

# Grundwasserverträgliche ackerbauliche Bewirtschaftungsformen über seichtliegenden gering mächtigen Grundwasserleitern

*Groundwater Protective Agricultural Cropping Systems above  
Low Lying Aquifers of Shallow Depth*

A. BERNSTEINER, M. CASPER, A. DALLA-VIA, J. FANK, G. FASTL, F. FEICHTINGER,  
A. GOBIET, A. HEUER, M. HÖFFERER, K. ISERMANN, R. ISERMANN, H. KÖSTENBAUER,  
H. KUPFERSBERGER, Ch. LANTHALER, J. MAßWOHL, F. PRETTENTHALER, J. ROBIER,  
G. ROCK, H. TRUHETZ & Th. ÜBLEIS

## Inhalt

	Seite
1. Landwirtschaftliche Entwicklungschancen in Tallandschaften mit intensiver Grundwassernutzung am Beispiel Murtal von Graz bis Radkersburg (A. BERNSTEINER & J. MAßWOHL).....	12
1.1. Einleitung.....	12
1.2. Rechtlicher Rahmen.....	12
1.3. Ökonomischer Ansatz.....	13
1.4. Österreichs Landwirtschaft bis zum Jahr 2015.....	13
1.5. Landwirtschaft und Grundwasserschutz im Projektgebiet.....	14
1.6. Diskussion und Perspektiven für die Landwirtschaft von Graz bis Radkersburg.....	14
2. Grundwasserschutz – ist eine Vereinbarkeit ökologischer und ökonomischer Ziele gegeben? (Th. ÜBLEIS & M. HÖFFERER).....	15
2.1. Wirtschaftsdünger.....	15
2.2. Teilnahme an Umweltprogrammen.....	17
2.3. Vorteile des Zwischenfruchtanbaues.....	18
2.4. Schlussfolgerung.....	18
3. Sustainable Nutrient Management and its Impact on the Protection of Groundwater and Surface Water in the Danube River Basin and Black Sea (K. ISERMANN & R. ISERMANN).....	19
4. Werkzeuge zur Prognose der Auswirkungen ackerbaulicher Tätigkeit auf die Umwelt.....	25
4.1. Konzept zur flächenhaften Anwendung von SVAT-Modellen (A. HEUER & M. CASPER).....	25
4.1.1. Einleitung.....	25
4.1.2. Methodik.....	25
4.1.2.1. SVAT-Modelle.....	25
4.1.2.2. Datengrundlage.....	26

4.1.2.3. Modellierung Skalenniveau I (Punktskala) .....	26
4.1.2.4. Modellierung Skalenniveau II (Regionalisierung) .....	27
4.1.3. Diskussion und Ausblick .....	27
4.2. Regionale Anwendung des Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodells STOTRASIM (F. FEICHTINGER) .....	27
4.2.1. Einleitung .....	27
4.2.2. Methodik .....	28
4.2.2.1. Das Model „STOTRASIM“ .....	28
4.2.2.2. Regionen der Anwendung von STOTRASIM .....	28
4.2.2.2.1. Projekt „Wassermanagement in Tal- und Beckenlagen“ .....	28
4.2.2.2.2. Projekt „Evaluierung der wasserwirtschaftlichen Relevanz einer Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter“ .....	29
4.2.3. Ergebnisse .....	30
4.2.3.1. Projekt „Wassermanagement in Tal- und Beckenlagen“ .....	30
4.2.3.2. Projekt „Evaluierung der wasserwirtschaftlichen Relevanz einer Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter“ .....	30
4.2.4. Diskussion .....	32
Dank .....	32
4.3. Das Modellpaket CropSyst (Ch. LANTHALER) .....	32
4.3.1. Einleitung .....	32
4.3.2. Das Modell CropSyst .....	33
4.3.2.1. Modellziele und -komponenten .....	33
4.3.2.2. Eingangsdaten und Auswertemöglichkeiten .....	34
4.3.3. Ergebnisse der Modellvalidierung .....	34
4.3.4. Diskussion und Schlussfolgerung .....	38
4.4. Strömungs- und Transportmodellierung als Grundlage für die Prognose der Verteilung von diffusen Stoffeinträgen (J. FANK & G. ROCK) .....	38
4.4.1. Einleitung .....	38
4.4.2. Material und Methoden .....	39
4.4.2.1. Grundwasserströmungs- und Grundwassertransportmodell ...	39
4.4.2.2. Grundwasserneubildung und Nitratreintrag ins Grundwasser ...	39
4.4.3. Ergebnisse .....	42
4.4.4. Diskussion und Ausblick .....	43
5. Der Murtal-Grundwasserleiter .....	43
5.1. Der Murtal-Grundwasserleiter – Einführung (J. FANK & Ch. LANTHALER) ...	43
5.1.1. Hydrologische Rahmenbedingungen .....	43
5.1.2. Leibnitzer Feld .....	44
5.1.3. Unteres Murtal .....	45
5.2. Der Großparzellenversuch Wagna und dessen Bewirtschaftung (1987 bis 2003) (G. FASTL & J. ROBIER) .....	46
5.2.1. Einleitung .....	46
5.2.2. Der landwirtschaftliche Versuch in Wagna .....	46
5.2.2.1. Fragestellung .....	46
5.2.2.2. Versuchspläne und Bewirtschaftungsdaten .....	46
5.2.2.3. Bewirtschaftungsintensitäten .....	49

5.2.3. Ergebnisse.....	49
5.2.3.1. Interpretation der Ertragsergebnisse Versuchsplan 1 (1987 bis 1997).....	49
5.2.3.2. Interpretation der Ertragsergebnisse Versuchsplan 2 (1998 bis 2003).....	49
5.2.4. Diskussion und Schlussfolgerungen.....	50
5.3. Der organisch-biologische Ackerbau und dessen versuchstechnische Umsetzung im Vergleich zur konventionellen ackerbaulichen Bewirtschaftung am Versuchsfeld Wagna (H. KÖSTENBAUER).....	50
5.3.1. Einleitung.....	50
5.3.1.1. Grundsätze des biologischen Landbaus.....	50
5.3.1.2. Chemisch synthetische Betriebsmittel.....	51
5.3.2. Fruchtfolge als Schlüssel zum Erfolg .....	51
5.3.2.1. Unterscheidung der Fruchtfolgen der Varianten „Bio“ und „Konventionell“ .....	51
5.3.2.2. Faktoren zur Minimierung der Auswaschungsgefahr bei Stickstoff.....	52
5.3.3. Arbeitshypothesen .....	53
5.3.3.1. Bewirtschaftung des Lysimeters mit praxisüblichen Geräten.....	53
5.3.3.2. Geringere Erträge und Stickstoffentzüge in der Biovariante...	53
5.3.3.3. Kein Einsatz von chemisch synthetischen Betriebsmitteln in der Biovariante .....	53
5.4. Modellierung des Stickstoffaustrags aus der ungesättigten Zone am Versuchsfeld Wagna (H. KUPFERSBERGER, J. FANK & G. FASTL).....	54
5.4.1. Einleitung und methodische Vorgangsweise .....	54
5.4.2. Ergebnisse.....	54
5.4.3. Diskussion.....	56
5.4.4. Schlussfolgerungen .....	57
5.5. Ableitung von grundwasserverträglichen ackerbaulichen Bewirtschaftungsweisen aus Modell-Simulationsrechnungen am Versuchsfeld Wagna (J. FANK & Ch. LANTHALER).....	57
5.5.1. Einleitung und Problemstellung.....	57
5.5.2. Daten und Auswertemethoden.....	58
5.5.3. Ergebnisse.....	60
5.5.4. Diskussion und Schlussfolgerungen.....	61
5.6. A Climate Change Scenario for Southern and Eastern Styria and Potential Impacts on Water Availability (A. GOBIET, A. DALLA-VIA, F. PRETTENTHALER & H. TRUHETZ).....	63
5.6.1. Introduction .....	63
5.6.2. Model Setup.....	63
5.6.3. Model Evaluation, Uncertainty, and Expected Future Climate Change .....	65
5.6.4. Climate Change and Impacts in South-Eastern Styria.....	65
5.7. Modellierung von nachhaltigen und grundwasserverträglichen ackerbaulichen Bewirtschaftungsformen mittels Langzeit- Szenariosimulationen (Ch. LANTHALER) .....	68
5.7.1. Einleitung.....	68
5.7.2. Methodik und Datengrundlagen.....	68

5.7.3. Ergebnisse.....	69
5.7.4. Diskussion und Schlussfolgerung .....	74
6. Anforderungen an die boden- und grundwasserhydrologische Forschung, um künftigen Herausforderungen im Konnex Landwirtschaft und Grundwasserschutz gerecht werden zu können (J. FANK) .....	74
6.1. Einleitung.....	74
6.2. Landwirtschaft und Grundwasserschutz.....	75
6.3. Forschungserfordernisse .....	76
6.4. Schlussfolgerungen und Diskussion.....	77
Zusammenfassung (J. FANK, Zusammenstellung) .....	77
Literatur.....	80
Summary (J. FANK, compilation).....	87

## **1. Landwirtschaftliche Entwicklungschancen in Tallandschaften mit intensiver Grundwassernutzung am Beispiel Murtal von Graz bis Radkersburg** (A. BERNSTEINER & J. MARWOHL)

### **1.1. Einleitung**

Der nationale Strategieplan Österreichs für die Entwicklung des ländlichen Raums zielt auf eine multifunktionale, nachhaltige und wettbewerbsfähige Land- und Forstwirtschaft ab. Die strategischen Leitlinien der Gemeinschaft für die Entwicklung des ländlichen Raumes wurden – wie es die VO (EG) Nr. 1698/2005 vorsieht – am 20. Februar 2006 vom Agrarrat formell beschlossen (BMLFUW, 2006).

Die Maßnahmen in der neuen Periode fördern spezifische Naturschutzmaßnahmen bzw. die extensive und umweltschonende Bewirtschaftungsweise, insbesondere jene Maßnahmen, die Boden, Wasser und Klima besonders schonen.

Österreich hat schon bisher dem Wasserschutz große Bedeutung beigemessen. Neben den indirekt positiven Wirkungen, die Agrarumweltmaßnahmen beim Wasser bewirken, wurden in Gebieten mit einem starken landwirtschaftlichen Intensivierungsdruck spezifische Maßnahmen zum vorbeugenden Wasserschutz gesetzt.

### **1.2. Rechtlicher Rahmen**

Der leitende Grundsatz für die wasserwirtschaftlichen Belange ist die Nachhaltigkeit (BMLFUW, 2005), d. h. eine Bewirtschaftung der Gewässer unter Berücksichtigung der sozialen, ökonomischen und ökologischen Bedürfnisse der heutigen und zukünftigen Generationen. Mit der Wasserrechtsgesetz-Novelle 2003 (BGBl. I 82/2003) wurde der rechtliche Rahmen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) geschaffen (BMLFUW, 2005). Für die Qualität von Grundwasser wurden mit der Grundwasserschwellenwertverordnung bereits 1991 Qualitätsziele festgelegt (BGBl. Nr. 502/1991). Insbesondere wurden Schwellenwerte für Nitrat (45 mg/l) und Pestizide (0,1 µg/l) festgelegt.

In Österreich ist das flächendeckend geltende Aktionsprogramm Nitrat das zentrale Element zur Umsetzung der Nitratrichtlinie (BMLFUW, 2005), um Belastungen in Grund- und Oberflächengewässern zu verringern. Im Aktionsprogramm Nitrat sind

Düngevorschriften, Ausbringungsverbote etc. für die Landwirtschaft geregelt. Zusätzlich kommen weitere legislative Maßnahmen zum Tragen, um die gewässerrelevanten Emissionen der Landwirtschaft zu verringern und so die vorgeschriebenen Qualitätsziele einzuhalten.

### **1.3. Ökonomischer Ansatz**

Traditionell herrschen in der Umweltpolitik direkte Regulierungen in Form von Gesetzen und Verboten vor. Die Defizite in der Zielerreichung als auch die mit manchen administrativen Lösungen verbundenen hohen Kosten haben dazu geführt, dass das Interesse an ökonomischen Instrumenten zur Erreichung umweltpolitischer Zielvorgaben zugenommen hat (M. F. HOFREITHER, 1995).

Das Entscheidungsproblem in Bezug auf die Realisierung einer – aus ökonomischer und/oder politischer Sicht – optimalen Lösung von Nutzungskonflikten der Ressource Trinkwasser ist in der Regel sehr komplex. Als Maß für die Knappheit der Ressource Wasser wird der Marktpreis herangezogen. Die Knappheit von Wasser wird so durch die zwei Dimensionen Qualität und Quantität determiniert (M. F. HOFREITHER, 1995).

Die qualitative und quantitative Knappheitsform ist nicht immer strikt zu trennen (M. F. HOFREITHER & F. SINABELL, 1996). Unzureichende Qualität von Wasser kann z. B. zu quantitativer Knappheit führen, wenn unbelastetes Wasser zugemischt werden muss, um vorgeschriebene Grenzwerte zur Trinkwassernutzung einhalten zu können (D. KLETZAN et al., 2004). Die qualitative Knappheit tritt in Österreich in einer Situation auf, in der Wasser zwar bezogen auf die Menge ausreichend vorhanden, jedoch von seiner Beschaffenheit zur Nutzung nicht geeignet ist (M. F. HOFREITHER & F. SINABELL, 1996, D. KLETZAN et al., 2004).

Die Hauptprobleme sind regional konzentrierte Belastungen mit Nitrat und Rückstände von Pflanzenschutzmitteln. Die Gemeinden mit hoher Konzentration liegen überwiegend in den für die landwirtschaftliche Produktion begünstigten Regionen, in denen überdies aufgrund der Siedlungsdichte ein hoher Bedarf für sauberes Trinkwasser besteht.

### **1.4. Österreichs Landwirtschaft bis zum Jahr 2015**

Wie kaum ein anderer Sektor wird die Landwirtschaft von Entwicklungen der Agrarpolitik beeinflusst. Produktionsentscheidungen hängen daher neben Änderungen von Technologie und Marktbedingungen insbesondere von den politischen Rahmenbedingungen ab. Über wichtige Kenngrößen der Agrarstruktur in Österreich liegen kontinuierliche Zeitreihen vor. Die zugrunde liegende Hypothese ist, dass die Zahl der Betriebe und die Zahl der beschäftigten Personen im Agrarsektor einem abnehmenden Trend folgen.

Zur Ermittlung der potentiellen Belastung von Gewässern durch die Landwirtschaft bis zum Jahr 2015 wurden Szenarienrechnungen mit dem partiellen Agrarsektormodell PASMA (**P**ositive **A**gricultural **S**ector **M**odel **A**ustria) durchgeführt (F. SINABELL & E. SCHMID, 2004).

In diesen Berechnungen kommen F. SINABELL & E. SCHMID (2004) zum Ergebnis, dass die wichtigste Ursache für den erwarteten Belastungsrückgang bis zum Jahr 2015 die Agrarreform 2003 ist, da die Anreize zur Produktion deutlich gesenkt werden. Dies manifestiert sich in Österreich am deutlichsten durch den starken Rückgang der Rindfleischproduktion. Ein weiterer Faktor ist, dass die Milchleistung relativ stark zunimmt

und auch dadurch der Viehbestand insgesamt zurückgeht. Zusätzlich ist zu erwarten, dass extensive Produktionsformen (z. B. biologische Wirtschaftsweise) zumindest gleich viel Fläche binden bzw. sogar leicht ausgedehnt werden.

Diese Einschätzung ist relativ robust, da Änderungen der Input- und Outputpreise in moderatem Umfang ( $\pm 5\%$ ) das Ergebnis einer „mittleren“ Preisentwicklung stützen. Es wird jedoch darauf hingewiesen, dass die Ergebnisse regionale bzw. sektorale Durchschnittswerte abbilden. Mögliche Produktionsverlagerungen in Richtung Gunstlagen, welche zusätzliche, negative Umwelteffekte auf lokaler Ebene hervorrufen können, sind in dieser Analyse nicht berücksichtigt.

### **1.5. Landwirtschaft und Grundwasserschutz im Projektgebiet**

Die quartäre Talflur der Mur von Graz bis Radkersburg gliedert sich in die drei Grundwasserkörper Grazer Feld, Leibnitzer Feld und Unteres Murtal. Die Gesamtfläche dieser drei Grundwasserkörper beträgt 321 km<sup>2</sup>. Eine ungesättigte Zone aus Kiesen und Sanden, die Mächtigkeiten von 2 bis 20 m erreicht und der eine gering mächtige Bodenbedeckung aus lehmig-sandigen Braunerden aufliegt, überlagert das Grundwasser.

Bei mittleren Jahresniederschlagsmengen zwischen 800 und 950 mm erreicht die Grundwasserneubildung Werte zwischen 250 und 450 mm/a. Ackerbaulich handelt es sich hier um ausgesprochene Gunstlagen (J. FANK, 2004). Die Produktionsausrichtungen reichen vom Gemüsebau über die Schweineproduktion bis hin zum Energiepflanzenanbau. Modellberechnungen für typische Bodenstandorte des Murtales und der Seitenzubringer zeigen, dass im Ackerbau des Murtales vor allem bei den seichtgründigen lehmig-sandigen Braunerdeböden auch die Güllemenge und der Zeitpunkt der Düngeraufbringung wesentlich für die Nitrataustragsgefährdung dieser Standorte sind (J. FANK, 1999). Mit der Novellierung der Schongebietsverordnung 1996 für das Leibnitzer Feld (vgl. LGBL. Nr. 47/2006 und 49/2006) wurde die Ausrichtung der Stickstoffdüngung an die Bodenart verstärkt angesprochen.

### **1.6. Diskussion und Perspektiven für die Landwirtschaft von Graz bis Radkersburg**

Die Schweinehaltung als der vorherrschende Betriebszweig im Murtal der südlichen Steiermark wird auch in der Zukunft hohe Flächenanteile für sich beanspruchen. In zunehmendem Maße wird als Voraussetzung dafür ein effizientes Gülle-Management bzw. eine intensive Güllebewirtschaftung gesehen (LFI STEIERMARK, 2006).

Neben der Nahrungsmittelversorgung wird die Produktion von Energiepflanzen eine immer größere Bedeutung für viele Betriebe erlangen. Die Landwirtschaft steht am Beginn der Wende vom Landwirt zum Energiewirt (H. KOPETZ, 2004). Die Erzeugung von Biogas aus der Vergärung von Wirtschaftsdüngern, Energiepflanzen und organischen Co-Substraten verzeichnet in den letzten Jahren einen starken Zuwachs in der österreichischen Landwirtschaft (E. M. PÖTSCH, 2004). Das Untere Murtal hat dabei eine führende Rolle in der steirischen Landwirtschaft eingenommen.

Weitere landwirtschaftliche Entwicklungschancen auf dem Energiesektor ergeben sich in der Erzeugung von Treibstoffen, wie RME, Pflanzenölen, CBG und Äthanol, und der Produktion von Energieträgern für die thermische Verwertung wie Graspellets oder Energiekorn.

Die Strategie der nachhaltigen „Bewirtschaftung von besonders auswaschungsgefährdeten Ackerflächen“ des Betriebes (BMLFUW, 2007, S. 339–345) bedarf zu ihrer Umset-

zung einer grundlegenden Neuausrichtung für das Projektgebiet, damit aufgrund der derzeit formulierten Auflagen diese Agrarumweltmaßnahme auch tatsächlich umsetzbar ist.

Entwicklungschancen kommen darüber hinaus insbesondere dem Biolandbau zu. Ebenso wird die Umsetzung des Vertragswasserschutzes in den Schon- und Schutzgebieten verstärkt zu thematisieren sein. Weiters erfordert das wachsende Umweltbewusstsein und der zunehmende Kostendruck im Gemüsebau – relevant für das Grazer Feld – eine effiziente Kulturführung (P. LIEBHARD et al., 2005). Extensivierungsmaßnahmen bewirken hierbei einen positiven Trend zur Verminderung des Nitrataustrages, bringen aber auch Ertragsminderungen bzw. führen zu einer Reduzierung des vermarktungsfähigen Anteils.

## 2. Grundwasserschutz – ist eine Vereinbarkeit ökologischer und ökonomischer Ziele gegeben? (Th. ÜBLEIS & M. HÖFFERER)

### 2.1. Wirtschaftsdünger

Wirtschaftsdünger darf nicht nur als „Entsorgungsprodukt“ gesehen werden. Vielmehr enthält Wirtschaftsdünger wertvolle Nährstoffe, die, analog zum Mineraldünger, einer monetären Bewertung unterzogen werden können. Veredelungsbetriebe können durch sachgemäßen Umgang mit Wirtschaftsdünger Verluste minimieren, Nährstoffe konservieren und so eventuell Handelsdünger einsparen. Eine Verlustminimierung kann vor allem durch die Wahl des optimalen Ausbringzeitpunktes und einen effizienten Einsatz gemäß dem Bedarf der Pflanzen sowie durch ausreichenden Lagerraum sichergestellt werden. Auf alle Fälle ist der professionelle Umgang, z. B. keine Ausbringung bei hohen Temperaturen, notwendig. In Tab. 2.1 wurde eine monetäre Bewertung ausgewählter Wirtschaftsdüngerarten (€/m<sup>3</sup>) durchgeführt. Als Kalkulationsgrundlage je Kilogramm Reinnährstoff wurde herangezogen: Stickstoff 1,0€, Phosphor 0,8€, Kalium 0,6€; Kalkulationsbasis stellen die „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ (BMLFUW, 2006) dar.

Tab. 2.1: Bewertung von Wirtschaftsdünger verschiedener Tierarten (in €/m<sup>3</sup>). Durchschnitt aus mehreren Quellen: Richtlinien für die sachgerechte Düngung (BMLFUW, 2006) und eigene Berechnung. N – Stickstoff, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – Phosphor, K<sub>2</sub>O – Kalium.  
Value of manure (€/m<sup>3</sup>) according to different domestic species. Average of several sources: Guidelines for appropriate fertilisation, edition No. 6, ministry of agriculture, forestry, environment and water, Vienna (BMLFUW, 2006) and own calculation). N – nitrogen, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – phosphorus, K<sub>2</sub>O – potassium.

Düngerart	€/m <sup>3</sup>	kg N/m <sup>3</sup> (feldfallend)	kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /m <sup>3</sup>	K <sub>2</sub> O/m <sup>3</sup>
Hühnertrockenkot	18,4	7,7	12,0	7,0
Milchviehgülle	8,1	3,4	2,0	6,5
Zuchtsauengülle	10,7	5,6	4,4	4,0
Mastschweinegülle	8,7	4,5	3,5	3,5

Figur 2.1 zeigt einen potentiell möglichen Ammoniakverlust in Abhängigkeit von Temperatur und Tagen nach der Ausbringung. Eine bodennahe Ausbringung bei moderaten Temperaturen mit Einarbeitung innerhalb der ersten vier Stunden garantiert, dass der größte Anteil des Stickstoffes in den Boden gelangt und in weiterer Folge für die Kulturpflanze zur Verfügung steht.

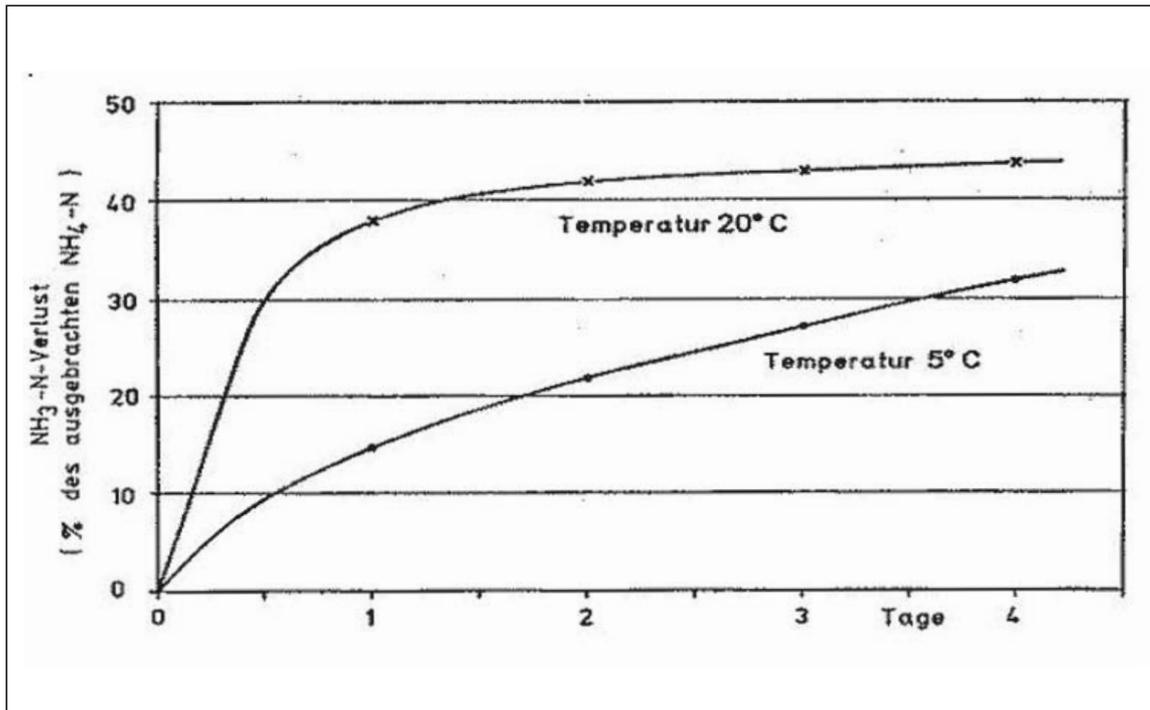


Fig. 2.1: Wirtschaftsdüngerausbringung: Ammoniakverluste (%) temperatur- und zeitabhängig.  $\text{NH}_3\text{-N}$  – Ammoniak,  $\text{NH}_4\text{N}$  – Ammoniumstickstoff.  
 Spreading of organic manure: Loss of ammoniac (%) due to temperature and duration until the beginning of tillage operations [days].  $\text{NH}_3\text{-N}$  – ammonia,  $\text{NH}_4\text{N}$  – ammonium.

Am Beispiel in Tab. 2.2 ist erkennbar, dass der Wert von Wirtschaftsdüngern durch Verluste stark verringert wird. Eine Düngung mit  $40 \text{ m}^3$  Mastschweinegülle unter ungünstigsten Umständen kann Verluste von bis zu 40% des enthaltenen Stickstoffes nach sich ziehen. Ein zusätzlicher Mineraldüngereinkauf und damit eine negative Beeinflussung des Deckungsbeitrages ist die Folge. Ein Kilogramm Reinstickstoff wurde mit 1,0€ bewertet. Dieses Beispiel zeigt, dass der Wert der Gülle von 180€ auf 108€ gesunken ist. Addiert man den durch den Verlust notwendigen Aufwand für Mineraldünger (60€), so ergibt sich ein „Gesamtverlust“ von 132€. Wichtiger Beratungsinhalt hinsichtlich Verlustvermeidung ist der sachgemäße Umgang mit Wirtschaftsdünger. In

Tab. 2.2: Düngung von Mais je Hektar (kg N/ha) und Bewertung des ausgebrachten Stickstoffes (€/ha) unter Berücksichtigung potentieller Verluste.  
 Fertilisation of maize per hectare (kg N/ha) and valuation of nitrogen (€/ha) from manure considering potential loss.

	kg N/ha	€/ha
Mastschweinegülle ( $40 \text{ m}^3$ )	180,0	126,0
40% Ausbringungsverluste durch unsachgemäße Ausbringung	-72,0	-50,0
Wert nach Verlusten	108,0	76,0
Kompensation durch Mineraldünger	+60,0	-42,0
Gesamtverlust		92,0

der Landwirtschaft wird der Wert des Wirtschaftsdüngers oft unterschätzt und dadurch die Nährstoffe falsch angerechnet. Wirtschaftsdünger sind Mehrnährstoffdünger, welche die Fruchtbarkeit unserer Böden langfristig heben.

## 2.2. Teilnahme an Umweltprogrammen

Nimmt ein Landwirt am ÖPUL 2007 – Österreichisches Programm für umweltgerechte Landwirtschaft (BMLFUW, 2007, [www.land.lebensministerium.at/article/articleiew/58900/1/8486](http://www.land.lebensministerium.at/article/articleiew/58900/1/8486)) und GW 2010 – Regionalprojekt Grundwasser 2010 (AMT DER OÖ. LANDESREGIERUNG, 2007, [www.gw2010.at](http://www.gw2010.at)) – teil, kann er für ökologische Maßnahmen Abgeltungen lukrieren.

Figur 2.2 zeigt die Unterschiede im Erlös bei der Teilnahme bzw. Nichtteilnahme an den ÖPUL-Maßnahmen „Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen“ (UBAG) und „Vorbeugender Boden- und Gewässerschutz“ (GW 2010). Als Beispiel dient ein landwirtschaftlicher Betrieb mit einer Flächenausstattung von 30 ha Ackerland. Die links dargestellte Säule widerspiegelt die Summe aus den Deckungsbeiträgen (DB) aus dem Ackerbau und Förderungen aus UBAG und GW 2010 sowie der ÖPUL-Maßnahme „Begrünung von Ackerflächen“, die rechte Säule zeigt den Ackerbaudeckungsbeitrag und die Abgeltung aus der Teilnahme an der Begrünungs-Maßnahme. Die Teilnahme an UBAG und GW 2010 bringen 4450 € „Mehrerlös“.

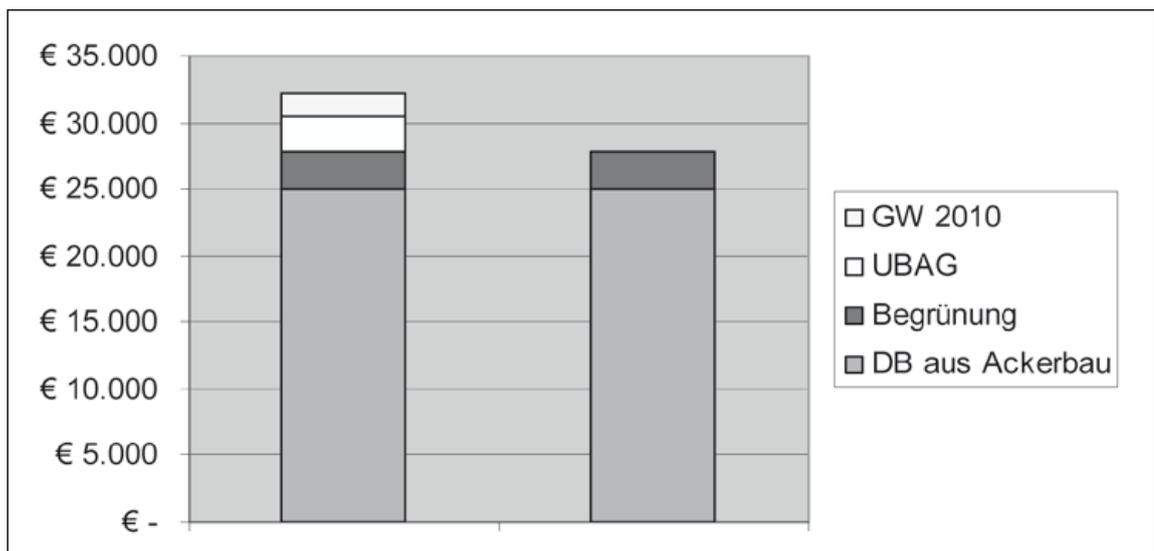


Fig. 2.2: Jährlicher Erlös bei gleicher Fruchtfolge in Abhängigkeit einer Teilnahme an UBAG und „Vorbeugendem Boden- und Gewässerschutz“ (GW 2010).  
*Annual revenue based on identical crop rotation depending on participation in UBAG and “preventative soil and groundwater protection” (GW 2010).*

Die Maßnahmen Begrünungsanbau, Mulch- und Direktsaat sowie verlustarme Ausbringung von flüssigen Wirtschaftsdüngern und Biogasgülle werden für eine grundwasserschonende Bewirtschaftung empfohlen. Darüber hinaus gibt es weitere Vorteile dieser Maßnahmen, z. B. eine gesteigerte Bodenfruchtbarkeit, die jedoch nicht exakt bewertet werden können. Eine Teilnahme an Umweltprogrammen ist jedenfalls ein wirtschaftlicher Vorteil.

### 2.3. Vorteile des Zwischenfruchtanbaues

Die, neben einer angepassten Düngung, wichtigste Kernmaßnahme für die Umsetzung eines landwirtschaftlichen Grundwasserschutzes ist der Zwischenfruchtanbau. Die Vorteile sind im Folgenden aufgelistet:

- Speicherung von Nitrat und anderen Nährstoffen in den Pflanzen,
- Reduktion der Auswaschung und in weiterer Folge Reduktion des Nitratreintrages in das Grundwasser,
- Verbesserung der Bodenstruktur,
- Erosionsschutz,
- Förderung des Bodenlebens,
- reduzierte Bodenbearbeitung,
- Unkrautunterdrückung durch optimalen Zwischenfruchtanbau,
- Leguminosen in Begrünungen liefern zusätzlichen Stickstoff,
- die angebaute Zwischenfrucht kann zur Futternutzung herangezogen werden,
- verschönertes Landschaftsbild durch Blümmischungen,
- Bienenweide und Äsungsfläche.

Im Beispiel in Tab. 2.3 wurde eine Bewertung des Zwischenfruchtanbaues versucht. Mittelfristig wirksame Vorteile sind hinsichtlich ihres ökonomischen Nutzens kaum exakt zu bewerten. Es soll aufgezeigt werden, dass auch Humusanreicherung, Erosionsschutz und dergleichen einen tatsächlichen wirtschaftlichen Vorteil bringen! Auch ohne Abgeltungen aus ÖPUL 2007 und GW 2010 „bringt“ der Begrünungsanbau einen Zugewinn.

Tab. 2.3: Beispiel zur Bewertung des Zwischenfruchtanbaues (exklusive Arbeitskraftbewertung).  
Example for valuation of catch crop growth (manpower is not calculated).

Ausgaben/ha	Benefits/ha
30€ Saatkosten 25–140€ Anbaukosten (abhängig von der Anbaumethode)	28€ Konservierung von 20 kg Stickstoff und Kalium 14€ Humusanreicherung und Stickstofffreisetzung 14€ Erosionsschutz (Basis + 20 kg N/ha) 10€ 20 % weniger Dieserverbrauch und reduzierte Bodenbearbeitung 25€ Unkrautunterdrückung
Summe: <b>55–170€</b>	Summe: <b>91€</b>
	Zusätzlich ist die Förderung für die Maßnahme „Begrünung von Ackerflächen“ in die Bewertung einzubeziehen; diese kann je nach Variantenwahl <b>von 130 bis zu 190€/ha begrünete Ackerfläche</b> (ÖPUL 2007) betragen.

### 2.4. Schlussfolgerung

Ein optimales Wirtschaftsdüngermanagement (zeitlich und mengenmäßig) kann einen wesentlichen Beitrag zum Umweltschutz (z. B. eine Verringerung des Nitratreintrages in das Grundwasser) leisten. Gülle, Jauche und Mist können bei sachgemäßem Einsatz Mineraldünger ersetzen und somit Betriebsmittelkosten senken. Allerdings ist hinsicht-

lich adäquatem Umgang mit Wirtschaftsdüngern in der Praxis noch ein großer Beratungsbedarf gegeben.

Eine Teilnahme an ÖPUL 2007 kann in jedem Fall empfohlen werden, da der geleistete Mehraufwand zum einen das Betriebsergebnis verbessert, zum anderen Verbesserungen ökologischer Parameter erzielt werden können.

Zwischenfruchtanbau im Speziellen ist eine wesentliche Maßnahme des praktizierten Grundwasserschutzes. Viele unmittelbar schwer zu bewertende Faktoren stellen mittel- und langfristige Benefits (z. B. Steigerung der Bodenfruchtbarkeit) dar.

Eine Vereinbarkeit von ökonomischen und ökologischen Interessen ist jedenfalls gegeben.

### **3. Sustainable Nutrient Management and its Impact on the Protection of Groundwater and Surface Water in the Danube River Basin and Black Sea (K. ISERMANN & R. ISERMANN)**

Chapter 3 shows results and conclusions of the EU-RP-5 “daNUbs”, EVK-CT-2000-00051 (2-2001/1-2005), “Nutrient Management in the Danube River Basin and its Impact on the Black Sea” (H. BEHRENDT, 2004, J. VAN GILS et al., 2005, K. ISERMANN & R. ISERMANN, 2004, K. ISERMANN et al., 2004, K. ISERMANN & R. ISERMANN, 2005, H. KROISS, 2005). As scenarios 1–6 in tab. 3.1 more or less sustainable mitigation options to reduce the nitrogen (N) and phosphorus (P) inputs into the Danube River Basin and therefore into the P limited western Black Sea are shown both cause-oriented and sufficiently in an integrated manner referring to the entire nutrition system: agriculture with plant and animal nutrition (diffuse sources), human nutrition (households intervenient) as well as waste and waste water management (point sources). The characteristics of these scenarios daNUbs are shown in tab. 3.2. Nitrogen surplus of agriculture is closely related to animal production and consumption (Tab. 3.3). Especially in respect to the requirements of the EU Water Framework Directive (DIRECTIVE 2000/60/EC) and Draft Groundwater Directive 2003/2006 (COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 2003/DIRECTIVE 2006/118/EC) the scenario 3 shows in tab. 3.4 and 3.5, that single best available techniques (BAT) are not sufficient to get good chemical and ecological status of the Danube River Basin and Black Sea with interfering groundwater and terrestrial ecosystems. Global agricultural/market strategies (Scenario 2) as well as actual national, i.e. “Deutsche Düngeverordnung” 2006 (BGBl. I Nr. 2/2006), and international (EU) policy (Scenario 5) increases eutrophication, for example with Nitrate Directive (COUNCIL DIRECTIVE 91/676/EEC), Water Framework Directive 2000 (DIRECTIVE 2000/60/EC) and Draft Groundwater Directive (2003/2006) and their threshold value of max. 50 instead of 10 mg NO<sub>3</sub>/l are 5fold too high that can be tolerated in respect to corresponding critical levels and loads.

Only sustainable bundles of measures (Scenario 4) based on sufficiency primarily of a healthy human nutrition with corresponding production especially of animal food (max. 0.1 animal unit  $\cong$  50 kg life weight  $\cdot$  capita<sup>-1</sup>) flanked simultaneously by BAT (efficiency) are adequate to reduce N and P inputs into the aquatic ecosystems both cause-oriented and sufficiently (consistency). This are amongst others also the options of the EU-COST-ACTION 869 “Mitigation options for nutrient reduction in surface water and groundwater” (EU-COST-ACTION 869, 11/2006–11/2011).

Tab. 3.1: Scenarios in the Danube Basin with corresponding carbon (C), nitrogen (N), phosphorus (P) balances (period 2000 to 2015) of the total system nutrition with agriculture: plant and animal nutrition, human nutrition and waste as well as waste water management (From: K. ISERMANN & R. ISERMANN, 2004). G – Germany, A – Austria, CEE – Central and Eastern European Countries. Continuation page 21.  
 „Szenarien im Donaueinzugsgebiet im Zeitraum 2000 bis 2015 für das gesamte System Ernährung von Landwirtschaft: Pflanzen- und Tierernährung, Humanernährung sowie Abfall- und Abwasserwirtschaft mit entsprechenden Bilanzen von Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Phosphor (P) (aus: K. ISERMANN & R. ISERMANN, 2004). G – Deutschland, A – Österreich, CEE – Zentral- und Osteuropäische Länder. Fortsetzung Seite 21.

<b>Scenarios</b> → With corresponding sustainable criterions	<b>Agriculture: plant and animal nutrition</b> (also feed industry) → Feed production and consumption, food production	<b>Human nutrition</b> (also food industry) → Food processing and consumption	<b>Waste and waste water management</b> (infrastructure sewage, treatment plant) → Nutrient removal and recycling
<b>Scenario 1:</b> <b>Business as usual (BAU)</b> = Status quo → <b>Weak Efficiency</b> No further urbanisation	Situations like 1995–2000 (consolidation) G + A: no change, subsidies	Situations like 1995–2000 (unhealthy nutrition, esp. G + A) G + A: no change CEE: no change	Situations like 1995–2000 G + A + CEE: only operation and maintenance of existing infrastructure
<b>Scenario 2:</b> <b>Worst case (WC)</b> = <b>Global Markets (GM)</b> → <b>Strong Efficiency</b> Urbanisation	Export oriented, within EU and globally G + A: like 1995–2000 CEE: like 1989 Specialisation of plant and animal production (esp. CEE)	G + A: like 2000 CEE: like 1989	Sewerage: all settlements > 2000 persons Treatment: carbon removal as minimum requirement (normal areas) Sludge: incineration
<b>Scenario 3:</b> <b>Best available technique (BAT)</b> → Strong Efficiency + <b>Consistency</b> Urbanisation like scenario 2	Additionally reduction of nutrient emissions by BAT → “Unavoidable” emissions resting G + A + CEE: better state than in 2000	G + A: like 2000 CEE: like 1989	Sewerage: all settlements > 2000 persons Treatment: nutrient removal as minimum requirement (sensitive areas) Sludge: 50 % incineration, 50 % reuse

S U S T A I N A B L E D E V E L O P M E N T			
Efficiency + Consistency + <b>Sufficiency</b>			
<b>Scenario 4:</b> <b>Sustainability/Green</b> = <b>Regional Markets (RM)</b> → Efficiency + Consistency + <b>Sufficiency</b>  Urbanisation lesser than scenario 2 + 3	Need oriented feed and food production/ structural changes: integrated need oriented plant and animal production G + A + CEE  Optimised foreign trade with feed and food (imports and exports) → Simultaneously economical, ecological and social optimisation	Healthy food consumption (esp. animal fat + protein/meat) Need oriented food consumption G + A + CEE	Sewerage: improved on site treatment and reuse Treatment: nutrient removal as minimum requirement (sensitive areas) Sludge: 20% incineration, 80% reuse
	Expected situations according to the present and proclaimed (inter-)national laws and directives as well as intensions and their implementations regarding agriculture, human nutrition and waste as well as waste water management (i.e. also intensions of ICPDR (2001/2005) for N and P emission reduction)		
<b>Scenario 5:</b> <b>Policy scenario</b> = <b>Weak sustainability</b> Urbanisation like scenario 2	Nitrate directive (1991) IPCC-directive (1996) UN/ECE (1999) + NEC/EU (2001) directives Agenda 21 of Rio (BMU, 1992) Agenda 2000 of the EU (EC, 1999) EU water framework directive (2000) National directives	Open declarations for food recommendations for healthy nutrition	Sewerage: all settlements > 2000 persons Treatment: carbon removal as minimum requirement (normal areas) and im- proved treatment if ambient water quality requires it Sludge: 50% incineration, 50% reuse
<b>Scenario 6:</b> <b>Consistency</b> <b>Black Sea (CBS)</b> Urbanisation like scenario 2	<b>Nutrient management in the Danube Basin oriented on the critical levels and loads of the N and P inputs from the delta into the Black Sea: Critical nutrient loads and environmental limits for the Western Black Sea</b> Based on tolerable natural loads of N, P from the Danube Basin to the Black Sea sets of measures are combined in a way that this goal of tolerable emissions/immissions reach in a most cost effective way. The question is what are the minimum requirements in nutrient management (agriculture, human nutrition, waste water management) in the Danube Basin to reach prerequisites for a stable development of the Black Sea ecosystem.		

Tab. 3.2: Characteristics of scenarios of daNUbs with the reference year 1999/2000 – Sc0 (from: K. ISERMANN et al., 2004). Sc0 – Scenario 0; inh. – inhabitants, wwtp – waste water treatment plants, AU – animal unit, AA – agricultural area; C – carbon, N – nitrogen, P – phosphorus, NH<sub>3</sub>-N – ammonia-nitrogen; \*) N in harvested crops in relation to N input (fertiliser, deposition, N fixation), \*\*) minimum tillage, mulch techniques, i.e. mulch seeding, intercropping. Continuation p. 24.

Characteristic parameters	1999/ 2000	Sc1	Sc2	Sc3	Sc4	Sc5
Population total [10 <sup>6</sup> inh.]	82.1	77.2	77.2	77.2	77.2	77.2
Population urban [10 <sup>6</sup> inh.]	57.6	54.2	54.2	54.2	54.2	54.2
Population rural [10 <sup>6</sup> inh.]	24.5	23.0	23.0	23.0	23.0	23.0
Specific P emissions [gP/(inh. · d)]	3.6	3.6	4.7	3.0	2.5	3.0
Connections to sewers [% of total inh.]	62	62	80	80	78	80
Connections to wwtp [% of total inh.]	47	47	80	80	78	80
Mechanical wwtp [% of total inh.]	6	6	0	0	0	0
Biological wwtp with C removal [% of total inh.]	21	21	56	17	16	39
Biological wwtp with N,P removal [% of total inh.]	20	20	24	63	62	41
N efficiency of treatment [% of inflow to wwtp]	50	50	45	69	70	56
P efficiency of treatment [% of inflow to wwtp]	57	58	51	77	77	62
<b>Animal density: area specific [AU/ha<sub>AA</sub>]</b>	<b>0.49</b>	<b>0.49</b>	<b>0.73</b>	<b>0.73</b>	<b>0.20</b>	<b>0.56</b>
<b>Animal density: inhabitant specific [AU/inh.]</b>	<b>0.24</b>	<b>0.24</b>	<b>0.38</b>	<b>0.38</b>	<b>0.10</b>	<b>0.28</b>
Use of mineral fertiliser [kgN/(ha <sub>AA</sub> · yr)]	33	33	65	48	25	44
<b>N efficiency of plant production [%]<sup>*)</sup></b>	<b>64</b>	<b>65</b>	<b>65</b>	<b>62</b>	<b>66</b>	<b>60</b>
<b>Surplus on agricultural area [kgN/(ha · yr)]</b>	<b>29</b>	<b>29</b>	<b>58</b>	<b>47</b>	<b>22</b>	<b>40</b>
Reduction of tile drainage [% of drained area]	0	0	0	20	20	10
NH <sub>3</sub> -N deposition reduction [% of Sc0]	100	100	119	100	78	104
Erosion abatement [% of arable land] <sup>**) )</sup>	0	0	0	50	100	0

Tab. 3.3: Nitrogen surplus (field balance = soil surface balance) and animal dung units (ADU) of agriculture in Danube-13 countries and EU-15 in reference year 1999/2000 (= scenario business as usual, BAU) (H. BEHRENDT, 2004, K. ISERMANN et al., 2004). N – nitrogen, AA – agricultural area. \*) ADU: animal dung unit according German and Austrian definition: 80 kg N · yr<sup>-1</sup> with organic manure (excretion: about 100 kg N · yr<sup>-1</sup>). Continuation p. 24.

Country	N surplus		[ADU · ha · AA <sup>-1</sup> ] <sup>*)</sup>
	[kg · ha · AA <sup>-1</sup> ]	[%]	
<b>1. Germany (DE) (Bavaria/BY and Baden-Württemberg/BW)</b>	<b>81.6</b>	<b>301</b>	<b>1.29</b>
<b>2. Slovenia (SI)</b>	<b>73.9</b>	<b>273</b>	<b>1.14</b>
<b>3. Czech Republic (CZ)</b>	<b>47.4</b>	<b>175</b>	<b>0.53</b>
<b>4. Austria (AT)</b>	<b>43.6</b>	<b>161</b>	<b>0.80</b>
<b>5. Croatia (HR)</b>	<b>34.1</b>	<b>126</b>	<b>0.26</b>
6. Republic of Slovakia (SK)	26.5	98	0.40
7. Romania (RO)	22.8	84	0.41
8. Hungary (HU)	22.5	83	0.29
9. Moldova (MD)	20.0	74	0.30
10. Bosnia-Herzegovina (BH)	17.5	65	0.31
11. Bulgaria (BG)	15.5	57	0.34
12. Ukraine (UA)	13.4	49	0.23
13. Serbia-Montenegro (CS)	13.3	49	0.45
<b>14. Average Danube Countries (DC-13)</b>	<b>27.1</b>	<b>100</b>	<b>0.52</b>
<b>15. Average EU-15</b>	<b>57.1</b>	<b>210</b>	<b>0.88</b>

Tab. 3.4: Nitrogen surplus (field balance = soil surface balance) in agriculture of the individual 13 Danube countries (DC-13) according to the scenarios 1–5 of daNUbs. (H. BEHRENDT, 2004, K. ISERMANN & R. ISERMANN, 2005). N – nitrogen; abbreviations of Danube countries see tab. 3.3. Stickstoffüberschuss (Feld-Bilanz = Boden-Bilanz) der Landwirtschaft in den 13 Ländern des Donaueinzugsgebietes entsprechend der Szenarien 1–5 von daNUbs (H. BEHRENDT, 2004, K. ISERMANN & R. ISERMANN, 2005). N – Stickstoff; Abkürzungen der Ländernamen siehe Tab. 3.3.

Danube Countries (DC)	Scenarios daNUbs									
	1. Reference 1999/2000 = Business as usual		2. Worst case: Global Markets		3. Best available technique		4. Sustainable (Green): Regional Markets		5. Prognosis: Policy	
	[kg·ha <sup>-1</sup> ·yr <sup>-1</sup> ]	[%]	[kg·ha <sup>-1</sup> ·yr <sup>-1</sup> ]	[%]	[kg·ha <sup>-1</sup> ·yr <sup>-1</sup> ]	[%]	[kg·ha <sup>-1</sup> ·yr <sup>-1</sup> ]	[%]	[kg·ha <sup>-1</sup> ·yr <sup>-1</sup> ]	[%]
N surplus in agriculture (soil surface = field balance) (H. BEHRENDT, 2004)										
1. DE (BY+ BW)	81.6	100	80.9	99	74.4	91	43.4	53	87.4	107
2. SI	73.9	100	75.7	102	60.0	81	48.1	65	60.2	81
3. CZ	47.4	100	97.3	205	79.9	169	30.1	64	44.9	95
4. AT	43.6	100	43.4	100	33.6	77	23.4	54	52.1	119
5. HR	34.1	100	46.2	135	36.6	107	18.8	55	27.7	81
6. SK	26.5	100	75.0	283	61.7	233	31.3	118	39.8	150
7. RO	22.8	100	52.1	229	41.1	180	19.3	85	31.5	138
8. HU	22.5	100	61.7	274	48.7	216	18.8	84	43.6	193
9. MD	20.0	100	47.6	238	37.7	189	19.1	96	33.4	167
10. BH	17.5	100	38.9	222	30.9	177	22.2	127	31.6	181
11. BG	15.5	100	54.4	351	42.4	274	11.9	77	21.2	137
12. UA	13.4	100	39.6	296	31.3	234	13.6	101	22.0	164
13. CS	13.3	100	69.9	526	55.4	417	16.7	126	41.1	309
Average: DC-13	27.1	100	58.1	214	46.7	172	21.0	77	38.9	144

Tab. 3.5: 1. Average nitrogen surplus (soil surface balance = field balance) of agriculture within the Danube Basin [ $\text{in kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ ]; 2. Total input of nitrogen (N) and phosphorus (P) [ $\text{in kt} \cdot \text{yr}^{-1}$ ] of point and diffuse sources to the delta of the river Danube ( $\rightarrow$  Black Sea). A) – reference situations at present (1999/2000) [100%], B) – with different scenarios 1–5. \*) Reference situations = 100%, \*\*) Worst case situation = 100%. (H. BEHRENDT, 2004, J. VAN GILS et al., 2005.)

1. Durchschnittlicher Stickstoffüberschuss (Bodenbilanz = Feldbilanz) der Landwirtschaft im Donauinzugsgebiet [ $\text{kg/ha} \cdot \text{a}$ ]; 2. Gesamter Eintrag an Stickstoff (N) und Phosphor (P) [et/a] von punktuellen und diffusen Quellen in das Donaudelta ( $\rightarrow$  Schwarzes Meer). A) – gegenwärtige Referenzsituation (1999/2000) [100%], B) – verglichen mit den Szenarien 1–5. \*) Referenzsituationen = 100%, \*\*) Worst case -Situation = 100%. (H. BEHRENDT, 2004, J. VAN GILS et al., 2005.)

Situations	1. N surplus agriculture (H. BEHRENDT, 2004)		2. Input to the delta (diffuse + point sources) (J. VAN GILS, 2005)					
	[ $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ ]	[%]	N			P		
			[ $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ ]	[%]	[%]	[ $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ ]	[%]	[%]
A) Reference situations at present (1999/2000)	27.1	100*)	451	100	20.2	100	100	
B) Scenarios:								
1. Business as usual (BAU)	27.1	100*)	406	90	18.6	92		
2. Worst case: Global Markets (WC $\rightarrow$ 1989)	58.1	214	493	109	26.3	130	100**)	100**)
3. Best available technique (BAT)	46.7	172	410	91	12.0	59	46	
4. Sustainability: Regional Markets (Green Scenario)	21.0	77	310	69	8.8	44	33	
5. Prognosis: Policy	38.9	143	424	94	19.7	98	75	

Tab. 3.2/ Fortsetzung von S. 22: Eigenschaften der Szenarien von daNUbs mit dem Referenzjahr 1999/2000 – Sc0 (aus: K. ISERMANN et al., 2004). Sc0 – Szenarium 0; inh. – Einwohner, wuwp – Abwasserbehandlungsanlagen, AU – Großvieheinheit, AA – landwirtschaftlich genutzte Fläche; C – Kohlenstoff, N – Stickstoff, P – Phosphor,  $\text{NH}_3\text{-N}$  – Ammoniak-Stickstoff; \*) N im Ernteprodukt im Verhältnis zum N-Einsatz (Dünger, atmosphärischer Eintrag, biologische N-Bindung), \*\*) Minimalbodenbearbeitung, Multitechniken, z.B. Mulchsaat, Zwischenfrüchte.

Tab. 3.3/ Fortsetzung von S. 22: Stickstoffüberschuss (Feldbilanz = Bodenbilanz) und Tier-Dungeneinheiten (ADU) in 13 Donauländern im Vergleich zu den 15 Ländern der Europäischen Union (EU-15) im Vergleichsjahr 1999/2000 (= Szenario „bisherige Wirtschaftsweise“, BAU) (H. BEHRENDT, 2004, K. ISERMANN et al., 2004). N = Stickstoff, AA = landwirtschaftlich genutzte Fläche. \*) ADU: Tier-Dungeneinheit entsprechend der Definition von Deutschland und Österreich: 80 kg N/a mit Gülle bzw. Stallmist und Jauche (Ausscheidung: ca. 100 kg N/a).

## **4. Werkzeuge zur Prognose der Auswirkungen ackerbaulicher Tätigkeit auf die Umwelt**

### **4.1. Konzept zur flächenhaften Anwendung von SVAT-Modellen**

(A. HEUER & M. CASPER)

#### **4.1.1. Einleitung**

In der Vergangenheit wurden verschiedene Versuche unternommen, um eine Vielzahl bestehender SVAT-Modelle (Soil-Vegetation-Atmosphäre-Transfer Modelle) mit Pflanzenwachstumskomponente miteinander zu vergleichen (P. DE WILLIGEN, 1991, P. DIEKKRÜGER et al., 1995). Die Modelle unterscheiden sich in der Regel hinsichtlich ihrer spezifischen Anwendungsschwerpunkte und ihres Abstraktionsgrades. Für alle SVAT-Modelle gilt jedoch, dass die Modellierung der jeweiligen Prozesse eindimensional-vertikal ausgerichtet ist. Zur Berechnung werden regional spezifische Daten herangezogen, die meist punktuell ermittelt wurden und somit höchstens Aussagen in Bezug auf einen Schlag zulassen. Da in der Realität jedoch Fruchtart, Bodenverhältnisse, Bewirtschaftungsmaßnahmen und klimatische Bedingungen oftmals sehr kleinräumig variieren, kann auf diese Weise eine Differenzierung in der Fläche nicht nachgezeichnet werden. Die Ergebnisse der Modellierung werden, ausgehend von der Punktskala, daraufhin oftmals auf eine höhere Skala bezogen (S. HANSEN et al., 2001, N. BRISSON et al., 2003, R. STENGER et al., 1999), denn das Problem der Datenverfügbarkeit lässt eine bewährte Methode zur flächendeckenden Simulation fehlen oder beschränkt diese auf sehr spezifische Anwendungen (E. GOMEZ et al., 2002, M. CASPER et al., 2004).

Ausgehend von dieser Problematik sollen am Beispiel der Braugerste die relevanten Prozesse im System Boden-Pflanze-Atmosphäre erfasst und realitätsnah simuliert werden. Durch die Einbindung von multisensoralen Fernerkundungsdaten (multispektral, hyperspektral) sollen räumliche Muster und daraus abgeleitet Teilräume unterschiedlicher potentieller Prozessdynamik identifiziert werden. Die ausgewiesenen Teilräume sind die Grundlage für die Bestimmung von prozessrelevanten, validen Mustern, aus denen sich wiederum ein Konzept zur räumlichen Diskretisierung ableiten soll. Um die räumlichen Muster verstehen und physikalisch begründen zu können, werden während der Vegetationsperiode verschiedene Daten (siehe Kap. 4.1.2.2.) erhoben.

Die Zielsetzung wird für mehrere SVAT-Modelle mit unterschiedlichem Abstraktionsgrad verfolgt, sodass beantwortet werden kann, in welchem Maße eine zunehmende Abstraktion der Modelle mit einem Informationsverlust auf Seiten der Prozessabbildung verbunden ist.

#### **4.1.2. Methodik**

##### **4.1.2.1. SVAT-Modelle**

SVAT-Modelle beschreiben allgemein die Interaktionen im System Boden-Pflanze-Atmosphäre. SVAT-Modelle mit Pflanzenwachstumskomponente haben je nach Schwerpunktsetzung z. B. Stoff- und Energieflüsse, Biomasseentwicklung oder Ertragsoptimierung zum Inhalt. Für das Forschungsvorhaben steht die Modellierung von Biomasseentwicklung und Ertrag in einem Agrarökosystem sowie die Abbildung der Wasser- und eingeschränkt der Stickstoffflüsse im Mittelpunkt.

Mit Augenmerk auf Kriterien wie die Simulation agrarisch genutzter Böden, die Darstellung der Wasser- und Stickstoffbilanzen sowie des Pflanzenwachstums, mögliche

Schnittstellen zu Fernerkundungsdaten und die Offenheit von Steuerdateien wurde bereits eine erste Vorauswahl dominierender Modelle getroffen. Folgende Modelle wurden potentiell als für das Vorhaben geeignet eingestuft:

- CANDY (S. SCHENK & U. FRANKO, 1999),
- COUPMODEL (P.-E. JANSSON & L. KARLBERG, 2004),
- DAISY (H. SVENDSEN et al., 1995, S. HANSEN et al., 2001),
- EXPERT-N (R. STENGER et al., 1999),
- HERMES (K. C. KERSEBAUM et al., 2005),
- MINERVA (K. C. KERSEBAUM & A. J. BEBLIK, 2001),
- PROMET-V (K. SCHNEIDER, 2004),
- STICS (N. BRISSON et al., 2003).

#### 4.1.2.2. Datengrundlage

Während der Vegetationsperiode der Braugerste (2007) wird eine Ackerfläche bei Newel (Bitburger Gutland, Rheinland-Pfalz, Deutschland) beprobt, um Informationen über die kleinräumige Variabilität der Pflanzenentwicklung und der sie steuernden Größen zu erhalten. Zu entscheidenden phänologischen Stadien der Braugerste wird eine Rasterbeprobung ( $30 \times 60$  m bzw.  $30 \times 30$  m) durchgeführt. Sie liefert Informationen zu Bodenfeuchte,  $N_{\min}$ -Gehalt und pH-Wert, und einmalig zu  $C_{\text{org}}/C_{\text{anorg}}$  und C/N der einzelnen Bodenhorizonte. Eine Beprobung von Grubenstandorten gibt Aufschluss über bodenphysikalische Parameter (pF-Kurve, Porenvolumen, Porenspektrum, Lagerungsdichte,  $k_f$ -Werte, Korngrößenanalyse). Diese Informationen werden von hydrologischen Daten (Niederschlagsmessungen), ganzjährigen hydrochemischen Daten (Drainagerohr auf der Testfläche) und Pflanzenproben (Wurzeltiefe und -dichte, Leave Area Index) ergänzt. GPS-gesteuerte Erntedaten werden hinzugezogen. Eine Befragung zur Bewirtschaftung der Versuchsfläche (Beprobungsjahr plus Vorjahre) und geeignete klimatische Daten runden die Datenerhebung zu Modellierungszwecken ab.

Parallel zu den genannten Erhebungen findet eine spektroradiometrische Erfassung von Bodeneigenschaften statt ( $30 \times 30$  m Raster). Diese dient als Grundlage zur fernerkundlichen Definition pedogener Straten. Multi- und hyperspektrale Feld- und Luftbilddaten ergänzen die fernerkundliche Datengewinnung.

#### 4.1.2.3. Modellierung Skalenniveau I (Punktskala)

Nach der Auswahl geeigneter SVAT-Modelle mit unterschiedlichen Abstraktionsgraden wird für jedes Modell eine fundierte Sensitivitätsstudie ausgeführt. Sie gibt Hinweise auf effektive sowie sensitive Parameter, die bei der nachfolgenden Modellparametrisierung besondere Berücksichtigung erfordern. Die vor, während und nach der Vegetationsperiode 2007 gewonnenen Messdaten werden ausgewertet und aufbereitet. Ein Teil dieser Messdaten findet als Modelleingangsgröße Verwendung, ein Teil dient der späteren Validierung. Nach einer möglichst vergleichbaren Modellparametrisierung werden für jeden Standort des Beprobungsrasters eindimensional-vertikale Simulationsläufe mit mehreren Modellen durchgeführt. Mit Hilfe von (geo-)statistischen Verfahren und Geographischen Informationssystemen werden die Simulationsergebnisse analysiert, interpoliert und visualisiert. Zusätzliche Standortinformationen, wie Hangneigung, Exposition etc. unterstützen die Mustererkennung. Die resultierenden Simulationsergebnisse werden anhand weiterer (punkthafter) Messdaten validiert (Vergleich „modelliert – gemessen“).

Nach Abschluss dieser Arbeiten folgt die Zusammenführung der Modellierungsergebnisse mit den Ergebnissen der fernerkundlichen Datenauswertung. Diese Kreuz-

validierung erlaubt die Identifikation valider räumlicher Muster ebenso wie eine erste Modell- und Methodenkritik.

#### 4.1.2.4. Modellierung Skalenniveau II (Regionalisierung)

Für die Vegetationsperiode 2008 wird eine mit der Vegetationsperiode 2007 vergleichbare Anzahl an Daten erhoben, die Datenerhebung erfolgt jedoch mit einer entsprechenden maßstabsbedingten Modifikation, d.h. einem angepassten Beprobungsraster, um dem Maßstabsübergang bei der Regionalisierung Rechnung zu tragen. Die Durchführung der Simulationsläufe basiert nun nicht mehr auf den durch Geländebeprobung erlangten Daten bzw. aufbereiteten Modelleingangsgrößen. Grundlage für die Simulation bildet hier die vorausgegangene bildbasierte räumliche Musteridentifikation und Stratifizierung auf der Mesoskala. Das bedeutet, die mit Hilfe von Bilddaten identifizierten und mit Geländeerhebungen sowie Simulationsergebnissen von 2007 verglichenen Muster stellen die Basis der Datenauswertung auf dem höheren Skalenniveau der Feld- bis Mesoskala für das Jahr 2008 dar. Mit Hilfe der 2008 im Gelände gewonnenen Messdaten wird nach Abschluss der Simulationsläufe auf der Mesoskala eine ausführliche Modellvalidierung durchgeführt.

#### 4.1.3. Diskussion und Ausblick

Eine abschließende Zusammenfassung und gemeinsame Diskussion soll Schwächen im Forschungskonzept identifizieren. Als Ergebnis werden in jedem Fall eindeutige Aussagen zur Verwendbarkeit von hyperspektralen Fernerkundungsdaten zur Modellparametrisierung und -validierung erwartet. Im Falle einer positiven Aussage wird angestrebt, die Ergebnisse auch auf andere Kulturarten und Naturräume zu übertragen.

## 4.2. Regionale Anwendung des Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodells STOTRASIM (F. FEICHTINGER)

### 4.2.1. Einleitung

Die nachhaltige Bewirtschaftung von Wasser stellt eine weltweite Herausforderung dar. So sind Trockenheit und Dürre das Hauptproblem in den ariden Gebieten, während in Zentraleuropa bei vorwiegend ausreichender Wassermenge die Wasserqualität mehrfach Anlass zu Diskussionen gibt. Hierzu ist für die Länder der Europäischen Union die EU-Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG) das oberste Regulativ, und die Nitratrichtlinie (RL 91/676/EWG) dient dem Schutz von Wasservorkommen vor einer Nitratbefruchtung. Dennoch übersteigt die Nitratkonzentration im Grundwasser in manchen Regionen Österreichs geltende Grenzwerte, wovon primär der Osten des Bundesgebietes, der Zentralraum Oberösterreichs und der Südosten der Steiermark betroffen sind. Die Problematik ergibt sich vorwiegend aus der Art der jeweils regionalen landwirtschaftlichen Bodennutzung.

Die Ergebnisse aus Gewässermonitoring (z.B.: Wassergütererhebung in Österreich, BGBl. Nr. 338/91 i.d.g.F.) zeigen allfällige Probleme auf und die Problemanalyse und das Bemühen um Abhilfe folgen meist. Rechenmodelle (**Modellierung**) zur Beschreibung des Wasser- und Stickstoffkreislaufes sind gängige Werkzeuge, um die Beziehung von Bodennutzung an der Geländeoberfläche und Befruchtung des Grundwassers mit Nitrat zu analysieren, zu bewerten und Lösungsansätze zu erarbeiten. Die Realisierung empfohlener Strategien ist an die Akzeptanz der Akteure und deren Umsetzung auf der Fläche gebunden (**Management**). Schlussendlich wird die Wirksamkeit umgesetzter Maßnahmen durch fortgeführtes **Monitoring** evaluiert.

STOTRASIM (F. FEICHTINGER, 1998) ist solch ein Rechenmodell und Werkzeug, um die Wasser- und Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone zu bewerten. Anhand von zwei Beispielen (Kap. 4.2.2.2.1. und 4.2.2.2.2.) wird die regionale Anwendung dieses Modells skizziert.

#### **4.2.2. Methodik**

##### 4.2.2.1. Das Model „STOTRASIM“

STOTRASIM berechnet die Wasser- und Stickstoffdynamik im Bodenprofil eines Ackerstandortes in vertikaler Richtung. Dabei werden die Wasserflüsse und die Vegetationsentwicklung mit dem Modell SIMWASER (E. STENITZER, 1988) kalkuliert, welches integraler Bestandteil von STOTRASIM ist.

SIMWASER berechnet die Wasserbilanz und das Pflanzenwachstum für eine beliebig lange Fruchtfolge einer Agrarfläche auf Tagesbasis. An der Bodenoberfläche werden Niederschlag und Beregnung als Eintrag und die Evapotranspiration als Wasserentzug in Rechnung gestellt. Interzeption wird berücksichtigt. Die Kalkulation der Wasserbewegung im Boden folgt dem DARCY-Gesetz. Makroporenfluss oder Interflow bleiben unberücksichtigt. Die Untergrenze des Bodenprofils ist durch die Grundwasseroberfläche festgelegt oder wird bei einem grundwasserfernen Standort in einer Tiefe angesetzt, in der kein Einfluss durch Wurzelentzug gegeben ist. Der Wasserfluss an der Profilvergängerung ergibt die Tiefensickerung oder Grundwasserneubildung bzw. den kapillaren Aufstieg.

STOTRASIM beschreibt die Stickstoff- und partiell die Kohlenstoffdynamik eines landwirtschaftlich genutzten Bodens. Als Stickstoffeinträge an der Bodenoberfläche werden Düngung, Niederschlag, Beregnung und die Bindung aus der Luft durch Leguminosen berücksichtigt. Pflanzenaufnahme, Denitrifikation und Ammoniumausgasung sind entsprechende Stickstoffausträge. Mineralisation und Immobilisation gehen in die Berechnung des bodenbürtigen Stickstoffumsatzes ein. Der an die Wasserbewegung gebundene, vertikale Stickstofftransport erfolgt ausschließlich als Nitrat. Der an der Untergrenze des Bodenprofils berechnete Nitratfluss formuliert somit die Stickstoffversickerung bzw. den kapillaren Aufstieg.

##### 4.2.2.2. Regionen der Anwendung von STOTRASIM

Bevor das Rechenmodell in den untenstehenden Regionalprojekten angewendet wurde, sind einige Modellparameter auf Messergebnisse aus diesen Regionen abgestimmt worden. Es sind dies Beiwerte zur Verdunstung und zum Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz im Boden. Dazu wurden primär Daten von Lysimeterstationen, aber auch von bodenhydrologischen Messplätzen verwendet. Deren Lage und jene der Projektregionen sind in Fig. 4.1 festgehalten. Für die Südoststeiermark (STMK, Fig. 4.1) war die Lysimeterstation Wagna wesentliche Grundlage.

###### 4.2.2.2.1. Projekt „Wassermanagement in Tal- und Beckenlagen“

„Wassermanagement in Tal- und Beckenlagen“ ist ein Teilprojekt des Netzknoten 1 im derzeit laufenden „Kompetenznetzwerk Wasserressourcen und deren Bewirtschaftung“ (WATERPOOL). Darin sollen im Modul „Prognosemodelle, Murtal-Aquifer“ für die Projektregion Südoststeiermark (STMK, Fig. 4.1) Werkzeuge etabliert werden, die für die nachhaltige Nutzung der örtlichen Grundwasservorräte ein optimiertes Monitoring, eine vorausschauende Planung, die sich auf Modellrechnungen stützt, und ein angepasstes Management der lokalen Ackerflächen tragen. Dabei

werden für die Ackerflächen der Region die Grundwasserneubildung und die Nitratversickerung in das Grundwasser mit dem Rechenmodell STOTRASIM bewertet. Als Eingabedaten für die Modellrechnung sind Informationen zum Wetter, zu den Bodeneigenschaften und zum Management der Ackerflächen erforderlich.

Die Wetterdaten stammen von den Stationen Leibnitz und Graz-Thalerhof. Die Beschreibung der örtlichen Bodeneigenschaften basiert auf den Angaben der Österreichischen Bodenkartierung mit einer Parametrisierung gemäß E. MURER (1998). Die Bewirtschaftung der Ackerflächen wurde in enger Zusammenarbeit mit lokalen Agrarexperten formuliert. Die Modellfruchtfolge ist von Mais dominiert und ist mit der im nachfolgenden Projekt für die Südoststeiermark berücksichtigten Bewirtschaftung ident.

#### 4.2.2.2. Projekt „Evaluierung der wasserwirtschaftlichen Relevanz einer Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter“

Im Zuge einer Evaluierung des „Österreichischen Programms zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft, ÖPUL 2000“ (BMLFUW, 2000) wurde die Effizienz einer „Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter“ (Tab. 4.1) hinsichtlich einer Reduktion der Nitratversickerung in das Grundwasser untersucht. An drei Regionen in Österreich, nämlich dem Trockengebiet Ostösterreichs (NÖ), dem Zentralraum Oberösterreichs (OÖ) und der Südoststeiermark (STMK) wurden die Bewertungen beispielhaft durchgeführt (Fig. 4.1).

Die lokalen Wetterdaten stammen von den Stationen Obersiebenbrunn (NÖ), Hörsching (OÖ) und Leibnitz (STMK). Die örtlichen Bodeneigenschaften sind durch jeweils sechs repräsentative Bodenformen aus den Angaben der Österreichischen Bodenkartierung und deren Parametrisierung (E. MURER, 1998) erfasst.

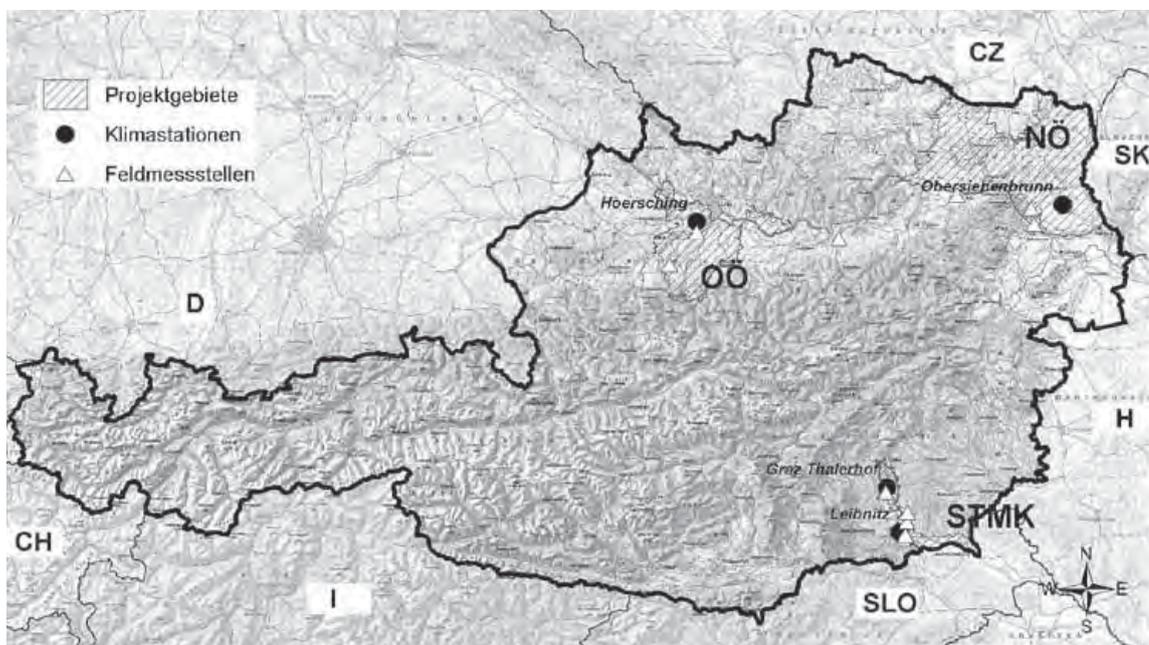


Fig. 4.1: Lage der Projektregionen und der projektrelevanten meteorologischen Stationen und Feldmessstellen (Lysimeterstationen und bodenhydrologische Messplätze).

Location of the project area and the project-related meteorological stations and monitoring sites in the field.

Tab. 4.1: Begrünungsvarianten gemäß ÖPUL 2000, Pkt. 2.22 (BMLFUW, 2000).  
 Catch crop management offered by ÖPUL 2000, pt. 2.22 (BMLFUW, 2000).

Variante	Art	Aussaat bis	Umbruch, Bodenbearbeitung ab
A	Sommer-/Herbstbegrünung	20. 8.	15. 11.
B	Abfrosthende Herbst-/Winterbegrünung	30. 9.	15. 2. Folgejahr
C	Winterharte Herbst-/Winterbegrünung	15. 10.	1. 3. Folgejahr
D	Sommer-/Winterbegrünung	31. 8.	15. 2. Folgejahr

Die Bewirtschaftung der Ackerflächen wurde in enger Zusammenarbeit mit lokalen Agrarexperten formuliert, wobei jedenfalls sichergestellt wurde, dass in den betrachteten Fruchtfolgen die untersuchten Begrünungsvarianten (Tab. 4.1) alternativ in einem Winterhalbjahr zu liegen kamen und auch einer Schwarzbrache gegenübergestellt waren (F. FEICHTINGER et al., 2005). Die Bewertung der Wasserrelevanz wurde anhand der Ergebnisse aus Modellrechnungen mit STOTRASIM vorgenommen.

### 4.2.3. Ergebnisse

#### 4.2.3.1. Projekt „Wassermanagement in Tal- und Beckenlagen“

Als temporäres Ergebnis aus der derzeit laufenden Projektbearbeitung ist für die Ackerflächen des südöstlichsten Teils des Bearbeitungsgebietes, das „Untere Murtal“, die mit STOTRASIM berechnete Nitratkonzentration im Sickerwasser dargelegt (Fig. 4.2). Eine solche Aufbereitung wird für das gesamte Projektgebiet (STMK, Fig. 4.1) und die hydrologischen Größen Grundwasserneubildung, versickernde Stickstofffracht und Nitratkonzentration im Sickerwasser in der Folge durchgeführt.

#### 4.2.3.2. Projekt „Evaluierung der wasserwirtschaftlichen Relevanz einer Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter“

Die Begrünungsvarianten A und D haben den größten Einfluss auf die Grundwasserneubildung und reduzieren diese gegenüber Schwarzbrache am stärksten. In Bezug auf

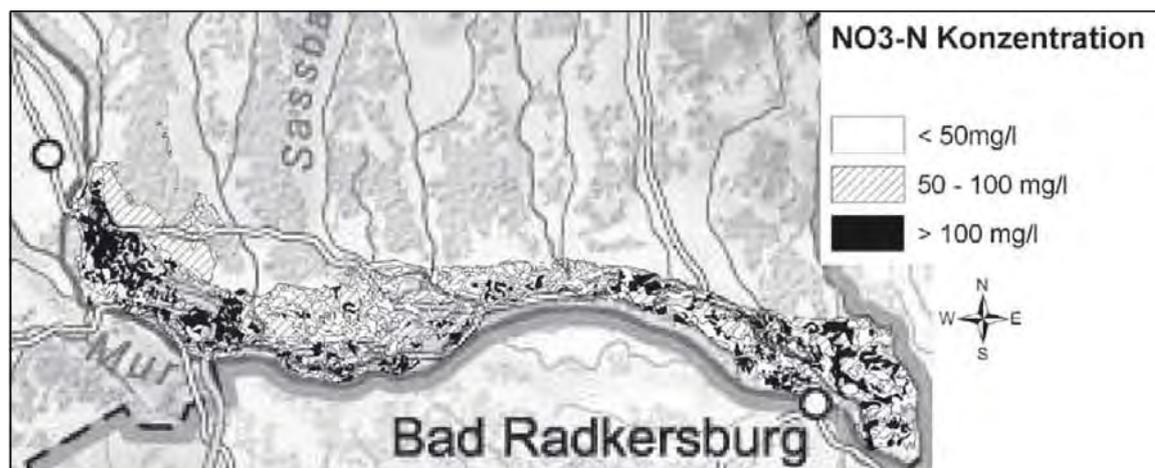


Fig 4.2: Nitratkonzentration ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) der Versickerung von Ackerflächen für den südlichsten Teil des Projektgebietes („Unteres Murtal“).  
 Nitrate concentration ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) of the seepage for arable land of the most southern part of the project area Styria “Unteres Murtal”.

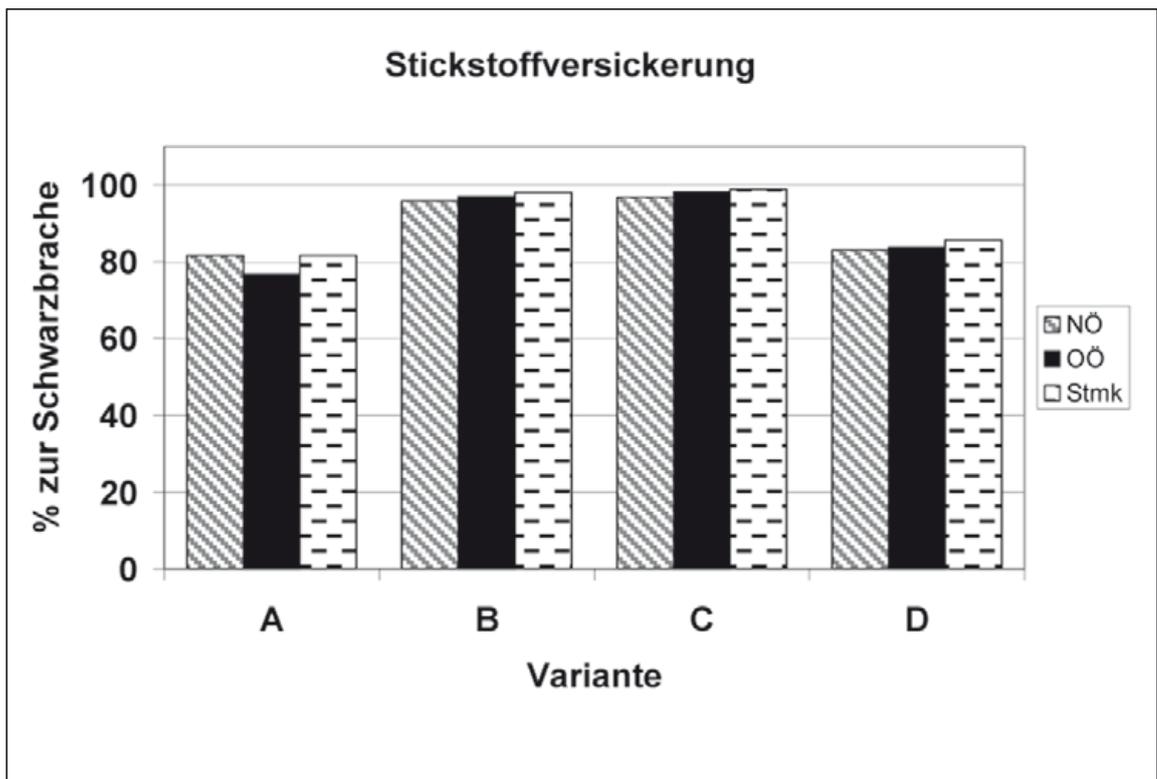
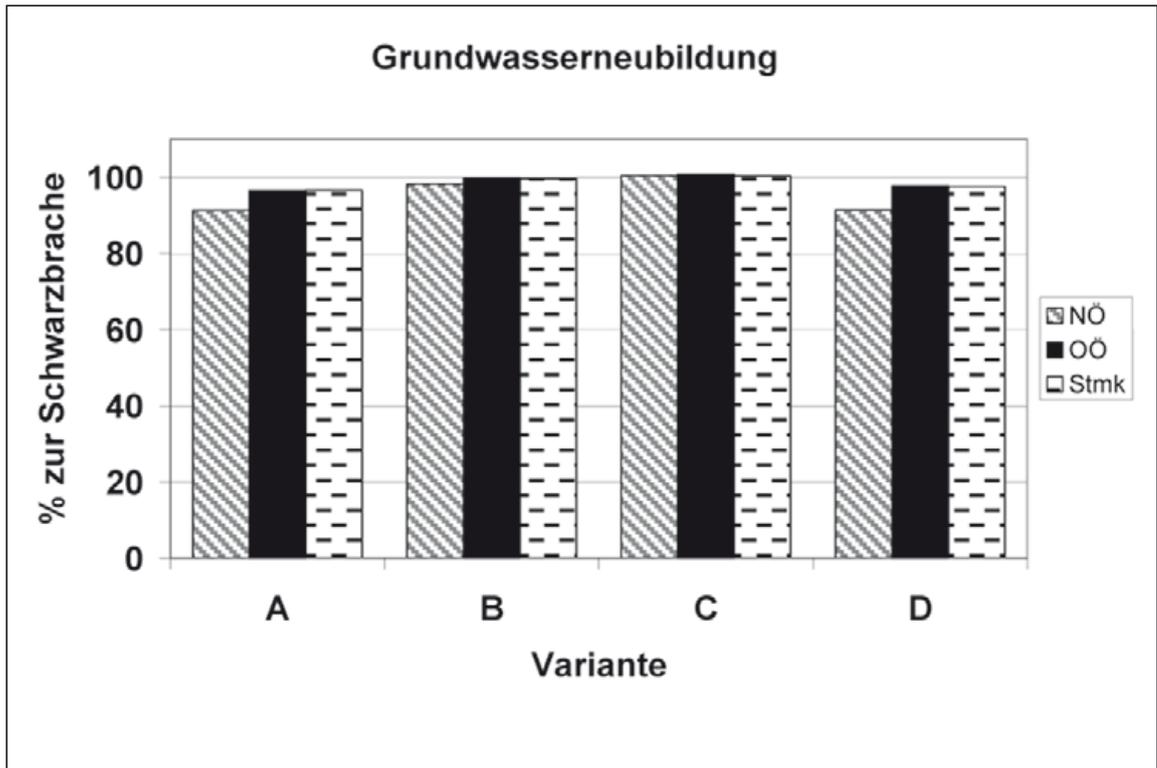


Fig. 4.3: Grundwasserneubildung und Stickstoffversickerung zu den vier Begrünungsvarianten A–D in Relation zur Schwarzbrache für die drei Beispielsregionen.  
 Seepage and nitrate-nitrogen leaching for different management of catch crops in relation to bare fallow for the three tested regions.

die Stickstoffverlagerung in den Untergrund und die Nitratkonzentration im Sickerwasser erwirken Begrünungsvariante A und D eine merkbare Reduktion auf etwa gleichem Niveau gegenüber der Schwarzbrache, während die Varianten B und C nur geringfügige Effekte nach sich ziehen (Fig. 4.3). Weiters sind die wasserwirtschaftlichen Effekte von Begrünungen stark an den Aufwuchs und somit an die Trockenmassebildung einer Begrünung gebunden und damit auch stark vom Anbauermin geprägt. Dies gilt für die untersuchten Gebiete annähernd gleich.

#### **4.2.4. Diskussion**

Die regionale Anwendung von STOTRASIM führt im Projekt „Wassermanagement in Tal- und Beckenlagen“ zur flächenhaften Bewertung von Grundwasserneubildung, versickernder Stickstofffracht und Nitratkonzentration im Sickerwasser und findet Eingang in die quantitative und qualitative Grundwassermodellierung; ein Thema, wozu manche Initiativen laufen (O. LARSEN, 2007).

Auch im Projekt „Evaluierung der wasserwirtschaftlichen Relevanz einer Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter“ wurden regionale Fragen der Wasserwirtschaft modellmäßig bearbeitet, und Ergebnisse daraus sind durch Messdaten bestätigt (G. P. BODNER et al., 2001).

Die Aufbereitung solch integraler Werkzeuge und deren regionale Anwendung ist ein deutlicher Beitrag zu Monitoring – Modellierung – Management von Wasservorkommen.

#### **Dank**

Diese Arbeit wurde wesentlich durch das Projekt „Wassermanagement in Tal- und Beckenlagen“ im „Kompetenznetzwerk Wasserressourcen und deren Bewirtschaftung“ (WATERPOOL) unterstützt (<http://www.waterpool.org>).

### **4.3. Das Modellpaket CropSyst (Ch. LANTHALER)**

#### **4.3.1. Einleitung**

Die Erarbeitung von nachhaltigen, grundwasserverträglichen ackerbaulichen Bewirtschaftungssystemen für das Leibnitzer Feld und Untere Murtal (siehe Kap. 5.7.) wurde mit Hilfe von Langzeit-Simulationsrechnungen durchgeführt. Ein numerisches Modell, das für die Berechnung der Sickerwassermenge oder Grundwasserneubildung und des Stoffaustrages eines landwirtschaftlichen Gebietes eingesetzt wird, muss die Interaktion der Pflanzen, der Luft, des Bodens und des Wassers nachbilden sowie die physikalischen und zum Teil chemischen Prozesse simulieren können. Gesteuert werden die meisten der Modelle für die ungesättigte Zone von meteorologischen Daten auf Tagesbasis und können somit für Untersuchungen der Vergangenheit und der Zukunft sowie für die Ist-Zustandsberechnungen herangezogen werden (M. KUTÍLEK & D. R. NIELSEN, 1994, S. 325 ff, W. KINZELBACH & R. RAUSCH, 1995, S. 2).

Modelle sind immer mit Unsicherheiten behaftet und bilden eine Vereinfachung der Realität ab, spiegeln diese aber nicht exakt wider (T. M. ADDISCOT, 1993). Nach einem Vergleich von fünf Modellen auf Literaturbasis wurde das Modell CropSyst (= Cropping Systems Simulation Model) für die Simulationsrechnungen ausgewählt, da die Komplexität der Modellparameter als ausreichend und für das Modellgebiet als angemessen erarbeitet wurden.

### 4.3.2. Das Modell CropSyst

Die Angaben zum Modell CropSyst, das von C. O. STÖCKLE und R. NELSON entwickelt wurde (C. O. STÖCKLE & R. NELSON, 1994, M. DONATELLI & C. O. STÖCKLE, 1999 a–f), beziehen sich auf Beschreibungen der Version 3.04.04 (vom Juni 2004) bzw. auf die Version 4.05.03 und deren Aktualisierungen bis Dezember 2006 (R. NELSON, 2003, Modellhomepage „CropSyst Suite“). CropSyst ist ein konzeptionell einfaches Modell für die Erstellung von Bodenwasser- und Stickstoffbilanzen auf der Basis von Tageswerten, mit dem verschiedene Kulturen (Pflanzen) oder Fruchtfolgen für viele Jahre hindurch simuliert werden können. Das Modell wird als ein nicht rein forschungsorientiertes, sondern als angewandtes, analytisches Werkzeug für das Management angesehen und verfügt über eine GIS-Anbindung und einen so genannten Wettergenerator, um verschiedene Klimaszenarien zu berücksichtigen.

#### 4.3.2.1. Modellziele und -komponenten

Hauptziele und mögliche Anwendungsgebiete des Modells CropSyst sind vor allem:

- Simulation der Biomasse und der Stickstoffaufnahme für verschiedene Bodentypen in Abhängigkeit von Bewuchs, Bodenbearbeitungs- und Düngemaßnahmen,
- Bewertung von neuen, wissenschaftlich fundierten Landnutzungsstrategien,
- Untersuchung der Auswirkungen von ackerbaulichen Bewirtschaftungssystemen auf die Umwelt und den Ertrag,
- Beitrag zur Entscheidungsfindung für Landwirte, Landbewirtschafter und Politiker.

Die Wasserbilanz kann auf zwei Arten berechnet werden: Das „Cascade model/Kaskadenmodell“ (die Kapazitätsmethode) simuliert einen eindimensionalen vertikalen Wasserfluss eines Bodenprofils, bei dem das Bodenprofil in 5–10 cm tiefe Horizonte unterteilt wird. Das Wasser fließt von der Bodenoberfläche abwärts und füllt jede Bodenschicht bis zur Feldkapazität auf; jene Wassermenge, die die Feldkapazität übersteigt, sickert in den nächsten, darunter gelegenen Horizont. Kapillarer Wasseraufstieg findet dabei nicht statt. Die Sickerwassermenge und der Stoffaustrag werden am Profildende berechnet, sofern nicht eine andere Tiefe eingegeben wird. Präferentieller Fluss sowie Oberflächenabfluss können ebenso simuliert werden (beides wurde bei der Modellierung für die Südsteiermark, siehe Kap. 5.7., nicht berücksichtigt).

Die zweite Methode ist das Finite-Differenzen-Modell und die Lösung der RICHARDS-Gleichung: das Wasser wird hier auf- und abwärts transportiert. Die Berechnung der Evapotranspiration kann nach der einfacheren PRIESTLEY-TAYLOR-Methode oder nach der komplexeren PENMAN-MONTEITH-Formel erfolgen; Angaben zu den benötigten Daten sind dem folgenden Kap. 4.3.2.2. zu entnehmen.

Die Stickstoffbilanz in CropSyst inkludiert folgende Komponenten: Stickstofftransport, Stickstoffaufnahme der Pflanzen, Stickstoffumwandlung (Kinetik erster Ordnung) mit Netto-mineralisation, Nitrifikation, Denitrifikation, Ammoniumsorption, Mineralisation der Rückstände und Stickstofffixierung (bei Leguminosen). Das Modul „Organic matter“ beinhaltet drei Möglichkeiten für die Simulation der organischen Substanzen und der Rückstände:

1. kein Abbau der organischen Substanzen (konstanter Wert),
2. mikrobielle, stabile organische Substanzen (labil, metastabil, passiv) und Rückstände mit Kohlenstoffabbau,
3. ein Pool der Mineralisation der organischen Substanzen, versorgt durch den Abbau der Rückstände.

Durch Aktivieren der dritten Möglichkeit erscheint ein Stickstofffenster, wo die Mineralisations-, Nitrifikations- und Denitrifikations-Werte regional kalibriert werden sollten; die maximale Transformationstiefe von 0,5 m bleibt unverändert.

Zwecks besserer Organisation der Szenarien und Daten wurden in der Version 4.05.03 ein Projektfenster sowie drei verschiedene Hierarchie-Stufen für die Datenverwaltung (Master, Project und Scenario) eingeführt.

#### 4.3.2.2. Eingangsdaten und Auswertemöglichkeiten

Als Eingangsdaten werden Parameter für die Beschreibung des Ortes (Lage der Wetterstation sowie Wetterdaten), der Böden, der Pflanzen und der Bewirtschaftung benötigt (Fig. 4.4). Bei der Berechnung der Verdunstung nach der PENMAN-MONTEITH-Formel werden Werte der Lufttemperatur (Max./Min.), Niederschlagsmenge, Globalstrahlung, relativen Feuchte oder des Taupunktes (Max./Min.) und der Windgeschwindigkeit auf Tagesbasis herangezogen.

Mit CropSyst können einzelne Kulturen, Fruchtfolgen sowie auch Bracheflächen für einen beliebig langen Zeitraum simuliert werden; eine entsprechende Datei, z. B. Fruchtfolge, muss vorher mit dem Anbauzeitpunkt, der Kultur und der dazugehörigen Bewirtschaftung (Düngemengen und -zeitpunkte, Bodenbearbeitung) angelegt werden. Physiologische Standardwerte für einige Pflanzen sind im Modell enthalten, doch müssen Parameter, wie beispielsweise die maximale Wurzeltiefe, der Harvest(Ernte)-Index, der Transpirationskoeffizient, der Blattflächenindex oder die Wärmesumme (Degree-Days), soweit diese Parameter bekannt sind, regional angepasst werden.

Für alle Bodenhorizonte sind die Mächtigkeiten der Bodenschichten, die Texturen, die pH-Werte und die Kationenaustauschkapazität gesondert einzugeben; der unterste Bodenhorizont wird zusätzlich markiert. Das pflanzenverfügbare Wasser und die Feldkapazität werden automatisch berechnet, können aber auch entsprechend gemessener Daten verändert werden. In einem weiteren Eingabefenster werden die Initialwerte, wie Humusanteil, Wassergehalt, Nitrat- und Ammoniumwerte für den jeweiligen Bodentyp gesetzt. Weiters können die Anfangswerte der Pflanzenrückstände und Düngemengen sowie die Kohlendioxidkonzentration der Atmosphäre eingegeben und die Kohlendioxidveränderung und das Gefrieren des Bodens (inklusive eines Schneesverdrängungsmodells) berücksichtigt werden.

Die Datenauswertung kann für die Bodenwasser- und Stickstoffbilanz wie auch für die Pflanzenproduktion/Erntemengen auf jährlicher und täglicher Basis und auch für eine Fruchtfolgeperiode und für Bodenprofile in Form von EXCEL-Tabellen erfolgen. Für einen raschen Überblick können die Diagramme der wichtigsten Parameter des Wetters und der Pflanzen, die Evapotranspiration, das pflanzenverfügbare Wasser, die Bodentemperatur und der Stickstoffaustrag mit der Option „Fast Graph“ angezeigt werden.

#### 4.3.3. Ergebnisse der Modellvalidierung

Um die Eignung von CropSyst für die Berechnung des pflanzenverfügbaren Wasser (nutzbare Feldkapazität) zu überprüfen, wurden die berechneten Werte des Modells mit jenen des Soil-Water-Characteristics(SWC)-Moduls des Modells SPAW verglichen (K. E. SAXTON, 2002). SWC berechnet die nutzbare Feldkapazität nicht nur aus der Textur wie CropSyst, sondern berücksichtigt unter anderem auch den Grobstoff- und Humusanteil.

Der Vergleich (Fig. 4.5) verdeutlicht, dass die Berechnung von CropSyst sehr gut mit jenen von SWC übereinstimmt, siehe die Bodenformen L07, L15 a und b, M09,

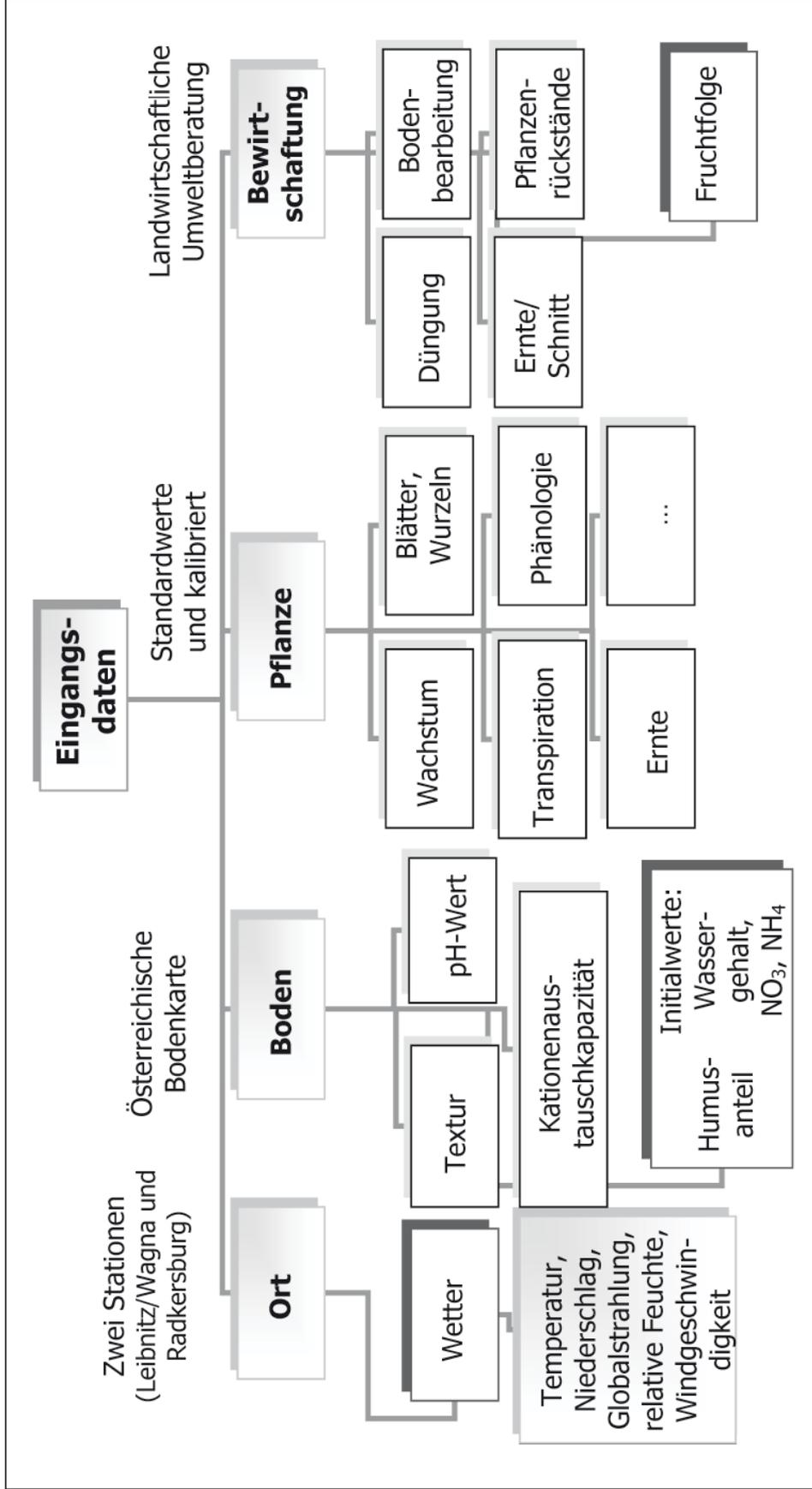


Fig. 4.4: Eingangsparameter des Modells CropSyst (Darstellung des Autors nach CropSyst, Version 4.05.03). Angaben oberhalb der Parameter Ort, Boden, Pflanze und Bewirtschaftung beziehen sich auf verwendete Datengrundlagen für die Modellierung des Leibnitzer Feldes und Unteren Murtales (siehe auch Kap. 5.7.).  $\text{NH}_3$  – Nitrat,  $\text{NH}_4$  – Ammonium.

Input parameters of the CropSyst model (author's diagram according to CropSyst, version 4.05.03). Specifications above the parameters location (Ort), soil (Boden), plant (Pflanze) and management (Bewirtschaftung) relate to data basis used for modelling the Leibnitzer Field and Unteres Murtal (see also chap. 5.7.).  $\text{NH}_3$  – nitrate,  $\text{NH}_4$  – ammonium.

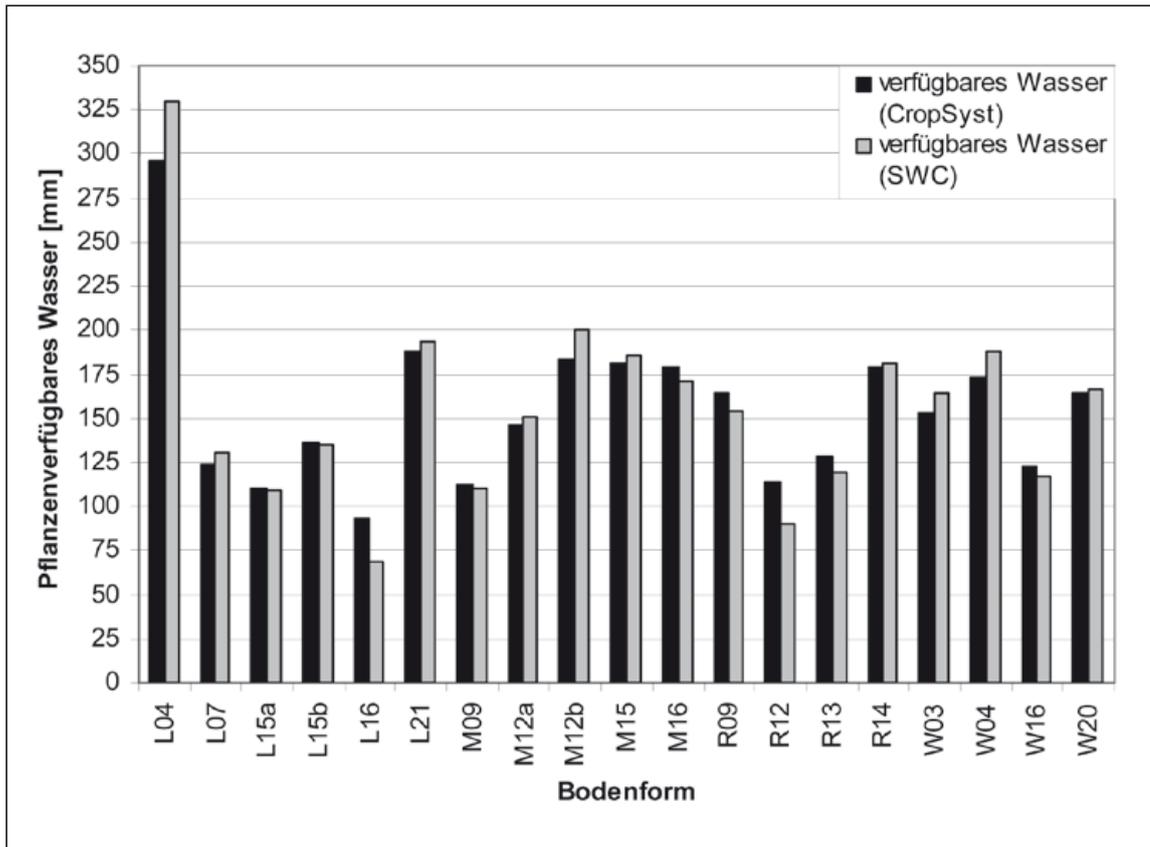


Fig. 4.5: Nutzbare Feldkapazität in ausgewählten Bodenprofilen des Leibnitzer Feldes und Unteren Murtales, ermittelt in CropSyst und Soil Water Characteristics (SWC). Kartierungsbereiche der Böden: L – Leibnitz, M – Mureck, R – Radkersburg, W – Wildon.  
 Available water in some soil profiles of the Leibnitzer Feld and Unteres Murtal, determined by CropSyst and Soil Water Characteristics (SWC). Mapping areas of the soils: L – Leibnitz, M – Mureck, R – Radkersburg, W – Wildon.

M12a, M15, M16, R14, W16 oder W20; bei den seicht- und mittelgründigen Böden (L16 und R12) liegen die Werte von CropSyst über jenen von SWC und bei einigen tiefgründigen Böden (L04, L21, M12b, W03 oder W04) wurden von CropSyst jeweils geringe Mengen simuliert, beim tiefgründigen Boden R09 berechnete CropSyst eine höhere nutzbare Feldkapazität als SWC.

Die Kalibrierung und Validierung von CropSyst an Lysimeterdaten der Station Wagna im Leibnitzer Feld zeigte, dass das Modell die Sickerwassermengen sowie den -verlauf sehr gut nachbildet, siehe Fig. 4.6 für einen Vergleich der berechneten Mengen mit der gemessenen Grundwasserneubildung. Die Mittelwerte über die Jahre 1994 bis 2003 lagen in CropSyst bei 368 mm (Maismonokultur) und bei 385 mm (Fruchtfolge), im Schwerkraftlysimeter wurden 341 bzw. 284 mm gemessen; die mittlere gemessene Grundwasserneubildung beträgt 313 mm.

Die Stickstoffausträge wurden im Mittel über die Jahre 1994 bis 2003 von CropSyst etwas unterschätzt, aber zufrieden stellend simuliert (39,3 kgN/ha bei der Maismonokultur und 51,1 kgN/ha bei der Fruchtfolge), der Verlauf entspricht aber nicht den tatsächlichen Werten; siehe dazu Fig. 4.7 für die Veranschaulichung der Werte der Fruchtfolgeparzelle; Ergebnisse des regional kalibrierten Modells STOTRASIM (F. FEICHTINGER, 1998) sind ebenso dargestellt; nähere Angaben zu den Modellrechnungen siehe Kap. 5.4.

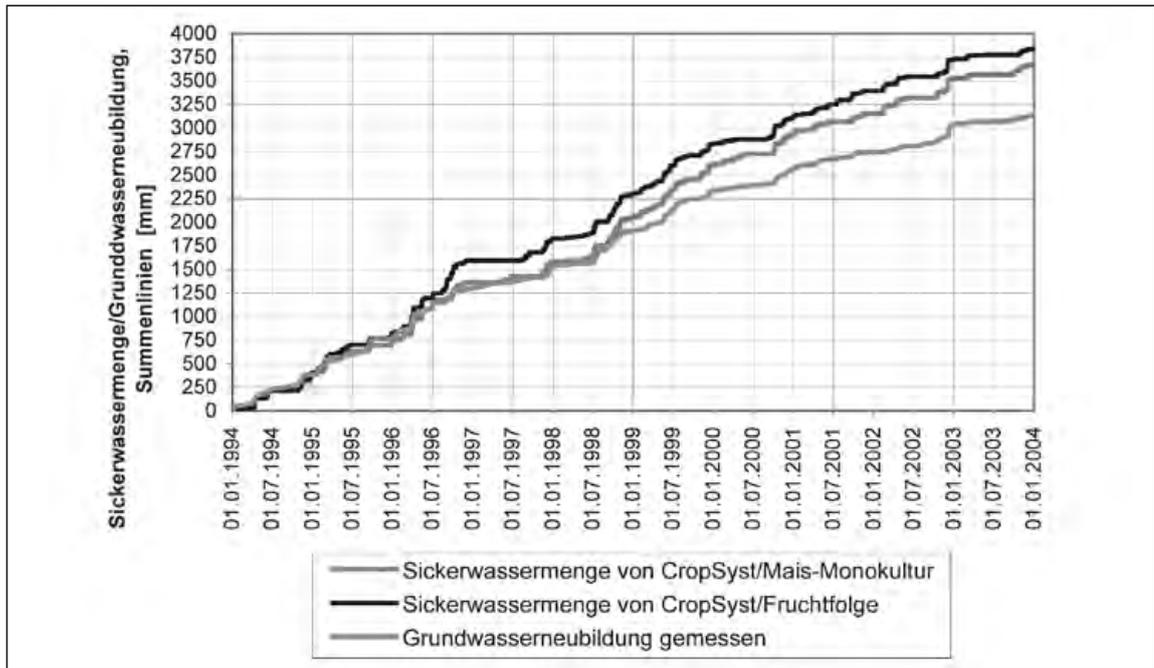


Fig. 4.6: Berechnete Sickerwassermenge für das Mais- sowie Fruchtfolgefeld (Lysimeterparzellen) mittels CropSyst verglichen mit der Grundwasserneubildung einer Messstelle der Versuchsfläche Wagna für 1994 bis 2003.

Soil water drainage for the maize and crop rotation fields (lysimeter plots) calculated by CropSyst compared to measured groundwater recharge at a gauge of the Wagna research site for the period 1994 to 2003.

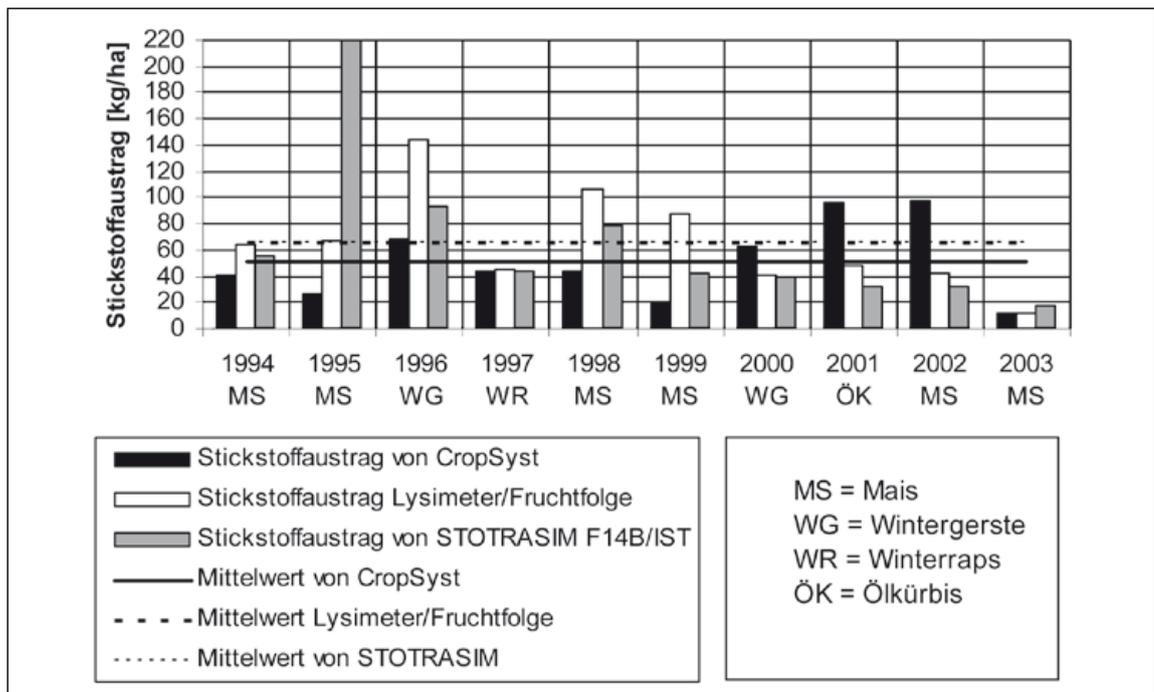


Fig. 4.7: Berechnete Stickstoffausträge von CropSyst und STOTRASIM für das Fruchtfolgefeld verglichen mit Messwerten eines Schwerkraftlysimeters für 1994 bis 2003.

Nitrogen leaching losses calculated by CropSyst and STOTRASIM for the crop rotation field, compared to measuring data of a gravitation lysimeter for the period 1994 to 2003.

#### 4.3.4. Diskussion und Schlussfolgerung

Anhand von Lysimeterdaten und Modellvergleichen konnte festgestellt werden, dass CropSyst sehr gut geeignet ist, um die Wasserbilanz bzw. die Sickerwassermenge für verschiedene landwirtschaftlich genutzte Böden darzustellen. Auch die Übereinstimmung der Methoden von CropSyst und des SWC-Modells, um die nutzbare Feldkapazität zu berechnen, ist sehr hoch:  $r^2$  liegt bei 0,9756.

Die Modellierung des Stickstoffaustrages hingegen ist unzureichend; diese Unzulänglichkeit des Modells wurde auch in M. DONATELLI & C. O. STÖCKLE (1999 a–f) beschrieben: Die Stickstoffbilanz hat größere Unsicherheiten und ist komplexer zu berechnen als die Wasserbilanz.

Die Tendenz der berechneten Maiserträge in CropSyst für die Jahre 1994 bis 2003 wurde sehr gut nachgebildet, jedoch lagen die Mengen insgesamt nur bei 67% der Sollwerte für Maismonokultur und bei 61% beim Fruchtfolgefeld, wobei die Eingabe der Düngemengen und -arten mehrmals variiert und überprüft wurde. Die größte Abweichung der Erträge ist bei sehr trockenen und sehr feuchten Jahren festzustellen. Aufgrund fehlender Pflanzendaten für die Region konnten nicht alle Parameter exakt angepasst werden.

Mit CropSyst können bei der vorhandenen Datenlage keine definitiven Aussagen über die Ertragsmengen, Stickstoffausträge oder Nitratkonzentrationen im Sickerwasser gemacht werden. Das Modell kann aber sehr wohl für einen Relativvergleich verschiedener Bewirtschaftungsweisen untereinander herangezogen werden.

#### 4.4. Strömungs- und Transportmodellierung als Grundlage für die Prognose der Verteilung von diffusen Stoffeinträgen (J. FANK & G. ROCK)

##### 4.4.1. Einleitung

Die Vorhersage der Verteilung von Nährstoffen, hauptsächlich von Nitrat aus landwirtschaftlich diffusen Quellen, in seichtliegenden Grundwasserkörpern ist ein ungelöstes Problem (J. FANK et al., 2006). Um die Verteilung von gelösten Stoffen aus Punktquellen (z. B. Altlasten) oder aus linearen Quellen (z. B. Verkehrswegen oder Kanalsystemen) im Grundwasser zu berechnen, werden üblicherweise Transportmodelle basierend auf Grundwasserströmungsmodellen eingesetzt. Die Transportmodelle nutzen dabei das Konzept der hydrodynamischen Dispersion. In gering mächtigen Aquiferen bildet in den meisten Fällen ein zweidimensionales Grundwasserströmungsmodell die Basis, da die Relation zwischen der Aquiferausdehnung und der Grundwassermächtigkeit sehr groß ist. Die Modellparameter werden dabei als Mittelwerte über die Aquifermächtigkeit angenommen. Darauf aufbauende Transportmodelle müssen demnach eine vollkommene Mischung des Eintrages mit dem Grundwasser annehmen. Wenn die Quelle des Eintrages weit vom Prognosegebiet entfernt liegt, scheint dies auch eine akzeptable Annahme darzustellen. Bei der Prognose der Auswirkung von Änderungen der Landnutzung und unterschiedlicher Bewirtschaftungssysteme im Bereich der Landwirtschaft auf die Konzentrationsverteilung von Stoffen in gering mächtigen freien Grundwasserleitern treten zwei Hauptprobleme zu Tage: Die Stoffquelle ist ident mit dem Vorhersagegebiet, der Eintrag der Stofffrachten über die ungesättigte Zone erfolgt flächig im gesamten Untersuchungsgebiet mit einer hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität.

Ziel dieser Arbeit ist es, erste Ergebnisse der sequentiellen Kopplung eines Stickstofftransportmodells der ungesättigten Zone am Versuchsfeld Wagna mit einem zweidimensionalen Grundwassertransportmodell vorzustellen.

## 4.4.2. Material und Methoden

### 4.4.2.1. Grundwasserströmungs- und Grundwassertransportmodell

Im Jahre 2001 wurden im Forschungsfeld Wagna (Murtal-Grundwasserleiter, Steiermark) 36 Grundwassermess- und Grundwasserprobenahmestellen errichtet (Fig. 4.8). Das Grundwasser in diesem Versuchsfeld mit einer Ausdehnung von  $400 \times 300$  m weist eine gesättigte Mächtigkeit von 3 bis 4,5 m auf (W. BERG, 2003). Die Höhenlage des Grundwasserstauers wurde als Grenze zwischen den tertiären und quartären Sedimenten aus den Kernen der 36 Bohrungen abgeleitet und flächig interpoliert.

Im September 2001 wurde ein Tracerversuch im Grundwasser durchgeführt. Die Tracer-Durchbruchkurven an den verschiedenen Messstellen wurden zur Abschätzung der hydraulischen Parameter und der hydrodynamischen Dispersionsparameter für konservative Tracer verwendet (J. FANK & G. ROCK, 2005). Die abgeleiteten, in die Fläche extrapolierten hydraulischen Leitfähigkeitsbeiwerte wurden als Startwerte für die Kalibrierung eines instationären Grundwasserströmungsmodells für das Testgebiet verwendet. Als Randbedingungen wurden Potentialganglinien aus einem instationären regionalen Grundwasserströmungsmodell des westlichen Leibnitzer Feldes verwendet (J. FANK et al., 2004).

Die aus der Modellkalibrierung resultierende Verteilung der Durchlässigkeitsbeiwerte ist in Fig. 4.8 zusammen mit Isolinien des Grundwasserspiegels für mittlere Grundwasserspiegellagen der Periode 1993 bis 2003 dargestellt. Figur 4.9 zeigt die instationäre Kalibrierungsgüte des Modells durch Vergleich gemessener und berechneter Grundwasserspiegellagen. In Fig. 4.10 sind gemessene und berechnete Bromidkonzentrationsganglinien an mehreren Beobachtungspunkten (Lage der Beobachtungspunkte siehe Fig. 4.8) gegenübergestellt.

### 4.4.2.2. Grundwasserneubildung und Nitrateintrag ins Grundwasser

Auf der Grundlage von Messdaten der Grundwasserneubildung und des Nitrat-austrages aus der ungesättigten Zone in der Periode 1993 bis 2003 an der Lysimeterstation im Versuchsfeld Wagna wurde ein Bodenwasserhaushalts- und Stickstofftransportmodell kalibriert (J. FANK et al., 2004). Die bodenphysikalischen Parameter der unterschiedlichen Bodenformen wurden aus der Kopplung von spezifischen bodenphysikalischen Labor- und Felduntersuchungen mit geophysikalischen Messungen zur Erfassung der Mächtigkeitsverteilung der Feinbodenschichte abgeleitet. Die Verschneidung der unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen auf den 36 Testfeldern, der Bodenformen und der Bodenmächtigkeit führte zu 341 homogenen Flächen (Hydrotope).

Da die Wetterdaten und die Bewirtschaftungsformen am Versuchsfeld seit 1987 bestens dokumentiert vorliegen, konnten Grundwasserneubildung und Stickstoffaustrag in Richtung Grundwasser mit Hilfe des numerischen Bodenwasserhaushaltsmodells SIMWASER und des Stickstofftransportmodells STOTRASIM auf Tagesbasis für die Periode 1987 bis 2003 berechnet werden (Kap. 5.4.). Ein Vergleich der berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser an der Grundwasseroberfläche (als Mittelwert über die 341 Hydrotope) mit den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser des Testfeldes (Fig. 4.11) zeigt, dass der Transportprozess von Nitrat im Grundwasser selbst von wesentlicher Bedeutung für die Interpretation der Nitratkonzentrationsverteilung ist. Durch Zufuhr von geringer belastetem Wasser aus dem Grundwasseranstrombereich liegen die gemessenen Werte des Grundwassers praktisch immer unter den berechneten Werten der Sickerwasserkonzentrationen.

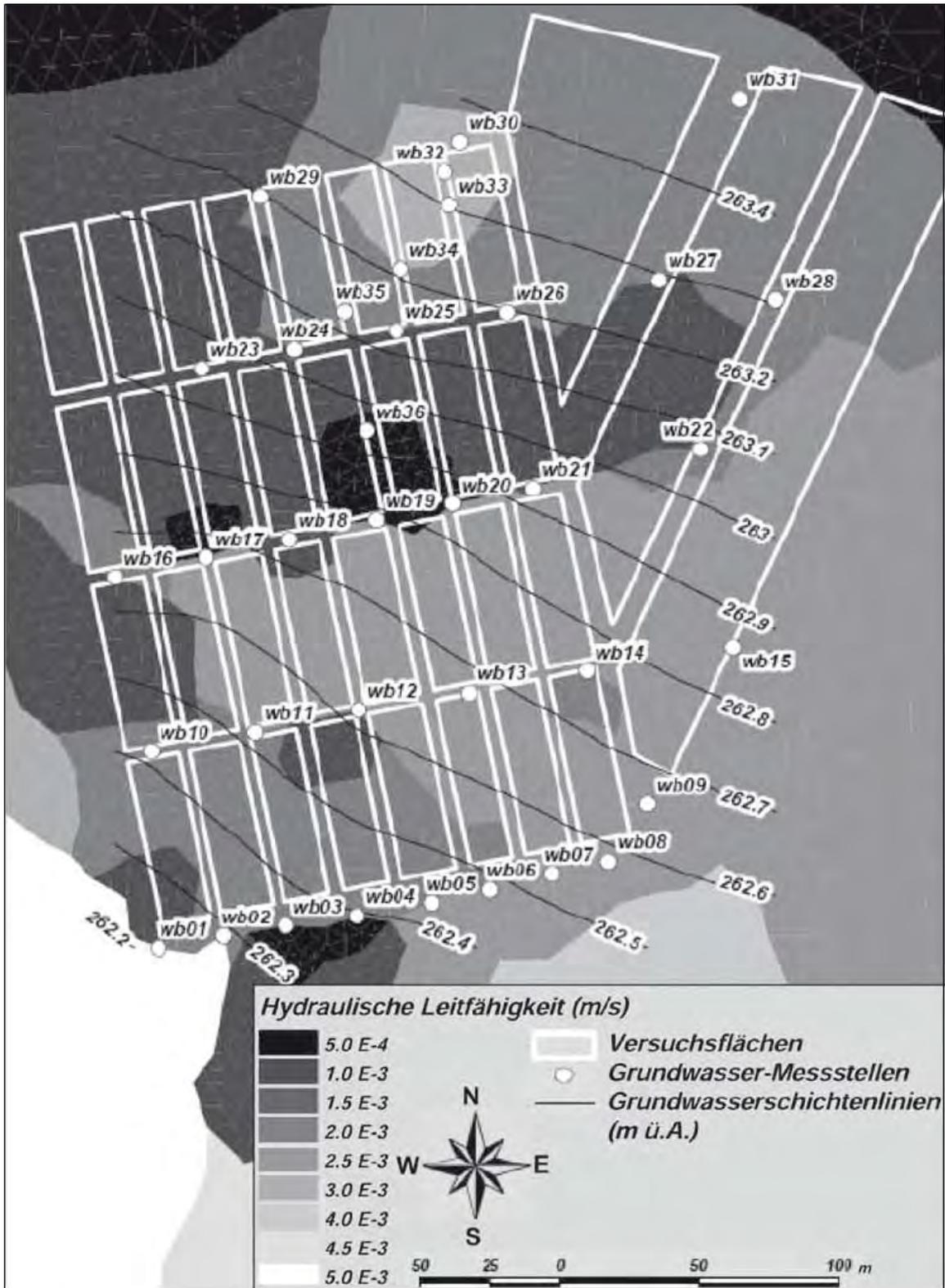


Fig. 4.8: Grundwasserversuchsfeld Wagner: Grundwassermessstellen für hydrochemische Untersuchungen, Grundwasserisohypsen für mittlere Grundwasserstände und Verteilung der Sedimentdurchlässigkeit als Ergebnis der Modellkalibration.

Groundwater test field Wagner: observation wells for groundwater quality monitoring, mean groundwater table elevation and distribution of hydraulic conductivity.

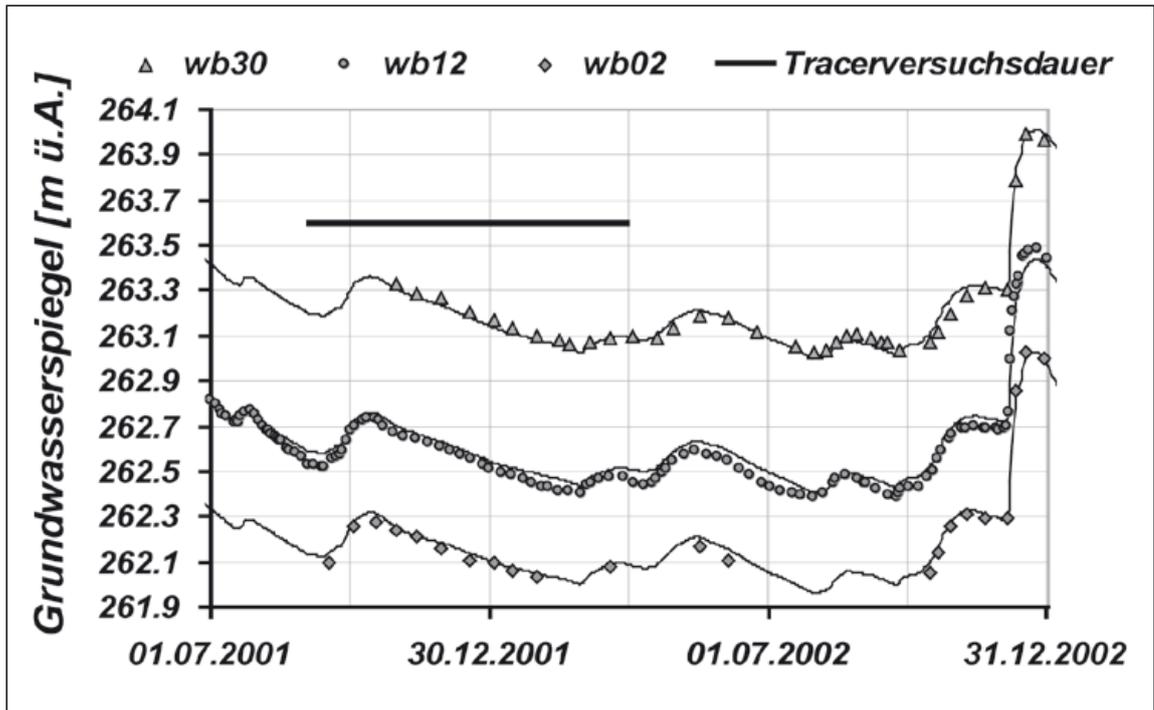


Fig. 4.9: Kalibration des Grundwasserströmungsmodells – Vergleich von gemessenen (Punkte) und berechneten (Linien) Grundwasserspiegellagen an ausgewählten Beobachtungspunkten.  
 Calibration of groundwater flow model – comparison of measured (points) and calculated (line) hydraulic head at observation points.

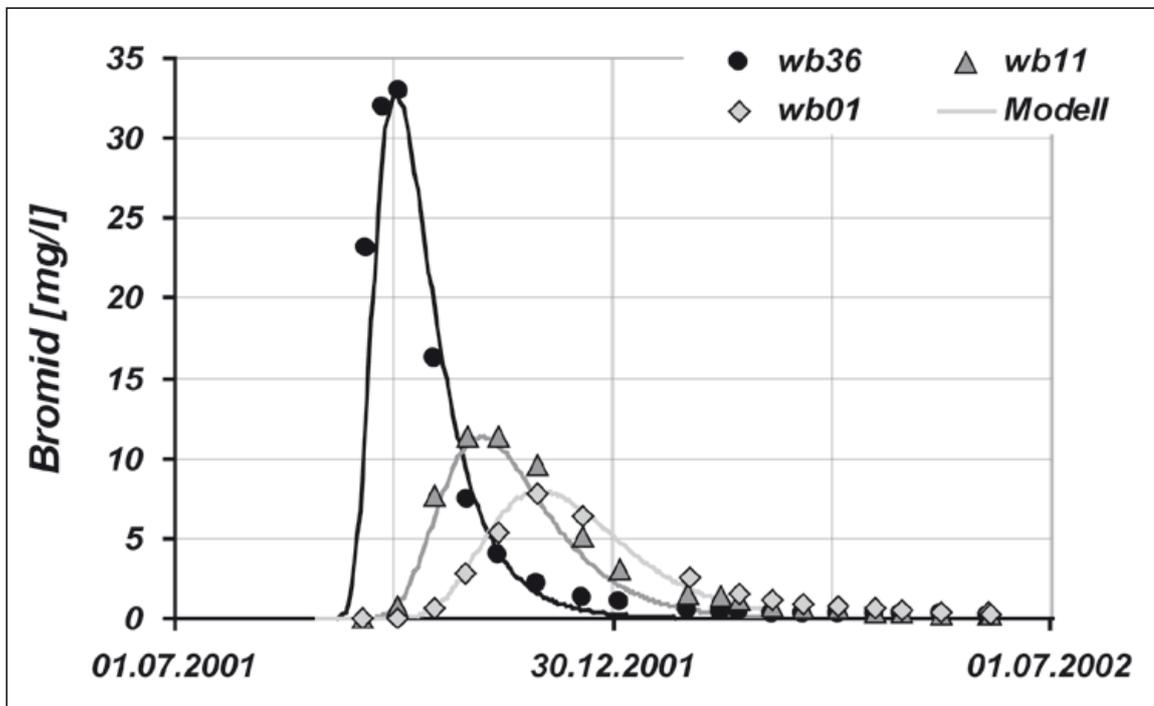


Fig. 4.10: Kalibration des Grundwassertransportmodells – Vergleich von gemessenen (Punkte) und berechneten (Linien) Bromidkonzentrationsganglinien an ausgewählten Beobachtungspunkten.  
 Calibration of groundwater flow model – comparison of measured (points) and calculated (line) hydraulic head at observation points.

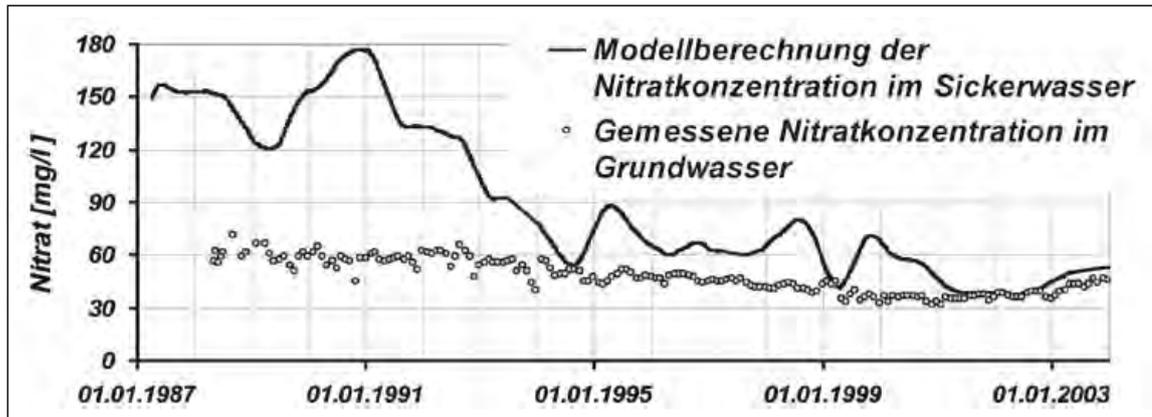


Fig. 4.11: Nitratkonzentration im Sickerwasser des landwirtschaftlichen Testfeldes Wagna im Vergleich zu im Zentrum des Versuchsfeldes gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser.  
Nitrate concentration in drainage water from the agricultural test area Wagna compared to nitrate concentration measured in the groundwater in the centre of the research area.

#### 4.4.3. Ergebnisse

Zur Berechnung der räumlichen und zeitlichen Verteilung der Nitratkonzentration im Grundwasser des Versuchsfeldes Wagna wurden die Nitratstragsfrachten der Stickstofftransportsimulation für die ungesättigte Zone flächendifferenziert für alle Hydrotope auf Tageswertbasis als obere Randbedingung für das Grundwassertransportmodell herangezogen. Als Konzentrationsrandbedingung im Zustrombereich des Versuchsfeldes wurden Nitratkonzentrationen aus Grundwasserqualitätsmessdaten abgeleitet. Die hydrodynamischen Dispersionsparameter wurden aus dem Grundwassertransportmodell übernommen. Das gesamte Grundwasserfließsystem ist durch das instationär kalibrierte Grundwasserströmungsmodell beschrieben.

Auf dieser Datenbasis wurde schlussendlich ein gekoppeltes Nitratstofftransportmodell für das Grundwasser des Versuchsfeldes Wagna erstellt und die Nitratkon-

Tab. 4.2: Jahresmittelwerte der Nitratkonzentration im anströmenden Grundwasser, im Sickerwasser des Versuchsfeldes Wagna, im Grundwasser im Bereich der Lysimeterstation und als Ergebnis der Modellberechnung.

Yearly mean values of nitrate concentration in the groundwater upstream, in the seepage water, in the groundwater at the lysimeter station and as a result of model calculation.

Jahr	Grundwasser anströmend [mg/l]	Sickerwasser [mg/l]	Grundwasser Lysimeter [mg/l]	Modellberechnung [mg/l]
1993	51,2	77,4	53,5	54,3
1994	48,2	58,2	49,4	49,7
1995	43,8	72,7	47,3	48,0
1996	44,8	57,9	46,7	46,0
1997	43,3	57,9	44,2	43,7
1998	37,0	69,4	41,0	41,4
1999	36,9	50,3	38,4	37,5
2000	33,7	51,0	34,9	35,7
2001	34,5	39,8	34,8	35,0
2002	36,4	42,2	37,0	36,7

zentrationenwerte auf Tagesbasis flächendifferenziert mit Hilfe des Finiten Elemente Modellsystems FEFLOW® (WASY Software) berechnet. Die Jahresmittelwerte der entsprechenden Nitratkonzentrationswerte sind in Tab. 4.2 dargestellt. Aus dieser Tabelle ist ersichtlich, dass die Differenzen der Jahresmittelwerte der gemessenen Nitratkonzentration im Bereich der Lysimeterstation und der mittels des gekoppelten Modells berechneten in allen Jahren unter 1 mg/l war. Der mittlere Fehler zwischen Messung und Rechnung lag bei 0,1 mg/l.

#### **4.4.4. Diskussion und Ausblick**

Die Ergebnisse dieser Auswertung dokumentieren die Möglichkeit der Prognose der Verteilung von Nitrat im Grundwasser mit Hilfe von numerischen Modellen mit einer sehr hohen Signifikanz. Voraussetzung dafür ist allerdings eine exzellente Datenlage, die es erlaubt, Bodenwasserhaushaltsmodelle, Stickstofftransportmodelle der ungesättigten Zone, Grundwasserströmungsmodelle und Grundwassertransportmodelle instationär in hoher Qualität zu kalibrieren.

Im Detail zeigten die Auswertungen der Ergebnisse mit Hilfe des gekoppelten Modells aber auch kleinräumige Unterschiede in der Nitratkonzentrationsverteilung, die auf die unterschiedlichen Austragsituationen aus der ungesättigten Zone zurückführbar sind. Diese kleinräumigen Unterschiede auf Feldebene können derzeit nicht verifiziert werden, da es praktisch keine Grundwasserqualitätsmessstelle gibt, die tatsächlich die Nitratkonzentration des Grundwassers genau unterhalb eines definierten Hydrotops erfasst. Aufgrund der Ergebnisse scheint es dringend geboten, diese Fragestellung messtechnisch zu behandeln, am besten in einem genau bekannten Untersuchungsgebiet.

Die zeitlich kurzintervallige Auswertung der Ergebnisse der Modellrechnungen zeigte in Abhängigkeit von Neubildungsprozessen kurzzeitige recht scharfe Anstiege der modellierten Nitratkonzentration im Grundwasser, die in den bisherigen Messdaten der Grundwasserwerte nicht auffindbar sind, da die Grundwasserqualitätsmessstelle beim Lysimeter in einem Fahrstreifen mit extensiver Grünlandbewirtschaftung mit Mulchbetrieb installiert ist. Auch hier ist die Frage zu stellen, ob unter Ackerland die Nitratkonzentration im Grundwasser wesentlich rascher und kurzintervalliger reagiert als in den bisher beobachteten Grundwassermessstellen. Andererseits könnten diese kurzfristigen Spitzen auch auf die Art der Modellkopplung zurückzuführen sein: Die Ergebnisse der Modellierung der ungesättigten Zone werden direkt als Randbedingung an das Grundwassermodell übertragen. Somit wird dabei keinerlei Rücksicht auf derzeit noch nicht bekannte Prozesse in den tieferen Bereichen der ungesättigten Zone und vor allem im Kapillarsaum des Grundwassers genommen. Inwieweit derartige Prozesse zu einer Dämpfung der Nitratfrachtganglinie am Übergang von der ungesättigten Zone zum Grundwasser führt, sollte Forschungsgegenstand der nächsten Jahre sein.

## **5. Der Murtal-Grundwasserleiter**

### **5.1. Der Murtal-Grundwasserleiter – Einführung** (J. FANK & Ch. LANTHALER)

#### **5.1.1. Hydrologische Rahmenbedingungen**

Die folgenden Charakteristika des Murtal-Aquifers sind aus J. FANK (1999) und J. FANK et al. (1994) entnommen und sollen einen Überblick der hydrologischen Rahmenbedingungen bieten. Nähere Angaben sowie zahlreiche Literaturhinweise sind diesen beiden Publikationen zu entnehmen.

Das Murtal von Graz bis Radkersburg wird in die drei Teilbecken Grazer Feld, Leibnitzer Feld und Unteres Murtal gegliedert. Nach der letzten Eiszeit schüttete die Mur Kiese und Sande auf die unterlagernden jungtertiären grundwasserstauenden Sedimente auf, worauf sich aufgrund der hydrogeologischen Rahmenbedingungen in allen drei Teilbecken ein wasserwirtschaftlich bedeutender Aquifer ausbildete, mit dem die umliegende Bevölkerung, aber auch die Bewohner des ost- und weststeirischen Hügellandes mit Trinkwasser versorgt werden.

Die Grundwassermächtigkeit beträgt 2–20 m, wobei die Mächtigkeit wie auch die Ergiebigkeit des Grundwasserleiters mit zunehmender Entfernung von der Endmoräne der Mur bei Judenburg, etwa 150 km stromaufwärts, abnehmen. Aufgrund der hydraulischen Bedingungen des Aquifers und der Verteilung der Grundwasserneubildung in räumlicher und zeitlicher Hinsicht ist nur die unterste Schicht der jungquartären Lockergesteinsablagerungen mit Grundwasser gefüllt. Eine mehrere Meter mächtige Zone aus Kiesen und Sanden überlagert das Grundwasser und bildet zusammen mit den darüber befindlichen gering mächtigen feinklastischen Böden die ungesättigte Zone. Abhängig von der Niederschlagsmenge von 800 bis 950 mm im Jahr und den unterschiedlich ausgebildeten Böden beträgt die Grundwasserneubildung im Jahr zwischen 250 und 450 mm.

### **5.1.2. Leibnitzer Feld**

Miozäne Tertiärablagerungen bauen einen Großteil der Umrahmung des Leibnitzer Feldes auf. Es handelt sich dabei vorwiegend um flachmarine siliziklastische Sedimente, in welche Leithakalkbänke eingeschaltet sind.

Die Basis der quartären Ablagerungen besteht aber hauptsächlich aus blaugrauen Tonmergeln, sandigen Mergeln und Sandlagen und kann als Wasserstauer für den seichtliegenden Hauptgrundwasserkörper angesehen werden. Die Quartärablagerungen werden durchwegs von fluvioglazialen bzw. fluviatilen Ablagerungen aufgebaut. Die in den vier Kaltzeiten Günz, Mindel, Riß und Würm der letzten Eiszeit entstandenen Terrassenflächen sind das beherrschende Landschaftselement.

Der Aubereich an der Mur zeigt über dem präquartären Untergrund einen Aufbau aus schwach schluffigen, sandigen Kiesen, über denen jedoch im Gegensatz zur Niederterrasse stellenweise eine 1,5–3 m mächtige Aulehmdecke liegt. Die Mächtigkeit der Sedimente der Austufe liegt meist zwischen 4 und 6 m.

Die würmzeitliche Niederterrasse gliedert sich fast durchwegs in zwei Teilfluren, wobei der Abfall von der höheren Teilflur (Hauptterrasse) zur tieferen meist nur wenige Meter beträgt. Die Niederterrasse wird vorwiegend aus gering schluffigen, sandigen Kiesen mit Steinen aufgebaut, die sich hauptsächlich aus kristallinen Geröllen (Quarz, Gneise, Amphibolite, metamorphe Schiefer usw.) und Kalken zusammensetzen. Die Komponenten sind durchwegs gut gerundet. Neben matrixfreien Kieslagen treten innerhalb des Terrassenkörpers immer wieder sandige, örtlich auch schluffige Partien von linsenförmigem Charakter auf.

Die höheren (älteren) lehmbedeckten Terrassen sind teilweise sehr stark verschliffen und häufig in der Landschaft nur noch sehr schwach vom angrenzenden tertiären Riedelland zu unterscheiden. Die rißzeitliche Hochterrasse (Helfbrunner Flur) tritt im Wesentlichen im Bereich der Umrahmung des Leibnitzer Feldes auf und ist durch einen 3–4 m mächtigen Kieskörper und eine durchwegs mehrere Meter mächtige Staublehmdecke gekennzeichnet.

Bei mittlerem Grundwasserstand weist der Grundwasserkörper im nordöstlichen Leibnitzer Feld in Abhängigkeit zu den Hauptanreicherungsgebieten und der Ausformung des stauenden Untergrundes Mächtigkeiten zwischen 1 und 8 m auf. Im westlichen und südlichen Leibnitzer Feld liegen die Grundwassermächtigkeiten zwischen 1 und 10 m, der über-

wiegende Teil des westlichen Leibnitzer Feldes weist Grundwassermächtigkeiten zwischen 3 und 6 m auf.

Die Strömungsrichtung des Grundwassers ist generell N-S-orientiert, wobei im Zentrum eine Wasserscheide zwischen den Vorflutern Mur und Sulm existiert. Diese Vorflutbeziehung zeigt sich auch in der Ausformung der Grundwassermächtigkeit, die die höchsten Beträge im Bereich der Wasserscheide aufweist. Ebenso wird das Schwankungsverhalten des Grundwasserspiegels durch die beiden Vorfluter festgelegt. Sie halten das Grundwasser an den Rändern im Vergleich zu den Zentralbereichen fest, sodass im Bereich der Wasserscheide die größten Spiegelschwankungen existieren.

### 5.1.3. Unteres Murtal

Das Untere Murtal zwischen Spielfeld und Radkersburg in W-E-Richtung wird von mächtigen jungtertiären Ablagerungen des Karpat und Baden in mariner Fazies erfüllt. Durch den allmählichen Rückzug des Meeres folgen von W nach E immer jüngere und limnisch-fluviatil geprägte Sedimente des Sarmat bis Pannon, die durch die Mur abgelagert wurden. Nach E. FABIANI (1978) kann man von S nach N folgendes Terrassenschema aufstellen: Auelandschaft, Niederterrasse (letzteiszeitliche Talfüllung), Helfbrunner Terrasse, Schweinsbachwald- und Rosenbergterrasse, höhere Terrassenreste des Altpleistozäns bzw. Pliozäns. Die beiden letztgenannten Terrassen sind bezüglich des Wasserhaushaltes des Unteren Murtales nicht relevant.

Die Quartärbasis wird von Sedimenten des Baden bis Pannon aufgebaut: im W besteht der Untergrund aus Sedimenten des Baden und weiter bis auf die Höhe von Radkersburg aus Sedimenten, die dem Sarmat zuzurechnen sind; von hier bis zur Staatsgrenze im E liegen dem Sarmat noch pannone Ablagerungen auf.

Als rezente Aue wird eine heute noch im aktiven Überschwemmungsbereich gelegene Rinnenlandschaft bezeichnet. An den Randzonen zur Würmterrasse treten häufig Vernässungen aufgrund des seichtliegenden Grundwassers auf. Örtlich sind sogar freie Grundwasseraustritte vorhanden. Die Gesamtmächtigkeit der quartären Ablagerungen der Auestufe liegt zwischen 9,1 m bei Unterpurkla und 3,8 m bei Mureck, wobei zumeist eine Zweigliederung in eine Deckschicht und einen Kieskörper vorhanden ist.

Großteils ist unter einer nur wenige Dezimeter mächtigen Mutterbodenschicht, eine minder durchlässige Deckschicht aus Feinsand bis schluffigem Feinsand vorhanden. Teils werden auch Schluffe mit unterschiedlichen Beimengungen beschrieben. Im Allgemeinen kann man von einer lockeren Lagerung dieser Feinklastika ausgehen. Die Mächtigkeit ist größeren Schwankungen unterworfen und liegt, ohne Berücksichtigung der Mutterbodenschicht zwischen 0 m und bis zu etwas über 3 m. Im Wesentlichen bestehen die wasserführenden Grobklastika der holozänen Auestufe aus Kiesen mit unterschiedlichen Sandanteilen und stellenweise auch mit geringen schluffigen Beimengungen. Die Mächtigkeit des Kieskörpers ist beträchtlichen Schwankungen unterworfen und reicht von knapp unter 2 m bis ca. 7 m. Die Maxima der Kiesmächtigkeiten zeichnen sich im Raum Radkersburg/Laafeld und um Mureck ab.

Der Abfall der Niederterrasse zur Au ist nicht überall eindeutig erkennbar, zwischen Unterpurkla und Hummersdorf setzt die Niederterrasse bis auf kleine Reste vollständig aus. Anhand von Bohrungen wurden Quartärgesamtmächtigkeiten zwischen 5,4 m und 10,4 m aufgeschlossen, wobei wiederum unter einer schluffig-sandigen Überlagerung ein Kieskörper, zumeist mit reichlich sandigen Beimengungen, vorhanden ist.

Der 2–2,5 km breite Streifen der Helfbrunner Terrasse erhebt sich mit zumeist scharfer Kante über die Niederterrasse. Am Terrassenabfall kommt es stellenweise zu Quellaus-

treten, welche die Lage des ausstreichenden Tertiärs markieren. Die Helfbrunner Terrasse ist durch einen gering mächtigen Kieskörper mit einer mehrere Meter mächtigen Lehmhaube charakterisiert. Die Schotter des Kieskörpers weisen einen hohen Verwitterungs- und Lösungsgrad auf. Sie sind karbonatfrei, reich an „Gesteinsleichen“ und zeichnen sich durch einen hohen Anteil an bindigem Material aus. Dementsprechend sind sie bezüglich ihrer Wasserführung gegenüber den Schottern der Niederterrasse nur von untergeordneter Bedeutung.

Neben der Ausbildung des Bodens hinsichtlich Wasserdurchlässigkeit und Speichervermögen hat auch die Mächtigkeit der ungesättigten Deckschichten einen starken Einfluss auf den zeitlichen Verlauf der Grundwasserneubildung und des Schadstoffeintrages in das Grundwasser aus infiltrierenden Niederschlagswässern.

Deutlich erkennbar ist der abnehmende Flurabstand von der Niederterrasse zum Auegebiet der Mur hin. Während auf großen Teilen der Niederterrasse die Flurabstände bei niederem Grundwasserstand durchaus in Bereichen von mehr als 3 m liegen, sind im Auebereich der Mur generell Werte kleiner 3 m anzutreffen. Im Raum Radkersburg – Sieldorf sind die Grundwassermächtigkeiten mit Werten zwischen 2 und 4 m auch im Murauebereich durchwegs um etwa 1–2 m höher. Im Raum Seibersdorf, südlich von Helfbrunn und südlich Halbenrain erreichen die Grundwassermächtigkeiten mit mehr als 7 m die höchsten Werte.

Die Strömungsrichtung des Grundwassers ist im östlichen Teil bis auf die Höhe von Mureck durch ein im Großen und Ganzen murparalleles Abströmen gekennzeichnet, wobei die Vorflutwirkung der Mur durch die großräumige Ausrichtung der Strömung auf die Mur hin dokumentiert wird.

## **5.2. Der Großparzellenversuch Wagna und dessen Bewirtschaftung (1987 bis 2003)** (G. FASTL & J. ROBIER)

### **5.2.1. Einleitung**

Der Feldversuch Wagna befindet sich im Grundwasserschongebiet des Leibnitzer Feldes. Das Ausgangsmaterial bildet eine silikatische Lockersedimentbraunerde auf sandig-schottrigem Terrassenmaterial. Der Tongehalt beträgt im Mittel 14,6% (Schwankung von 12,0 bis 17,8%), der Sandanteil 51,8% (Schwankung von 46,8 bis 55,2%). Der Humusgehalt schwankt zwischen 1,3 und 2,2%. Die Mächtigkeit reicht von 25 bis 150 cm und mehr. In Summe handelt es sich um leichte Böden mit geringem Wasserspeichervermögen. Das Versuchsfeld ist in sich sehr heterogen und es wechseln Trockenklemmen mit tiefgründigen Stellen im engen Raum.

### **5.2.2. Der landwirtschaftliche Versuch in Wagna**

#### **5.2.2.1. Fragestellung**

Welche pflanzenbaulichen Maßnahmen eignen sich zur Verminderung des Nitratreintrages in das Grundwasser? Welche Auswirkungen üben diese Maßnahmen auf den Ertrag aus?

Dabei wurden vier Düngungsvarianten in einer Körnermaismonokultur (Gülle und Mineraldüngung) und eine vierschlägige Fruchtfolge mit den Fruchtfolgegliedern Körnermais, Körnermais, Wintergetreide und Raps bzw. ab 1998 Ölkürbis untersucht.

#### **5.2.2.2. Versuchspläne und Bewirtschaftungsdaten**

Der Feldversuch in Wagna stellt einen langjährig geführten Großparzellenversuch (Parzellengröße 1000 m<sup>2</sup>) dar. Die Bewirtschaftung wird mit praxisüblichen Geräten

durchgeführt. Der Versuch besteht seit 1987, ab 1992 ist eine Lysimeteranlage integriert. Zwischen 1987 und 1997 wurde nach dem Versuchsplan 1 (Tab. 5.1) und zwischen 1998 und 2003 nach dem Versuchsplan 2 (Tab. 5.2) gearbeitet.

Tab. 5.1: Versuchsplan 1 (1987 bis 1997).  
Experiment 1 (1987 to 1997).

<b>Versuchsanlage:</b> mehrfaktoriell	
Parzellenzahl: 16 Varianten mit 2 Wiederholungen = 32 Parzellen	
Der Versuch besteht aus 4 Düngungsvarianten in der Körnermaismonokultur und 4 Varianten in Fruchtfolge. Diese 8 Varianten wurden mit 2 verschiedenen Bodenbearbeitungssystemen (konventionell und alternativ) bearbeitet.	
<b>Düngungsvarianten in einer Körnermaismonokultur (KM = Körnermais):</b>	
<i>Der Güllestickstoff wird als feldfallender Stickstoff (Gesamt N * 0,75) gerechnet.</i>	
KM1 in der Monokultur: verminderte mineralische Stickstoffdüngung	<b>120 kg N/ha</b>
60 kg N/ha aus Mineraldünger zum Anbau	
60 kg N/ha aus Mineraldünger	
Ende Mai/Anfang Juni	
KM2 in der Monokultur: mineralische Stickstoffdüngung	<b>180 kg N/ha</b>
60 kg N/ha aus Mineraldünger zum Anbau	
60 kg N/ha aus Mineraldünger im Mai	
60 kg N/ha aus Mineraldünger Anfang Juni	
KM3 in der Monokultur: Güllegabe mit Herbstgüllung	<b>180 kg N/ha</b>
60 kg N/ha als Schweinegülle im Herbst	
zur Strohrotte	
60 kg N/ha als Schweinegülle vor dem Anbau	
60 kg N/ha als Schweinegülle in den Bestand	
Anfang Juni	
KM4 in der Monokultur: Güllegabe im Frühjahr und Juni	<b>180 kg N/ha</b>
90 kg N/ha als Schweinegülle vor der Saat	
90 kg N/ha als Schweinegülle in den Bestand	
Anfang Juni	
<b>Fruchtfolgevarianten:</b>	
Körnermais (KM5) in der Fruchtfolge nach Sommerzwischenfrucht mit Leguminosenanteil	<b>120 kg N/ha</b>
60 kg N/ha als Schweinegülle vor der Saat	
60 kg N/ha als Schweinegülle in den Bestand	
Anfang Juni	
Körnermais (KM6) in der Fruchtfolge nach KM5	<b>180 kg N/ha</b>
Düngung wie KM3	
Wintergetreide	mit nachfolgendem Winterkörnerrapsanbau
60 kg N/ha aus Schweinegülle (Güllegabe im Herbst	
zum Anbau und im zeitigen Frühjahr),	
mineralische Ergänzung nach Beobachtung	
Winterkörnerraps	mit nachfolgender Sommerzwischenfrucht
mit Leguminosenanteil	
150 kg N/ha aus Schweinegülle (60 kg N/ha zum Anbau	
im Herbst und 90 kg N/ha im zeitigen Frühjahr),	
mineralische Ergänzung bis zu 180 kg N/ha	
<b>Konventionelle Bodenbearbeitung:</b> Herbstfurche mit Pflug und übliche Saatbeetbereitung.	
<b>Alternative Bodenbearbeitung:</b> Frühjahrsfurche mit üblicher Saatbeetbereitung großteils nach einer Gründücke bei Körnermais. Bei Getreide und Raps erfolgte die Bodenbearbeitung mit dem Grubber, danach wurde die Saat mit einer zapfwellenbetriebenen, rotierenden Taumelscheibenegge (Fa. Safental) und Drillmaschine in einem Arbeitsgang durchgeführt.	

Im Jahre 1998 wurde der Versuch grundsätzlich umgestellt. Im Versuchsplan 2 wurden weitere Maßnahmen zur Reduktion des Nitratreintrages verwirklicht. Die Maßnahmen sind: eine starke Reduzierung der Stickstoffdüngung, keine Leguminosen in den Zwischenfrüchten, winterharte Gründdecken in allen Varianten, keine Herbstgüllung, weder auf Gründdecken noch vor Wintergetreide, Frühjahrsfurche bei Mais und Kürbis. Zusätzlich werden diese Varianten mit einer Standardvariante verglichen, und ein Sollwertsystem sollte abgetestet werden.

Tab. 5.2: Versuchsplan 2 (1998 bis 2003).  
Experiment 2 (1998 to 2003).

<b>Versuchsanlage:</b> Parzellenzahl: 8 Varianten mit 4 Wiederholungen = 32 Parzellen		
<b>Düngungsvarianten in einer Körnermaismonokultur (KM = Körnermais):</b>		
<i>Der Güllestickstoff wird als feldfallender Stickstoff (Gesamt N * 0,75) gerechnet.</i>		
KM1 in der Monokultur:	Stickstoffdüngung nach der Empfehlung der landwirtschaftlichen Umweltberatung 50 kg N/ha als Schweinegülle vor der Saat 57 kg N/ha mineralisch zur Hacke Ende Mai/Anfang Juni	<b>107 kg N/ha</b>
KM2 in der Monokultur:	Stickstoffdüngung nach der Sollwertmethode 0–50 kg N/ha aus Mineraldünger zum Anbau je nach $N_{\min}$ -Gehalt im Boden 35 kg N/ha aus Mineraldünger im Mai 60 kg N/ha aus Mineraldünger Ende Mai/Anfang Juni	<b>(95)–145 kg N/ha</b>
KM3 in der Monokultur:	Standardvariante 70 kg N/ha als Schweinegülle vor der Saat 50 kg N/ha mineralisch zum Anbau 55 kg N/ha mineralisch zur Hacke Ende Mai/Anfang Juni	<b>175 kg N/ha</b>
KM4 in der Monokultur:	optimierte Gülleanwendung 50 kg N/ha als Schweinegülle vor der Saat 57 kg N/ha als Schweinegülle in den Bestand Ende Mai/Anfang Juni	<b>107 kg N/ha</b>
<b>Fruchtfolgevarianten:</b>		
Körnermais (KM5) in der Fruchtfolge nach Kürbis mit Untersaat	Düngung wie KM4	<b>107 kg N/ha</b>
Körnermais (KM6) in der Fruchtfolge nach KM5	Düngung wie KM4	<b>107 kg N/ha</b>
Wintergerste	mit nachfolgender Gründüngung ohne Leguminosen 50 kg N/ha aus Schweinegülle im Frühjahr mineralische Ergänzung nach Beobachtung	
Ölkürbis	mit Untersaat aus englischem Raygras 40 kg N/ha Gülle vor dem Anbau mineralische Ergänzung nach Beobachtung	
Ergänzung zu KM2: Da die gemessenen $N_{\min}$ -Gehalte im Boden knapp vor dem Anbau sehr gering waren, empfahl die Sollwertmethode immer eine Anbaudüngung mit der maximalen Menge von 50 kg N/ha. Aus der Sollwertvariante wurde daher in den sechs Jahren eine Variante mit mineralischer Stickstoffdüngung mit einer Düngung von 145 kg N/ha.		

### 5.2.2.3. Bewirtschaftungsintensitäten

Aufgrund der niedrigen Stickstoffgehaltswerte der Gülle in den Jahren 1992 bis 1997 kam es zu Abweichungen der gedüngten Stickstoffmenge in der Praxis im Vergleich zum Versuchsplan. Daher ergeben sich im Versuchsplan 1 zwei Phasen mit unterschiedlicher Stickstoffdüngungsintensität. Eine dritte Phase ergibt sich mit dem Versuchsplan 2:

Phase 1: Versuchsplan 1 1987 bis 1991: mittlere Düngung aller Varianten 178 kg N/ha  
(mittlere Stickstoffdüngung aller Körnermaisvarianten 184 kg N/ha),

Phase 2: Versuchsplan 1 1992 bis 1997: mittlere Stickstoffdüngung aller Varianten 140 kg N/ha  
(mittlere Stickstoffdüngung aller Körnermaisvarianten 137 kg N/ha),

Phase 3: Versuchsplan 2 1998 bis 2003: mittlere Stickstoffdüngung aller Varianten 122 kg N/ha  
(mittlere Stickstoffdüngung aller Körnermaisvarianten 128 kg N/ha).

In der Phase 1 und Phase 2 wurde jeweils in einzelnen Varianten eine Herbstgüllegabe verabreicht und ein Leguminosenanteil in der Sommerzwischenfrucht angebaut. In der Phase 3 wurde auf diese Maßnahmen verzichtet.

### 5.2.3. Ergebnisse

#### 5.2.3.1. Interpretation der Ertragsergebnisse Versuchsplan 1 (1987 bis 1997)

In den Jahren zwischen 1988 und 1997 ergab eine geminderte mineralische Stickstoffdüngung bei Körnermais (Vergleich zwischen KM1 – 120 kg N/ha und KM2 – 180 kg N/ha) einen gesicherten Minderertrag von 935 kg Kornertrag (Tab. 5.3). Die reine Gülledüngung bei Körnermais bringt im ersten Versuchsplan 1 (1988 bis 1997) bei nahezu gleicher Stickstoffdüngungshöhe gesicherte Mindererträge gegenüber der reinen mineralischen Stickstoffdüngung (Tab. 5.3 – Vergleich zwischen KM2 und KM3 oder KM4). Nach D. EBERDORFER (1998) bringt Körnermais in der Monokultur nach einer Herbstfurche im Vergleich zu einer Frühjahrsfurche signifikant höhere Erträge. Bei Körnermais in der Fruchtfolge trifft das nicht zu.

*Tab. 5.3: Ertragsergebnisse in kg/ha Kornertrag im Versuchsplan 1: Grenzdifferenz bei 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit für den Vergleich aller Körnermaisvarianten = 413 kg/ha\*\*; Grenzdifferenz bei 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit für den Vergleich von KM3 und KM6 (Mais in Monokultur und in Fruchtfolge) = 620 kg/ha\*\* (D. EBERDORFER, 1998).*

*Yield results of grain in kg/ha of experiment 1: least significant difference at the 5 % level for the comparison of all grain maize varieties = 413 kg/ha; least significant difference at the 5 % level for the comparison of KM3 and KM6 (maize in monoculture and crop rotation) = 620 kg/ha (D. EBERDORFER, 1998).*

Variante	KM1	KM2	KM3	KM4	KM5	KM6	Wintergetreide	Winter-raps
Durchschnitt 1988 bis 1997 konventionelle und alternative Bodenbearbeitung	8948	9883	8338	8707	8466	7881	4989	2024

#### 5.2.3.2. Interpretation der Ertragsergebnisse Versuchsplan 2 (1998 bis 2003)

Einen statistisch gesicherten Minderertrag von 462 kg bringt die Variante KM1 (107 kg N/ha) im Vergleich zur Variante KM3 (175 kg N/ha), beide wurden mit Gülle und Mineraldünger gemischt gedüngt. Körnermais in der Fruchtfolge hat bei gleicher

Düngung den gesichert höheren Ertrag (807 kg/ha) als Körnermais in der Monokultur (Tab. 5.4 – Vergleichsvarianten KM4 und KM6), allerdings verhält sich dieses Ertragsverhalten im Versuchsplan 1 (1987 bis 1997) genau umgekehrt (Vergleichsvarianten KM3 und KM6 – Tab. 5.3). Die Variante KM5 liegt im Ertragsniveau bei gleicher Düngung sogar um 1597 kg besser als KM4, was die gute Nachwirkung von Kürbis mit einer Untersaat unterstreicht (Tab. 5.4).

*Tab. 5.4: Ertragsergebnisse in kg/ha im Versuchsplan 2: Grenzdifferenz bei 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit für den Vergleich aller Körnermaisvarianten = 399 kg/ha\*\*; statistische Berechnungen mit PLABSTAT Version 20 (H. F. UTZ, 2001) von J. PFERSCHER (2006).  
Yield results of grain in kg/ha of experiment 2: least significant difference at the 5 % level for the comparison of all grain maize varieties = 399 kg/ha; statistic calculations with PLABSTAT version 20 (H. F. UTZ, 2001) done by J. PFERSCHER (2006).*

Varianten	KM1	KM2	KM3	KM4	KM5	KM6	Wintergerste	Ölkürbis
Durchschnitt 1998 bis 2003	8378	9086	8840	7331	8928	8138	4959	600

#### 5.2.4. Diskussion und Schlussfolgerungen

Bei Körnermais entspricht die Stickstoffdüngung in den Varianten mit reduzierter Stickstoffgabe dem Stickstoffentzug durch den Kornertrag. Dieser Zusammenhang lässt auf eine gute Grundwasserverträglichkeit schließen. Demnach sind die Varianten KM1, KM2 und KM4 grundwasserschonend, wobei die Variante KM2 an der Grenze liegt. Verschiedene Körnermaissorten sollten in weiteren Versuchen auf Stickstoffeffizienz geprüft werden. Die aktuellen Lysimeterergebnisse geben einen Hinweis darauf, dass bei Getreide und Raps weitere Untersuchungen im Interesse der Grundwasserverträglichkeit notwendig sind.

### 5.3. Der organisch-biologische Ackerbau und dessen versuchstechnische Umsetzung im Vergleich zur konventionellen ackerbaulichen Bewirtschaftung am Versuchsfeld Wagna (H. KÖSTENBAUER)

#### 5.3.1. Einleitung

##### 5.3.1.1. Grundsätze des biologischen Landbaus

Die Idee des Biolandbaus, Ressourcen zu schonen und Kreisläufe zu schließen zeigt, dass Grundwasserschutz auch ein Anliegen der Biobauern ist. Der Boden und vor allem das Bodenleben spielen dabei eine zentrale Rolle. Der Boden dient nicht nur zur Verankerung der Pflanzen, sondern ist mit all seinen Bestandteilen zentraler Transformator für die Pflanzenernährung. Nicht die Pflanze, sondern den Boden bzw. das Bodenleben düngen und mit Nährstoffen versorgen, lautet hier der Ansatz. Nährstoffe und vor allem Stickstoff können mit den zugelassenen Betriebsmitteln nicht exakt zum Zeitpunkt der Aufnahme durch die Pflanze zur Verfügung gestellt werden. Ziel ist es daher, über Umsetzungsprozesse im Boden der Pflanze dann die Nährstoffe zur Verfügung zu stellen, wenn Bedarf besteht.

Gerade der Stickstoffhaushalt im Boden läuft in vielen unterschiedlichen Prozessen ab. Bei großen Nährstoffaufnahmen durch die Wurzeln wird entsprechend einem Fließgleichgewicht organisch gebundener Stickstoff wieder in Ammonium und weiter zu Nitrat umgewandelt (Fig. 5.1), soweit die Umweltbedingungen dies erlauben. Für

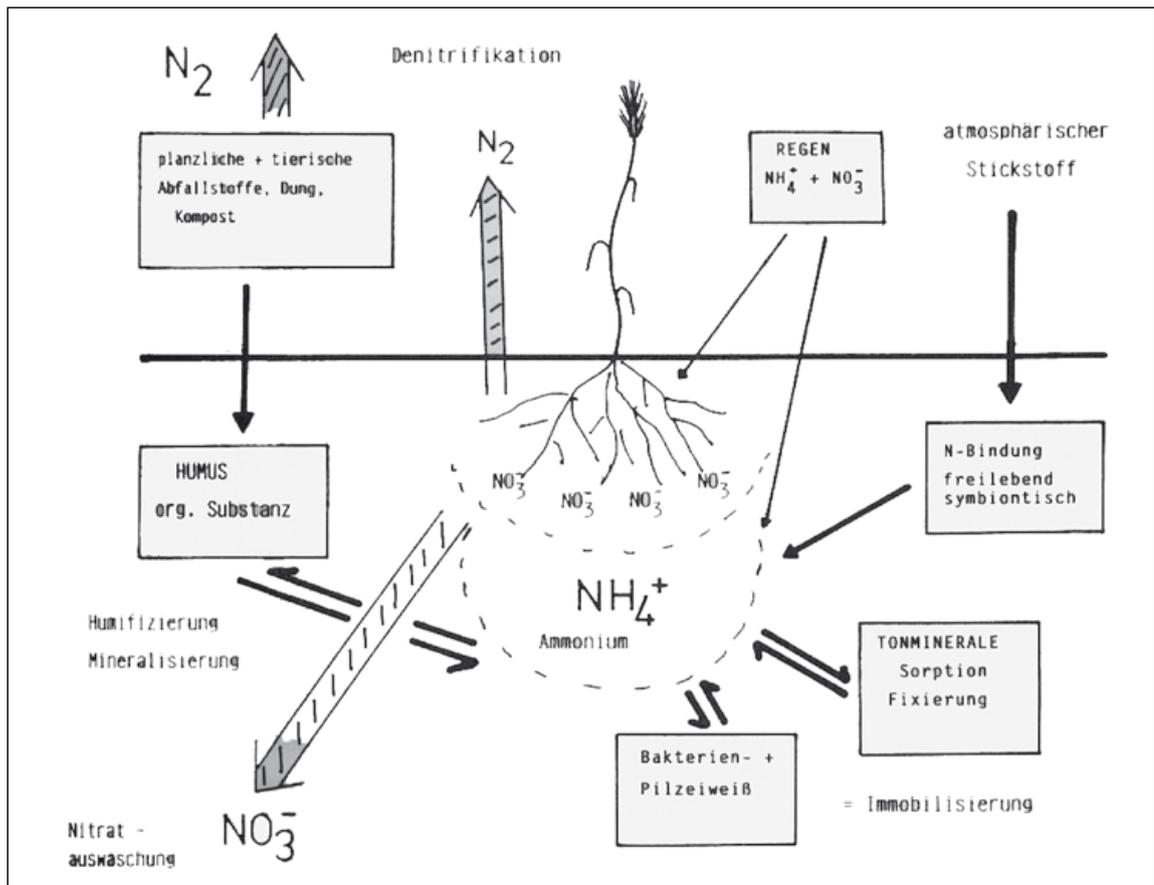


Fig. 5.1: Einflussfaktoren auf die Nitrat-Stickstoff-Verfügbarkeit für die Pflanze (E. SCHELLER, 1994).  
 Influence factors on the availability of nitrate-nitrogen for plants (E. SCHELLER, 1994).

diese Prozesse spielen Wasser- und Lufthaushalt im Boden eine große Rolle, daher ist die Bodenstruktur im Bioackerbau ein zentrales Element.

Neben der Struktur ist der Anteil an organischer Substanz im Boden dafür entscheidend, in welchem Umfang auswaschungsgefährdete Ionen wie Nitrat gebunden werden und damit verfügbar bleiben.

### 5.3.1.2. Chemisch synthetische Betriebsmittel

Im Sinne der Ressourcenschonung werden chemisch synthetische Dünge- und vor allem Pflanzenschutzmittel im Biobetrieb nicht verwendet. Damit besteht im Gegensatz zum konventionellen Landbau keine Gefahr, dass die ausgebrachten Wirkstoffe oder auch Metaboliten ins Grundwasser verfrachtet werden. Die erlaubten Pflanzenschutz- und Pflanzenstärkungsmittel sind natürlichen Ursprungs und zersetzen sich zumeist sehr rasch bzw. werden im Boden nicht verlagert.

## 5.3.2. Fruchtfolge als Schlüssel zum Erfolg

### 5.3.2.1. Unterscheidung der Fruchtfolgen der Varianten „Bio“ und „Konventionell“

Die Fruchtfolgen der beiden Varianten „Bio“ und „Konventionell“ unterscheiden sich nur in einem Jahr grundlegend. Während bei „Konventionell“ zweimal in Folge Körnermais angebaut wird, steht auf der biologischen Seite im ersten Jahr Luzerne (Tab. 5.5). Mit dieser Leguminose wird die grundsätzliche Stickstoffversorgung für die Folgefrüchte

geschaffen, es wird aber auch das Potential an Unkräutern stark reduziert. Konventionell wird zu jeder Kultur und dem erwarteten Ertragspotential versucht, exakt die benötigte Menge an Stickstoff zu düngen. Im Bioackerbau wird ein ganzheitlicher Ansatz verfolgt. Die Stickstoffbilanz muss über die vierjährige Fruchtfolge hinweg stimmen. Zum einen kann die tatsächliche Stickstofffixierung durch Luzerne und Zwischenfrüchte nur geschätzt werden. Zum anderen ist das Ertragsrisiko bei Bioflächen durch Unkräuter höher, sodass die Ertragsabschätzung noch unsicherer ist.

Tab. 5.5: Fruchtfolgen der Varianten „Bio“ und „Konventionell“.  
Crop rotations of the organic and conventional variants.

	Biologische Fruchtfolge	Konventionelle Fruchtfolge
1. Jahr	Luzerne	Körnermais Zwischenfrucht
2. Jahr	Körnermais	Körnermais
3. Jahr	Winterdinkel Untersaat von Weißklee	Wintergerste Zwischenfrucht
4. Jahr	Ölkürbis Untersaat von Luzerne	Ölkürbis Untersaat von Raygras

#### 5.3.2.2. Faktoren zur Minimierung der Auswaschungsgefahr bei Stickstoff

Der organisch gebundene Leguminosenstickstoff unterliegt erst der Verlagerung nach unten, wenn er zu Nitrat umgewandelt wird. Aktiv gefördert wird dieser Prozess durch intensive und tiefe Bearbeitung wie Pflügen. Zusätzlich spielen ausreichend Feuchtigkeit und hohe Temperaturen eine fördernde Rolle. Als Konsequenz gilt es, den Boden dann zu bearbeiten, wenn möglichst rasch mit einer Aufnahme des frei werdenden Nitrats durch die Pflanzen gerechnet werden kann, dabei aber dennoch eher seicht zu arbeiten, d. h. bis zu 10 cm Tiefe. In der Versuchsanlage erfolgt die Bearbeitung nach Luzerne erst zwei Wochen vor der Aussaat von Mais im April ohne Pflug (Fig. 5.2). Zu dieser Jahreszeit ist im Durchschnitt der Jahre bereits mit einem aufsteigenden Wasserstrom zu rechnen,

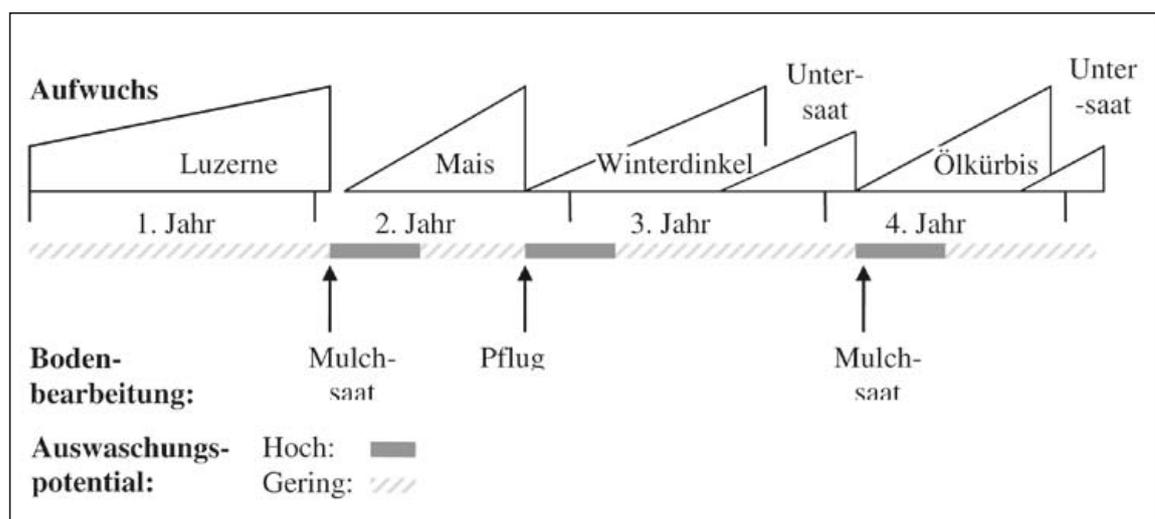


Fig. 5.2: Fruchtfolge, Bodenbearbeitung und Auswaschungspotential in der Biovariante.  
Crop rotation, tillage and potential leaching risks in the organic farming management system.

womit eine Verlagerung über den Wurzelraum hinaus gering ist. Für den Anbau von Ölkürbis gilt sinngemäß dasselbe wie bei Mais.

In der konventionellen Variante (Fig. 5.3) wird neben der aktiven Düngung mit Schweinegülle und Mineraldünger auch durch die typische tiefe Pflugfurche auf 25 cm Nitrat aus der organischen Substanz freigesetzt. Aufgrund der anfangs geringen Stickstoffaufnahme von Mais entsteht auch hier ein Auswaschungspotential. Dies ist umso höher, als durch die Gülle- und Düngergabe die Mineralisierung im Boden zusätzlich verstärkt wird. Das Stickstoffdüngenniveau orientiert sich am Gewässerschutz und ist als niedrig einzustufen.

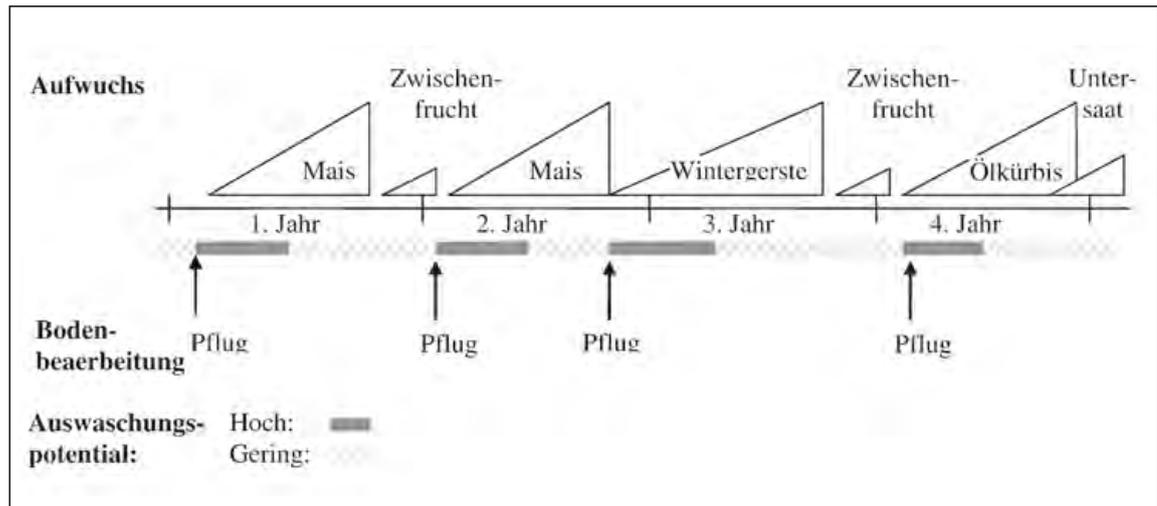


Fig. 5.3: Fruchtfolge, Bodenbearbeitung und Auswaschungspotential in der konventionellen Variante.  
Crop rotation, tillage and potential leaching risks in the conventional farming management system.

### 5.3.3. Arbeitshypothesen

#### 5.3.3.1. Bewirtschaftung des Lysimeters mit praxisüblichen Geräten

Die Konzeption der Lysimeter gestattet nach Abbau des obersten Ringes eine Grundbodenbearbeitung auf 25 cm Tiefe mit praxisüblichen Geräten. Beim Wiedereinsetzen des obersten Ringes ist Vorsicht geboten, um keine Strukturschäden zu hinterlassen. Alle weiteren mechanischen Maßnahmen wie seichte Bodenbearbeitung oder Saat erfolgen im Lysimeterring händisch, ansonsten maschinell. Auch alle Düngemaßnahmen können maschinell durchgeführt werden.

#### 5.3.3.2. Geringere Erträge und Stickstoffentzüge in der Biovariante

Die Erträge bei Körnermais und Getreide in der Variante „Bio“ liegen um bis zu 50 % unter jenen der konventionellen Variante, bei Ölkürbis gibt es geringere Unterschiede. Die Abfuhr an Stickstoff über das Erntegut übertrifft mit Ausnahme des Ölkürbisses in beiden Varianten die gedüngte Stickstoffmenge bzw. die rechnerische Stickstoffsammel-leistung der Leguminosen.

#### 5.3.3.3. Kein Einsatz von chemisch synthetischen Betriebsmitteln in der Biovariante

Der Verzicht auf Herbizide in der Biovariante bedingt vermehrten Maschineneinsatz und in den Randbereichen auch Handarbeit. Pestizide können auf der Biovariante systembedingt jedenfalls nicht ins Grundwasser gelangen.

## **5.4. Modellierung des Stickstoffaustrags aus der ungesättigten Zone am Versuchsfeld Wagna** (H. KUPFERSBERGER, J. FANK & G. FASTL)

### **5.4.1. Einleitung und methodische Vorgangsweise**

Die Intensivierung des Ackerbaus führte in den letzten Jahrzehnten im SE und E Österreichs zu Belastungen des Grundwassers mit Nährstoffen (vor allem Stickstoff) über den zulässigen Grenzwerten. Daher wurde in Wagna, südlich von Leibnitz, im Jahr 1987 ein Großparzellenversuch eingerichtet, um die Auswirkung unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Grundwasserqualitätssituation testen zu können. Die ab 1992 verfügbaren Messdaten an der Lysimeterstation Wagna ermöglichen die Kalibration eines Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodells, sodass der Einfluss von Feinbodenmächtigkeit, Bodenform und Bewirtschaftung auf die Grundwasserneubildung und den Stickstoffaustrag quantifiziert werden können.

Für die Ermittlung der flächenhaften Verteilung der Feinbodenmächtigkeit standen verschiedene Punktinformationen zur Verfügung, welche zu einem flächendeckenden Raster der Feinbodenmächtigkeit interpoliert und daraus relevante Klassen der Feinbodenmächtigkeit abgeleitet wurden. An den Standorten der Schürfe (W. BERG, 1999) und der Lysimeter wurden die einzelnen Bodenhorizonte hinsichtlich ihrer Mächtigkeit sowie ihrer bodenphysikalischen Parameter im Detail erhoben. Diese Punktdaten wurden als Primärinformation mit den Angaben über die flächenhafte Verteilung der Bodenformen aus der österreichischen Bodenkarte, der Finanzbodenschätzung sowie der Detailbodenkartierung (J. FANK, 1999) in Form einer neuen Bodenformenkarte mit acht unterschiedlichen Bodenformen harmonisiert.

Der Großparzellenversuch besteht aus 32 Parzellen mit je ca. 1000 m<sup>2</sup> Größe, auf denen von 1987 bis 1997 sechzehn unterschiedliche Bewirtschaftungsvarianten mit zweifacher Wiederholung gefahren wurden. Ziel war der Vergleich zwischen Maismonokultur und Fruchtfolgebewirtschaftung (mit 50 % Mais, Getreide und Raps) mit vier unterschiedlichen Düngungsvarianten (nur Mineraldüngung, Mineraldüngung mit Gülledüngung in der Brache, gleiche Verwendung von Mineral- und Gülledüngung, nur Gülledüngung). Bis 1992 lag das Düngenniveau bei etwa 180–200 kgN/ha/a. Für die Periode 1993 bis 1997 wurde der Düngeraufwand auf durchschnittlich weniger als 150 kgN/ha/a reduziert. Die Periode 1998 bis 2003 ist durch stark reduzierte Stickstoffmengen (zwischen 120 und 175 kgN/ha/a) geprägt. Kürbis wurde nur in dieser Periode angebaut. Unter Verwendung von ARC/GIS wurden die Information der Bewirtschaftung, der Bodenform und der Feinbodenmächtigkeit miteinander verschnitten. Daraus entstanden insgesamt 278 so genannte „Hydrotöpfe“, die homogene Flächen mit einer einmaligen Kombination dieser drei Parametereigenschaften darstellen (Fig. 5.4). Auf diese Hydrotöpfe wurden die Modelle SIMWASER (E. STENITZER, 1988) und STOTRASIM (F. FEICHTINGER, 1998) für den Zeitraum 1987 bis 2003 angewandt und Tageswerte der Grundwasserneubildung sowie die Nitratkonzentration des Sickerwassers berechnet.

### **5.4.2. Ergebnisse**

Aufgrund der relativ hohen Düngegaben im Zeitraum zwischen 1987 und 1998 konzentrieren sich die Auswertungen auf die Periode 1999 bis 2003. In diesem Zeitraum ergibt sich ein jährlicher Mittelwert der berechneten Grundwasserneubildung, gemittelt über alle Hydrotöpfe von 342 mm. Figur 5.5 zeigt die über alle Hydrotöpfe einer Bewirtschaftungsform flächengewichtete Summenlinie des Stickstoffaustrags. Es zeigt sich, dass

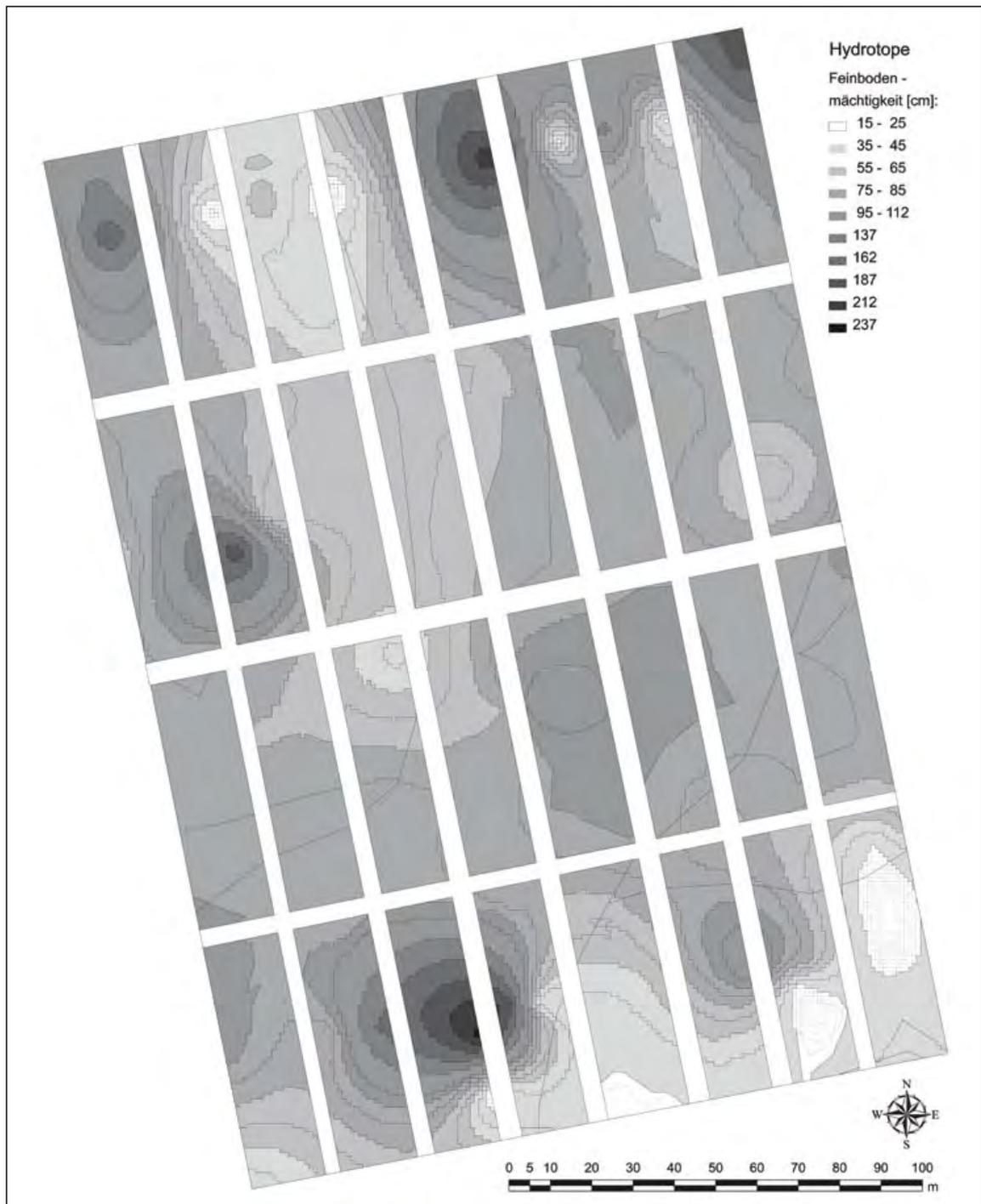


Fig. 5.4: Abgrenzung der Hydrotope und Verteilung der Feinbodenmächtigkeit am Versuchsfeld Wagna.  
 Delineation of hydrotopes and distribution of top soil thickness at the research site Wagna.

die Maismonokultur unabhängig von der Düngeart und der Düngemenge zu geringeren Stickstoffausträgen führt als die Fruchtfolgebewirtschaftung. Innerhalb der Maismonokultur ergibt sich bei der Gülledüngung der geringste (ca. 16 kg/ha/a) und bei der Mineraldüngung der höchste Stickstoffaustrag (ca. 34 kgN/ha/a). Dieser Wert liegt trotz 64 % höherer Düngegabe nur wenig niedriger als der Mittelwert des Stickstoffaustrags für die Fruchtfolgebewirtschaftung. Bei der Mittelung über alle Bodenformen und Fein-

bodenmächtigkeiten lässt sich für die Fruchtfolgevarianten keine eindeutige Beziehung zwischen der Höhe des Stickstoffaustrags und der Anzahl einzelner Früchte erkennen.

Aus weiteren Auswertungen ist deutlich zu erkennen, dass der alleinige Anbau von Körnermais unabhängig von der Düngeart zu einem im Durchschnitt 30% geringerem Stickstoffaustrag führt als die Anwendung der verschiedenen Fruchtfolgen. Dies ist ein überraschendes Ergebnis, da Maismonokultur mit Mineraldüngung bzw. mit Gülledüngung in die Brache und Mineraldüngung in den Bestand deutlich höhere Düngegaben als die Fruchtfolgen aufweisen. Bei der Auswertung der Rangordnungen der Bodenformen (bester Rang bei geringstem Stickstoffaustrag) bei gleicher Bewirtschaftung ergeben sich deutliche Unterschiede zwischen einzelnen Bodenformen, was durch verschiedene Sandanteile im Verhältnis zum Ton- und Schluffanteil erklärt werden kann.

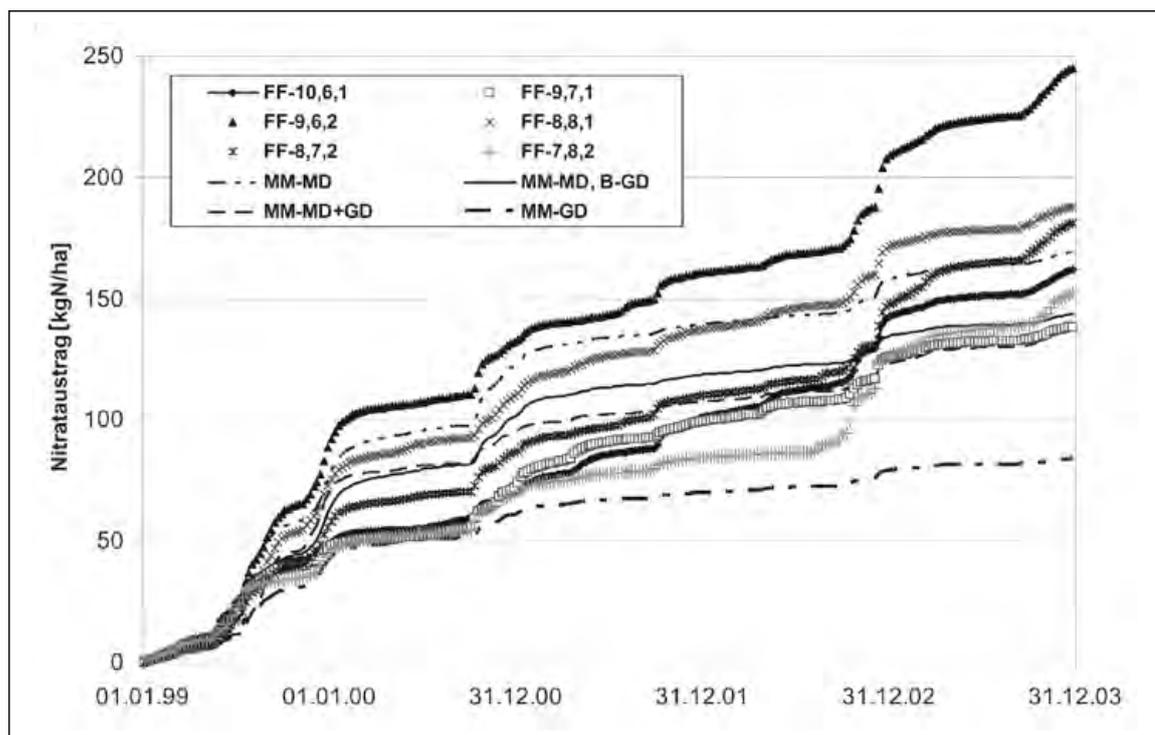


Fig. 5.5: Flächengewichtete Summenlinie des Nitrataustrags über alle Hydrotupe einer Bewirtschaftungsform. FF – Fruchtfolge mit Zahlenangabe zur Häufigkeit des Anbaus von Mais, Gerste/Weizen und Kürbis, MM – Maismonokultur mit Angaben zur Düngeart (MD: Mineraldüngung, GD: Gülledüngung, B-GD: Gülledüngung in Brache).

Area weighted cumulative nitrate leachate considering all hydrotopes of a cultivation variant. FF – crop rotation with numbers indicating frequency of growing corn, barley/wheat and pumpkin, MM – corn monoculture with specification of fertiliser (MD: mineral fertiliser, GD: animal manure, B-GD: animal manure during fallow ground).

### 5.4.3. Diskussion

Obwohl der Großparzellenversuch nur eine Fläche von insgesamt ca. 3,5 ha umfasst, variiert die Feinbodenmächtigkeit um mehr als den Faktor 10 und es lassen sich acht unterschiedliche Bodenformen voneinander unterscheiden. In der Regel stehen nicht so viele Teilm Informationen zur Verfügung. So enthält die österreichische Bodenkarte am Standort Wagner nur zwei verschiedene Bodenformen. Betrachtet man die Auswertungen über einzelne Parzellen bzw. über alle Hydrotupe einer Bewirtschaftungsvariante, so erkennt man eine Vari-

abilität beim Stickstoffaustrag um den Faktor 3. Aus weiteren Ergebnissen lässt sich folgern, dass bei gleicher Düngegabe unter Feldern mit Maismonokultur weniger Stickstoff als bei Fruchtfolgebewirtschaftung in das Sickerwasser abgegeben wird. Bei gleicher Fruchtfolgebewirtschaftung und Feinbodenmächtigkeit kann der Stickstoffaustrag je nach Bodenform um bis zu 50 % variieren. Die Feinbodenmächtigkeit scheint gegenüber den beiden Variablen Bewirtschaftung und Bodenform von untergeordneter Bedeutung bezüglich der Auswirkungen auf den Stickstoffaustrag zu sein. Eine annähernde Verdreifachung der Feinbodenmächtigkeit (von 35 auf 115 cm) bewirkt lediglich eine Reduktion des Stickstoffaustrags um 37 %.

Bei der Evaluierung von Maßnahmen in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten ergibt sich somit die Notwendigkeit, mit vertretbarem Aufwand Detailkenntnisse hinsichtlich Bodenform und Feinbodenmächtigkeit zu gewinnen. Hauptaugenmerk wird aber auch in Zukunft auf einer Verbesserung des Düngermanagements in Kombination mit der angebauten Frucht liegen müssen, da somit ein deutlicher Rückgang der Nitratkonzentration im Sickerwasser bewirkt werden kann. Aufgrund der geringen Stickstoffaustragsraten scheint bei Mais die Gülledüngung grundwasserverträglich zu sein. Des Weiteren ist die pflanzenphysiologische Wirkung des Stickstoffanteils in der Gülledüngung im Vergleich zur Mineraldüngung genauer zu untersuchen, um die diesbezüglichen Unterschiede beim Stickstoffaustrag besser verstehen zu können. Für die Düngeperiode ab 1999 ergeben sich Sickerwasserkonzentrationen von Nitrat in der Größenordnung von 50 mg/l (J. FANK et al., 2006). Für die Beurteilung der Nitratkonzentration im Grundwasser ist zusätzlich zu diesen Größen die Menge des Grundwasserzustroms sowie die Zustromkonzentration von grundlegender Bedeutung. Für eine endgültige Bewertung der Grundwasserverträglichkeit der reduzierten Düngegaben über die Nitratkonzentrationen im Grundwasser reicht der simulierte Zeitraum zwischen 1999 und 2003 noch nicht aus, da die Verweilzeit des Niederschlagswassers in der ungesättigten Zone ca. drei Jahre beträgt.

#### **5.4.4. Schlussfolgerungen**

Simulationsrechnungen des Stickstoffaustrags über einen 17-jährigen Zeitraum unter einer ca. 3,5 ha großen landwirtschaftlichen Versuchsfläche haben gezeigt, dass Kombinationen aus Feinbodenmächtigkeit, Bodenform und Bewirtschaftung eine große Variabilität (bis zum Faktor 3) aufweisen. Als maßgebliche Einflussgröße hat sich dabei die Höhe und Art der Düngegabe in Zusammenhang mit der Fruchtfolge erwiesen. Der geringste Stickstoffaustrag ergibt sich für Maismonokultur mit Gülledüngung. Eine alternierende Bewirtschaftung zwischen Mais und Gerste, Weizen oder Kürbis hat keinen geringeren Stickstoffaustrag ergeben. Bedingt durch die Bodenform kann sich ein Unterschied beim Stickstoffaustrag von bis zu 50 % ergeben, wohingegen der Einfluss der Feinbodenmächtigkeit eher untergeordnet zu sein scheint. In Kombination mit dem erzielten Ertrag ist zu untersuchen, inwieweit die Düngemittelgabe im Sinne der Minimierung des Stickstoffaustrags ins Grundwasser weiter reduziert werden kann.

### **5.5. Ableitung von grundwasserverträglichen ackerbaulichen Bewirtschaftungsweisen aus Modell-Simulationsrechnungen am Versuchsfeld Wagna (J. FANK & Ch. LANTHALER)**

#### **5.5.1. Einleitung und Problemstellung**

Aufgrund der Belastung des Grundwassers aus der ackerbaulichen Bewirtschaftung vor allem mit Nitrat werden seit langem grundwasserverträgliche Bewirtschaftungsformen gesucht. Dazu wurden landwirtschaftliche Versuche angelegt, an denen die Auswirkung un-

terschiedlicher Düngerrhöhen auf die Ertragsituation und in Verbindung mit Lysimeteruntersuchungen auch auf die Auswaschung von Nährstoffen in das Grundwasser untersucht wurde. Die zum Teil beträchtlichen Verweilzeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone (bis zu mehreren Jahrzehnten) lassen gesicherte Aussagen aber nur nach extrem langen Versuchsanstellungen zu, sodass entsprechende Messergebnisse de facto nicht existieren. Deshalb werden Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodelle eingesetzt, um Prognosen über die Austragsrisiken und Erträge von Szenarien mit unterschiedlichen Kulturarten und deren Bewirtschaftung in Abhängigkeit von Boden und Witterung zu erstellen.

Am Versuchsfeld Wagna (Steiermark, Österreich) werden seit 1987 ackerbauliche Versuche mit insgesamt acht Fruchtfolgen durchgeführt, die in mehrjährigen Versuchszeiträumen durch unterschiedliche Fruchtfolgeglieder und differenzierte Stickstoffdüngenniveaus gekennzeichnet waren (J. FANK et al., 2006). Ein Schwerpunkt der Untersuchungen lag auf der Auswirkung von Düngung mittels Schweinegülle und/oder Mineraldünger auf die Ertragsituation bei Körnermaisbau und bei von Mais dominierten Fruchtfolgen.

An der in den Versuch integrierten Lysimeteranlage wurden in zwei Versuchspartzen die Auswirkung der landwirtschaftlichen Maßnahmen auf das seichtliegende Grundwasser analysiert (J. FANK, 1999). Unter Verwendung dieser Messdaten konnten die beiden Modelle SIMWASER (E. STENITZER, 1988) und STOTRASIM (F. FEICHTINGER, 1998) standortspezifisch kalibriert werden (J. FANK et al., 2004).

In diesem Zusammenhang ist zuallererst die Frage „Was ist eine grundwasserschonende Ackerbewirtschaftung?“ zu diskutieren. Wie die Auswertungen in Kap. 4.4. zeigen, ist die Nitratkonzentration im Grundwasser ein Ergebnis der komplexen Wechselwirkung zwischen Atmosphäre, Boden, Pflanze, Wasser- und Stofftransport in der ungesättigten Zone und im Grundwasser selbst. Aufgrund der in Boden und Pflanze ablaufenden Prozesse in Abhängigkeit von der Wasser- und Stickstoffdüngerezufuhr ist gerade bei rasch reagierenden, gut durchlässigen und seichtgründigen Böden die dauernde Einhaltung des Trinkwassergrenzwertes für Nitrat im Sickerwasser (50 mg/l) nicht möglich. Perioden höherer Austragskonzentrationen folgen Zeiträume mit niedrigen Austragsfrachten. Zudem ist die Nitratbelastung des Grundwassers aus dem Sickerwasser stark von der Grundwasserneubildung abhängig, sodass für deren Bewertung jedenfalls Stickstofffrachten heranzuziehen sind. Andererseits ist die Nitratkonzentration im Grundwasser wesentlich von der Nitratbelastung des Grundwasserzustroms beeinflusst. In dieser Arbeit werden als grundwasserverträglich jene Varianten betrachtet, bei denen die Stickstoffaustragsfrachten aus der ungesättigten Zone im mehrjährigen Mittel zu einer Nitratkonzentration  $\leq 50$  mg/l führen.

### 5.5.2. Daten und Auswertemethoden

Am Versuchsfeld Wagna wurden insgesamt acht Profilgruben erschlossen und für die einzelnen Horizonte der angetroffenen Böden ungestörte Zylinderproben entnommen und die hydraulischen Bodenkennwerte (pF-Kurven und Ku-Kurven) im Labor erhoben. Die Lage der Profilgruben (Pr 1 bis Pr 7) ist in Fig. 5.6 dargestellt. Desgleichen sind dort auch die Lage der Lysimeterstation und die Berandung des Versuchsfeldes im Vergleich zu den Bodenformen der Finanzbodenschätzreinkarte ersichtlich. Durch Verschneiden der Versuchspartzen mit den Nutzungsinformationen und den Bodeninformationen basierend auf den Ergebnissen der Profilgrubenerhebung unter Berücksichtigung der Bodenformengrenzen nach der Manskriptkarte der Österreichischen Bodenkartierung (W. SCHNEIDER et al., 2001) sowie der Grenzen der Bodenformen der Finanzbodenschätzung (J. WAGNER, 2001) wurden auf den Versuchsflächen (ohne Fahrgassen und Grünstreifen) insgesamt 278 Hydrotopen (Flächen in sich homogener Boden- und Nutzungseigenschaften – siehe auch Kap. 5.4.) abgeleitet. Auf

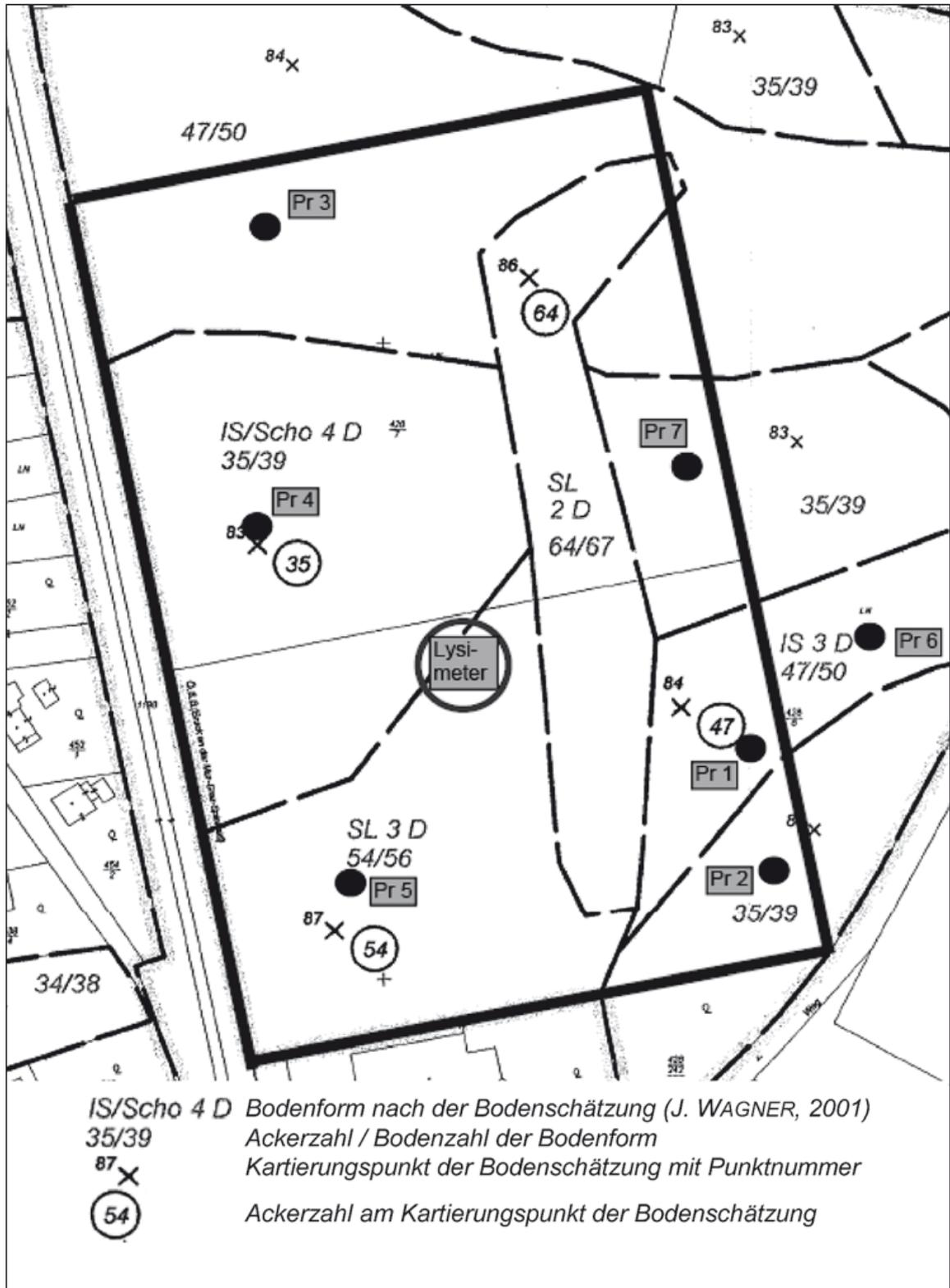


Fig. 5.6: Finanzbodenschätzung – Reinkarte (J. WAGNER, 2001) des Versuchsfeldes Wagner mit den Profilstellen Pr 1 bis Pr 7, der Lage des Lysimeterstandortes und der Umgrenzung des Großparzellenversuchs Wagner.  
 Soil map (J. WAGNER, 2001) of the agricultural test field Wagner with soil profiles Pr 1 to Pr 7, the lysimeter station and the border of test area.

Basis der Wetterdaten der meteorologischen Station Leibnitz der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik für den Zeitraum 1987 bis 1991 und den Wetterdaten der Station Wagna von 1992 bis 2003 wurden die Modelle SIMWASER und STOTRASIM für die angeführten Hydrotupe verwendet, um täglich die ober- und unterirdische Trockenmassebildung, die Grundwasserneubildung und den Stickstoffaustrag aus der ungesättigten Zone in Richtung Grundwasser zu berechnen. Die Stickstofffrachten wurden für jene Profiltiefe berechnet, an denen der Grundwasserspiegel des jeweiligen Tages zu liegen kam.

Aufgrund der Nachwirkungen von Vorkulturen und der Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone sind auch exakte Messungen von Ertrag und Stickstoffaustrag in das Grundwasser in einem Zeitraum von nur wenigen Jahren zu kurzfristig, um gesicherte Aussagen über die Auswirkung von unterschiedlichen Maßnahmen an der Oberfläche auf die Grundwassersituation treffen zu können. Zudem sind die Ergebnisse derartiger Messungen immer von den aktuell in der Beobachtungsperiode herrschenden Witterungsbedingungen abhängig. Des Weiteren beeinflussen gerade bei den vorliegenden Inhomogenitäten auch bei einer vierfachen Wiederholung der Versuchsflächen unterschiedliche Bodenverhältnisse das Messergebnis.

Wenn mittels derartiger Messungen gut kalibrierte Modelle des Bodenwasserhaushalts und des Stickstofftransportes in der ungesättigten Zone verfügbar sind, ist es möglich, mit Hilfe dieser Modelle über Langzeit-Simulationsrechnungen einzelne Szenarien der Bewirtschaftung zeitgleich für alle Versuchsflächen zu modellieren und somit die Einflüsse unterschiedlicher Vorfruchtkulturen, unterschiedlicher Böden und unterschiedlicher Witterungsverhältnissen auf das Ergebnis zu minimieren.

Für die Szenariorechnungen wurde seitens der Nutzung für alle Hydrotupe Maisanbau in Monokultur mit winterharter Gründecke ohne Verwendung von Leguminosen, keine Herbstdüngung und Umbruch der Gründecke im Frühjahr mittels Pflug angesetzt. Sowohl die Düngehöhe als auch die Aufteilung in Teilgaben wurden entsprechend dem Versuchsplan (siehe Kap. 5.2./Tab. 5.2, KM1–KM4) angenommen.

Die Berechnung wurde für den Zeitraum 1987 bis 2003 durchgeführt, die Auswertung der Ergebnisse erfolgte für den Zeitraum 1993 bis 2003, um einen ausreichend langen Zeitraum für die Stabilisierung der Modellrechnung zu gewährleisten. In weiterer Folge wurden die Ergebnisse flächengewichtet für die einzelnen Versuchsfelder, die einzelnen Bodenformen und die Bodenformen der Finanzbodenschätzung sowie für das gesamte Versuchsfeld zusammengefasst und Jahressummen- bzw. Jahresmittelwerte der einzelnen Parameter ermittelt.

Die berechneten Summen der Trockenmassebildung wurden über gemessene Ertragszahlen in den einzelnen Parzellen und an den Lysimeterstandorten in berechnete Mais-Kornertragszahlen umgerechnet.

### **5.5.3. Ergebnisse**

Die Ergebnisse der Simulationsrechnungen für das gesamte Versuchsfeld Wagna, erarbeitet durch flächengewichtete Summierung der Ergebnisse der Hydrotopberechnungen für die einzelnen Simulationsvarianten im angeführten Auswertzeitraum 1993 bis 2003 sind in Tab. 5.6 zusammengefasst.

Nach den Berechnungen liegt die Grundwasserneubildung gemittelt über das Versuchsfeld Wagna bei einer Nutzung mit Mais in Monokultur im Zeitraum 1993 bis 2003 bei 344 mm. Die Düngehöhe hat unter den gegebenen Verhältnissen darauf praktisch keinen Einfluss. Der grundwasserverträgliche Stickstoffaustrag, d.h. jene ausgetragene Stickstoffmenge, die zu keiner Überschreitung des Trinkwassergrenzwertes von 50 mg/l im Sickerwasser führt, liegt im Mittel bei einer zulässigen Jahresstickstofffracht von 39 kg/ha.

Tab. 5.6: Berechnete Szenarien in einer Maismonokultur (KM = Körnermais) mit aufgebrauchten Düngemengen, Nitratkonzentration im Sickerwasser, Trockenmasse- und Ertragsmengen.  
*Calculated scenarios with fertiliser amount, dry material and yield.*

Szenarium	N-Dünger [kg/ha/a]	NO <sub>3</sub> [mg/l]	Trockenmasse [kg/ha/a]	Ertrag [kg/ha/a]
KM1	107	38	14 794	8113
KM4	107	35	13 480	7393
KM2	145	44	16 568	9086
KM3	175	81	17 150	9405

Demnach sind im Mittel die Versuchsvarianten KM1, KM2 und KM4 unter den Boden- und Witterungsbedingungen des Versuchsfeldes Wagna als grundwasserverträglich, die Düngemengen der Variante KM3 als nicht grundwasserverträglich einzustufen.

In Tab. 5.7 sind die mittleren Nitratkonzentrationen des Sickerwassers aus den einzelnen Bodenformen der Finanzbodenschätzung für die berechneten Szenarien des Versuchsfeldes Wagna zusammengefasst. Aus diesen Ergebnissen ist klar ersichtlich, dass die Varianten KM1 und KM4 an allen Bodenformen und die Variante KM2 an allen Bodenformen mit Ausnahme des Bodens IS 3 D 47/50 als grundwasserverträglich eingestuft werden können.

Tab. 5.7: Berechnete Szenarien in einer Maismonokultur (KM = Körnermais) mit den mittleren Nitratkonzentrationen des Sickerwassers der Auswerteperiode 1993 bis 2003 aus den einzelnen Bodenformen der Finanzbodenschätzung (J. WAGNER, 2001) am Versuchsfeld Wagna.  
*Calculated scenarios and mean nitrate concentration in seepage water of the different soil formations (J. WAGNER, 2001) at test field Wagna (evaluation period 1993 to 2003).*

Szenarium	NO <sub>3</sub> [mg/l] IS 3 D 47/50	NO <sub>3</sub> [mg/l] SL 2 D 64/67	NO <sub>3</sub> [mg/l] SL 3 D 54/56	NO <sub>3</sub> [mg/l] IS Scho 4 D 35/39
KM1	45	34	38	35
KM4	41	32	35	33
KM2	52	39	43	41
KM3	92	74	79	78

#### 5.5.4. Diskussion und Schlussfolgerungen

Für seichtgründige Standorte unter den Klimabedingungen des Murtales ist eine grundwasserverträgliche ackerbauliche Nutzung durch Maisanbau möglich:

- bei Jahresstickstoffgaben von 115 kgN/ha unabhängig von der Düngelform (mineralisch oder in Form von Schweinegülle),
- bei einer Aufteilung der Düngemenge von 50 % zum Anbau (vor der Saat) und 50 % in den Bestand,
- bei Verzicht auf eine Herstdüngung,
- bei Anlage einer winterharten Gründedecke ohne Leguminosen mit Umbruch im Frühjahr.

Bei dieser Kulturführung liegen die standörtlichen Mais-Ernteerträge bei etwa 8300 kg/ha/a. Der begrenzende Faktor für die Ertragsentwicklung ist vor allem in Jahren mit ge-

ringem Wasserangebot in der Hauptwachstumsperiode die verfügbare Wassermenge und nicht das Stickstoffangebot. Die der Berechnung zugrunde liegenden Düngemengen entsprechen den Düngeempfehlungen nach den Richtlinien für die sachgerechte Düngung (BMLFU, 2006). Dabei ist aufgrund der Untersuchungsergebnisse am Versuchsfeld die Ertragslage für Körnermais als Mittel (6–10 t/ha) anzuschätzen. Die Empfehlunggrundlage für die Düngerbemessung von 120 bis 140 kg/ha/a deckt sich beim Lysimeterstandort am Versuchsfeld Wagna auch mit den gemessenen Entzugszahlen des Jahres 2006: In den Maiskörnern wurde bei einem Ertrag von etwa 9000 kg/ha eine Stickstoffmenge von 137 kg/ha gemessen.

Wesentlich sind auf den seichtgründigen hoch nitrataustragsgefährdeten Böden jedoch die unbedingte Einhaltung der standörtlich bestimmten Stickstoffobergrenzen und deren effiziente Kontrolle. Wie in Fig. 5.7 dargestellt, steigt der zu erwartende Maisertrag am Standort des Versuchsfeldes Wagna bei einer Erhöhung der Stickstoffdünger-Jahresgabe von 145 kgN/ha auf 175 kgN/ha um weniger als 500 kg an. Gleichzeitig ist aber im Mittel des Versuchsfeldes mit einem Anstieg der Nitratkonzentration im Sickerwasser von 42 mg/l auf 81 mg/l zu rechnen.

Klar ersichtlich ist auch, dass unter gegebenen Witterungsbedingungen bei Maisanbau jeder Boden eine maximale grundwasserverträgliche Jahresstickstoff-Düngemenge verträgt: Bei sehr seichtgründigen, leichten Böden überschreitet die mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser den Trinkwassergrenzwert bereits bei 115 kg/ha, bei mittelgründigen Böden wird der Nitrat-Trinkwassergrenzwert erst bei einer Jahresstickstoff-Düngemenge von 160 kg/ha erreicht.

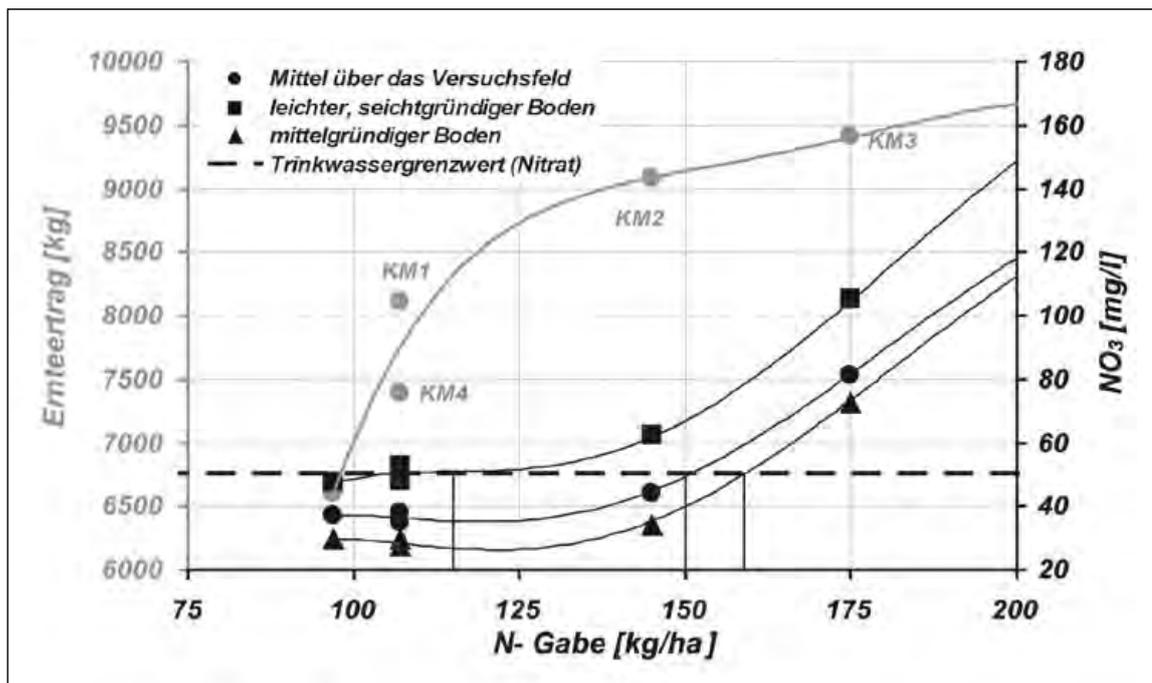


Fig. 5.7: Ertragsersparung für Körnermais in Abhängigkeit von der Jahresstickstoff-Düngemenge und zu erwartende mittlere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in Relation zum Trinkwassergrenzwert (50 mg/l) im Mittel über das Versuchsfeld sowie für einen seichtgründigen und mittelgründigen Boden.

Expected yield for maize depending on fertiliser amount. Expected mean nitrate concentration in seepage water in relation to the permitted value in drinking water as a mean for the test field and for two different soil formations.

## 5.6. A Climate Change Scenario for Southern and Eastern Styria and Potential Impacts on Water Availability (A. GOBIET, A. DALLA-VIA, F. PRETTENTHALER & H. TRUHETZ)

### 5.6.1. Introduction

Global general circulation models (GCMs) are capable to describe the large scale (“continental” scale) characteristics of the global climate system and its future evolution reasonably well (e.g. J. T. HOUGHTON et al., 2001) but they do not provide enough spatial detail required for investigation of (local) hydrological impacts of climate change. Regional climate models (RCMs) have been increasingly applied to obtain finer resolved information by “nesting” them into the coarse GCMs (e.g. F. GIORGI & L. O. MEARNs, 1999, Y. WANG et al., 2004). The key mechanisms of this technique, also referred to as dynamical downscaling, are to add regional climate forcing (e.g. complex orography, detailed land-sea distribution, land use patterns) that are not resolved in GCMs and to explicitly simulate fine-scale dynamics of the atmosphere which significantly improves, e.g. the representation of precipitation in the model. Currently, RCMs are predominately operated on grids with 25–50 km horizontal grid spacing (e.g. C. D. HEWITT & D. J. GRIGGS, 2004, J. H. CHRISTENSEN et al., 2007). Since this resolution is, particularly in the complex Alpine region, still too coarse for the needs of most climate impact studies, the Austrian project “Research for Climate Protection: Model Run Evaluation” (reclip:more, W. LOIBL & RECLIP:MORE TEAM, 2006, <http://systemsresearch.arcs.ac.at/SE/projects/reclip/>) creates and evaluates regional climate scenarios for the greater Alpine region on a 10 km lattice using two RCMs: ALADIN (<http://www.cnrm.meteo.fr/aladin>) and MM5 (J. DUDHIA, 1993). The resulting scenarios are unique by covering the entire greater Alpine region in unprecedented fine resolution and are, besides their general aim to adequately describe climate and climate change in this orographically complex area, particularly targeted to provide suitable input for climate impact research. In chap. 5.6.2. the creation of one of the two reclip:more climate scenarios is described. In chap. 5.6.3. the results of the simulation are presented and in chap. 5.6.4. a first application of this dataset for the investigation of impacts of climate change on the water supply in south-eastern Styria is discussed.

### 5.6.2. Model Setup

The simulation was performed using the limited area model MM5 forced with lateral boundary conditions (LBCs) from coarse global models (~120 km grid spacing). The coarse resolution LBCs (~120 km grid spacing) first were refined with MM5 to an intermediate 30 km grid covering most of Europe (Fig. 5.8, upper panel) and subsequently to a high resolution 10 km grid covering the greater Alpine region (Fig. 5.8, lower panel). More details about the model setup can be found in A. GOBIET et al. (2006). Three different simulations, each covering one decade, were performed:

1. a hindcast simulation using “perfect” LBCs (as close to the actual state of the atmosphere as possible) from the ERA-40 reanalysis (S. UPPALA et al., 2004) for the decade 1981 to 1990 for evaluation purposes,
2. a climate scenario simulation using LBCs from the GCM ECHAM5 (E. ROECKNER et al., 2003) (IS92a greenhouse gas emission scenario, J. LEGGETT et al., 1992) for the decade 2041 to 2050,
3. a control simulation using LBCs from ECHAM5 for the decade 1981 to 1990 (observed greenhouse gas concentrations) as reference.

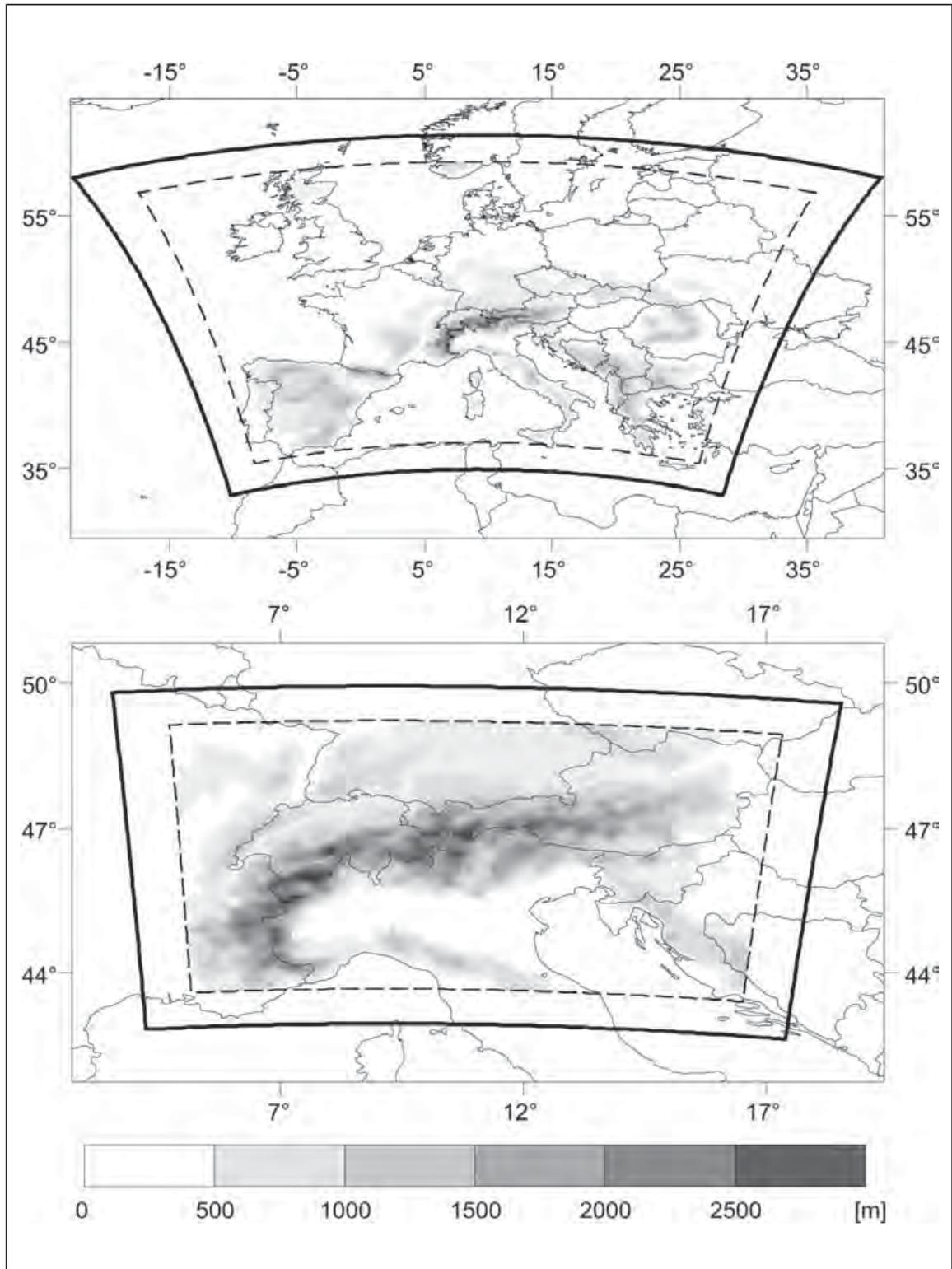


Fig. 5.8: Spatial MM5 setup. Upper panel: intermediate model domain (30 km×30 km grid spacing). Lower panel: high resolution model domain (10 km×10 km grid spacing). The grey scales indicate the model orography.

Räumliche MM5 Konfiguration. Obere Abbildung: Modellgebiet 1 (30 km×30 km Gitterpunktsabstand). Untere Abbildung: Modellgebiet 2 (10 km×10 km Gitterpunktsabstand). Die grauen Schattierungen zeigen die Modell-Orographie.

Only differences between the control and scenario simulation are interpreted which reduces the effect of systematic model errors and increases the reliability of the results. For the use in climate impact research this climate change scenario has to be superimposed on observational datasets.

### 5.6.3. Model Evaluation, Uncertainty, and Expected Future Climate Change

The evaluation of the hindcast simulation is only briefly addressed here (more details are given in A. GOBIET et al., 2006). In summer, MM5 has a cold bias of up to 2 °C. This bias is not expected to severely influence the temperature climate change signal which is derived from the difference between the control and the scenario simulation, and the evaluation shows that it has no negative interference on the simulated precipitation which shows a very small annual mean bias of 0.1 mm/day and only few larger biases in regional and seasonal details. The climate change signals shown in fig. 5.9 represent the expected annual mean changes of temperature (upper panel) and precipitation (lower panel) in the Alpine area during 60 years starting with the 1980s.

It has to be emphasised that this simulated climate change signal is only one single realisation of a range of possible outcomes and is affected by several uncertainties ranging from the natural climate variability, over uncertainties in the emission scenario, to model deficiencies. We do not know in detail where in the overall uncertainty range the result of our simulation resides. However, the width of this range can be roughly quantified by similarity with recent uncertainty studies for coarser simulations (50 km grid spacing). The uncertainty range of RCMs over Europe in terms of inter-model standard deviation has been estimated to amount 1.1–1.8 °C for near surface temperature and 0.25–0.45 mm/day for precipitation (M. DÉQUÉ et al., 2007). While the range for temperature can be regarded as representative or even as upper boundary for the higher resolved simulation regarded here, the uncertainty values for precipitation might be higher in our case since precipitation is a highly variable parameter at fine scales.

The annual mean change over the entire region (Fig. 5.9, upper panel) amounts +2.2 °C. Seasonally, the temperature signal increases from winter (December, January, February, DJF) (1.9 °C) over spring (March, April, May, MAM) (2.2 °C), and summer (June, July, August, JJA) (2.3 °C), to reach its maximum in autumn (September, October, November, SON) (2.7 °C) (not shown). Figure 5.9 (lower panel) depicts the projected annual precipitation change. The annual mean over the entire region is small (–4 %) but seasonally and sub-regionally large changes are projected. Over the entire area, the changes amount +8.5 % (DJF), +1.4 % (MAM), –12.2 % (JJA) and –13.8 % (SON). In climatological relevant sub-regions even larger changes between –30 % (JJA and SON, south-eastern sub-region) and +20 % (DJF, northern subregion) arise.

### 5.6.4. Climate Change and Impacts in South-Eastern Styria

The high resolution of the climate scenario allows the analysis of climate change in small sub-regions. Such an analysis for south-eastern Styria (districts Weiz, Hartberg, Fürstenfeld and Feldbach, ~ 3000 km<sup>2</sup>) has been performed as basis for the investigation of future options of water supply (Fig. 5.10). The study area has been additionally subdivided into a hilly (< 600 m altitude) and a mountainous (> 600 m) region. A temperature increase between 1.8–2.8 °C (annual mean hilly: 2.3 °C; mountainous: 2.4 °C) is projected. The projected precipitation change is small in the annual mean (–0.2 mm/day, < –10 %) but seasonally highly variable: increases in winter (+0.4 mm/day, +30 %) and decreases in summer and autumn (up to –1.2 mm/day, –45 %) are projected.

These figures (together with the corresponding values for humidity) were used as input for a groundwater recharge model to simulate various different scenarios (different crops, temperature change only, temperature and precipitation change, dry/wet years) of groundwater recharge. Throughout all scenarios, a clear decrease of recharge was found reaching from  $-2\%$  to  $-100\%$  (up to  $\sim 118\text{ mm/a}$ ), the higher values generally found in scenarios including the precipitation change and soils with high field capacities.

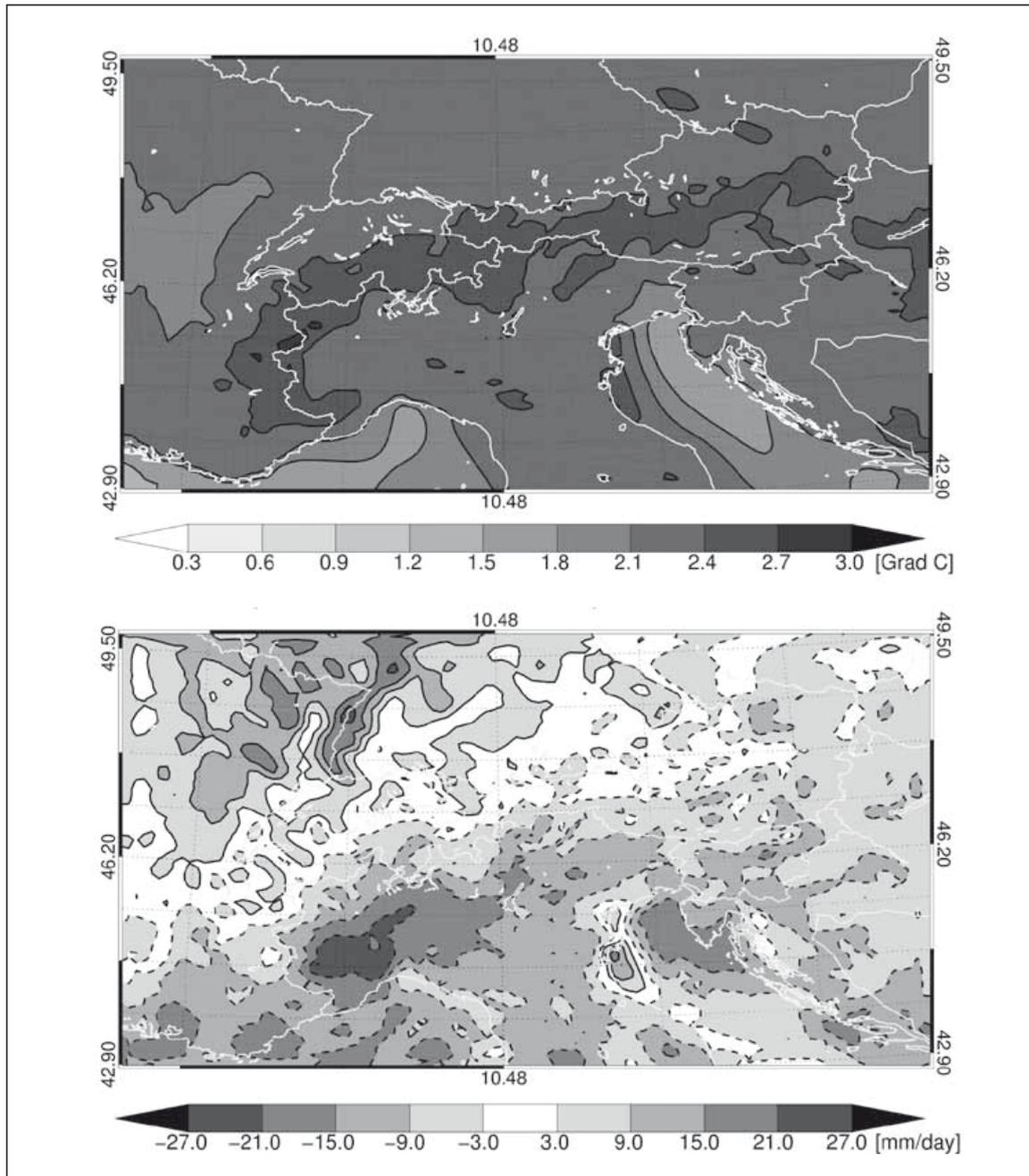


Fig. 5.9: Annual mean differences between the MM5 scenario (2041 to 2050) and control (1981 to 1990) simulation. Upper panel: temperature change [ $^{\circ}\text{C}$ ], lower panel: precipitation change [%].  
Mittlere jährliche Änderung zwischen der Szenario- (2041 bis 2050) und der Kontrollsimulation (1981 bis 1990). Obere Abbildung: Temperaturänderung [ $^{\circ}\text{C}$ ]. Untere Abbildung: Niederschlagsänderung [%].

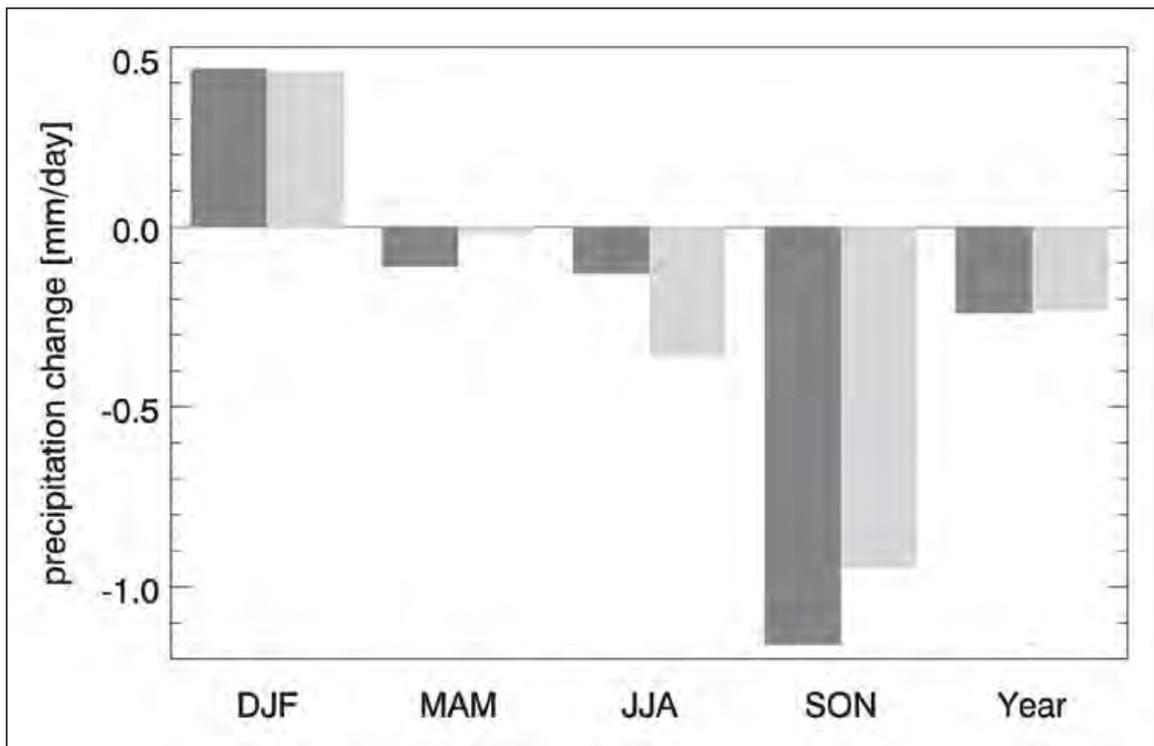
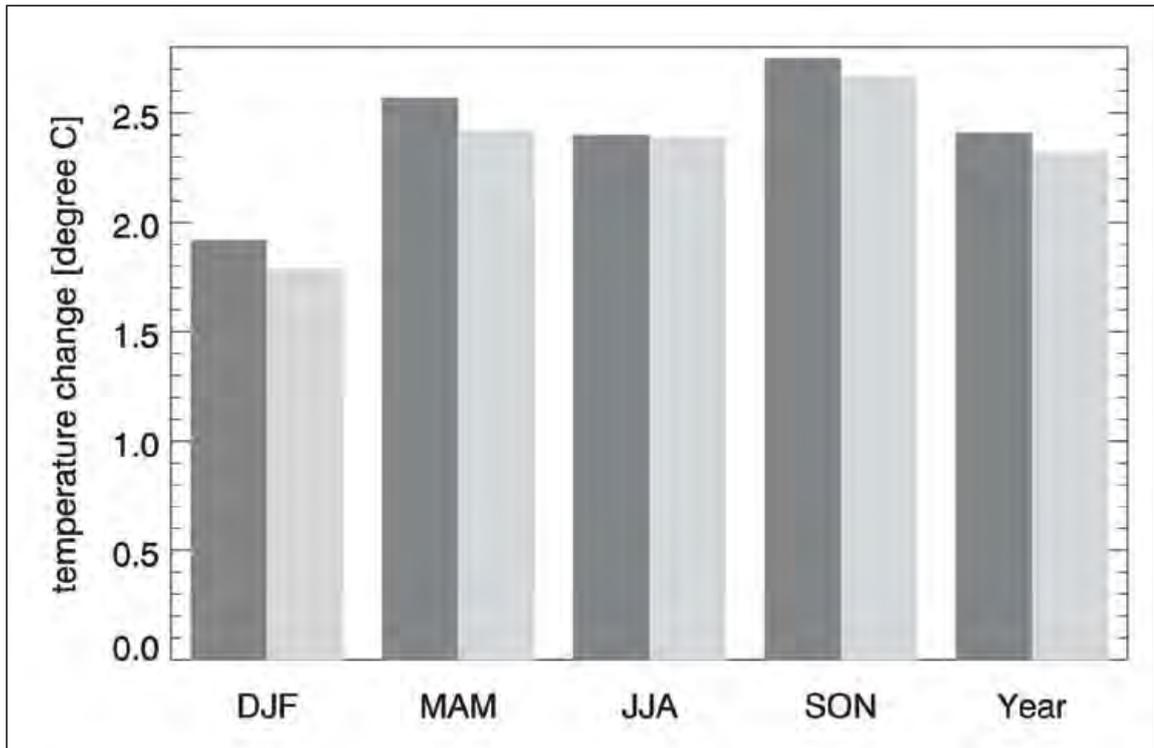


Fig. 5.10: Seasonal differences between the scenario (2041 to 2050) and control (1981 to 1990) simulation in south-eastern Styria. Mountainous part: dark grey, hilly part: light grey. Upper panel: temperature change [°C], lower panel: precipitation change [mm/day].

Saisonale Änderung zwischen der Szenario- (2041 bis 2050) und der Kontrollsimulation (1981 bis 1990) in der Südoststeiermark. Gebirgiger Teil: dunkelgrau, hügeliger Teil: hellgrau. Obere Abbildung: Temperaturänderung [°C]. Untere Abbildung: Niederschlagsänderung [mm/Tag].

The authors F. PRETTENTHALER & A. DALLA-VIA (2007) showed that for the study region, which experienced severe water scarcities during the last decade, such changes could significantly disturb the water supply and that adaptation measures are necessary. Various options have been analysed and economically evaluated with the main result that demand-side adaptation measures will not be sufficient to ensure water availability and supply-side measures are necessary. Since the exploitation of regional water resources does not have the potential to meet future demands, the import of water into the study region seems to be necessary.

The presented high resolution climate scenario is currently used in various further climate impact studies, e.g. in the fields of agriculture and energy demand and is available for further studies from the authors.

## **5.7. Modellierung von nachhaltigen und grundwasserverträglichen ackerbaulichen Bewirtschaftungsformen mittels Langzeit-Szenariosimulationen (Ch. LANTHALER)**

### **5.7.1. Einleitung**

Für das Projekt BIOLBGW – „Erarbeitung von ökonomisch sinnvollen, für den Schutz des Grundwassers verträglichen und nachhaltigen ackerbaulichen Bodennutzungsformen in den Ziel-2-Gebieten des Murtales südlich von Graz auf der Basis von modellbasierten Langzeit-Szenariosimulationen“ (J. FANK, 2007) – am Institut für WasserRessourcenManagement der JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH wurden Langzeit-Simulationsrechnungen mit dem Modell CropSyst für unterschiedliche Fruchtfolge- und Maismonokulturvarianten hinsichtlich der Düngemengen und -daten für Böden des Leibnitzer Feldes und das Untere Murtal (Südsteiermark, Österreich) erstellt. Das Ziel der Arbeit war die Modellierung des Ist-Zustandes für das Untersuchungsgebiet sowie verschiedene Fruchtfolgevarianten bzw. Düngeszenarien zu vergleichen, um eine nachhaltige, grundwasserschonende Möglichkeit der Landbewirtschaftung zu eruieren. Eine grundwasserschonende Bewirtschaftung soll dabei zu einer Nitratkonzentration von < 50 mg/l im Trinkwasser bzw. bereits im Sickerwasser führen (vgl. Kap. 5.5.). Die Ziele des Projekts sind ausführlich im Projektbericht (J. FANK, 2007) beschrieben.

### **5.7.2. Methodik und Datengrundlagen**

Kapitel 5.1. gibt eine kurze Charakteristik des Leibnitzer Feldes und des Unteren Murtales wieder, das auch das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Modellierung ist. Eine Zusammenfassung der Modellbeschreibung und der Validierung von CropSyst ist Kap. 4.3. zu entnehmen.

Die Datengrundlagen für die Simulationen waren hierbei: für die Bodenparameter die Erläuterungen zur Österreichischen Bodenkarte der vier Kartierungsbereiche Wildon (BMLF, 1976), Leibnitz (BMLF, 1974), Mureck (BMLF, 1974), Radkersburg (BMLF, 1978), welche in dem Bodeninformationssystem des Instituts für WasserRessourcenManagement der JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH (A. DALLA-VIA, 2002) für das Murtal (DALLA-VIA et al., 2007) digital erfasst wurden. Die Bewirtschaftungsdaten wurden von der Landeskammer für Land- und Forstwirtschaft Steiermark, Abteilung Pflanzenbau, sowie der Landwirtschaftlichen Umweltberatung Steiermark mittels exportierter Dateien aus der INVEKOS-Datenbank auf Katastralgemeindebasis von M. RIEBENBAUER und A. BERNSTEINER zur Verfügung gestellt;

Pflanzenparameter wurden aus den Vorgaben des Modells entnommen, aber anhand von Lysimeterdaten für die Region kalibriert; meteorologische Daten der Stationen Wagna und Bad Radkersburg wurden von den Stationsbetreibern (Institut für Wasser-RessourcenManagement der JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH und Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik/ZAMG) für die Berechnung der Referenzverdunstung nach PENMAN-MONTEITH auf täglicher Basis bereitgestellt.

Vom Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik in Petzenkirchen, Niederösterreich, wurde eine Fruchtfolge erarbeitet, die für die vorliegende Arbeit gemäß der INVEKOS-Daten auf vier Varianten erweitert wurde: nach Herausfiltern der Hauptfrüchte Mais, Wintergerste und Ölkürbis aus den INVEKOS-Daten auf Katastralgemeindebasis (vorbereitet von M. RIEBENBAUER und A. BERNSTEINER, Landeskammer für Land- und Forstwirtschaft Steiermark) für die Jahre 1998 bis 2005 ergaben sich vier Fruchtfolgevarianten. Daten jener Katastralgemeinden, die nicht zur Gänze im Modellgebiet liegen, wurden auf die gesamte Katastralgemeinde übertragen. Die Auflistung der vier Varianten (A–D) und eine Darstellung für die Katastralgemeinden, die zusätzlich mit den vorkommenden Bodentypen verschnitten wurden, sind in Fig. 5.11 ersichtlich. Die Bewirtschaftungsdaten wie Anbauzeitpunkte und Düngemaßnahmen der Varianten sind in Tab. 5.8 aufgelistet. Dabei kann die Fruchtfolge CR\_1 als Ist-Zustandsberechnung angesehen werden und wurde auch von F. FEICHTINGER in Kap. 4.2. verwendet. Aufgrund fehlender Parameter, vor allem der Pflanzenkennwerte, für das Gebiet und aufgrund der Ergebnisse der Modellvalidierung und -vergleiche können keine Absolutwerte für den Stickstoffaustrag und der Erntemengen angegeben werden, doch werden die simulierten Varianten untereinander verglichen.

### 5.7.3. Ergebnisse

Die folgenden Ergebnisse beziehen sich auf Szenarienrechnungen für ausgewählte Bodentypen – Lockersedimentbraunerden (L15–L21, W16–W20) und Auböden (L03–L04, W03–W09) der Tallagen und Flussterrassen – des Leibnitzer Feldes, die am häufigsten im Modellgebiet vorkommen. Die Zusatzbezeichnungen zu den Bodentypen in den Diagrammen (Fig. 5.12–Fig. 5.15) bedeuten: s = seichtgründiger, m = mittelgründiger und d = tiefgründiger Boden.

Die simulierten Sickerwassermengen sind nicht veranschaulicht, da keine nennenswerten Unterschiede aufgrund der aufgebrauchten Düngemenge festgestellt werden konnten. Mittel- und seichtgründige Böden weisen durchschnittlich etwa 365 mm, tiefgründigere Böden ca. 340 mm Sickerwasserbildung auf. Für Böden des Unteren Murtals kann eine um ca. 120 mm geringere Sickerwassermenge angenommen werden, die auch aufgrund der niedrigeren Niederschlagsmengen zustande kommt.

Aufgrund der Modellergebnisse für Maismonokultur (Kap. 5.4. und Ch. LANTHALER et al., 2007) kann bei einer Stickstoffdüngemenge von 120 bis 140 kgN/ha/a, für tiefgründige Standorte sogar bis 160 kgN/ha/a, eine grundwasserschonende Bewirtschaftung erfolgen (eine Düngemenge von 145 kgN/ha/a führt zu ca. 44 mg/l Nitrat im Sickerwasser); für seichtgründige Böden muss die Düngemenge allerdings auf etwa 115 kgN/ha/a reduziert werden (weitere Bedingungen siehe Kap. 5.5.). Dem Vergleich der Maismonokulturvarianten aus Berechnungsergebnissen von CropSyst (Fig. 5.12) kann entnommen werden, dass eine Reduktion der Düngemenge von 139 auf 110 kgN/ha/a zu einer Verminderung des Stickstoffaustrages um 8–15 % führt. Zugleich ist – ausgehend von etwa 8500–9000 kg/ha/a bei Mais – mit einem Ertragsrückgang im selben Prozentbereich zu rechnen, dargestellt in Fig. 5.13.

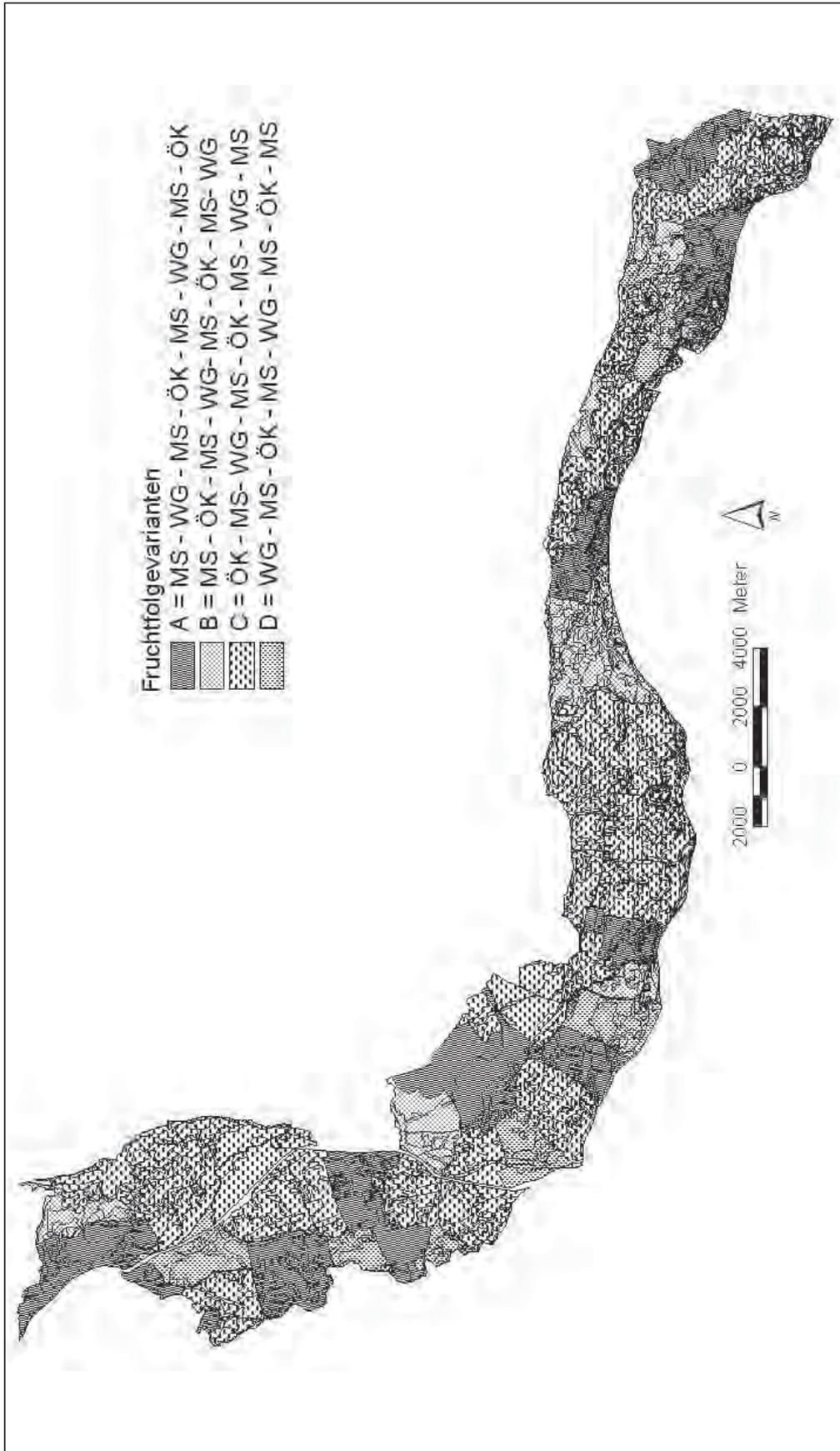


Fig. 5.11: Karte der Fruchtfolgen im Leibnitzer Feld und Unteren Murtal (Varianten A–D) für den Zeitraum 1998 bis 2005 nach INVEKOS-Daten; MS – Mais, WG – Wintergerste, ÖK – Ölkürbis.  
 Map of crop rotations in the Leibnitzer Feld and Unteres Murtal (variants A–D) for the period of 1998 to 2005 according to INVEKOS data; MS – maize, WG – winter barley, ÖK – oil squash.

Tab. 5.8: Düngeszenarien für Fruchtfolgevarianten und Maismonokultur, simuliert für das Leibnitzer Feld und das Untere Murtal für den Zeitraum 1998 bis 2005.  
 CR – Fruchtfolge; – Tage vor der Saat, + Tage nach der Saat.  
 Fertilisation scenarios for crop rotations and maize single-crop farming simulated for the Leibnitzer Feld and Unteres Murtal for the period of 1998 to 2005. CR – crop rotation; – days before sowing, + days after sowing.

	Mais (MS)	Wintergerste (WG)	Ölkürbis (ÖK)
Datum der Saat:	22. April	13. Oktober	30. April
Fruchtfolgevarianten und Düngeszenarien (MS/WG/ÖK)	<b>Datum der Düngeaufbringung und Düngemenge in kgN/ha/a</b>		
CR_1 (139/84/67):	- 4 Tage: 70 Gülle + 38 Tage: 69 Harnstoff/NH <sub>4</sub>	+ 144 Tage: 18,8 NO <sub>3</sub> /37,2 NH <sub>4</sub> + 205 Tage: 9,4 NO <sub>3</sub> /18,6 NH <sub>4</sub>	+ 0 Tage: 27 Harnstoff/NH <sub>4</sub> + 21 Tage: 20 NO <sub>3</sub> /20 NH <sub>4</sub>
CR_3 (119/77/40):	- 4 Tage: 50 Gülle + 38 Tage: 69 Harnstoff/NH <sub>4</sub>	+ 144 Tage: 17,3 NO <sub>3</sub> /34,7 NH <sub>4</sub> + 205 Tage: 8,3 NO <sub>3</sub> /16,7 NH <sub>4</sub>	- 20 Tage: 20 Gülle + 0 Tage: 20 Harnstoff/NH <sub>4</sub>
CR_W (107/99/60):	- 4 Tage: 50 Gülle + 38 Tage: 57 Gülle	+ 144 Tage: 24,5 NO <sub>3</sub> /24,5 NH <sub>4</sub> + 205 Tage: 50 Gülle	- 20 Tage: 40 Gülle + 21 Tage: 10 NO <sub>3</sub> /10 NH <sub>4</sub>
<b>Maismonokultur</b>			
MS_MIN/ORG (139):	- 4 Tage: 70 Gülle + 38 Tage: 69 Harnstoff/NH <sub>4</sub>	MIN/ORG = mineralische und organische Düngung	
MS_ORG (139):	- 4 Tage: 70 Gülle + 38 Tage: 69 Gülle	ORG = nur organische Düngung	
MS_MIN/ORG (110):	- 4 Tage: 50 Gülle + 38 Tage: 60 Harnstoff/NH <sub>4</sub>	MIN/ORG = mineralische und organische Düngung	

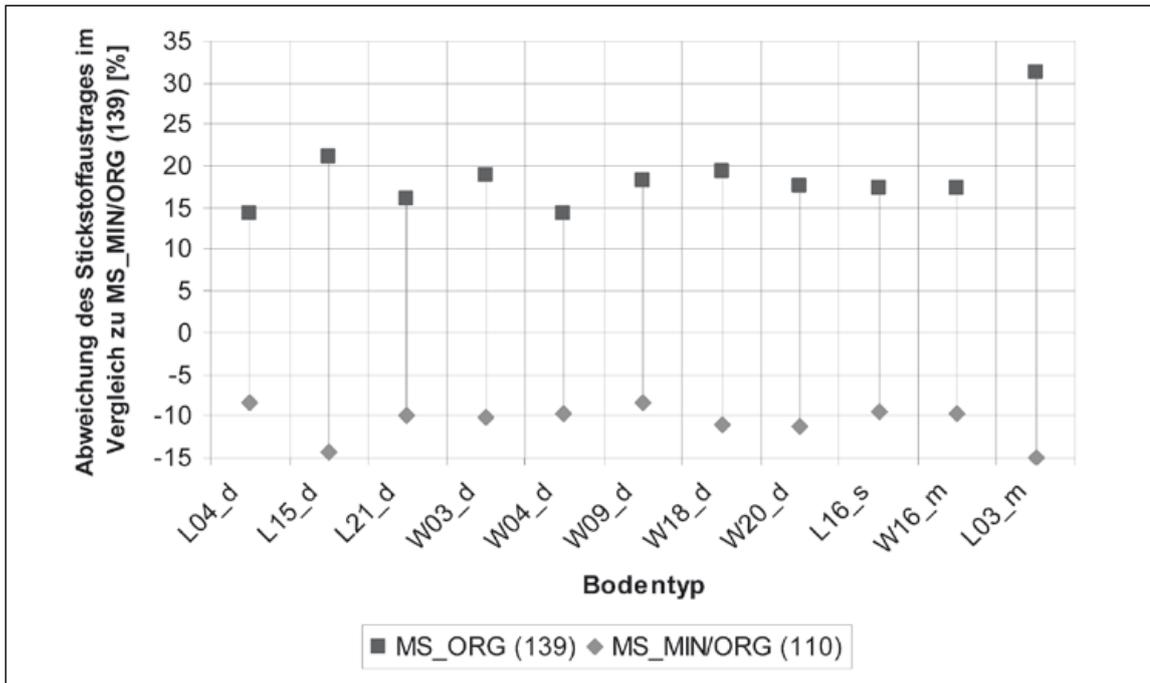


Fig. 5.12: Abweichung des Stickstoffaustrages zweier Maismonokulturvarianten (in %) im Vergleich zur Variante mit 139 kgN/ha mineralisch-organischer Düngung (CropSyst-Ergebnisse), Zeitraum 1998 bis 2005. Abkürzungen siehe Tab. 5.8.  
 Deviation of nitrogen leaching amounts of two maize single-crop farming variants (in %) compared to the variant with 139 kgN/ha of mineral and organic fertilisation (CropSyst results); period of 1998 to 2005. Abbreviations see tab. 5.8.

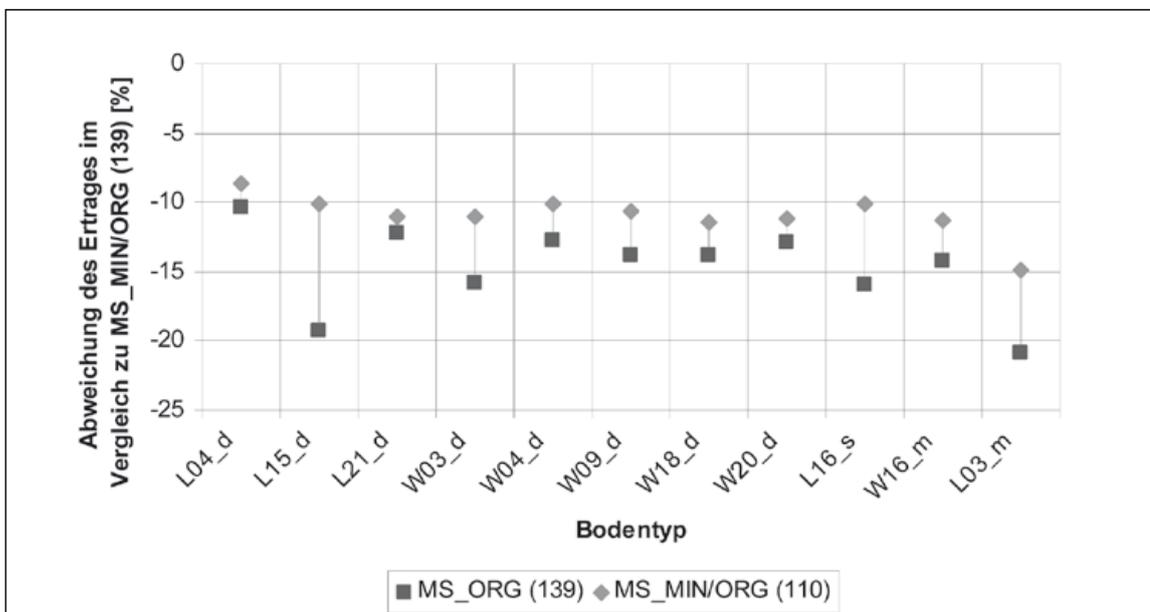


Fig. 5.13: Abweichung des Maisertrages zweier Monokulturvarianten (in %) im Vergleich zur Variante mit 139 kgN/ha mineralisch-organischer Düngung (CropSyst-Ergebnisse), Zeitraum 1998 bis 2005. Abkürzungen siehe Tab. 5.8.  
 Deviation of maize yield of two maize single-crop farming variants (in %) compared to the variant with 139 kgN/ha of mineral and organic fertilisation (CropSyst results); period of 1998 to 2005. Abbreviations see tab. 5.8.

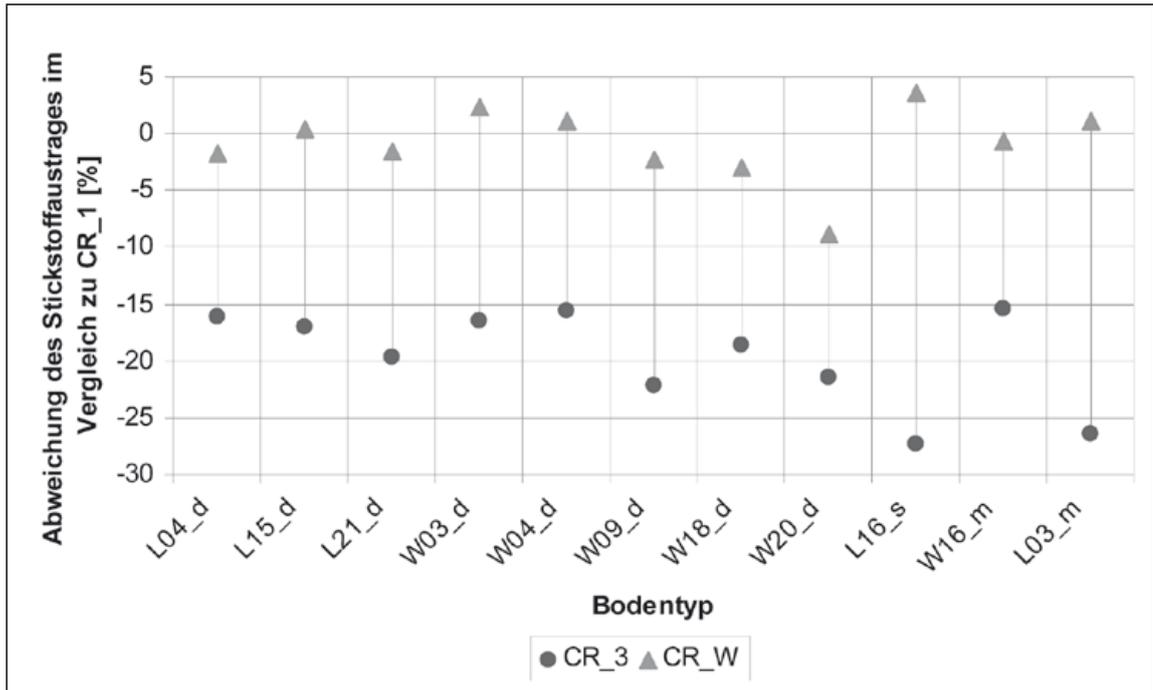


Fig. 5.14: Abweichung des Stickstoffaustrages der zwei Varianten CR\_3 und CR\_W (in %) im Vergleich zur Fruchtfolge CR\_1 (CropSyst-Ergebnisse), Zeitraum 1998 bis 2005. Abkürzungen siehe Tab. 5.8. Deviation of nitrogen leaching amounts of the variants CR\_3 and CR\_W (in %) compared to variant CR\_1 (CropSyst results); period of 1998 to 2005. Abbreviations see tab. 5.8.

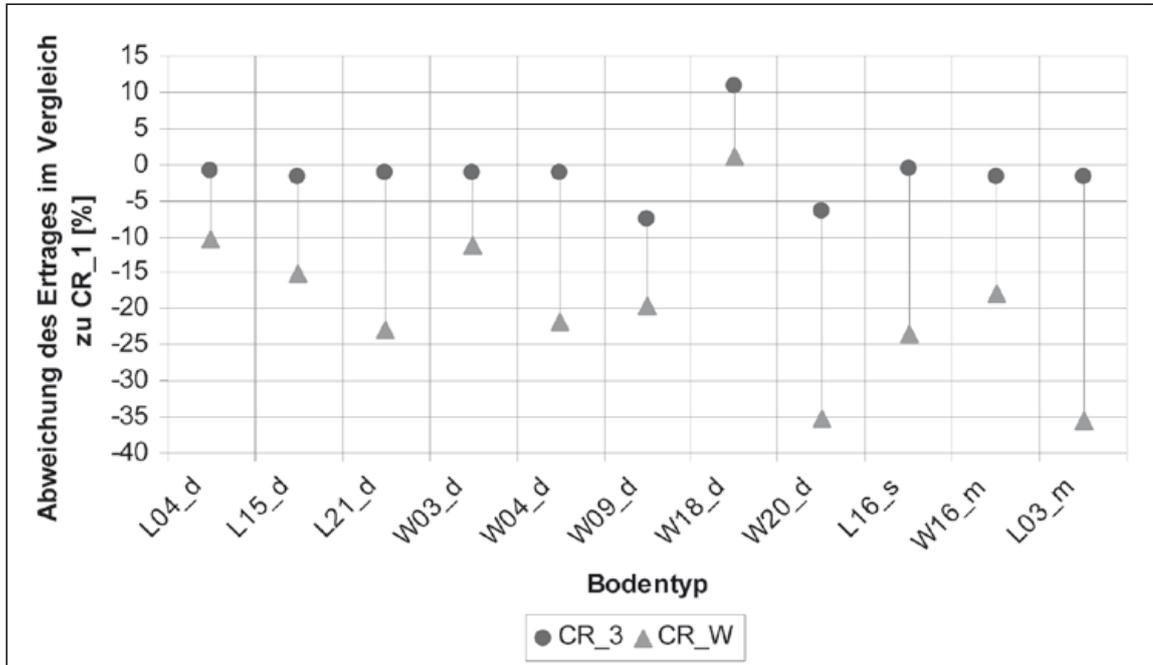


Fig. 5.15: Abweichung des Ertrages von Mais in den zwei Varianten CR\_3 und CR\_W (in %) im Vergleich zur Fruchtfolge CR\_1 (CropSyst-Ergebnisse), Zeitraum 1998 bis 2005. Abkürzungen siehe Tab. 5.8. Deviation of maize yield of the variants CR\_3 and CR\_W in % compared to variant CR\_1 (CropSyst results); period of 1998 to 2005. Abbreviations see tab. 5.8.

Bei den verglichenen Fruchtfolgevarianten wurde bei CR\_3 eine deutliche Reduktion des Stickstoffaustrages um 15–27 % simuliert, bei der Variante CR\_W nur teilweise ein Rückgang, bei vier Bodentypen (L03, L16, W03 und W04) sogar eine Erhöhung um bis zu 4 % (Fig. 5.14). Die Abweichung des Ertrags in den Varianten CR\_3 und CR\_W zu CR\_1 wurde nur für Mais dargestellt (Fig. 5.15), da die Parameter für Wintergerste nicht angepasst werden konnten und die Resultate für Ölkürbis keine wesentlichen Unterschiede hervorbrachten.

#### **5.7.4. Diskussion und Schlussfolgerung**

Verglichen mit Ergebnissen von STOTRASIM (Kap. 5.4.) simuliert CropSyst höhere Stickstoffausträge bei organischer als bei rein mineralischer Düngung, was auf eine zu geringe Schätzung des gasförmigen Verlustes schließen lässt. Die geringere Effizienz der reinen Güllevariante, verglichen mit der mineralisch-organischen Düngung, und einer daraus resultierenden Reduktion des Ertrages in den Szenarienrechnungen kann durch die Ausführungen in Kap. 5.2. hingegen bestätigt werden: Am Versuchsfeld Wagna wurden bei der Güllevariante KM4 geringere Erntemengen verzeichnet. Generell sind die Erträge bei Mais in der Fruchtfolge beträchtlich höher als bei der Monokultur, das wurde sowohl von CropSyst simuliert als auch beim landwirtschaftlichen Versuch in Wagna festgestellt.

Die Fruchtfolgevariante CR\_3 reduziert den Stickstoffaustrag je nach Bodentyp um 15–27 %, die Variante CR\_W jedoch nur bei einem Bodentyp um 8 %, im Durchschnitt liegt die Reduktion hier bei 2–3 %; bei mittel- und seichtgründigen Böden und sogar bei manchen tiefgründigen Böden erhöht sich der Stickstoffaustrag geringfügig. Bei der geringeren Düngemenge der Variante CR\_3 können keine nennenswerten Ertragsminderungen im Vergleich zu CR\_1 festgestellt werden, die Verringerung der Erntemengen beträgt nur bei zwei Bodentypen mehr als 5 %. Hingegen werden die Erträge bei Fruchtfolge CR\_W zum Teil erheblich um 10–35 % vermindert. Die Düngemethode bei CR\_3 ist demnach effektiver als jene der anderen beiden Varianten und es kann aus höheren Düngemengen nicht automatisch auf höhere Erträge geschlossen werden.

Die Stickstoffausträge bei den Maismonokulturvarianten liegen um 20–40 % unter jenen der Fruchtfolgevariante CR\_3, darum kann bei der Fruchtfolge nicht immer von einer Grundwasserverträglichkeit ausgegangen werden.

## **6. Anforderungen an die boden- und grundwasserhydrologische Forschung, um künftigen Herausforderungen im Konnex Landwirtschaft und Grundwasserschutz gerecht werden zu können (J. FANK)**

### **6.1. Einleitung**

Der langfristige Schutz des Grundwassers – und damit unseres Trinkwassers – kann nur im Zusammenspiel von Landwirtschaft, Wasserwirtschaft, Ökologie und Ökonomie stattfinden. Numerische Modelle für die Untersuchung von Wasserbewegung und Stofftransport, die anhand von regionalspezifischen Daten kalibriert werden, bilden die Grundlage für die Entscheidungsfindung bei der Planung.

Die Konferenz „Diffuse Einträge in das Grundwasser: Monitoring – Modellierung – Management. Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Fokus zu erwartender Herausforderungen“ vom 29. bis 31. 1. 2007 in Graz versuchte Messtechnik und Datenerfassung,

Datenmanagement und verschiedene Modellansätze ebenso zu betrachten wie künftige mögliche ackerbauliche Bewirtschaftungsformen. Ziel war es, Werkzeuge zu diskutieren, um künftigen Herausforderungen im Konnex Landwirtschaft und Grundwasserschutz gerecht werden zu können.

Der Themenbereich „Diffuser Stoffeintrag in das Grundwasser und dessen quantitative Prognose“ stellte Modelle des Wasserhaushalts und des Stofftransports in der ungesättigten Zone und der Kopplung mit Modellen der gesättigten Zone in den Mittelpunkt. Derartige Modelle werden verwendet, um „ökonomisch sinnvolle, nachhaltige und grundwasserverträgliche ackerbauliche Bewirtschaftungsformen“ definieren zu helfen und der Landwirtschaft und dem Grundwasserschutz eine Perspektive für die Zukunft zu geben. Grundlage jeder Prognose ist eine genaue Kenntnis des Wasser- und Stoffkreislaufs, deren Erarbeitung auf punktueller Basis durch die Entwicklungen der Lysimetertechnologie deutlich verbessert werden konnte. In der Frage der Modellierung des Bodenwasserhaushalts und des Stofftransportes wurden Konzepte vorgestellt und deren Anwendbarkeit auf der Lysimeterskala diskutiert.

In diesem Beitrag soll versucht werden, auf Basis der vorgestellten Arbeiten Forschungserfordernisse im Bereich Boden- und Grundwasserhydrologie vor allem für seichtliegende, gering mächtige Grundwasserleiter zu definieren.

## **6.2. Landwirtschaft und Grundwasserschutz**

Neben der Nahrungsmittelversorgung wird die Produktion von Energiepflanzen eine immer größere Bedeutung für viele landwirtschaftliche Betriebe erlangen. Die Erzeugung von Biogas aus der Vergärung von Wirtschaftsdüngern, Energiepflanzen und organischen Co-Substraten verzeichnet in den letzten Jahren einen starken Zuwachs in der österreichischen Landwirtschaft. Entwicklungschancen kommen darüber hinaus insbesondere dem Biolandbau zu (Kap. 1., Kap. 5.3.). Eine Änderung des Klimas, die durch die Tätigkeit des Menschen vorangetrieben wird, ist heute unumstritten. Auch wenn die Auswirkungen auf kleinregionaler Skala erst in Ansätzen prognostiziert werden können (Kap. 5.6.), ist zu erwarten, dass die Grundwasserressourcen eher eingeschränkt werden und die Grundwasserverfügbarkeit für die Trinkwasserversorgung aufgrund der Konkurrenzierung mit anderen Nutzern nicht im erforderlichen Maß steigen wird.

Maßnahmen des Grundwasserschutzes müssen sich auf diese sich ändernden Verhältnisse einstellen. In Untersuchungen ist belegt, dass zur Erreichung eines guten chemischen und ökologischen Zustandes von Fließgewässern und Meeren mit ihren Grundwassereinzugsgebieten beste verfügbare Techniken allein nicht ausreichen (Kap. 3.). Andererseits zeigen Untersuchungen und Szenarioberechnungen, dass unter Einhaltung von – in Richtlinien der Landwirtschaft – definierten und standortbezogenen Stickstoffdüngerobergrenzen auch auf seichtgründigen Standorten Ackerbau unter ökonomischen Gesichtspunkten möglich ist (Ch. LANTHALER et al., 2007). Für die Ermittlung des Gefährdungspotentials einer nicht sachgerechten Landwirtschaft für die Grundwassersituation werden heute schon numerische Modelle auf regionaler Skala eingesetzt, die die Grundwasserneubildung aus infiltrierenden Niederschlägen und den Nitrataustrag aus der Bodenzone in Richtung Grundwasser berechnen (Kap. 4.2., Kap. 5.7.).

Von besonderer Bedeutung bei der Definition und der Umsetzung von Grundwasserschutzmaßnahmen ist dabei neben einer nachvollziehbaren Abgrenzung der relevanten Bereiche und deren Größe für ein schützenswertes Einzugsgebiet (J. FANK et al., 2006) aber jedenfalls die Berücksichtigung aller relevanten Komponenten, die das Grundwassersystem beeinflussen. Neben der Bedeutung der Berücksichtigung unterschiedlicher

Anreicherungsmechanismen des Grundwassers und der Grundwasserströmung selbst für die Interpretation von Stoffverteilungen im Grundwasser (Kap. 4.4.) ist die Berücksichtigung des zeitlichen Faktors des wirksam Werdens von Maßnahmen an der Oberfläche unter verschiedenen hydrogeologischen Rahmenbedingungen von besonderer Bedeutung.

### 6.3. Forschungserfordernisse

Wie in vielen Bereichen der Naturwissenschaften werden auch zur Erklärung der Wasserbewegungs- und Stofftransportprozesse in der ungesättigten und gesättigten Zone Modelle eingesetzt, die versuchen, die physikalischen Zusammenhänge der untersuchten Kompartimente eines realen Umweltsystems mit mathematischen Gleichungen zu beschreiben. Diese Modelle müssen anhand von Messdaten validiert und die Parameter der Gleichungssysteme regionalspezifisch kalibriert werden. Aus heutiger Sicht erscheint es dringend erforderlich, besondere Schwerpunkte der weiteren Entwicklung auf folgende Punkte zu lenken, um auch künftig anstehende Probleme der Gefährdung der Ressource Wasser im Zusammenspiel zwischen Landwirtschaft, Wasserwirtschaft, Ökologie und Ökonomie lösen zu können:

- Einrichtung und langfristiger Betrieb von Messstationen, an denen der Wasser- und Stoffkreislauf unter definierten Bedingungen exakt gemessen werden kann. Die Lysimetertechnologie und Konzepte zu deren Standardisierung (G. VON UNOLD, 2008) wurden in den letzten Jahren entscheidend weiterentwickelt. Es wäre dringend erforderlich, vergleichbare Daten aus möglichst vielen Klimaregionen unter unterschiedlichen hydrogeologischen und pflanzenbaulichen Rahmenbedingungen zu erfassen.
- Entwicklung und Validierung von numerischen Modellen, die an den exakten Messdaten von Lysimeteranlagen kalibriert werden, um auch Auswirkungen von Effekten des Klimawandels auf den Wasser- und Stoffkreislauf prognostizieren zu können. Gerade dieser Problemkreis erfordert sehr fein justierbare Modelle, da der Klimawandel einerseits eine laufende Entwicklung darstellt und andererseits in den verändernden Größen in messbaren Zeiträumen nur geringfügige Veränderungen zeigt, die als Abweichung von langfristigen Variabilitäten oft nur sehr schwer identifizierbar sind. Umso mehr gilt dies für die Auswirkung auf den Wasser- und Stoffkreislauf.
- Verfeinerung der Modelle zur flächenhaften Berechnung von Grundwasserneubildung und Stoffaustrag aus diffusen Quellen in Richtung Grundwasser. Anhand von punktuellen präzisen Messeinrichtungen müssen diese Modelle in der Lage sein, Messwerte exakt zu reproduzieren, da in der Übertragung auf die Fläche mit der deutlich verminderten Datenverfügbarkeit jedenfalls hohe Unsicherheiten bestehen bleiben werden. Auch diese Unsicherheiten sind zu quantifizieren.
- Kopplung der Modelle der ungesättigten Zone mit Grundwasserströmungsmodellen, da eine Prognose der Verteilung von Stoffen aus diffusen Einträgen nur durch die Berücksichtigung aller Komponenten der Grundwasseranreicherung mit Wasser und mit Stoffen möglich ist. Gerade in der Art dieser Kopplung und deren Realisierung ist noch enormer Forschungsbedarf gegeben, um im wissenschaftlichen Bereich entwickelte Lösungen an reale Skalen anpassen und in die Anwendung überführen zu können. Aufgrund der wissenschaftlich-technischen Entwicklung der letzten Jahrzehnte besteht heute hervorragende Kenntnis über den Bodenwasserhaushalt und die Stickstoffumsetzung steuernden Prozesse im Boden sowie über Wasserfluss und Stofftransport im Grundwasser. Der Schnittstelle zwischen diesen

Kompartimenten, den tieferen Schichten der ungesättigten Zone und dem Grundwasserkapillarsaum wird in zukünftigen Forschungen erhöhte Aufmerksamkeit zu widmen sein (Th. REIMANN et al., 2008).

#### **6.4. Schlussfolgerungen und Diskussion**

Die sich ändernden produktionstechnischen und ökonomischen Rahmenbedingungen für die Landwirtschaft sind in sehr vielen Fällen mit deutlichen Tendenzen zur Intensivierung auf einer geringeren Anzahl von Betrieben mit deutlich größeren Flächen gekoppelt. Zusätzlich ist der vom Menschen beeinflusste Wandel des Klimas auf der Erde heute Tatsache (Kap. 5.6.). Maßnahmen des Grundwasserschutzes müssen sich auf diese sich ändernden Verhältnisse einstellen, wobei erforderliche Maßnahmen dort und in einer Art zu setzen sind, dass sie einerseits nachvollziehbar und andererseits auch längerfristig Erfolg versprechend sind. Dabei ist die Berücksichtigung des zeitlichen Faktors des Wirksamwerdens von Maßnahmen an der Oberfläche im Grundwasser unter verschiedenen hydrogeologischen Rahmenbedingungen von besonderer Bedeutung.

Zur Ableitung von Maßnahmen zur Verminderung des Stoffeintrages aus der ackerbaulichen Bewirtschaftung in das Grundwasser werden bereits seit längerer Zeit numerische Modelle eingesetzt, die es erlauben, die Auswirkung unterschiedlicher Bewirtschaftungsszenarien zu prognostizieren. Diese Modelle werden üblicherweise an Messeinrichtungen in der ungesättigten Zone regionalspezifisch kalibriert.

Die Entwicklung der Lysimetertechnologie in den letzten Jahren erlaubt es heute, Wasserkreislaufparameter und Stofftransportkenngrößen an definierten Standorten sehr genau zu messen und damit die Grundlage für die Validierung von numerischen Modellen zu schaffen. Dabei zeigt sich, dass die Ergebnisse der derzeit verwendeten Modelle noch mit relativ großen Unsicherheiten behaftet sind (W. DURNER et al., 2008).

Besondere Schwerpunkte der weiteren Forschung und Entwicklung sollten daher auf oben angeführte Punkte gelenkt werden, um auch künftig eine Gefährdung der Ressource Wasser im Konnex Landwirtschaft – Wasserwirtschaft frühzeitig erkennen zu können und diese unter Berücksichtigung ökologischer und ökonomischer Gesichtspunkte aufzuarbeiten.

### **Zusammenfassung** (J. FANK, Zusammenstellung)

Seichtliegende gering mächtige Grundwasserleiter stellen aufgrund ihrer leichten Erschließbarkeit für die Wassergewinnung eine wesentliche Basis für die Trinkwasserversorgung im kommunalen und regionalen Maßstab dar. Aufgrund der oft gut durchlässigen und gering mächtigen Böden und Deckschichten stellt die intensive ackerbauliche Bewirtschaftung ein Risiko für die Grundwasserqualität dar.

Gerade in den Tallandschaften ist die Landwirtschaft ein bedeutender Betriebszweig in der Flächennutzung. Eine Fülle legislativer Maßnahmen wurde ergriffen, um die gewässerrelevanten Emissionen der Landwirtschaft zu verringern. In Österreich werden vor allem Gebote und Verbote erlassen, seit 1995 haben jedoch auch marktkonforme Instrumente deutlich an Gewicht gewonnen. Durch die Agrarreform 2003 wurden Anreize geschaffen, um die landwirtschaftliche Produktion zu senken. Viele der von den Landwirten zu setzenden Umweltmaßnahmen sind jedoch sehr spezifisch auf die jeweiligen Bedingungen in den einzelnen Betrieben abzustimmen.

Für eine hohe Akzeptanz grundwasserschonender Maßnahmen durch die Landwirte müssen ökologische mit ökonomischen Ansätzen vernetzt sein. Aus diesem Grund ist das Aufzeigen wirtschaftlicher Vorteile durch die Umsetzung landwirtschaftlichen Grundwasserschutzes in der Beratung wichtig. Mehrere Beispiele zeigen, dass die Umsetzung grundwasserschonender Maßnahmen auch ohne Förderungsabteilungen positive Auswirkungen bringt: Ökonomie und Ökologie sind in den meisten Fällen vereinbar.

Maßnahmen zur ursachenorientierten und hinreichenden Minderung der Stickstoff- und Phosphoreinträge aus dem Einzugsgebiet in die Donau und ihre Nebenflüsse und somit in das vornehmlich durch Phosphor limitierte westliche Schwarze Meer müssen im gesamten Ernährungsbereich ansetzen: Landwirtschaft mit Pflanzen- und Tierproduktion(-ernährung), Humanernährung (Haushalte, Konsumenten) sowie Abwasser- und Abfallwirtschaft (Punktquellen). Nur nachhaltige Maßnahmenkonzepte basierend auf einer gesunden Humanernährung (Suffizienz) mit entsprechender Nahrungsmittelproduktion, insbesondere an emissionsreichen tierischen Nahrungsmitteln, aber zugleich flankiert durch beste verfügbare Techniken (Effizienz), sind in der Lage, ursachenorientiert und hinreichend die Einträge zu vermindern (Konsistenz).

Mit Hilfe mathematischer Modelle werden immer häufiger Quantifizierungen und daraus abgeleitet Prognosen der Auswirkungen umweltschonender Bewirtschaftung erarbeitet. Die zur Modellberechnung punktuell ermittelten Daten lassen jedoch höchstens schlagbezogene Aussagen zu, eine Differenzierung in der Fläche kann nicht nachgezeichnet werden. Unter Nutzung von a-priori-Informationen aus Fernerkundungsdaten soll ein flächendifferenzierter Modelleinsatz erfolgen. Ziel ist es, die durch Fernerkundungsdaten gewonnene flächenhafte Differenzierung der Dynamik der Biomasseentwicklung durch die Modelle nachzuzeichnen. Spezifische parallele Datenerhebungen im Gelände während der phänologischen Entwicklung der Kulturart sowie GPS-gestützte Erntedaten erlauben im weiteren Verlauf einen Abgleich mit den Fernerkundungsdaten und entsprechend eine wiederholte Rekalibrierung der Modelle. STOTRASIM ist ein solches Werkzeug, um die Versickerung von Wasser und Stickstoff ins Grundwasser für landwirtschaftlich genutzte Böden zu bewerten. Die Anwendung dieses Rechenmodells zur Quantifizierung von Grundwasserneubildung und Stickstoffversickerung wird für verschiedene Regionen und unterschiedliche Bewirtschaftungen von Agrarland beispielhaft dargelegt. Derartige Modelle zur Bestimmung der Sickerwassermenge und des Stoffaustrages aus der ungesättigten Zone werden zum Vergleich von Bewirtschaftungssystemen eingesetzt und helfen dadurch Landwirten oder Umweltberatern bei der Düngemengenermittlung; Modelle werden auch von Behörden zur Entscheidungsfindung verwendet. Für die Szenarienrechnung wird dazu ein komplexer Datensatz benötigt, wobei die Parameter auch regional kalibriert werden müssen. Das Modell CropSyst wurde anhand von Lysimeterdaten und Modellvergleichen validiert und anschließend für Simulationen im Bereich des Murtal-Grundwasserleiters herangezogen.

Zur Prognose der Verteilung von Stoffen im Grundwasser aus vornehmlich punktuellen Quellen wird schon seit längerer Zeit die Stofftransportmodellierung in unterschiedlicher Detaillierung eingesetzt. Bei Fragen der Prognose der Auswirkung von Änderungen der Landnutzung auf die Grundwassersituation allerdings liegt der Ort des Eintragsgeschehens im Prognosegebiet. Gleichzeitig erfolgt der Stoffeintrag in zeitlich hochgradig variablen Frachten praktisch an jedem Punkt des Untersuchungsgebietes. Am Versuchsfeld Wagna (Steiermark, Österreich) mit insgesamt 32 Versuchsfeldern von je 1000 m<sup>2</sup> Fläche wurde die Grundwasserneubildung und ihre Stickstoffbefrachtung langfristig durch Modellrechnungen unter Berücksichtigung unterschiedlicher Bodenverhältnisse und unterschiedlicher Nutzung auf Tagesbasis berechnet. Die

Grundwassersituation wird durch ein kleinräumiges Grundwasserströmungsmodell, das in das regionale Modell des westlichen Leibnitzer Feldes eingebettet ist, sehr detailliert beschrieben. Auf Basis von Markierungsversuchen wurden hydrodynamische Transportparameter ermittelt und darauf basierend ein Grundwassertransportmodell für konservative Tracer kalibriert. Die sequentielle Kopplung des Stickstoffaustragsmodells der ungesättigten Zone und des Grundwassertransportmodells brachte auf Jahresmittelwertbasis eine sehr gute Übereinstimmung der berechneten Nitratwerte im Grundwasser mit Messdaten. Im Feldversuch Wagna, der sich auf leichten Böden mit sehr unterschiedlicher Mächtigkeit befindet, ergeben sich signifikante pflanzenbauliche Unterschiede. Der Versuch beschäftigt sich mit der Minderung des Nitrataustrages ins Grundwasser. Dementsprechend sind in der 17-jährigen Laufzeit verschiedene Varianten vor allem in Bezug auf Düngung im Körnermaisbau untersucht worden. Mit Hilfe von numerischen Modellen zur Beschreibung des Bodenwasserhaushalts bzw. der Stickstoffumsetzung wird der Stickstoffaustrag unter jedem einzelnen Hydrotop (Kombination aus Bewirtschaftung, Feinbodenmächtigkeit und Bodenform) berechnet. Die Maismonokultur führt unabhängig von der Düngevariante zu geringeren Stickstoffausträgen als die Fruchtfolgen, die aus einem zweijährigen Wechsel des Anbaus von Mais sowie Gerste, Weizen oder Kürbis bestehen. In Abhängigkeit von der Bewirtschaftung kann der gemittelte Stickstoffaustrag unter einer Parzelle um mehr als das Doppelte schwanken. Unterschiedliche Bodenformen können den Stickstoffaustrag um bis zu 50 % beeinflussen, wohingegen die Feinbodenmächtigkeit nur von untergeordneter Bedeutung scheint.

Für landwirtschaftlich intensiv genutzte Gebiete in der Südsteiermark wurden anhand von Langzeit-Simulationsrechnungen verschiedene Fruchtfolge- und Maismonokulturvarianten hinsichtlich der Sickerwassermenge, des Stickstoffaustrages und der Erntemengen miteinander verglichen. Da einzelne Parameter des Modells CropSyst aufgrund fehlender Daten nicht angepasst werden konnten, sind nur Relativvergleiche der Varianten möglich. Die Sickerwassermengen werden durch die unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen/Düngestrategien nicht beeinflusst. Stickstoffausträge der Maismonokultur liegen in jedem Fall unter jenen der Fruchtfolgen, wobei bei Mais in der Fruchtfolge höhere Erträge erzielt werden.

Biologischer Ackerbau zielt darauf ab, Stoffkreisläufe zu schließen und Ressourcen zu schonen. Das schließt einen möglichst sorgfältigen Umgang mit Düngern bzw. Nährstoffen mit ein. Drehscheibe ist der Boden mit seinem Bodenleben und dem Gehalt an Humus. Dadurch soll ein Verlagern von Nährstoffen verhindert werden. Bodenleben und Humusgehalt werden durch eine geringe und schonende Bodenbearbeitung, durch den Anbau von Leguminosen und durch den Verzicht auf chemisch synthetische Pflanzenschutzmittel gefördert. Der Luftstickstoff, den Leguminosen binden, wird von einer Folgefrucht mit hohem Stickstoffbedarf wie Körnermais gleich genutzt. Durch gezielte Fruchtfolge und abgestimmte Bodenbearbeitung kann die Freisetzung des Leguminosenstickstoffs teilweise gesteuert werden. Bodenbearbeitung muss als minimale Voraussetzung aber ein optimales Saatbett sicherstellen. Es ist aber möglich, mit einer gut überlegten Fruchtfolge Ökologie und Ökonomie zu verbinden.

Ergebnisse einer hoch aufgelösten regionalen Klimasimulation für die gesamte Alpenregion und für die Südoststeiermark für die Dekade 2041 bis 2050 im Vergleich zu 1981 bis 1990 zeigen eine Temperaturzunahme von 2,2 °C mit höherem Anstieg im Sommer und geringerem Anstieg im Winter. Die Änderungen des Niederschlags hängen stark von der Region und Jahreszeit ab: Mehr Niederschläge sind für den

Winter zu erwarten, geringere Niederschläge für den Sommer und Herbst. Das Szenario beinhaltet auch weitere Parameter wie Feuchtigkeit, Strahlung und Wind, welche der Klimaimpaktforschung zur Verfügung stehen.

Das Hauptziel der vom 29. bis 31. Jänner 2007 in Graz (Steiermark, Österreich) durchgeführten Konferenz „Diffuse Einträge ins Grundwasser: Monitoring – Modellierung – Management, Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Lichte zukünftiger Herausforderungen“ war die Vorstellung von verschiedenen Nährstofftransportmodellen für die ungesättigte Zone zur Ableitung von grundwasserverträglichen ackerbaulichen Bewirtschaftungsmaßnahmen. Wasser ist ein grundlegender Produktionsfaktor für die Landwirtschaft. Aber diffuse Einträge in das Grundwasser sind eng mit der Intensivierung der Landwirtschaft und der Nahrungsmittelproduktion gekoppelt. Die vom Menschen vorangetriebenen Klimawandeleffekte werden wahrscheinlich zu einer Reduktion von Grundwasser für die Trinkwasserversorgung führen. Grundwasserschutzmaßnahmen müssen diese Entwicklungen berücksichtigen. Große Forschungsanstrengungen werden notwendig sein, um künftig die Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft zu sichern.

## Literatur

- ADDISCOT, T. M. (1993): Simulation modeling and soil behaviour.– *Geoderma*, **60**, 15–40.
- ALADIN: ALADIN Numerical Weather Prediction Project.– URL: <http://www.cnrm.meteo.fr/aladin> [February 2008].
- AMT DER OÖ. LANDESREGIERUNG (Hrsg., 2007): GW 2010 – Regionalprojekt Grundwasser.– URL: [www.gw2010.at](http://www.gw2010.at) [April 2007].
- AMT DER OÖ. LANDESREGIERUNG (Hrsg., 2007): Merkblatt Grundwasser 2010 – Landwirtinnen und Landwirte für den Wasserschutz.– 32 S., Amt der Oö. Landesregierung, Linz, [online verfügbar: [http://www.land-oberoesterreich.gv.at/cps/rde/xbcr/SID-3DCFCFC3-8F901C26/ooe/w\\_gw2010.pdf](http://www.land-oberoesterreich.gv.at/cps/rde/xbcr/SID-3DCFCFC3-8F901C26/ooe/w_gw2010.pdf), April 2008].
- BEHRENDT, H. (2004): Scenario calculations in Deliverable D5.12 “Assessment results of scenarios” of daNUbs “Nutrient Management in the Danube Basin and its Impact on the Black Sea” (daNUbs) supported under contract EVK1-CT-2000-00051 by the Energy, Environment and Sustainable Development (EESD) Programme of the 5<sup>th</sup> EU Framework Programme.– Unpubl. Report, Berlin.
- BENBI, D. K. & R. NIEDER (Eds., 2003): Handbook of Processes and Modeling in the Soil-Plant System.– 762 p., Binghamton, New York (Food Products Press® and The Haworth Reference Press, imprints of The Haworth Press, Inc.).
- BERG, W. (1999): Neue Methoden zur Visualisierung und Quantifizierung bevorzugter Fließwege in der ungesättigten Zone.– Diplomarbeit, Institut für Geographie und Raumforschung, Karl-Franzens-Universität, 61 S., Graz.
- BERG, W. (2003): Monitoring, Analysis and Interpretation of Nitrogenous Components and their Layered Transport into the Groundwater of a Shallow Quaternary Aquifer (Leibnitzer Feld, Wagna).– PHD-Thesis, Institut für Geographie und Raumforschung, Karl-Franzens-Universität, 157 S., Graz.
- BGBl. Nr. 338/91 (i.d.g.F.): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Erhebung der Wassergüte in Österreich (Wassergüte-Erhebungsverordnung – WGEV).– Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, 121. Stück, Jg. 1991 (27. 06. 1991), Nr. 338, Wien.
- BGBl. Nr. 502/1991: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft betreffend Schwellenwerte für Grundwasserinhaltsstoffe (Grundwasserschwellenwertverordnung – GSwV).– Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, 182. Stück, Jg. 1991 (17. 09. 1991), Nr. 502, 2147–2152, Wien.
- BGBl. I 82/2003: 82. Bundesgesetz: Änderung des Wasserrechtsgesetzes 1959 und des Wasserbautenförderungsgesetzes 1985 sowie Aufhebung des Hydrografiegesetzes.– Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, Jg. 2003, Teil I, 29. 08. 2003, 1353–1399, CELEX-Nr.: 32000L0060, Wien.

- BGBl. I Nr. 2/2006: Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DÜV) vom 10. Januar 2006.– Bundesgesetzblatt, Jg. 2006, Teil I Nr. 2, ausgegeben 13. Januar 2006, Bonn.
- BIMSCHV (2001): 4. Verordnung zur Durchführung des BImSchG (Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge), geändert durch Art. 4 des Gesetzes zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weiterer EG-Richtlinien zum Umweltschutz vom 27. Juli 2001 (BGBl. 1, S. 1950).
- BMLF (1974): Österreichische Bodenkartierung. Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25 000. Kartierungsbereich Mureck (KB17) – Steiermark.– 208 S., Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- BMLF (1974): Österreichische Bodenkartierung. Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25 000. Kartierungsbereich Leibnitz (KB20) – Steiermark.– 232 S., Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- BMLF (1976): Österreichische Bodenkartierung, Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25 000. Kartierungsbereich Wildon (KB3) – Steiermark.– 168 S., Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- BMLF (1978): Österreichische Bodenkartierung, Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25 000. Kartierungsbereich Radkersburg (KB54) – Steiermark.– 167 S., Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- BMLFUW (2000): ÖPUL 2000. Sonderrichtlinie für das Österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft.– Zl. 25.014/37-II/B8/00, 71 S., 27. 07. 2000, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW (2003): Aktionsprogramm 2003: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über das Aktionsprogramm 2003 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen.– 16 S., Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW (2005): EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG: Österreichischer Bericht über die IST-Bestandsaufnahme.– S. 20–21 u. 23, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW (2006): Ländliche Entwicklung 2007–2013. Nationaler Strategieplan Österreichs für die Entwicklung des ländlichen Raums 2007–2013.– Version 5 endg., Stand 17. 09. 2006.– S. 16 u. 23–24, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW (2006): Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft.– 6. Aufl., 80 S., Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW (2007): Österreichisches Programm für die Entwicklung des ländlichen Raums 2007–2013.– LE 07-13, Stand 18. 07. 2007, 528 S.; Anlage I: Anhänge zum Argrarumweltprogramm und zur Tierschutzmaßnahme (ÖPUL 2007), Stand 18. 07. 2007, 105 S.; Anlage II: Staatliche Beihilfen – Meldebögen, 98 S.; Anlage III: Ex-ante Evaluierung gemäß VO (EG) Nr. 1698/2005 Art. 85, 149 S.; Anlage IVa: Umweltbericht im Rahmen der Strategischen Umweltprüfung gem. RL 2001/42/EG, 224 S.; Anlage IVb: Zusammenfassende Erklärung im Rahmen der Strategischen Umweltprüfung gem. Art. 9 RL 2001/42/EG, 37 S.; Anlage V, 2 S.; Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, [online verfügbar: <http://land.lebensministerium.at/article/articleview/58900/1/8486/>, April 2008].
- BMU (Hrsg., 1992): Agenda 21 of Rio 1992.– 359 S., Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, PF 120629, D-53048 Bonn (Köllen Druck+Verlag), [online verfügbar: <http://www.agenda21.nrw.de/download/agenda21.pdf>, Februar 2008].
- BODNER G., P. LIEBHARD & R. JUD (2001): Auswirkungen von Winterbegrünungen auf Nitratdynamik und Bodenwasserhaushalt im Trockengebiet.– In: ARBEITSGEMEINSCHAFT LANDWIRTSCHAFTLICHER VERSUCHSANSTALTEN IN ÖSTERREICH, ALVA (Hrsg., 2001): ALVA-Jahrestagung 2001, Landwirtschaftliche Qualitätsprodukte – Basis für hochwertige Nahrungsmittel, 29. bis 31. Mai 2001, Wolfpassing, 95–97, BAL Gumpenstein, Irdning.

- BRISSE, N., C. GARY, E. JUSTES, R. ROCHE, B. MARY, D. RIPOCHE, D. ZIMMER, J. SIERRA, P. BERTUZZI, P. BURGER, F. BUSSIÈRE, Y. M. CABIDOCHÉ, P. CELLIER, P. DEBAEKE, J. P. GAUDILLÈRE, F. MA-  
RAUX, F. B. SEGUIN & H. SINOQUET (2003): An overview of the crop model STICS.– *European  
Journal of Agronomy* **18**, 309–332, Amsterdam.
- CASPER, M., J. GRIMM-STRELE, Th. GUDERA, M. SIMON, P. VAN DIJK & K. RESCH (2004): Modellie-  
rung des Nitratreintrages und Nitrattransportes im Grundwasser des Oberrheingrabens.– In:  
BRONSTERT, A., A. THIEKEN, B. MERZ, M. RHODE & L. MENZEL (Hrsg., 2004): *Wasser- und  
Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten*.– Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaf-  
tung, H. **5/2004**, Hefen.
- CHRISTENSEN, J. H., T. R. CARTER, M. RUMMUKAINEN & G. AMANATIDIS (2007): Evaluating the per-  
formance and utility of regional climate models: the PRUDENCE project.– *Climatic Change*,  
**81**, doi: 10.1007/s10584-006-9211-6, Dordrecht, Netherlands.
- COMMISSION DIRECTIVE 98/15/EC (UWWD – 91/271/EEG version RL 98/15/EG): Commission Di-  
rective 98/15/EC of 27 February 1998 amending Council Directive 91/271/EEC with respect  
to certain requirements established in Annex I thereof (Text with EEA relevance).– *Official  
Journal of the European Communities*, L 67, 7. 3. 1998, 29–30.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (2003): Proposal for a Directive of the European Par-  
liament and of the Council on the protection of groundwater against pollution.– COM(2003)  
550 final, C5-0447/2003, 2003/0210 (COD), 19. 09. 2003, Brussels, [online available: [http://  
www.europarl.europa.eu/oeil/file.jsp?id=236412](http://www.europarl.europa.eu/oeil/file.jsp?id=236412), February 2008].
- COUNCIL DIRECTIVE 91/676/EEC: Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concern-  
ing the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources.– *Official  
Journal*, L 327, Brussels.
- COUNCIL DIRECTIVE 96/61/EC (IPPC-Directive 1996): Council Directive 96/61/EC of 24 Septem-  
ber 1996 concerning integrated pollution prevention and control.– *Official Journal*, L 257,  
10/10/1996, 26–40, Brussels.
- COUNCIL DIRECTIVE 96/271/EEC: COUNCIL DIRECTIVE 96/271/EEC of 21 May 1991 concerning  
urban waste water treatment.– *Official Journal*, L 135, 30/05/1991, 40–92.
- DALLA-VIA, A. (2002): *Bewertung der heterogenen Nitratverteilung im quartären Aquifer des Un-  
teren Feistritztales*.– Dissertation an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Karl-Franzens-  
Universität, 353 S., Graz.
- DALLA-VIA, A., E. STELZL & J. FANK (2007): *Digitale Bodenkarte des Murtales von Graz bis Rad-  
kersburg*.– MS-Accesdatenbank, Institut für WasserRessourcenManagement, JOANNEUM  
RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH, Graz.
- DE WILLIGEN, P. (1991): Nitrogen turnover in the soil-crop system; comparison of fourteen simulation  
models.– *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **27**, 141–149, Dordrecht, Netherlands.
- DÉQUÉ, M., D. P. ROWELL, D. LÜTHI, F. GIORGI, J. H. CHRISTENSEN, B. ROCKEL, D. JACOB, E. KJELL-  
STRÖM, M. DE CASTRO & B. VAN DEN HURK (2007): An intercomparison of regional climate  
simulations for Europe: assessing uncertainties in model projections.– *Climatic Change*, **81**,  
doi: 10007/s10584-006-9228-x, Dordrecht, Netherlands.
- DIEKKRÜGER, B., D. SÖNDGERATH, K. C. KERSEBAUM & C. W. McVOY (1995): Validity of agro-  
ecosystem models. A comparison of results of different models applied to the same data set.–  
*Ecological Modelling*, **81** (1995), 3–29, Amsterdam.
- DIRECTIVE 2000/60/EC (EU Water Framework Directive 2000): Directive 2000/60/EC of the Euro-  
pean Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Com-  
munity action in the field of water policy.– *Official Journal of the European Communities*,  
L 327, 72 p., Brussels.
- DIRECTIVE 2001/81/EC (NEC-Directive 2001): Directive 2001/81/EC of the European Parlia-  
ment and of the Council of 23 October 2001 on national emissions ceilings for certain  
atmospheric pollutants.– *Official Journal*, L 309, 27/11/2001, 22–30 (DSS 2003) estab-  
lishing common rules for direct support schemes for farmers and amending EEC and EC  
regulations.
- DIRECTIVE 2006/118/EC: Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of  
12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration.–  
*Official Journal*, L 372, 27 December 2006, 19–31, Brussels, [online available: [http://www.  
europarl.europa.eu/oeil/file.jsp?id=236412](http://www.europarl.europa.eu/oeil/file.jsp?id=236412), February 2008].

- DONATELLI, M. & C. O. STÖCKLE (1999 a–f): The Suite CropSyst to Simulate Cropping Systems. Short course at the Middle East Technical University – Dep. of Economics, Ankara, Turkey, 18–22 November 1999. Lecture Notes: a) The Suite CropSyst to Simulate Cropping Systems, lect1\_Introduction.pdf; b) Model Calibration and Validation, lect2\_Calibration.pdf; c) Modelling Crop Development and Growth in CropSyst, lect3\_CropGrowth.pdf; d) Modelling the Water Balance in CropSyst lect4\_Wbalance.pdf; e) Modelling the Nitrogen Balance in CropSyst, lect5\_Nbalance.pdf; f) Model Validation, lect6\_Validation.pdf.– Url: <http://www.bsye.wsu.edu/cropsyst/> [November 2007].
- DUDHIA, J. (1993): A Nonhydrostatic Version of the Penn State – NCAR Mesoscale Model: Validation Tests and Simulation of an Atlantic Cyclone and Cold Front.– *Mon. Wea. Rev.*, **121**, 1493–1513, Boston, MA.
- DURNER, W., S. C. IDEN & U. JANSEN (2008): Lysimeter – ein Werkzeug zur genauen Erfassung von Wasser- und Stoffkreislaufparametern/4.3. Bestimmung effektiver Parameter für die Modellierung des Wassertransportes auf der Lysimeterskala.– In: FANK, J. & Ch. LANTHALER (Hrsg., 2008): Diffuse Einträge in das Grundwasser: Monitoring – Modellierung – Management. Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Fokus zu erwartender Herausforderungen.– Beiträge z. Hydrogeologie, **56**, 118–123, Graz.
- EBERDORFER, D. (März 1998): Körnermais-Nitrat-Versuch Wagna 1997.– Land- und forstwirtschaftlicher Versuchsbericht, **1997**, 6–12, Versuchsreferat der steirischen Landwirtschaftsschulen, Hatzendorf.
- EU-COST-ACTION 869 (11/2006–11/2011): Mitigation options for nutrient reduction in surface water and groundwaters.– Url: <http://www.cost869.alterra.nl> [December 2007].
- EUROPEAN COMMISSION (1999): Agenda 2000.– Url: [http://europa.eu.int/comm/agenda2000/index\\_en.htm](http://europa.eu.int/comm/agenda2000/index_en.htm) [February 2008].
- FABIANI, E. (1978): Grundwasseruntersuchungen im „Unteren Murtal“.– Berichte der wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung, **39**, 1–94, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Graz.
- FANK, J. (1999): Zur Nitratproblematik im Murtal südlich von Graz.– Bericht der BAL über die 8. Lysimetertagung „Stoffflüsse und ihre regionale Bedeutung für die Landwirtschaft“ vom 13. bis 14. April 1999, BAL Gumpenstein, 5–9, Irnding.
- FANK, J. (1999): Die Bedeutung der ungesättigten Zone für Grundwasserneubildung und Nitratbefrachtung des Grundwassers in quartären Lockersediment-Aquiferen am Beispiel des Leibnitzer Feldes (Steiermark, Österreich).– Beiträge z. Hydrogeologie, **49/50**, 101–388, Graz.
- FANK, J. (2004): Die Bedeutung der Ergebnisse der Untersuchungen an der Forschungsstation Wagna für die ackerbauliche Praxis im Grundwassergebiet des Murtales von Graz bis Bad Radkersburg.– Bericht der BAL über das Seminar „Landwirtschaft und Grundwasserschutz – Die Bedeutung der Lysimeterforschung für die landwirtschaftliche Praxis“ vom 2. bis 3. März 2004, BAL Gumpenstein, 63–72, Irnding.
- FANK, J. (2005): Baggerseen im westlichen Leibnitzer Feld.– *Wasserland Steiermark – Die Wasserzeitschrift der Steiermark*, **4/2005**, 23–27, Graz (Austria, Umweltbildungszentrum Steiermark).
- FANK, J. (Hrsg., 2007): Agrarstrukturänderungen und Grundwasserqualität (BIOLBGW).– Unveröff. Bericht, JOANNEUM RESEARCH, Institut für WasserRessourcenManagement, Hydrogeologie und Geophysik, 259 S., Graz.
- FANK, J. & G. ROCK (2005): Tracer Experiments on Field Scale for Parameter Estimation to calibrate Numerical Transport Models.– In: NÜTZMANN, G., P. VIOTTI & P. AAGAARD (Eds., 2005): Reactive Transport in Soil and Groundwater – Processes and Models, 239–250, Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- FANK, J., G. GOMBOCZ, H. P. LEDITZKY, W. POLTNIG, F. REISS & G. ROCK (1994): Grundwassermodell „Unteres Murtal“ – Grundlagenerhebung.– Unveröff. Bericht, JOANNEUM RESEARCH, Institut für Hydrogeologie und Geothermie, 57 S., 7 Abbildungen, 10 Tabellen, 15 Beilagen, Anhang A und B, Graz.
- FANK, J., E. STENITZER, F. FEICHTINGER & P. CEPUDER (2004): Messdaten und Modellkalibration an der Forschungsstation Wagna und daraus abzuleitende Anforderungen an Messstellen zur Kalibration von Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodellen.– In: KLOTZ, D. (Hrsg., 2004): Untersuchungen zur Sickerwasserprognose in Lysimetern.– GSF-Bericht, **02/04**, 79–86, München.
- FANK, J., G. FASTL, H. KUPFERSBERGER & G. ROCK (2006): Die Bewirtschaftung des Versuchsfeldes Wagna – Auswirkungen auf die Grundwassersituation.– Bericht der BAL über das Seminar

- „Umweltprogramme für die Landwirtschaft und deren Auswirkung auf die Grundwasserqualität“ vom 7. bis 8. März 2006, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 43–48, Irnding.
- FEICHTINGER, F. (1998): STOTRASIM – Ein Modell zur Simulation der Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone eines Ackerstandortes.– In: BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg., 1998): Modelle für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone.– Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Bd. 7, 14–41, Wien.
- FEICHTINGER, F., A. SCHEIDL & J. DORNER (2005): „ÖPUL 2000 – Begrünungsvarianten (Pkt. 2.22), Evaluierung der wasserwirtschaftlichen Relevanz (Effizienz) einer Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter“.– Bericht, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen.
- VAN GILS, J., H. BEHRENDT, A. CONSTANTINESCU, K. ISERMANN, R. ISERMANN & M. ZESSNER (2005): “Assessment results for scenarios”. Deliverable D 5.12 of daNUbs “Nutrient Management in the Danube Basin and its Impact on the Black Sea” (daNUbs) supported under contract EVK1-CT-2000-00051 by the Energy, Environment and Sustainable Development (EESD) Programme of the 5<sup>th</sup> EU Framework Programme.– Unpubl. Report, January 2005, 21 p., Delft Hydraulics, Delft, Netherlands.
- GIORGI, F. & L. O. MEARNS (1999): Introduction to special section: Regional climate modeling revisited.– *J. Geophys. Res.*, 6335–6352, Washington, D.C.
- GOBIET, A., H. TRUHETZ & A. RIEGLER (2006): A climate scenario for the Alpine region, reclip:more project year 3.– WegCenter progress report, pp.21, Wegener Center, University of Graz, Graz, Austria.
- GOMEZ E., E. LEDOUX & B. MARY (2002): Modélisation de la contamination nitrique des masses d’eau souterraine par les nitrates d’origine agricole.– PIREN-Seine, Rapport d’activité 2002. Axe thématique: Agriculture et pollutions diffuses, UMR CNRS 7619 Sisyphe, 37 p., [online available: [http://www.sisyphe.jussieu.fr/internet/piren/gicc/annexes/Nitrates2002\\_gomez.pdf](http://www.sisyphe.jussieu.fr/internet/piren/gicc/annexes/Nitrates2002_gomez.pdf), 07. 11. 2007].
- HANSEN, S., C. THIRUP, J. C. REFSGAARD & L. S. JENSEN (2001): Modelling nitrate leaching at different scales – application of the DAISY model.– In: SHAFFER, M., L. MA & S. HANSEN (Eds., 2001): Modelling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management.– 511–546, Boca Raton (CRC Press).
- HEWITT, C. D. & D. J. GRIGGS (2004): Ensembles-Based predictions of climate changes and their impacts.– *EOS*, **85**, p. 566, Washington, D.C.
- HOFREITHER, M. F. (1995): Ökonomische Anreize für eine gewässerträchtige Landwirtschaft.– Diskussionspapier Nr. 48-W-95 des Instituts für Wirtschaft, Politik und Recht, Universität für Bodenkultur Wien, Oktober 1995, S. 6 u. 8, Wien.
- HOFREITHER, M. F. & F. SINABELL (1996): Konsequenzen und Chancen einer nachhaltigen Wassernutzung durch die Landwirtschaft.– Diskussionspapier Nr. 53-W-96 des Instituts für Wirtschaft, Politik und Recht, Universität für Bodenkultur Wien, Februar 1996, 4–8, Wien.
- HOUGHTON, J. T., Y. DING, D. J. GRIGGS, M. NOGUER, P. J. VAN DER LINDEN, X. DAI, K. MASKELL & C. A. JOHNSON (Eds., 2001): Climate Change 2001: The Scientific Basis.– Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge, pp.944, United Kingdom and New York, NY, USA (Cambridge University Press).
- ICPDR (2004): Objectives and common strategic goals with regard to the protection and conservation of the Black Sea Environment.– Unpubl. Report, International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, [www.icpdr.org].
- IPCC – INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (1995): IPCC Guidelines for national Greenhouse Gas Inventories.– Workbook 3 (Cambridge University Press).
- ISERMANN, K. & R. ISERMANN (2004): EU-RP-5: Nutrient management in the Danube River and its impact on the Black Sea (daNUbs EVK1-CT-2000-00051). Deliverables daNUbs Scenarios Nutrition. D 3.1: The early and present non-sustainable situations. D 3.2: Future more or less sustainable situations.– Unpubl. Report, September 2004, 132 p., Bureau for Sustainable Agriculture, 67374 Hanhofen, Germany.
- ISERMANN, K. & R. ISERMANN (2005): EU-RP-5: Nutrient management in the Danube River and its impact on the Black Sea (daNUbs EVK1-CT-2000-00051). D 3.4 Final report on results of the workpackage 3.– Unpubl. Report, January 2005, 132 p., Bureau for Sustainable Agriculture, 67374 Hanhofen, Germany.

- ISERMANN, K., R. ISERMANN & M. ZESSNER (2004): EU-RP-5: Nutrient management in the Danube River and its impact on the Black Sea (daNUbs EVK1-CT-2000-00051). Deliverables daNUbs Scenarios Nutrition. D 3.3: Possible outlooks/prognoses: agriculture, human nutrition, waste and waste water.– Unpubl. Report, November 2004, 132 p., Bureau for Sustainable Agriculture, 67374 Hanhofen, Germany.
- JANSSON, P.-E. & L. KARLBERG (Eds., 2004): Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems.– COUP manual, 453 p., Royal Institute of Technology, Dept of Civil and Environmental Engineering, Stockholm, [online available: <ftp://www.lwr.kth.se/CoupModel/CoupModel.pdf>, 20. 07. 2008].
- KERSEBAUM K. C. & A. J. BEBLIK (2001): Performance of a nitrogen dynamics model applied to evaluate agricultural management practices.– In: SHAFFER, M., L. MA & S. HANSEN (Eds. 2001): Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management, 549–569, Boca Raton (CRC Press).
- KERSEBAUM, K. C., K. LORENZ, H. I. REUTER, J. SCHWARZ, M. WEGEHENKEL & O. WENDROTH (2005): Operational use of agro-meteorological data and GIS to derive site specific nitrogen fertilizer recommendations based on the simulation of soil and crop growth processes.– *Physics and Chemistry of the Earth*, **30** (2005), 59–67, Amsterdam.
- KINZELBACH, W. & R. RAUSCH (1995): Grundwassermodellierung. Eine Einführung mit Übungen.– 283 S., Berlin, Stuttgart (Gebrüder Borntraeger).
- KLETZAN, D., F. SINABELL & E. SCHMID (2004): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie für den Sektor Landwirtschaft – Ökonomische Analyse der Wassernutzung, Entwicklung von methodischen Ansätzen.– Studie des Österreichischen Instituts für Wirtschaftsforschung (WIFO), April 2004, 11–14 u. 75–83, Wien.
- KOPETZ, H. (2004): Vom Landwirt zum Energiewirt.– In: BUNDESANSTALT FÜR ALPENLÄNDISCHE LANDWIRTSCHAFT (Hrsg., 2004): Wintertagung 2004 für Grünland- und Viehwirtschaft, 12. und 13. Februar 2004, Aigen/Ennstal.– Programm und Kurzfassungen der Vorträge, 16–17, Gumpenstein.
- KROISS, H. (Coord., 2005): EU-RP-5: Nutrient management in the Danube Basin and its impact on the Black Sea (daNUbs EVK1-CT-2000-00051). daNUbs Final Report. Section 5: Executive publishable summary, Section 6: Detailed Report.– Unpubl. Report, March 2005, 78 p., Institute for Water Quality and Waste Management, Vienna University of Technology, [online available: <http://danubs.tuwien.ac.at/danubs%20final.pdf>, 29. 10. 2007].
- KUTÍLEK, M. & D. R. NIELSEN (1994): Soil Hydrology.– *GeoEcology textbook*, 370 p., Cremlingen-Destedt (Catena).
- LANTHALER, Ch., J. FANK & H. KUPFERSBERGER (2007): Erarbeitung grundwasserverträglicher ackerbaulicher Bewirtschaftungsformen auf Basis von Langzeit-Modellierungen.– Bericht der BAL über die 12. Lysimetertagung „Lysimetrie im Konnex zu nationalen und internationalen Regelwerken“ vom 17. bis 18. April 2007, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 121–124, Irnding.
- LARSEN, O. (2007): Integrierte Betrachtung ungesättigte/gesättigte Zone in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten – Kopplung DAISY/MIKE SHE.– In: FANK, J. & Ch. LANTHALER (Hrsg., 2007): Tagungsband der internationalen Konferenz „Diffuse Einträge in das Grundwasser: Monitoring–Modellierung–Management“, 29.–31. 01. 2007, Graz.– S. 49, CD-ROM, Graz.
- LEGGETT, J., W. J. PEPPER & R. J. SWART (1992): Emissions scenarios for the IPCC: an update in Climate change 1992.– In: HOUGHTON, J. T., B. A. CALLANDER & S. K. VARNEY (Eds., 1992): The supplementary report to the IPCC scientific assessment.– 75–95, United Kingdom and New York, NY, USA (Cambridge University Press).
- LFI STEIERMARK (2006): Landwirtschaftliche Umweltberatung Steiermark.– Zwischenbericht 2006, 23–27, Ländliches Fortbildungsinstitut Steiermark, Graz.
- LGBl. Nr. 47/2006: Verordnung des Landeshauptmannes von Steiermark vom 21. März 2006, mit der die Verordnung betreffend das Grundwasserschongebiet zum Schutz der Wasserversorgungsanlagen des Wasserverbandes Ehrenhausen geändert wird.– LGBl., Stück 9, Nr. 47 (31. März 2006), 75–76, GZ. 02Z032441 M, Graz.
- LGBl. Nr. 49/2006: Verordnung des Landeshauptmannes von Steiermark vom 23. März 2006, mit der die Verordnung betreffend das Grundwasserschongebiet zum Schutz der Wasserversorgungsanlagen der Gemeinde Ragnitz geändert wird.– LGBl., Stück 9, Nr. 49 (31. März 2006), GZ. 02Z032441 M, 78–79, Graz.
- LIEBHARD, P., E. SCHMID, R. DIETRICH & K. ESCHELBÖCK (2005): Bewertung von Extensivierungsmaßnahmen auf Nitrataustrag und Bodenwasserhaushalt bei Salat (Feldgemüse) im Eferdinger

- Becken.– In: ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR LEBENSMITTEL-, VETERINÄR- UND AGRARWESEN, (Hrsg., 2005): ALVA-Jahrestagung 2005, „Jubiläum – 60. Jahrestagung“ 23.–25. Mai 2005, Landwirtschaftskammer Oberösterreich, Linz.– Bericht, 101–107, Wien.
- LOIBL, W. & RECLIP:MORE TEAM (2006): Project reclip:more – overview: objectives, tasks and results 2004–2005.– Oral presentation at the 9<sup>th</sup> Austrian Day of Climate (9. Österreichischer Klimatag „Klima, Klimawandel und Auswirkungen“), 16<sup>th</sup> to 17<sup>th</sup> of March 2006, Vienna.
- MURER, E. (1998): Die Ableitung der Parameter eines Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodelles aus den Ergebnissen der Bodenkartierung. Modelle für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone.– Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Bd. 7, 89–103, Wien.
- NELSON, R. (Creator, April 2003): CropSyst Suite.– URL: <http://www.bsye.wsu.edu/cropsyst/> [December 2006].
- PFERSCHER, J. (2006): Statistische Auswertung des Großparzellenversuchs.– Unveröff. Auswertung, Versuchsreferat der steirischen Landwirtschaftsschulen, Hatzendorf.
- PÖTSCH, E. M. (2004): Biogasproduktion – Energiegewinnung und Veredelung von Wirtschaftsdüngern. – In: BUNDESANSTALT FÜR ALPENLÄNDISCHE LANDWIRTSCHAFT (Hrsg., 2004): Wintertagung 2004 für Grünland- und Viehwirtschaft, 12. und 13. Februar 2004, Aigen/Ennstal.– Programm und Kurzfassungen der Vorträge, 17–19, Gumpenstein.
- PRETTENTHALER, F. & A. DALLA-VIA (Hrsg., 2007): Wasser und Wirtschaft im Klimawandel – Konkrete Ergebnisse am Beispiel Oststeiermark – Studien zum Klimawandel in Österreich, pp. 189, Wien (Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften).
- RECLIP:MORE: URL: <http://systemsresearch.arcs.ac.at/SE/projects/reclip/> [February 2008].
- REIMANN, Th., R. LIEDL & W. WALTHER (2008): Diffuse Einträge ins Grundwasser – internationale und regionale Studien/12. Transport of Solutes in the Transition Zone of Saturated and Unsaturated Subsurface.– In: FANK, J. & Ch. LANTHALER (Hrsg., 2008): Diffuse Einträge in das Grundwasser: Monitoring – Modellierung – Management. Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Fokus zu erwartender Herausforderungen.– Beiträge z. Hydrogeologie, **56**, 218–224, Graz.
- RL 91/676/EWG: Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen.– Amtsblatt L 375 vom 31. 12. 1991.
- RL 2000/60/EG: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.– Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 327, 72 S., Brüssel.
- ROECKNER, E., G. BÄUML, L. BONAVENTURA, R. BROKOPF, M. ESCH, M. GIORGETTA, S. HAGEMANN, I. KIRCHNER, L. KORNBLUEH, E. MANZINI, A. RHODIN, U. SCHLESE, U. SCHULZWEIDA & A. TOMPKINS (2003): The Atmospheric General Circulation Model ECHAM5. Part 1: Model Description.– Report **349**, pp. 127, Max Planck Institute for Meteorology (MPI), Hamburg, Germany.
- SAXTON, K. E. (2002): SPAW Soil - Plant - Atmosphere – Water Field & Pond Hydrology. Reference, Operational and Users Manuals (version 6.1.).– USDA – Agricultural Research Service in cooperation with Department of Biological Systems Engineering, Washington State University.
- SHELLER, E. (1994): Die Stickstoff-Versorgung der Pflanzen aus dem Stickstoff-Stoffwechsel des Bodens. Ein Beitrag zu einer Pflanzenernährungslehre des organischen Landbaus.– 2. Aufl., 290 S., Weikersheim (Markgraf Verlag).
- SCHENK, S. & U. FRANKO (1999): Regionale Untersuchung der Stoffflüsse auf dem Gebiet der Querfurter Platte.– Bericht der BAL über die 8. Lysimetertagung „Stoffflüsse und ihre regionale Bedeutung für die Landwirtschaft“ vom 13. bis 14. April 1999, BAL Gumpenstein, 193–194, Irnding.
- SCHNEIDER, K. (2004): Prozessbasierte und gekoppelte Modellierung von Wasserflüssen und Pflanzenwachstum mit dem PROMET-V Modell.– Marburger Geographische Schriften, **2004**, **140**, 230–254, Marburg.
- SCHNEIDER, W., P. NELHIEBEL, G. AUST, M. WANDL & O. H. DANNEBERG (2001): Die landwirtschaftliche Bodenkartierung in Österreich.– Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. **62**, 39–68, Wien.
- SINABELL, F. & E. SCHMID (2004): Die Entwicklung von Österreichs Landwirtschaft bis 2015.– In: KLETZAN, D., F. SINABELL & E. SCHMID (2004): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie für den Sektor Landwirtschaft – Ökonomische Analyse der Wassernutzung, Entwicklung von methodischen Ansätzen.– Studie des Österreichischen Instituts für Wirtschaftsforschung (WIFO), April 2004, 75–84, Wien.

- STENGER, R., E., PRIESACK, G. BARKLE & C. SPERR (1999): Expert-N – A tool for simulating nitrogen and carbon dynamics in the soil-plant-atmosphere system.– In: TOMER, M., M. ROBINSON & G. GIELEN (Eds., 1999): NZ Land Treatment Collective Proceedings Technical Session 20: Modelling of Land Treatment Systems.– 19–28, New Plymouth, New Zealand.
- STENITZER, E. (1988). SIMWASER – Ein numerisches Modell zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes und des Pflanzenertrages eines Standortes.– Mitteilung aus der Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, **31**, 1–203, Petzenkirchen.
- STÖCKLE, C. O. & R. NELSON (1994): Cropping Systems Simulation Model, User's Manual.– 235 p., Biological Systems Engineering Department, Washington State University.
- SVENDSEN, H., S. HANSEN & H. E. JENSEN (1995): Simulation of crop production, water and nitrogen balances in two German agro-ecosystems using the DAISY model.– Ecological Modelling, **81** (1995), 197–212, Amsterdam.
- UN/ECE – UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE (1999): Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-Level Ozone.– Url: <http://www.unece.org/env/lrtap/full%20text/1999%20Multi.E.Amended.2005.pdf> [February 2008].
- VON UNOLD, G. (2008): Lysimeter – ein Werkzeug zur genauen Erfassung von Wasser- und Stoffkreislaufparametern/1. Modulare Konzepte der Lysimetertechnologie für differenzierte Anwendungsbereiche und deren Einordnung in die Skalenproblematik.– In: FANK, J. & Ch. LANTHALER (Hrsg., 2008): Diffuse Einträge in das Grundwasser: Monitoring – Modellierung – Management. Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Fokus zu erwartender Herausforderungen.– Beiträge z. Hydrogeologie, 56, 93–99, Graz.
- UPPALA, S., P. KÄLLESBERG, A. HERNANDEZ, S. SAARINEN, M. FIORINO, X. LI, K. ONOGI, U. ANDREA & V. DA COSTA BECHTOLD (2004): ERA-40: ECMWF 45-years reanalysis of the global atmosphere and surface conditions 1957–2002.– ECMWF Newsletter, **101**, 2–21, Reading, UK.
- UTZ, H. F. (2001): PLABSTAT: Ein Computerprogramm zur statistischen Analyse von pflanzenzüchterischen Experimenten. Version 20.– Institut für Pflanzenzüchtung, Saatgutforschung und Populationsgenetik, Universität Hohenheim, Stuttgart.
- VO (EG) Nr. 1698/2005: Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates vom 20. September 2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER).– Amtsblatt der Europäischen Union, DE L 277 (21. 10. 2005), 40 S., Brüssel.
- VO (EG) Nr. 1974/2006: Verordnung (EG) Nr. 1974/2006 der Kommission vom 15. Dezember 2006 mit Durchführungsbestimmungen zur Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER).– Amtsblatt der Europäischen Union, DE L 368 (23. 12. 2006), 15–73, Brüssel.
- WAGNER, J. (2001): Bodenschätzung in Österreich.– Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. **62**, 69–104, Wien.
- WANG, Y., L. R. LEUNG, J. L. MCGREGOR, D.-K. LEE, W.-C. WANG, Y. DING & F. KIMURA (2004): Regional climate modeling: Progress, challenges, and prospects.– J. Meteorol. Soc. Jpn., **82**, 1599–1628, Tokyo, Japan.

## Summary (J. FANK, compilation)

Shallow aquifer systems are very important resources for drinking water supply on a local and regional scale. Intensive agriculture is at a high risk for groundwater quality due to soils with high permeability and low thickness. Even in valley floors agriculture is the most important type of land use. Agricultural impact to the groundwater is strongly correlated to intensification of land use and food production. Therefore a set of legislative measures was implemented to control emission from agriculture. Command and control measures characterise the Austrian approach, however environmental subsidies for voluntary measures have been gaining significant since 1995. According to the reform of Common Agricultural Policy 2003 market signals will become more important for the production. As a

considerable share of farms in Austria is located in relative less favourable production regions the likely effect of the reform will be a more extensive agriculture. Therefore a large number of measures can be carried out by farmers to reduce emission, particularly to reduce the nitrate impact into groundwater. Most of these measures need to be adjusted to very specific farm conditions.

For the acceptance of groundwater protection measures by the farmers it is important to link ecological with economical needs. Therefore economical topics are an important part of consulting. Some examples show that environmental measures influence the contribution margin positive even without governmental payments.

Sustainable mitigation options to reduce the nitrogen and phosphorus inputs into the Danube River Basin and therefore into the phosphorus-limited western Black Sea have to be cause-oriented and sufficiently in an integrated manner referring to the entire nutrition system: agriculture with plant and animal nutrition (diffuse sources), human nutrition (households intervenient) as well as waste and waste water management (point sources). Only sustainable bundles of measures based on sufficiency primarily of a healthy human nutrition with corresponding production especially of animal food flanked simultaneously by best available techniques (efficiency) are adequate to reduce nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic ecosystems both cause-oriented and sufficiently (consistency).

With assistance of numeric models, quantifications and resulting prognoses of the impact of environmentally beneficial crop management become more and more frequent. The input data used in the models mostly refers to one-dimensional-vertical sites and therefore just allows conclusions over one location. Differentiations regarding a wide area cannot be done. Using a-priori information from remote sensing data is considered as a way to implement a large-scale model approach. The objective is to trace the identified two-dimensional differences of the dynamics of biomass development by soil-vegetation-atmosphere-transfer-models (SVAT). Specific field data, collected during the most important phenological stadia of the crops, as well as GPS-based harvesting make it possible to validate and recalibrate the SVAT-models. STOTRASIM is such a tool to assess the dynamics of water and nitrogen in the unsaturated zone. Its application at regional scale for the assessment of nitrate leaching is outlined by some examples. This kind of models that are used to determine seepage water amounts and nutrient leaching losses from the unsaturated zone help farmers or environmental advisers to compare agricultural cropping management systems and to find suitable fertilisation amounts; authorities use models as decision support systems. A complex dataset is necessary to simulate various scenarios, and parameters have to be calibrated regionally. The model CropSyst has been validated according to lysimeter measuring data and by comparing calculation results to other models and was afterwards applied for simulations in the Murtal aquifer.

To predict the distribution of solutes from point or from linear sources transport modelling based on groundwater flow models and the concept of hydrodynamic dispersion is widely used. As we predict the impact of land use changes and different tillage systems in agricultural environments on solute concentration distribution in shallow aquifers, the location of the source equals the area of prediction and the entry of solute mass acts on different locations all over the prediction area with a high variability in time. At the test field in Wagna (Styria, Austria) with 32 plots with 1000 m<sup>2</sup> each groundwater recharge and nitrogen leaching has been calculated for the period 1987 to 2003 on a daily basis. Different soil types and different cropping systems at the plots have been taken into account. A groundwater flow and transport model for the test field has been calibrated. Transport parameters have been determined using the results of tracing experiments. The sequential coupling of nitrogen transport models in the unsaturated and saturated zone led to very well agreement between measured and calculated nitrate concentration in the groundwater on a yearly mean basis. Significant differences in yield at different planting measures are observed during the field experiment in Wagna, which is carried out on light soils with varying thicknesses. The experiment aims at finding cultivation systems for reducing the amount of nitrate leaching into the groundwater. Various amounts of manure applications on growing maize and a crop-rotation were examined between 1987 and 2003. Numerical models describing the soil water balance and the transformation of nitrogen are being applied to compute the leachate of nitrogen at the bottom of every individual "hydrotop" (unique combination of cultivation, soil thickness and soil type). Regardless the fertilising scheme corn monoculture leads to a smaller amount of nitrate leaching compared to the crop rotation variants which consist of a biannual transition between corn and barley, wheat and pumpkin. Depending on the cultivation the averaged leachate of nitrogen underneath a lot of land can vary by more than 100%. Different soil types influence the amount of nitrogen leachate on the order of 50%, whereas the soil thickness shows only little significance. Using long-term scenario

simulations, various crop rotation and maize single-crop farming variants were compared regarding seepage water amounts, nitrogen leaching losses and yield for agricultural regions in Southern Styria. Due to a lack of data and as some parameters of the model CropSyst were therefore not adjusted regionally, only relative comparisons of the variants were possible. The different cropping systems and fertilisation applications do not affect seepage water amounts. Nitrogen leaching losses of the maize single-crop farming variants are in any case lower than the ones of the crop rotations, but yields are higher when maize is cropped in a rotation than in the single-crop farming system.

Completing cycles and sparing resources are principles of organic farming. That involves the protection of the groundwater. The soil is the central element and is seen with all its various functions. The humus content and soil structure enable nitrate and other ions to be rapidly bound (to organic material). Chemically synthetic substances are generally not used in organic farming and can therefore not reach the groundwater. In terms of nutrient supply, organic farming is based on legumes as they are capable of binding nitrogen for the following crop. The release of nitrate can only be partly controlled by the type and intensity of cultivation. In the crop rotation a nitrogen source must always follow a nitrogen consumer. In the cultivation it is necessary to work on the soil only as little and shallowly as possible, yet always guarantee a good seedbed in order to get high yields. With an economical and groundwater-protective crop rotation, economy is in harmony with ecology.

Results of a high resolution regional climate change simulation for the greater Alpine region and for south-eastern Styria are presented. The scenario projects, beside other meteorological parameters, temperature and precipitation for the decade 2041 to 2050 compared to the reference decade 1981 to 1990. Temperature is projected to increase by 2.2°C with higher values in summer and autumn and lower values in winter. Precipitation changes are strongly depending on region and season, higher amounts are expected in winter and smaller amounts in summer and autumn. The scenario also includes further parameters like humidity, radiation and wind which are available for climate impact research.

An international conference on „Diffuse Inputs into the Groundwater: Monitoring – Modelling – Management. Agriculture and Water Management in the Light of Future Challenges” was held from January 29<sup>th</sup> to 31<sup>st</sup>, 2007 in Graz (Styria, Austria). The main goal of the conference was to present various nutrient transport models for the vadose zone for determining reasonable agricultural cropping systems for the future. Water is an essential input for the agricultural production. But agricultural impact to groundwater is strongly correlated to intensifying of land use and food production. Human driven climate change effects may reduce the availability of groundwater for drinking water supply. Groundwater protection measures have to take into account these changing boundary conditions. There are a lot of research needs to ensure cooperation between agriculture and water resources management for the future.

Schlüsselwörter: Landwirtschaft, Grundwasserschutz, Bodenwassermodellierung, Grundwassermodellierung, Versuchsfeld Wagna  
Keywords: agriculture, groundwater protection, soil water modelling, groundwater modelling, test site Wagna