauptkulturen die Spitzen der Belastung der Böden und Gewässer.

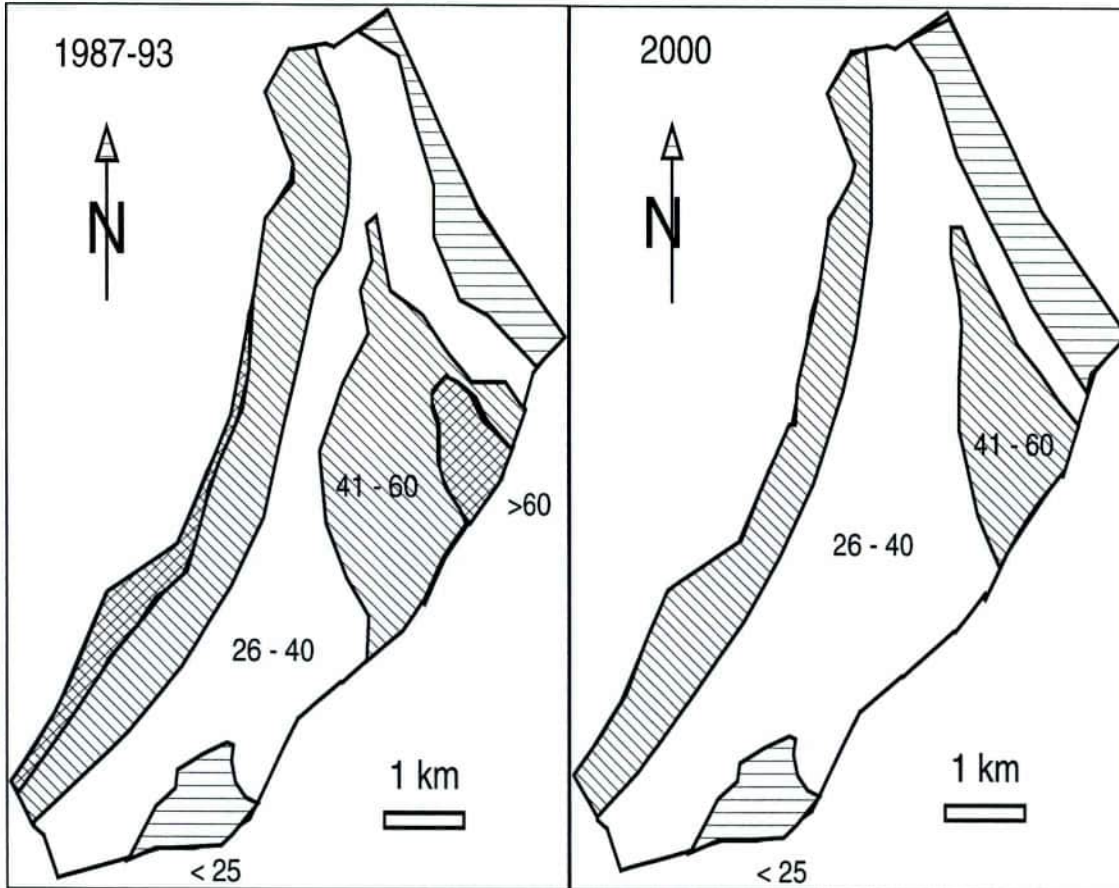
Die Nitratverteilung im Grundwasser im Jahr 2000 ist derjenigen der Jahre 1987-93 gegenübergestellt (Figur 72). Bei gleichbleibender Belastung des Grundwassers aus Siedlung und Wald führt die Abnahme der landwirtschaftlichen Einträge zum Verschwinden der Zonen mit Nitratgehalten über 60 mg /l. Gleichzeitig vergrössert sich der Bereich des Grundwassers mit Nitratgehalten zwischen 26 und 40 mg/l um etwa 50%. Lediglich die Zone mit Gehalten unter 25 mg/l bleibt stationär, da sie überwiegend aus bewaldeten Gebieten gespiesen wird und somit die landwirtschaftlichen Reduktionsmassnahmen keine Wirkung zeigen können. Der mittlere Nitratgehalt des Grundwassers, 1987 - 93 liegt er bei rund 42 mg /l, sinkt im Jahr 2000 um rund 15 - 20 Prozent auf 34 - 36 mg/l ab, liegt somit unter dem Toleranzwert für Trinkwasser aber immer noch weit über dem Qualitätsziel von 25 mg/l (EIDG. LEBENSMITTEL-KOMMISSION 1985).

Das nutzbare Wasserdargebot mit Nitratgehalten unter 40 mg/l erhöht sich im Jahr 2000 gegenüber 1987-93 um rund 50 % auf etwa 80 bis 90 l/s oder rund 20 % des gesamten Grundwasserabflusses. Das nutzbare Dargebot an Grundwasser, welches das Qualitätsziel einhält, wird durch die IP-Produktion nicht vergrössert (Einzugsgebiet stark bewaldet).

Figur 71      Maximales Reduktionspotential IP2000 gegenüber der heutigen Landwirtschaft



Figur 72 Vergleich der Nitratverteilung im Grundwasser 1987-93 und im Jahr 2000. Nitratgehalt als Zonen in [mg Nitrat/l], aus BALMER (1995)



## 8.2 Weitere Prognoserechnungen für das Urtenental

Neben dem vorgestellten IP2000-Szenarium existieren noch weitere Möglichkeiten, die Nitratbelastung des Grundwassers zu senken. Dazu gehören u.a. das BUWAL Szenarium 3 (BUWAL 1993) sowie ein erweitertes IP/BIO-Szenarium mit einer stärkeren Gewichtung der kulturtechnischen Möglichkeiten und der flächendeckenden Anwendung von bodenschonenden und bodenkonservierenden Bearbeitungsmethoden (z.B. Direktsaat). Die Globalisierung des Marktes kann in Zukunft aber auch die Intensivierung der Landwirtschaft bedeuten. Diesem wurde mit zwei Intensivierungsszenarien Rechnung getragen. Im folgenden sind die Szenarien tabellarisch zusammengestellt und kurz erläutert.

### 8.2.1 Definition der Szenarien

Tabelle 41 Weitere mögliche Szenarien der landwirtschaftlichen Nutzung im Urtenental (zusammengesetzt aus gewichteten Einzelmassnahmen)

Szenarium	Flächenumwidmung	Grünlandumbruch	Fruchtfolge	Düngung	Kulturtechnik
1	7%	-10%	-5%	-5%	+
2 IP und BIO	min. 10 %	10 %	20 %	-15 %	+++
3 und 4 Intensivierung	--	+5%	+10 %	+10% resp. +20%	--

1. Szenarium: Massnahmen innerhalb der momentanen gesetzlichen, wirtschaftlichen und sozialen Rahmenbedingungen (1996). Sie umfassen eine umweltverträgliche Bewirtschaftung der Böden (angepasste Fruchtfolgen, Vermeidung von Brachen, pflanzen- und standort- und zeitgerechte Düngung) sowie die Stilllegung von 7% der landwirtschaftlichen Nutzfläche und die Schaffung ökologischer Ausgleichsflächen (vgl. Szenarium 3, BUWAL (1993)).
2. Szenarium: Flächendeckende umweltgerechte Produktionsmethoden (Integrierte und biologische Produktion). Maximal kurzfristig wirksamer Stickstoff 150 kg N/ha (= -15% der heutigen Menge). Bewirtschaftung etc. gemäss Richtlinien für die Integrierte Produktion bzw. den Grundsätzen der biologischen Landwirtschaft. Flächendeckender Einsatz von Direktsaaten und Übergangsformen zur Direktsaat bzw. Flächenumwidmungen (Stilllegungen) von rund 10% der Gesamtfläche sowie Fruchtfolgeänderungen auf 20% der stark gefährdeten Flächen. Übrige Flächen: min. 50 % bodenschonende Bearbeitung und permanente Bodenbedeckung.
- 3 und 4. Szenarium: Rationalisierung und Intensivierung der Produktion. Steigerung des Stickstoffumsatzes um 10% (3), um 20% (4), vermehrter Grünlandumbruch und vermehrter Anbau von grundwassergefährdenden Kulturen (z.B. Mais und Kartoffeln).
- Vergleichsbasis: Keine Änderung der Düngungs- und Bewirtschaftungspraxis im Gebiet = Status Quo.

## 8.2.2 Beurteilung der Szenarien

Folgende Reduktionspotentiale sind bezogen auf die Stickstoffauswaschung im Satus Quo im Mittel zu erwarten:

- Die Reduktionspotentiale der 4 betrachteten Szenarien schwanken zwischen –40 und + 50 % gegenüber dem heutigen IST-Zustand.
- Das grösste Reduktionspotential bietet das Szenarium 2. Hier liegt das Reduktionspotential je nach Witterungsverlauf zwischen 35 und 50% und eine deutliche Senkung der Nitratgehalt im Grundwasser um mehr als 20 mg Nitrat/l ist möglich.
- Innerhalb der gesetzlichen Möglichkeiten (1996) (Szenarium 1) ist mit einem maximalen Reduktionspotential von 25 % zu rechnen. Dies führt aber auch schon zu einer deutlichen Senkung der Nitratgehalte. Spitzen über 50 mg Nitrat/l können aber immer noch auftreten. Diese Szenarium entspricht in seiner Wirksamkeit etwa der IP2000-Prognoserechnung.
- Die Intensivierungsszenarien zeigen, wie erwartet, nur negative Auswirkungen für die Grundwasserqualität. Eine Steigerung des Stickstoffumsatzes um 20 % (Szenarium 4) hätte die Erhöhung der mittleren Nitratgehalte im Grundwasser auf über 60 mg /l zur Folge.

Tabelle 42 Beurteilung der Wirksamkeit der vier Simulationsszenarien

Szenarium	Stickstoff Kurzfristig [kg N/ha]	Auswaschung LN [kg N/ha]	Auswaschung Gebiet [kg N/ha]	Konz. Grundwasser [mg NO3/l] Schwankung Mittelwert	Red. Potential
Status Quo	200	63	42	22 - 70 (45)	0%
1	180	47	33	19 - 55 (31)	20 - 25%
2	Max. 150	32	24	13 - 45 (23)	35 - 50%
3	> 220	81	54	25 - 80 (50)	- 10 - 20%
4	> 240	100	65	30 - 93 (61)	- 30 - 40%

## 9 Nitrat austragsflächen und Nutzungsrichtpläne in Zuströmbereichen von Trinkwasserfassungen (methodisches Verfahren)

Losgelöst von der im Urtenental untersuchten Nitratproblematik und ihren Sanierungsmöglichkeiten kann die entwickelte Methodik zur Analyse der Gefährdung des Grundwassers durch Nitrat austräge aus den ackerbaulich genutzten Flächen in den verschiedensten Skalenbereichen eingesetzt werden. Im Rahmen der Änderungen der bestehenden Rechtsgrundlagen (Art. 62a und 67 des Gewässerschutzgesetzes sowie des Art. 72, Abs. 8 des Landwirtschaftsgesetzes) stellt die räumliche Ausscheidung der **Problemflächen** (Nitratrisikoflächen) sowie die **Herleitung von Massnahmen** einen wichtigen Beitrag zur Verminderung der Nitratbelastung durch die landwirtschaftliche Bodennutzung dar, indem sie Entscheidungsgrundlagen für die Planung und Umsetzung von Reduktionsmassnahmen liefern kann. Dazu ist eine methodische Erweiterung des bisher verfolgten Konzeptes nötig.

Als Erweiterung zu den bisher benötigten Daten (Tabelle 20) wird zusätzlich die Ebene des **Zuströmbereiches** eingeführt. Dieser charakterisiert das Hauptzuflussgebiet einer genutzten Trinkwasserfassung. Der Einbezug des Zuströmbereiches zeigt auch den neuen konzeptionellen Ansatz deutlich: Während bisher flächendeckende Reduktionsmassnahmen betrachtet wurden, erfolgt nun die Betrachtung der Stickstoffumsätze und ihrer Reduktionsmöglichkeiten in einem abgegrenzten System, mit dem Ziel, die Trinkwasserqualität nur innerhalb dieses Bereiches zu optimieren. Als Resultat der Simulationen erhält man die Stickstoffbilanzen der betrachteten Flächen sowie die Gefährdung der Trinkwasserqualität durch Stickstoffeinträge ins Grundwasser innerhalb des Zuströmbereiches.

Das hier beschriebene Verfahren wurde bereits in mehreren Gebieten praxisnah erprobt. Dazu gehören z.B. der Zuströmbereich der Trinkwasserfassung „Sebiloch“ der Gemeinde Waliswil b. Wangen (GEO7 1998a) sowie das Ausscheiden einer Nitratrisikokarte und eines Nutzungsrichtplanes für das Einzugsgebiet des Pumpwerkes Baltenswil, Kanton Zürich (GEO7 AG, 1998b, in Vorbereitung). Im Urtenental wurde es bisher nicht erprobt, da die bestehenden Trinkwasserfassungen (WAGRA, Vennersmühle) keine Nitratprobleme aufweisen.

### 9.1 Herleitung der Nitratrisikoflächen (IST-Zustand)

Die Ableitung eines räumlichen **Nutzungsrichtplanes** erfolgt in zwei Arbeitsschritten, die aufeinander aufbauen. Im folgenden wird zuerst auf die räumliche Ausscheidung der Problemflächen eingegangen.

Die **potentiellen Grundwassergefährdungsflächen** sind Flächen, welche, ohne Berücksichtigung der geologischen Gegebenheiten, Nitratkonzentrationen im Sickerwasser aufweisen, die zu einer qualitativen Beeinträchtigung des Trinkwassers beitragen können. Das Gefährdungspotential einer Fläche setzt sich dabei aus der Höhe des Sickerwassers und der ausgewaschenen Menge Nitrat zusammen.

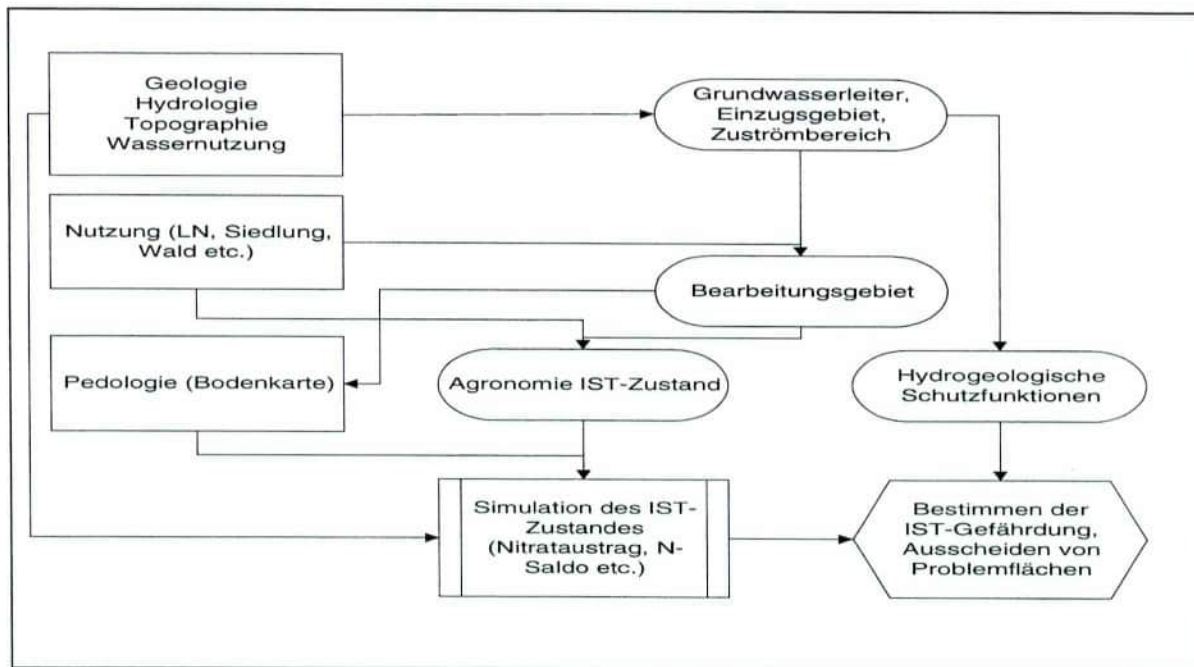
Die **Auswirkungen** einer Fläche können von Jahr zu Jahr durch die klimatischen Schwankungen, die angebauten Kulturen sowie aufgrund der standörtlichen Bodeneigenschaften stark variieren. Verlässliche Aussagen über das **langfristige Gefährdungspotential** einer Fläche lassen sich daher am besten durch die Simulation der entsprechenden Fruchtfolgen unter Einbezug der Variation der Klimateigenschaften erreichen. Dadurch heben sich kurzfristige Effekte durch Klima und Nutzung (Maxima und Minima) auf und die effektive standörtliche Re-

aktion einer Fläche auf die Nutzung und Bodenbearbeitung tritt in den Vordergrund. Es lassen sich daraus sowohl Schlüsse über die mittlere langjährige Gefährdung einer Fläche unter einer gegebenen Nutzung wie auch Schlüsse zum Gefährdungspotential einzelner Kulturen auf dieser Fläche ziehen. Dadurch lässt sich eine Fläche anhand der Menge der grundwassergefährdenden Kulturen und der Höhe der mittleren langjährigen Gefährdung charakterisieren.

Zur Bestimmung der **effektiven Gefährdung** des Grundwassers bzw. Gefährdung der Qualität einer Trinkwasserfassung müssen zusätzlich zur standörtlichen Gefährdung auch die Eigenschaften des Untergrundes (Mächtigkeit und Aufbau der ungesättigten Zone, Drainage, Abbauprozesse, Interflow etc.) aber auch die Strömungs-, Transport- und Abbauprozesse im Grundwasserleiter betrachtet werden. Dies kann in komplexen Fällen die Anwendung eines numerischen Strömungs- und Transportmodells für die gesättigten und ungesättigten Bereiche des Grundwassers erfordern. In einfacheren Fällen werden vielfach **räumliche Überlagerungen** und **Bewertungen** der **Schutzmechanismen** mittels der Funktionalität eines GIS sowie der Einsatz von Modellen mit einer oder mehreren **Mischzellen** völlig ausreichen.

Je nach Untersuchungsgebiet kann die Schutz- und Abbaufunktionen in der ungesättigten Zone aufgrund der Mächtigkeit sowie des lithologischen Aufbaus beurteilt werden. Zusätzlich können noch die Lage (direkt über Grundwasser bzw. Randgebiet) und Entfernung der Flächen zum Grundwasserleiter berücksichtigt werden. Die Abschätzung der Denitrifikation erfolgt am Besten aufgrund der lithologischen und hydrologischen Eigenschaften und der Aufenthaltszeit im Untergrund. Innerhalb eines sauerstoffgesättigten Grundwasserleiters findet i.d.R. kein nennenswerter Abbau von Nitrat statt. Anders sieht es bei Sauerstoffarmut und reduzierenden Bedingungen im Grundwasserleiter aus (z.B. Berner Seeland). Dem muss bei der Betrachtung mit der Simulation entsprechender Vorgänge Rechnung getragen werden. Die folgende Abbildung stellt den Prozessablauf der Bestimmung der Nitratrisikoflächen schematisch dar.

Figur 73 Schematische Darstellung der Ausscheidung von Nitratrisikoflächen auf der Basis der pedologischen, agronomischen, klimatischen und hydrogeologischen Gegebenheiten eines Gebietes



Die **räumliche Ausscheidung** der **Nitratrikflächen** erfolgt in 4 Teilschritten:

1. In einem ersten Schritt werden aus den bestehenden oder erarbeiteten geologischen, hydrogeologischen Daten das Einzugsgebiet und der Zuströmbereich der zu betrachtenden Fassung sowie die Charakteristika des Grundwasserleiters und seiner randlichen Einzugsgebiete bestimmt. Daraus resultiert einerseits die Ausscheidung des Bearbeitungsgebietes, welches dem Zuströmbereich entspricht und andererseits die räumliche Ableitung der hydrogeologischen Schutzfunktion des Untergrundes (Figur 74)
2. Innerhalb des Bearbeitungsgebietes sind in einem zweiten Schritt die zur Simulation des Stickstoffhaushaltes (IST-Zustand) notwendigen Boden-, Nutzungs-, Bewirtschaftungs- und Klimadaten zu erheben resp. zu beschaffen
3. Im dritten Schritt werden aus den Grundlagendaten die Modellparameter und Rahmenbedingungen abgeleitet und die Simulation des IST-Zustandes durchgeführt
4. Die Ausscheidung von Problemgebieten erfolgt im letzten Schritt durch Einbezug der hydrogeologischen Rahmenbedingungen (Bilanzen, Abbau, Transport etc.)

Durch Umsetzen der Karte der Nitratausträge in eine Karte der Gefährdung des Grundwassers und Überlagerung derselben mit der Schutzfunktion des Untergrundes und dem Parzellennetz erhält man durch Flächengewichtung die in Figur 75 dargestellte Karte der Nitratrikflächen, welche die Risikoflächen nach Gefährdungsgrad geordnet und parzellenbezogen darstellt.

Tabelle 43      Mögliche Charakterisierung der Nitratrikflächen innerhalb des Zuströmbereiches einer Trinkwasserfassung (fiktives Beispiel)

Zone	Fläche in ha	Anteil %	Gefährdungsstufe	Bearbeitungspriorität
1	45	33.0	sehr hoch	hoch
2	5	3.5	Hoch	Gering (Randgebiet)
3	25	18.0	Mittel	z.T.mittel (Teile in direktem Zustrom)
4	13	9.5	Gering	Gering
5	49	36.0	sehr gering	Keine (bzw. nur zur Senkung der Hintergrundbelastung)

## 9.2 Simulation des Plan-Zustandes

Die Simulation des PLAN-Zustandes dient dazu, aus den zur Verfügung stehenden Massnahmen zur Reduktion von Stickstoffverlusten diejenigen auszuwählen, welche das Sanierungsziel am Besten erfüllen. Simulierbare Massnahmengruppen sind die **Bodenbedeckung**, die **Bodenbearbeitung**, die **Düngung** und **Extensivierungen** sowie die Anpassung der **Fruchtfolge**.

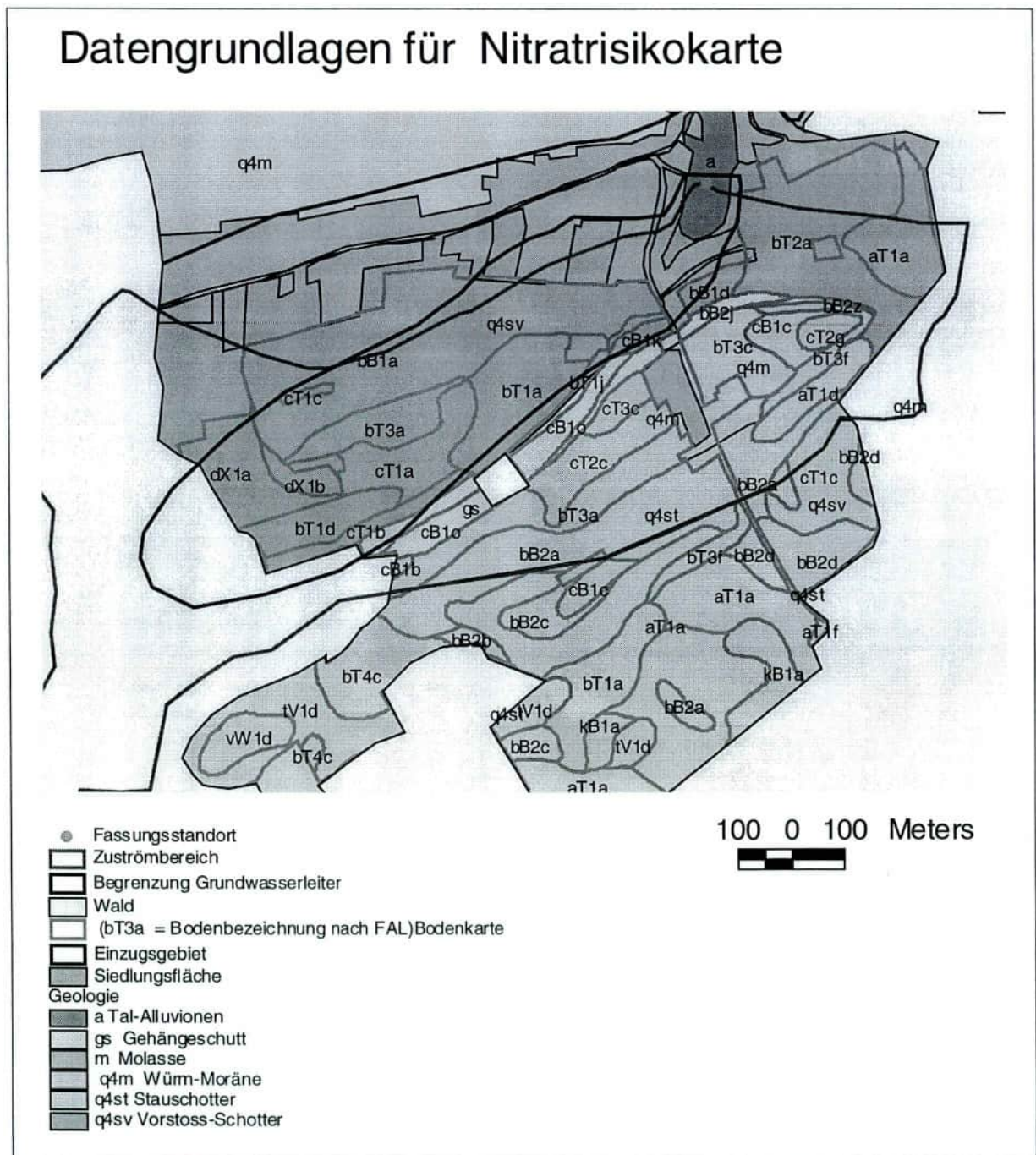
Das Ausschneiden des PLAN-Zustandes baut auf den ausgeschiedenen Nitratrikflächen auf. Die **Zielvorgabe** ist dabei die Erfüllung des Sanierungsziels. Dieses muss mindestens der

dauerhaften Senkung der Nitratgehalte unter 40 mg Nitrat/l geförderten Trinkwassers (Toleranzwert) entsprechen.

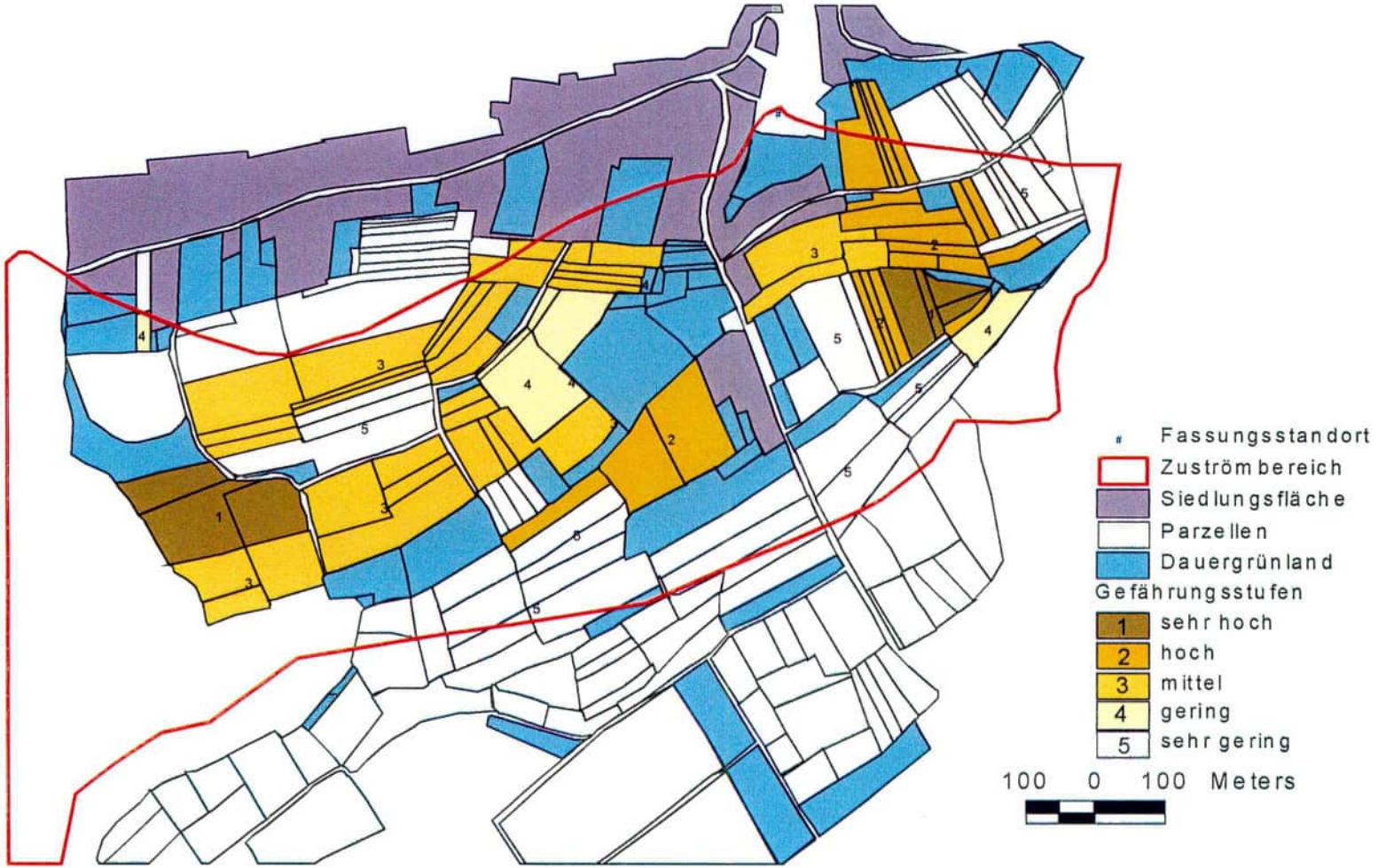
Bei der Bestimmung der **PLAN-Zustände** werden daher mittels Optimierung jene Massnahmen gesucht, welche unter den gegebenen Klimabedingungen und Bodeneigenschaften (Standortcharakteristik):

- eine dauerhafte Unterschreitung des Toleranzwertes (< 40 mg Nitrat/l) (1. Etappenziel) bzw.
- die Erfüllung des Qualitätsziels von 25 mg Nitrat/l (2. Etappenziel) erlauben.

Figur 74 Grundlagedaten zum Ausscheiden von Nitratriskoflächen (aus GEO7 1998a)



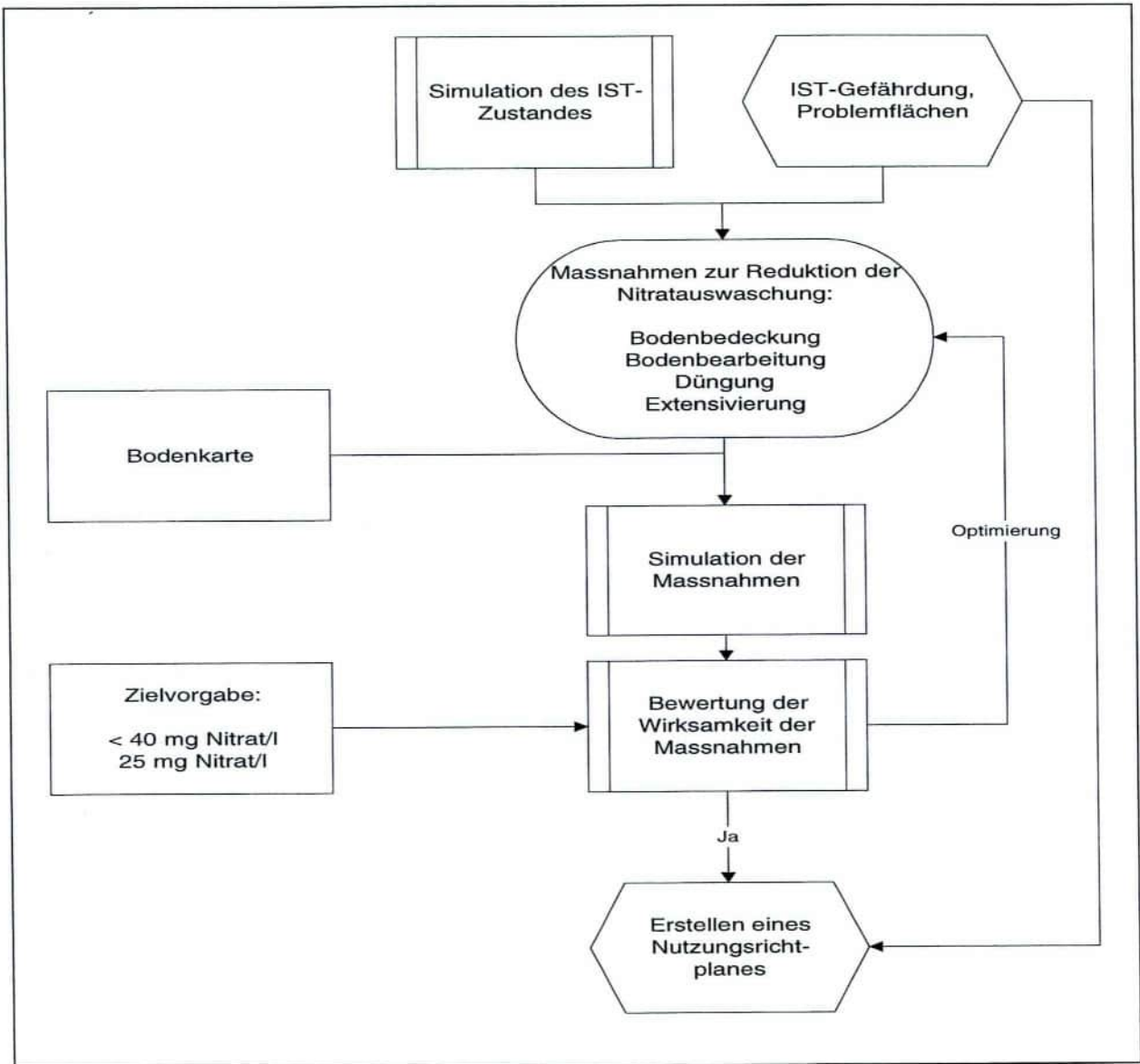
# Nitratrikokarte und Massnahmenbereiche



Figur 75

Beispiel einer Nitratrikokarte (aus GEO7 1998a)

Figur 76 Ablauf der Überprüfung der Wirksamkeit von Massnahmen zur Erstellung eines zielgerichteten Nutzungsrichtplanes



Die Entwicklung der Massnahmenpläne erfolgt nach dem in der Figur 76 dargestellten Vorgehen. Ausgehend von den bestimmten Nitratriskoflächen, der landwirtschaftlichen Nutzung und der vorgegebenen zu prüfenden Nutzungsrichtlinien werden die zu simulierenden Massnahmen erarbeitet. Ihre Auswirkungen auf den Stickstoffhaushalt resp. die Nitratauswaschung wird durch die Simulation dieser Fälle unter den klimatischen und pedologischen Rahmenbedingungen der Problemflächen bestimmt.

Danach wird, wie in Figur 73 dargestellt, die Gefährdung des Grundwassers bestimmt und die Auswirkungen der Massnahmen auf die Nitratgehalte des gefassten Trinkwassers berechnet

(z.B. Mischzellen – Modell für kleine Gebiete, Finite-Differenzen- bzw. Finite-Elemente-Modelle bei komplexen Strömungsvorgängen). Erfüllt eine Massnahme bzw. eine Massnahmenkombination die Zielvorgaben, so kann sie mit den entsprechenden Flächenanteilen in die Planung der zukünftigen Nutzung einfließen.

### 9.3 Nutzungsvorgaben

Eine mögliche Umsetzung simulierter Massnahmenpakete in Vorgaben für eine Nutzung gemäss den Sanierungszielen ist in den beiden folgenden Tabellen dargestellt. Es werden in einer Matrix die unter einer bestimmten Bearbeitungsart möglichen Kulturzusammenstellungen einer Gefährdungszone aufgeführt. Neben der IP-Variante wurden Übergangsvarianten und Direktsaatvarianten untersucht, da diese immer mehr an Bedeutung gewinnen.

Grundannahme sollte zudem immer sein, dass der "Stand der Technik" erfüllt wird und eine standort- und bedarfsgerechte Düngung vorgenommen wird. D.h., auch bei keinen Einschränkungen in der Auswahl der Fruchtfolgen müssen alle möglichen Massnahmen zur Verringerung der Nitrat auswaschung ergriffen werden, um das Sanierungsziel zu erreichen.

Eine Intensivierung auf den Flächen mit einer geringen Grundwassergefährdung ist also nicht möglich. Auch dort sollte der Stickstoffeinsatz bewusst erfolgen und die Kulturauswahl und Bodenbearbeitung den Zielen angepasst werden.

Tabelle 44 Nutzungsvorgaben innerhalb der einzelnen Gefährdungszonen zum Erreichen der Zielvorgabe "dauerhaft unter 40 mg Nitrat/l Trinkwasser.

Gefährdungsstufe	IP IP40  mögliche Kulturen	Uebergangsvariante (Mulchsaat, Streifenfrässaat etc.)  mögliche Kulturen	Zielvariante (Direktsaat) DS40  mögliche Kulturen
Sehr hoch	Naturwiese, Kunstwiese	Naturwiese, Kunstwiese	Naturwiese, Kunstwiese, Raps
Hoch	Kunstwiese, Raps	Kunstwiese, Raps, Getreide je nach Kombination	Kunstwiese, Raps, Getreide, Mais je nach Kombination
Mittel	Kunstwiese, Raps, Getreide, Mais je nach Kombination	Kunstwiese, Raps, Getreide	Kunstwiese, Raps, Getreide, Mais,
Gering	Alle Kulturen ausser Kartoffeln	Alle Kulturen, Kartoffeln je nach Kombination	Alle Kulturen, Kartoffeln je nach Flächenanteilen
Sehr gering	Alle Kulturen, Kartoffeln je nach Flächenanteilen	Alle Kulturen	Alle Kulturen

Tabelle 45 Mögliche Nutzungsvorgaben innerhalb eines Zustömbereiches zum Erreichen des Planzieles 25 mg Nitrat/l Trinkwasser nach Gefährdungsstufen

Gefährdungsstufe	IP IP25  mögliche Kulturen	Uebergangsvariante (Mulchsaat, Streifenfrässaat etc.)  mögliche Kulturen	Zielvariante (Direktsaat) DS25  mögliche Kulturen
Sehr hoch	Naturwiese, Kunstwiese	Naturwiese, Kunstwiese	Naturwiese, Kunstwiese
Hoch	Naturwiese, Kunstwiese	Naturwiese, Kunstwiese	Kunstwiese, Raps, Getreide
Mittel	Naturwiese, Kunstwiese, Getreide je nach Kombination	Kunstwiese, Raps und Getreide je nach Kombination	Kunstwiese, Raps, Getreide
Gering	Naturwiese, Kunstwiese, Getreide, Raps	Alle Kulturen ausser Mais und Kartoffeln	Alle Kulturen, Mais je nach Kombination, keine Kartoffeln
Sehr gering	Kunstwiese, Raps, Getreide, Mais	Alle Kulturen ausser Kartoffeln	Alle Kulturen

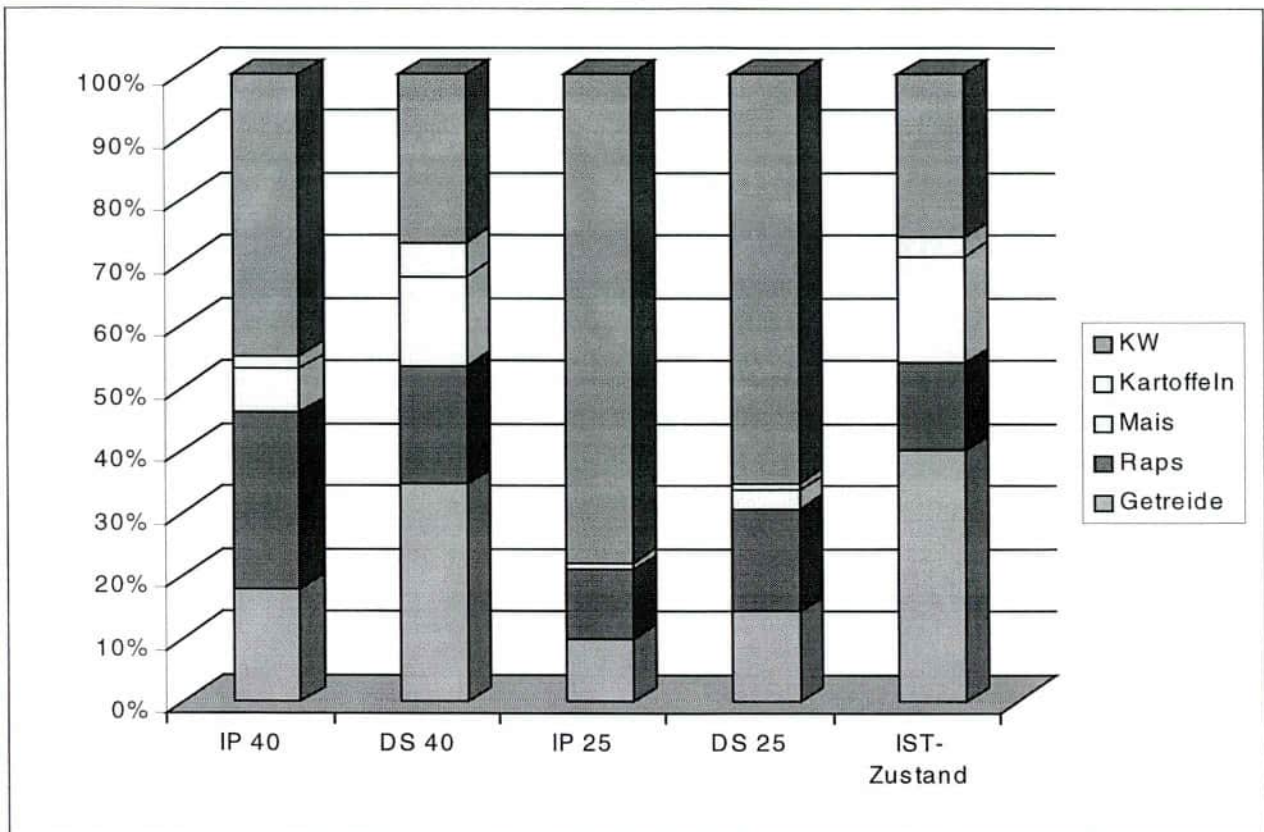
Die Umsetzung dieser Nutzungsvorgaben in landwirtschaftliche Bewirtschaftungsformen sollte in Zusammenarbeit mit Agronomen bzw. Kräften der Landwirtschaftlichen Beratungszentralen erfolgen, da diese meist sehr detailliertes Wissen über die bestehenden Strukturen und die Umsetzungsmöglichkeiten aus ihrer Beratungstätigkeit aufweisen. In Figur 77 sind die aus den Nutzungsvorgaben (Tabelle 44 und 45) resultierenden Änderungen in der Fruchtfolge (gesamter Zuströmbereich) für vier der sechs geprüften Varianten (Beispiel Walliswil b. Wangen) zusammengestellt und dem IST-Zustand gegenübergestellt worden. Solche Betrachtungen ermöglichen, sinnvolle und weniger sinnvolle Massnahmepakete schnell und effizient zu trennen. Sie sind zudem nötig, um den finanziellen Aufwand der Massnahmepakete abschätzen zu können.

Der Vergleich der verschiedenen Varianten mit der heutigen Nutzung zeigt deutlich die Problematik von Ursachenbekämpfungsmassnahmen in der Landwirtschaft:

1. Eine dauerhafte Senkung der Nitratgehalte unter 40 mg Nitrat/l kann sowohl mit IP-Massnahmen als auch z.B. mit Direktsaat und permanenter Bodenbedeckung erreicht werden.
2. Die Umstellungen sind bei der IP40-Lösung jedoch gravierender als bei der Lösung mittels Direktsaat. Bei der IP40-Lösung müssten schon tiefere Eingriffe in die landwirtschaftliche Nutzung stattfinden und einzelne kleine Betriebe wahrscheinlich total umgestellt oder stillgelegt werden.
3. Bei der Direktsaat-Variante (DS40) hingegen könnte die heutige Nutzung mehrheitlich durch geschickte Flächenauswahl beibehalten werden. So müssten nur Umstellungsentschädigungen und keine Beiträge für die Stilllegung ausgerichtet werden.
4. Die IP25 und DS25-Lösungen können ohne gravierende Auswirkungen und Kosten kaum innerhalb von Zuströmbereichen durchgeführt werden.

Aus Sicht des Gewässerschutzes wäre zwar das Qualitätsziel von kleiner 25 mg Nitrat/ Trinkwasser anzustreben. Dem stehen jedoch die ökonomischen Auswirkungen der notwendigen Massnahmen auf die Landwirtschaft gegenüber. Somit wird sich die optimale, dauerhafte Lösung wahrscheinlich irgendwo zwischen den Varianten IP40 und DS25 finden lassen. Die Lösungsfindung hat sinnvollerweise durch eine Optimierung von Aufwand und Nutzen unter Einbezug der Landwirte, Wasserversorgung und landwirtschaftlichen Beratung stattzufinden.

Figur 77 Vergleich der vier Varianten IP40, DS40 sowie IP25 und DS25 mit der heutigen Nutzung im Zuströmbereich der Trinkwasserefassung Sebiloch, Gemeinde Walliswil b. Wangen (aus GEO7 1998a)



## 10 Schlussbemerkungen: Ergebnisse, Ausblick, praktische Bedeutung

Um die Betrachtung der Nitratproblematik im Urtenental abschliessend beurteilen zu können, müssen das verwendete Konzept und die entwickelten Modellansätze sowie die erzielten Resultate bewertet werden.

Die Zuverlässigkeit der berechneten Nitratausträge lässt sich lediglich aus dem Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Nitratkonzentrationen im Grundwasser, geschätzten N-Frachten in Oberflächengewässern sowie punktuellen N<sub>min</sub>-Bestimmungen im Feld abschätzen. Diese Vergleiche (Kapitel 7, resp. BALMER (1992 und 1993) zeigen, dass sowohl die Konzentrationen im Grundwasser als auch die im Oberflächenwasser bestimmten N-Frachten für längere Betrachtungszeiträume, also für quasi-stationäre Bedingungen, mit den entwickelten Modellansätzen gut beschrieben werden können. Die aus den Grundlegendaten abgeleiteten Eingabeparameter der Datenebenen Böden, Nutzung, Bewirtschaftung und Klima für die Berechnung des regionalen Stickstoffhaushaltes scheinen also für die Modellierung der regionalen N-Bilanzen geeignet zu sein.

Bei der instationären Simulation des Stickstoffhaushaltes und der Nitratverlagerung im Grundwasser, insbesondere bei der zeitlich differenzierten Abschätzung der Gefahren für Trinkwassernutzungsgebiete spielen die mit dem Strömungsmodell berechneten Verlagerungsgeschwindigkeiten eine grosse Rolle. Hier stösst man mit den verwendeten Modellen an die Grenze des Machbaren. Die zeitliche und räumliche Diskretisierung des Strömungs- und Transportmodells, welches in seiner Konzeption lediglich für die Berechnung der Wasserbilanzen ausgelegt ist, ermöglicht in vielen Teilen des Modells nur eine rudimentäre Beschreibung des Stofftransportes. Eine Verfeinerung des Modells ist aber aus modelltechnischen Gründen nicht möglich. Zudem ist die zeitliche Diskretisierung der Randbedingungen (N-Inpute ins Grundwasser) wegen der langen Simulationsdauer von über sechs Jahren nur in Wochenschritten oder grösser möglich. Die berechneten Resultate tragen daher schon eine zeitliche Mittelung der Eingabewerte mit sich, die bei der Beurteilung der Qualität der berechneten Nitratgehalte berücksichtigt werden muss. Bei zukünftigen Anwendungen der entwickelten Methodik ist daher der Wahl des Transportmodells sowie der zeitlichen Diskretisierungsmöglichkeiten im Voraus grosse Beachtung zu schenken. Ebenfalls wichtig ist die Wahl des Eichungsverfahrens des Transportmodells, da diese die Güte der Berechnung stark beeinflusst.

Die Anwendung des Modells zur Beschreibung und Quantifizierung bestehender Nitratbelastungen im Urtenental zeigt, dass mit wenigen, einfach zu bestimmenden Eingabedaten (Boden-, Klima- und Nutzungsdaten) der Stickstoffhaushalt und die NitratAuswaschung zeitlich und räumlich befriedigend beschrieben werden kann. Anwendungen des Modells im Seeland (BIAGGI ET AL. 1994) und anderen Gebieten (Gäu, Kanton Solothurn) zeigen auch, dass sowohl das Konzept als auch das numerische Modell problemlos in anderen Gebieten eingesetzt werden können. Vereinheitlichte GIS-Grundlegendaten würden hier, die bei der Aufbereitung der Eingabedaten auftretenden Probleme und Missverständnisse aus dem Weg räumen.

Für die effiziente Beurteilung einer Nitratbelastung (Nitratrisikokarten) sowie die Umsetzung der Resultate in Nutzungsrichtplänen mit Massnahmenkatalogen eignet sich das Modell in seiner heutigen Struktur nur bedingt. Ein benutzerfreundliches Ein- und Ausgabeinterface, sowie die Bereitstellung nötiger agronomischer Daten würde die Handhabung erleichtern und ist im Moment Ziel eines Auftrages des BUWAL.

Die verschiedenen Anwendungsmöglichkeiten des Modells wie räumlicher Wasserhaushalt, räumliche Stickstoffbilanzierung, Stickstoffinput-Optimierung, Nitratrisikokarte, NitratAus-

waschung, Kontrolle von Massnahmenumsetzungen sind bereits durch einige durchgeführte Arbeiten belegt (z.B. GEO7 1998a und 1998b sowie verschiedene Arbeiten des Geotechnischen Institut AG, Bern). Sie zeigen die praktische Bedeutung der entwickelten numerischen Modelle und methodischen Vorgehensweisen deutlich.

Die praktische Bedeutung wird in Zukunft mit den geänderten gesetzlichen Rahmenbedingungen noch zunehmen, da Änderungen im Eidg. Gewässerschutz- und Landwirtschaftsgesetz erstmals die gezielte Umsetzung von Gewässerschutzmassnahmen in der Landwirtschaft erlauben.

Zuletzt sei noch darauf hingewiesen, dass sowohl das Modellkonzept wie auch die entwickelten numerischen Simulationsmodelle mit z.T. geringem Aufwand an andere Fragestellungen respektive andere Stoffgruppen angepasst werden können. Auch die Integration weiterer Prozesse wie z.B. die Bodenerosion ist über die GIS-Kopplung relativ einfach durchzuführen.

## LITERATURVERZEICHNIS

- ADAM ET AL. (1987): Ergebnisse niederschlagsanalytischer Untersuchungen in südwestdeutschen Wald-Ökosystemen 1981 – 1986. Kernforschungszentrum Karlsruhe, Projekt Europäisches Forschungszentrum für Massnahmen zur Luftrinhaltung. – KfK – PEF 24.
- ADDISCOTT, T. M. & WAGENET, R.J. (1985): Concepts of solute leaching in soils: a review of modelling approaches. - J. Soil Sci. **34**, S. 411 - 424.
- ADDISCOTT, T.M. (1983): Kinetics and temperature relationship of mineralisation and nitrification in Rothamsted soils with differing histories. - J. Soil Sc. **34**, S. 343 - 353.
- AELLEN, M. (1985): Der Niederschlag in der Schweiz: Bericht der Arbeitsgruppe Niederschlag der Hydr. Kommission der Schweiz. Nat. Ges. (SNG), Beiträge zur Geologie der Schweiz - Hydrologie Nr. 31.
- AMMANN, M. ET AL. (1993): Untere Süsswassermolasse im Erdsondenfeld Burdorf. Geologische Bericht Nr. 16. – Bern(Buwal).
- AG BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 3.Auflage, Schweizerbart (Stuttgart).
- AROLT, M.P. UND ZIMMER, D. (1990): Drainage agricole et lessivage des nitrates. In: Nitrates-Agriculture-Eau. Paris (INRA), S. 263-268.
- BACCINI, P. (1990): Stickstoffhaushalt einer Mittellandregion. Darstellung der Quellen, Prozesse, Flüsse und Senken. EAWAG-News 30. - Dübendorf
- BALMER, W. W. (1992): Nitratbelastung des Grundwassers im Urtenental. Ursachen-Wirkungen-Verbesserungsvorschläge. Zwischenbericht 1991/92. Geologisches Institut der Universität Bern; Wasser- und Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern (WEA). - Bern.
- (1993a): Nitratbelastung des Grundwassers im Urtenental. Ursachen-Wirkungen-Verbesserungsvorschläge. Zwischenbericht 1993. Geologisches Institut der Universität Bern; Wasser- und Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern (WEA). - Bern.
  - (1993b): Nitratbelastung des Grundwassers im Urtenental. Nitratauswaschung, Transportmodellierung und Stoffbilanzen. GWA 12/93: 958-970.
  - (1995): Nitratbelastung des Grundwassers im Urtenental 1987 bis 1993. Ist die Integrierte Produktion eine Sanierungsmöglichkeit?. – Eclogae geol. Helv. 88/2:435-449.
- BALMER, W. W. & HEINIGER, O. (1994): Methodik der regionalen Modellierung der Stickstoffdynamik. In: Zusammenfassungen Syposium: Geologie im Spannungsfeld zwischen Wissenschaft, Öffentlichkeit und Politik. 174 Jahresversammlung SANW.
- BARCZEWSKI, B, KALERIS, V. UND MARSCHALL P. (1992): Grundwassermesstechnik und Bohrlochhydraulik. In: Schadstoff im Grundwasser / GFG, Deutsche Forschungsgemeinschaft. - VCH (Weinheim, Basel) .
- BEAR, J. (1972): Dynamics of fluids in porous media. Elsevier (New York).
- BEAR, J. (1979): Hydraulics of groundwater. - McGraw-Hill (New York).
- BEAUCOMP, EG. et al (1982): Ammonium volatilization from liquid dairy cattle manure in the field. - Can J. Soil. Sci. 62, S. 11-19.

- BEBLIK, A.J. (1993): MINERVA – Integriertes Modellpaket zur Simulation schlagbezogener und regionaler Nitratausträge. – In: Simulationsmodelle für Land- und Wasserwirtschaft. Technische Universität Braunschweig.
- BECK, TH. (1979): Die Nitrifikation in Böden. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **142**, S. 344 - 364.
- BEESE, F. (1982): Gesetzmässigkeiten beim Transport gelöster Stoffe. - Beitrag zur Hydrologie Sonderheft **4**, S. 268 - 300.
- BFS (Bundesamt für Statistik) (1986): Kulturland nach Gemeinden: Eidg. Betriebszählung. Statistische Resultate, Band 5. - EDMZ (Bern).
- BFS (Bundesamt für Statistik) (1997): GEOSTAT Benutzerhandbuch.- Bern (EDMZ).
- BIAGGI, D. ET AL. (1994): Modellierung der Strömung und der Nitratausbreitung im Berner Seeland, Schweiz. *Eclogae geol. Helv.* 87/2:429-438.
- BIGLER, R., BLAU, R.V., WERNER, A., (1988): Grundlagen für den Schutz und die Bewirtschaftung der Grundwasser des Kantons Bern. Hydrogeologie Urtenental, Zwischenbericht 1987.- Bern (WEA).
- BIGLER, R., BLAU, R.V., WERNER, A., (1989): Grundlagen für den Schutz und die Bewirtschaftung der Grundwasser des Kantons Bern. Hydrogeologie Urtenental, Zwischenbericht 1988.- Bern (WEA).
- BLAU, R.V., EGGEN, B., MUCHENBERGER, F., WANNER, J., WERNER, A. (1981): Grundlagen für die siedlungswasserwirtschaftliche Planung des Kantons Bern, Hydrogeologie Emmental, Teil III: Unteres Emmental. - Bern (WEA).
- BLAU, R.V., FISCH, W., HUFSCHMID, P., TRÜEB, E. & WERNER, A. (1983): Grundlagen für den Schutz und die Bewirtschaftung der Grundwasser im Kanton Bern, Hydrologie Emmental, Teil IV Modellstudie zur Bestimmung des Grundwasserdargebots im Testgebiet Emmental; im Rahmen des Nationalen Forschungsprogramms 2 erarbeitet. WEA (Bern).
- BLAU, R.V., MUCHENBERGER, F., TRÜEB, E., WERNER, A., WÜRSTEN, M. (1984): Quantitative Erkundung von Lockergesteins-Grundwasserleitern am Beispiel Emmental, Handbuch. - GWA 64/5, S. 249 - 388.
- BLAU, R.V. ET AL. (1994/1996): Grundlagen für Schutz und Bewirtschaftung der Grundwasser des Kantons Bern, Hydrogeologie Urtenental. – Bern (WEA).
- BLOEMEN, G.W. (1980): Calculation of hydraulic conductivities of soils from texture and organic matter content. *Zeitschrift Pflanzenernährung und Bodenkunde* **143**, S. 581 - 605.
- BOSSART, U. (1985): Einfluss der Stickstoffdüngung und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise auf die Nitratauswaschung ins Grundwasser. - Beiträge zur Geologie der Schweiz - Hydrologie Nr. 32. - Bern.
- BOSSHART, U. (1985): Einfluss der Stickstoffdüngung und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise auf die Nitratauswaschung ins Grundwasser. - Beiträge zur Geologie der Schweiz- Hydrogeologie, Nr. 32. - Bern.
- BOUWER, W., GÄTH,S., FREDE, H.-G. (1992): Nitrat im Grundwasser und die Beziehung zur landwirtschaftlichen Bodennutzung. *WASSER+BODEN* 2/1992, s.64-68.

- BRAUN, M., FREY, M., HURNI, P. (1991): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet unterhalb der Seen (Stand 1986), Bericht 1. Teil. - Bern (FAC).
- BUNDESVERBAND DER DEUTSCHEN GAS- UND WASSERWIRTSCHAFT E.V. (BGW) 1993: Erfahrungen mit dem 12-Punkte-Programm aus der Sicht der Wasserwirtschaft in Nordrhein-Westfalen. Bonn (BGW).
- BUNDI, U. (1990): Stickstoff-Problematik: Vom Dorfbach bis zur Stratosphäre. EAWAG-News 30. - Dübendorf.
- BURNS, I.G. (1974): A Modell for Predicting the Redistribution of Salt Applied to Fallow Soils after Excess Rainfall or Evaporation. - J. Soil Sci. 25, S. 165-178.
- BURNS, R.C., HARDY, R.W.F. (1975): Nitrogen Fixation in Bacteria and higher Plants. Springer Verlag, New York.
- BUWAL (1992): Luftbelastung 1991. Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL). Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 179. - Bern.
- BUWAL (1993): Der Stickstoffhaushalt in der Schweiz. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 180. - Bern.
- DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. - Kommission VI, AG Bodenkunde in Wasserschutzgebieten. - Giessen.
- DRACOS, TH. (1980): Hydrologie: Eine Einführung für Ingenieure. - Heidelberg (Springer).
- DRACOS, TH. UND WANNER, O. (1990): Modellierung der Wasserqualität der Fließgewässer. - Vorlesung ETH Zürich.
- DUYNISVELD, W.H.M. 1983: Entwicklung von Simulationsmodellen für den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden und Lockersedimenten. Forschungsbericht des Umweltbundesamtes 102 02 303. - Berlin.
- DUYNISVELD, W.H.M.UND STREBEL, O. (1985): Ermittlung der Nitrat-N-Verlagerung aus wasserungesättigten Böden ins Grundwasser bei Ackernutzung unter verschiedenen Bedingungen mit Hilfe von Simulationsmodellen. Forschungsbericht des Umweltbundesamtes Berlin 102 04 329. - Berlin.
- DYCH, S. (1980): Angewandte Hydrologie Teil II: Der Wasserhaushalt der Flussgebiete. - Berlin (Ernst & Sohn).
- ECE (1990): United Nation Economic Commission for Europe: Mapping Critical Loads for Switzerland. Buwal. Working paper. - Bern
- EDMZ (1977): Klimateignungskarte für die Landwirtschaft der Schweiz 1:200'000. - Bern.
- EIDG. DEPARTEMENT DES INNERN (1986): Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (FIV). - Bern (EDMZ).
- EIDG. FORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDW. PFLANZENBAU ZÜRICH-RECKENHOLZ (1981): Projekt: Geamtmelioration Ballmoos-Iffwil-Scheunen-Zuzwil BE - Bericht zur Bodenkartierung.

- EIDG. FORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDW. PFLANZENBAU ZÜRICH-RECKENHOLZ (1985): Eigenschaften und Variation der Böden im Testgebiet Utzenstorf – Aeßlingen (BE). Im Rahmen des Projektes „Boden“ des Wasser- und Energiewirtschaftsamtes des Kantons Bern. Bericht zur Bodenkartierung.
- EIDG. FORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDW. PFLANZENBAU ZÜRICH-RECKENHOLZ (1988): Bodenkarte Lyss, 1:25'000 mit Erläuterungen. – Zürich (FAL).
- EIDG. LEBENSMITTEL-KOMMISSION (1985): Schweizerisches Lebensmittelbuch, Kapitel 27: Trinkwasser. - Bern (EDMZ).
- ESRI (1987): Arc/Info user guide. Environmental Systems Research Institute. Redlands (California).
- ETTLINGER, L. (1980): Biologische Stickstoff-Fixierung, Stand der Forschung und Zukunftsperspektiven. - Schweiz. landw. Fo. 19 (3/4), S. 165 - 177.
- EAWAG (Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwässereinigung und Gewässerschutz) (1990): Stickstoff in Wasser und Luft. Implikationen für den Gewässerschutz. EAWAG-News Nr. 30.- Dübendorf.
- FAC (Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld-Bern) (1988): Stickstoff in Landwirtschaft, Luft und Umwelt. FAC-Oktoberagung 27.10.1998.- Bern.
- FACHKOMMISSION NITRATBEKÄMPFUNG, PROJEKT NITRAT (1993): Programm zur Ursachenbekämpfung der Nitratauswaschung im Kanton Bern 1989 bis 1995. 3. Zwischenbericht 1993. - Bern
- FACHKOMMISSION NITRATBEKÄMPFUNG, PROJEKT NITRAT (1992): Programm zur Ursachenbekämpfung der Nitratauswaschung im Kanton Bern 1989 bis 1995. 2. Zwischenbericht 1992. - Bern.
- FACHKOMMISSION NITRATBEKÄMPFUNG, PROJEKT NITRAT (1993): Programm zur Ursachenbekämpfung der Nitratauswaschung im Kanton Bern 1989-1995. 3. Zwischenbericht 1993. Direktion für Verkehr, Energie und Wasser des Kantons Bern, Koordinationsstelle für Umweltschutz.
- FACHKOMMISSION NITRATBEKÄMPFUNG, PROJEKT NITRAT (1996): Programm zur Ursachenbekämpfung der Nitratauswaschung im Kanton Bern 1989-1995. Schlussbericht. Bau-, Verkehrs- und Energiedirektion des Kantons Bern (BVE), Koordinationsstelle für Umweltschutz.
- FLÜHLER, H. (1988): Tiefensickerung aus Böden über einer Schotterunterlage. In: Zum 60. Geburtstag von Prof. Dr. Themistocles Dracos - Schweizer Ingenieur und Architekt, Heft 6.
- FUHRER, J (1987): Study of wet and dry atmospheric deposition at two altitudes in central Switzerland. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **150**, S. 9 - 12.
- FURRER, O.J. UND STAUFFER, W. (1986): Stickstoff in der Landwirtschaft. - GWA 66,7 , S. 460 - 472.
- GERBER, ED. (1956): Geologischer Atlas der Schweiz 1 : 25'000, Blätter 142 Fraubrunnen und 144 Hindelbank. - Bern (Schweizerische Geologische Kommission).

- GEO7 (1998a): Nitratprojekt Walliswil b. Wangen. Grundlagenerarbeitung zur Erstellung eines Nutzungsrichtplanes. – Bern.
- GEO7 (1998b, in Vorb.): Nitratprojekt PW Baltenswil, Kanton Zürich. Ausscheiden der Nitratrikokarte und Bestimmen des Massnahmenkataloges. - Bern
- GISI, U. (Mitverf.) (1990): Bodenökologie. - Georg Thieme Verlag (Stuttgart - New York).
- GREENWOOD, N.N., EARNSHAW, A. (1988): Chemie der Elemente. VCH Verlagsgesellschaft mbH. - Weinheim.
- HADES (1992): Hydrologischer Atlas der Schweiz. - Bern (EDMZ).
- HAJEK, R.M. (1984): Stickstoff-Oxidation in Fließgewässern. Technische Universität München (TUM) Nr. 52, - München.
- HARTGE, K.H. (1969): Die Ermittlung der Wasserspannungskurve aus der Körnungssummenkurve und dem Gesamtporenvolumen. Z. Kulturtechnik u. Flurber. 10.
- HAUDE, W. (1954): Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration. - Mitt.deutsch. Wetterdienst, 8.
- HAUDE, W. (1955): Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. - Mitt d. Dt. Wetterdienst 11.
- HAVERKAMP, R. & PARLANGE, J.Y. (1986): Predicting the water-retention curve from particle-size distribution: I. Sandy soils without organic matter. - Soil Sci. **142**, S. 325 - 339.
- HEYNS, K. (1985): Nitrat - Ausgangsstoff für die Bildung von Nitrit und Nitrosaminen. In: Nitrat im Grundwasser. - Weinheim (VCH).
- HILLEL, D. (1982): Introduction to soil physics. - Academic Press Inc. (London).
- HOERLER, A. (1966): Kanalisation. - In Ingenieur Handbuch II. - Zürich (Schweizer Verlags- haus).
- HUFSCHMID, P. (1987): Ermittlung der makroskopischen Transportparameter am Beispiel des Grundwasserleiters im hydrothermischen Testareal Aefligen. - VEWD (Bern).
- HUWE, B.; VAN DER PLOEG, R.R. (1988): Modelle zur Simulation des Stickstoffhaushalts von Standorten mit unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung. - Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Universität Stuttgart, Heft 69.
- HUWE, B.; VAN DER PLOEG, R.R. (1991): WHNSIM – a soil nitrogen simulation model for Southern Germany. Fertilizer Research 27: 331 – 339. – Kluwer Academic Publisher.
- HUWE, B.; VAN DER PLOEG, R.R. (1992): Modellierung des Stickstoffhaushaltes landwirtschaftlich genutzter Böden. In: Schadstoff im Grundwasser, Band 1: Wärme- und Schadstofftransport im Grundwasser/DFG, Deutsche Forschungsgemeinschaft. VCH Verlagsgesellschaft mbH. – Weinheim.
- ISERMANN, K. (1990): Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland durch verschiedene Wirtschaftsbereiche unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoff- und Phosphor-Bilanz der Landwirtschaft und der Humanernährung. In: Schriftenreihe der Akademie für Tiergesundheit, Band 1 (1990), S. 358-413. - Bonn (Akademie für Tiergesundheit e V. Bonn).

- JANSSON, S.L. (1958): Tracer studies on nitrogen transformations in soils with special attention to mineralisation relationship. - Kungl. Lantbr. Ann. **24**, S.101 - 361.
- JUNG, J. UND DRESSLER, J., (1975): Lysimeterversuche über den Einfluss der Bodennutzungsart und Düngung auf die Höhe der einwaschung von Pflanzennährstoffen. In: Ergebnisse von Lysimeteruntersuchungen in der Grossanlage Limburgerhof. - BASF-Mitt. für den Landbau 1/77, S. 126 -133.
- JÜRGENS, S. UND OWEN, T.R. (1986): Nitrat im Trinkwasser - Sündenbock Landwirtschaft?. BASF-Mitt. für den Landbau 2/86.
- JURY W.A. 1982: Simulation of Solute Transport Using a Transfer Function Model. Water Resources Research, Vol. 18, No. 2, Pages 3363-368.
- KANT. FACHKOMMISSION NITRATBEKÄMPFUNG (1992): Programm zur Ursachenbekämpfung der Nitratauswaschung im Kanton Bern 1989 bis 1995. - Bern (Direktion für Verkehr, Energie und Wasser/Koordinationsstelle für Umweltschutz, Landwirtschaftsdirektion, Gesundheitsdirektion); unveröffentlicht.
- KINZELBACH, W. (1987): Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser. Schriftenreihe Wasser und Abwasser 21.
- KELLER, B. ET AL. (1990): Sedimentäre Architektur der distalen Unteren Süsswassermolasse und ihre Beziehung zur Diagenese und den petrophysikalischen Eigenschaften am Beispiel der Bohrungen Langenthal. Nagra Tech. Ber. NTB 90-41. Nagra, Wettingen.
- KERR, A. (1990): The chemistry of gaseous nitrogen compounds in the troposphere. EAWAG-News 30. - Dübendorf.
- KERSEBAUM, K.C. (1989): Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden. - Diss. Universität Hannover.
- KOVACS, G. (1973): Hydrological investigations of the unsaturated zone. - Budapest.
- KUMMERT, R. UND STUMM, W. (1989): Gewässer als Oekosystem - Grundlagen des Gewässerschutzes. - Zürich (VDF).
- LEHMANN et al. (1988): Standardmischung für den Futterbau. Landwirtschaft Schweiz Band 4, S. 215-233.
- LUTZ, P.O. (1992): Evaluation von 2-D und 3-D Stofftransportmodellen am Beispiel des Grundwasserleiters Unteres Langetental, Zwischenbericht 1991. - Bern.
- LUTZ, P.O. (1993): Evaluation von 2-D und 3-D Stofftransportmodellen am Beispiel des Grundwasserleiters Unteres Langental. - Zwischenbericht 1993, Uni Bern/WEA, nicht veröffentlicht.
- MARR, I.L. et al. (1988): Umweltanalytik - Eine allg. Einführung.- Stuttgart (Georg Thieme Verlag).
- MCISAAC, G. ET AL. (1985): User guide to NITWAT – a Nitrogen and Water Management Model. Agricultural Engeneering Department, University of Nebraska. – Lincoln/Nebraska.
- MYERS, R.J. ET AL. (1982): Quantitative relationship between net nitrogen mineralisation and moisture content of soils. Can. J. Soil.Sci. 62.

- NIEDERER, R. ET AL. (1989). Die Rolle der Denitrifikation in landwirtschaftlich genutzten Böden (eine Literaturanalyse). Z. Kulturtech. Landentwickl. 30.
- NEFTEL, A. (1988): Atmosphärische N-Verbindungen: Formen, Mengen, Umsetzung und Bedeutung. In: Stickstoff in der Landwirtschaft. Schriftenreihe der Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene Nr. 7. - Liebefeld-Bern.
- NUSKE, A. (1983): Ein Modell für die Stickstoff-Dynamik von Acker\_Lössböden im Winterhalbjahr – Messungen und Simulationen. Dissertation Universität Hannover.
- NYE, P.H. & TINKER, P.B. (1977): Solute movement in the soil-root system. - Blackwell Scientific Publications (Oxford).
- ORLOB, G.T. ed. (1983): Mathematical Modelling of Water Quality. - Chichester (John Wiley).
- OTTO, A. (1981): Gewässerbelastung durch die Düngung in der Land- und Forstwirtschaft. In: Der Stickstoff 13, S. 40 - 52.
- PATTEN, B.C. ed. (1971): System Analysis and Simulation in Ecology, Vol I. - New York & London (Academic Press).
- PAUL, E.A. & CLARK, F.E. (1989): Soil Microbiology and Biochemistry. - Academic Press, Inc. (San Diego).
- PENMAN, H. L. 1948: Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Proc. Roy. Soc. London, Ser. A., 153.
- PFAFF, C. (1965): Die Nährstoffbilanz im Wechselspiel von Pflanzenaufnahme, Bodenadsorption und Auswaschung. In: Ergebnisse von Lysimeteruntersuchungen in der Grossanlage Limburgerhof. BASF-Mitt. für den Landbau 1/7, S. 69-80.
- REGIERUNGSRAT DES KANTONS BERN (1994): Bernische Agrarstrategie 2000. Bericht des Regierungsrates des Kantons Bern 12. Januar 1994.
- RENGER ET AL. (1974): Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrogeologischer Fragen mit Hilfe von klimatischen Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten. Z. Kulturtech u. Flurbereinigung, 15. – Berlin.
- RICHARDS, L.A. (1931): Capillary conduction of liquids in porous mediums. - Physics **1**, S. 318 - 333.
- RICHTER, J. (1986): Der Boden als Reaktor - Modelle für Prozesse im Boden. - Stuttgart (Enke).
- RICHTER, J., NUSKE, H., HABENICHT, W. & BAUER, J. (1982): Optimized N-mineralisation parameters of loess soils from incubation experiments. - Plant & Soil **68**, S. 379 - 388.
- RICHTER, J. NORDMEYER, H. & KERSEBAUM, K.C. (1985): Simulation of nitrogen regime in loess soils in the winter half-year: comparison between field measurements and simulations. - Plant & Soil **83**, S.419 - 431.
- RICHTER, J., SCHARPF, H.C., WEHRMANN, J. (1978): Simulation der winterlichen Nitratverlagerung in Böden. - Plant & Soil **49**, S. 381 - 393.

- ROHMANN, U., SONTHEIMER H. (1985): Nitrat im Grundwasser. Ursachen - Bedeutung - Lösungswege. - Karlsruhe (DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte Institut der Universität Karlsruhe).
- ROTH, K. (1989): Stofftransport im wasserungesättigten Untergrund natürlicher, heterogener Böden unter Feldbedingungen. - Diss. ETH Zürich.
- SACHS, L. (1978): Angewandte Statistik. - Heidelberg (Springer).
- SBB (1990): Bahn 2000/Bern-Olten. NBS Mattstetten – Rothrist. Umweltverträglichkeitsbericht, Expertenarbeit Boden. Bern (Geo7).
- SCHEFFER, B. & WALTHER, W. (1988): Stickstoffumsetzungen im Boden und Folgen für die Nitratauswaschung. - GWF **129/7**, S. 451 - 456, Verlag R. Oldenbourg (München).
- SCHEFFER, B. und KUNTZE, H. (1982): Boden- und düngertechnologische Möglichkeiten zur Verminderung der Nitratauswaschung nach Mineral- und Gölledüngung. In "Anthropogene Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen", Fallstudien 1982. Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen der TU Braunschweig, Heft 43 (1982), S. 277-290.
- SCHLÜCHTER, CH. (1975): Geologische Untersuchungen im Quartär südlich von Bern. Beitr. Geol. K.d.S. Neue Folge 148.
- SCHNEUWLY (1987): Geröllauszählungen an Bohrungen im Urtenental. – Manuskript (unver.)
- SCHULTE-KELLINGHAUS, S. (1988): Zur Denitrifikation in der ungesättigten Zone verschiedener Böden. Dissertation Universität Bonn. – Bonn.
- SCHWEIZ. VEREINIGUNG INTEGRIERT PRODUZIERENDER BAUERN UND BÄUERINNEN (1993): Richtlinien für die Integrierte Produktion.
- SEVRUK, B. (1981): Methodische Untersuchungen des systematischen Messfehlers der Hellmann-Regenmesser im Sommerhalbjahr der Schweiz. - Mitt. VAW 52, ETH Zürich.
- SIGG, L. UND STUMM, W. (1989): Aquatische Chemie. Eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und die Chemie natürlicher Gewässer. - Zürich (VDF).
- SÖDERLUND, R., SVENSSON, B.H. (1976): „The Global Nitrogen Cycle“. SCOPE Report 7, Ecol. Bull. 22. – Stockholm.
- STADELMANN, F.X. et al (1981): Nitrat in Gemüsebau und Landwirtschaft. Vorträge der Informationstagung. Gottlieb Duttweiler-Institut. - Rüschlikon/Zürich.
- STADELMANN, F.X. et al. (1983): Einfluss der Bodeneigenschaften, Bodennutzung und Bodentemperaturen auf die N-Mobilisierung von Kulturböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 146, S. 228 - 242.
- STADELMANN, F.X. (1988): N in der Landwirtschaft: Kreislauf, Probleme, Verluste, Synthese, Schlussfolgerungen. FAC-Oktoberagung 27. Oktober 1988. - Bern (FAC).
- STANFORD, G.& SMITH, S.J. (1972): Nitrogen mineralisation potentials of soils. - Soil Sci.Soc.Amer.Proc. **36**, S. 465 - 472.
- STANFORD, G., VAN DER POL, R.A. & DZIENIA, S. (1975): Denitrification rates in relation to total and extractable soil carbon. - Soil Sci. Soc. Am. J. **39**, S.284 - 289.

- STAUFFER, W. UND ENGGIST, A. (1990): Einfluss von Gülleausbringtermin, Kultur und Wiesenumbbruch auf die Nitratauswaschung in einem Lysimeterversuch. - Landwirtschaft Schweiz, Band 3 (7), S. 373-379.
- TERKELTOUB, R.W und BABCOCK, K.L. (1971): A Simple Method for Predicting Salt Movement Thru Soil. - Soil Sci. 111, S. 182-187.
- TRAUB, R. (1990): Gestion des ressources en eaux: résultats obtenus après la mise en oeuvre de mesures destinées à réduire la teneur en nitrates des eaux souterraines du Land de Baden-Württemberg. In: Nitrates-Agriculture-Eau. - Paris (INRA), S. 347-353.
- TROESCH, J. (1975): Numerische Simulation Dupuit'scher Grundwasserströmungen. - Mitt. VAW ETH Zürich 14 und 15.
- TROESCH, J. (1991): Kurzbeschreibung (provisorisch) des 2-D Grundwasser- und Stoffausbreitungsmodells. VAW ETH Zürich. Unpubl. Manuskript.
- TROESCH, J. (1993): 2-D Grundwasser- und Stoffausbreitungsmodell. Kurzbeschreibung. Versuchsanstalt für Wasserbau und Glaziologie, ETH-Zürich. Unpubl. Manuskript.
- VAN GENUCHTEN, M.T. UND ALVES, W.J. (1982): Analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equation. U.S. Department of Agric., Techn. Bull. 1661.
- VAN VEEN, J.A., FRISSEL, M.J. (1981): Simulation model of the behaviour of N in soils. In: M.J. Frissel, J.A. van Veen (eds.): Simulation of Nitrogen Behaviour of Soli-plantSystems. Pudoc, Centre for Agricultural Publishing and Documentation. - Wageningen.
- WAGENET, R.J., HUDSON, J.L. (1987): LEACHIM – leaching estimation and chemistry model – A process-based model of water and solute movement in the unsaturated zone. Continuum Vol. 2, Water Resources Institute, CER, Cornell University, Ithaca/NY.
- WANNER, J. (1981): Geologie des Quartärs im Unteren Emmental. In: Grundlagen für die siedlungswasserwirtschaftliche Planung des Kantons Bern. Hydrogeologie Emmental. Teil III. – Bern (WEA).
- WEA (periodisch): Hydrographisches Jahrbuch des Kantons Bern. – Bern (WEA).
- WEHRLI, B. (1990): Arten und Verhalten von Stickstoff-Verbindungen in der Umwelt.- EAWAG-News 30. - Dübendorf.
- WEHRMANN, J. & SCHARPF, H.C. (1986): The Nmin-method - an aid to integrating various objectives of nitrogen fertilization. - Zeitschrift f. Pflanzenernährung und Bodenkunde 149, S. 428-440.
- ZOBRIST, J. (1983): Die Belastung der Schweizer Gewässer durch Niederschläge, VDI- Bericht Nr. 500, S. 159 -164.
- ZOBRIST, J., BÜHRER, H., DAVIS, J.S. (1990): Zeitliche Entwicklung des Stickstoffs in den schweizerischen Gewässern. EAWAG-News 30. - Dübendorf.

