UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH
in der Helmholtz-Gemeinschaft

Dissertation 16/2005

Abschätzung der Phosphorausträge aus der ungesättigten Bodenzone anhand numerischer Interpretationen von Lysimeterversuchen

Frauke Godlinski

ISSN 1860-0387

Aus dem Institut für Landnutzung
der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät

Abschätzung der Phosphorausträge aus der ungesättigten Bodenzone anhand numerischer Interpretationen von Lysimeterversuchen

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Agrarwissenschaften (doctor agriculturae)
der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Rostock

vorgelegt von:
Dipl.-Ing. Frauke Godlinski

Rostock, 15. März 2005

Gutachter:
Prof. Dr. P. Leinweber
Prof. Dr. B. Lennartz
Prof. Dr. R. Meissner
Prof. Dr. G. Nützmann

Kurzfassung

Der vertikale Transport von Phosphor (P) im Boden dominiert in ebenen, landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten wobei der P-Austrag aus der ungesättigten Bodenzone zu einer Eutrophierung der Wasserressourcen führen kann. Ziel der Arbeit war es daher, wissenschaftliche Grundlagen für ein verbessertes Verständnis des P-Haushalts von Agrar-Ökosystemen und die Prognose von vertikalen P-Austrägen aus der ungesättigten Bodenzone mit dem Sickerwasser zu erarbeiten. Dazu sollten (i) chemische Umsetzungen von P-Verbindungen in besonders gut untersuchten und charakterisierten Böden quantifiziert und modelliert, (ii) ein verfügbares Wasser- und Stoffhaushaltsmodell (WASMOD) mit einem neu entwickelten P-Modul getestet und verbessert und (iii) dieses hinsichtlich der P-Umsetzungen, der P-Verlagerung und der P-Austräge anhand von langjährigen Datenreihen kalibriert und validiert werden.

Die Grundlage bildeten Daten aus 55 Lysimeterversuchen, die sich hinsichtlich Bodenart, Nutzung sowie Düngerform und -menge unterschieden und deren bodenkundliche als auch hydrologische Kenngrößen für eine Periode von 12 Jahren ausgewertet wurden. Erstmals wurden die P-Pools und Parameter der P-Sorption im Ausgangsmaterial und aufgelöst nach Tiefenstufen durch destruktive Beprobung der Böden von 8 Lysimetern, die 15 Jahre differenziert bewirtschaftet wurden, untersucht.

Mittels ausgewählter chemischer Extraktionsverfahren wurden verschiedene P-Pools in Oberböden erfasst. Anhand dieser Ergebnisse und unter Berücksichtigung der Bodenart und Nutzung wurden Umrechnungsfaktoren abgeleitet, die es ermöglichten die Ergebnisse dieser unterschiedlichen P-Extraktionsmethoden quantitativ miteinander zu vergleichen. Darüber hinaus wurden Zusammenhänge zwischen P-Gehalten und -formen der Oberböden und P-Austrägen bei Graslandnutzung nachgewiesen. Weiterhin wurde eine um den Faktor 1,2 - 2,5 vorliegende P-Anreicherung mit variierenden Verläufen im Unterboden festgestellt. Zugleich führte die Bodennutzung zu Veränderungen der P-Sorptionsparameter.

Die Simulation mit dem Prozessmodell WASMOD ermöglichte durch die Koppelung mit den C- und N-Umsetzungen und der Pflanzenentwicklung eine differenzierte Abbildung der Wasserhaushaltsgrößen. Die Integration von vier relevanten P-Pools (gelöst, sorbiert, organisch und fixiert) und der P-Umsetzungsprozesse führte zu plausiblen Prognosen des P-Austrags, P-Entzugs durch die Pflanzen und der P-Verlagerung. Gemessene P-Austräge konnten unter Berücksichtigung der Bodenart, Nutzung und Düngermenge als Summe über 12 Jahre sowie teilweise in der jährlichen und monatlichen Dynamik durch das Modell abgebildet werden.

Das vorgestellte Modell wurde anhand umfangreicher und langjähriger Datenreihen aus Lysimeterversuchen überprüft. Als Voraussetzung für die Modellierung sind nur vergleichsweise wenige und überwiegend direkt messbare Parameter anzugeben. Das Modell ermöglicht eine Prognose der P-Austräge mit dem Sickerwasser von unterschiedlich genutzten landwirtschaftlichen Flächen.

Abstract

Phosphorous (P) losses from soils in lowland areas with no overland flow that are intensively used by agriculture are dominated by vertical transport processes. These losses can cause eutrophication of ground and surface water resources. Thus, the general objective of the present study was to develop a scientific basis for a better understanding of the P-status in agricultural ecosystems and a prediction of vertical P-leaching losses from the unsaturated zone. Therefore, (i) chemical transformations of P-compounds in well characterised and analysed soils were quantified and modelled, (ii) an existing water and solute transport model (WASMOD) with a new developed P-module was tested and improved, and (iii) this model was calibrated and validated with data from long term results for P-pools -transformations, and -translocation in soil profiles and for P-leaching losses.

As a data basis, relevant parameters of the soil properties and hydrology of 55 lysimeters were evaluated for a 12-year-period. The lysimeters differed in soil type and soil management such as fertilisation. P-pools and P sorption parameters were determined in samples of the original substrate before the start of the experiment and in top- and subsoils of 8 lysimeters that were dismantled after 15 years of operation.

Different P-pools were determined in topsoils by using a set of soil P-test methods. From these data, conversion factors that depend on soil texture and land use were derived. These can be applied to quantitatively compare results obtained from different P-extraction methods. Correlations between indicators of P-status in topsoil and P-concentration and P-leaching losses were established for grassland soils. Subsoils were enriched in P by factors of 1.2 to 2.5 as compared to the originate substrate. Additionally, P-sorption parameters varied according to different land use and management.

The process based model WASMOD, in which the soil C- and N-transformation and vegetation cover is considered, allowed to simulate water and compound dynamics and the relevant variables. The integration of four relevant P-pools (dissolved, adsorbed, organic and fixed) and of P-transformation processes resulted in plausible estimates of P-leaching, uptake by plants and accumulation in the subsoil. The measured P-leaching losses, expressed in terms of the sum of the 12 yr. sum as well as the annual and monthly dynamic could be satisfyingly depicted with the WASMOD model.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung iii

Abstract iv

1 Problembeschreibung und Zielstellung 1

1.1 Problembeschreibung 1

1.1.1 P-Haushalt im Boden 2

1.1.2 Ansätze zur Abschätzung der P-Austräge 5

1.1.3 Wasser- und Stofftransportprozesse 6

1.1.4 Simulationsmodelle zum P-Haushalt 9

1.2 Zielstellung 9

2 Material und Methoden 11

2.1 Lysimeterstation Falkenberg 11

2.2 Lysimeteraufbau und Untersuchungsmaterial 12

2.3 Untersuchungsmethoden 14

2.3.1 P-Gehalte im Boden 14

2.3.2 Sickerwasseruntersuchungen 15

2.3.3 Bodenuntersuchungen 16

2.3.4 Dünger- und Pflanzenuntersuchungen 16

2.3.5 Adsorptionsparameter aus Batch-Versuchen 17

2.4 Klima und Sickerwasserdaten 17

2.4.1 Klimatische Daten 17

2.4.2 Verdunstungsberechnung 17

2.4.3 Homogenitätsprüfung 18

3 Wasserhaushalt 19

3.1 Hydrologische Daten 19

3.1.1 Niederschlag und Beregnung 19

3.1.2 Sickerwasserraten 20

3.1.3 Verdunstung 25
3.2 Klimatische Wasserbilanz 28
3.3 Abschätzung der Sickerwasserraten - Kapazitiver Ansatz 29
3.4 Zusammenfassung 32

4 Erfassung des P-Haushalts **33**
4.1 P-Gehalte im Boden und Vergleich der P-Extraktionsmethoden 33
4.1.1 P-Gehalte im Boden 33
4.1.2 Vergleich verschiedener P-Bestimmungsmethoden 36
4.2 P-Konzentrationen im Sickerwasser und P-Austräge 37
4.3 P-Entzüge und P-Bilanzen 43
4.4 P-Sorption im Boden 46
4.4.1 Funktionen zur Beschreibung der P-Sorption im Boden 46
4.4.2 Sorptionsparameter aus Batch-Versuchen 48
4.5 Zeitliche Entwicklung und Tiefenprofile 49
4.6 Zusammenfassung 55

5 Simulation der Wasser- und P-Dynamik in Lysimetern **57**
5.1 Das Modell WASMOD 57
5.1.1 Wasserhaushalt 58
5.1.2 Gekoppelte Module 59
5.1.3 P-Modul 61
5.1.4 Fließungleichgewicht im Boden 64
5.2 Simulation des Wasserhaushalts 64
5.2.1 Eingangsdaten Wasserhaushalt 65
5.2.2 Sensitivitätsanalyse 67
5.2.3 Simulationsergebnisse Wasserhaushalt 69
5.3 Simulation des P-Haushalts 72
5.3.1 Eingangsdaten P-Haushalt 72
5.3.2 Sensitivitätsanalyse 73
5.3.3 Simulationsergebnisse P-Haushalt 76
5.3.3.1 P-Austräge mit dem Sickerwasser 76
5.3.3.2 P-Entzug durch die Pflanzen 78
5.3.3.3 Zeitliche Entwicklung der P-Gehalte im Lysimeterprofil . . 79
5.4 Modellvalidierung 82
5.5 Modelldefizite 83
5.6 Zusammenfassung 85

6 Zusammenfassende Diskussion und Schlussfolgerungen **87**
6.1 Zusammenfassende Diskussion 87
6.2 Schlussfolgerungen 93

7 Zusammenfassung **97**

Literaturverzeichnis **101**

Abkürzungsverzeichnis **127**

Abbildungsverzeichnis **129**

Tabellenverzeichnis **131**

Anhang **135**

A Lysimeterdaten **137**

B Wasserhaushalt **147**
B.1 Berechnung der tatsächlichen Verdunstung 147
B.2 Hydrologische Größen 149

C P-Haushalt **153**
C.1 P-Austräge und P-Entzüge verschiedener Nutzungsvarianten 153
C.2 Sorptionsparameter 154

D Simulationsergebnisse **157**
D.1 C- und N-Dynamik im Modell 157
D.2 Sensitivitätsanalysen 157
D.3 Gütemaße zur Überprüfung der Simulationsergebnisse 164
D.4 Simulationsergebnisse Wasserhaushalt 167
D.5 Simulationsergebnisse P-Haushalt 169

Danksagung **175**

Kapitel 1

Problembeschreibung und Zielstellung

1.1 Problembeschreibung

Phosphor in Form von Phosphat (P) ist für Pflanzen und Mikroorganismen ein essentieller Nährstoff. Durch partikelgebundene Erosion und vertikale Verlagerung kann P aus dem Boden in Fließ- und Oberflächengewässer oder in das Grundwasser gelangen, wo es in Kombination mit anderen Nährstoffen eine Eutrophierung bewirken kann [Sharpley und Rekolainen, 1998]. Im Hinblick auf die Diversität und Eutrophierung von Gewässern sowie die zukünftige Trinkwassergewinnung ist dies problematisch.

Die Abbildung 1.1 gibt eine Übersicht über die **P-Eintragspfade** und deren mittlere Werte in Fließgewässern. Die Erosion, eine der Hauptquellen der diffusen Einträge [Dougherty et al., 2004, Hart et al., 2004], spielt in reliefarmen Gebieten mit geringem Oberflächenabfluss eine untergeordnete Rolle. Hier nimmt der Anteil an P, der durch Auswaschung in das Grundwasser gelangt, zu. Ein deutlicher Anstieg von 2 % im Jahr 1995 auf 15 % im Jahr 2000 belegt dies [Umweltbundesamt, 2000]. Aus ökologischer Sicht gibt es keinen allgemein gültigen Grenz- bzw. Richtwert, der für alle Gewässerarten gilt. Für stehende Gewässer, welche am stärksten gefährdet sind, werden Richtwerte für die P-Konzentration von $< 0{,}045$ mg l^{-1} P_t angegeben, um einen oligo- bis maximal mesotrophen Zustand zu erhalten. Für Fließgewässer wird auf die allgemein gültige Einteilung in stoffbezogene chemische Gewässergüteklassen verwiesen. Für die Güteklasse II (mäßige Belastung) liegt der tolerierbare Wert bei $< 0{,}15$ mg l^{-1} P_t mit einem langfristig angestrebten Zielwert von $< 0{,}10$ mg l^{-1} P_t bei mesotrophen Verhältnissen [Auerswald et al., 2002].

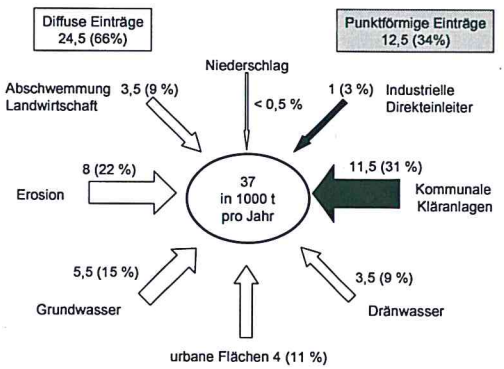


Abbildung 1.1: Phosphoreinträge in Fließgewässer [Umweltbundesamt, 2000]

Auf intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen übersteigen die applizierten Düngermengen vielfach den P-Entzug durch die Pflanzen, so dass es zu einer P-Akkumulation kommen kann. Die Tendenz der **Überdüngung** in Europa [Barberis et al., 1996] sowie weltweit wurde durch zahlreiche Beispiele, wie z.B. aus Belgien [Lookman et al., 1995], Deutschland [Leinweber, 1996], den Niederlanden [Breeuwsma et al., 1995] und den USA [Pautler und Sims, 2000] bestätigt. Ausgehend von einer P-Anreicherung im Boden bis hin zur P-Sättigung steigt das Risiko des P-Austrags in das Grundwasser [Lookman et al., 1995]. Dies bedeutet eine erhöhte Gefährdung der Wasserressourcen. Sickerwasser unter Grasland auf verschiedenen Bodenarten mit mineralischer Düngung hatte P-Konzentrationen von 0,1 mg l^{-1} und maximale Konzentrationen > 1 mg l^{-1} [Turner und Haygarth, 2000]. Säulenexperimente mit Bodenarten von sandigem Lehm bis Ton belegten, dass die P-Austräge nicht mit den P-Gehalten im Boden stiegen, jedoch die P-Frachten (0,03 - 1,09 kg (ha a)$^{-1}$) bei den tonigen Böden am höchsten waren [Djodjic et al., 2004]. Ähnliche Ergebnisse mit höheren P-Konzentrationen im Sickerwasser bindiger Böden (0,504 mg l^{-1}) im Gegensatz zu sandigen Böden (0,013 mg l^{-1}) mit Mais- und Graskulturen publizierten van Es et al. [2004]. Die P-Austräge wiesen zusätzlich eine zeitliche Variation in Abhängigkeit von der Düngung auf, mit höchsten Austrägen bei einer Düngerapplikation im frühen Herbst. Dies bestätigte Ergebnisse von Sims et al. [1998], wo die Applikation von Schweinegülle im Herbst höhere Austräge bewirkte. Im Gegensatz dazu deuteten die Untersuchungen von Geohring et al. [2001] auf höhere P-Frachten bei einer organischen Düngung im Spätsommer bzw. frühen Herbst hin. Deutlich wird, dass das Vorkommen und die Höhe der vertikalen P-Verlagerung durch zahlreiche Faktoren, wie z.B. Bodenart, vorliegende P-Gehalte im Boden, Nutzung, Düngermenge, -form und -zeitpunkt sowie die klimatischen Bedingungen, beeinflusst wird [Haygarth et al., 2000, Haygarth und Jarvis, 1999, Heathwaite, 1998, Koopmans et al., 2002]. Daneben weist der P-Haushalt vielfältige P-Formen und Transformationsprozesse auf, die in Abhängigkeit der Komponenten Wasserhaushalt und Pflanzen variieren. Aus diesem Grund ist bei der Betrachtung des Problems eine Berücksichtigung möglichst aller beeinflussenden Komponenten notwendig.

1.1.1 P-Haushalt im Boden

Der P-Kreislauf und die P-Dynamik im Boden kann durch eine Einteilung in verschiedene **P-Pools** charakterisiert werden, wobei diese Zuordnung meist in Abhängigkeit von der gewünschten Aussage zum P-Kreislauf erfolgt. Die Einteilung kann z.B. anhand der P-Fraktionen und Umsetzungsgeschwindigkeiten [Sharpley, 1999, Leinweber et al., 2002], der Verfügbarkeit der P-Formen [Guo und Yost, 1998, Johnston et al., 2001, Stewart und Tiessen, 1987], der Transformationsprozesse [Paul und Clark, 1996, Smeck, 1985, Welte, 1982] oder der P-Formen [Walbridge et al., 1991] vorgenommen werden (Abbildung 1.2, in Anlehnung an Chauhan et al. [1981] und Stewart und Sharpley [1987]).

Die Größe der einzelnen P-Pools und Flüsse zwischen diesen wird durch physiko-chemische Prozesse (Sorption/Desorption und Fällung/Rücklösung) und durch biologische Reaktionen (Mobilisation/Immobilisation) gesteuert [Bühler et al., 2002, Frossard et al., 1995].

Anorganisches P ist überwiegend reaktiv und wird unterteilt in labile Formen, sekundäre Minerale, festgelegtes P und Ausgangsgestein. Zu den primären Mineralen zählt z.B. der Apatit ($Ca_5(PO_4)_3$), der durch Auflösung verfügbar wird. Zu den stabilen Verbindungen sind vor allem an Calcium und Al/Fe festgelegte Phosphate einzuordnen. Se-

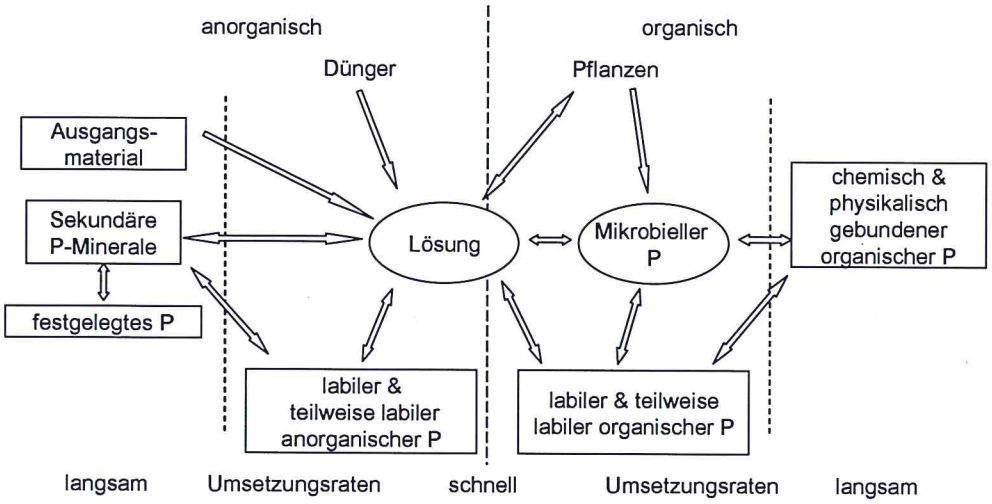


Abbildung 1.2: P-Kreislauf im Boden

kundäre Minerale sind metastabil und beinhalten ausgefallene Ca- und Al/Fe-Phosphate bzw. amorphe Sesquioxide. Zu den labilen Formen zählt das an amorphe Al/Fe-Oxide (Ferrihydrit, Allophan, Goethit, Hämatit) sowie an Ton sorbiertes P [Morgan, 1998]. Diese Minerale variieren in ihrer Löslichkeit und P-Nachlieferung in die Bodenlösung, wobei dies durch den pH-Wert, die Konzentration an Aluminium (Al), Eisen (Fe), Calcium (Ca) und Magnesium (Mg), das Verhalten und die Oberfläche von Bodenpartikeln und den Wassergehalt beeinflusst wird [McDowell et al., 2001b]. Die Dynamik wird im Wesentlichen über die Sorptionsprozesse gesteuert, wobei die Sorption mit den Faktoren Temperatur, Ionenstärke und kleinerem Boden:Lösungsverhältnis steigt [Barrow, 1980].

Der Anteil des **organischen P's** schwankt zwischen 20 - 80 % des Gesamt-P (P_t) im Boden, wobei Bodenart, Tiefe, klimatische Bedingungen und Kulturart entscheidenden Einfluss haben [Chen et al., 2003, Gil-Sotres et al., 2002, McGill und Cole, 1981, Ross et al., 1999]. Zu dem saisonalen Verlauf von organischem P (P_{org}) im Boden liegen widersprüchliche Angaben vor [Magid und Nielsen, 1992, Sharpley, 1985a], wobei Schwankungen besonders durch die Löslichkeit (Wassergehalt und Temperatur) und nicht durch biologische Transformationen bedingt sind [Magid und Nielsen, 1992]. Wenn P_{org} z.B. aus Zellen durch Zerstörung der Zellmembran freigesetzt wird, kann es sofort in die Biomasse aufgenommen oder in der Bodenmatrix stabilisiert werden. Zur Aufnahme durch die Pflanzenwurzeln müssen die P_{org}-Verbindungen erst durch Phosphatasen, die von Wurzeln, Bakterien und Pilzen gebildet werden, hydrolisiert werden [Richardson et al., 2001, Zimmermann, 2003]. Die organischen P-Formen können ebenfalls entsprechend ihrer Verfügbarkeit in labile P-Verbindungen sowie stabilere und resistente Formen unterteilt werden. Zu den labilen Formen zählen sorbiertes P (Al und Fe an Huminstoffen), Phytate, Nucleinsäuren und ihre Derivate sowie Phospholipide. Den größten Anteil an P_{org} machen mit > 50 % die Phytinsäure und deren Salze, die Phytate, aus. Die Phytinsäure ist der Hexaphosphorsäureester des sechswertigen Alkohols myo-Inosit [Turner et al., 2002a,b]. Der Transport durch den Boden erfolgt meist als Phytinsäure, ein mikrobieller Abbau erfolgt erst durch Anlagerung an z.B. Tonteilchen zu einem Phytat. Die Phospholipide variieren zwischen 0,5 - 7 % (Mittel 1 %), die Nucleinsäuren sind mit nur ca. 1 % vertreten

[Dalal, 1977, Harrison, 1987]. Die labilen P-Verbindungen sind ebenso wie der mikrobielle Biomasse-Pool an einer schnellen Umsetzung im Boden beteiligt, welche die Auflösung in die Bodenlösung steuern [Frossard et al., 2000].

Der Anteil des **mikrobiellen Biomasse-P** variiert ebenfalls in Abhängigkeit von Bodenart, Horizonttiefe, Menge der organischen Substanz, Nutzung und der Jahreszeit [Oberson et al., 2001, Ross et al., 1999, Tate et al., 1991]. Die Größenordnung liegt bei bis zu 3,5 % [Walbridge et al., 1991] bzw. 0,7 bis 8,4 % von P_t [Chen et al., 2000] in mineralischen Horizonten. Die Anteile des mikrobiellem P an P_{org} schwanken ebenso in Abhängigkeit von der Nutzung mit ca. 2 - 5 % bei Ackerböden [Brookes et al., 1982] und ca. 5 bis 24 % bei Grasland [Turner et al., 2001]. Die jährlichen Umsetzungsraten liegen bei 5 (Acker) bis 23 kg ha^{-1} (Gras) [Brookes et al., 1984]. Zum Pool des mikrobiellen P's zählen Bakterien, Pilze, Protozoen und Nematoden. Der Anteil von P in verschiedenen Pilzen und Bakterien variiert zwischen 0,4 - 2,7 % mit höheren Gehalten in Bakterien [Tiessen et al., 1994]. Innerhalb dieses Pools liegt der größte P-Anteil in der RNA (30 - 50 %), gefolgt von löslichen organischen und anorganischen Säuren (15 - 20 %), Phospholipiden (< 10 %) und DNA (5 - 10 %) vor [Chauhan et al., 1981, Stewart und Sharpley, 1987]. Dieser Pool zeichnet sich durch eine sehr hohe Aktivität und hohe P-Aufnahme über das Jahr hindurch aus [Oehl et al., 2001, Paul und Clark, 1996, Tate et al., 1991]. Die mikrobielle Biomasse hat dabei einen entscheidenden Einfluss auf die Mineralisation bzw. Festlegung von organischem P sowie auf die Lösung von anorganischem P [Gil-Sotres et al., 2002, Stevenson und Cole, 1999]. Damit wird in entscheidendem Maße der P-Fluss gesteuert, wobei die Umsetzungsraten durch Bewirtschaftungsmaßnahmen und Fruchtfolgen beeinflusst werden [Frossard et al., 2000, McGill und Cole, 1981; Picone et al., 2003].

Zentrale Bedeutung für die P-Dynamik im Boden hat die **Bodenlösung**, obwohl sie nur ca. 0,1 % des P_t-Gehalts im Boden enthält. Die P-Konzentration der Lösungsphase liegt für gedüngte Böden zwischen 0,001 und 0,1 mg l^{-1} [Paul und Clark, 1996]. In der Bodenlösung kommen anorganische und organische Anteile vor, dabei ist die P_{org}-Konzentration bis zu 20 mal höher, was durch die geringere Sorption von P_{org} an die Bodenmatrix bedingt ist, so dass P hauptsächlich in dieser Form durch den Boden verlagert wird [Chardon et al., 1997, Tiessen et al., 1994]. Die P-Aufnahme durch die Pflanzenwurzeln findet nur aus der Bodenlösung statt. Die Pflanzenwurzeln bewirken durch die Abgabe von saurer Phosphatase und damit durch pH-Wert Veränderungen einen P-Umsatz in der Rhizosphäre [Schilling et al., 1998, Tiessen et al., 1994], so dass durch Desorption von sorbiertem P, Auflösung von Ca-Phosphaten sowie durch Mineralisation von organischem P die P-Verfügbarkeit erhöht wird.

Eine **sequentielle Extraktion** zur Bestimmung der einzelnen P-Fraktionen im Boden [Hedley et al., 1982, Tiessen et al., 1983] gibt Hinweise über die Größenordnung der einzelnen Pools [z.B. Cross und Schlesinger, 1995, Daroub et al., 2001, Guo et al., 2000, Kamh et al., 1999, Oehl et al., 2002, Tyler, 2002, Zhang und MacKenzie, 1997, Zhang et al., 2004, Zheng et al., 2002]. Die labilen Fraktionen Resin-P, $NaHCO_3$ und NaOH repräsentieren überwiegend austauschbares P, wobei zugeführtes P zuerst in die Resin-P Fraktion, dann in die $NaHCO_3$ Fraktion und anschließend in die NaOH Fraktion transformiert wird [Bühler et al., 2002, Schmidt et al., 1996].

Unter dem Aspekt der landwirtschaftlichen Nutzung werden länderspezifische Extraktionsmethoden verwendet [Sibbensen und Sharpley, 1998, Vanderdeelen, 2002] um den pflanzenverfügbaren P-Pool zu messen [Holford, 1997]. Dieser bildet die Grundlage der landwirtschaftlichen Düngerempfehlungen [Tunney et al., 1998]. Aufgrund variierender

Extraktionslösungen, Ionenstärken, pH-Werte, Lösungs:Bodenverhältnisse und Extraktionsdauer sind die Ergebnisse der verschiedenen Methoden nicht ohne weiteres miteinander vergleichbar.

Neben den einzelnen P-Pools beeinflusst auch die Porengröße die verschiedenen Prozesse im Boden. Die P-Auswaschung kommt überwiegend in Makroporen (> 100 μm) [Langner et al., 1999], mikrobiologische Prozesse in Mesoporen (0,5-100 μm) und Diffusionsprozesse in den Mikroporen (< 0,5 μm) vor [Tiessen et al., 1994].

Dieser Abschnitt verdeutlicht, dass P in einer Vielzahl der verschiedenen Bindungsformen im Boden vorliegt. Problematisch ist die Zuordnung der einzelnen P-Formen, die durch zahlreiche Randbedingungen und Einflussfaktoren gesteuert werden und sowohl zeitlich als auch räumlich einer hohen Variabilität unterliegen.

1.1.2 Ansätze zur Abschätzung der P-Austräge

Vor dem Hintergrund einer einfachen Abschätzung der potentiellen P-Auswaschung wurden verschiedene Methoden, möglichst basierend auf routinemäßigen Laboruntersuchungen, entwickelt. Eine Variante ist die Abschätzung anhand des in den Niederlanden entwickelten **P-Sättigungsgrades**, der aus dem oxalat-extrahierbarem P-Gehalt und den oxalat-extrahierbaren Aluminium- und Eisengehalten (Al(ox) und Fe(ox)) berechnet wird. Zwischen dem P-Sättigungsgrad und der P-Konzentration in der Gleichgewichtslösung besteht ein nichtlinearer Zusammenhang. Ab einem Phosphorsättigungsgrad (Degree of Phosphorus Saturation, DPS) von 25 % (DPS 25 %), was einer theoretisch korrespondierenden P_t-Konzentration von 0,15 mg l^{-1} entspricht, ist mit einem nicht linearen Anstieg der P-Konzentration zu rechnen [Schoumans und Groenendijk, 2000]. Diese Methode wurde ursprünglich für saure, kalkfreie Sandböden entwickelt [Freese et al., 1992]. Die Einstufung als potentiell P gesättigt schwankt um DPS-Werte von 20 % [Nair et al., 2004], 24 % [Lookman et al., 1995] bzw. 30 % [DeSmet et al., 1996]. Bei höheren DPS-Werten besteht ein erhöhtes Risiko, P in Konzentrationen von > 0,15 mg l^{-1} auszuwaschen. Eine Verallgemeinerung und die Anwendung bei anderen Voraussetzungen hat jedoch mit Vorsicht zu erfolgen. Untersuchungen von Maguire et al. [2001] zeigten, dass in sauren Böden Irlands der Phosphorsättigungsgrad nicht über die selbe Gleichung beschrieben werden kann.

Eine weitere Möglichkeit sind "**quantity-intensity**" (q-i) **Beziehungen**. Die extrahierbare P-Konzentration im Boden (quantity factor) wird der P-Konzentration im Sickerwasser bzw. Drainwasser (intensity factor) gegenübergestellt. Dies kann in einer einfachen linearen [z.B. Brye et al., 2002, Pote et al., 1996, Sharpley, 1995, Ulén, 1999], exponentiellen [Leinweber et al., 1999] oder in der Kombination zweier linearer Formen erfolgen. Bei der letzten Variante ermöglicht der Schnittpunkt die Ableitung eines Grenzwertes, bei dessen Überschreitung ein erhöhtes Austragsrisiko besteht [z.B. Hesketh und Brookes, 2000, Maguire und Sims, 2002, Nair et al., 2004].

Die dritte Variante ist eine **Indexmethode**, die das Risiko der P-Verlagerung qualitativ beschreibt [Gburek et al., 2000]. Erfasst werden dabei der verfügbare P-Gehalt, die Düngepraxis und Faktoren zur Mobilisation und zum P-Transport. Heathwaite et al. [2000] schlagen eine Modifikation sowohl für P als auch N vor. Eine neuer P-Indikatortool ermöglicht die quantitative Abschätzung der P-Verluste [Heathwaite et al., 2003].

Bei den meisten Ansätzen finden bodenchemische und physikalische Parameter ebenso wie

klimatische und hydrologische Bedingungen keine ausreichende Berücksichtigung. Aufgrund des komplexen Zusammenspiels, insbesondere zu den Transportprozessen im Boden, ist daher keine klare Prognose über den P-Austrag möglich [Koopmans et al., 2004b]. Die Verallgemeinerung und praktische Anwendung solcher Grenzwerte wird zusätzlich durch die räumliche Diversität und Experimentgrundlage (Bodensäulen, Lysimeter, Feld) begrenzt. Deutlich wird, dass diese Betrachtungen zum P-Transport nur Faktoren aus dem Oberboden berücksichtigen. Der Unterboden hat jedoch aufgrund seiner Sorptionskapazität und der vorherrschenden Fließprozesse maßgeblichen Einfluss auf die Höhe der ausgetragenen P-Konzentration.

1.1.3 Wasser- und Stofftransportprozesse

Wasser im Boden bewegt sich entlang dem Gefälle des Matrix- und Gravitationspotentials. Der Wasserfluss durch die Bodenmatrix wird im Allgemeinen durch die **Richards-Gleichung** (Gleichung 5.1, Abschnitt 5.1.1) basierend auf der Darcy-Gleichung und dem Kontinuitätsgesetz beschrieben. Dabei wird von einer gleichmäßigen Befeuchtungsfront im Boden ausgegangen. Im Bodenwasser enthaltene Stoffe werden entsprechend ihrer Reaktivität an den Boden sorbiert, mikrobiell und chemisch um- bzw. abgebaut, durch Pflanzenwurzeln der Bodenlösung entzogen oder innerhalb von Poren zurückgehalten. Die Berechnung des **vertikalen Stofftransports** erfolgt üblicherweise nach der Konvektions-Dispersions-Gleichung (Gleichung 5.3, Abschnitt 5.1.2) unter der Annahme, dass die Transportgeschwindigkeit von P durch die Sorptionseigenschaften der Bodenmatrix bestimmt wird und ein chemisches und physikalisches Gleichgewicht zwischen gelösten und adsorbierten Anteilen besteht.

Bewegt sich infiltriertes Wasser hingegen entlang bevorzugter Fließbahnen mit hoher Fließgeschwindigkeit durch nur einen Teil des zur Verfügung stehenden Porenraums, wird das Bodenwasser nur teilweise ausgetauscht und es erhöht sich die Gefahr des Stoffaustrags. Dieses Phänomen wird als **präferentieller Fluss** oder "preferential flow" bezeichnet und beinhaltet eine Reihe von physikalischen Ungleichgewichts-Fließprozessen. Eine Vielzahl von experimentellen Untersuchungen liegen vor, die den bevorzugten Wasser- und Stofftransport in ungestörten Böden nachweisen, z.B. durch Beobachtungen zum Wasserfluss [Beven und Germann, 1982, McCord et al., 1991], durch Experimente zur Verlagerung von Farbtracern [Kung, 1990a,b, Petersen et al., 1997, Stamm et al., 2002], und zum Transport von Pestiziden [Flury et al., 1995, Fortin et al., 2002, Ghodrati und Jury, 1992, Jaynes et al., 2001]. Entscheidenden Einfluss auf das Vorkommen von präferentiellen Fluss haben neben der Textur, Oberflächenbeschaffenheit und den physikalischen Bedingungen (Wassergehalt und hydraulische Leitfähigkeit als Funktion der Witterung der letzten Zeit), die Witterung (besonders die Niederschlagsintensität und -menge und der Zeitpunkt des Niederschlags) und die Eigenschaften des ausgebrachten Stoffes (Applikationsform,- menge, -zeitpunkt) [Bouma, 1990]. Die erreichte Tiefe der Verlagerung in Abhängigkeit der Bodenart ist bei feuchten Böden meistens höher als bei trockenen [Akhtar et al., 2003, Bergström und Shirmohammadi, 1999]. Das Vorkommen von präferentiellem Fluss ist dabei nicht eine Ausnahme, sondern eher die Regel [Flury et al., 1994, Flury, 1996].

Bei den bevorzugten Fließ- und Transportungleichgewichten kann zwischen dem Finger-, Funnel- und dem Makroporenfluss unterschieden werden. Der **Makroporenfluss** tritt bei Böden mit toniger und schluffiger Textur - bei Aggregatstruktur - auf. Makroporen entstehen durch biologische Aktivität der Bodenfauna (insbesondere Regenwürmer) und

Pflanzenwurzeln, Quellung und Schrumpfung, chemische Verwitterung und innererosivem Transport von Tonteilchen [Beven und Germann, 1981a,b, 1982]. Bei der Bildung der Aggregate entstehen zwei unterschiedliche Porensysteme, der Interaggregat- (Poren zwischen Aggregaten) und der Intraaggregatraum (Porensystem der Matrix) [Lennartz, 2003]. Die unterschiedliche Porosität der Porensysteme bedingt die Ausbildung singulärer Leitbahnen. Diese können über einen langen Zeitraum stabil sein [Bundt et al., 2000], sie werden durch Bearbeitungsmaßnahmen oder Auffüllung mit Sedimenten zerstört. So konnten z.B. auf unbearbeiteten Böden wesentlich häufiger biologisch induzierte Makroporen nachgewiesen werden [Li und Ghodrati, 1994], die eine rasche Verlagerung von Wasser und P aus dem auf der Bodenoberfläche applizierten Wirtschaftsdünger ermöglichten [Jensen et al., 2000]. Der Fluss durch Makroporen erfolgt, wenn die obersten Bodenschichten durch Niederschlag aufgesättigt wurden und nachfließendes Wasser ein Eindringen in die Poren ermöglicht. In ungesättigtem Zustand wird das eindringende Bodenwasser von der Porenwand bis zur Sättigung aufgenommen. Anschließend wird eindringendes Wasser nur noch unter dem Einfluss der Gravitation und der hydraulischen Leitfähigkeit transportiert.

Fließfinger hingegen werden häufig bei sandigen Substraten beobachtet und haben als Ursache Instabilitäten in der Befeuchtungsfront, die sich aufgrund von horizontaler Schichtung in homogen texturierten Böden [Baker und Hillel, 1990, Hill und Parlange, 1972], Lufteinschlüssen [Raats, 1973] bzw. Hydrophobizitätsdifferenzen im Substrat [Ritsema et al., 1993, Ritsema und Dekker, 1998] bilden. Die Entstehung der Fließfinger konnte im Labor an zweidimensionalen Sandmodellen sowohl für geschichtete [z.B. Baker und Hillel, 1990] als auch für homogene Sande [Liu et al., 1994, Schmalz et al., 2002, Selker et al., 1992a,b] nachgewiesen werden. Der Fingerfluss kann auftreten, wenn die Befeuchtungsfront des Bodens auf eine Änderung der Bodentextur trifft und aufgrund des fehlenden Unterdruckes nicht abfließt. Erst bei sinkendem Gradienten fließt das Wasser in den Unterboden. Bei weiter abnehmender Saugspannung werden immer mehr Poren wassergesättigt und das Bodenwasser fließt aufgrund des hydraulischen Gradienten mit hoher Geschwindigkeit fingerförmig ab [Knoblauch, 1996]. Ebenso kann es aufgrund der Hydrophobizität verschiedener Böden zu einer unterschiedlichen Benetzung des Bodens kommen, so dass sich auch hier inhomogene Befeuchtungsfronten bilden, die zu bevorzugten Fließbahnen führen [Dekker und Ritsema, 1994]. Die Ursachen der Hydrophobizität scheinen in der organischen Substanz zu liegen [Dekker und Ritsema, 2000]. Die Nutzungsart beeinflusst zusätzlich die Hydrophobizität, z.B. sind Böden mit Grasland anfälliger für Hydrophobizität als bei Ackernutzung. Dies gilt unabhängig vom Bodentyp [Dekker und Ritsema, 1996a,b]. Ein Anbautyp mit dichter und gleichmäßiger Vegetation bedingt im Gegensatz zu ausgeprägten Reihen eine gleichmäßigere Benetzungsfront [van den Bosch et al., 1999]. Einmal etablierte Fließfinger bleiben allerdings häufig über mehrere Infiltrationszyklen bestehen [Ritsema et al., 1997, 1998], wobei die Intensität von Niederschlag und Infiltration vermutlich die Ausbildung der Fließfinger bedingen. Für den trichterförmigen Wasserfluß (Funneling) ist die abrupte Änderung der Körnung z.B. durch Steine oder Tonlinsen entscheidend. Die kapillare Wasserbewegung wird durch die abrupte Porengrößenänderung hervorgerufen. Aufgrund der Neigung findet ein laterales Fließen statt, bevor der Wassereintrittspunkt durch nachfließendes Wasser erreicht wird [Ju und Kung, 1997a,b].

Der **Stofftransport über präferentiellen Fluss** ist dadurch gekennzeichnet, dass unterschiedlich reaktive Stoffe mit unterschiedlichem Mobilisierungspotential mit der gleichen Geschwindigkeit durch den Boden verlagert werden [Schwarz und Kaupenjohann, 2001]. Der diffusive Stoffaustausch mit der Bodenmatrix ist beim Makroporenfluss sehr gering und nur auf den Zeitraum bis zur Sättigung der Porenwände beschränkt. Während

des Makroporenflusses ist die Fließgeschwindigkeit sehr hoch. Gelöste und partikuläre Stoffe bewegen sich nur noch konvektiv mit dem Bodenwasser, so dass Austausch- und Umsetzungsprozesse nicht mehr stattfinden und selbst reaktive Stoffe schnell in tiefere Bodenschichten transportiert werden können. Die Adsorption ist zumindest für einen Teil des vorliegenden Stoffes unwirksam. Allerdings bleibt die Stofffracht als Integral der Austrags- oder Durchbruchskurve offensichtlich eine Funktion der Affinität des Stoffes zur Bodenmatrix [Lennartz, 2003].

Der schnelle Transport gelöster Stoffe beim Fingering beruht auf physikalischen Fließungleichgewichten im Boden, wenn die tatsächliche Fließgeschwindigkeit des Bodenwassers in den Poren höher ist, als anhand des gemessenen Bodenwassergehalts und der Flussrate zu erwarten wäre. Das Bodenwasser wird in Fraktionen unterschiedlicher Mobilität, mobil und immobil, unterteilt [Coats und Smith, 1964, van Genuchten und Wierenga, 1976]. Der konvektive Stofftransport ist auf die mobile Region beschränkt [Bond und Wierenga, 1990, Ghodrati und Jury, 1990], der Austausch mit der immobilen Fraktion findet nur über Diffusion statt. Liegen die immobilen Wasserbereiche weitgehend isoliert vor, z.B. bei ausgesprochen gleichmäßiger Körnung, kann der diffusive Stofftransport in diese Region stark eingeschränkt sein [Lennartz und Meyer-Windel, 1995]. In Mobil-Immobil-Modellen (MIM) wird dieses Phänomen berücksichtigt [Bond und Wierenga, 1990, Köhne et al., 2004]. Die Verwendung dieses Ansatzes wird insbesondere für den Stofftransport unterhalb der Wurzelzone empfohlen [Oliver und Smettem, 2003].

Das **Durchbruchsverhalten** sorptiver und nicht sorptiver Stoffe unterscheidet sich bei den Formen von Fließungleichgewichten. Bei Makroporenfluss können Stoffe unterschiedlicher Sorptionsfähigkeit gleichzeitig verlagert werden, der Anteil ist aber in Abhängigkeit von der Sorption unterschiedlich. Bei Fließverhältnissen mit immobilem Wasser können nicht sorptive Stoffe ebenfalls bevorzugt ausgetragen werden, die sorptiven Stoffe werden aber chromatographisch entsprechend ihrer Sorption aufgetrennt und mit geringeren Stofffrachten ausgetragen [Brusseau und Rao, 1989, Flury, 1996, Lennartz, 2003].

Die Relevanz dieses Transportphänomens für P wird durch zahlreiche Studien belegt, z.B. anhand von Säulenversuchen [Geohring et al., 2001, Jensen et al., 2000], Lysimetern mit Grasland [Haygarth et al., 1998, Sinaj et al., 2002] bzw. Ackernutzung [Djodjic et al., 2002, 1999, van Es et al., 2004] und Feldexperimenten mit Grasland [Stamm et al., 1998] bzw. Ackernutzung [Geohring et al., 2001, Heckrath et al., 1995]. Besonders unter dem Einfluss der Landnutzung und Anbauvariante kann P aus dem Oberboden und damit der aktiven Wurzelzone ausgetragen werden [Pierret et al., 1999]. Im Unterboden kann es bei entsprechender Sorption angereichert oder über andere Fließprozesse weiter abwärts transportiert werden. Die ausgehende Gefährdung durch dieses Transportphänomen ist aufgrund fehlender Daten (z.B. Anteil an Makroporen in Böden) und nicht kalkulierbarer Einflüsse (z.B. Niederschlagsintersität) nicht abschätzbar [Schwarz und Kaupenjohann, 2001]. Der jeweilige Wassertransport ist neben chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften auch von den Einflüssen der Witterung und Bewirtschaftung abhängig.

Schlussfolgernd zeigt sich, dass die Abbildung des Stofftransports immer auf der Beschreibung des Wassertransports aufbaut. Dies bedeutet, dass jeder Fehler bei der Betrachtung und Berechnung von Wasserflüssen, der aus der mangelhaften Kenntnis der hydraulischen Eigenschaften resultiert, sich in einer fehlerhaften Stofftransportabschätzung niederschlägt. Die Größe des Fehlers ist dabei von den Randbedingungen und dem Transportgleichungen abhängig und für eine Gefährdungsabschätzung unbedingt zu berücksichtigen [Durner, 1998].

1.1.4 Simulationsmodelle zum P-Haushalt

Die Abbildung des P-Kreislaufes mittels numerischer Ansätze erfolgt meistens in enger Kopplung an bestehende Modelle zum Wasserfluss und N-Kreislauf. Nur wenige Modelle wie z.B ANIMO[1] aus den Niederlanden [Groenendijk und Kroes, 1999] und MORPHO[2] aus Deutschland [Pudenz, 1998, Pudenz und Nützmann, 1997], wurden direkt zur Simulation der P-Verlagerung entwickelt. Zu den am häufigsten zitierten Modellen gehören zudem GLEAMS/PARTLE[3] aus den USA [Knisel et al., 1987, Knisel, 1993, Shirmohammadi et al., 1998], MARCO aus Schweden [Jarvis, 1994, Jarvis et al., 1999] und WAVE[4] aus Belgien [Ducheyne et al., 1998]. Sie beinhalten meist verschiedene landesspezifische Schwerpunkte [Schoumans und Chardon, 2002].

Die in den Modellen berücksichtigten Eintragsquellen, Umsetzungsprozesse und P-Fraktionen sowie die Austragspfade unterscheiden sich erheblich. Der Eintrag ist überwiegend in Form von anorganischem P, teilweise in organischer Form aus Wurzelrückständen und organischem Dünger integriert. Im Boden werden anorganische und organische Formen mit einem Anteil von 20 - 30 % berücksichtigt. Die anorganischen Formen werden hinsichtlich ihrer Verfügbarkeit eingeteilt. Die Transformationsprozesse finden überwiegend durch Sorption mittels verschiedener Sorptionsgleichungen, Diffusion und Ausfällung statt. Die organischen Pools beinhalten die Anteile aus organischer Düngung und im Boden vorhandener Organik/Biomasse. Die Mineralisation wird über modellspezifische Mineralisationsgleichungen, teilweise in Abhängigkeit der Verfügbarkeit und Bodenbedingungen, kalkuliert. Der P-Austrag wird im Wesentlichen in anorganischer Form, teilweise organischer und partikulärer Form berücksichtigt [Schoumans und Chardon, 2000, Chardon und Schoumans, 2002].

Die publizierten Modellansätze bilden einzelne Aspekte der dominierenden Prozesse ab, eine umfassende Integration aller relevanten Austauschtherme fehlt in den meisten Fällen. Den Vorteilen einzelner Modelle, wie z.B. (i) die Berechnung von löslichem und partikulär gebundenem P in Mikro und Makroporen (MARCO) [McGechan, 2002b, McGechan et al., 2002], (ii) die Abbildung und Kopplung der C-/N-/P-Kreisläufe im Boden (GLEAMS), (iii) der Abbau von Pflanzenresten (GLEAMS/DAYCENT) und (iv) die Unterteilung in organische und anorganische Anteile in Mineral- und Wirtschaftsdüngern (ANIMO), steht jedoch die Problematik der Parameterfindung und -anzahl gegenüber [Lewis und McGechan, 2002].

Aufbauend auf einem vielfach überprüften Wasserhaushaltsmodell [Reiche, 1991, 1996] wurde ein P-Modul entwickelt. Das Modell WASMOD wurde ursprünglich als Gebietsmodell mit einer Integration des Wasser- und Wärmetransportes, des Pflanzensystems sowie der C- und N-Transformationsprozesse in der ungesättigten Bodenzone entwickelt.

1.2 Zielstellung

Gesamtziel der Arbeit ist die Erfassung und Modellierung des vertikalen P-Transports im Boden anhand einfach zu erfassender Parameter, um eine Prognose des P-Austrags

[1] Agricultural Nitrogen Model (erweitert um P)
[2] Modelling of Regional Phosphorus Transport
[3] Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems / Particle Leaching
[4] Water and Agrochemicals in the Vadose Zone

aus der ungesättigten Bodenzone differenzierter Nutzflächen zu ermöglichen. Grundlage der experimentellen Erfassung sind langjährige Lysimeterversuche mit verschiedenen Bodenarten und Nutzungen.

In einem ersten Teilziel sollen die Wasserhaushaltsgrößen in den Lysimetern erhoben und eine klimatische Wasserbilanz errechnet werden. Die Ergebnisse sind in Kapitel 3 dargestellt.

Das zweite Teilziel soll die Erforschung der chemischen P-Umsetzungen und die Quantifizierung des Transportverhaltens von P-Verbindungen in den Böden und Sickerwässern umfassen. Dazu sollen die relevanten Einflussfaktoren, welche die Verteilung der P-Formen im Boden steuern, erfasst werden. Zur generellen Abschätzung der Bedeutung von Ober- und Unterböden für die P-Austräge wird in 10-cm-Stufen im Ober- und Unterboden ausgebauter Lysimeter die Heterogenität in Abhängigkeit der langjährigen Nutzung untersucht. Die erhobenen Daten und gewonnen Ergebnisse werden in Kapitel 4 präsentiert.

Im letzten Teilziel sollen die beobachteten P-Umsetzungen und Transportverhältnisse mit Hilfe eines ein geeignetes Simulationsmodell abgebildet werden. Dazu soll das Wasser- und Stofftransportmodell WASMOD modifiziert werden, um die als besonders relevant erkannten P-Prozesse adäquat zur Beschreibung der P-Austräge in Abhängigkeit von Bodenart und Bodenbewirtschaftung zu berücksichtigen. Das Modell soll unter Verwendung möglichst allgemein verfügbarer Daten eine hinreichend genaue Prognose des Wasserhaushalts und des P-Austrags aus der ungesättigten Bodenzone erlaubt. Die Modellkalibrierung soll an dem umfangreichen Datenmaterial, das aus den Lysimeterversuchen gewonnen wurde, erfolgen. Des Weiteren ist die Eignung des Ansatzes in Validierungsrechnungen zu überprüfen. Das Kapitel 5 beinhaltet die Simulationsergebnisse.

Kapitel 2

Material und Methoden

2.1 Lysimeterstation Falkenberg

Auf der Lysimeterstation Falkenberg (Sachsen-Anhalt) wurden zwischen 1981 und 1983 120 nicht wägbare Kastenlysimeter befüllt und eingebaut. Ihr Aufbau diente damals Untersuchungen zur Ertragsmaximierung. Seit der Umstrukturierung im Jahr 1991 wird der Einfluss von Maßnahmen der Flächenstilllegung und Extensivierung auf den Wasser- und Stoffhaushalt untersucht. In die Versuchsplanung wurden dazu unterschiedliche Bodenarten, Nutzungsformen, Bewirtschaftungsmaßnahmen und Düngungsarten integriert.

Aus der Vielzahl der Nutzungsformen wurden 55 Lysimeter ausgewählt, die im Untersuchungszeitraum von Oktober 1991 bis September 2003 keiner Nutzungsänderung unterlagen, ein weites Spektrum an Nutzungsformen abdeckten und möglichst noch als Parallele vorlagen. Die ausgewählten Lysimeter wurden dazu in zwei Gruppen eingeteilt: die Nutzungsvarianten und die diejenigen der gestaffelten Mineraldüngung.

Nutzungsvarianten

- Bodenart sandiger Lehm
- verschiedene Nutzungsformen
- mineralische und differenzierte organische Düngung

gestaffelte Mineraldüngung

- unterschiedliche Bodenarten
- Nutzungen (Grasland und Acker)
- gestaffelte Mineraldüngung

Zu der Gruppe der **Nutzungsvarianten** (n = 31) gehörten die Nutzungsformen Flächenstilllegung, Extensivierung, Integrierter Landbau und der Anbau nachwachsender Rohstoffe. Zur Flächenstilllegung zählten die Brachen Rotationsbrache (einjährige Stilllegung) und Dauerbrache. Die Gruppe Extensivierung beinhaltet die Formen low input (weniger Chemikalien und Dünger, keine Zusatzbewässerung) und extensive Grünlandnutzung. Der integrierte Landbau war die Standardvariante, die sowohl den Anforderungen von Ökologie als auch von Ökonomie entsprach. Zusätzlich erfolgte noch der Anbau von schnell wachsenden Rohstoffen.

An den Lysimetern der Gruppe der **gestaffelten Mineraldüngung** (n = 24) wurde der Einfluss der Mineraldüngung bei verschiedenen Bodenarten und Nutzungen (Grasland mit Vierschnittnutzung und Acker mit einer Getreide-Feldfutter-Fruchtfolge) mit bedarfsgerechter Beregnung untersucht [Meissner et al., 1995a]. Die Düngungsstufen entsprachen der 50 (I)[1], 100 (II) bzw. 150 %igen (III) empfohlenen optimalen Düngermenge [Meissner

[1] Die Klassifizierung der Düngerstufen erfolgt im Text und Tabellen mit den in Klammern angegebenen Abkürzungen

et al., 1991, 1995a,c,b]. Die mineralische Düngung (N, P und K) wurde in Anlehnung an die in der früheren DDR gültigen EDV-gestützten Düngungsberatungssysteme DS 79 bzw. DS 87 (100 % Variante) bemessen. Im Zeitraum 1985 bis 1991 wurden für P die selben Düngerraten appliziert [Meissner et al., 2002]. Die Bewässerung erfolgte nach den Empfehlungen des in der landwirtschaftlichen Praxis der früheren DDR umfassend eingesetzten und zentral verwalteten computergestützten Beregnungsberatungssystem IBSBII.

Angaben zur Düngung, Beregnung und Fruchtfolge der Lysimeter sind in der Tabelle 2.1 zusammengefasst, ausführliche Angaben sind in der Tabelle A.1 im Anhang A aufgelistet.

2.2 Lysimeteraufbau und Untersuchungsmaterial

Der Aufbau der Lysimeter ist in Abbildung 2.1 dargestellt [Leinweber et al., 1999].

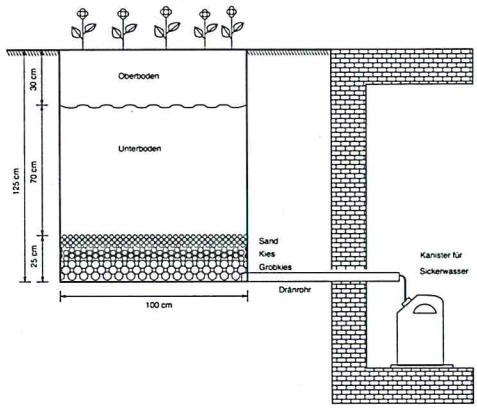


Abbildung 2.1: Lysimeteraufbau

Dabei handelt es sich um quadratische, metallische Lysimeter mit einer Tiefe von 125 cm. In den untersten 25 cm wurde ein Dränrohr eingebaut, das mit einer abgestuften Filterschicht aus Sand, Kies und Schotter (200 mm) [Meissner et al., 1991] überschüttet wurde und der freien Entwässerung dienen sollte. Das Dränrohr entwässerte in einen Kanister, der über einen Kellergang zu erreichen war. Die Kanister wurden monatlich entleert [Meissner et al., 1995a,c].

Das **Bodenmaterial** der Lysimeter stammte von repräsentativen Standorten aus den neuen Bundesländern [Meissner et al., 1991, 1995a,c,b], wo es jeweils nach Ober- und Unterboden getrennt abgetragen und homogenisiert wurde. Die Befüllung mit dem homogenen Material erfolgte lagenweise in 10 cm Schritten, wobei jede Schicht manuell auf näherungsweise natürliche Lagerungsverhältnisse verdichtet wurde. Für die obersten 30 cm wurde Oberbodenmaterial verwendet, der Rest bildet den Unterboden. Der Einbau erfolgte oberflächengleich. Ein lateraler Abfluss von Niederschlag ist aufgrund der bestehenden Lysimeterummantelung nicht möglich.

Die Befüllung der Lysimeter erfolgte in der Gruppe der Nutzungsvarianten mit sandigem Lehm (SL). Die Gruppe der gestaffelten Mineraldüngung beinhaltete die Bodenarten[2] Sand (S), sandiger Lehm (SL), Lehm (L) und toniger Schluff aus Löss (SIL). Eine detaillierte Übersicht der Bodenparameter des Ausgangsmaterials befindet sich in der Tabelle A.2 im Anhang A.

Die **Beprobung** der Lysimeter fand einmal jährlich im Frühjahr vor der ersten Düngung als Mischprobe des Oberbodens (0 - 30 cm) statt. Im Herbst 1998 wurden erstmals 8 Lysimeter aus dem Bestand ausgebaut und beprobt. Es handelte sich um Lysimeter der Bodenart sandiger Lehm mit den Nutzungsformen Acker (n = 5), Gras (n = 2) und Aufforstung (n = 1). Die Ackernutzung gehörte zu den Formen Integrierter Landbau und

in Klammern angegebenen Abkürzungen.

[2]Es werden jeweils die Abkürzungen nach FAO verwendet.

Tabelle 2.1: Nutzungen und Bewirtschaftungsmerkmale ausgewählter Lysimeter

Gruppen & Lysimeternummern[a]	Düngung[b]	Beregnung[c]	Nutzung[d]
Flächenstilllegung			
Rotationsbrache 6&8 / 17 / 31	20 + org. Düngung	16 %	W-Weizen - W-Gerste + ZF - Z-Rüben - Mais - W-Weizen - Brache
Dauerbrache 104&105	keine	-	Brache mit Pflegeschnitt (ohne Abfuhr)
Extensivierung			
Low-input 20&107 / 23&24 / 99&103	20 + Stalldung	1 %	W-Weizen + ZF - Kartoffeln - W-Gerste - Mais - Zuckerrüben
Grünland ohne Beregnung 1&2 / 3&4	10 / 25	-	2 / 3 Schnitte pro Jahr
Grünland mit Beregnung 95&97	40	27 %	4 Schnitte pro Jahr
Integrierter Landbau			
53&54 / 98 / 102&106	20 + Stalldung	16 %	W-Weizen - Kartoffeln - W-Gerste - Mais - Zuckerrüben
Nachwachsende Rohstoffe			
110&111 / 112&113 / 114&115 / 116&117	20/30 + Stalldung	16 %	Kartoffeln - Öllein + ZF - Möhren - W-Raps
gestaffelte Mineraldüngung			
Sand (S)			
Grasland 76 / 77 / 78	20 / 40 / 60	28 %	4 Schnitte pro Jahr (mit Abfuhr)
Ackerland 79 / 80 / 81	12,5 / 25 / 37,5	26 %	W-Weizen - W-Gerste + ZF - Hafer + Klee - Klee
sandiger Lehm (SL)			
Grasland 70 / 71 / 72	20 / 40 / 60	28 %	4 Schnitte pro Jahr (mit Abfuhr)
Ackerland 73 / 74 / 75	12,5 / 25 / 37,5	26 %	W-Weizen - W-Gerste + ZF - Hafer + Klee - Klee
Lehm (L)			
Grasland 82 / 83 / 84	20 / 40 / 60	28 %	4 Schnitte pro Jahr (mit Abfuhr)
Ackerland 85 / 86 / 87	12,5 / 25 / 37,5	26 %	W-Weizen - W-Gerste + ZF - Hafer + Klee - Klee
toniger Schluff aus Löss (SIL)			
Grasland 88 / 89 / 90	20 / 40 / 60	28 %	4 Schnitte pro Jahr (mit Abfuhr)
Ackerland 91 / 92 / 93	12,5 / 25 / 37,5	26 %	W-Weizen - W-Gerste + ZF - Hafer + Klee - Klee

[a] Mit & getrennte Lysimeter werden jeweils als Parallele betrieben

[b] Düngung in kg (ha a)$^{-1}$

[c] Mittlere jährliche zusätzliche Beregnung als Prozent des mittleren jährlichen Niederschlags

[d] W-Weizen = Winterweizen, W-Gerste = Wintergerste, ZF = Zwischenfrucht, meist Ölrettich oder Mais und Sonnenblumen, W-Raps = Winterraps, Z-Rüben = Zuckerrüben

Extensivierung durch low input bzw. durch Anbau ertragsextensiver Fruchtarten. Das Grünland wurde als Extensivweide mit jährlich 3 - 5 Schnitten und Wirtschaftsdünger (Gülle und Kuhfladen) bewirtschaftet. Die Aufforstung wurde 1991 mit Lärche, Douglasie und Kiefer bepflanzt, 1995 wurden die Bäume entfernt und durch Fichten ersetzt. Beprobt wurde das gesamte Lysimeterprofil durchgängig in 10 cm Schritten, zum einem mit Stechzylindern zur Bestimmung der Trockenrohdichte, zum anderen als Mischprobe jeder Schicht.

Vergleichsweise wurde das Ausgangsmaterial des Oberbodens aller Bodenarten untersucht. Die Analysen am Unterbodenmaterial (sandiger Lehm) wurden an später (Herbst 2001) am Herkunftsort entnommenen Proben durchgeführt. Der Standort soll in der Zwischenzeit keiner Nutzung unterlegen haben.

2.3 Untersuchungsmethoden

In den folgenden Kapiteln werden die an den verschiedenen Materialien durchgeführten Untersuchungsmethoden erläutert. Einen Überblick über vorliegende und erhobene Daten gibt die Tabelle 2.2.

2.3.1 P-Gehalte im Boden

Für die Bodenuntersuchungen wurde die Bodenproben getrocknet, gesiebt (< 2 mm) und teilweise gemörsert (< 0,125 mm).

Die Bestimmung des pflanzenverfügbaren P wurde seit 1991 durchgängig mittels Extraktion mit Doppellactat (DL-P) durchgeführt. Die Extraktion erfolgte nach Hofmann [1991] bei einem pH von 3,6, einem Boden:Flüssigkeitsverhältnis von 1:50 und einer Schütteldauer von 1,5 Stunden.

Zusätzlich wurde über den Zeitraum von drei Jahren der extrahierbare P mit Ammoniumacetatlactat (AL-P), Natriumhydrogencarbonat (Olsen-P) und Ammoniumoxalat (P(ox)) bestimmt. Die Bestimmung des AL-P bzw. Olsen-P erfolgte nach Hofmann [1991] (Orginalvorschrift von Egnér et al. [1960]) bei einem pH von 3,75, einem Boden:Flüssigkeitsverhältnis von 1:20 und einer Schütteldauer von 4 Stunden bzw. pH von 8,5, einem Boden:Flüssigkeitsverhältnis 1:20 und einer Schütteldauer von 30 Minuten. Bei der Extraktion mit Oxalat nach Schlichting et al. [1995] bzw. Schwertmann [1964] wurde neben P das oxalat-extrahierbare Aluminium (Al(ox)) und Eisen (Fe(ox)) gemessen (pH 3,0, Boden:Flüssigkeitsverhältnis 1:60, Schütteldauer 2 Stunden). Die Elementkonzentration in den Extrakten wurde mittels ICP-Spektroskopie (OES-ICP, Jobin Yvon 238 Ultrace, Instruments S.A. GmbH, Grasbrunn, Germany) bei einer Wellenlänge von 214,914 nm für P, sowie 396,152 nm bzw. 238,204 nm für Al(ox) und Fe(ox) gemessen.

Mit den Gehalten an P(ox), Fe(ox) und Al(ox) wurde die Phosphorsättigungskapazität PSC und der Phosphorsättigungsgrad DPS nach Schoumans [1995] (Gleichungen 2.1 und 2.2) berechnet:

$$PSC = \alpha \cdot (Fe(ox) + Al(ox)) \qquad \alpha = 0,5 \tag{2.1}$$

- PSC / mmol kg^{-1}
- Gehalt Al(ox) und Fe(ox) / mmol kg^{-1}

Tabelle 2.2: Durchgeführte Untersuchungen an verschiedenen Bodenproben

In Nutzung befindliche Lysimeter	
Bodenart & Anzahl	SL (37), S (6), L (6), SIL (6)
Beprobungsort	Oberboden
Beprobungszeitpunkt	Frühjahr (meist März)
Bodenuntersuchungen	DL-P (1991 - 2003)
& Untersuchungsjahre	P_t (1998 - 2003)
	AL-P, Olsen-P, P(ox), DPS, Al(ox) & Fe(ox) (1998 - 2000)
Pflanzenentzüge[a]	Trockensubstanz, P, K, N (1992 - 2002)
Sickerwasserbeprobung	Sickerwassermenge jeden Monats (1991 - 2003)
	monatliche Gesamt-P-Konzentration im Sickerwasser
Ausgebaute Lysimeter	
Bodenart & Anzahl	SL (8)
Beprobungsort	gesamtes Lysimeterprofil in 10 cm Schritten
Beprobungszeitpunkt	Herbst 1998
Bodenuntersuchungen	P_t, AL-P, DL-P, Olsen-P, P(ox), DPS, Al(ox) & Fe(ox)
	C-/N-/S-Gehalte, pH-Wert, Trockenrohdichte
	statische Adsorptionsisothermen (Mischprobe der
	Ackernutzungen, Schichten 0-30, 50-80 und 80-100 cm)
Ausgangsmaterial	
Bodenart	SL, S, L, SIL
	SL Ober- und Unterboden; S, L, SIL nur Oberboden
Bodenparameter[a]	Körnungsanalyse, pF-Kurven
Beprobungszeitpunkt	Oberboden seit 1983 gelagert, Unterboden Herbst 2001 (SL)
Bodenuntersuchungen[b]	AL-P, DL-P, Olsen-P, pH-Wert (nur SL)
	P_t, P(ox), DPS, Al(ox) & Fe(ox)
	C-/N-/S-Gehalte, statische Adsorptionsisothermen

[a]Daten wurden bereitgestellt
[b]Wenn nicht anders angegeben wurden die Untersuchungen an allen Bodenarten durchgeführt

$$DPS = 100 \cdot \frac{P(ox)}{PSC} \tag{2.2}$$

- DPS / %
- P(ox) / mmol kg^{-1}

Neben dem extrahierbaren P wurde seit 1998 laufend der P_t-Gehalt mittels Hypobromidaufschluss [Dick und Tabatabai, 1977] und anschließender Messung des Gehalts im Extrakt am OES-ICP bestimmt. Aus Kostengründen wurden die jährlichen Bestimmungen der P-Gehalte nur als Einfachbestimmung durchgeführt. Stichpunktartige Mehrfachbestimmungen und seit 2001 laufende Doppelbestimmungen an den Proben der gestaffelten Mineraldüngung weisen Abweichungen < 10 % auf.

2.3.2 Sickerwasseruntersuchungen

Die Sickerwassermenge der Lysimeter wurde als Sammelprobe am Ende jeden Monats gemessen und in dieser die Gesamt-P Konzentration ermittelt. Die Bestimmung erfolg-

te photometrisch nach der Molybdenblau-Methode [Murphy und Riley, 1962] nach Aufschluss mit Kaliumpersulfat. Als Nachweisgrenze wurde 0,0005 mg l^{-1} angegeben. Die Standardabweichung der Wiederholungen lag bei < 3 %. Als Sickerwasserperiode wird der Zeitraum von Anfang Oktober bis Ende September des folgenden Jahres betrachtet[3]. Anhand der Sickerwassermenge und der P-Konzentration wurde die monatliche P-Fracht berechnet (Gleichung 2.3).

$$Fracht = \frac{C_P \cdot SW}{100} \tag{2.3}$$

- P-Fracht / kg ha^{-1}
- C_P = P-Konzentration im Sickerwasser / mg l^{-1}
- SW = Sickerwasser / mm

Daraus konnte die mittlere jährliche P-Konzentration abgeleitet werden (Gleichung 2.4).

$$mittlere\ jährliche\ C_P = \frac{\sum Fracht \cdot 100}{\sum SW} \tag{2.4}$$

2.3.3 Bodenuntersuchungen

Zusätzlich gemessene Bodenparameter, Trockenrohdichte, pH-Wert und C-/N-/S-Analysen, wurden an den verschiedensten Bodenproben durchgeführt (Tabelle 2.2). Die Trockenrohdichte wurde mit dreifacher Wiederholung mittels Wägung gemessen. Der pH-Wert wurde in $CaCl_2$-Lösung (Boden-Lösung-Verhältnis 1:2,5) gemessen. Der C-/N-/S-Gehalt wurde durch trockene Verbrennung (Foss Heraeus Vario EL, Hanau, Germany) jeweils als Parallele bestimmt. Bei fehlendem Material wurde auf die Daten, die durch ein unabhängiges Labor zum Zeitpunkt des Lysimetereinbaus aufgenommen wurden, zurückgegriffen. Angaben zur Bestimmungsmethode sind dabei nicht mehr möglich.

Wassersaugspannungsbeziehungen (pF-Kurven) wurden ebenfalls am Ausgangsmaterial durch ein unabhängiges Labor aufgenommen (Tabelle A.3, Anhang A). Anhand der Körnung und der Lagerungsdichte wurden zusätzlich die Van-Genuchten-Parameter geschätzt und mittels dieser die Wassersaugspannungsbeziehungen abgeleitet [Schaap, 2001, Schaap et al., 1998, 2001].

2.3.4 Dünger- und Pflanzenuntersuchungen

Die Düngung der Lysimeter erfolgte je nach Gruppe bedarfsgerecht mit mineralischem oder organischem Dünger. Bei der mineralischen Düngung wurden für die P- und K-Düngung Alkalisinterphosphat (11,5 %) & Kamex (33 %) oder Triple-Super (20 %) & Kornkali (33 %) verwendet. Die organische Düngung bestand aus Stalldung, Jauche, Gülle, Kuhfladen oder rückgeführtem Pflanzenmaterial.

Bis 1995 lagen keine Analysen über die Zusammensetzung der organischen Düngung vor. Deshalb wurde für Stalldung mit den noch aus DDR-Zeiten stammenden Anrechungsmodalitäten kalkuliert, wo von einem mittleren P-Nährstoffgehalt von 0,11 % ausgegangen

[3]Die Definition der Sickerwasserperiode erfolgte zur besseren Vergleichbarkeit mit den in den Kapiteln 5.2 und 5.3 erzielten Modellergebnissen entgegen der gebräuchlichen Definition des hydrologischen Jahres von November bis Oktober.

wird. Ab 1995 lagen Analysenwerte von einem Untersuchungslabor vor, seit 1999 wurden die Werte direkt vom Umweltforschungszentrum in Falkenberg bestimmt (im Jahr 1999 nur für N).

Die Bestimmung der Trockenmasse und der Nährstoffgehalte N, P und K in den Pflanzen erfolgte ab 1992 fortlaufend von einem unabhängigen Untersuchungslabor.

2.3.5 Adsorptionsparameter aus Batch-Versuchen

Die P-Adsorption wurde mittels Extraktion mit Calciumchloridlösung (0,02 M) im Gleichgewichtsbereich bestimmt. Der Boden wurde dazu mit 9 Lösungen unterschiedlicher P-Konzentration (0; 0,1; 0,5; 1; 5; 10; 15; 20; 25 mg l^{-1}) 24 Stunden in einem Boden-Lösungs-Verhältnis 1:10 geschüttelt [Barrow und Shaw, 1975, Lademann und Pöthig, 1994, Tischner, 2000]. Die Bestimmung des P-Gehalts in der Schüttellösung erfolgte am OES-ICP bzw. photometrisch [Murphy und Riley, 1962].

Untersucht wurde für alle vier Bodenarten der Oberboden des Ausgangssubstrats und beim sandigen Lehm (SL) der Unterboden, unterteilt in die Stufen UB1 Tiefe 50 - 80 cm und UB2 Tiefe 80 - 100 cm. Mit der gleichen Einteilung wurde der Ober- und Unterboden der ausgebauten Lysimeter mit Ackernutzung untersucht. Die Messungen wurden mit mindestens drei Wiederholungen durchgeführt.

2.4 Klima und Sickerwasserdaten

2.4.1 Klimatische Daten

Die Eingangsgrößen zur Beschreibung des Wasserhaushalts waren der Niederschlag (Nds), die Temperatur, die Globalstrahlung und die Verdunstung.

Die Niederschlagsmengen wurden seit dem Bestehen der Lysimeterstation mit täglicher Auflösung gemessen. Die Messung erfolgte in 1 m Höhe mit anschließender Korrektur nach Richter [1995] unter Berücksichtigung der geografischen Lage und der Geschütztheit der Messstation (Wind). Im weiteren Verlauf wurden nur die korrigierten Niederschlagsdaten verwendet. Mit dem Bau einer eigenen Wetterstation lagen seit 1994 tägliche Daten zur Temperatur (Minimal-, Maximal- und Mittelwerte) und Globalstrahlung vor. Fehlende Daten und Daten vor 1994 wurden durch Daten des Deutschen Wetterdienstes von der nächstgelegenen Wetterstation (Seehausen) ergänzt.

2.4.2 Verdunstungsberechnung

Die Verdunstung (Evapotranspiration ET) setzt sich aus den Prozessen Transpiration und Evaporation zusammen. Die Transpiration berücksichtigt die biologischen Prozesse der Verdunstung von der Pflanzenoberfläche. Die Evaporation die Verdunstung von der unbewachsenen Erdoberfläche (Bodenverdunstung / Evaporation), des auf Blättern zurückgehaltenen Niederschlagswassers (Interzeptionsverdunstung) und von freien Wasseroberflächen (Seeverdunstung).

Die mögliche Verdunstung bei optimalen Wasserverhältnissen wird als potentielle Verdunstung (ETp) bezeichnet. Die tatsächlich vorherrschende Verdunstung ergibt sich aus den klimatischen Bedingungen.

Die Gras-Referenz-Verdunstung wurde nach Turc-Wendling [ATV-DVWK, 2002, DVWK, 1996] auf Tagesbasis berechnet (Gleichung 2.5).

$$ETp = \frac{(R_G + 93 \cdot f_K) \cdot (T + 22)}{162 \cdot (T \cdot 123)} \tag{2.5}$$

- R_G = Tagessumme der Globalstrahlung / J cm^{-2}
- T = Tagesmittel der Lufttemperatur / °C
- f_K = Küstenfaktor, im Inland 1,0, im Küstenbereich bis 50 km 0,6

Zur Berücksichtigung anderer Kulturarten wurde diese mit einem Bestandskoeffizienten k_C multipliziert. Die Koeffizienten wurden in der Literatur monatsweise bzw. in Abhängigkeit vom Entwicklungsstand der Pflanzen angegeben und berücksichtigten die Bestandshöhe und den Bedeckungsgrad des Bodens mit der Pflanze [ATV-DVWK, 2002, DVWK, 1996, Sambale und Peschke, 2000, Zenker, 2003]. Die gewählten Parameter entsprachen den in der Praxis üblichen Werten.

Die Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration erfolgt mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell nach Wendling [DVWK, 1996] (Gleichung 2.6):

$$ETa = Nds_i - (Nds_i - ETp_i) \cdot R_i \tag{2.6}$$

In die Berechnung von R_i fließen die bodenartenspezifischen Parameter Feldkapazität, permanenter Welkepunkt und effektive Durchwurzelungstiefe mit ein. Details sind im Anhang B zu finden.

2.4.3 Homogenitätsprüfung

Die Homogenitätsprüfung sollte zeigen, ob die aufgenommenen Datenreihen von Niederschlag, Sickerwasser und Verdunstung konsistent und homogen waren. Daten, welche nicht durch Ablese-, Schreib- oder Gerätefehler beeinflusst wurden, werden als konsistent bezeichnet. Sind die Daten konsistent, erfolgte eine Homogenitätsprüfung. Diese sollte zeigen, ob eine dauerhafte Beeinflussung des Wasserregimes der Lysimeter vorhanden war, z.B. durch Baumaßnahmen oder Verockerungen am Auslauf. Dies erfolgte mit Hilfe einer Doppelsummenanalyse, wobei fortlaufend aufsummierte Monatswerte des Sickerwassers gegen die im gleichen Zeitraum aufsummierten Werte des Niederschlags aufgetragen wurden. Konnte die Doppelsummenkurve als Gerade angepasst werden, wird von homogenen Daten ausgegangen. Bei allen Lysimetern lagen die Korrelationskoeffizienten bei > 0,95.

Kapitel 3

Wasserhaushalt

3.1 Hydrologische Daten

In diesem Abschnitt wurden die verwendeten hydrologischen Daten für den Zeitraum von 12 Jahren zusammengefasst und ausgewertet. Diese Ergebnisse flossen unter Einbeziehung der gemessenen Sickerwasserdaten in die klimatische Wasserbilanz ein und wurden im Anschluss für die Abbildung des Wasserhaushalts und die Berechnung der Sickerwasserrate verwendet. Die Eingangsgrößen zur Beschreibung des Wasserhaushalts waren Daten zum Niederschlag, der Temperatur, der Globalstrahlung und der Verdunstung.

3.1.1 Niederschlag und Beregnung

Die Tabelle 3.1 gibt eine Übersicht über die gemessenen Niederschlagswerte der hydrologischen Jahre (Oktober bis September) 1991/1992 bis 2002/2003. Die gemessen und nach Richter [1995] korrigierten **Jahresniederschläge** lagen zwischen 437 mm (1995/1996) und 851 mm (1993/1994) mit einem Mittel von 660 mm. Das Verhältnis der Niederschläge von Sommer- und Winterhalbjahr (SO/WI) verdeutlichte, dass die meisten Niederschläge im Sommer gemessen wurden (53 %) (Abbildung B.1, Anhang B). Insbesondere die Jahre 1992/1993 und 1995/1996 fielen durch sehr hohe Sommerniederschläge auf. Das Jahr 1995/1996 war zusätzlich durch eine sehr geringe Gesamtniederschlagsmenge gekennzeichnet (Tabelle 3.1).

Der Juli war im Mittel der niederschlagsreichste (⌀ 70,6 mm) und der Februar der niederschlagsärmste Monat (⌀ 45,4 mm). Niederschlag in Form von Schnee wurde nicht berücksichtigt. Die Auswertung der täglichen Daten belegte, dass es sich bei den Sommerniederschlägen überwiegend um stärkere Regenereignisse handelte. Niederschläge mit > 20 mm pro Tag traten nur bei 2,3 % aller gemessenen Regenereignisse auf, 1,8 % fielen in den Sommermonaten mit Maximalwerten von 63 mm pro Tag. Hingegen waren tägliche Niederschlagsereignisse mit 10 - 20 mm gleich verteilt auf die Sommer- und Wintermonate.

Der größte Teil der Lysimeter wurde zusätzlich bedarfsgerecht beregnet, wobei die mittlere jährliche zusätzliche **Bewässerung** zwischen 0 und 28 % der mittleren jährlichen Niederschlagsmenge schwankte. Eine Übersicht für die einzelnen Nutzungsgruppen gibt die Tabelle 2.1, Abschnitt 2.1 (detaillierte Angaben sind in der Tabelle A.1 im Anhang A aufgeführt). Die höchste Zusatzbewässerung erhielten die Lysimeter der gestaffelten Mineraldüngung, wobei die Beregnung bedarfsgerecht erfolgte und sich an den Lysimetern

Tabelle 3.1: Klimatische Daten der Lysimeterstation Falkenberg (12 a)

Jahr	Niederschlag	SO/WI[a]	⌀-T[b]	ETp[c]	Nds[d]/ETp	Beregnung[e]	
						Gras	Acker
	mm		°C	mm		mm	mm
1991/1992	581,9	0,95	10,0	798,6	0,73	325	350
1992/1993	839,1	1,81	8,6	668,0	1,26	90	115
1993/1994	851,3	1,04	9,1	715,2	1,19	175	65
1994/1995	625,4	0,72	9,3	734,1	0,85	230	170
1995/1996	436,9	1,96	7,0	673,5	0,65	150	150
1996/1997	540,4	1,19	8,6	763,8	0,71	165	165
1997/1998	629,4	1,04	9,3	692,0	0,91	120	100
1998/1999	695,6	0,80	9,5	750,9	0,93	235	330
1999/2000	694,1	0,77	9,7	770,1	0,90	135	140
2000/2001	681,2	1,34	9,5	678,6	1,00	150	150
2001/2002	791,4	1,26	10,3	657,8	1,20	110	20
2002/2003	552,1	1,44	9,2	780,5	0,71	300	340
Mittel[f]	*659,9*	*1,19*	*9,2*	*723,6*	*0,92*	*182*	*175*

[a]SO = Sommermonate April bis September, WI = Wintermonate Oktober bis März
[b]⌀-T = mittlere jährliche Temperatur
[c]ETp = potentielle Evapotranspiration (Gleichung 2.5, Abschnitt 2.4.2)
[d]Nds = Niederschlag.
[e]Beregnungsmenge der Lysimeter mit gestaffelter Mineraldüngung
[f]arithmetrisches Mittel

mit der Bodenart Sand orientierte (Abschnitt 2.1). Damit wurde der Anteil der Wasserzufuhr in den Sommermonaten auf 80 % erhöht. Im Folgenden bezeichnet die Angabe des Niederschlags immer die Summe vom Niederschlag und zusätzlicher Beregnung.

3.1.2 Sickerwasserraten

In diesem Abschnitt werden die jährlichen Sickerwasserraten (gemessen auf monatlicher Basis) und deren Dynamik zusammenfassend für die einzelnen Nutzungsvarianten und Bodenarten diskutiert.

Aufgrund der Variabilität der Niederschlagsmengen und des Verhältnisses von Sommer- und Winterniederschlag war auch bei den Sickerwasserraten mit einer großen Dynamik zu rechnen (Tabelle 3.2). Die Sickerwasserbildung wird im Wesentlichen durch die Höhe des Winterniederschlages, also der Niederschlag der der Vegetationsperiode folgt und den angebauten Kulturen und damit der Höhe der Bodenwasserausschöpfung bestimmt. Sind am Ende des Sommerhalbjahres die Bodenwasserdefizite gering und die Niederschläge im Winterhalbjahr hoch, so beginnt die Neubildungsrate früher und mit höheren Raten. Nach Auffüllung des Bodenwasserspeichers im Herbst bis Dezember fand die Hauptabflussbildung im Januar bis März statt. Allgemein war in den Jahren 1992/1993, 1993/1994 sowie 2001/2002 aufgrund der hohen Jahresniederschläge mit einer erhöhten Sickerwasserrate, hingegen im Jahr 1995/1996, das durch Trockenheit und hohe Sommerniederschläge gekennzeichnet war, mit geringen Abflussmengen zu rechnen.

Die jährlichen Sickerwasserraten der Lysimeter mit **verschiedenen Bodenarten und**

Tabelle 3.2: Prozentualer Anteil des Sickerwassers am Niederschlag, Anteil der Monate mit Sickerwasser, mittlere jährliche Sickerwasserrate und Verhältnis der Sommer- zu Wintersickerwassermengen (1991/1992 - 2002/2003)

Nutzungsgruppen	SW[a] am Niederschlag %	Monate[b] mit SW %	mittlere jährliche Sickerwassermenge mm	SO/WI[c] SW
Flächenstilllegung				
Rotationsbrache	11,3 - 15,2	35 - 47	101	0,26
Dauerbrache	13,0 - 12,9	35 - 36	86	0,28
Extensivierung				
Low-input	11,6 - 15,9	32 - 42	93	0,27
Grünland ohne Beregnung	15,9 - 17,4	41 - 49	110	0,19
Grünland mit Beregnung	18,3 - 23,2	63 - 78	174	0,25
Integrierter Landbau				
Integrierter Landbau	11,0 - 14,1	36 - 51	97	0,41
Rohstoffe				
Nachwachsende Rohstoffe	11,9 - 16,0	40 - 45	99	0,39
Mineraldüngung				
S - Grasland	23,2 - 27,5	61- 73	213	0,24
S - Ackerland	17,5 - 22,1	46 - 54	161	0,17
SL - Grasland	19,7 - 24,5	60 - 75	186	0,24
SL - Ackerland	12,6 - 15,1	37 - 49	116	0,20
L - Grasland	24,5 - 29,2	72 - 81	222	0,29
L - Ackerland	12,3 - 17,3	8 - 47	122	0,17
SIL - Grasland	25,0 - 28,4	72 - 81	224	0,31
SIL - Ackerland	7,9 - 12,3	25 - 40	86	0,14

[a]Anteil des Sickerwassers am Niederschlag
[b]Anteil der Monate mit Sickerwasser
[c]Verhältnis der Sommer- zu Wintersickerwassermengen

Düngerstufen unter Grasland waren 0 und 389 mm und unter Ackernutzung 0 und 328 mm im Untersuchungszeitraum. In der Abbildung 3.1 sind die jährlichen Sickerwasserraten für die verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen abgebildet.

Der Vergleich der Nutzungen zeigte, dass sich die jährlichen Sickerwasserraten signifikant voneinander unterschieden. *Die Sickerwasserraten unter Grasland waren immer höher als unter Ackerland.* Begründet wird dies durch die hohe Beregnung dieser Nutzung [Meissner et al., 1991, 1995a,c]. Zusätzlich begann die jährliche Sickerwasserperiode früher, zwischen Oktober und Dezember. In Jahren mit sehr hohen Niederschlagsmengen war teilweise keine Unterbrechung der Sickerung (1993/1994) zu messen. Im Gegensatz dazu kamen auch Jahre ohne Sickerwasser vor (1995/1996).

Die *Sickerwasserraten unter Ackernutzung sanken mit steigendem Tonanteil* der Böden, womit die ebenfalls in Lysimeterexperimenten (Tiefe 3 m) erhobenen Aussagen von Haferkorn [2000] bzw. Knappe et al. [2002] bestätigt wurden. Die unterschiedlichen Sickerwasserraten resultierten aus den physikalischen Eigenschaften der Bodenarten mit unterschiedlichem Wasserhaltevermögen in der Wurzelzone. Aufgrund der längeren Bodenmonolithe wurden bei Haferkorn [2000] geringere Sickerwassermengen (50 - 175 mm a^{-1})

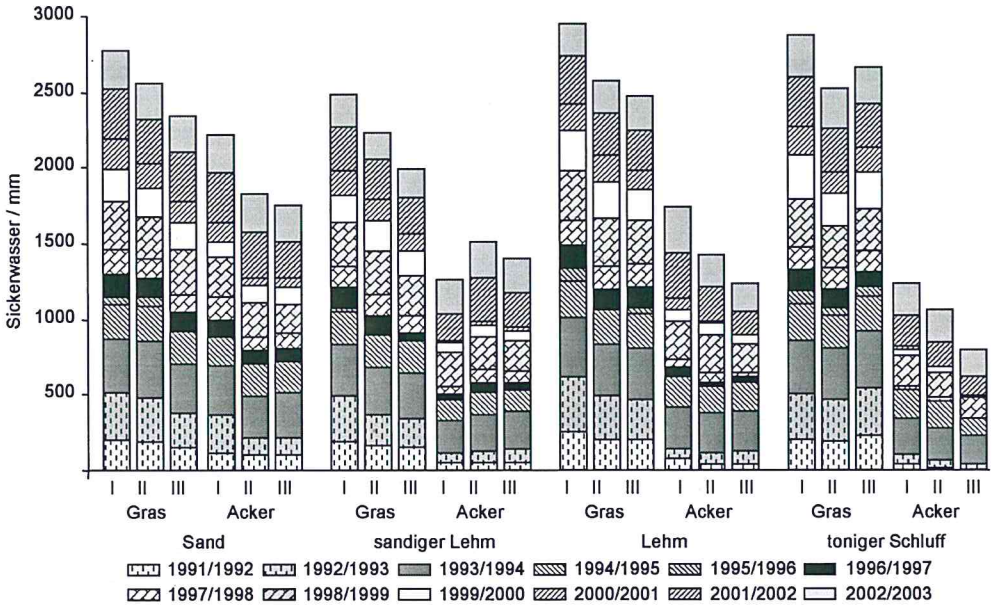


Abbildung 3.1: Jährliche Sickerwasserraten der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen

in vergleichbaren Bodenarten gemessen, die durch das größere Wasserhaltevermögen sowie die Pflanzenauschöpfung begründet waren. Bezüglich des Sickerwasserverlaufs zeigte sich, dass mit zunehmender Bindigkeit und Düngung die jährliche Sickerwasserperiode bei Ackernutzung später begann.

Im Gegensatz dazu hatten die Standorte mit Grasland relativ identische Sickerwassermengen bei allen Bodenarten. Insbesondere in den bindigen Böden war neben dem Matrixfluss anscheinend noch Makroporenfluss vorhanden, da einerseits Sickerwasser in den Sommermonaten der besonders trockenen Jahre (1995/1996 und 1996/1997) und andererseits hohe Sickerwassermengen bei bindigen Böden vorlagen. Für das Vorkommen von präferentiellem Fluss spielte die Regenintensität, -dauer und -menge eine große Rolle. Es wurden z.B. 80 % aller Regenereignisse mit > 20 mm Tag^{-1} in den Sommermonaten gemessen, zusätzlich wurde mit bis zu 25 mm Tag^{-1} beregnet. Nach Klotz [2003] treten besonders bei Niederschlagsmengen von < 10 mm Woche^{-1} hauptsächlich Matrix-Flüsse auf, bei Starkregenereignissen mit $\gg 10$ mm Woche^{-1} hingegen nimmt der Anteil an präferentiellem Fluss zu. Dabei ist der Anteil von präferentiellem Fluss im Sommer und Winter gleich. Die Neigung des Bodens unter Grasland zum präferentiellen Fluss war wahrscheinlich durch den mehrjährigen Pflanzenbestand mit fehlender Bodenbearbeitung und der damit verbundenen Ausbildung von bevorzugten Fließwegen, z.B. durch Pflanzenwurzeln oder Regenwürmer, begründet [Li und Ghodrati, 1994, Petersen et al., 1997]. Der Bedeckungsgrad der Lysimeteroberfläche bewirkte zusätzlich eine unterschiedliche Verteilung der Niederschläge auf der Bodenoberfläche und als Befeuchtungsfront im Boden die Ausbildung der Fließwege. Einmal ausgebildete Fließwege bleiben dann über mehrere Infiltrationszyklen erhalten [z.B. Lennartz und Kamra, 1998]. Zum konkreten Nachweis in den Lysimetern wäre allerdings eine zeitlich höhere Auflösung der Sickerwasserereignisse notwendig.

Die gestaffelte Mineraldüngung bewirkte innerhalb einer Bodenart sinkende Sickerwasserraten mit steigender Düngung. Die Auswertung der monatlichen Sickerwasserdaten ergab, dass die mittlere monatliche Sickerwassermenge gleich blieb, so dass folglich die Dauer der Sickerwasserperiode sank. Deutlich wurde dies z.B. im Jahr 1994, wo trotz hoher Niederschläge bei hoher Düngung kein Sickerwasser mehr gemessen wurde. Zudem setzte bei höherer Düngung der Sickerwasserfluss nach Trockenperioden später ein. Die steigende Düngung bewirkte eine verbesserte Pflanzenentwicklung mit erhöhten Transpirationsraten und dadurch geringeren Sickerwasseranteilen. Im höheren Düngungsbereich (II und III) sind allerdings in den meisten Fällen keine signifikanten Unterschiede mehr zwischen den jährlichen Sickerwasserraten vorhanden.

Diese Ergebnisse bestätigten die Aussagen von Meissner et al. [1991, 1995a,c] für den Untersuchungszeitraum von 1985 bis 1993. Ein leichter Anstieg aller mittleren Sickerwasserraten (Tabelle 3.2) im zweiten Untersuchungszeitraum war durch die höheren Niederschläge in diesem Zeitraum zu erklären.

Bei allen **Nutzungsvarianten** der Bodenart sandiger Lehm schwankten die gemessenen jährlichen Sickerwassermengen zwischen 0 und 333 mm. Der entsprechende prozentuale Anteil des Sickerwassers am Niederschlag und der Anteil an Monaten mit Sickerwasserbildung ist der Tabelle 3.2 zu entnehmen. Die Abbildung 3.2 zeigt die jährliche Dynamik.

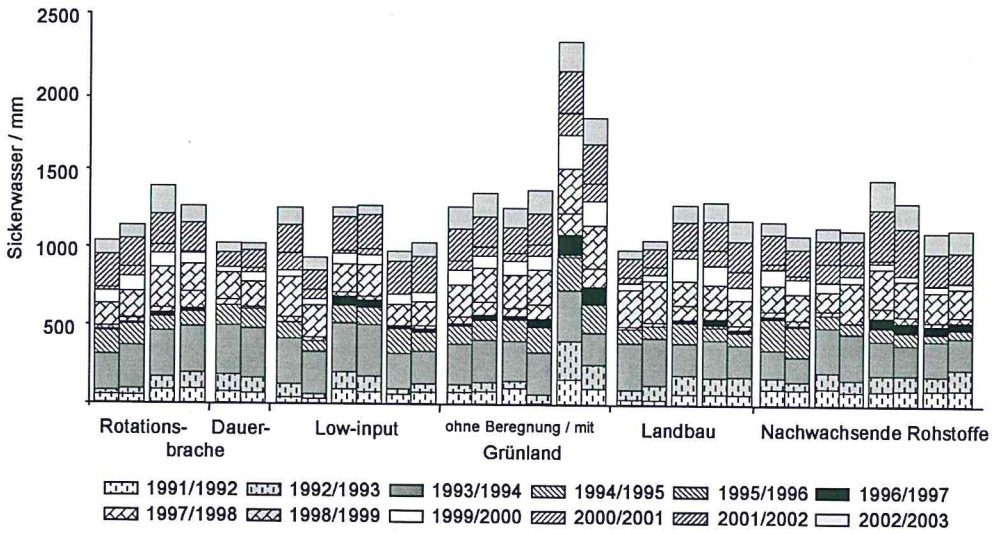


Abbildung 3.2: Jährliche Sickerwasserraten der Lysimeter mit variierender Nutzung (sandiger Lehm)

Zwischen den Parallelen einer Nutzung gab es, bis auf wenige Ausnahmen, keine signifikanten Unterschiede zwischen den jährlichen Sickerwasserraten. Deutlich war zudem die relativ einheitliche Sickerwassermenge der verschiedenen Nutzungsformen (Ausnahme Grasland mit Beregnung) und den Lysimetern einer Nutzung. Die bestehenden Unterschiede konnten durch den jährlich zeitversetzten Anbau der verschiedenen Kulturen und den damit variierenden jährlichen Witterungsbedingungen begründet werden.

Bei den Lysimetern der Flächenstilllegung mit Rotationsbrache und Beregnung bzw. Dauerbrache ohne Beregnung lag die mittlere jährliche Sickerwassermenge bei 101 bzw. 86 mm. Der Anteil der Monate mit Sickerwasser war bei der Rotationsbrache wesentlich

höher als bei Dauerbrache (Tabelle 3.2), womit Auswertungen früherer Zeiträume von Meissner et al. [1998, 2002] bestätigt wurden. Dies konnte durch den allgemeinen relativ hohen Wasserverbrauch von Brache mit Selbstbegrünung mit 640 mm pro Jahr begründet werden [Roth et al., 1997]. Durch den gleichbleibenden Bewuchs und die geringere Wasserversorgung der Pflanzen im Herbst fand erst eine Auffüllung des Bodenwasserspeichers statt, so dass der Beginn der Sickerwasserperiode später im Januar einsetzte. Eine Ausnahme war das Jahr 1993; hier wurde fast durchgängig Sickerwasser gemessen. Dies konnte durch die hohe Niederschlagsmenge des Jahres 1992/1993 und die erst allmähliche Entwicklung der natürlichen Brachevegetation (Umbruch 1991) begründet werden [Meissner et al., 1998].

Die Nutzungsformen Extensivierung mit der Nutzung Low-input, Integrierter Landbau und nachwachsende Rohstoffe wiesen ebenfalls relativ einheitliche mittlere Sickerwasserraten auf (Tabelle 3.2). Auswertungen von Meissner et al. [1995b] über einen Zeitraum von drei Jahren ergaben allerdings, aufgrund der Etablierung der Nutzungsformen im Jahr 1991 und des nassen Jahres 1993/1994, höhere jährliche Sickerwassermengen unter Ackernutzung (Rotationsbrache 142 mm und Dauerbrache 149 mm, Low-input 131 mm und Integrierter Landbau 131 mm).

Beim Anbau von Kulturen mit hohem Wasserverbrauch wie z.B. Winterweizen mit bis zu 530 mm in der Vegetationsperiode und zusätzlicher Zwischenfrucht war die Sickerwasserrate besonders niedrig. Dagegen bewirkte der Anbau von Kartoffeln eine Auffüllung des Bodenspeichers durch den geringen Wasserverbrauch von 320 mm in der Vegetationsperiode [Roth et al., 1997]. Aus diesem Grund wurden nach dem wasserzehrenden Anbau von Getreide Kulturen mit kürzerer Wachstumsperiode und geringer Wasserausschöpfung angebaut.

Unter Grasland (Extensivierung) ohne Beregnung begann die Sickerwasserperiode meist ab Dezember und dauerte bis zum Mai, so dass die Anzahl der Monate mit Sickerwasserbildung (41 - 51 %) trotz fehlender Beregnung relativ hoch war. Dennoch war der Anteil von Monaten mit sehr geringen Sickerwassermengen (< 1 mm) niedrig (5 %). Die Länge der Sickerwasserperiode und die Höhe der monatlichen Ereignisse deutete auf hohe Sickerwasserraten hin, die bei 16 - 17,4 % des Niederschlags lagen. Der Einfluss der Düngung auf die Höhe der Sickerwasserrate ist in diesem Düngungsbereich vernachlässigbar, da nur im Jahr 2001/2002 Unterschiede zwischen den Düngerstufen (10 und 20 kg P/ha) gemessen wurden (Abbildung B.2, Anhang B). Unter Grasland mit Beregnung und hoher Düngung (40 kg ha^{-1} P und 280 kg ha^{-1} N) begann die Sickerwasserperiode im Schnitt zwei Monate früher als die der unberegneten Lysimeter und zeigte teilweise keine Unterbrechung nach besonders feuchten Jahren (1993, 1994, 2002) (Abbildung B.2, Anhang B). Deutlich wurden die Auswirkungen der Beregnung auf die Sickerwassermenge und -dynamik und den im unteren Düngungsbereich zu vernachlässigenden Einfluss der Düngung bei Grasland. Entgegen diesen Ergebnissen wurden von Meissner et al. [1991] Unterschiede in den Sickerwassermengen bei geringer Düngung und geringere mittleren jährlichen Sickerwasserraten festgestellt ($\sim$ 92 mm). Die Ausbildung der langjährigen Bestände hat zu einem veränderten Fließverhalten im Lysimeter geführt.

Die Sickerwasserraten der Lysimeter wurden durch weitere Faktoren wie klimatische Bedingungen, die Lysimeterkonstruktion und die im Boden auftretenden Fließprozesse beeinflusst. Die Konstruktion der Lysimeter kann durch die Größe, durch die umgebende Ummantelung und durch die eingebaute Dränschicht die Sickerwasserbildung beeinflussen, wobei mit steigender Lysimetergröße die Auswirkungen dieser Faktoren geringer werden.

Die Lysimetergröße mit 1 m Tiefe bedingt höhere Sickerwasserraten als unter vergleichbaren Feldbedingungen bzw. Lysimetern mit größerer Tiefe [Knappe et al., 2002, Roth et al., 1997]. Unter natürlichen Bedingungen wäre das Wasserausschöpfungsvermögen einiger Kulturarten, z.B. Getreide, tiefreichender [Haferkorn, 2000] und ein kapillarer Aufstieg aufgrund der Transpirationsleistung der Pflanzen wäre möglich. Randeffekte entstehen überwiegend durch das ungleichmäßige Austrocknen der oberen Bodenschichten und dem dadurch bedingten vermindertem Wurzelwachstum, der mikrobiellen Aktivität und der Nährstofffixierung in diesem Bereich [Kostecki et al., 2001]. Bergström [1990] geht hingegen von einer geringen Bedeutung des in den Randbereichen entstehenden Seitenabflusses aus, so dass keine Beeinflussung beim Stofftransport zu erwarten ist. Die untere Randbedingung in Lysimetern kann zu geringeren Sickerwasserraten im Vergleich zu Feldbedingungen führen. Die in den Lysimetern befindliche Dränschicht bewirkt einen Sprung im Matrixpotential, so dass Sickerwasser erst nach Sättigung anfällt, wobei die Unterschiede zwischen Feld- und Lysimeterbedingungen umso größer sind, je geringer die Fließgeschwindigkeit und je feiner die Bodenart ist [Flury et al., 1999].

Zusammenfassend zeigte sich, dass die Sickerwasserbildung einen typischen jahreszeitlichen Gang aufwiesen, mit hohen Werten im Winter und meist keiner oder geringer Neubildung im Sommer. Über die Jahre traten, bedingt durch die Niederschlagshöhe und -verteilung, schwankende Sickerwassermengen und damit große Abweichungen vom errechneten Mittelwert auf. Die geringsten jährlichen Sickerwasserraten wurden im Juni (⌀ Gras 1,8 mm, ⌀ Acker 0,4 mm) und die höchsten im Januar (⌀ Gras 39,9 mm, ⌀ Acker 29,9 mm) gemessen. Eine steigende Düngung bewirkte in den meisten Fällen eine Abnahme der Sickerwassermengen. Unter Ackernutzung war eine Abstufung der Sickerwasserraten in der Reihenfolge S > SL > L > SIL vorhanden, unter Grasland wiesen alle Bodenarten relativ einheitliche Sickerwassermengen auf. Dies deutete darauf hin, dass andere Fließprozesse als der Matrixfluss, insbesondere bei mehrjährigen Kulturen mit Beregnung, eine Rolle spielten.

3.1.3 Verdunstung

Dieser Abschnitt gibt einen Überblick über die potentielle und berechnete aktuelle Verdunstung, deren jährlichen Verlauf sowie die Variationen innerhalb der einzelnen Lysimetergruppen.

Die Abschätzung der Evapotranspiration erfolgte auf Tagesbasis zunächst für die potentielle Verdunstung (ETp) nach der Verdunstungsgleichung von Turc-Wendling (Gleichung 2.5, Abschnitt 2.4.2) und anschließend für die aktuelle Verdunstung (ETa) nach dem Bodenwasserhaushaltsmodell von Wendling (Gleichung 2.6, Abschnitt 2.4.2 und Anhang B). Bodenspezifische Parameter (Feldkapazität und permanenter Welkepunkt) wurden den abgeleiteten Wasserretentionsfunktionen entnommen (Tabelle A.2, Anhang A). Die effektive Durchwurzelungstiefe floss einmalig als Mittelwert des betrachteten Zeitraums ein und wurde anhand der Landnutzung mit einheitlichen Tiefen von 30 cm bei Grasland und 60 cm bei Acker festgelegt [ATV-DVWK, 2002, DVWK, 1996]. Zur Berücksichtigung der Kulturarten am Standort wurden pflanzenspezifische Bestandskoeffizienten benötigt [Allen et al., 1998, ATV-DVWK, 2002, DVWK, 1996, Sambale und Peschke, 2000, Zenker, 2003].

Als Vergleichswert wurde die tatsächliche Verdunstung als Differenz zwischen Niederschlag und Sickerwassermenge berechnet (Gleichung 3.1, Abschnitt 3.2), wobei die Speicherände-

rung über die 12 Jahre vernachlässigt wurde (Tabelle 3.3).

Tabelle 3.3: Prozentualer Anteil des Sickerwassers und der Verdunstung am Niederschlag (1991/1992 - 2002/2003)

Nutzungsgruppen		gemessene	berechnete		
	SW[a]	ETa[b]	ETp[c]	ETa[d]	Differenz[e]
Flächenstilllegung					
Rotationsbrache	13,2	86,8	86,3	71,7	15,1
Dauerbrache	13,0	87,0	101,7	69,0	18,0
Extensivierung					
Low-input	13,7	86,3	97,0	69,8	16,5
Grünland ohne Beregnung	16,6	83,4	106,7	70,4	13,0
Grünland mit Beregnung	20,7	79,3	83,9	73,3	6,0
Integrierter Landbau					
Integrierter Landbau	12,7	87,3	84,8	71,2	16,1
Rohstoffe					
Nachwachsende Rohstoffe	13,1	86,9	85,9	71,3	15,6
Mineraldüngung					
S - Grasland	25,3	74,7	83,4	69,7	5,0
S - Ackerland	19,3	80,7	83,2	68,7	12,0
SL - Grasland	22,1	77,9	83,4	73,3	4,6
SL - Ackerland	13,9	86,1	83,2	73,5	12,6
L - Grasland	26,4	73,6	83,6	73,9	-0,3
L - Ackerland	14,6	85,4	83,2	74,1	11,3
SIL - Grasland	26,6	73,4	83,4	77,0	-3,6
SIL - Ackerland	10,3	89,7	83,2	79,1	10,6

[a]Sickerwasser
[b]Differenz zwischen gemessenem Niederschlag und gemessener Sickerwassermenge
[c]Berechnete potentielle Evapotranspiration nach Turc-Wendling (Gleichung 2.5, Abschnitt 2.4.2)
[d]Berechnete aktuelle Evapotranspiration nach Turc-Wendling (Gleichung 2.6, Abschnitt 2.4.2)
[e]Differenz zwischen tatsächlich gemessener und berechneter aktueller Verdunstung

Die berechnete jährliche **potentielle Evapotranspiration** am Standort Falkenberg lag zwischen 658 mm und 799 mm (Tabelle 3.1, Abschnitt 3.1.1) und wies damit eine geringere Schwankungsbreite als die gemessenen Niederschläge sowie ein höheres Mittel als der mittlere Niederschlag am Standort auf. Das Verhältnis von Niederschlag zu Evapotranspiration (Nds/ETp) weist im langjährigen Mittel auf ein mögliches Wasserdefizit im Gebiet hin. Die potentielle Verdunstung der Lysimeter unter Berücksichtigung der angebauten Kulturart (Abschnitt 2.4.2) und der entsprechend zusätzlichen Beregnungsmenge ist in der Tabelle 3.3 als Anteil vom Niederschlag angegeben.

Im Gegensatz zur potentiellen Verdunstung stellte die aktuelle Verdunstung den tatsächlichen Verdunstungsanspruch verschiedener Kulturen auf unterschiedlichen Bodenarten dar. Der einfache Ansatz von Turc-Wendling, in den nur die klimatischen Daten Temperatur und Globalstrahlung einfließen, ist aber nach Sambale und Peschke [2000] einem komplexen Modell zur Verdunstungsberechnung vorzuziehen, wenn so Daten zur Nutzung einfließen können. Die notwendigen Eingangsgrößen wurden unabhängig ermittelt.

Die berechnete **aktuelle Evapotranspiration** der Lysimeter Flächenstilllegung mit Rotationsbrache lag im langjährigen Mittel bei 547 mm pro Jahr, dies entsprach 83 % der

potentiellen Verdunstung. Im Gegensatz dazu wurden bei der Dauerbrache ohne Zusatzbewässerung nur 456 mm pro Jahr erreicht (68 % von ETp). Ein ähnliches Bild wurde für die Extensivierung berechnet – bei Ackernutzung verdunsten 466 mm (72 % von ETp), bei Grasland ohne Beregnung 456 mm (66 % von ETp) und mit Beregnung 615 mm (87 % von ETp). Die Verdunstungsleistungen verschiedener Kulturen bewirkten im Mittel relativ gleiche Verdunstungen beim Integrierten Landbau und bei nachwachsenden Rohstoffen mit 543 bzw 540 mm pro Jahr (84 bzw. 83 % von ETp).

Die Lysimeter mit gestaffelter Mineraldüngung zeigten variierende Verdunstungsleistungen in Abhängigkeit von der Bodenart und Nutzung. Bei Grasland wurden im Mittel der Bodenarten 618 mm als Verdunstungsleistung berechnet (586 - 648 mm), bei Ackernutzung 616 mm pro Jahr (574 - 660 mm) – dies entsprach jeweils 88 % der potentiellen Verdunstung. Die Evapotranspiration wurde damit bei Grasland sowie Ackerland unterschätzt (-12 bzw. -97 mm a^{-1}) (Tabelle 3.3). Die hohen Bewässerungsraten und die Bodenparameter wie die erhöhte Wasserhaltekapazität der bindigen Böden führten hier zu besseren Pflanzenbedingungen. Die Höhe des pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrats war entscheidend für die Pflanzenentwicklung und wurde hier durch die Lysimetergröße begrenzt. Ansonsten ist eine Wassernachlieferung aus dem Unterboden in Trockenzeiten bis zu Tiefen von 2 m möglich [Haferkorn, 2000]. Aufgrund der langjährigen Datenreihen und der Berechnung mittlerer jährlicher Verdunstungswerte waren die Abweichungen zwischen tatsächlichen und berechneten Werten relativ gering. Ansonsten wären aufgrund der monatlichen Bestandskoeffizienten erhebliche Differenzen möglich, die mit höherer zeitlicher Auflösung zunehmen [Sambale und Peschke, 2000].

Entsprechend den variierenden klimatischen Bedingungen schwankte die Verdunstung im **jährlichen Verlauf** mit bis zu monatlich 200 mm im Sommer und Minima im Winter um 5 mm pro Monat. In Zeiten mit Sommerbrache sowie Zeiten zwischen Ernte und Aufwuchs der Zwischenfrucht war ein Absinken der Verdunstungsleistung vorhanden. Vor Bestandsschluss und in der Reifephase mit anschließendem Absterben der Blätter wurde die berechnete Verdunstung in der Regel überschätzt und zu Zeiten der optimalen Pflanzenentwicklung unterschätzt, was Versuche von Roth et al. [1997] bestätigte. Der Einfluss verschiedener Ackerkulturen war kleiner als der Einfluss der klimatischen Bedingungen. Zusätzlich variierte die Bestandsverdunstung je nach Bodenart, wobei die Unterschiede von den Bodeneigenschaften, im Wesentlichen der nutzbaren Feldkapazität, dem effektiven Wurzelraum und der kapillaren Aufstiegsrate, abhingen. Unterschiede traten somit insbesondere in Phasen mit starkem Bodenwasserdefizit auf.

Bei den berechneten Verdunstungswerten sollte berücksichtigt werden, dass diese über einen einfachen Ansatz ermittelt wurden (Turc-Wendling), der zusätzliche Einflussfaktoren wie z.B. Oaseneffekt, Windgeschwindigkeit, unterschiedliche Bestandsentwicklung durch Düngung oder Krankheiten und die Lysimetergröße, die eine ungehinderte Wassernachlieferung verhindert, nicht berücksichtigt wurden. Insbesondere der Oaseneffekt hatte bei Ackernutzung aufgrund der Lysimetergröße und durch die Umgebung mit Gras einen Einfluss [Krenn et al., 2003]. Zudem stellt die Verwendung der Bestandskoeffizienten, die aus Messwerten verschiedener Standorte unter anderen klimatischen Bedingungen abgeleitet wurden und monatlich bzw. für Entwicklungsstadien gelten, einen Unsicherheitsfaktor dar [Zenker, 2003]. Abschließend lässt sich zusammenfassen, dass die unabhängig ermittelte Verdunstung gut die Verdunstungsgröße widerspiegelt.

3.2 Klimatische Wasserbilanz

Die klimatische Wasserbilanz soll Auskunft über einen möglichen Wassermangel bzw. -überschuss der verschiedenen Nutzungsvarianten geben und die sich daraus ergebenden Konsequenzen für die landwirtschaftliche Nutzung abschätzen. Sie wurde mit Hilfe der allgemeinen Wasserhaushaltsgleichung berechnet (Gleichung 3.1).

$$Nds - ETa - SW \pm \Delta S = 0 \tag{3.1}$$

- Nds = Niederschlag / L T^{-1}
- ETa = aktuelle Verdunstung / L T^{-1}
- SW = Sickerwassermenge des Lysimeters / L T^{-1}
- Δ S = Speicheränderung des Bodens / L T^{-1}

Im ersten Schritt wurde die klimatische Wasserbilanz mittels potentieller Verdunstung berechnet. Für alle Lysimeter ergab dies eine negative Bilanz, wonach mit einem Wassermangel zu rechnen wäre.

Im zweiten Schritt wurde die klimatische Wasserbilanz als Differenz zwischen Niederschlag, Sickerwasser und aktueller Verdunstung definiert. Ergebnis war ein durchschnittlicher jährlicher Wasserüberschuss für die Lysimeter der Nutzungsvarianten. Der Wasserüberschuss wird als prozentualer Anteil der jährlichen Niederschlagsmenge angegeben und betrug bei Grasland 11 % (74 mm) und bei Ackernutzung 16 % (116 mm).

Für die Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten wurden jährliche Wasserüberschüsse von 1 % (12 mm) bzw. 12 % (97 mm) berechnet. In Abhängigkeit der Bodenart variierten diese bei Grasland (Sand 42 mm, sandiger Lehm 39 mm, Lehm -2 mm und toniger Schluff aus Löss -3 mm) und Ackernutzung (Sand 100 mm, sandiger Lehm 105 mm, Lehm 95 mm und toniger Schluff aus Löss 89 mm). Die Abbildung 3.3 zeigt den jährlichen Wassermangel bzw. -überschuss unter Berücksichtigung der Bodenarten und Nutzung jeweils als Mittelwert der drei Düngerstufen.

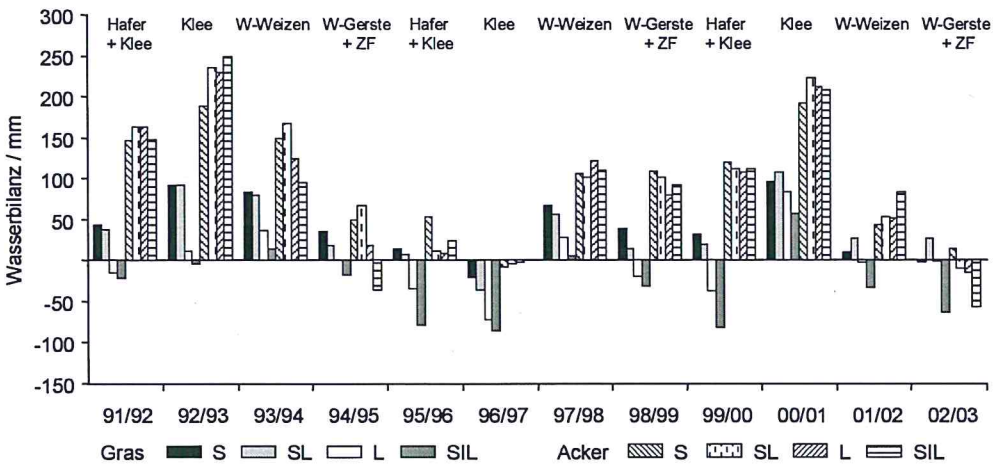


Abbildung 3.3: Klimatische Wasserbilanz der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten und Nutzungen bei unabhängiger Berechnung der aktuellen Evapotranspiration (12 a)

Kritisch für die Wasserbilanz waren besonders mehrere aufeinander folgende trockene bzw. feuchte Jahre, wo bei Wassermangel die Defizite aus dem Bodenwasservorrat gedeckt werden mussten. Die Trockenheit der Jahre 1995 - 1997 resultierte im Wesentlichen aus zu geringen Winterniederschlägen. Die feuchten Jahre waren durch hohe Winter- sowie Sommerniederschläge gekennzeichnet. Insbesondere bei Ackernutzung hatte zum einen die angebaute Kultur und zum anderen die Länge der Wachstumszeit Auswirkungen auf die jährliche Bilanz. Wintergetreide mit einer langen Wachstumszeit hatte zu Beginn der Vegetationsperiode im Frühjahr einen hohen Wasserverbrauch, der zur Ernte hin absank. Der Anbau von Zwischenfrüchten (Mais und Sonnenblumen nach Wintergerste) erzeugte im Herbst nochmals einen hohen Wasserbedarf. Deutlich wurde dies durch die geringen Überschüsse bzw. Defizite in den Jahren 1998/1999 und 2002/2003 trotz hoher Niederschlags- und Beregnungsmengen (Abbildung 3.3). Beim Grasland, ebenfalls durch einen hohen Wasserverbrauch und ganzjährigen Bestand gekennzeichnet, waren die hohen gemessenen Sickerwasserraten für die negative Bilanz verantwortlich.

Grundsätzlich beeinflusst die Verdunstung mit über 70 % in entscheidendem Maße die klimatische Wasserbilanz der Lysimeter bzw. eines Landschaftsgebietes. Durch entsprechende Kulturartenwahl und optimale Entwicklung der Bestände (Nähstoffversorgung) ist eine entsprechende Beeinflussung des Wasserhaushalts möglich.

3.3 Abschätzung der Sickerwasserraten - Kapazitiver Ansatz

Die Abschätzung des Sickerwasserabflusses diente der Abbildung des Wasserhaushalts als Grundlage für die prozessbasierte Abbildung der P-Dynamik im Boden. Sie wurde auf Grundlage von unabhängig ermittelten Pflanzenparametern mit einem einfachen kapazitiven Ansatz durchgeführt. Durch Parameteroptimierung (Anfangswassergehalt) wurde der Verdunstungsterm mit dem Ziel einer verbesserten Abbildung der Sickerwasserrate hinsichtlich Dynamik und Menge modifiziert.

Die Ermittlung der Sickerwasserrate erfolgte nach dem **Bodenwasserhaushaltsmodell** nach Wendling auf Tagesbasis (Anhang B) [DVWK, 1996, ATV-DVWK, 2002]. Die erzielten Sickerwasserdaten wurden zum Vergleich mit den Messwerten monatsweise zusammengefasst. Grundprinzip des Ansatzes ist die bodenkompartimentweise Bilanzierung der Wasserhaushaltsgleichung. In dieses Modell fließen die klimatischen Parameter korrigierter Niederschlag, Temperatur und Globalstrahlung mit täglicher Auflösung ein. Die bodenartenspezifischen Parameter Feldkapazität, permanenter Welkepunkt und effektive Durchwurzelungstiefe sowie der zu Beginn der Simulation angenommene vorhandene Bodenwasservorrat (siehe Abschnitt 3.1.3) werden einmalig berücksichtigt. Der Ausgangsbodenwasservorrat wurde zu Beginn nach [DVWK, 1996] angenommen und im weiteren Verlauf optimiert, um eine bessere Anpassung an die gemessenen Werte zu erzielen.

Den größten Einfluss auf den Sickerwasserverlauf hatte der korrigierte Niederschlag. Die bodenartenspezifischen Parameter waren zur Berechnung des Bodenwassergehalts zu Beginn des Simulationszeitraums notwendig, sie hatten aber ansonsten einen geringen Einfluss auf die Sickerwasserdynamik und die Sickerwasserhöhe. Der angenommene Anfangswassergehalt beeinflusste die Sickerwasserdynamik und -höhe, wobei geringere Werte zu geringeren Sickerwassermengen führten. Die Bestandskoeffizienten wurden bei Grasland

durch eine Erhöhung[1] in den Sommermonaten und bei Acker durch eine zeitliche Verschiebung anhand der Bewirtschaftungsmaßnahmen angepasst. Der Einfluss dieses Parameters auf die Sickerwasserhöhe war gering. Die Durchwurzelungstiefe wird einmalig angegeben mit einem geringen Einfluss auf den Sickerwasserverlauf. Der Anfangswassergehalt, zu dem keine Messwerte vorlagen, bildete einen guten Parameter zur Anpassung der simulierten Werte an die Messwerte. Die Tabelle 3.4 gibt einen Überblick über die gemessenen und simulierten mittleren jährlichen Sickerwasserraten.

Tabelle 3.4: Mittlere jährliche gemessene und simulierte (kapazitiver Ansatz) Sickerwasserraten der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen (1991/1992 - 2002/2003)

	Sand			sandiger Lehm			Lehm			toniger Schluff		
mm	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Grasland												
Gemessen	232	213	196	207	176	166	246	214	206	239	210	222
Simuliert[a]		264			232			227			199	
Simuliert[b]	231	214	214	206	195	195	246	214	208	239	210	221
Ackerland												
Gemessen	185	152	146	105	126	117	144	118	103	103	88	66
Simuliert[a]		266			227			221			188	
Simuliert[b]		218			192			196			178	

[a]Unabhängige Parameter
[b]Optimierter Anfangswassergehalt

Die Abbildung 3.4 (oben) zeigt die jährlich gemessenen und optimierten simulierten Sickerwassermengen der Lysimeter mit gestaffelter Mineraldüngung und **Grasbewuchs**. Mit diesem Ansatz konnte die Größenordnung der Sickerwasserraten mit relativ guten jährlichen Übereinstimmungen wiedergegeben werden. Die Veränderungen des Anfangswassergehalts zu höheren Wassergehalten war bei den bindigen Böden relativ gering, bei den sandigen Böden hingegen wurde von Sättigung ausgegangen. Die Differenzen der sandigen Böden bei höheren Düngerstufen lagen in der Unterschätzung der Verdunstung. Eine weitere Optimierung war allerdings nicht mehr möglich. Die monatlichen Sickerwasserraten sind in der Abbildung B.4 im Anhang B dargestellt. Die Differenzen zwischen den Bodenarten waren relativ gering und zeigen eine rasche Reaktion auf Niederschlagsereignisse. Zusammenfassend zeigte sich, dass die Abbildung der Sickerwasserraten bei allen Böden relativ gut war. Die Grenzen des Ansatzes liegen allerdings in der unspezifischen Abbildung des Pflanzenwachstums.

Die Abschätzung der Sickerwasserraten für **Acker** zeigte eine wesentlich schlechtere Anpassung an die Messwerte (Tabelle 3.4, Abbildung 3.4, unten). Dabei unterschieden sich die optimierten simulierten Sickerwasserraten nur geringfügig zwischen den einzelnen Bodenarten. In allen Fällen wurden die Sickerwasserraten deutlich überschätzt, wobei die Differenz zwischen simulierten und gemessenen Werten mit steigender Düngung zunahm. In feuchten Jahren waren diese besonders groß (1991/1992, 1992/1993 und 2000/2001). Die monatliche Auflösung zeigte sowohl die Überschätzung einzelner Sickerwasserpeaks

[1]Monate Mai, Aug. und Sep. 1,05, Juni und Juli 1,1, alle anderen Monate 1,0 (in Anlehnung an [DVWK, 1996].

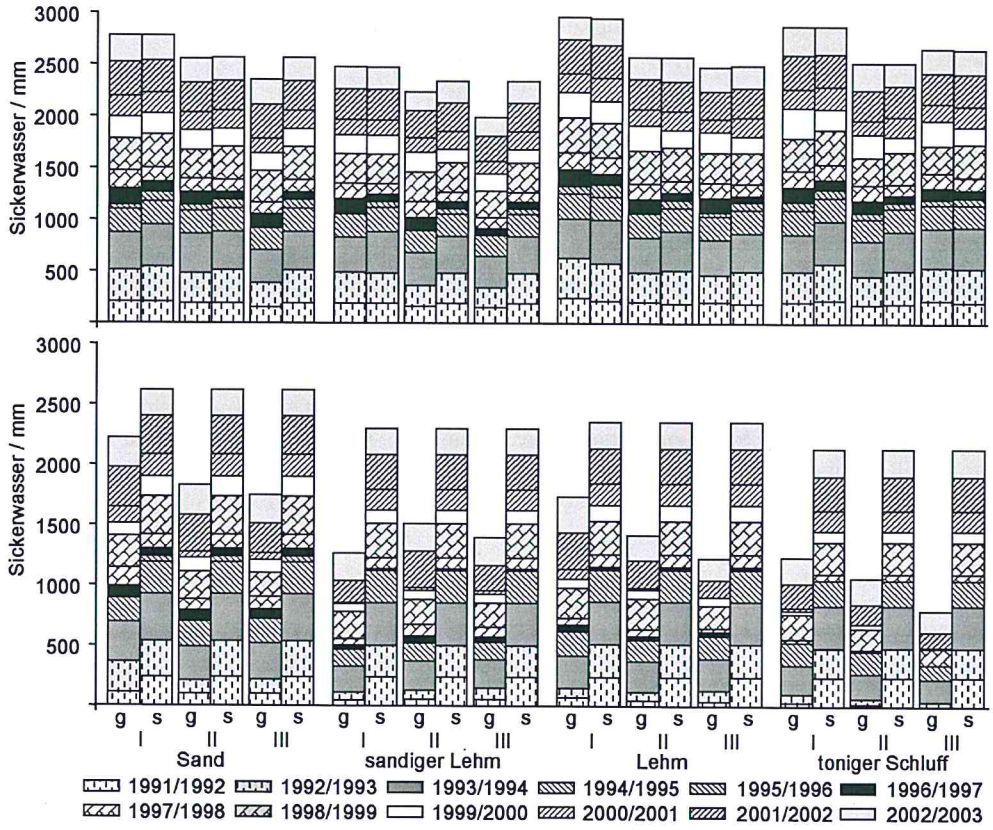


Abbildung 3.4: Jährliche gemessene und simulierte (kapazitiver Ansatz) Sickerwasserraten der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten, Düngerstufen und Nutzungen Grasland (oben) Acker (unten) (g gemessen, s simuliert)

als auch eine Simulation von Abflüssen in Monaten ohne gemessene Sickerwasserrate (Abbildung B.5, Anhang B).

Die Unterschätzung der Verdunstung und folglich die Überschätzung der Sickerwassermenge durch die Bestandkoeffizienten waren bei Ackernutzung groß. Diese variierten in Abhängigkeit der angebauten Kultur, berücksichtigten allerdings nicht die klimatischen Verhältnisse eines Jahres, welche die Pflanzen- und Wurzelentwicklung stark beeinflussten. Die Zeiten mit Sommerbrache bewirken einen rapiden Abfall des Koeffizienten und dadurch bedingt höhere Sickerwasserraten. Da bei den gemessenen Werten aufgrund der Speicherung im Boden die Abflüsse nicht sofort auftraten, wurden zu Zeiten mit Sommerbrache die simulierten Sickerwasserabflüsse deutlich überschätzt.

Die Ergebnisse zeigten, dass bei der Verdunstungs- und Sickerwasserberechnung deutliche Unterschiede zwischen den Nutzungsvarianten bezüglich der Wasserhaushaltskomponenten auftraten. Während der Einfluss der Nutzung auf die Verdunstungshöhe noch relativ gering war, gab es deutliche Unterschiede in den Sickerwasserabflüssen. Die Anpassung der Sickerwasserabflüsse von Grasstandorten an gemessene Werte war aufgrund relativ gleichbleibender Pflanzenparameter wesentlich besser möglich als unter Ackernutzung. Hier wiesen besonders Zeiten mit Sommerbrache zu hohe Abflüsse auf. Eine uneinge-

schränkte Übernahme der Bestandkoeffizienten für Ackernutzung ist daher nicht ohne weiteres möglich ist.

3.4 Zusammenfassung

Die klimatischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet weisen auf einen relativ trockenen Standort (⌀ 660 mm) hin, so dass eine bedarfsgerechte Beregnung notwendig war. Die Niederschlagsverteilung in Sommer- und Wintermonaten war ähnlich, wobei im Sommer überwiegend stärkere Regenereignisse gemessen wurden. Entsprechend den klimatischen Bedingungen schwankten die jährlichen Sickerwassermengen mit einem Anteil von 10 bis 26 % des jährlichen Niederschlags. Die geringsten Sickerwassermengen wurden bei bindigen Böden mit Ackernutzung gemessen. Im Gegensatz dazu ist bei Graslandnutzung keine Differenzierung zwischen den Bodenarten vorhanden. Bei beiden Nutzungen führte die gestaffelte Mineraldüngung zu sinkenden Sickerwasseranteilen. Die hohen Sickerwassermengen bei bindigen Böden mit Grasland deuten auf das Vorkommen von präferentiellen Fließwegen hin.

Die Abschätzung der Verdunstung mittels unabhängiger Parameter führt zu einer Unterschätzung der Verdunstung. Dies kann durch den gewählten Verdunstungsansatz, Oaseneffekte oder die Lysimetergröße und dessen Randbedingungen begründet werden.

Ein vegetationsbedingter Einfluss auf den Sickerwasserverlauf konnte mit Hilfe eines kapazitiven Ansatzes nachgewiesen werden. Die Verwendung von monatlichen bzw. Entwicklungsstadien spezifischen Bestandskoeffizienten hat sich für Ackerstandorte dabei als nicht ausreichend erwiesen. Insbesondere Zeiten mit Brache führen zu einer fehlerhaften Einschätzung der Verdunstung.

Der Anbau unterschiedlicher Kulturarten bewirkte in den einzelnen Jahren eine differenzierte Verteilung der Wasserhaushaltskomponenten. Besonders die Kulturen Winterweizen und Wintergerste bewirkten einen erhöhten Wasserbedarf im Frühjahr und bei zeitiger Ernte einen sinkenden Wasserverbrauch. Allerdings wurde durch das Ausbringen einer zweiten Fruchtart im Sommer wieder ein erhöhter Wasserbedarf im Herbst erzeugt. In Abhängigkeit von den klimatischen Bedingungen und Zeiten mit Sommerbrache war eine Verringerung des Wasserverbrauches während der Vegetationsperiode bis hin zur Auffüllung des Bodenwasserspeichers möglich. Dieser Sachverhalt wird noch durch die gestaffelte Mineraldüngung verstärkt. Ein gut entwickelter Pflanzenbestand entzog dem Boden wesentlich mehr Wasser, so dass keine Sickerwasserbildung mehr möglich war. Zusätzlich war zumeist eine erhöhte Interzeption sowie Transpiration zu verzeichnen, so dass der Wasserverlust im Oberboden verstärkt wurde.

Die Dynamik des Sickerwasserabflusses ließ sich mit dem hier verwendeten Ansatz nach Turc-Wendling abbilden, allerdings wurde die Sickerwasserhöhe bei Ackernutzung deutlich überschätzt. Die Überschätzung der Sickerwassermenge ist abhängig von der Bodenart und variierte zudem noch innerhalb der Düngungsvarianten. Die Diskrepanzen zwischen gemessenen und berechneten Werten waren durch nicht berücksichtigte Prozesse, die differenzierte Wasseraufnahme durch die Wurzeln in unterschiedlichen Tiefen oder durch die Bestandsdichte, zu erklären.

Abschließend lässt sich zusammenfassen, dass die Abbildung der Pflanzenphänologie mittels Bestandskoeffizienten nicht ausreichend war, um den Wasser- und Stoffhaushalt in Lysimetern auf monatlicher Basis abzubilden.

Kapitel 4

Erfassung des P-Haushalts

Dieses Kapitel beginnt mit einer Übersicht über die gemessenen P-Gehalte im Boden, die P_t-Konzentrationen im Sickerwasser sowie den sich daraus ergebenden P-Austrägen bei verschiedenen Nutzungen und Bodenarten. Die P-Bilanzierung soll Hinweise über einen möglichen P-Mangel bzw. P-Überschuss bei verschiedenen Bewirtschaftungsvarianten aufzeigen. Die Betrachtung der Sorptionseigenschaften zeigt die Fähigkeiten der unterschiedlichen Bodenarten zur P-Sorption im Oberboden sowie die Veränderungen dieser Eigenschaften mit zunehmender Profiltiefe und durch landwirtschaftliche Maßnahmen. Abschließend werden die Veränderungen des P-Haushalts infolge der landwirtschaftlichen Nutzungen dargestellt.

4.1 P-Gehalte im Boden und Vergleich der P-Extraktionsmethoden

4.1.1 P-Gehalte im Boden

Im Folgenden werden die P-Gehalte der Lysimeterböden verschiedener Gruppen, Nutzungsvarianten und gestaffelter Mineraldüngung verglichen. Zum Vergleich der Nutzungsvarianten wurden zunächst die Parallelen einer Nutzungsform auf signifikante Unterschiede getestet und anschließend die Lysimeter einer Nutzungsform gruppiert.

Die P-Gehalte im Boden wurden zum einen als Gesamt-P-Gehalte (P_t), zum anderen als "pflanzenverfügbarer" (AL-P, DL-P, Olsen-P) und "ökologisch relevanter" (environmental) P (P(ox)) bestimmt. Die P_t-Gehalte im Oberboden lagen zwischen 391 und 833 mg kg^{-1}, wobei die Spannweite durch die Nutzungsvarianten und Bodenarten bedingt war (Tabelle 4.1). Die Unterschiede der P_t-Gehalte zwischen den Parallelen waren bis auf wenige Ausnahmen nicht signifikant voneinander verschieden ($P > 0{,}05$). Die Böden der Lysimeter mit den Nutzungen Flächenstilllegung (Rotations- und Dauerbrache) sowie Grasland mit geringer Düngung hatten geringere (< 550 mg kg^{-1}), jene mit Extensivierung (low-input und Grasland mit Beregnung), Integriertem Landbau und nachwachsenden Rohstoffem höhere P_t-Gehalte (> 550 mg kg^{-1}). Sämtliche Varianten, mit Ausnahme von Grasland mit geringer Düngung, wiesen tendenziell eine P-Akkumulation im sechsjährigen Beprobungszeitraum auf.

*Die **P_t-Gehalte** bei den verschiedenen **Bodenarten** stiegen geringfügig mit zunehmen-*

Tabelle 4.1: Gehalte an P_t und extrahierbarem P, DPS, PSC sowie Al(ox)- und Fe(ox)-Gehalte

Nutzungsgruppen	P_t[a] mg kg^{-1}	AL-P[b] mg kg^{-1}	% P_t	DL-P[c] mg kg^{-1}	% P_t	Olsen-P[b] mg kg^{-1}	% P_t	P(ox)[b] mg kg^{-1}	% P_t	DPS[b] %	PSC[b] mmol kg^{-1}	Al(ox)[b] mg kg^{-1}	Fe(ox)[b] mg kg^{-1}
Flächenstilllegung													
Rotationsbrache	491	186	40	87	18	58	12	372	76	45	27	681	1574
	398-609	128-253		45-143		45-83		242-512		37-52	21-41	559-1011	1105-2429
Dauerbrache	529	208	39	98	19	82	16	344	65	45	25	646	1427
	476-579	148-290		72-133		61-108		237-446		37-57	21-31	512-804	1112-1817
Extensivierung													
Low-input	626	274	44	130	21	98	15	467	75	56	27	704	1552
	506-750	189-392		49-211		65-135		281-723		40-74	18-39	466-962	1034-2363
Grünland	469	157	33	73	16	62	13	373	80	43	28	740	1627
(ohne Beregnung)	396-692	100-209		42-106		40-96		290-446		34-58	25-33	638-921	1409-1835
Grünland	583	225	39	100	17	89	15	432	74	49	29	756	1655
(mit Beregnung)	480-648	178-296		61-150		72-123		303-629		42-59	21-40	546-1025	1229-2352
Integrierter Landbau	631	268	42	138	22	92	15	467	74	55	28	700	1628
	497-737	196-352		55-243		64-130		302-701		37-78	20-40	519-1062	1095-2367
Nachwachsende Rohstoffe	599	241	40	119	20	80	13	363	61	51	36	578	1418
	528-801	159-356		65-259		59-133		134-684		41-62	33-39	257-990	584-2391
Mineraldüngung[d]													
S - Grasland	573	319	56	128	22	75	13	472	71	65	28	483	1607
	475-712	208-450		85-204		44-132		283-569		46-81	20-41	357-687	1139-2306
S - Ackerland	594	309	52	104	18	79	13	493	67	66	28	468	1735
	489-700	238-379		58-166		62-95		287-543		41-85	17-36	341-725	1184-2628
SL - Grasland	500	150	30	68	13	59	12	334	67	39	23	782	1534
	393-678	107-221		15-137		44-75		227-449		32-50	17-33	518-1056	1068-2342
SL - Ackerland	469	152	32	68	15	55	12	324	69	40	24	769	1484
	391-574	100-223		32-145		37-74		245-452		25-53	17-37	463-982	928-2070
L - Grasland	539	146	27	74	14	47	9	329	61	24	44	850	3134
	399-736	82-248		25-179		28-66		164-488		14-32	31-57	655-1154	2036-4005
L - Ackerland	551	156	28	81	15	51	9	350	63	26	45	851	3212
	448-751	98-220		51-123		33-64		208-501		17-29	33-63	629-1086	2365-4775
SIL - Grasland	657	156	24	77	12	57	9	396	60	26	50	1652	2141
	530-833	59-343		12-151		23-111		274-686		16-33	30-68	980-2463	1377-3008
SIL - Ackerland	599	90	15	62	10	33	6	385	64	30	48	1593	2064
	520-724	51-180		25-120		17-53		293-545		16-56	25-73	662-2574	1450-2885

[a]Mittelwerte und Schwankungsbreite über einen Zeitraum von 6 Jahren (1998 - 2003)
[b]Mittelwerte und Schwankungsbreite über einen Zeitraum von 3 Jahren (1998 - 2000)
[c]Mittelwerte und Schwankungsbreite über einen Zeitraum von 13 Jahren (1991 - 2003)
[d]Mittelwerte aus drei Düngungsstufen

dem Tonanteil, wobei der Sand eine Ausnahme bildete (S 583[1] SL 485 < L 546 < SIL 628 mg kg^{-1}). Bezüglich der Nutzungen war kein eindeutiger Trend vorhanden. *Die steigende Düngung wiederum wurde durch höhere P_t-Gehalte im Oberboden bei allen Bodenarten und Nutzungen reflektiert.* Die gemessenen P_t-Gehalte in der Gruppe der gestaffelten Mineraldüngung deuteten auf einen größeren Einfluss durch die Düngungsstufe und Bodenart als durch die Nutzung hin. Hier wurden keine signifikanten Unterschiede berechnet. In der sechsjährigen Untersuchungsperiode war ein geringer Trend bezüglich einer P-Anreicherung vorhanden, der aber nicht immer mit der steigenden Düngung übereinstimmte.

Die vier verwendeten Untersuchungsmethoden zur Bestimmung des **extrahierbaren P's** werden in unterschiedlichen Ländern Europas verwendet [Neyroud und Lischer, 2003, Vanderdeelen, 2002]. Die Ergebnisse beschrieben entsprechend unterschiedliche Anteile an P_t. Oxalat-P sollte den gesamten desorbierbaren P-Pool erfassen, AL-P z.B. den reversibel adsorbierten und Teile der in Al- und Fe-(Hydr)Oxiden gebundenen P-Menge [Schoumans und Groenendijk, 2000] (Abschnitt 4.4). Bedingt durch die Stärke des Extraktionsmittels wurden unterschiedlich hohe *Anteile von P_t in folgender Reihe P(ox) (~ 68 %) > AL-P (~ 36 %) > DL-P (~ 17 %) > Olsen-P (~ 12 %) extrahiert* (Tabelle 4.1). Dabei war der Anteil mit Oxalatlösung immer größer 60 %, die mit Natriumhydrogencarbonat nach Olsen bestimmten Werte waren immer kleiner 16 % (Tabelle 4.1). Ergebnisse von Vanderdeelen [2002] wurden damit bestätigt. Die Schwankungsbreite der einzelnen Methoden ergab sich hier ebenfalls durch die Nutzungen und Bodenarten, wobei der Einfluss der Bodenart größer war als die Differenz zwischen Acker- und Graslandnutzung. Bei allen Bodenarten und Nutzungen stieg der extrahierbare Anteil mit steigender Düngung. Im Gegensatz dazu haben Untersuchungen von Beauchemin und Simard [2000] an neutralen bis schwach basischen landwirtschaftlichen Böden einen größeren Einfluss der Nutzung als der Bodenart auf die labilen P-Fraktionen ergeben.

Wie beim P_t-Gehalt wurden anhand der 13-jährigen Datenreihen der DL-P-Gehalte im Oberboden die Tendenzen einer Zu- bzw. Abnahme der P-Verfügbarkeit berechnet. Für die Nutzungsvarianten, Ausnahmen Dauerbrache und Grasland, wurde tendenziell ein Zunahme kalkuliert. Bei der Gruppe der gestaffelten Mineraldüngung war weder bezüglich der Bodenart, Nutzung noch Düngerstufe ein einheitlicher Trend vorhanden. Im Mittel aller Varianten wurde bei geringer Düngung eine Abnahme der DL-P-Gehalte und bei hoher Düngung eine Zunahme der DL-P-Gehalte berechnet. Die bestehenden Unterschiede der beiden Nutzungsgruppen bezüglich der P-Gehalte im Oberboden konnten durch die variierende Düngerform und -menge, den Anbau verschiedener Kulturen und die intensive Beregnung erklärt werden.

Die Einstufung der Böden der Nutzungsgruppen in **Versorgungsklassen** anhand der DL-P-Gehalte deutete auf eine gute Nährstoffversorgung hin. Bei den Nutzungsvarianten war bei keiner Variante eine Unterversorgung (< 60 mg kg^{-1}), sondern eher eine erhöhte Nährstoffversorgung (Ausnahme Grünland ohne Beregnung) (> 81 mg kg^{-1}) [LMS, 1998] vorhanden. Beim Vergleich der Bodenarten lag nur bei Sand ein erhöhter P-Gehalt vor. Diese Werte bestätigten die für einen Teil der Lysimeter ausgewerteten DL-P-Gehalte von Leinweber et al. [1999]. Die Einstufung einer allgemeinen Tendenz zur Überversorgung der Böden in Europa [Barberis et al., 1996, Blake et al., 2000, Delgado und Torrent, 2001, Tunney et al., 1998] wurde dadurch bekräftigt. Die Einstufung der Böden anhand der gemessenen DL-P-Gehalte wurde durch die berechneten Phosphorsättigungsgrade bestätigt.

[1] Mittelwert der beiden Nutzungsformen und jeweils drei Düngerstufen.

Die Werte der Nutzungsvarianten lagen hier zwischen 43 und 56 %. Bei DPS > 25 % ist allerdings mit einem erhöhten nicht linearen P-Austrag zu rechnen [Schoumans und Groenendijk, 2000, DeSmet et al., 1996].

Die Untersuchungen zum **mikrobiellen P** sollten die Erfassung der Größe dieses Pools, die tiefenabhängige Verteilung und den Verlauf während der Vegetationsperiode umfassen [Brookes et al., 1982, Joergensen, 1998]. Die Beprobungen wurden am Oberboden eines Lysimeters der Nutzungsform Flächenstilllegung durchgeführt. Dieses wurde seit Mitte März 2003 14-tägig schichtenweise (0 - 10 cm, 10 - 20 cm, 20 - 30 cm) beprobt. Dieser P-Pool erwies sich als sehr sensitiv gegenüber Temperatur- und Wassergehaltsveränderungen, die sich zwangsläufig durch den Zeitraum zwischen Beprobung und Bearbeitung der Proben aufgrund des Transports ergaben. Die Beeinflussung der Ergebnisse durch diese Faktoren war dabei größer als durch die zeitliche und räumliche Heterogenität. Auf eine Vorstellung der Einzelergebnisse wird daher verzichtet. Die Größenordnung dieses P-Pools konnte jedoch mit 3 % des P_t-Gehalts angegeben werden.

Zusammenfassend wurde festgestellt, dass die Nutzung die labilen Fraktionen sowie den P_t-Gehalt beeinflusste. In Übereinstimmung mit der Literatur konnte die Reihenfolge der DPS in Abhängigkeit der Bodenarten (Ausnahme Sand) bestätigt werden.

4.1.2 Vergleich verschiedener P-Bestimmungsmethoden

Hintergrund dieser Auswertung ist die Verwendung unterschiedlicher P-Extraktionsmethoden zur Bestimmung des "pflanzenverfügbaren" P innerhalb der Europäischen Union und die daraus resultierenden Diskrepanzen in der Vergleichbarkeit der Ergebnisse [Fisher et al., 1998, Neyroud und Lischer, 2003, Tunney et al., 1998]. Ziel war es daher, eine Umrechnung der Ergebnisse, die mit verschiedenen Methoden erzielt wurden, zu ermöglichen. Aus diesem Grund wurden unter Berücksichtigung der Bodenart und Nutzung lineare Korrelationen zwischen den Ergebnissen der verschiedenen P-Bestimmungsmethoden berechnet.

In der Gruppe Ackerland auf sandigem Lehm waren zwischen den Ergebnissen der verschiedenen Methoden signifikant positive lineare Korrelationen vorhanden ($n \geq 33$, $P > 0{,}001$). Die Ergebnisse bei Grasland waren ähnlich, allerdings mit einigen Ausnahmen. Bei signifikanten Zusammenhängen ($P > 0{,}05$) zwischen den Ergebnissen der P-Bestimmungsmethoden wurden **Verhältniszahlen** abgeleitet, die eine einfache Umrechnung ermöglichten [Sibbensen und Sharpley, 1998]. Die berechneten Verhältniszahlen (Tabelle 4.2) waren dabei bis auf eine Ausnahme kleiner als die von Sibbensen und Sharpley [1998] publizierten Werte. Bei der Ausnahme handelte es sich um einen Wert, der für die Bodenart Sand berechnet wurde. Dies konnte durch die hier vorkommenden hohen P-Gehalte erklärt werden. Die Differenzen ließen sich zudem durch chemische und physikalische Unterschiede zwischen den Böden, sowie durch verschiedene Versuchsbedingungen erklären [Neyroud und Lischer, 2003].

Die berechneten Werte für die Bodenart sandiger Lehm unter Berücksichtigung der Nutzung sind in der Tabelle 4.3 aufgeführt. Der Einfluss der Nutzung war in den meisten Fällen geringer als der Einfluss der Bodenart (Tabelle 4.2 und 4.3).

Der lineare Zusammenhang der verschiedenen Methoden zu P_t zeigte, dass mit steigendem P_t ebenfalls der extrahierbare Anteil variierte, da zugeführtes P zu Beginn relativ labil gebunden wurde. Mit der Zeit nimmt die Bindungsstärke zu (durch festere Bindungs-

Tabelle 4.2: Vergleich berechneter Verhältniszahlen zur Umrechnung der Ergebnisse verschiedener P-Extraktionsmethoden zu Literaturdaten

Quelle	DL / Olsen		AL / Olsen	
	S	SIL	S	SIL
Sibbensen und Sharpley [1998]	1,6	2,4 - 2,8	2,9	3,3
Lysimeterstudie (Acker / Gras)	1,4 / 1,5	1,6 / 1,3	3,9 / 4,3	2,7 / 2,7

Tabelle 4.3: Verhältnisse zwischen den Ergebnissen verschiedener P-Bestimmungsmethoden unter Berücksichtigung der Nutzung (sandiger Lehm)

sandiger Lehm	Ackerland				Grasland			
	AL-P	DL-P	Olsen-P	P(ox)	AL-P	DL-P	Olsen-P	P(ox)
DL-P	1,8				2,2			
Olsen-P	2,8	1,5			2,5	1,2		
P(ox)	0,6	0,3	0,2		0,5	0,2	0,2	
P_t	0,4	0,2	0,2	0,7	0,4	0,2	0,1	0,7

plätze bzw. Diffusion ins Innere von Bodenpartikeln) und es stellt sich ein Gleichgewicht ein [van der Zee et al., 1988]. Bei Ungleichgewichtsbedingungen wird P aus festeren Bindungen rückgelöst und ist somit wieder verfügbar [Willet et al., 1988]. Die linearen Zusammenhänge deuteten darauf hin, das P überwiegend über Sorption im Boden gebunden war. Bei Fällungs- und Lösungsreaktionen würde eine Kurve mit abnehmender Steigung vorliegen, womit Untersuchungen an sandigen Böden des Berliner Raums bestätigt wurden [Tischner, 2000].

Abschließend ließ sich zusammenfassen, dass eine Umrechnung von P-Gehalten, die mit verschiedenen Extraktionsmethoden erzielt wurden, möglich war. Haupteinflussfaktoren waren dabei die Bodenart und die Nutzung. Die neu berechneten Verhältniszahlen für bisher nicht publizierte Bodenarten und unter Berücksichtigung der Nutzung ermöglichen eine breite Anwendbarkeit.

4.2 P-Konzentrationen im Sickerwasser und P-Austräge

In diesem Abschnitt werden die P-Konzentrationen im Sickerwasser und die sich unter den verschiedenen Varianten ergebenden P-Frachten ausgewertet. In der Tabelle 4.4 sind die Sickerwasserraten, die maximal gemessenen und die mittleren jährlich berechneten P-Konzentrationen, die P-Frachten sowie das Verhältnis der P-Frachten von Sommer zu Winter für die Untersuchungsperiode von 12 Jahren aufgelistet.

Die gemessenen jährlichen Sickerwasserraten schwankten in Abhängigkeit der jährlichen klimatischen Bedingungen (Abschnitt 3.1.2), der Bodenart und Nutzung. **Maximale monatliche P-Konzentrationen** im Sickerwasser reichten bei Sand bis zu 1,78 mg l^{-1}, bei allen anderen Bodenarten bis zu 0,72 mg l^{-1}. Die hohen P-Konzentrationen traten insbesondere im Winter am Ende der Sickerwasserperiode oder im Sommer nach stärkeren Regenereignissen auf, da in diesen Monaten die Sickerwasserrate meist sehr gering ist und gleichzeitig die biologische Aktivität und damit die Umsetzungsprozesse im Boden

Tabelle 4.4: Mittlere jährliche Sickerwasserrate, maximal gemessene monatliche und mittlere jährliche berechnete P-Konzentration im Sickerwasser, mittlerer jährlicher P-Austrag und Verhältnis der P-Frachten von Sommer zu Winter der Lysimeter (1991/1992 - 2002/2003)

Nutzungsgruppen	Sicker-wasser	max. monatl.[a] P-Konzentration	mitt. jährl.[b] P-Konzentration	jährliche P-Fracht	SO/WI[c] P-Fracht
	mm	mg l^{-1}	mg l^{-1}	kg ha^{-1}	
Flächenstilllegung					
Rotationsbrache	100,7	0,279	0,021	0,022	0,29
	0 - 294		<0,005 - 0,084	<0,001 - 0,177	
Dauerbrache	85,6	0,290	0,020	0,018	0,25
	0 - 321		<0,005 - 0,060	<0,001 - 0,068	
Extensivierung					
Low-input	93,4	0,299	0,025	0,022	0,40
	0 - 333		<0,005 - 0,144	<0,001 - 0,116	
Grünland	110	0,656	0,035	0,038	0,10
(ohne Beregnung)	0 - 272		<0,005 - 0,172	<0,001 - 0,359	
Grünland	174	0,440	0,063	0,125	0,24
(mit Beregnung)	0 - 327		<0,005 - 0,181	<0,001 - 0,488	
Integrierter Landbau	97	0,364	0,022	0,019	0,43
	0 - 309		<0,005 - 0,109	<0,001 - 0,084	
nachwachsende Rohstoffe	99	0,703	0,022	0,025	0,59
	0 - 326		<0,005 - 0,179	<0,001 - 0,279	
Mineraldüngung					
S - Grasland	213	1,778	0,612	1,404	0,48
	5 - 382		0,192 - 1,193	0,010 - 3,289	
S - Ackerland	161	1,400	0,500	0,878	0,16
	0 - 328		<0,005 - 0,897	<0,001 - 2,076	
SL - Grasland	186	0,290	0,017	0,029	0,19
	0 - 339		<0,005 - 0,098	<0,001 - 0,090	
SL - Ackerland	116	0,718	0,043	0,043	0,12
	0 - 297		<0,005 - 0,222	<0,001 - 0,312	
L - Grasland	222	0,450	0,036	0,077	0,27
	6 - 389		<0,005 - 0,151	0,006 - 0,375	
L - Ackerland	122	0,402	0,023	0,029	0,13
	0 - 299		<0,005 - 0,121	<0,001 - 0,375	
SIL - Grasland	224	0,170	0,027	0,058	0,28
	56 - 380		0,010 - 0,064	0,013 - 0,179	
SIL - Ackerland	86	0,260	0,040	0,034	0,10
	0 - 241		<0,005 - 0,260	<0,001 - 0,236	

[a]Maximal gemessene monatliche P-Konzentration
[b]Berechnete mittlere jährliche P-Konzentration (Gleichung 2.4, Abschnitt 2.3.2)
[c]Verhältnis der berechneten Sommer- (April bis September) zu Winterfrachten (Oktober bis März)

am höchsten waren [Turner und Haygarth, 2000]. Das Vorkommen der höchsten Frachten im Frühjahr bestätigte zahlreiche Feldexperimente [z.B. Moreau et al., 1998, Stamm, 2002]. *Die berechneten mittleren jährlichen P-Konzentrationen im Sickerwasser schwank-*

ten zwischen < 0,005 und 1,19 mg l^{-1}, wobei die P-Konzentrationen von Sand immer die der anderen Bodenarten (< 0,005 - 0,26 mg l^{-1}) überschritten. Zudem waren beim Sand die P-Konzentrationen unter Grasland höher als unter Acker. Bisherige Daten über die Größenordnung der P-Konzentrationen im Sickerwasser sowie höhere Werte bei Graslandnutzung für einen Teil der Lysimeter [Leinweber et al., 1999] bzw. für eine kürzere Untersuchungsperiode [Godlinski et al., 2004] wurden damit bestätigt. Vergleichbare P-Konzentrationen im Sickerwasser bei verschiedenen Bodenarten mit Grasland und mineralischer Düngung von 0,1 mg l^{-1}, mit Maximalwerten von > 1 mg l^{-1} wurden von Turner und Haygarth [2000] ermittelt. Toor et al. [2004] maßen an intakten Bodenmonolithen (70 cm Tiefe) mit schluffig lehmiger Textur mit permanentem Grasland und gestaffelter mineralischer Düngung mittlere jährliche P-Konzentrationen von < 0,15 mg l^{-1} während einer zweijährigen Untersuchungsperiode. Die gemessenen und mittleren berechneten P-Konzentrationen befinden sich somit in einem vergleichbaren Konzentrationsbereich.

Die unter beiden Nutzungsformen vorkommenden hohen P-Konzentrationen in sandigen Böden waren durch die geringere P-Sorption dieser Bodenart (Abschnitt 4.4.2) und die hohen Ausgangswerte (Abschnitt 4.5) begründet. Zusätzlich war, besonders nach Starkregenereignissen, die Möglichkeit der P-Auswaschung über Fingering bei sandigen Böden möglich [z.B. Dekker und Ritsema, 1994]. Die höheren P-Konzentrationen unter Grasland konnten durch eine Zunahme der Hydrophobizität, durch langjährige Kulturen und dadurch bedingt kontinuierlichem Porensystemen [Dekker und Ritsema, 1996a] begründet werden.

Die berechneten **P-Frachten** waren < 0,001 bis 3,29 kg (ha a)$^{-1}$, wobei die hohen Frachten wieder unter der Bodenart Sand auftraten. Der Vergleich mit Daten des Zeitraums Mai 1985 bis April 1993 für die Lysimeter mit gestaffelter Mineraldüngung deutete auf eine *Zunahme der P-Fracht seit dem Bestehen der Lysimeter* hin [Meissner et al., 1991, 1995a,c]. Insesondere beim Sand mit Grasland gab es eine deutliche Zunahme der mittleren jährlichen P-Fracht (0,549 kg ha^{-1} [Meissner et al., 1995a] - 1,404 kg ha^{-1} (Tabelle 4.4)), wohingegen sich die restlichen Bodenarten durch relativ beständige P-Frachten unter Grasland auszeichneten. Bei Ackernutzung wurden bei allen Bodenarten höhere P-Frachten in den letzten Untersuchungsjahren berechnet. Begründet wurde dies durch den späteren Beginn der zusätzlichen Beregnung im Jahr 1988. Im Vergleich der **Nutzungen** wurde deutlich, dass während der Untersuchungsperiode 1991 bis 2003, ebenso wie in Auswertungen früherer Zeiträume [Meissner et al., 1995a,c], bei fast allen Nutzungsvarianten die P-Frachten unter Grasland höher waren als unter Ackernutzung (Tabelle 4.4).

Die P-Frachten der verschiedenen Bodenarten entsprachen im Mittel < 8,2 % (S) bzw. < 0,5 % (SL, L, SIL) der jährlich applizierten P-Düngermenge. Diese Größenordnung bekräftigte Werte von Turner und Haygarth [2000] für Grasland, die bei verschiedenen Bodenarten P-Frachten von 0,2 - 0,6 kg ha^{-1} berechneten, was < 1 % der jährlich applizierten Düngermenge entsprach. Der Einfluss der Düngermenge auf die P-Fracht ist in Abbildung 4.1 dargestellt, wo interessanterweise die höchsten P-Frachten selten bei der höchsten P-Düngung auftraten. Die Unterschiede zwischen den jährlichen P-Frachten bei den verschiedenen Düngerstufen waren zudem, bis auf die der Bodenart Sand, nicht signifikant voneinander verschieden. *Unter Grasland war in fast allen Fällen mit steigender Düngung eine Abnahme der P-Fracht zu verzeichnen.* Diese Resultate stehen im Widerspruch zu Ergebnissen von Toor et al. [2004], wo eine erhöhte mineralische P-Düngung in Kombination mit N höhere P-Frachten verursachte (0,6 - 1,3 ha^{-1}), was die Autoren durch erhöhte Mineralisation und damit höhere P-Konzentrationen in der Bodenlösung

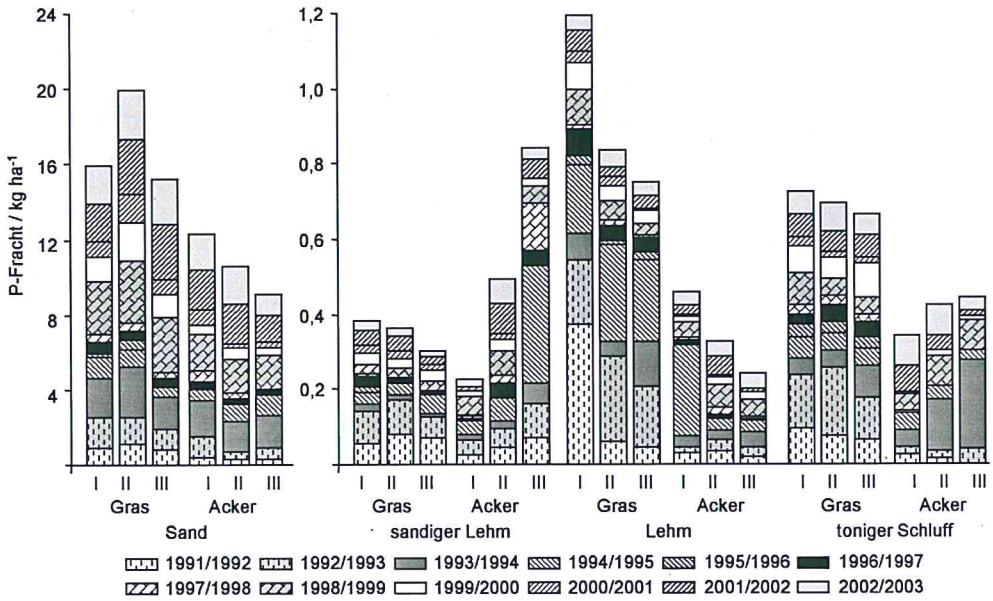


Abbildung 4.1: Jährliche P-Fracht der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen

begründeten. *Unter Ackernutzung hingegen waren die Ergebnisse indifferent.* Die Auswertungen von Meissner et al. [1995a,c] deuteten hingegen noch auf sinkende P-Frachten mit steigender Düngung bei beiden Nutzungsformen hin. Zudem waren *ausgeprägte jährliche Schwankungen in den berechneten P-Frachten zwischen den Bodenarten und Düngungsstufen* vorhanden. Dies war durch variierende jährliche klimatische Bedingungen und dem damit gekoppelten Fließverhalten, aber auch durch unterschiedliches Pflanzenwachstum mit hoher biologischer Aktivität und hohen Umsetzungsraten und folglich differierenden P-Konzentrationen in der Bodenlösung zu erklären.

Die Unterschiede in den P-Frachten wurden durch zahlreiche natürliche (Klima, Bodenart, initiale P-Konzentrationen, hydrologische Bedingungen, räumliche Variabilität und Fließwege im Boden) und durch menschliche Aktivität hervorgerufene **Einflussfaktoren** (Nutzung und Nutzungsintensität, Zeitpunkt, Menge und Form der Düngung, Kombination mit anderen Nährstoffen) [Haygarth et al., 2000, Haygarth und Jarvis, 1999, Heathwaite, 1998, Koopmans et al., 2002] sowie die vorherrschenden Beziehungen zwischen Sickerwasser und P-Konzentration und den sich daraus ergebenden Transportprozessen erklärt [Haygarth et al., 2004].

Die **Bodenart** und das dadurch bedingte Adsorptionsvermögen des Bodens steuerte den P-Transport durch den Boden. Der hohe initiale P-Gehalt und die geringe Sorptionseigenschaft des Sands waren die Begründung für die bis zu 20-fach höheren P-Frachten. Ulén [1999] publizierte ähnliche Ergebnisse mit teilweise extrem hohen P-Frachten (6 kg ha^{-1}) unter Sand in einem Lysimeterexperiment mit wechselnder Fruchtfolge, verursacht durch hohe Ausgangsgehalte im sandigen Boden. Im Gegensatz dazu fanden Djodjic et al. [1999] in Lysimeterexperimenten mit Sand- und Tonböden wesentlich höhere P-Frachten unter Ton und erklärten diese durch präferentiellen Fluss (4,0 kg ha^{-1} und 0,06 kg ha^{-1}). In den eigenen Untersuchungen wurden für die bindigen Böden trotz hoher Sickerwasserraten

geringere P-Frachten als beim Sand berechnet.

Den Einfluss der Transportprozesse, die wiederum durch die **klimatischen Bedingungen** und die Nutzung beeinflusst wurden, zeigten zahlreiche Studien [z.B. Djodjic et al., 2000, Simard et al., 2000, Sinaj et al., 2002, Vanderborght et al., 2000, van Es et al., 2004]. In Großbritannien wurden z.B. auf drainiertem bzw. undrainiertem Grasland aufgrund der Witterungsbedingungen höhere P-Frachten von 0,5 bis 2,0 kg ha^{-1} gemessen [Haygarth et al., 1998] und damit unterschiedliche Wassergehalte. Akhtar et al. [2003] zeigten an 5 verschiedenen Bodentypen, dass unter gesättigten Bodenbedingungen P bei allen Bodenarten durch präferentiellen Fluss transportiert wurde, während dies bei ungesättigten Bedingungen nur unter strukturierten Böden auftrat. Die schwankenden hohen P-Frachten innerhalb des Untersuchungszeitraums können somit erklärt werden. Deutlich wurde zudem, dass eine möglichst hochaufgelöste zeitliche Erfassung der klimatischen Bedingungen und der Sickerwassermengen zur Ableitung der Transportprozesse notwendig ist.

Bei **Grasland** führte eine jährliche Düngerapplikation aufgrund fehlender Bodenbearbeitung zu einer Anreicherung in den obersten Bodenschichten. Diese Zone ist durch eine hohe biologische Aktivität sowie durch hohe Bestände an Regenwürmern [Daniel, 1992] gekennzeichnet. Bei Regenereignissen auftretende hohe P-Konzentrationen im Bodenwasser dieser Zone [Haygarth und Jarvis, 1999, Schärer, 2003], führten zu einer schnellen Verlagerung z.B. durch Regenwurmgänge unterhalb der Wurzelzone. Die manuelle Beregnung mit hoher Intensität induzierte zusätzlich eine schnelle vertikale Stoffverlagerung, da aufgrund der Ummantelung der Lysimeter keine oberflächliche Verlagerung möglich war. Die Beregnungsmenge für Grasland war dabei höher als für Ackerland. Anhand des Verhältnisses der P-Frachten im Sommer zum Winter (Tabelle 4.4) wurde deutlich, dass der Anteil der P-Fracht im Sommer bei Graslandnutzung mit Beregnung immer höher war als bei Ackernutzung, wobei mit höherer Düngung der jährliche Anteil im Sommer sank.

Die **Düngung** sowie deren Ausbringungszeitpunkt beeinflusste ebenso die P-Fracht. Insbesondere die Ausbringung von Wirtschaftsdünger auf nasse, durchfeuchtete Böden ohne Bodenbearbeitung führte bei folgenden Regenereignissen zu höheren P-Frachten [z.B. Heathwaite et al., 1998, Mokry, 2003, Schroeder et al., 2004a, Schärer, 2003, Tabbara, 2003, Withers et al., 2001] bei teilweise konstanten Sickerwassermengen [Haygarth et al., 2004]. Dies wurde von Toor et al. [2004, 2005] an Lysimetern mit permanentem Grasland bestätigt. Der überwiegende P-Anteil (60 %) wurde direkt nach der Applikation von P-Dünger ausgetragen und der P-Austrag war bei der Kombination von organischer und mineralischer Düngung höher als bei mineralischer Düngung. Ähnliche Ergebnisse erzielten Preedy et al. [2001] an mit Grasland bewachsenen Lysimeter Plots und differenzierten Düngerformen in Südengland; bis zu 46 % der P-Frachten wurden innerhalb der ersten zwei Tage nach Düngerapplikation ausgetragen. Hingegen konnten Tarkalson und Mikkelsen [2004] in ihren Experimenten keinen erhöhten Austrag bei der Kombination der Düngerformen feststellen. Die eigenen Untersuchungen wiesen bei der Kombination von organischer und mineralischer Düngung (Rotationsbrache, Low-input, Integrierter Landbau und nachwachsende Rohstoffe) über den Untersuchungszeitraum keine höheren P-Frachten auf, jedoch einen höheren Anteil der P-Frachten im Sommer. Ein Nachweis kurzzeitiger erhöhter P-Frachten ist jedoch bei einer monatlichen Auflösung nicht möglich. Kleinman et al. [2002] konnten in ihren Untersuchungen beweisen, dass die Einarbeitung des Düngers in den Boden, wie sie auch bei den Lysimetern praktiziert wurde,

im Gegensatz zur oberflächlichen Ausbringung eine Reduktion des P-Austrags bewirkte. Deutlich wurde, dass trotz einer Vielzahl von Untersuchungen keine allgemeingültigen Aussagen zum saisonalen Einfluss, Einfluss verschiedener Düngerkombinationen und Applikationsformen auf den P-Austrag vorliegen [Andranski et al., 2003, Daverede et al., 2003, Gahoonia et al., 1999, Geohring et al., 2001, Heckrath et al., 1995, Kleinman et al., 2003, Koopmans et al., 2004b, McDowell und Sharpley, 2001b].

Neben den diskutierten Einflussfaktoren ist ein ausgewogenes Verhältnis der Pflanzennährstoffe im Boden notwendig, da sämtliche Nährstoffe das Wachstum der Pflanzen beeinträchtigen, welches wiederum das Austragsverhalten steuert [Benbi und Biswas, 1999, Brye et al., 2002, Chen et al., 2003, Schils und Snijders, 2004]. In einem 5-jährigen Lysimeterexperiment an schluffigem Lehm wurden unter Getreideanbau mit hoher N-Düngung höhere P-Frachten als unter Grasland bzw. unter ungedüngten Varianten gemessen [Brye et al., 2002]. Malhi et al. [2003] wiesen aufgrund einer durch N hervorgerufenen Bodenversauerung eine Zunahme des extrahierbaren P bei erhöhter N-Düngung in den obersten Bodenschichten nach.

Den Einfluss der jährlichen klimatischen Bedingungen und der angebauten **Pflanzen** auf die P-Fracht zeigt die Abbildung C.1 im Anhang C für die Nutzungsvarianten. Die P-Fracht war nicht kulturartenspezifisch, sondern eine Funktion der Niederschlagsmenge, -intensität und -dauer. Die Anbauart und Wurzelverteilung bewirkte ein unterschiedliches Eindringen des Niederschlagswassers in den Oberboden und dadurch hervorgerufen, ein unterschiedliches Fließverhalten im Boden. So waren die P-Konzentrationen und P-Frachten zwar gering, traten aber häufiger in den Sommermonaten auf. Dies war durch eine teilweise unbewachsene Bodenoberfläche und durch die angebauten Kulturen bedingt. Somit ist eine durchgängige Bodenbedeckung im Sommer im Hinblick auf den P-Austrag anzustreben.

Zur **Abschätzung der P-Austräge** unter Flächen landwirtschaftlicher Nutzung wurde die Möglichkeit der Prognose der P-Austräge anhand einfacher linearer Korrelationen zwischen den verschiedenen P-Parametern des Oberbodens und den Parametern des Austrags (monatlich maximale und mittlere jährliche P-Konzentration, P-Fracht) überprüft (Abschnitt 1.1.2). Eine Einteilung anhand der Bodenart und Nutzung bzw. Nutzungsvariante wurde vorgenommen, da schon Sharpley [1985b] eine deutliche bodenartenabhängige Beziehung zwischen P-Gehalten im Boden und P-Austrag nachwieß. Erstmalig wurden dazu 12-jährige Datenreihen ausgewertet, so dass klimatische und Kulturarten bedingte Einflüsse verringert wurden.

Für Ackernutzung konnten keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den P-Gehalten und den P-Austragsparametern berechnet werden. Eine Ausnahme bildeten nur die Sandböden mit signifikanten Zusammenhängen ($P > 0{,}05$) zwischen den P(ox), DPS und Fe(ox)-Gehalten und den drei Austragsparametern. Untersuchungen von Djodjic et al. [2004], wo ebenfalls keine Korrelationen zwischen dem P-Status (AL-P und Olsen-P) im Oberboden von Ackerland und den P-Frachten ermittelt wurden, können damit bestätigt werden. *Im Gegensatz dazu waren bei Graslandnutzung (alle Bodenarten) signifikante Zusammenhänge zwischen den Oberbodengehalten AL-P, DL-P und DPS* ($n = 58$ bzw. 241 (DL-P)) *und den Austragsparametern vorhanden.* Zahlreiche Studien zu dieser Problematik belegen den aktuellen Forschungsstand, aber gleichzeitig auch den Forschungsbedarf zu diesem Thema [z.B. Andraski und Bundy, 2003, Andranski et al., 2003, Hansen et al., 2002, Jordan et al., 2000, Kleinman et al., 2003, Leinweber et al., 1999, Nair et al., 2004, Pautler und Sims, 2000, Pote et al., 1996, 1999, Sims et al., 2000, Torbert et al., 2002,

Ulén, 1999]. Neben den einfachen linearen Zusammenhängen wurde vielfach das Vorkommen eines "break-points" bzw. "change-points" untersucht, ab dem mit einem erhöhten P-Austrag zu rechnen sein soll [Gaston et al., 2003, Heckrath et al., 1995, Hesketh und Brookes, 2000, Hooda et al., 2000, Jordan et al., 2000, Kleinman et al., 2000, McDowell und Sharpley, 2001a,b,c, McDowell et al., 2001a,c, 2002]. Ein derartiger Grenzwert konnte anhand der eigenen Ergebnisse nicht abgeleitet werden.

Neben der Abhängigkeit von der Bodenart spielen die Beprobungstiefe [z.B. Schroeder et al., 2004b] und der -zeitpunkt [z.B. Pierson et al., 2001] eine Rolle. So konnten z.B. Eghball et al. [2002] zwischen P-Konzentrationen im Boden und P-Austrag bei sofortiger Beprobung nach der Düngerapplikation keinen, nach einem Jahr hingegen einen deutlichen Zusammenhang nachweisen.

Trotz der zahlreichen Untersuchungen konnte bisher kein allgemein gültiger Richtwert definiert werden; jede Studie gibt einen Hinweis, ab welchem P-Gehalt im Boden mit einem erhöhten Austragsrisiko zu rechnen ist. Aufgrund experimenteller und bodenchemischer Unterschiede ist eine Verallgemeinerung nicht möglich [Koopmans et al., 2002]. Die entscheidenden Prozesse der P-Verlagerung und der P-Auswaschung wie z.B. Wassertransportmechanismen (schneller oder langsamer Transport bzw. im Boden auftretende Fließungleichgewichte), Pflanzenvorkommen im jährlichen Verlauf (Bestandsdichte der Kulturen oder Brache) und Unterbodenparameter werden nicht berücksichtigt. Insbesondere der Unterboden ist aufgrund seiner Sorptionseigenschaften jedoch als P-Quelle oder P-Senke von Bedeutung [Djodjic et al., 2004]. Untersuchungen an Langzeitexperimenten belegten, dass hohe Düngung nicht zwangsläufig zu hohen P-Austrägen führt, wenn zum einen ein ausgeglichener N/P/K-Kreislauf und im Unterboden noch eine hohe Soprtionskapazität vorhanden ist [Benbi und Biswas, 1999].

Zusammenfassend wurde festgestellt, dass die P-Austräge der Bodenart Sand aufgrund der Sorptionseigenschaften und des Fließverhaltens wesentlich höher waren als bei anderen Bodenarten. Eine hohe Zusatzbewässerung bewirkte dabei einen deutlichen Anstieg des P-Austrags. Allerdings hat eine höhere Düngung nicht unmittelbar höhere P-Austräge zur Folge. Anhand des langjährigen Datensatzes mit vielfältigen Nutzungsformen konnte kein experimenteller Zusammenhang zwischen den P-Gehalten im Oberboden und den P-Austragsparametern für Ackernutzung nachgewiesen werden. Dies ließ die Vermutung zu, dass es sich dabei um sehr geringe und sensitive Zusammenhänge handelte. Besonders der Unterboden sollte zukünftig berücksichtigt werden.

4.3 P-Entzüge und P-Bilanzen

Die P-Bilanzierung wurde unter Berücksichtigung des P-Eintrags in Form von Dünger und des Austrags durch die P-Fracht und den jährlichen P-Entzug vorgenommen. Der jährliche Eintrag mit dem Niederschlag (Mittel der Jahre 1994 bis 2001 0,225 kg ha^{-1}; 0,115 bis 0,571 kg ha^{-1}) wurde vernachlässigt.

Entsprechend den gestaffelten Düngungsstufen war auch beim **P-Entzug** eine Staffelung hinsichtlich eines höheren P-Entzugs aus dem Boden durch die Pflanze bei höherer Düngung zu erkennen (Abbildung 4.2). Begründet wurde dies durch die erhöhte Nährstoffversorgung, womit ein verbessertes Pflanzenwachstum und eine bessere Bestandsentwicklung verbunden waren. Sinkende Sickerwasserraten und teilweise geringere P-Frachten belegten dies. Langjährige Untersuchungen zum Gras- und Kleewachstum auf tonigen Böden

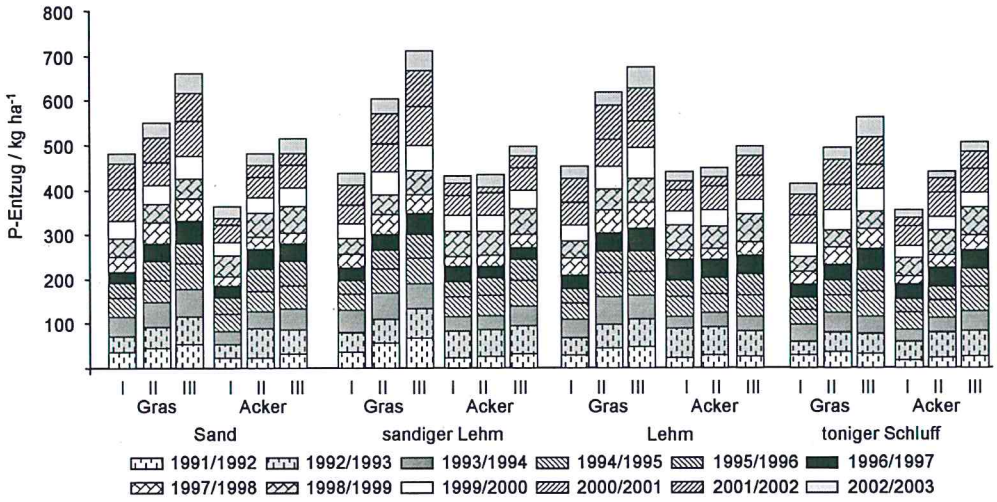


Abbildung 4.2: Jährliche P-Entzüge durch die Pflanzen der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen

mit gestaffelter P- und N-Düngung (max. 105 kg P ha^{-1} bzw. 400 kg N ha^{-1}) wiesen ebenfalls die Tendenz steigender Erträge bei steigender Düngung auf. Die C-Akkumulation wird jedoch durch die gestaffelte Düngung nicht beeinflusst [Schils und Snijders, 2004]. Gallet et al. [2003b] wiesen nach, dass das von den Pflanzen aufgenommenen P überwiegend aus Düngerrückständen (14 - 62 %) und nur zu geringeren Anteilen (7 - 28 %) aus frischem Dünger stammte. Die P-Nachlieferung in die wässrige Phase änderte sich dabei in Abhängigkeit von der P-Düngung. Bei P-Mangel konnten Pflanzen zudem den Unterboden als Quelle zur P-Nachlieferung nutzen. Die von den Pflanzenwurzeln ausgeschiedenen Exudate beeinflussten dabei die P-Mobilität [Gransee und Merbach, 2000, Kamh et al., 1999] ebenso wie die durch Regenwurmaktivität erhöhte mikrobielle Aktivität und damit erhöhte P-Verfügbarkeit [Wan und Wong, 2004]. Dies verdeutlichte, dass bezüglich der P-Aufnahme aus dem Boden die Düngermenge und -form sowie die Pflanzenart einen großen Einfluss hatte.

Die P-Entzüge von Ackernutzung auf verschiedenen Bodenarten mit Beregnung waren zudem immer kleiner als diejenigen von vergleichbarem Grasland (Gras S[2] 47,1, SL 48,6, L 48,5, SIL 40,8 kg ha^{-1}; Acker S 37,7, SL 37,9, L 38,5, SIL 36,1 kg ha^{-1}). Im Gegensatz zum Dauergrasland war der P-Entzug unter Ackernutzung durch die jeweilige Kulturart und damit verbundene P-Aufnahmekapazität, den saisonalen Verlauf der P-Aufnahme und die klimatischen Bedingungen des jeweiligen Jahres beeinflusst. So unterschieden sich z.B. Sommer und Wintergetreide bezüglich ihrer aufgenommenen P-Menge (Wintergetreide ca. 80 - 90 kg ha^{-1} P, Sommergetreide bis max. 70 kg ha^{-1}). Zusätzlich erfolgt die P-Aufnahme über die Pflanzenwurzeln gleichmäßig verteilt über die Entwicklungsstadien. Im Gegensatz dazu wird von Raps etwa 37 % des Bedarfs an Nährstoffen in der Zeit von der Einsaat bis zur Bestandsetablierung aufgenommen. Dieser Anteil geht auf etwa 20 % in den Wintermonaten zurück und steigt im Juni/Juli nach der Blüte auf nochmal 100 % an. Der klimatische Einfluss wurde insbesondere bei den Nutzungsvarianten deutlich, wo ein jährlich versetzter Anbau der Kulturen stattfand (Abbildung C.2, Anhang C).

[2]Mittelwerte aus drei Düngerstufen.

Im Jahr 1997 wurden besonders hohe Entzüge durch Kartoffeln und 2002 durch Mais gemessen. Auch bei den Lysimetern der gestaffelten Mineraldüngung waren die Jahre mit geringen Niederschlagsanteilen zur Hauptwachstumsperiode (Abschnitt 3.1.1) durch geringere Ernten gekennzeichnet, was im letzten Untersuchungsjahr besonders deutlich war.

Die Unterschiede in den P-Entzügen durch die Pflanzen waren zwischen den Bodenarten hingegen relativ gering (S^3 42,4, SL 43,3, L 43,5 und SIL 38,5 kg ha^{-1}). Der tonige Schluff aus Löss bildete dabei eine Ausnahme mit geringeren Werten. Begründet wurde dies durch die starke Sorptionskapazität des Bodens (Abschnitt 4.4), so dass weniger P in der Bodenlösung für die Pflanzen verfügbar war und das relativ schnelle Verlagern aus dem Wurzelraum in tiefere Bodenschichten durch präferentiellen Fluss (Abschnitt 3.1.2).

Die **P-Bilanzen** über einen Zeitraum von 12 Jahren (1992 - 2003) waren für die meisten Lysimeter negativ, sowohl bei den Nutzungsvarianten als auch bei der gestaffelten Mineraldüngung. Ausnahmen bildeten Lysimeter der gestaffelten Mineraldüngung mit hoher Düngerstufe. Bei niedriger Düngung waren die P-Defizite größer und nahmen mit steigender Düngung ab (Tabelle 4.5).

Tabelle 4.5: Mittlere jährliche P-Bilanzen der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen (1992 - 2003)

	Sand			sandiger Lehm			Lehm			toniger Schluff		
kg ha^{-1}	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Grasland	-23	-9	3	-17	-10	1	-19	-14	3	-16	-3	13
Ackerland	-19	-16	-5	-23	-10	-4	-25	-13	-4	-17	-12	-5

Trotz berechneter negativer P-Bilanzen wurde im Untersuchungszeitraum eine Zunahme der P_t-Gehalte und der verfügbaren P-Formen im Oberboden gemessen (Abschnitt 4.1.1), womit Grünlandexperimente zum kombinierten Effekt der N- und P-Düngung von Schils und Snijders [2004] bestätigt wurden. Im Gegensatz dazu hatte in 21-jährigen ackerbaulichen Versuchen mit siebenjähriger Fruchtfolge und verschiedenen Bewirtschaftungsvarianten eine Abnahme der P-Verfügbarkeit entsprechend der negativen P-Bilanzen stattgefunden, jedoch mit einer Anreicherung in tieferen Bodenschichten (30 - 50 cm) aus der während der dritten Fruchtfolge größere P-Mengen wieder in den Oberboden durch die Pflanzenwurzeln transportiert wurden [Oehl, 1999, Oehl et al., 2002]. In Versuchen über 9 Jahre mit Ackerbau zeigten Gallet et al. [2003a], dass die P-Verfügbarkeit mit der Zeit abnahm, wobei die Abnahme der P-Verfügbarkeit mit einer Zunahme des P-Defizits stieg. Deutlich wurde, dass nur langjährige Untersuchungen Auskunft über die mögliche P-Nachlieferung aus verschiedenen P-Pools geben können [Blake et al., 2000, Gallet, 2001]. In mehreren Langzeitexperimenten fanden Blake et al. [2003] keine P-An- bzw. Abreicherung und konnten mittels P-Fraktionierung nachweisen, dass bei positiven sowie negativen P-Bilanzen sämtliche P-Fraktionen beeinflusst werden, wobei jedoch überwiegend die labilen Fraktionen variieren. Diese Ergebnisse deuteten darauf hin, dass trotz negativer P-Bilanzen, P im Boden in mobilisierbarer Form vorlag und somit ausgewaschen werden konnte.

Berücksichtigte man allerdings das gesamte im Boden (im Lysimeterkörper) vorhandene P bei einer Bilanzierung, war die berechnete jährliche Veränderung des P-Haushalts durch

[3]Mittelwert aus zwei Nutzungsformen und jeweils drei Düngerstufen.

die negative Bilanzmenge bei allen Lysimetern mit < 1 % des vorhandenen P's sehr gering. Dazu wurde angenommen, dass Dünger in das gesamte Profil eingetragen wurde und der Entzug durch die Pflanzen sowie die Auswaschung aus dem gesamten Lysimeterkörper erfolgte. Ergebnis war, dass nur ein sehr geringer Anteil des vorhandenen P's durch die jährlichen Ein- und Austräge in Bezug zum gesamten P im Profil berücksichtigt wurde.

Die Bilanzierung zeigte, dass trotz bedarfsgerechter Düngung eine negative P-Bilanz errechnet wurde. Diese lieferte allerdings keine Hinweise auf potentielle P-Austräge. Zudem sollte das Verhältnis der berechneten Defizite zu dem im gesamten Boden vorkommenden P berücksichtigt werden, da dieser Anteil sehr gering war und keine Aussagen über die Mobilität im Boden ermöglichte.

4.4 P-Sorption im Boden

Die Sorption ist eine der wichtigsten P-Bindungsmechanismen im Boden. Ihr Auftreten wird durch das Vorhandensein funktioneller Gruppen an Oberflächen, z.B. Al- & Fe-Hydr/Oxiden, organische Substanz, Carbonat oder Tonminerale, verursacht und ist damit in ihrem Vorkommen begrenzt. Die P-Sorption wird durch eine zu Beginn sehr hohe Sorptionsrate beschrieben, die mit der Zeit abnimmt [Rhue und Harris, 1999]. Der schnelle Sorptionsprozess (< 1 Tag) wird im Wesentlichen durch Ionen- und Ligandenaustausch zwischen Phosphationen und OH^-- und H_2O-Gruppen an der Oberfläche von Al-/Fe-Oxiden/Hydroxiden und organischer Substanz erklärt [van Riemsdijk und Lyklema, 1980]. Im sauren pH-Bereich (4,5 - 6,5) ist bei kalkfreien sandigen Böden die Sorption nicht pH-Wert abhängig. Durch den Ligandenaustausch können sich innersphärische Oberflächenkomplexe bilden, die eine mono- bzw. bidentale Struktur aufweisen, dadurch relativ stabil sind und meist kovalente- oder Ionenbindungen aufweisen [Goldberg und Sposito, 1985].

Der langsame Sorptionsprozess (Physisorption) wird durch Diffusion und Ausfällung erklärt [Barrow, 1983a, Rhue und Harris, 1999, van Riemsdijk et al., 1984, van der Zee et al., 1988]. Diskutiert wird hierbei die Diffusion durch Mikroporen oder Diffusion innerhalb der Aggregate [Parfitt, 1978, van Riemsdijk et al., 1984, Willet et al., 1988]. Einfluss auf die Sorption haben Anzahl und Art der reaktionsfähigen Gruppen an den Sorbenten, die Reaktionszeit, die P-Konzentration in der Bodenlösung, die Bodentemperatur, der pH-Wert des Bodens, das Redoxpotential und die Konzentration konkurrierender Anionen in der Bodenlösung [Barrow, 1974, 1978, 1979a,b, 1983a,b, 1984, Chardon und Schoumans, 2002]. Aufgrund der höheren spezifischen Oberfläche sind daher amorphe Minerale für die P-Sorption bedeutsamer als kristalline [Borggaard, 1983a,b, Borggaard et al., 1990, Freese et al., 1992].

4.4.1 Funktionen zur Beschreibung der P-Sorption im Boden

Bei einem Sorptionsprozess handelt es sich um ein dynamisches Gleichgewicht, das durch Adsorption und Desorption gesteuert wird. Entscheidend ist die Sorptionskapazität des Bodens, die Bindungsintensität und die Menge des bereits adsorbierten Stoffes im Boden. Die Ermittlung von Sorptionsisothermen dient der Erfassung des im Boden sorbierten P's und teilweise der Abschätzung des Sorptionsmaximums. Die Sorptionsgleichungen wurden ursprünglich entwickelt, um die Adsorption in phosphatfreien Böden zu beschreiben. Da

dies häufig, insbesondere bei Oberböden, nicht der Fall ist, kann bei geringer P-Konzentration der Lösung bereits adsorbiertes P desorbiert werden.

Zur Beschreibung des Gleichgewichtes von gelöster zu sorbierter Phase [Hinz, 2001, Sanyal und De Datta, 1991] wurden die Freundlich-, Langmuir- und Temkinisotherme auf ihre Eignung zur Anpassung an die Messwerte überprüft [Polyzopoulos und Pavlatou, 1991].

Ist im Boden bereits sorbiertes P vorhanden, kann in der ursprünglichen Form nur die Temkinisotherme angewendet werden, da diese eine Beschreibung der Desorption ermöglicht [Bache und Williams, 1971]. Eine Verwendung der Freundlich- und Langmuirisotherme wird durch das Einfügen eines zusätzlichen Parameters (P_i) ermöglicht, der eine parallele Verschiebung in den negativen Bereich bewirkt [Fitter und Sutton, 1975, Scheinost, 1995]. An dem Punkt wo weder Ad- noch Desorption auftritt ist P_i null [Barrow, 1978, Fitter und Sutton, 1975].

Im Gegensatz zu der Freundlichisotherme wird bei den anderen Ansätzen nicht von einer unendlichen Anzahl von Sorptionsplätzen ausgegangen, sondern die Sorption weist ein Maximum auf, da die Anzahl der zur Verfügung stehenden Sorptionsplätze begrenzt ist. Somit kann mittels der Langmuirisotherme das Sorptionsmaximum eines Bodens abgeschätzt werden.

Folgende Gleichungen wurden verwendet:

Freundlich: [Bache und Williams, 1971]

$$S = k * C_P^b \tag{4.1}$$

Freundlich korrigiert:

$$S = k * C_P^b - P_i \tag{4.2}$$

- S = Sorbierte Menge P / mg kg^{-1}
- C_P = Phosphatkonzentration in der Lösung / mg l^{-1}
- k und b = Koeffizienten
- P_i = initial P, desorbierbares P; Differenz-Boden-P-Gehalt bei dem keine Desorption im Boden erfolgt

Langmuir: [Barrow, 1978]

$$S = \frac{a * S_{max} * C_P}{(1 + a * C_P)} \tag{4.3}$$

Langmuir korrigiert:

$$S = \frac{S_{max} * a * C_P}{(1 + a * C_P)} - P_i \tag{4.4}$$

- S_{max} = Sorptionsmaximum / mg kg^{-1}
- a = Affinität der P-Sorption (relative Rate der Ad- und Desorption bei Gleichgewicht)

Temkin: [Scheinost, 1995]

$$\Delta S = A_T * ln(\frac{C_P}{Pl_0}) \tag{4.5}$$

- A_T und Pl_0 = Koeffizienten / mg kg^{-1} bzw. mg l^{-1}

Alle Modelle wurden iterativ an die Messwerte angepasst, die Beurteilung der Anpassungsgüte der einzelnen Isothermen erfolgte anhand des Korrelationskoeffizienten.

Die Abbildung C.3 im Anhang C zeigt vergleichend die Anpassung der verschiedenen Isothermen im Oberboden. Die abgeleiteten Modellparameter und Koeffizienten sind in den Tabellen C.1 und C.2 im Anhang C aufgelistet.

4.4.2 Sorptionsparameter aus Batch-Versuchen

Anhand der ermittelten Adsorptionsisothermen sollte das P-Adsorptionsverhalten unterschiedlicher Bodenmaterialien und -tiefen eingeschätzt werden. Untersucht wurde von allen vier Bodenarten das Ausgangsmaterial des Oberbodens sowie beim sandigen Lehm das gesamte Profil am Ausgangsmaterial und vergleichend nach 15-jähriger Nutzung (ausgebaute Lysimeter mit Ackernutzung). Eingeteilt wurde das Profil in Oberboden (0-30 cm) und Unterboden (50-80 cm und 80-100 cm).

In der Abbildung 4.3 ist das bodenartenspezifische Sorptionsverhalten der Oberböden zu Beginn des Lysimeterexperiments dargestellt. *Zu erkennen war eine sinkende Sorptionsfähigkeit in der Reihenfolge* $S < SL < L < SIL$, welche durch die zur Verfügung stehende Anzahl an Austauscherplätzen (besonders schlecht kristalline Al und Fe) und durch den vorliegenden initialen P-Gehalt begründet war. Dabei gaben die Sorptionskapazitäten Aufschluss über die P-Sättigung, allerdings keine Hinweise über die mögliche P-Mobilität [Beauchemin et al., 1996].

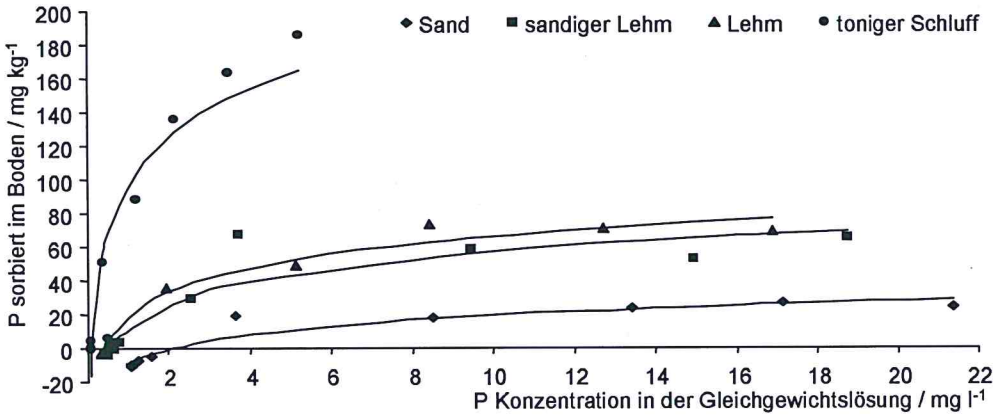


Abbildung 4.3: Sorptionsmesswerte und berechnete Temkinisothermen im Oberboden verschiedener Bodenarten

Der Verlauf einer Adsorptionskurve ist charakteristisch für einen Boden, nur die Position wird durch den P-Ausgangsgehalt und die Düngungsrate und -form beeinflusst [Anderson und Wu, 2001, Bache und Williams, 1971]. Dieser Sachverhalt wurde durch die ausgeprägten tiefenabhängigen Unterschiede bestätigt (Abbildung 4.4). Die P-Sorption im Oberboden war dabei geringer als im Unterboden. Dies deutete darauf hin, dass der Oberboden schon relativ gesättigt war und im unteren Konzentrationsbereich P desorbierte. Mit zunehmender Profiltiefe sank die P-Sättigung. Bestätigt wurden damit Untersuchungen von Siemens et al. [2004] an münsterländischen Böden bis in 90 cm Tiefe. Ähnliche Ergebnisse in Lysimetern erzielten Anderson und Xia [2001] mit der Schlussfolgerung, dass die Fähigkeit P aus der Bodenlösung zu adsorbieren, gemessen anhand des Affinitätsparameters der Langmuirisotherme, bei steigender P-Sorption nach Düngerapplikation sank.

Der zeitliche Verlauf der P-Sorption im Bodenprofil wurde ebenfalls durch die Düngung beeinflusst. Direkt nach einer Düngung ist die Sorptionsfähigkeit des Bodens geringer (aufgrund des schnellen Sorptionsprozesses) und im Laufe der Zeit steigt die Sorptionsfähigkeit wieder an (aufgrund des langsamen Sorptionsprozesses). Der Ausgangszustand wird allerdings nicht mehr erreicht, sondern es stellt sich ein neues Gleichgewicht ein [Tischner,

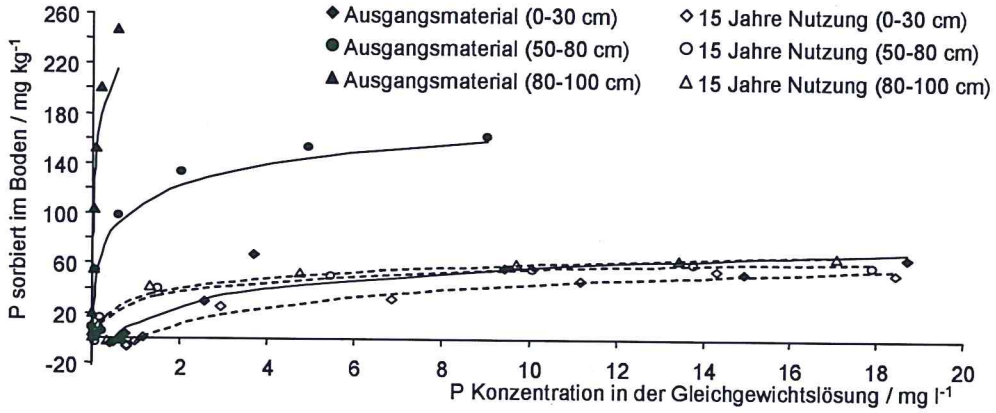


Abbildung 4.4: Sorptionsmesswerte und berechnete Temkinisothermen im Tiefenprofil des Ausgangsmaterials und nach 15-jähriger landwirtschaftlicher Nutzung (sandiger Lehm)

2000]. Die Gegenüberstellung der gemessenen Sorptionsisothermen vor der Lysimeternutzung und nach 15-jähriger Nutzung belegten dies. *Der Einfluss der Düngung hat sich hier*, wie in Untersuchungen von Barrow [1978], *bis in den Unterboden ausgewirkt.*

Die Berechnung des EPC_0-Werts (modifizierte Freundlich- und Langmuirisothermen) bzw. des Schnittpunkts mit der X-Achse (Temkin) ermöglichte die Ermittlung der Gleichgewichtskonzentration im Boden. Dabei handelte es sich um einen Wert, der einerseits hinsichtlich der Pflanzenaufnahme und -entwicklung als Minimum notwendig ist und anderseits bei Überschreitung und Auswaschung zu einer Gewässereutrophierung führen kann. Für den Oberboden wurden mit allen drei Isothermen EPC_0 Werte von ca. 0,5 mg l^{-1} berechnet (Tabelle C.2 Anhang D). Diese Werte wiesen auf ein erhöhtes Risiko der Gewässereutrophierung hin (Abschnitt 1.1).

Zusammenfassend wurde festgestellt, dass die verschiedenen Bodenarten unterschiedliche Sorptionskapazitäten aufwiesen mit einer bereits hohen Sättigung beim Sand. Innerhalb des Lysimeterprofils sank die P-Sättigung mit der Tiefe. Die zeitliche Entwicklung zeigte eine starke Beeinflussung durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung mit einer deutlichen Zunahme der Sättigung mit der Tiefe.

4.5 Zeitliche Entwicklung und Tiefenprofile

In diesem Abschnitt werden die Veränderungen der P-Gehalte im Ober- und Unterboden als Folge einer langjährigen landwirtschaftlichen Nutzung ausgewertet.

Die Tabelle 4.6 zeigt die P-Gehalte in unterschiedlichen Böden, gemessen mit verschiedenen Extraktionsmethoden, vor Beginn und nach mehrjähriger landwirtschaftlicher Nutzung (Mittelwerte der Untersuchungsperiode). Zusätzlich sind die Werte der im Herbst 1998 ausgebauten Lysimeter mit der Bodenart sandiger Lehm nach 15-jähriger Nutzung aufgelistet.

Besonders hervorzuheben ist der extrem hohe P_t-Gehalt im **Oberboden** des Sandbodens. Die hohen Werte waren anscheinend durch die historische Nutzung bedingt und deuteten entweder auf eine noch intensivere landwirtschaftliche Nutzung oder eine kurz vor der Probenahme erfolgte Düngung hin. Ähnlich hohe Werte in Sandböden mit > 1000 mg kg^{-1} fanden auch Fisher et al. [1998] und Turner und Haygarth [2000] in ihren Untersuchungen. Dementsprechend hoch waren die Werte für den oxalat-extrahierbaren P-Anteil (88 % von P_t) und den Sättigungsgrad (DPS 83 %). Hohe oxalat-extrahierbare Anteile mit bis zu 93 % von P_t wurden schon von van der Zee und van Riemsdijk [1988] publiziert, wobei die Extrahierbarkeit sich mit dem Sandanteil veränderte. Nach langjähriger Nutzung wurden immer noch hohe P-Gehalte mit den verschiedenen Methoden im Sand gemessen, obwohl eine deutliche P-Abreicherung um mehr als 52 % trotz hoher Düngung stattfand. Die Abreicherung wurde durch die hohen Beregnungsmengen sowie abnehmende C-Gehalte begründet.

Im Gegensatz zu den Ausgangsgehalten des Sands waren die P_t-Gehalte im Oberboden (491 - 646 mg kg^{-1}) und Sättigungsgrade (DPS 16 - 48 %) der anderen Bodenarten geringer. *Beim sandigen Lehm und bei Lehm fand ebenfalls eine P-Abreicherung mit der Nutzung* um 8 % bzw. 16 % *statt, wogegen beim tonigen Schluff aus Löss eine Anreicherung* um 28 % *festzustellen war.*

Die P_t-Gehalte der ausgebauten Lysimeter, beprobt in 10 cm Schichten, variierten im Oberboden, wie die der in Nutzung befindlichen Lysimeter, über einen weiten Bereich (372 - 620 mg kg^{-1}). *Im Oberboden selbst war eine ausgeprägte vertikale Differenzierung vorhanden,* die zu einem geringeren Mittelwert führte (504 vs. 526 mg kg^{-1}). Unter Ackernutzung stiegen die P-Gehalte in der Tiefenstufe 0 - 20 cm (Faktor 1,06 - 1,18) und sanken im unteren Bereich (Faktor 0,84 - 0,96). Die anderen Nutzungen, Grasland, Aufforstung und Ackerland ohne Düngung und Beregnung waren dagegen durch leicht sinkende P_t-Gehalte im Oberboden charakterisiert (Faktor 0,71 - 0,98). Die nutzungsbedingten Unterschiede wurden dabei von allen Extraktionsmethoden abgebildet. Die vertikale Verteilung im Oberboden von Ackerböden bestätigte den Einfluss der Nutzung auf die P-Gehalte [Shepherd und Withers, 1999, Torbert et al., 2002]. Der gesunkene mittlere DPS-Wert wurde durch die Lysimeter mit Grasland ($\sim$ 35 %) hervorgerufen, wobei die sinkenden Werte durch steigende Fe(ox)- (Faktor 1,1 - 1,5 Grasland und Aufforstung und 1,0 - 2,0 für Acker) und Al(ox)-Gehalte (Faktor 1,2 - 1,5 Grasland und Aufforstung und 1,0 - 1,6 für Acker) begründet waren, die den Anstieg von oxalat-extrahierbarem P überdeckten. In den meisten Fällen war Fe(ox) uneinheitlicher im Boden verteilt als Al(ox), was in dem wesentlich höheren Gehalt gegenüber Al(ox) (Faktor 3) und in der größeren Mobilität begründet war.

Die P_t-Gehalte im **Unterboden** (153 - 305 mg kg^{-1}) *nach Nutzung verdeutlichten eine P-Akkumulation in diesem.* Der Faktor der Anreicherung im gesamten Unterboden lag im Mittel bei 1,77 und variierte in Abhängigkeit der Nutzung, Bewirtschaftung und Tiefe (1,23 - 2,46). Die größte Akkumulation wurde unter Acker mit Düngung gemessen (124 vs. 243 mg kg^{-1}). Die P_t-Akkumulation wurde durch alle P-Extraktionsmethoden bestätigt. Der Faktor der P-Anreicherung war jedoch bei den verfügbaren P-Gehalten höher (P(ox) 3,1 < AL-P 4,9 > DL-P 2,5 > Olsen-P 2,4). Im Gegensatz dazu wurden in anderen Lysimeterexperimenten [Anderson und Xia, 2001] bzw. Feldstudien [z.B. Eghball et al., 1996, Pihl, 2000, Malhi et al., 2003, Werner und Pihl, 1998] trotz hoher Düngung nur geringere Verlagerungstiefen bzw. P-Anreicherungen gefunden. Börling et al. [2004] konnten in Untersuchungen an fünf verschiedenen Bodenarten vom lehmigen Sand bis Ton

Tabelle 4.6: P-Gehalte verschiedener Bodenarten im Ausgangsmaterial und nach langjähriger Nutzung

Nutzungsgruppen	P_t mg kg^{-1}	AL-P mg kg^{-1}	% P_t	DL-P mg kg^{-1}	% P_t	Olsen-P mg kg^{-1}	% P_t	P(ox) mg kg^{-1}	% P_t	DPS %	PSC mmol kg^{-1}	Al(ox) mg kg^{-1}	Fe(ox) mg kg^{-1}
Oberboden													
Sand													
Ausgangsmaterial	1232							1090	88	83	13	235	932
in Nutzung[a]	583	314	54	116	20	77	13	402	69	65	24	476	1671
	475-712	207-450		58-204		44-132		283-569		41-85	17-37	341-725	1139-2628
sandiger Lehm													
Ausgangsmaterial	526	165	31	84	16	62	12	313	59	48	21	585	1153
Ausgebaute Lysimeter[b]	504	242	48	87	17	61	12	345	69	40	28	777	1644
	372-620	155-386		38-167		28-87		203-614		29-53	22-39	588-935	1740-3393
In Nutzung	485	151	31	68	14	57	12	329	68	39	28	776	1509
	391-678	107-223		15-145		37-75		227-452		25-53	17-41	463-1056	928-2341
Lehm													
Ausgangsmaterial	646							456	71	25	18	322	1344
In Nutzung[a]	543	151	28	77	14	49	9	339	62	25	44	851	3173
	399-751	82-379		25-179		28-66		164-501		14-32	31-63	629-1154	2036-4775
toniger Schluff													
Ausgangsmaterial	491							259	53	16	16	589	571
In Nutzung[a]	628	127	20	69	11	45	7	391	62	28	49	1622	2102
	520-833	59-343		12-151		17-111		274-686		16-56	25-73	662-2574	1377-3008
Unterboden													
sandiger Lehm													
Ausgangsmaterial	124	15	12	8	7	10	8	46	37	9	17	617	646
	92-174	3-48		3-27		2-29		23-141		3-27	12-25	449-857	506-865
Ausgebaute Lysimeter	219	73	33	20	9	24	11	137	63	18	24	553	1604
	153-305	38-146		9-46		9-45		68-258		9-33	18-36	423-962	1218-2654

[a]Mittelwerte aus zwei Nutzungen und jeweils drei Düngerstufen

[b]Mittelwert (n = 8) der Nutzungsvarianten Acker, Grasland und Aufforstung (Tabelle 2.2, Abschnitt 2.2)

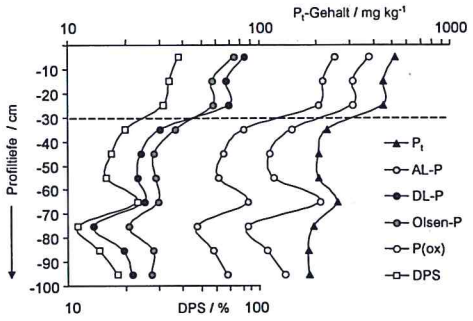


Abb. 4.5: Tiefenverlauf von P_t und extrahierbarem P in einem ausgebautem Lysimeter mit Graslandnutzung (SL)

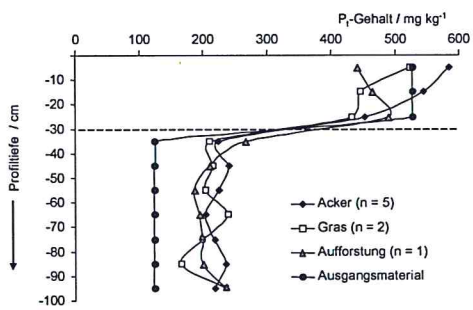


Abb. 4.6: Einfluss der Landnutzung auf die P_t-Verteilung in ausgebauten Lysimetern (SL)

weder bei ungedüngten noch bei gedüngten Böden eine deutliche P-Verlagerung > 40 cm nachweisen.

Wie erwartet war der DPS im Unterboden wesentlich geringer als im Oberboden. Für eine verbesserte Risikoabschätzung der P-Verlagerung und den Eintritt in das Grundwasser sollte der DPS für ein gesamtes Bodenprofil berücksichtigt werden [DeSmet et al., 1996]. Unter Berücksichtigung dieses Aspektes in Form eines Mittelwertes wurden für die ausgebauten Lysimeter DPS Werte zwischen 22 und 29 % ermittelt. Der mittlere DPS stieg in der Reihenfolge Grasland (22 %) < extensiver Acker (24 %) < Acker (26 %) und < Aufforstung (28 %). Im Vergleich zu Regionen in Nordwestdeutschland mit mittlerem (Harle Gebiet 48 %) und hohem Viehbesatz (Region Vechta 86 %) waren diese Werte hingegen relativ gering [Leinweber et al., 1997b]. Allerdings lagen die ermittelten DPS im Bereich des kritischen Wertes für P-Desorption mit einer P-Konzentration von 0,15 mg l^{-1} für sandige Böden [Schoumans und Groenendijk, 2000]. Mittlere jährliche P-Konzentrationen und P-Frachten im Bereich von 0,019 mg l^{-1} bzw. 0,017 kg ha^{-1} (Aufforstung) < 0,025 mg l^{-1} bzw. 0,019 kg ha^{-1} (Grasland) < 0,03 mg l^{-1} bzw. 0,027 kg ha^{-1} (Integrierter Landbau) und 0,037 mg l^{-1} bzw. 0,022 kg ha^{-1} (extensiver Acker) bestätigten die allgemeine Beziehung für sandige Lehmböden, ohne dabei die Reihenfolge der Nutzungen zu bestätigen.

Neben den P-Gehalten fand auch eine deutliche Veränderung bei den amorphen **Al-/Fe-Oxiden/Hydroxiden** durch die langjährige Nutzung statt. Die oxalat-extrahierbaren Anteile erhöhten sich jeweils in der Reihenfolge, SL < S < L < SIL bei Al(ox) bzw. Fe(ox) um bis zu 175 % bzw. 270 %. Exemplarische Bestimmungen des dithionitextrahierbaren Eisengehaltes (Fe_d) im Ausgangsmaterial und nach Ackernutzung verdeutlichten die Zunahme des oxalat-extrahierbaren Fe-Anteils an Fe_d von 30 % im Ausgangsmaterial auf 58 % nach der Nutzung und gleichzeitig eine Abnahme des Fe_d-Gehalts im Oberboden während der Nutzung um 10 %.

Die Abbildungen 4.5 - 4.8 zeigen die Verteilung von P im Lysimeterprofil. Die nahezu parallelen Linien in Abbildung 4.5 verdeutlichten, dass *P_t und alle P-Extraktionsmethoden die hohen Werte im Oberboden sowie die wesentlich geringeren und schwankenden Werte im Unterboden wiedergaben.* In Abhängigkeit der Desorptionsfähigkeit des Extraktionsmittels variierte die Größenordnung der P-Schwankungen (P(ox) > AL-P > DL-P > Olsen-P) im Unterboden und bestätigt damit vergleichbare Ergebnisse von Koopmans [2004].

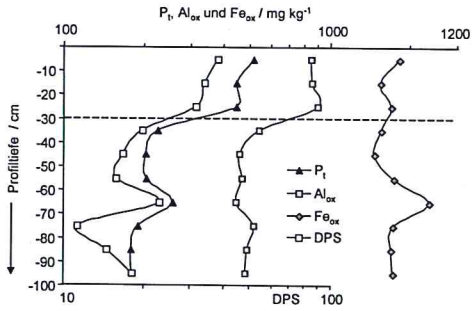


Abb. 4.7: Verlauf von P_t, Al(ox) und Fe(ox) in einem ausgebautem Lysimeter mit Ackernutzung (SL)

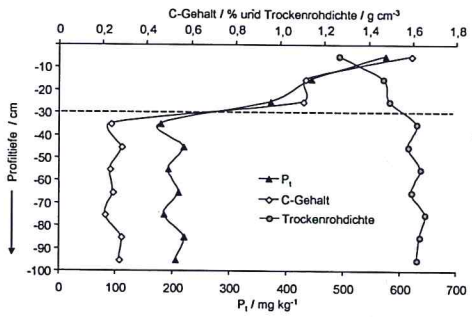


Abb. 4.8: Verlauf von P_t, C-Gehalt und Trockenrohdichte in einem ausgebautem Lysimeter mit Ackernutzung (SL)

Ähnliche Unterschiede zwischen den beiden Bodenschichten mit Schwankungen im Unterboden wurden bei allen **Landnutzungsvarianten** beobachtet (Abbildung 4.6). Ferner unterschieden sich die P_t-Gehalte der Aufforstung sowie Acker- und Graslandnutzungen signifikant voneinander (Gruppierung in Ober- und Unterboden). Der Vergleich der P_t-Gehalte mit denen des Ausgangsmaterials zeigte die oben erwähnte Anreicherung unter Acker und die leichte Abnahme bei den anderen Nutzungen. Im Allgemeinen wurde die P-Verteilung durch die Nutzung und das Pflanzenwachstum bestimmt. Folglich lagen die Schichten mit den höchsten P_t-Gehalten bei verschiedenen Nutzungen in unterschiedlichen Tiefen. Dennoch war nicht zwangsläufig davon auszugehen, dass bei hoher P-Düngung mit einer P-Verlagerung zu rechnen war, wenn z.B. in tieferen Schichten Pflanzenwurzeln noch P aufnahmen.

Entscheidend bei der Betrachtung war zusätzlich die Versuchsdauer und die Applikationsrate des Düngers. Eine nutzungsbedingte P-Verlagerung und einen differierenden Tiefenverlauf bis in den C-Horizont von Wald und landwirtschaftlichen Flächen fanden Simard et al. [1995] in ihren Untersuchungen in Kanada. Heckrath [1997] konnte in einem Langzeitexperiment auf einer Löss-Parabraunerde eine P-Akkumulation im Oberboden, eine exponentielle Abnahme im Profil bei mineralischer Düngung und eine tiefreichende P-Anreicherung bei organischer Düngung in diesem als Folge der Verlagerung von organischer Substanz beobachten. Andererseits publizierten z.B. Sharpley et al. [1993] bei hoher P-Düngung (90 kg ha^{-1}) mit Hühnermist auf Grasland keine P-Verlagerung tiefer als 30 cm bzw. Shepherd und Withers [1999] bei Ackernutzung mit gestaffelten hohen Düngergaben keine Verlagerung tiefer als 50 cm. Dies verdeutlichte, dass neben der Düngermenge und Bodenart weitere Faktoren die P-Verlagerung und Verteilung in den einzelnen Pools beeinflussten.

Um die Unterschiede in den P-Gehalten und ihrer Verfügbarkeit erklären zu können, wurden die **Gehalte an Al(ox) und Fe(ox)** sowie der **C-Gehalt** im Unterboden gemessen. Zur Überprüfung des Zusammenhangs zwischen hohen Anteilen an Al(ox) und Fe(ox) und steigender Sorptionskapazität wurde der Verlauf der beiden zusammen mit den P_t-Gehalten aufgetragen (Abbildung 4.7). *Der Tiefenverlauf von Al(ox) und Fe(ox) korrespondierte nur teilweise mit denen der P_t-Gehalte*, so dass Veränderungen der Sorption im Unterboden nicht als Erklärung für die Schwankungen der P-Gehalte geeignet waren.

Aufgrund der langjährigen Nutzung war auch ein Anstieg des C-Gehalts im Ober- und Unterboden zu messen. Der C-Gehalt im Unterboden war dabei unter Ackernutzung am höchsten. Im Profil schwankte er ähnlich den P-Gehalten (Abbildung 4.8). Demgemäß bestanden signifikante Zusammenhänge zwischen dem C-Gehalt und dem P_t-Gehalt ($r > 0{,}73$, $P > 0{,}001$, $n = 42$) bzw. den extrahierbaren P-Anteilen ($r > 0{,}57$, $P > 0{,}001$, $n = 42$). Im Gegensatz dazu wurden im Oberboden keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den Parametern ermittelt. Hingegen fanden Lookman et al. [1996b] Zusammenhänge zwischen dem P-Gehalt und dem C-Gehalt im Boden. Gründe für diese Differenz waren das niedrigere Al(ox):Fe(ox)-Verhältnis und der geringere Al(ox)- und C-Gehalt in den untersuchten Oberböden.

Zusätzlich zu den chemischen Parametern variierte auch die Trockenrohdichte in Abhängigkeit der Nutzung und Profiltiefe. Im Oberboden hatte die Aufforstung die höchste Rohdichte (ρ 1,51 g cm^{-3}) und die Ackerböden mit jährlicher Bearbeitung die niedrigste (ρ 1,45 g cm^{-3}). *Zwischen den Werten der Trockenrohdichte und dem C-Gehalt sowie dem P_t-Gehalt bestanden signifikante Zusammenhänge* ($r > |0{,}52|$, $P > 0{,}05$, $n = 24$). Dies konnte durch eine erhöhte Porosität mit höheren Gehalten an organischer Substanz und damit Beeinflussung des P-Gehalts begründet werden. Die Ergebnisse dieses Abschnittes der ausgebauten Lysimeter demonstrierten den Wechsel der Dichte und folglich des Infiltrationskoeffizienten, welche die P-Anreicherung im Unterboden beeinflussten. Höhere Dichten, die möglicherweise durch den Einbau verursacht wurden, führten zu höherer Akkumulation an sorbiertem P. Deshalb verursachen die unterschiedlichen Nutzungsvarianten (selbst wenn chemisch homogener Boden zu Beginn in die Lysimeter gefüllt wurde) einen heterogenen P-Verlauf im Unterboden, der durch vertikale Verlagerung zusammen mit Adsorptionsprozessen erklärt wurde.

Die Schwankungen von P_t, den extrahierbaren Fraktionen, den amorphen Oxiden (Al(ox) und Fe(ox)) sowie den C-Gehalten deuteten auf eine ungleichmäßige Verlagerung hin. Dies wurde einerseits durch Pflanzenwurzeln mit ihrer bedarfsgerechten P-Aufnahme aus verschiedenen Bodenschichten beeinflusst. Andererseits sind die Fließ- und Transportprozesse, insbesondere die Geschwindigkeit, mit der sich während eines dynamischen Fließprozesses ein lokales Gleichgewicht zwischen Wasser und Bodenmatrix einstellt, von Bedeutung. Das Versickern des Wassers fand besonders im Oberboden durch die Bearbeitung nicht gleichförmig, sondern in Abhängigkeit vom Regenereignis in Schüben statt. Bodenlösung konnte dann in relativ kurzer Zeit in den Unterboden transportiert werden. Dort sank mit zunehmender Tiefe der Anteil an Pflanzenwurzeln, so dass P nicht mehr aufgenommen wurde, sondern nur noch sorbiert werden konnte. In Zusammenhang mit den variierenden Lagerungsdichten konnten so die schwankenden P-Gehalte im Lysimeterprofil begründet werden.

Zusammenfassend wurde deutlich, das erstmals die P-Verteilung in einem Lysimeterprofil vor und nach einer langjährigen differenzierten landwirtschaftlichen Nutzung untersucht wurde. Der prozentuale Anteil von P_t im Unterboden lag zu Beginn der Nutzung bei $\sim$ 23,5 % des Oberbodens und erhöhte sich durch die Nutzung auf $\sim$ 43 % mit schwankenden Verläufen der P-Gehalte im Unterboden.

4.6 Zusammenfassung

Ziel der Untersuchungen zum P-Haushalt war die Quantifizierung der chemischen Umsetzungen und des Transportverhaltens von P-Verbindungen in besonders gut untersuchten und charakterisierten Böden und Sickerwässern langjähriger Lysimeterversuche.

Die Untersuchungen der chemischen Umsetzungen des P's in Lysimeterböden diente der Erfassung der Poolgrößen und der Umsetzungsdynamik im Boden. Der P_t-Gehalt in der dominierenden Bodenart der Lysimeter (sandiger Lehm), welche die nördliche Elberegion von Sachsen-Anhalt und Brandenburg repräsentiert, variierte zwischen 400 und 800 mg kg^{-1}. Mit den in der Europäischen Union gebräuchlichen Methoden zur Bestimmung des "pflanzenverfügbaren" bzw. "environmental" P im Boden wurden unterschiedlich hohe Anteile an P_t extrahiert (P(ox) (60 - 80 %) > AL-P (30 - 45 %) > DL-P (13 - 22 %) > Olsen-P (12 - 16 %)). Anhand bestehender Korrelationen zwischen den Ergebnissen der verschiedenen Methoden wurden Umrechnungsfaktoren berechnet. Damit wurde für pleistozäne Ausgangssubstrate ein Beitrag zum Vergleich der Ergebnisse verschiedener Autoren mit ähnlichen Versuchsbedingungen unter Berücksichtigung der relevanten Einflussfaktoren Bodenart und Nutzung durch die Bereitstellung von Umrechnungsfaktoren anhand eines großen und langjährigen Datensatzes ermöglicht. Durch Gruppierung der Ergebnisse konnten die Einflussfaktoren, welche die Verteilung der P-Formen im Boden steuern, quantifiziert werden. Besonders die Nutzung hatte einen deutlichen Einfluss.

Erstmals wurden gebräuchliche P-Pools und P_t im Ausgangsmaterial und in Tiefenprofilen ausgesonderter Lysimeter erhoben. Daraus ergab sich die Möglichkeit, die Herausbildung einer vertikalen räumlichen Heterogenität und zeitlichen Variabilität in Abhängigkeit von den langjährigen P-Bilanzen zu erforschen. Faktoren für die Tiefenverlagerung waren die Nutzung und die vorherrschenden Transportprozesse. Diese führten zu einer differenzierten Verlagerung in den Unterboden bzw. im Unterboden.

Anhand von Sorptionsversuchen wurde die Umsetzungsdynamik im Ober- und Unterboden quantifiziert. Die P-Sättigung in den Lysimetern vor der Nutzung nahm mit der Profiltiefe ab. Im Gegensatz dazu war nach langjähriger landwirtschaftlicher Bewirtschaftung im Oberboden eine höhere P-Sättigung und im Unterboden eine dem Oberboden ähnliche P-Sättigung vorhanden. Die mathematische Beschreibung der Isothermen erfolgte im Hinblick auf die spätere Modellierung auf Basis der Temkinisotherme, die eine gute Anpassung an die Messwerte ermöglichte. Die entscheidenden Größen zur Sorption, die Gehalte an Al(ox)- und Fe(ox)-Oxide/Hydroxiden erwiesen sich in der 15-jährigen Untersuchungsperiode als nicht konstant. Sie unterlagen einer nutzungsbedingten Zunahme im Profil. Insbesondere im Hinblick auf die generelle Abschätzung der P-Austräge erwies sich der Unterboden als entscheidende P-Senke bzw. P-Quelle.

Die ermittelten Größen bildeten die Grundlage für die weiterführende Modellierung des P-Haushaltes und P-Austrags aus der ungesättigten Bodenzone.

Kapitel 5

Simulation der Wasser- und P-Dynamik in Lysimetern

Die vorherigen Abschnitte verdeutlichten den Einfluss des Wasserflusses und des komplexen P-Haushalts auf den P-Transport. Ziel war daher die Ableitung eines P-Moduls als Ergänzung für das Modell WASMOD (**W**ater **a**nd **S**ubstance Simulation **Mod**ell), das die beobachteten Phänomene und Prozesse abbildet. Nachfolgend werden die in dem Modell verwendeten mathematischen Grundlagen, die Eingangsgrößen und die erzielten Simulationsergebnisse zum Wasser- und Stofftransport vorgestellt sowie die erforderliche räumliche und zeitliche Auflösung aufgezeigt.

5.1 Das Modell WASMOD

Das Modell WASMOD [Reiche, 1991] dient der Beschreibung und Bilanzierung der Wasser- und Stoffdynamik von einzelnen Standorten sowie von größeren Einzugsgebieten. Ziel der Modellentwicklung war es, eine breite Anwendbarkeit zu ermöglichen. Aus diesem Grund soll das Modell mit vergleichsweise wenigen, in der Regel verfügbaren Parametern auskommen und dennoch eine hinreichende Genauigkeit erzielen.

Berücksichtigt werden Transport- und Transformationsprozesse in den Kompartimenten Vegetationsdecke, Bodenoberfläche, durchwurzelter Bodenbereich sowie ungesättigte und gesättigte Bodenzone. Die Transportprozesse werden in vertikaler und lateraler Richtung berücksichtigt[1]. Bei der Simulation der Wasser- und Stoffprozesse in den untersuchten Lysimetern werden die folgenden Prozesse berücksichtigt:

- Bodenwasserdynamik (Interzeption, Infiltration, Evapotranspiration)
- Grundwasserdynamik (Grundwasserabfluss und Grundwasserflurabstand)
- Bodenwärmehaushalt (vertikaler Wärmetransport)
- Stofftransport durch die ungesättigte Zone (N, inklusive Aufnahme über die Pflanzenwurzeln)
- Lateraler Stofftransport durch die gesättigte Zone
- Ad- & Desorptionsdynamik von Stoffen (N)
- Transformationsprozesse durch Mikroorganismen (C & N)
- Abflussmenge und Transport von Stoffen in Dränen

[1] Lateraler Transport nur an der Oberfläche und im Grundwasserleiter.

- Humusdynamik (langfristige Veränderungen der Wasserleitfähigkeit & -haltevermögen)
- C- & N-Akkumulation unterschiedlicher Pflanzenkompartimente

Zur Simulation des Wasserhaushalts und der Stoffbilanz sind verschiedene Eingabedateien erforderlich (Abschnitt 5.2.1). Die Bodendatei beinhaltet die bodenphysikalischen und -chemischen Kennwerte, die Stoffdatei Angaben zu den C- und N-Pools im Boden und die Klimadatei beschreibt den jährlichen Witterungsverlauf. Angaben über Kulturarten in Abhängigkeit des phänologischen Verlaufs sind der Nutzungsdatei zugeordnet.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde ein neues P-Modul entwickelt und an das bestehende Modell gekoppelt. Sämtliche Simulationen wurden mit der neu entwickelten Modellversion 8.0 vom März 2004 durchgeführt. Einzelheiten zum Modellaufbau und den verwendeten Gleichungen können in Fränzle et al. [1989] und Reiche [1991, 1994, 1995, 1996] nachgelesen werden.

5.1.1 Wasserhaushalt

Der vertikale Wasserfluss wird durch die allgemeine **Bewegungsgleichung des Wassers** – die Richards-Gleichung (Gleichung 5.1) [Jury et al., 1991], die aus der Kontinuitätsgleichung und dem Darcy-Gesetz abgeleitet wird, beschrieben und in einem Finite-Differenzen-Verfahren gelöst.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}[K(h)(\frac{\partial h}{\partial z} + 1)] \tag{5.1}$$

- θ = volumetrischer Wassergehalt / %
- t = Zeit / d
- K = hydraulische Leitfähigkeit / cm d^{-1}
- h = Matrixpotential / cm
- z = vertikale Kompartimentmächtigkeit / cm

Die ungesättigte vertikale Wasserbewegung wird in Abhängigkeit der Leitfähigkeits- und Bodenwasserretentionsfunktionen beschrieben. Voraussetzung ist die Kenntnis von jeweils unterschiedlichen Wassergehalten zugeordneten Saugspannungs- und Durchlässigkeitsbeiwerten, deren Zuordnung über lineare Interpolation auf der Grundlage von 5 Stützstellen (pF 0, pF 1,8, pF 2,5, pF 3,5 und pF 4,2) (Abschnitt 5.2.1) erfolgt. Die Wasserleitfähigkeitsfunktion wird in Abhängigkeit von der gesättigten Wasserleitfähigkeit berechnet.

Die Berechnung des Wasserhaushalts erfolgt bodenkompartimentweise. Die berechneten Gehalte des Bodenwassers, des Matrixpotentials und des Durchlässigkeitsbeiwerts stellen die Anfangsgehalte der angrenzenden Kompartimente dar.

Zur Beschreibung der Bodenwasserdynamik muss der Eintritt des Wassers in das oberste Bodenkompartiment (**obere Randbedingung**) sowie der Übergang in die gesättigte Bodenzone (**untere Randbedingung**) berücksichtigt werden. Die untere Randbedingung wird durch eine variable Schichtdicke des Kompartiments über dem Grundwasserleiter realisiert. Der Potentialgradient wird als Differenz zwischen dem aktuellen Matrixpotential und dem sich unter stationären Bedingungen in Abhängigkeit zur Grundwassertiefe einstellenden Potential berechnet. So kann die Flussrate in das unterste Kompartiment, den Grundwasserkörper, berechnet werden.

Die obere Randbedingung wird im Wesentlichen durch den Niederschlag, aber auch die Interzeption, die Evapotranspiration und temporäres Oberflächenwasser bestimmt. Der auf die Bodenoberfläche gelangende Niederschlag wird um den Interzeptionsverlust, der vom Blattflächenindex abhängt, reduziert. Mittels eines empirisch ermittelten Regressionsansatzes wird der Interzeptionsverlust geschätzt. Dieser steigt in Abhängigkeit vom Niederschlag bis zu einer oberen Grenze. Der Bestandsniederschlag als Differenz von Freilandniederschlag und Interzeptionsrate wird jeweils zum Wassergehalt des obersten Bodenkompartiments addiert. Ist in diesem allerdings das Porenvolumen gesättigt oder liegt ein niedriger Durchlässigkeitsbeiwert vor, so dass durch langsame Versickerung teilweise Sättigung erreicht wird, verbleibt das Wasser auf der Erdoberfläche, wobei die Höhe der verbleibenden Menge von der jeweiligen Vegetationsdecke abhängt. Bei Abnahme des Bodenwassergehalts infiltriert das Wasser in den Boden bzw. bei größerer Hangneigung (< 2 %) findet Oberflächenabfluss statt.

Die **Verdunstung** wird nach Turc-Wending (Gleichung 2.5, Abschnitt 2.4.2) berechnet, woraus in Abhängigkeit von der relativen Durchwurzelungstiefe und dem Matrixpotential die aktuelle Verdunstung (Gleichung 5.2) ermittelt wird.

$$ETa = (ETp - Int) \cdot VF \cdot e^{\Psi/4000} \tag{5.2}$$

- ETa = aktuelle Verdunstung / mm d^{-1}
- ETp = Gras-Referenz-Verdunstung / mm d^{-1}
- Int = Interzeption / cm
- VF = spezifischer Pflanzenfaktor / -
- Ψ = Matrixpotential / cm

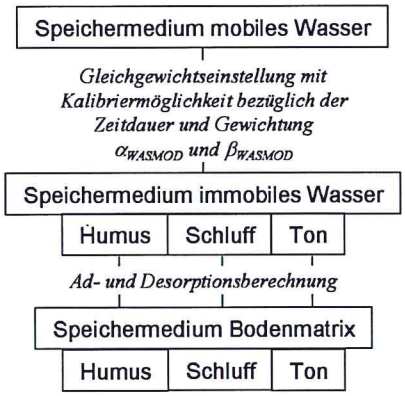
In die Berechnung fließen für unterschiedliche phänologische Phasen und Kulturarten spezifische Pflanzenfaktoren ein. Vereinfachend wird nur für die obersten Bodenkompartimente eine Evapotranspirationsrate bestimmt, wobei der Betrag der potentiellen Evapotranspiration um die Höhe des Interzeptionsverlustes reduziert wird. Bei ungesättigten Verhältnissen wird der Betrag um die Höhe des als Verdunstungswiderstand anzusehenden Matrixpotentials reduziert.

5.1.2 Gekoppelte Module

Zu den wichtigsten integrierten Modulen zählen das Bodenwärmetransportmodul, ein Modul zum Kreislauf und Transport von Kohlenstoff- bzw. Stickstoff im Boden, ein Modul das den phänologischen Jahresverlauf der Pflanzen berücksichtigt sowie ein Modul zu verschiedenen Bodenbearbeitungsmaßnahmen.

Im angegliederten **Bodentemperaturmodell** wird anhand von Wärmeleitfähigkeit und -kapazität durch die Wärmeleitgleichung der Wärmetransport beschrieben. Die Wärmeleitfähigkeit und -kapazität werden stark vom Bodenwassergehalt sowie mineralischen und nichtmineralischen Anteilen der Bodenmatrix beeinflusst. Abgeleitet werden diese Parameter aus der Korngrößenverteilung, dem Humusgehalt und der Trockenrohdichte.

Vertikale **Stofftransportprozesse** werden durch die Sickerwasserbewegung des Wassers bestimmt, wobei der vertikale Stofftransport in der Bodenlösung durch die Prozesse Konvektion, Diffusion und Dispersion beschrieben wird (Gleichung 5.3) [Hillel, 1998].



$$\frac{\partial C\theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}(D_{sh}\frac{\partial C}{\partial z}) - \frac{\partial \nu\theta C}{\partial z} \qquad (5.3)$$

- C = Stoffkonzentration in der Lösung / mg l^{-1}
- D_{sh} = Diffusions-Dispersions-Koeffizient / cm^2 d^{-1}
- ν = Fließgeschwindigkeit / cm d^{-1}

Abb. 5.1: Ad- und Desorption von Stoffen

Neben der konvektiven Verlagerung, der Diffusion und der Dispersion werden auch Austauschprozesse mit dem Bodenkörper unter Einbeziehung einer mobilen und einer immobilen Wasserfraktion berücksichtigt (Abbildung 5.1, Abschnitt 5.1.4). Die Beschreibung der De- und Adsorption von Stoffen, hier N, an die Bodenmatrix erfolgt auf Grundlage der Freundlichisotherme.

Die Modellierung des Stofftransports erfolgt als enge Koppelung der Kohlenstoff- und der Stickstoffdynamik (Abbildung D.1, Anhang D). Die organische Substanz wird in dem Modul zur **C-Dynamik** unterteilt in mikrobielle Biomasse, zugefügte frische und im Boden längerfristig lagernde organische Substanz. Die beiden letzten C-Pools werden nochmals unterteilt in einen schnell bzw. langsam abbaubaren Pool, wobei deren Mischungsverhältnis für den Abbau entscheidend ist. Die Abbauprozesse werden als Kinetik erster Ordnung beschrieben. Die mikrobielle Biomasse wird in zwei Mikroorganismengruppen unterteilt: Zum einen "Generalisten", die leicht zersetzbares Material bevorzugen und sich relativ schnell auf neue Nahrungsbedingungen einstellen können, und andererseits die "Spezialisten", die schwer abbaubare Substanzen zersetzen und eine geringe Populationsdynamik aufweisen. Die mikrobielle Abbaubarkeit organischer Verbindungen wird entscheidend durch die gesamte mikrobielle Aktiviät gesteuert, die wiederum abhängig ist von der Bodenwärme, der Bodenfeuchte, dem pH-Wert und dem Humusgehalt.

Die **Stickstoffmineralisation** lässt sich aus der Summe aller Übergänge in den Kohlenstoffpools unter Annahme fester C/N-Verhältnissen aus der C-Dynamik ableiten. Bei überwiegender CO_2-Freisetzung wird auch Ammonium freigesetzt. Beim Übergang von organischer Substanz mit einem weiten C/N-Verhältnis in die mikrobielle Biomasse mit einem engen C/N-Verhältnis kann eine Immobilisierung von Ammonium bzw. Nitrat simuliert werden. Bei Mangel an mineralischem Stickstoff kommt es zu einer Verminderung der Kohlenstoff-Umsetzungsraten.

Der Einfluss des **Pflanzenwachstums** wird durch ein gekoppeltes Phänologiemodul berücksichtigt. In diesem sind zeitabhängige Angaben zur Durchwurzelungstiefe, zum Blattflächenindex, Transpirations- und Nährstoffvermögen und zu einzelnen Bearbeitungsmaßnahmen aufgeführt. Dynamisiert wird dieses durch eine jährliche, temperaturabhängige zeitliche Verschiebung. Zusätzliche Berücksichtigung findet die Stickstoffaufnahme durch die Pflanzenwurzeln. Beeinflussende Größen der N-Aufnahme sind die Wasserentnahme infolge Transpiration und die verfügbare Nitratkonzentration in den einzelnen Komparti-

menten. Angaben über die art- und sortenspezifische N-Aufnahmekapazität ermöglichen eine Berechnung der aufgenommenen N-Menge durch die Pflanzen. Trocken- bzw. Wasserstress kann diese Aufnahme beeinflussen. Für die C-Aufnahmekapazität wird ein Wasserfaktor berücksichtigt, der die Aufnahme der photosynthetischen bzw. nicht aktiven Pflanzenteile steuert.

Um die **Rückführung der Biomasse** plausibler abbilden zu können, wurden drei pflanzenbezogene Speicher (Haupternteprodukt, oberirdische und unterirdische Pflanzenteile) eingeführt, so dass verschiedene Varianten der Ernte (Abfuhr, Rückführung auf die Bodenoberfläche und Verbleib in der Pflanze) unterscheidbar sind.

Die **zeitliche Diskretisierung** erfolgt für die einzelnen Module mit unterschiedlichen Auflösungen. Die Berechnung der vertikalen Wasser- und Stoffbewegung findet in Abhängigkeit von der Stärke der Regenereignisse statt, wobei sich die Anzahl der Rechenschritte in Abhängigkeit von der größten Flussrate (6-200 Schritte pro Tag), ergibt. Die Bodentemperatur wird 6 mal täglich und die mikrobiell gesteuerten Prozesse werden einmal täglich berechnet. Die phänologische Entwicklung wird auf wöchentlicher Basis simuliert. Die zeitliche Auflösung (Tag, Wochen, Jahr) kann frei gewählt werden.

Für die in dieser Arbeit abzubildenden Lysimeter von 1 m Mächtigkeit wurde eine räumliche Auflösung von 15 Kompartimenten gewählt. Die Mächtigkeit der Kompartimente 1 - 2 beträgt jeweils 5 cm, die der Kompartimente 3 - 11 jeweils 10 cm. Die vertikale Ausdehnung der restlichen Kompartimente ist abhängig vom Grundwasserstand zu definieren. Zur Simulation des Wasser- und Stoffhaushaltes in den Lysimetern sind diese Kompartimente irrelevant und wurden daher mit 20 cm (Kompartiment 12 - 14) bzw. 1 m (Kompartiment 15) festgelegt. Dies beschreibt eine grundwasserferne Randbedingung mit expliziter Berücksichtigung des Körnungssprungs zwischen Boden und Dränschicht.

5.1.3 P-Modul

In dem in dieser Arbeit gemeinsam mit dem Modellentwickler Dr. Reiche (Firma DigSyLand, Institut für Digitale Systemanalyse und Landschaftsdiagnose, Husby) entwickelten P-Modul wird zwischen den vier P-Pools "P gelöst", "P sorbiert", "P organisch" und "P fixiert" (Abbildung 5.2) unterschieden. Der fixierte Pool (P_{fix}) wird als schwer reversibel sorbiert angenommen. Er beschreibt im Wesentlichen anorganisches P, das stabiles Ausgangsmaterial ebenso wie ausgefällte Ca-, Al/Fe-Phosphate, P an/in amorphen Sesquioxiden und stabile Ca-, Al/Fe-Phosphate beinhalten kann. Der organische Pool (P_{org}) umfasst den durch mikrobielle Umsetzung von Pflanzenresten freigesetzten und den in Mikroorganismen (Biomasse P) enthaltenen Anteil. Der sorbierte P-Pool (P_{sorb}) repräsentiert den potentiell pflanzenverfügbaren Teil. Er soll im Wesentlichen den mittels DL-Extraktion gewonnenen Anteilen entsprechen. Aus bodenkundlicher Sicht setzt er sich aus organischem und anorganischem P, das reversibel an Al/Fe-Oxiden/Hydroxiden oder Ton sorbiert ist, zusammen. Der gelöste P-Pool (P_{loes}) beinhaltet den gesamten in Lösung befindlichen Phosphor. Diese modellspezifische Einteilung kann somit teilweise direkt mit messbaren Daten beschrieben werden.

Die im P-Kreislauf beschriebenen Prozesse sind:

- P-Eintrag durch Düngung,
- P-Aufnahme durch die Pflanzenwurzeln,
- P-Abfuhr mit dem Erntegut,

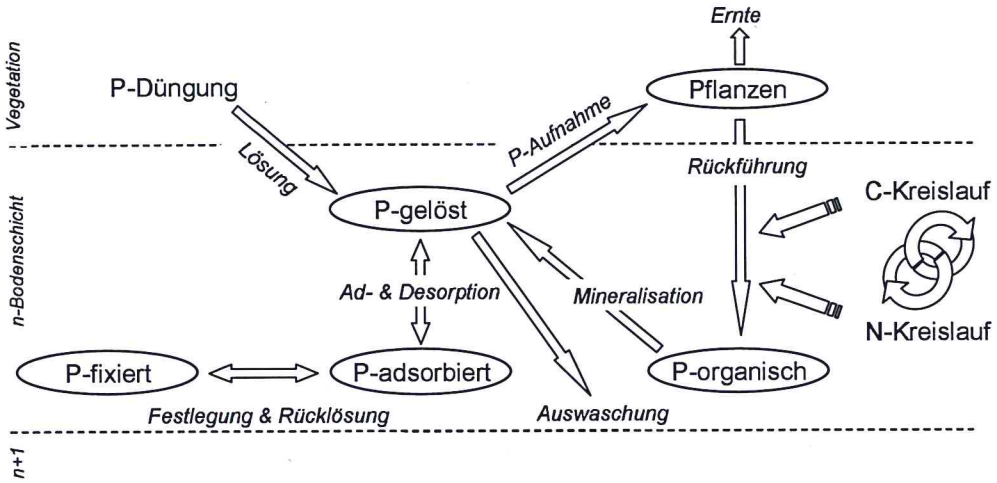


Abbildung 5.2: P-Pools und P-Prozesse im Modell WASMOD

- P-Rückführung über Erntereste,
- P-Freisetzung durch Mineralisation von organischer Substanz,
- P-Ad- und Desorptionsdynamik - Austausch zwischen gelöster und sorbierter Phase,
- P-Festlegung - Übergang von sorbierter in die schwerrücklösliche Fraktion,
- P-Austrag mit der Lösungsphase.

Der P-Eintrag in Form von Düngung wird über einen spezifischen Düngercode, der die Varianten mineralischer und organischer Dünger sowie die Ausbringungsform (mit oder ohne Einarbeitung des Düngers) berücksichtigt, dargestellt. Die Verfügbarkeit bzw. **Lösung des Düngers** wird vereinfachend berücksichtigt. Sie wird unabhängig vom Niederschlag, von der Bodenfeuchte und den Pflanzen angesehen. Zum Zeitpunkt der Düngung wird im obersten Bodenkompartiment (obersten 5 cm) die gesamte Düngermenge als verfügbar angesehen. Diese Menge unterliegt im nächsten Zeitschritt der Sorption und ist damit nicht mehr vollständig verfügbar.

Die **P-Aufnahme durch die Pflanzen** wird in Abhängigkeit von einer pflanzenspezifischen Aufnahmekapazität, der P-Konzentration in der Bodenlösung (pro Zeitschritt) und der Transpirationsrate (der verbrauchten Wassermenge) berechnet. Die bedarfsgerechte Aufnahme wird durch eine arten- und sortenspezifische Angabe zur P-Aufnahmekapazität berücksichtigt (Gleichung 5.4).

$$P_flak = tak_K \cdot a_{Pfl} \cdot C_{PK} \tag{5.4}$$

- P_{flak} = aktuelle P-Aufnahme der Pflanzen
- tak_K = Transpirationsrate im Kompartiment K
- a_{Pfl} = pflanzenspezifischer Anpassungsfaktor
- C_{PK} = Phosphatkonzentration im Kompartiment K

Die Transpirationsrate wird in Abhängigkeit von der Saugspannung und Wurzelverteilung berechnet (Ψ * Durchwurzelungsfaktor), wobei mit steigender Saugspannung die Transpirationsrate sinkt. Die Verteilung der Wurzeln wird in Abhängigkeit der gewählten Wurzeltiefe mit drei gleichmäßigen Kompartimenten mit Wurzelanteilen von 66, 22 und 11 % kalkuliert.

Die Pflanzenaufnahme orientiert sich an der maximal möglichen P-Aufnahme und wird über die in der Datei Pflanze enthaltenen spezifischen Angaben zur Ertragsmenge und der Verteilung von P in verschiedenen Pflanzenspeichern kalkuliert. Die Differenz zwischen maximaler und vorhandener aufgenommener P-Menge ist zu Beginn der Vegetationsperiode besonders groß und wird im Verlauf des Wachstums immer geringer. Der pflanzenspezifische Faktor a ergibt sich aus der maximalen Erntemenge und dem zusätzlichen Nährstoffbedarf. Solange die Differenz zwischen Aufnahmekapazität und aufgenommener Menge hoch ist, wird die aktuelle P-Aufnahme überproportional zum Transpirationsstrom berechnet. Ist die pflanzenspezifische Aufnahmekapazität überschritten, wird keine weitere Aufnahme mehr kalkuliert. P wird bis zu der berechneten Obergrenze entzogen. Eine Reduzierung der Aufnahmekapazität kann durch Wasser- (wenn länger als drei Wochen eine Vernässung vorlag) bzw. Trockenstress (wenn über eine Woche ein pF Wert von 3,5 und größer vorherrschte) oder vorherigem Nährstoffmangel (wenn bis zu einen bestimmten Zeitpunkt der Pflanzenentwicklung ein Mangel an Stickstoff vorhanden ist, die Unterversorgung hängt dabei von der Höhe des Mangelfaktors ab) erfolgen.

Die **Abfuhr mit dem Erntegut** und die **P-Rückführung über Erntereste** ist abhängig von der gewählten Erntevariante. Für den Ernteentzug und die Pflanzenrückführung wird zwischen den drei Pflanzenspeichern Haupterntegut, oberirdische Pflanzenmasse und Wurzeln unterschieden. Die P-Anteile in den einzelnen Speichern werden über die Datei Pflanze gesteuert. Bei mehrjährigen Pflanzen wird der Zeitraum angegeben, bis zu dem unbegrenzt Nährstoffe aufgenommen werden. Bei mehrjährigen Pflanzen stellt die Berücksichtigung von welken Blättern den Nährstoffverlust aus dem Boden da, so dass dadurch eine weitere Nährstoffaufnahme möglich ist. Der Erntemodus beschreibt, welche Pflanzenspeicher abgefahren werden, auf der Fläche verbleiben oder wieder zurückgeführt werden, so dass der im entsprechenden Speicher berechnete Anteil dem System entzogen oder bei Verbleib bzw. Rückführung der organischen Fraktion im obersten Kompartiment zugerechnet wird. Vom Modell wird der verbleibende Anteil des aufgenommenen P's in Form von Wurzeln und Ernterückständen auf der Fläche in Abhängigkeit der angebauten Kulturart berechnet. Die Anteile liegen bei Grasland bei 17 %, bei Ackernutzung z.B. für Weizen bei $\sim$ 25 %, bei Hafer und Raps bei $\sim$ 37 % und bei Zuckerrüben bei 0,8 %. Die Anteile in den drei Pflanzenspeichern können variiert werden. Bei Bodenbearbeitung wird von einer Gleichverteilung der P-Gehalte in den obersten 30 cm ausgegangen.

Die **Mineralisation** der organischen gebundenen P-Menge stellt die Verknüpfung zum C-/N-Kreislauf dar und wird über das C/P-Verhältnis und die C-Mineralisationsrate abgeschätzt. Es wird soviel P_{org} mineralisiert wie anteilmäßig C als CO_2 den organischen Anteil[2] des Bodens verlässt ($\Delta C_{org} \cdot P_{org}$).

Zur Beschreibung der **Ad- und Desorption**, die überwiegend an der Ton- und Feinschlufffraktion sowie der organischen Substanz stattfindet, wurde die Temkin-Isotherme gewählt (Gleichung 4.5, Abschnitt 4.4.1), da sie über einen weiten Konzentrationsbereich anwendbar sein soll [Parfitt, 1978]. Pro Simulationsschritt werden sorbierte und gelöste P-Menge gegenübergestellt, wobei diese Größen u.a. von der Flussrate gesteuert werden. Ist die Konzentration in der Gleichgewichtslösung (C_P) kleiner als die aktuelle Bodenlösungskonzentration (Pl_0), dann wird ΔPs negativ (Desorption).

Die **P-Festlegung** beschreibt den Teil, der aus dem sorbierten Pool in den fixierten Pool festgelegt wird. Der Anteil ist variabel und wird als prozentualer maximaler jährlicher Werte angegeben, die Berechnungen erfolgen auf täglicher Basis. Bei geringen Werten für

[2] Δ $C_{org} = C_{alt}/C_{neu}$ pro Zeitschritt.

den sorbierten Pool ($P_{sorb} < 1$ mg kg^{-1}) wird keine Fixierung berechnet. Unter Desorptionsbedingungen kann jedoch ein Teil wieder mobilisiert werden. Eine Mobilisierung findet statt, wenn die sorbierte Menge eines Kompartiments kleiner als 10 % der fixierten Menge ist. In diesem Fall wird 1 % von P_{fix} rückgelöst und wechselt in den P_{sorb}-Pool.

Der P-Transport in jedem Kompartiment wird in der Reihenfolge Ad- und Desorptionsdynamik (beeinflusst durch die Gleichgewichtseinstellung), vertikale Verlagerung (beeinflusst durch die Sorptionsfaktoren), irreversible Fixierung und mikrobieller Abbau (beeinflusst durch die Systementzugsraten) beschrieben. Als Ergebnis der Modellrechnung liegen Bilanzen zur P-Aufnahme der Pflanzen, zum organisch gebundenen (P_{org}), sorbierten (P_{sorb}) und fixierten (P_{fix}) P-Gehalt sowie zur P-Auswaschung in das Grundwasser vor.

5.1.4 Fließungleichgewicht im Boden

In Anlehnung an das in der Literatur beschriebene Mobil-immobil-Konzept [Coats und Smith, 1964] zur Beschreibung von Transportungleichgewichten in porösen Medien, bedingt durch ein weites Porengrößenspektrum oder Inhomogenitäten der Befeuchtungsfront [Lennartz und Meyer-Windel, 1995] in natürlichen Böden, wurden im Modell Faktoren zur Berücksichtigung dieses Phänomens integriert. Dem Konzept liegt zugrunde, dass nicht das gesamte Bodenwasser am konvektiven Stofftransport beteiligt ist [van Genuchten und Wierenga, 1976]. Der mobile Anteil beschreibt dabei den beweglichen, der immobile den unbeweglichen und damit für den Stofftransport nur über Diffusion zur Verfügung stehenden Wasseranteil [Jaynes et al., 1995, Langner et al., 1999]. Der immobile Anteil wirkt dabei als Quelle und Senke für den Stofftransport [Gaudet et al., 1977, Zurmühl, 1998]. Sowohl in Labor- [Brusseau, 1992] als auch in Feldexperimenten [Okom et al., 2000, Thorbjarnarson und Mackay, 1994] hat sich dabei die Fließgeschwindigkeit als entscheidend erwiesen. Das Mobil-immobil-Konzept ist in den meisten Fällen [Brusseau und Rao, 1989, 1990, Ross und Smettem, 2000] und auf verschiedenen Skalen [Jury und Flühler, 1992] geeignet, den Stofftransport hinreichend genau abzubilden.

Im Modell werden zwei Parameter α_{WASMOD} und β_{WASMOD} eingesetzt, die die Differenzierung in eine mobile und immobile Fraktion beschreiben. Die Gleichgewichte zwischen mobiler und immobiler Fraktion sowie zwischen der immobilen Fraktion und den physikalisch gebundenen Fraktionen werden auf der Grundlage sich ändernder Bodenwassergehalte berechnet. Stoffeinträge werden als Mengenzunahme in der mobilen Phase registriert. Der Ausgleich des bestehenden Konzentrationsgefälles zwischen der mobilen und immobilen Phase wird durch eine wählbare Anzahl von Simulationsschritten berechnet [Fränzle et al., 1989]. Dies wird durch den Parameter α_{WASMOD} realisiert, der die Dauer der Gleichgewichtseinstellung beschreibt. Der Parameter β_{WASMOD} beschreibt ein dauerhaftes Konzentrationsungleichgewicht (z.B. zur Simulation von Anionen-Ausschlusseffekten) [Reiche, 1991].

5.2 Simulation des Wasserhaushalts

Die Simulation des Wasserhaushalts wurde in ersten Schritten unabhängig vom Stofftransport durchgeführt, um so den Einfluss der bodenphysikalischen Parameter besser erfassen zu können. Grundlage der Modellkalibrierung waren die 24 Lysimeter der gestaffelten Mineraldüngung. Um den Einfluss der Pflanzenparameter zu minimieren wurde

mit den Lysimetern mit Grasland begonnen. Dieser Abschnitt erläutert die Eingangsdaten, beschreibt den Einfluss der einzelnen bodenspezifischen Parameter und stellt die simulierten Wasserhaushaltsgrößen dar. Ziel der Simulation war es, eine bestands- und bodenartenabhängige Sickerwasserbildung zu reproduzieren.

5.2.1 Eingangsdaten Wasserhaushalt

Eingangsdaten waren neu erstellte Klima-, Boden-, Phäno- und C/N-Dateien. In der Tabelle 5.1 sind die erforderlichen Eingangsparameter sowie deren Ableitung aufgelistet. Die Daten zum Witterungsverlauf bzw. phänologischen Verlauf waren in täglicher bzw. 2-wöchiger Auflösung notwendig. Einmalig zu Beginn der Simulationsperiode erfolgte die Angabe in den Boden- und C/N-Dateien mit Werten für jedes Kompartiment. Die untere Randbedingung der Lysimeter beschrieb den Übergang der Bodenschicht zur Dränschicht. Deren Höhe wurde mit > 1 m angegeben, so dass kapillarer Aufstieg und Grundwasserbeeinflussungen ausgeschlossen wurden. Die erforderlichen Parameter dieser Schicht wurden geschätzt. Um Oberflächenabfluss zu vermeiden, wurde von einer ebenen Fläche ausgegangen. Die Lysimeteroberfläche betrug 1 m^2.

Die in den Klimadateien erfassten Daten zum Witterungsverlauf umfassten jeweils das hydrologische Jahr von Oktober bis September. Ziel war die Abbildung des Zeitraums von 1.10.1991 bis 30.9.2003 mittels gemessener Daten (Abschnitt 2.4.1). Zur Modellstabilisierung und -equilibrierung wurde eine 9-jährige Vorlaufphase gewählt, wofür nochmals die vorliegenden Daten verwendet wurden. Diese Vorlaufphase entsprach dem Zeitraum seit dem Bestehen der Lysimeter von 1983 bis 1991.

Die in den Modellläufen verwendeten Bodenparameter sind in der Tabelle A.2 im Anhang A angegeben. Aufgrund einer größeren Plausibilität der abgeleiteten Wasserretentionsfunktionen wurden diese Werte verwendet. Zusätzlich beinhalteten die Bodendateien Angaben zur topografischen Situation (z.B. Gefälle, Flächengröße, Grundwasserflurabstand) und Landnutzung.

Die C/N-Dateien beinhalteten die Größe der verschiedenen C- und N-Pools. Die organische Substanz wurde im Modell in drei Hauptpools unterteilt: zugeführte frische organische Substanz, mikrobielle Biomasse und im Boden längerfristig lagernde organische Substanz. Die beiden erstgenannten Pools wurden jeweils in zwei Pools unterteilt, die jeweils eine schnell und eine langsam zersetzbare Fraktion repräsentierten. Die im Boden längerfristig lagernde organische Substanz wurde untergliedert in schnell, langfristig und dauerhaft kaum mineralisierbare Anteile. Da hierzu keine Messwerte vorlagen, wurden die C_t- bzw. N_t-Gehalte, die im Ausgangsmaterial bestimmt wurden, nach den in der Tabelle 5.1 angegebenen Verteilungskoeffizienten berechnet. Die Aufteilungen wurden in Anlehnung an die Literatur vorgenommen [Balesdent, 1996, Derenne und Largeau, 2001, Fallon und Smith, 1998, Ghani et al., 2003, Koerschens et al., 1998, Ludwig et al., 2003, Rühlmann, 1999]. Der schnell mineralisierbare Kohlenstoffanteil entsprach dem mittels Heißwasserextrakt ermittelten Anteil und der dauerhaft kaum mineralisierbare Anteil dem "black carbon" [Fallon und Smith, 1998, Koerschens et al., 1998, Ludwig et al., 2003, Rühlmann, 1999, Schmidt et al., 2002].

Die in den Phänodateien angegebene Wurzeltiefe wurde für Grasland einheitlich mit 30 cm festgelegt, für Ackernutzung schwankten die Werte in Abhängigkeit der Kulturart und im phänologischen Verlauf [Geisler, 1988, Kutschera, 1960] (z.B. maximale Wurzeltiefen: Winterweizen 80 cm, Wintergerste und Zwischenfrucht 50 cm, Hafer 70 cm und Klee 20

Tabelle 5.1: Notwendige Eingangsparameter zur Simulation des Wasserhaushalts

Klimadateien	
Temperatur T	Minimal- und Maximalwerte, tägliche Auflösung
Niederschlag Nds	tägliche Niederschlagssumme
Globalstrahlung R_G	tägliche Summe
Bodendateien	(Anhang A, Tabelle A.2)
Horizonthöhe	15 Kompartimente 1-2 = 5 cm, 3-11 = 10 cm, 12-14 = 20 cm, 15 = 1 m
C_{org}	Messwerte
Körnung	Ton- und Feinschluffanteil (T < 0,002 mm, fU < 0,002 - 0,0063 mm)
Trockenrohdichte ρ_d	Messwerte zum Zeitpunkt des Einbaus
Wasserleitfähigkeit K_s	abgeleitet anhand der Körnung und ρ_d [KA4, 1994]
Wasserretentionsfunktionen	abgeleitet anhand der Körnung und ρ_d [Schaap, 2001, Schaap et al., 1998, 2001]
Anfangswassergehalt θ_i	geschätzt mit Feldkapazität
pH-Wert	Messwerte
C/N-Dateien	(Anhang A, Tabelle A.2)
Zugeführte org.[a] Substanz	Literaturdaten [Reiche, 1991]
Org. Substanz in der Biomasse	Literaturdaten [Reiche, 1991]
Dauerhaft kaum min.[b] Anteil	Anteil von 10 % an C_t
Langfristig min. Anteil	Anteil von 85 % an C_t
Schnell min. Anteil	Anteil von 5 % an C_t
Org. gebundener Stickstoff	Anteil von 99 % an N_t
Ammonium	Anteil von 0,5 % an N_t
Nitrat	Anteil von 0,5 % an N_t
C/N-Verhältnis	Messwerte
Phänodateien	
Blattflächenindex LAI	Literaturdaten [Geisler, 1988, Reiche, 1991, Maurer, 1997]
Vegetationsfaktor VF	Literaturdaten [Löpmeier, 1994, Ernstberger, 1987]
Wurzeltiefe	Literaturdaten [DVWK, 1996, Kutschera, 1960, Maurer, 1997]
Düngermenge	N bzw. P
Landwirtschaftliche Maßnahme	Aussaat, Düngung, Düngerform, Ernte u.a.
Terminverschiebung	Zeitverschiebung zum 2-Wochenrhythmus

[a]Organische Substanz
[b]Mineralisierbare Anteil

cm). Eine Variation der Wurzeltiefe mit der Düngung wurde nicht vorgenommen, da eine bessere Pflanzenentwicklung meist mit einer Erhöhung der Wurzeldichte und -masse und nicht mit einer Veränderung der Wurzeltiefe begründet wird. Untersuchungen zum Einfluss differenzierter Düngung an Getreide von Himmelbauer et al. [2003] zeigten, dass ca. 60 % des gesamten Wurzelwachstums in den obersten 25 cm des Bodens einer ungedüngten Parzelle beobachtet wurden. Bei gedüngten Parzellen war dieser Anteil sogar noch höher, insbesondere bei Winterweizen. Mit fortschreitendem Pflanzenwachstums ergab die Stickstoffdüngung eine beträchtliche Zunahme des Wurzelwachstums sowie eine

verstärkte Nährstoffaufnahme durch die Wurzeln. In Bodenbereichen tiefer 25 cm gab es keine wesentlichen Unterschiede im Wurzelwachstum innerhalb verschiedener Düngervarianten.

Die notwendigen Vegetationsfaktoren und Blattflächenindizes wurden unabhängig anhand von Literaturdaten [Ernstberger, 1987, Geisler, 1988, Reiche, 1991] ermittelt und unter Berücksichtigung der Kulturart und der Düngung variiert. Die maximalen Blattflächenindizes von Grasland stiegen mit steigender Düngerstufe von 3,0 (I) über 4,0 (II) bis zu 5,0 (III). Die Differenzen zwischen den Düngerstufen wurden für alle anderen Kulturen übernommen. So wurde eine Widerspiegelung verschiedener Verdunstungsleistungen ermöglicht. Steigende Blattflächenindizes bedingten eine höhere Interzeption, steigende Vegetationsfaktoren eine erhöhte Transpiration. Ein besseres Pflanzenwachstum, auf dem diese Variation begründet ist, wird durch gemessene höhere Trockenmassen bei höherer Düngung gestützt [Meissner et al., 1995a]. Die eingesetzten Düngermengen sind im Vergleich zu anderen Versuchen noch relativ gering, so dass hier noch von einer besseren Pflanzen- und Populationsentwicklung ausgegangen werden kann [Schilling, 2000]. Für alle Bodenarten wurden die gleichen Pflanzenparameter verwendet.

Die landwirtschaftliche Maßnahme beinhaltete zeitliche Angaben über Aussaat und Ernte, Angaben zur Düngerform (mineralisch oder organisch) bzw. Ausbringungsart (mit oder ohne Einarbeitung in den Boden) sowie Angaben zu landwirtschaftlichen Bearbeitungsmaßnahmen (Grasschnitt) und Erntevarianten (welche Pflanzenteile werden abgeerntet, welche rückgeführt bzw. welche verbleiben im Boden). Bei Getreide wurde z.B. eine Abführung der Körner und des Strohs berechnet, die Wurzeln verblieben im Boden und wurden diesem als organische Substanz zugeführt.

5.2.2 Sensitivitätsanalyse

Mittels einer Sensitivitätsanalyse wurde der Einfluss der Eingangsparameter auf die Höhe der Sickerwassersummen sowie die monatliche und jährliche Dynamik untersucht. Dazu wurde, um die Anzahl der Modellläufe in einem überschaubaren Rahmen zu halten, keine systematische Sensitivitätsanalyse durchgeführt, sondern jeweils nur ein Vergleichsszenario, in dem ein Parameter variiert wurde, simuliert. Die Tabelle 5.2 beinhaltet die geprüften Parameter und Wertebereiche. Der Einfluss eines Parameters wurde anhand der prozentualen Abweichung der Sickerwassersumme von der gewählten Variante[3] beurteilt.

Die bodenchemischen und -physikalischen Parameter hatten einen unterschiedlich großen Einfluss auf die Sickerwassersummen und -dynamik. Die Tabellen D.1 und D.2 im Anhang D beinhalten die simulierten Sickerwassersummen. Der Einfluss eines Parameters variierte dabei in Abhängigkeit der Bodenart, Nutzung und innerhalb der Düngerstufen. In den meisten Fällen konnte kein Trend innerhalb der Düngerstufen oder Nutzungen abgeleitet werden, so dass die maximale Abweichungen[4] bei einer Variante angegeben wurde. Bei allen Bodenarten war der Einfluss der Parameter unter Ackernutzung größer. Dies war durch die Pflanzenparameter bedingt. In Zeiten mit Brache oder geringem Pflanzenwachstum waren die Auswirkungen auf den Wasserhaushalt durch die bodenchemischen und -physikalischen Parameter größer.

[3] Tabelle 5.1 und Tabelle A.2 im Anhang A)

[4] Die sich bei einer der beiden Nutzungen bzw. einer der drei Düngerstufen ergebende maximale Abweichung zur Ausgangsvariante.

Tabelle 5.2: Sensitivitätsanalyse, Parameter Wasserhaushalt

Bodenparameter	(Anhang A, Tabelle A.2 und A.3)
C_{org}	geschätzt, 5 % OB[a] / 1 % UB, alle Bodenarten
Trockenrohdichte ρ_d	geschätzt, 2,0 g/cm^3 OB / 2,2 g/cm^3 UB, alle Bodenarten
Wasserleitfähigkeit K_s	abgeleitet anhand der Körnung und ρ_d [Schaap, 2001, Schaap et al., 1998, 2001]
Wasserretentionsfunktionen	Messwerte
Anfangswassergehalt θ_i	bei pF 3,5
pH-Wert	jeweils 1 pH-Einheit höher bzw. niedriger als gemessen
Untere Randbedingung	durchgängiger Unterboden
Pflanzenparameter	
Wurzeltiefe	Grasland zwischen 20 und 40 cm
LAI & Vegetationsfaktor	einheitliche Parameter für alle Düngerstufen
Maximale Ernteentzüge	Erhöhung der maximalen P-Aufnahmekapazität der Pflanzen
C/N-Haushalt	
C-Pools	Pools jeweils verdoppelt bzw. halbiert
N-Pools	Pools jeweils verdoppelt bzw. halbiert

[a]OB Oberboden bzw. UB Unterboden

Die bodenphysikalischen Parameter Wasserretentionsfunktionen und Wasserleitfähigkeit hatten den größten Einfluss auf den Wasserhaushalt. Sie führten zu maximalen Abweichungen der Sickerwassersummen von 31 %. Beim Sand war die Wasserleitfähigkeit (< 18 %), bei den anderen Bodenarten waren die Wasserretentionsfunktionen (< 31 %) die Parameter mit dem größten Einfluss. Im Gegensatz dazu haben die Trockenrohdichte und der Anfangswassergehalt ebenso wie die bodenchemischen Parameter (C_{org} und pH-Wert) einen geringen Einfluss (< 8 %) auf die Sickerwassersummen.

Die untere Randbedingung kann besonders bei den bindigen Böden Abweichungen bis zu 25 % hervorrufen. Dies wurde durch den Kapillarsprung an der Grenze des Unterbodens zu Kiesschicht begründet.

Der Einfluss der C- und N-Pools war bei Ackernutzung größer als bei Grasland. Die kürzeren Wachstumsperioden und Variation der Pflanzen führten hier zu höheren Mineralisations- und Umsetzungprozessen. Aufgrund der Sorptionsfähigkeit und des Wasserhaltevermögens war besonders bei den bindigen Böden ein größerer Einfluss vorhanden (< 14 %).

Die Beeinflussung des Wasserhaushalts durch die Vegetation und das Pflanzenwachstum wurde durch verschiedene Pflanzenparameter getestet. Bei Grasland wurde mit der Wurzeltiefe der Parameter mit dem größten Einfluss (< 39 %) variiert. Im Gegensatz dazu war der Einfluss bei Ackernutzung geringer, da hier keine langjährigen Pflanzenbestände vorkamen und maximale Wurzeltiefen nur kurzzeitig erreicht wurden (nicht dargestellt). Bei Verwendung von einheitlichen Pflanzenparametern (LAI und Vegetationsfaktoren) für alle Düngerstufen wurden die Differenzen zwischen den Düngerstufen nicht abgebildet, so dass hier Abweichungen bis zu < 14 % möglich waren. Die Erhöhung der maximale Erntemenge konnte vernachlässigt werden (< 1 %).

Zusammenfassend zeigte sich, dass die jährliche Niederschlagsvariabilität ebenso wie die Nutzung die Dynamik der Sickerwasserrate und die bodenartenspezifischen physikalischen Parameter die Sickerwassersummen beeinflussten.

5.2.3 Simulationsergebnisse Wasserhaushalt

Ziel erster Modelläufe war es, die Plausibilität der Ergebnisse zu prüfen. Anschließend wurden die Simulationsergebnisse mit vorliegenden Daten validiert. Um die Übereinstimmung der Simulationsergebnisse mit den gemessenen Daten zu bewerten, wurden die Summen des Untersuchungszeitraums zur quantitativen Überprüfung der Bilanzen (Abflusssummen) verglichen und ein visueller Vergleich der simulierten und gemessenen Zeitreihen vorgenommen. Zur Beurteilung der Güte der Anpassung der simulierten Werte an die Messwerte wird der mittlere Fehler (Mean Error ME, Gleichung D.1 und D.3, Anhang D) und die Wurzel der mittleren quadratischen Differenz (Root Mean Square Error RMSE, Gleichung D.2 und D.4, Anhang D) berechnet. Der mittlere Fehler gibt an, ob die gemessenen Werte im Mittel über- oder unterschätzt werden. Im RSME ist der systematische Fehler bzw. die mittlere Abweichung und die Standardabweichung bzw. Streuung berücksichtigt (Abschnitt D.3, Anhang D). Je kleiner der ME und der RMSE ist, desto kleiner ist die Abweichung. Die Berechnung erfolgt anhand der jährlichen Werte.

Die Simulation des Wasserhaushalts ergab für alle Varianten **plausible Ergebnisse**. Die simulierten Wasserhaushaltsgrößen Interzeption, aktuelle Evapotranspiration, Sickerwasserraten sowie Oberflächenspeicher und -abfluss sind in der Tabelle D.9 im Anhang D aufgelistet. Für die einzelnen Größen ließen sich deutliche Abhängigkeiten von der Bodenart, Nutzung und Düngung erkennen. Die Verdunstung nahm mit 58 % am Niederschlag bei Gras und 65 % bei Ackernutzung den größten Anteil ein. Die simulierten Werte stiegen mit zunehmender Bindigkeit des Bodens. Bei den sandigen Böden nahm die Verdunstung mit zunehmender Düngung ab, bei den bindigen Böden hingegen zu. Die mittlere jährliche Sickerwasserrate sank mit zunehmender Bindigkeit des Bodens und steigender Düngung. Der mittlere Anteil der Interzeption betrug 19 % bzw. 15 % des jährlichen Niederschlags bei Gras- bzw. Ackernutzung. Vom Modell wurde in besonders feuchten Jahren, wenn Regenwasser nicht schnell genug infiltrieren konnte, bei den bindigen Böden Oberflächenabfluss simuliert. Der mittlere jährliche Anteil am Niederschlag lag bei Lehm bei 2 % bzw. 4 % bei Gras- bzw. Ackernutzung und bei tonigem Schluff aus Löss bei 7 % bzw. 9 %. In diesen Fällen wurde die Überstauhöhe, deren Höhe in Abhängigkeit der angebauten Kulturen variierte, unterschätzt.

Der Vergleich der Sickerwassersummen wies bei den einzelnen Bodenarten und Nutzungsvarianten deutliche Unterschiede in der Güte der Anpassung an die Messwerte auf. Die mittleren Abweichungen der **Sickerwassersummen** zwischen gemessenen und simulierten Werten der Lysimeter der gestaffelten Mineraldüngung lagen bei Graslandnutzung bei 4,5 % (S), -3,7 % (SL), -27,4 % (L) und -50,7 % (SIL) und bei Ackernutzung bei 47,4 % (S), 15,8 % (SL), -7,4 % (L) und -9,8 % (SIL). *Beim sandigen Boden wird die Sickerwasserrate immer überschätzt, bei bindigen Böden immer unterschätzt.* In der Tabelle 5.3 sind die Sickerwassersummen unter Berücksichtigung der Bodenart, Nutzung und Düngerstufe aufgelistet. Die gewählten Pflanzenparameter ermöglichten es, den Einfluss der differenzierten Düngung auf die Sickerwasserraten mit dem Modell abzubilden.

Die Abweichungen zwischen den Mess- und Simulationsergebnissen konnten durch die abgeleiteten Bodenparameter, den K_s-Wert und die Wasserretentionsfunktionen, sowie die

Tabelle 5.3: Gemessene und simulierte Sickerwassersummen über einen Zeitraum von 12 Jahren bei verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen

	Sand			sandiger Lehm			Lehm			toniger Schluff		
mm	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Grasland												
Gemessen	2779	2556	2347	2479	2237	1995	2954	2573	2475	2871	2522	2661
Simuliert	2855	2689	2480	2387	2175	1901	2116	1967	1722	1474	1332	1166
Ackerland												
Gemessen	2214	1830	1748	1262	1508	1401	1733	1418	1230	1233	1061	789
Simuliert	2957	2782	2739	1710	1592	1491	1497	1368	1166	1123	884	759

Berechnung der Verdunstung erklärt werden. Insbesondere die Verdunstung wies aufgrund kleinräumiger Heterogenitäten im Blattflächenidex und im verfügbaren Bodenwasser sowie dem Oaseneffekt, der bei den Lysimetern mit höheren angebauten Kulturen von Bedeutung ist, eine hohe Variabilität auf, so dass zahlreiche Ansätze sich mit der Erfassung dieser Größe beschäftigen [z.B. ATV-DVWK, 2002, Sambale und Peschke, 2000, Suleiman und Crago, 2004].

Die Abbildung 5.3 zeigt die **jährliche Sickerwasserdynamik** verschiedener Bodenarten mit Grasland und verschiedenen Düngerstufen. *Bei allen Bodenarten konnte die jährliche Dynamik mit dem Modell gut reproduziert werden, jedoch mit einer Unterschätzung bei den bindigen Böden.* Eine Reproduktion verschiedener Düngerstufen war durch die gestaffelten Pflanzenparameter (LAI und Vegetationsfaktor) möglich. In der Tabelle D.7 im Anhang D sind die berechneten ME und RMSE aufgelistet. Die mittleren jährlichen Abweichungen der Sickerwasserraten stiegen mit zunehmender Bindigkeit von 36 - 126 mm (17 - 56 %).

Bei Ackernutzung variierten die simulierten Werte stark in Abhängigkeit der Bodenart. Bei Sand und sandigem Lehm wurde die jährliche Dynamik gut wiedergegeben, mit einer deutlichen Überschätzung bei Sand. Bei Lehm und tonigem Schluff aus Löss war die jährliche Dynamik weniger ausgeprägt mit deutlichen Abweichungen von den Messwerten im Jahr 1993/1994 (Abbildung D.2, Anhang D). Dementsprechend lagen die mittleren jährlichen Abweichungen zwischen 52 - 92 mm (46 - 78 %). Bei dieser Nutzung war die Sickerwassermenge von der jährlichen Kulturart abhängig. Der Einfluss der Kulturart variierte in Abhängigkeit der Bodenart und der jährlichen klimatischen Bedingungen. Der Anbau von Winterweizen im Jahr 1993/1994 bewirkte bei Sand eine deutliche Überschätzung, bei sandigem Lehm Werte entsprechend den Messwerten und bei den bindigen Böden eine deutliche Unterschätzung der gemessenen Sickerwasserraten (Abbildung D.2, Anhang D). Die Messwerte in einem Jahr relativ gut wiedergegeben und in anderen Jahren hingegen schlechter (z.B. Klee). Die Staffelung der gewählten Pflanzenparameter bei Ackernutzung war nicht ausreichend um die Schwankungen im Sickerwasser abzubilden, da überwiegend in den Sommermonaten hohe Verdunstungsleistungen erzielt wurden.

Bei beiden Nutzungsvarianten konnten besonders trockene Jahre ohne Sickerwasser, z.B. 1995/1996, mit dem Modell abgebildet werden. Allerdings wurde in dem folgenden Jahr fast immer die Sickerwasserrate unterschätzt. Grund war die Auffüllung des Bodenwasserspeichers. Dies kann einerseits durch die Messwerte begründet sein, wenn nach besonders langen und trockenen Perioden das Wasser über Schrumpfrisse schneller abfließt und damit zu höheren Sickerwasserraten führte und andererseits vom Modell erst eine Auffüllung des Bodenwasserspeichers berechnet wurde.

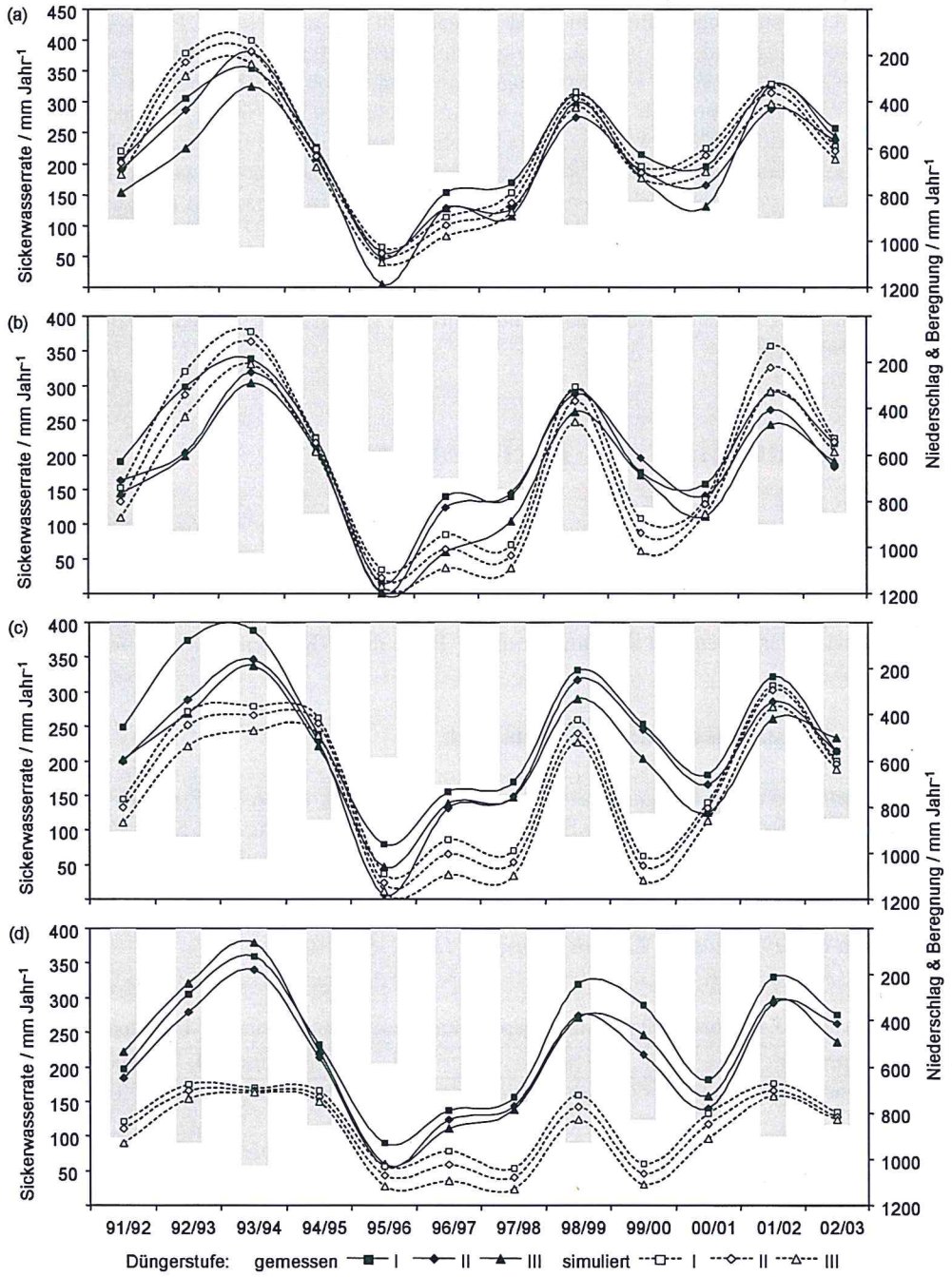


Abbildung 5.3: Jährliche gemessene und simulierte Sickerwasserraten der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten und Grasland ((a) Sand, (b) sandigem Lehm, (c) Lehm und (d) toniger Schluff)

Frühere Untersuchungen mit dem Modell bezüglich der auftretende Probleme der Parameterableitung und der Vergleichbarkeit mit Messwerten konnten durch die eigenen Ergebnisse belegt werden. Untersuchungen zur Skalenproblematik lieferten im Hinblick auf den Wassertransport für kleine (0,5 ha) und große Flächen (50 ha) befriedigende Ergebnisse. Für kleine Flächen war jedoch ein hoher Datenaufwand in Form von Messwerten notwendig, während bei großen Flächen abgeleitete Werte verwendet werden konnten, so dass schlussfolgernd der flächenspezifische Aufwand der Eingangsdaten mit zunehmender Größe der zu simulierenden Fläche abnahm [Göbel et al., 2001]. Der Vergleich von Simulationsergebnissen mit Messwerten aus Lysimeterexperimenten für Kippenböden verdeutlichte den starken Einfluss der Bodenart auf die Wasserhaushaltsgrößen mit einer Unterschätzung der Sickerwasserraten bei bindigen Böden aufgrund von präferentiellem Fluss [Rinker, 2001].

5.3 Simulation des P-Haushalts

Als Voraussetzung zur Abschätzung des P-Austrags mussten neben den hydrologischen Bedingungen noch entscheidende Transportgrößen abgeschätzt werden. Erstens der mobilisierbare P-Vorrat, der die möglichen Frachten über lange Zeiträume bestimmte und zweitens das Verhalten von P zwischen mobiler Wasser- und immobiler Bodenphase, wobei das Sorptionsverhalten den Zeitraum und die Höhe der P-Konzentrationen bestimmte.

5.3.1 Eingangsdaten P-Haushalt

Neben den relevanten Eingangsdaten zum Wasserhaushalt waren für P noch zwei weitere Dateien, eine Sorptions- und eine Stoffparameterdatei, notwendig. Die Stoffparameterdatei enthielt Angaben über die Größenordnung der einzelnen P-Pools, in der Sorptionsdatei waren die Sorptionsparameter verzeichnet (Tabelle 5.4). Alle Angaben wurden einmalig als Eingangsparameter, aber räumlich für jedes Bodenkompartiment benötigt. Sie beschrieben den P-Status im Ausgangsmaterial (Jahr 1982/1983).

Tabelle 5.4: Notwendige Eingangsparameter zur Simulation des P-Haushalts

P-Parameter	(Anhang D, Tabelle D.10)
Sorptionsparameter	aus den gemessenen Sorptionsisothermen berechnete Temkinparameter (A_T, Pl_0)
P_{loes}	entspricht dem berechneten Temkinparameter Pl_0
P_{sorb}	gemessen als DL-P
P_{org}	anhand der Bodenart abgeleitet
	S: 35 % von P_t im OB[a] / 15 % von P_t im UB
	SL: 40 % von P_t im OB / 20 % von P_t im UB
	L: 37 % von P_t im OB/ 20 % von P_t im UB
	SIL: 45 % von P_t im OB / 20 % von P_t im UB
P_{fix}	berechnet: $P_{fix} = P_t - P_{sorb} - P_{org}$
Fixierungsrate	jährlich 10 % aus dem P_{sorb}-Pool in den P_{fix}-Pool

[a]OB Oberboden bzw. UB Unterboden

Entsprechend der Reihenfolge der Tabelle 5.4 werden die einzelnen Eingangsgrößen und deren Ableitung erläutert. Die Parameter der Temkinisothermen wurden aus Messwerten abgeleitet (Tabelle C.2 und C.1, Abschnitt 4.4.2). Dabei entsprach die P-Konzentration in der Bodenlösung (P_{loes}) dem Temkinparameter Pl_0. Die Parameter der Unterböden (Sand, Lehm und toniger Schluff aus Löss) wurden abgeleitet, wobei das Verhältnis der Parameter von Oberboden zu Unterboden des sandigen Lehms als Grundlage diente. Liegen keine Messwerte zur Ableitung der Sorptionsparameter vor, ist eine modellinterne Generierung dieser Parameter über Pedotransferfunktionen (PTF) [Scheinost, 1995, Scheinost und Schwertmann, 1995, Scheinost et al., 1997] möglich.

Der sorbierte P-Pool (P_{sorb}) beschrieb den pflanzenverfügbaren Anteil und wurde daher dem DL-P-Gehalt gleichgesetzt (Tabelle 4.6, Abschnitt 4.5). Fehlende Gehalte der Oberböden (S, L und SIL) wurden anhand des Anteils von DL-P an P_t nach der Nutzung, fehlende Gehalte der Unterböden anhand des Verhältnisses von Ober- zu Unterboden beim sandigen Lehm abgeleitet. Der Anteil des P_{org}-Pools an P_t wurde unter Berücksichtigung der Bodenart, des pH-Werts und der Bodentiefe der Literatur entnommen [Beauchemin und Simard, 2000, Dalal, 1977, Harrison, 1987, Tiessen et al., 1994]. Wie beim P_t-Gehalt wurde auch beim P_{org}-Gehalt von einem abnehmendem Anteil mit der Tiefe ausgegangen [Heckrath, 1997]. Der fixierte Anteil (P_{fix}) ergab sich als Differenz aller P-Pools an P_t. Überprüft wurde die Größenordnung dieses Pools anhand teilweise vorliegender gemessener P-Fraktionierungsdaten [Leinweber et al., 1999], wobei davon ausgegangen wurde, dass die schwer verfügbaren Fraktionen (H_2SO_4-P und Residual-P) dem fixierten P entsprachen (Abschnitt 1.1.1). Die detaillierten Eingangswerte sind der Tabelle D.10 im Anhang D zu entnehmen.

5.3.2 Sensitivitätsanalyse

Wie bei der Sensitivitätsanalyse zum Wasserhaushalt wurde auch hier untersucht, welchen Einfluss die Boden-, Pflanzen- und P-Parameter auf den P-Haushalt, insbesondere den P-Austrag, hatten. Es wurde jeweils ein Parameter variiert. In der Tabelle 5.5 sind die getesteten Größen und Wertebereiche zum P-Haushalt, in der Tabelle 5.2 (Abschnitt 5.2.2) die der Bodenparameter aufgelistet.

Die Tabellen D.3 bis D.6 im Anhang D beinhalten die simulierten Frachtsummen für die einzelnen getesteten Parameter (Gras Tabellen D.3 und D.4, Acker Tabellen D.5 und D.6).

Die Bodenparameter hatten einen größeren Einfluss auf den P-Austrag als auf den Wasserhaushalt. Die bodenphysikalischen Parameter führten bei den gewählten Varianten zu maximalen Abweichungen der P-Austräge von < 70 %. Die größten Abweichungen wurden beim Lehm mit variierenden Wasserretentionsfunktionen berechnet. Die Trockenrohdichte und die Wasserleitfähigkeit riefen Variationen des P-Austrags um bis zu 15 % hervor. Im Gegensatz zum Wasserhaushalt hatte beim Stofftransport der pH-Wert Einfluss auf die Umsetzungsprozesse und damit auf die P-Mineralisation aus dem P_{org}-Pool (< 12 %). Entsprechend dem Wasserhaushalt war auch für den P-Austrag mit einem größerem Einfluss bei Ackernutzung als bei Grasland zu rechnen. Die Abbildung der unteren Randbedingung in Form eines durchgängigen Unterbodens führte in den meisten Fällen zu höheren P-Frachten (< 25 %).

Die Eingangsgrößen der C- und N-Pools hatten einen deutlichen Einfluss (< 49 %) auf die berechneten P-Frachten. Dieser sank jedoch mit zunehmender Bindigkeit der Böden

Tabelle 5.5: Sensitivitätsanalyse, Pflanzenparameter und P-Haushalt

P-Dateien	
P_{loes}	2 mg l^{-1} Oberboden und 0,5 mg l^{-1} Unterboden
	1 mg l^{-1} Oberboden und 0,2 mg l^{-1} Unterboden
	0,5 mg l^{-1} Oberboden und 0,02 mg l^{-1} Unterboden
P_{sorb}	P(ox)
P_{org}	Halbierung der P_{org} Anteile für Ober- und Unterboden
	Halbierung der P_{org} Anteile im Unterboden
	Parameter für Ober - und Unterboden identisch
P_{fix}	$P_{fix} = P_t$ - P_{sorb} - P_{org}
Sorptionsparameter	Temkinparameter (A_T, Pl_0) halbiert (höhere Sättigung)
	Temkinparameter (A_T, Pl_0) verdoppelt (geringere Sättigung)
	modellinterne Berechnung über PTF (Abschnitt 5.3.1)
Fixierungsrate	jährlich 50 % aus dem P_{sorb}-Pool in den P_{fix}-Pool
Phänodatei	
Wurzeltiefe	bei Grasland zwischen 20 und 40 cm
C/N-Dateien	
C-Pools	Pools jeweils verdoppelt bzw. halbiert
N-Pools	Pools jeweils verdoppelt bzw. halbiert

aufgrund der abnehmenden Relevanz als Sorptionspartner. Die Pflanzenparameter beeinflussten den Wasserhaushalt und damit die P-Fracht (< 48 %).

Bei den P-Parametern waren die P-Konzentration in der Bodenlösung und die jährliche Fixierungsrate aus dem sorbierten in den fixierten Pool von geringer, die Größe des P_{org}-Pools von mittlerer und die Sorptionsparameter sowie die Größe des P_{sorb}-Pools von großer Relevanz für den P-Austrag. Für die beiden erstgenannten Parameter wurden Abweichungen von < 10 % berechnet.

Der organische Pool wurde entsprechend den Verteilungen in Tabelle 5.4 für jede Bodenart halbiert, wodurch die Möglichkeit der P-Nachlieferung aus diesem in den gelösten Pool sank. Bei sinkendem P_{org}-Pool variierte der P-Austrag bis zu 25 %; beim Sand wurde eine Zunahme, bei den anderen Böden eine Abnahme der P-Fracht aufgrund der geringeren Nachlieferung in den gelösten Pool durch Mineralisation simuliert.

Das Gleichsetzen des sorbierten Pools mit Ergebnissen verschiedener P-Extraktionsmethoden (Abschnitt 4.1.1) ergab, dass eine Erhöhung, z.B. P(ox), des P_{sorb}-Pools bei allen Bodenarten und Nutzungen eine Erhöhung der P-Fracht bewirkte. Beim Sand sind die Variationen extrem hoch, bei allen anderen Bodenarten < 25 %. In diesem Fall wird sorbiertes P desorbiert und kann damit ausgetragen werden. Den größten Einfluss auf den P-Austrag hatte der Sorptionsparameter A_T. Dazu wurde eine systematische Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Die Abbildung 5.4 zeigt die Veränderungen der Frachtsummen bei zwei Bodenarten.

Die Sorptionsparameter beschrieben die Ad- und Desorption aus bzw. in den gelösten P-Pool. Im Bereich der Pflanzenwurzeln war ihr Einfluss besonders groß. Zusätzlich wurde die modellinterne Funktion zur Ableitung der Parameter nach Scheinost [1995] überprüft. Die Summen der P-Frachten konnten damit gut, die Dynamik allerdings nicht abgebildet werden.

Die jährliche Fixierungsrate aus dem P_{sorb}-Pool wurde zwischen 10 und 50 % variiert. Auch

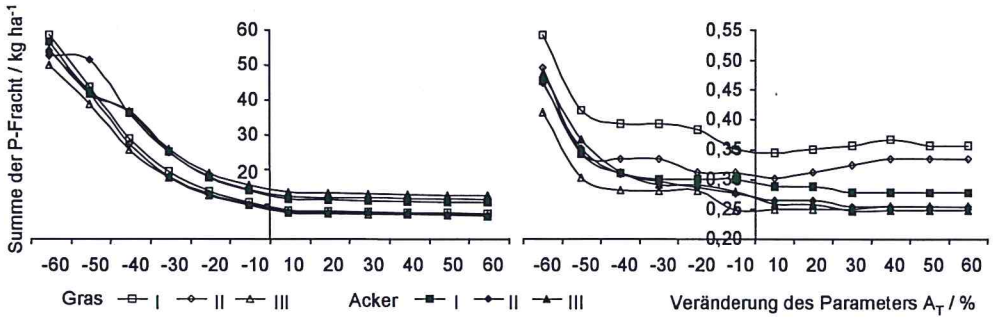


Abbildung 5.4: Einfluss des Temkinparameters A_T bei Sand (links) und sandigem Lehm (rechts) auf die Summe der P-Fracht (12 a)

hier war der Einfluss auf den P-Austrag gering, allerdings beeinflusste dieser Parameter die Verteilung und Größe der einzelnen P-Pools im Lysimeterprofil.

Im Zusammenhang mit den Pflanzenparametern wurden der maximale Ernteertrag, der Anteil der Rückführung mit der Ernte und die Wurzeltiefe variiert (Tabelle 5.4). Der maximale P-Entzug durch die Pflanze und die Verteilung innerhalb der einzelnen Speicher war in der Datei Pflanze festgelegt. Der maximale P-Entzug beschrieb das maximal mögliche Potential zum Entzug. Zu Beginn des Wachstums war das Potential relativ groß und sank im Laufe des Jahres. Bei Grasland mit mehrfachem Schnitt stieg nach jedem Schnitt das Aufnahmepotential wieder an. Für Grasland wurde der maximale Ernteertrag erhöht, da die gemessenen Werte der Trockensubstanz über dem festgelegten Maximum lagen. Jedoch bedeutete dies nicht zwangsläufig eine Erhöhung des in der Lösung verfügbaren P. Zudem musste die höhere P-Konzentration nicht im Bereich der Pflanzenwurzeln vorkommen (vorgegebene Wurzeltiefe) und Faktoren wie Stickstoff oder Trockenstress konnten den Entzug limitieren. Eine Erhöhung dieses Parameters bewirkte keine Veränderung der Wasserhaushalts- und P-Dynamik. Bei hohen Düngungstufen wurden geringfügig höhere Entzüge durch die Pflanzen simuliert und dadurch bedingt geringere P-Frachten. Die Abweichungen zwischen den simulierten Varianten bei hoher Düngungsstufe waren < 3 %. In Abhängigkeit der Pflanzenart verblieben unterschiedliche Anteile des gesamten in der Pflanzen vorhandenen P's in den verschiedenen Speichern, so dass sich in Abhängigkeit der Ernteform die Rückführung in den Boden verringerte bzw. erhöhte. Der Anteil von P in den Wurzeln wurde zwischen 10 - 26 % variiert, bei Standardanteilen von 17 %. Die P-Frachten sanken geringfügig (< 4 %). Die Wurzeltiefe bewirkt im Wesentlichen eine Änderung der Wasserhaushaltsgrößen, mit einer entsprechenden Variation der Fracht.

Die Eingangsgrößen des C- und N-Haushalts bewirken bei einer Erhöhung dieser Größen niedrigere, bei Verringerung höhere P-Frachten. Dies konnte durch die integrierten Sorptions- und Umsetzungsprozesse begründet werden.

Die Faktoren zur Berücksichtigung eines Fließgleichgewichts haben den größten Einfluss auf die P-Fracht. Je geringer die Rate der Gleichgewichtseinstellung zwischen mobiler und immobiler Phase ist, desto mehr P kann aus dem Boden transportiert werden.

5.3.3 Simulationsergebnisse P-Haushalt

In diesem Abschnitt werden die Simulationsergebnisse der P-Austräge, die einerseits die P-Frachten und andererseits die P-Entzüge durch die Pflanzen während der Vegetationsperiode umfassen, und die zeitliche als auch tiefenabhängige Entwicklung der unterschiedlichen P-Pools dargestellt. Abschließend wird eine Prognose über die zu erwartenden P-Austräge in der Zukunft gegeben.

5.3.3.1 P-Austräge mit dem Sickerwasser

In der Tabelle 5.6 sind die gemessenen und simulierten **P-Frachten** als Summe über 12 Jahre aufgelistet. Die Simulationen erfolgten auf täglicher Basis und die Ergebnisse wurden als Jahreswerte zusammengefasst.

Tabelle 5.6: Gemessene und simulierte P-Frachten als Summe über 12 Jahre bei verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen

	Sand			sandiger Lehm			Lehm			toniger Schluff		
kg ha^{-1}	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Grasland												
Gemessen	15,75	19,76	15,02	0,38	0,36	0,30	1,19	0,84	0,75	0,73	0,69	0,67
Simuliert[a]	9,05	8,73	8,53	0,34	0,29	0,24	0,16	0,15	0,14	0,11	0,10	0,09
Simuliert[b]	13,62	13,48	13,52	0,39	0,35	0,29	0,54	0,54	0,49	0,16	0,16	0,17
Ackerland												
Gemessen	12,15	10,49	8,98	0,23	0,50	0,84	0,46	0,33	0,24	0,34	0,43	0,45
Simuliert[a]	12,15	12,68	13,92	0,29	0,27	0,25	0,11	0,10	0,09	0,10	0,09	0,08
Simuliert[c]				0,36	0,37	0,35	0,47	0,47	0,46	0,13	0,13	0,12

[a]Gleichgewichtsbedingungen
[b]Sand α_{WASMOD} 0,65, sandiger Lehm α_{WASMOD} 0,85, Lehm α_{WASMOD} 0,15, toniger Schluff α_{WASMOD} 0,1
[c]sandiger Lehm α_{WASMOD} 0,8, Lehm α_{WASMOD} 0,15, toniger Schluff α_{WASMOD} 0,1

Für alle Varianten konnten mit dem Modell plausible Ergebnisse erzielt werden. Die deutlichen *Größenunterschiede der Messwerte zwischen den Bodenarten wurden vom Modell für beide Nutzungen abgebildet.* Allerdings werden *bei allen Bodenarten und Nutzungen* (Ausnahme Ackerland auf Sand) *die P-Frachten mit dem Modell unterschätzt.* Aufgrund der deutlichen Überschätzung der Sickerwassermengen von bis zu 50 % beim Sand mit Ackernutzung bzw. der ebenso hohen Unterschätzung bei tonigem Schluff aus Löss mit Grasland wurden die Ergebnisse als nicht geeignet für eine Prognose der P-Austräge eingestuft. Ausschlaggebend für die Abbildung der Größenordnungen zwischen den Bodenarten sind die aus den gemessenen Werten abgeleiteten Sorptionsparameter. Der *Einfluss der gestaffelten Düngung kann ebenso mit dem Modell reproduziert werden.* Entsprechend dem Wasserhaushalt sind für den P-Haushalt die Pflanzenparameter die entscheidenden Faktoren zur Staffelung der P-Frachten. Jedoch werden auch hier die Differenzen zwischen den Düngerstufen durch die gewählten Pflanzenparameter für die P-Frachten unterschätzt. Zur Anpassung der Simulationsergebnisse an die Messwerte wurde der Faktor α_{WASMOD} optimiert (Tabelle 5.6). Die Ergebnisse zeigten, dass bei den bindigen Böden (L und SIL) im Gegensatz zu den sandigen (S und SL) mit einem größeren Fließungleichgewicht aufgrund der dualen Porosität zu rechnen war.

Die mittleren jährlichen Abweichungen der P-Frachten variieren in Abhängigkeit der Bodenart und lagen bei Sand bei $\leq$ 0,75 kg ha^{-1} und bei allen anderen Bodenarten bei $\leq$ 0,080 kg ha^{-1} (RMSE), wobei die Abweichungen bei Ackernutzung größer waren (Tabelle D.7, Anhang D). Die Abbildung D.3 im Anhang D beinhaltet den jährlichen Verlauf der P-Frachten für alle Bodenarten. Deutlich sind die Größenunterschiede zwischen den einzelnen Bodenarten zu erkennen. Mit zunehmender Bindigkeit der Böden wurde die gemessene jährliche Dynamik weniger ausgeprägt wiedergegeben.

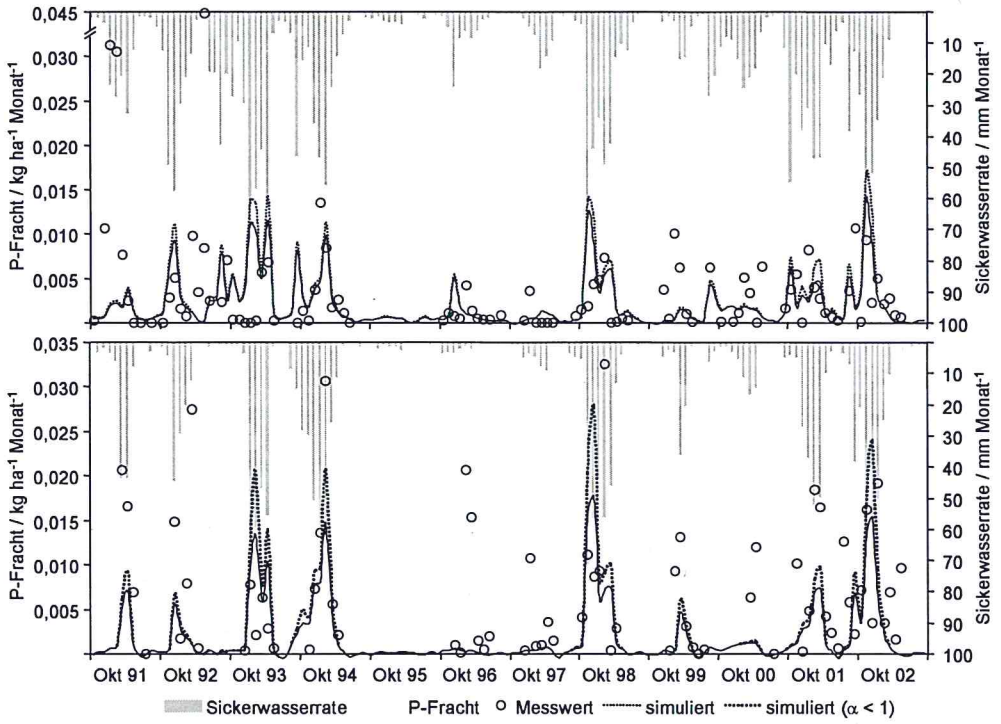


Abbildung 5.5: Monatlich gemessene und simulierte P-Fracht bei sandigem Lehm mit Grasland (oben) und Ackernutzung (unten) und mittlerer Düngerstufe (Gras α_{WASMOD} 0,85, Acker α_{WASMOD} 0,8)

Zum direkten Vergleich der Dynamik auf monatlicher Basis wurden die Messwerte und Simulationsergebnisse des sandigen Lehms bei Gras- und Ackernutzung dargestellt (Abbildung 5.5). In beiden Fällen war der jährliche Zyklus mit steigenden P-Frachten im Winter und Frühjahr zu erkennen. Zusätzlich fielen insbesondere die trockenen Perioden von 1994 - 1996 mit geringen und die feuchten Jahre 1992 -1994 und 2001-2002 mit hohen Frachten auf. Vom Modell werden diese Unterschiede wiedergegeben. Einzelne Ausreißer in den Messwerten (z.B. Juli 1993 mit 0,045 kg ha^{-1}) werden vom Modell nicht berücksichtigt. Neben den simulierten P-Frachten bei Gleichgewichtsbedingungen werden gleichzeitig die Werte für Fließungleichgewichte gezeigt. *Die Annahme eines Fließungleichgewichts erhöhte teilweise die monatlichen P-Frachten, die Dynamik blieb jedoch gleich.* Aufgrund der höheren monatlichen Frachten bewirkte dies eine bessere Anpassung an die Messwerte. Die Differenzen ließen sich zum einen durch die Messung der Sorptionsparameter und zum anderen durch die in den Lysimetern auftretenden Fließprozesse erklären. Da es sich

bei den Sorptionsparametern überwiegend um sehr plausible gemessene Werte handelte, die entsprechend den Körnungsanteilen variierten, wurde die Annahme von Fließungleichgewichten im Boden nochmals bekräftigt.

Aus den Ergebnissen ließ sich schlussfolgern, dass mit dem Modell die Größenordnung und jährliche Dynamik der P-Austräge verschiedener Bodenarten gut abgebildet werden konnte. Der Einfluss der Düngung konnte durch geeignete Wahl der Pflanzenparameter reproduziert werden. Die Annahme von Fließungleichgewichten ($\alpha_{WASMOD} < 1$) veränderte die Frachtsumme und die Höhe einzelner Peaks, nicht jedoch die Dynamik.

5.3.3.2 P-Entzug durch die Pflanzen

Die jährliche P-Aufnahme durch die Pflanzen wurde grundsätzlich durch den witterungsbedingten Verlauf, die maximale Aufnahmekapazität und den pflanzenspezifischen Anpassungsfaktor der angebauten Pflanzenart sowie die in der Bodenlösung zur Verfügung stehende P-Menge gesteuert.

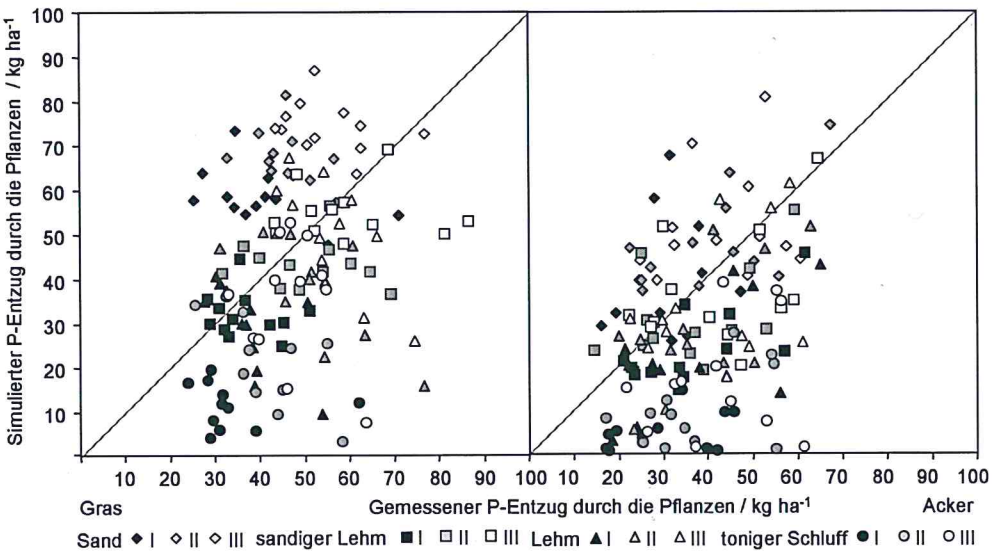


Abbildung 5.6: Jährlich gemessene und simulierte P-Entzüge durch die Pflanzen bei verschiedene Bodenarten mit Grasland (links) und Ackernutzung (rechts) sowie verschiedenen Düngerstufen

Die Abbildung 5.6 zeigt die jährliche P-Aufnahme durch die Pflanzen. Entsprechend den Messwerten wurde die gestaffelte Mineraldüngung mit dem Modell reproduziert. Bezüglich der Bodenarten wird vom Modell bei beiden Nutzungen *beim Sand der P-Entzug durch die Pflanzen über- ($\leq$ 42 % ME) und beim Lehm und tonigen Schluff aus Löss unterschätzt ($\leq$ 63 % ME).* Die mittleren jährlichen Abweichungen lagen bei 13 - 26 kg ha^{-1} für Grasland und bei 15 - 27 kg ha^{-1} bei Ackernutzung, jedoch hier mit einer größeren prozentualen Abweichung mit $\leq$ 75 % aufgrund geringerer Messwerte (Tabelle D.7, Anhang D). Beim Sand war dies zum einen durch die hohe Ausgangskonzentration in der Bodenlösung und zum anderen durch den relativ hohen sorbierten P-Pool (20 % von P_t) begründet. Aus dem P_{sorb} konnte entsprechend schnell eine Nachlieferung für die Pflanzen erfolgen. Bei

den bindigen Böden war die hohe Sorptionsfähigkeit und dadurch bedingt die geringe Konzentration in der Bodenlösung der limitierende Faktor der P-Aufnahme.

Der pflanzenspezifische Faktor zur P-Aufnahme steuerte die P-Aufnahmekapazität bis zu einer festgelegten maximalen Aufnahme. Bei entsprechender Verfügbarkeit in der Bodenlösung konnte durch eine Erhöhung der maximalen P-Aufnahme der Entzug durch Grasland geringfügig erhöht werden. Im Gegensatz dazu wurde bei Ackernutzung selten die maximale P-Aufnahme erreicht. Dies deutete auf eine notwendige Modifikation des spezifischen Anpassungsfaktors hin.

5.3.3.3 Zeitliche Entwicklung der P-Gehalte im Lysimeterprofil

In diesem Abschnitt werden die Simulationsergebnisse der verschiedenen P-Pools im Lysimeterprofil und Prognosen über deren zeitliche Entwicklung vorgestellt. Zum direkten Vergleich mit Messwerten wurde teilweise die Simulationsdauer auf 15 Jahre reduziert.

Die Abbildung 5.7 zeigt zum einen, jeweils kompartimentweise, die **gemessenen und simulierten P-Gehalte im Profil** nach jeweils 15-jähriger Nutzung im Vergleich zum Ausgangsmaterial. Zum anderen ist die **Verteilung der einzelnen P-Pools** (P_{fix}, P_{org} und P_{sorb}), ebenfalls kompartimentweise, im Ausgangsmaterial sowie den Mess-[5] und simulierten Werten dargestellt.
Die simulierten Werte wiesen nach 15-jähriger Simualtionsdauer beim sandigen Lehm eine Abnahme an P_t im Oberboden im Vergleich zum Ausgangsmaterial um den Faktor 0,85 auf. Während nach Nutzung eine Abnahme mit zunehmender Tiefe im Oberboden gemessen wurde, wurde mit dem Modell ein Zuwachs an P_t mit zunehmender Tiefe im Oberboden simuliert. Die Größenordnung der Abnahme hing dabei im Wesentlichen von der zugeführten Düngermenge ab (Abbildung D.4, Anhang D). Grasland und Ackernutzung zeigten im Mittel eine identische Abnahme, mit größeren Schwankungen zwischen den Düngerstufen bei Grasland. Für den Unterboden wurde eine leichte Zunahme des P_t-Gehalts simuliert, überwiegend im Bereich 40 - 60 cm, mit einer größeren Akkumulation bei Acker (Faktor 1,12) als bei Grasland (Faktor 1,08). Im gesamten Unterboden wurde hingegen ein deutlicher Anstieg um den Faktor 1,70 bzw. 1,81 (Tabelle 5.7 und Abschnitt 4.5) gemessen.

Die Verteilung der einzelnen P-Pools an P_t zeigte eine deutliche Abnahme (Faktor 0,27 - 0,39) des P_{sorb} im gesamten Oberboden nach 15-jähriger Simulationsdauer. Im obersten Kompartiment (5 cm) wurde ebenfalls eine Abnahme des P_{org} zugunsten des P_{fix}-Pools simuliert. Dagegen ergaben die Messwerte in Abhängigkeit der Nutzung eine Ab- bzw. Zunahme des sorbierten Pools (Faktor Gras 0,78, Acker 1,23). Im Unterboden wurde eine Zunahme (Faktor 1,47 - 1,78) des P_{sorb}-Pools kalkuliert mit höheren Werten und größerer Spannbreite bei Ackernutzung (1,54 - 1,78); diese lag jedoch unter der gemessenen Akkumulation im P_{sorb}-Pool (Faktor 2,52 - 2,63).

Die **P_{sorb}-Verteilung im Profil (SL) in Abhängigkeit der Düngermenge und der Nutzung** wies eine Reduktion des sorbierten P-Pools bei allen Düngerstufen auf (Abbildung D.4, Anhang D). Bei Grasland wurde aufgrund der angenommenen Wurzeltiefe mit 30 cm der größte P-Entzug aus den obersten 10 cm simuliert. Jedoch bewirkte die höhere Düngung hier eine geringe Anreicherung im obersten Kompartiment. Im Gegensatz dazu

[5] Da keine vergleichbaren Messwerte zum Zeitpunkt des Ausbaus der Lysimeter für den P_{org} und P_{fix} vorliegen wurden diese Pools zusammengefasst.

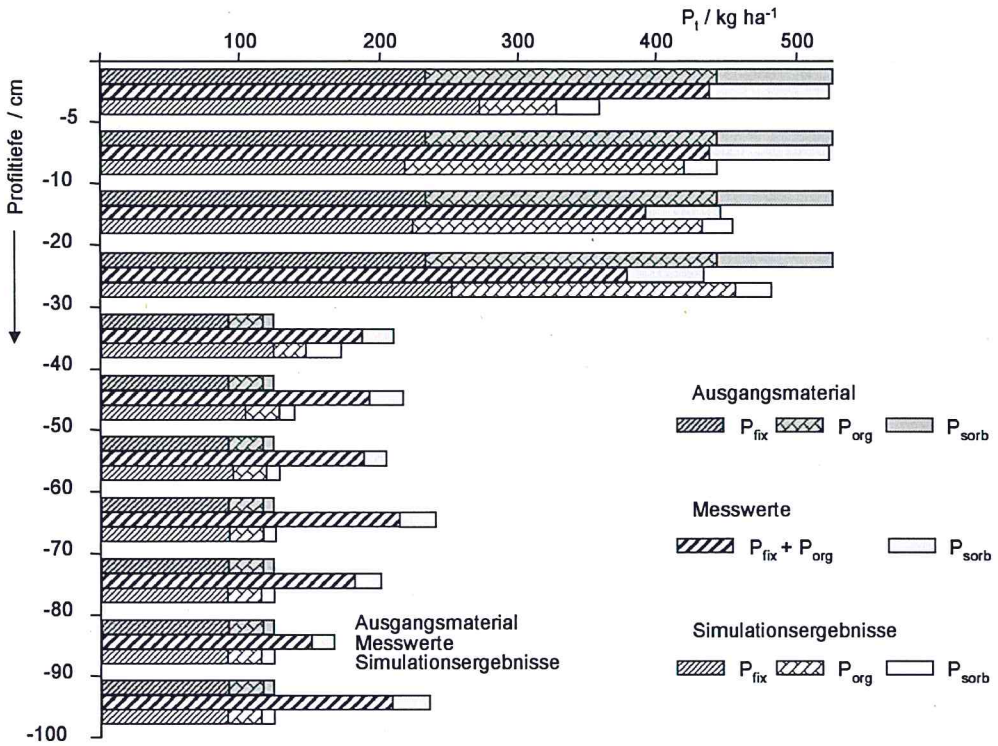


Abbildung 5.7: Tiefenverlauf verschiedener P-Pools im Ausgangsmaterial (SL) und nach 15-jähriger Nutzung mit Grasland (II) als Messwert und Simulationsergebnis

war die Gleichverteilung im Oberboden bei Ackernutzung durch die größeren Wurzeltiefen und die jährliche Bodendurchmischung begründet.

Zusammenfassend zeigte sich, das eine zu große Abnahme des P_{sorb}-Pools simuliert wurde. Die mit 10 % jährlich angenommene Fixierungsrate war zwar gering [Barekzai, 1984], bewirkt aber in Kombination mit dem P-Entzug durch die Pflanzen eine zu hohe Reduktion des P_{sorb}-Pools. Untersuchungen von Koopmans et al. [2004a] belegten, dass aufgrund der Reduktion des P-Gehalts durch die Pflanzen eine verlangsamte Festlegung in die inneren Aggregate stattfand. Zahlreiche Untersuchungen verdeutlichten jedoch, dass festgelegtes P relativ schnell wieder durch Mobilisierung aus schwerverfügbaren Fraktionen bereitgestellt werden kann [z.B. Blake et al., 2003, Daroub et al., 2001, Guo et al., 2000, Koopmans et al., 2004b, Tischner, 2000, Zhang et al., 2003, 2004]. Im Modell ist diese Dynamik der Fixierung und Rücklösung jedoch sehr eingeschränkt, es findet eine zu hohe Fixierung und zu geringe Rücklösung statt. Eine verringerte Fixierungsrate bewirkte eine ebenso hohe Reduktion, jedoch war die Dauer der Abnahme entsprechend längerer. Bei einer Fixierungsrate von 10 % liegt die Dauer der Gleichgewichtseinstellung bei weniger als einem Jahr. Danach ist ein relativ einheitlicher Verlauf mit Schwankungen durch die jährliche Düngung vorhanden. Die starke Abnahme des sorbierten Pools fand zudem unabhängig von den Eingangsgrößen des P_{sorb}-Pools statt (DL-P oder P(ox)). Grund für die nur zu Beginn auftretende Abnahme war wahrscheinlich die modellinterne Einstellung eines Gleichgewichts zwischen den drei P-Pools sowie den C- und N-Kreisläufen.

Die Abbildung D.6 im Anhang D zeigt die **P_{sorb}-Verteilung im Profil in Abhängigkeit**

Tabelle 5.7: Berechnete Faktoren der simulierten Veränderungen der P_{sorb}- und P_t-Pools im Verhältnis zum Ausgangsmaterial im Ober- und Unterboden unter Berücksichtigung der Bodenart, Nutzung und Simulationsdauer

	P_{sorb}				P_t			
	Grasland		Acker		Grasland		Acker	
	Ober- boden	Unter- boden	Ober- boden	Unter- boden	Ober- boden	Unter- boden	Ober- boden	Unter- boden
Einfluss Bodenart (Simulationsdauer 21 Jahre)								
Sand	0,21	1,03	0,23	1,04	0,76	1,08	0,80	1,15
sandiger Lehm	0,30	1,50	0,36	1,64	0,83	1,10	0,80	1,15
Lehm	0,40	1,58	0,45	1,79	0,90	1,09	0,87	1,13
toniger Schluff	0,83	1,27	0,78	1,38	1,18	1,02	1,15	1,05
Einfluss Düngung (Simulationsdauer 21 Jahre)								
I (SL)	0,25	1,46	0,31	1,57	0,75	1,10	0,77	1,13
II (SL)	0,30	1,50	0,36	1,64	0,83	1,10	0,80	1,15
III (SL)	0,36	1,47	0,40	1,76	0,91	1,10	0,85	1,17
Einfluss Simulationsdauer								
50 Jahre (SL, II)	0,27	1,44	0,34	1,65	0,77	1,20	0,68	1,29
100 Jahre (SL, II)	0,26	1,72	0,29	1,89	0,72	1,33	0,55	1,48
150 Jahre (SL, II)	0,25	1,85	0,28	2,18	0,70	1,44	0,50	1,64
Messwerte (15 Jahre)								
sandiger Lehm	0,78	2,63	1,23	2,52	0,89	1,70	1,00	1,81

der Bodenart im Ausgangsmaterial und nach 21-jähriger Simulationsdauer bei unterschiedlicher Nutzung. Im Oberboden wurde bei allen Bodenarten im Mittel eine Reduktion des sorbierten P simuliert, wobei die Höhe der Reduktion mit zunehmender Bindigkeit der Böden abnahm (Tabelle 5.7). Bezüglich der Nutzungen waren die mittleren Werte relativ konform. Jedoch wurde bei Ackernutzung von gleichverteilten P_{sorb}-Gehalten im Oberboden ausgegangen, während bei Grasland tiefenabhängige Schwankungen auftraten. Im Unterboden wurde bei allen Bodenarten im Mittel eine Anreicherung des sorbierten P simuliert, wobei die Höhe der Anreicherung, bis auf eine Ausnahme, mit zunehmender Bindigkeit der Böden stieg (S > SL > L). Sie war bei Ackernutzung höher als bei Grasland und bestätigte damit die Tendenz der Messwerte (Tabelle 5.7). Die Anreicherung fand überwiegend im Bereich des Körnungswechsels statt. Auffallend war der Tiefenverlauf des tonigen Schluffs aus Löss mit Graslandnutzung. Hier wurde in den obersten Bodenschichten (bis 20 cm) eine Anreicherung und danach eine stetige Abnahme bis 50 cm simuliert, jedoch mit keiner Beeinflussung des restlichen Unterbodens. Dies war durch die hohe Düngung bei Grasland und die starke Sorptionsfähigkeit dieses Bodens begründet. Zusammenfassend wurde deutlich, dass *bei allen Bodenarten im Oberboden eine zu hohe Reduktion des P_{sorb}-Pools und nur geringe Anreicherungen im gesamten Unterboden* kalkuliert wurden.

Die **P_{sorb}-Verteilung im Profil (SL) in Abhängigkeit der Zeit** wies bei allen Prognosen (50, 100 und 150 Jahre) eine zunehmende Reduktion des P_{sorb}-Pools im Oberboden und eine zunehmende Akkumulation im Unterboden mit der Zeit auf (Abbildung D.5, Anhang D). Diese erreichte jedoch selbst nach 150 Jahren nicht die Größenordnung der Messwerte nach 15 Jahren (Tabelle 5.7). Die Akkumulation wurde hauptsächlich im Grenzbereich von Ober- zu Unterboden mit sinkenden Werten im Bereich > 40 cm si-

muliert. Die P-Anreicherung in der Schicht 30 - 40 cm wurde vom Modell zum einen aufgrund des Wechsels der Bodenart und dadurch bedingt auch der Sorptionseigenschaften kalkuliert. Zum anderen aufgrund der bei Grasland nicht mehr bzw. bei Ackernutzung zeitlich nur begrenzten P-Aufnahme durch die Pflanzen und damit deutlich höheren Konzentration in der Bodenlösung. Schlussfolgern ließ sich aus diesen Ergebnissen, dass die *P-Anreicherung im Unterboden deutlich unterschätzt* wurde.

Die **P_{sorb}-Verteilung im Profil in Abhängigkeit der Sorptionsparameter** verdeutlichte, dass bei höherer Sättigung, wie sie nach langjähriger Nutzung vorlag (Abschnitt 4.4.2), weniger P sorbiert wurde und dafür mehr P in der Bodenlösung verblieb. Belegt wurde dies durch erhöhte P-Frachten, eine Anreicherung von 7 - 10 % in den Bodenschichten 50 - 60 cm und berechnete höhere P-Entzüge durch die Pflanzen. Da im Modell keine dynamische Generierung der Isothermen in Abhängigkeit der Nutzungsintensität möglich war, wird daher grundsätzlich die Messung der Isothermen empfohlen.

Es konnte gezeigt werden, dass mit dem Modell plausible Ergebnisse für die P-Verteilung zwischen den einzelnen Pools sowie für die Verteilung innerhalb eines Profils simuliert wurden. Allerdings wurde die Reduktion des sorbierten Pools im Oberboden ebenso wie die Verlagerung im Lysimeterprofil im Vergleich zu den Messwerten unterschätzt.

5.4 Modellvalidierung

Grundlage der Modellvalidierung waren 27 Lysimeter der Bodenart sandiger Lehm mit den Nutzungsvarianten Flächenstilllegung (Rotationsbrache und Dauerbrache), Extensivierung (low input und extensive Grünlandnutzung), Integrierter Landbau und nachwachsende Rohstoffe die bisher noch nicht betrachtet wurden. Die Ergebnisse, Summen über 12 Jahre für die Sickerwassermenge, P-Fracht und P-Entzüge, sind in der Tabelle D.11 im Anhang D und die mittleren jährlichen Wasserhaushaltsgrößen, P-Frachten und P-Entzüge in der Tabelle D.12 im Anhang D aufgelistet. Die berechneten Gütekriterien beinhaltet die Tabelle D.8 im Anhang D. Die Ergebnisse der Variante Rotationsbrache entfielen, da es sich hierbei um eine 6-jährige Fruchtfolge handelte, die mit dem Modell bisher nicht durchgängig simuliert werden konnte.

Bei **Graslandnutzung und Dauerbrache** wurden die Sickerwassersummen geringfügig überschätzt ($\leq$ 7 % ME). Im Gegensatz dazu wurden die P-Frachten aufgrund des angenommenen Auftretens von präferentiellem Fluss deutlich unterschätzt ($\leq$ 80 % ME), wobei die Unterschätzung mit zunehmender Beregnung stieg. Die mittleren jährlichen Abweichungen der P-Entzüge lagen bei $\leq$ 15 kg ha^{-1}.

Die Simulationsergebnisse für die Varianten des **Integrierten Landbau** zeigten eine Überschätzung der Sickerwasserraten ($\leq$ 45 % ME) aufgrund der Unterschätzung der Verdunstung. Der Anbau von Kulturen mit geringem Bedeckungsgrad zu Beginn der Vegetationsperiode und Reihenanbau hat hier in Jahren mit hohen Sommerniederschlägen zu hohen Sickerwassermengen im Sommer, entsprechend den Messwerten Tabelle 3.2, Abschnitt 3.1.2, geführt. Die Abweichungen der jährlichen P-Frachten variierten zwischen 0,015 - 0,031 kg ha^{-1} (RMSE). Die P-Entzüge wurden jedoch deutlich unterschätzt, was insbesondere durch die Kulturen Mais, Kartoffeln und Zuckerrüben bedingt war. Die Nutzungsvariante **low-input**, welche die gleiche Fruchtfolge mit geringerer Düngung und ohne Beregnung beschrieb, zeichnete sich durch geringe Abweichungen beim Sickerwasser ($\leq$ 74 % RMSE) sowie den P-Frachten ($\leq$ 145 % RMSE) und P-Entzügen ($\leq$ 44 % RMSE)

aus.

Bei der Nutzung mit **nachwachsenden Rohstoffen** wurden die gemessen Sickerwassersummen bei der Simulation aufgrund einer zu geringen aktuellen Verdunstung ebenfalls deutlich überschätzt ($\leq$ 118 % ME). Während der Anteil der Verdunstung am Niederschlag im Mittel 71 % betrug, wurden aufgrund der Pflanzenparameter nur 64 % berechnet (Tabelle 3.3, Abschnitt 3.1.3 und Tabelle D.12, Anhang D). Zudem ist eine deutliche Abhängigkeit der jährlichen Kultur vom jährlichen Witterungsverlauf hervorzuheben. Die P-Frachten wurden hingegen aufgrund der geringen Verdunstung und des pflanzenspezifischen Anpassungsfaktors überschätzt und die P-Entzüge aufgrund einer zu geringen Aufnahme aus der Bodenlösung unterschätzt.

Zusammenfassend wurde deutlich, dass die gemessenen Wasserhaushaltsgrößen bei Graslandnutzung gut reproduziert werden konnten, die P-Frachten jedoch unterschätzt wurden. Bei Ackernutzung wurde insbesondere bei Kulturen mit langsamer Pflanzen- und Bestandsentwicklung die Verdunstung unterschätzt und somit die Sickerwassermenge überschätzt. Die Pflanzenparameter, LAI und Vegetationsfaktor, die die Verdunstungsgröße steuern, sollten in Abhängigkeit der Düngung und der Beregnung zukünftig variieren. Für einige Kulturen, z.B. Hackfrüchte und Mais, ist eine Modifikation des pflanzenspezifischen Anpassungsfaktors zur Aufnahme von P aus der Bodenlösung notwendig.

5.5 Modelldefizite

In diesem Abschnitt werden die Gliederung des P-Haushalts in dem Modell kritisch betrachtet, fehlende P-Prozesse aufgeführt und deren Relevanz diskutiert.

P-Eintrag

Die bisherige Version und die damit durchgeführten Simulationen berücksichtigten die Verwendung von Mineraldünger. Bei der Verwendung von Wirtschaftdüngern wurde P pauschal mit einem Anteil von 27 % an N berücksichtigt. Eine Unterteilung dieses Anteils in anorganische (dem sorbierten Pool zugerechnet) und organische Anteile war bis jetzt noch nicht integriert. In Abhängigkeit des Wirtschaftdüngers schwankt der anorganische Anteil zwischen 35 und 92 % [Barnett, 1994, Sharpley und Moyer, 2000], mit einem höheren Anteil an anorganischem P [Bril und Salomons, 1990, Lookman et al., 1996a, Leinweber et al., 1997a, Mafongoya et al., 2000]. Eine Übersicht über die Anteile in Abhängigkeit des Wirtschaftsdüngers für zukünftige Arbeiten gibt die Tabelle D.13 im Anhang D.

Die Annahme, das applizierter Mineraldünger sofort vollständig verfügbar ist, führt zu einer erhöhten Konzentration in der Bodenlösung und damit zu einer starken Sorption. Eine Verfügbarkeit in Abhängigkeit von Niederschlag und Bodenfeuchte wäre realitätsgetreuer.

P-Einträge mit dem Niederschlag wurden nicht berücksichtigt. Diese wären jedoch aufgrund der geringen P-Gehalte nur an Standorten ohne Düngung relevant.

P-Aufnahme durch die Pflanzenwurzeln

Für die P-Aufnahme durch die Pflanzenwurzeln sind der pflanzenspezifische Anpassungsfaktor sowie die Wurzeltiefe steuernde Größen. Eine Beeinflussung der P-Aufnahme ist nur über die Wurzeltiefe möglich. Jedoch hat sich der pflanzenspezifische Anpassungsfaktor bei einigen Kulturen als zu gering erwiesen und sollte daher modifiziert werden. Teilweise ist, wenn eigene Messdaten vorliegen bzw. anhand von Referenzwerten z.B. Gallet [2001] bzw. Gallet et al. [2003a], eine Überprüfung der maximalen Ertragsmenge

und der P-Verteilung in den drei Pflanzenspeichern in der Datei Pflanze ratsam. Eine P-Aufnahme in Abhängigkeit des vorliegenden N/P-Verhältnisses wäre empfehlenswert [Güsewell, 2004].

P-Rückführung über Erntereste und **P-Freisetzung durch Mineralisation von organischer Substanz**

Der nach der Ernte rückgeführte P-Anteil wird sofort dem P_{org}-Pool zugerechnet. Eine Abbaurate existiert nicht. Die Mineralisation des P_{org}-Pools findet in Abhängigkeit der C- und N-Kreisläufe statt, eine hohe Umsetzungsdynamik durch z.B. mikrobielle Biomasse wird nicht erreicht. Die Mineralisation im Boden hängt jedoch von dem vorliegenden C/P-Verhältnis im Boden ab [Stevenson und Cole, 1999, Zhang und MacKenzie, 1997]. Die Integration dieses Faktors und eine Mineralisationsrate in Abbängigkeit des C/P-Verhältnisses würde wahrscheinlich die Umsetzungsdynamik erhöhen.

P-Ad- und Desorptionsdynamik

Die notwendigen Temkinparameter wurden aus den Ergebnissen statischer Batchexperimente berechnet. Ergebnisse von Pudenz [1998] verdeutlichten jedoch, dass die P-Konzentration einer Bodensäule exakter mittels kinetischer Isothermen beschrieben werden kann.

P-Festlegung und Rücklösung

Untersuchungen belegten, dass sofort nach Düngerapplikation der sorbierte Pool stieg und auch schnell wieder sank, so dass Veränderungen im P_t-Gehalt nach 30 Tagen nur noch gering waren [Nash und Murdoch, 1997]. Danach folgte ein kontinuierliches Abnehmen aus dem sorbierten Pool über viele Jahre durch den langsamen Sorptionsprozess [Burkitt et al., 2002]. Im Modell wurde dieser Prozess durch die jährliche Fixierungsrate beschrieben, wobei hier eine Variation in Abhängigkeit der sorbierten P-Menge, z.B. nach Düngerapplikation, und des Verhältnisses zu P_t sinnvoller wäre.

Die Rücklösung aus dem fixierten Pool ist im Modell eingeschränkt und sehr gering (1 %). Sie fand nur statt, wenn der sorbierte Pool weniger als 10 % des fixierten betrug und war nicht variabel. Hingegen wurde der Effekt der Nachlieferung aus anderen P-Pools bei nicht mehr stattfindender Düngung bzw. höheren Pflanzenentzügen schon frühzeitig publiziert [z.B. McCollum, 1991]. Trotz hoher Entzüge durch die Pflanzen kann der sorbierte Pool somit relativ konstant bleiben [z.B. Blake et al., 2000, Gransee und Merbach, 2000, Javid und Rowell, 2002], da aus schwerer verfügbaren P-Fraktionen P mobilisiert wird [z.B. Bühler et al., 2002, Frossard et al., 2000, Magid und Nielsen, 1992, Stevenson und Cole, 1999, Zheng et al., 2002]. Entsprechend wäre eine Rücklösung in Abhängigkeit der Reduktion des sorbierten Pools durch die Pflanzenaufnahme notwendig. Die Prozesse der Fixierung und Rücklösung sind somit nicht dynamisch genug gestaltet. In einem Vergleich verschiedener P-Modelle verdeutlichten McGechan und Lewis [2002a,b] jedoch schon die Problematik der Integration des schnellen und langsamen Sorptionsprozesses aufgrund der Komplexibilität und Parameterableitung.

Die Untersuchungen zur P-Sorption im Boden belegten, dass in Abhängigkeit der Nutzung eine deutliche Veränderung der Sorptionsparameter stattgefunden hat. Aus diesem Grund wäre eine dynamische Generierung der Sorptionsparameter in Abhängigkeit von den Bodenparametern, der Düngung und der Größe des sorbierten Pools, mit der Zeit sinnvoll. Die bisherige interne Berechnung über Pedotransferfunktionen nach [Scheinost, 1995, Scheinost und Schwertmann, 1995, Scheinost et al., 1997] ergab für die eigenen Untersuchungen keine zufrieden stellende Lösung.

Die hier aufgeführten Modelldefizite und Lösungsansätze sind unter dem Aspekt der zukünftigen Anwendung zur Abschätzung der P-Austräge mittels in der Regel verfügbarer und einfach zu erfassender Parameter nicht zu realisieren. Sie würden zudem eine Genauigkeit vortäuschen, die in den gekoppelten Modulen, z.B. der C- und N-Dynamik, nicht erreicht wird.

5.6 Zusammenfassung

Der gewählte und weiterentwickelte Modellansatz zur Abbildung des Wasser- und P-Haushalts wurde hinsichtlich einer Prognose des P-Austrags geprüft.

In das Modell WASMOD wurde ein P-Modul integriert, das durch Kopplung an den bestehenden Wasser- und Stofftransport sowie die C- und N-Umsetzungen im Boden eine Abbildung des P-Haushalts unter Berücksichtigung des Bodens, des Wassers und der Pflanze ermöglichte. Der Wasserfluss wurde durch die Richards-Gleichung, der Stofftransport durch die Konvektions-Dispersions-Gleichung beschrieben.

Für vier verschiedene Böden, Sand, sandiger Lehm, Lehm und toniger Schluff aus Löss, konnten die Wasserhaushaltsgrößen von Lysimetern mit 1 m^2 Oberfläche und 1 m Tiefe durch bereitgestellte und abgeleitete Bodenparameter sowie eine Variation der Pflanzenparameter plausibel sowie bodenarten-, nutzungs- und düngerspezifisch abgebildet werden. Das Vorkommen von präferentiellem Fluss bei bindigen Böden mit Graslandnutzung und Beregnung führte zu größeren Abweichungen zwischen gemessenen und simulierten Werten.

Für den P-Haushalt war eine Einteilung in vier P-Pools (gelöst, sorbiert, organisch und fixiert) notwendig, wobei diese teilweise direkt messbaren Größen (DL-P) zugeordnet werden konnten. Die entscheidenden Prozesse im Boden waren die Sorption, die Fixierung und die Mineralisation. Die Sorption wurde durch die Sorptionsparameter (Temkinparameter) gesteuert. Die Fixierung beschrieb die Festlegung von P aus dem labilen sorbierten Pool in eine schwerer verfügbare Form. Die Mineralisation in Abhängigkeit der Bodentemperatur und den C- und N-Umsetzungen steuerte den Abbau der organischen Substanz und damit die Freisetzung von P aus dieser in die Lösungsphase.

Die Simulation des P-Haushalts für die verschiedenen Bodenarten mit Grasland und Ackernutzung lieferte plausible Ergebnisse bezüglich der P-Austräge mit dem Sickerwasser, der P-Entzüge durch die Pflanzen sowie der Verteilung der einzelnen P-Pools an P_t und im Lysimeterprofil. Durch geeignete Wahl der Eingangsparameter und Kalibrierung anhand der vorliegenden Messdaten war in den meisten Fällen eine Anpassung an die erhobenen Messwerte möglich. Die steuernde Größe der P-Dynamik war die Ad- und Desorption. Prozesse der P-Dynamik die bisher nicht (z.B. präferentieller Fluss) oder in sehr vereinfachtem Maße (z.B P-Rücklösung) berücksichtigt wurden, haben eine unterschiedliche Relevanz bezüglich der Anpassung an die Messwerte. Insbesondere das Vorkommen von präferentiellem Fluss bei Grasland führte zu erhöhten Sickerwasserraten und P-Frachten. Die eingeschränkte P-Rücklösung aus dem fixierten Pool bewirkte eine Abnahme des sorbierten Pools in Abhängigkeit der Bodenart und eine Unterschätzung der Verlagerung in die Tiefe.

Eine Abschätzung der P-Austräge aus der ungesättigten Bodenzone verschiedener Bodenarten unter Berücksichtigung der Nutzung und Düngung ist im Hinblick auf eine Prognose mit dem Modell möglich.

Kapitel 6

Zusammenfassende Diskussion und Schlussfolgerungen

6.1 Zusammenfassende Diskussion

Gesamtziel war die Quantifizierung und Modellierung der chemischen Umsetzungen von P-Verbindungen und des vertikalen P-Transports im Boden anhand einfach zu erfassender Parameter. Dazu wurde ein verfügbares prozessbasiertes Wasser- und Stoffhaushaltsmodell (WASMOD) hinsichtlich der P-Umsetzungen, der P-Verlagerung und der P-Austräge anhand von langjährigen Datenreihen kalibriert und validiert.

Seit 21 Jahren betriebene Lysimeterexperimente, von denen die Ergebnisse der letzten 12 Jahre ausgewertet wurden, waren die Datengrundlage. Zur Modellkalibrierung wurden die Ergebnisse der Lysimeter der Gruppe gestaffelte Mineraldüngung verwendet, die sich hinsichtlich Bodenart (Sand bis toniger Schluff aus Löss), Nutzung (Grasland und Ackernutzung mit Getreide-Feldfrucht-Fruchtfolge) und Düngung (dreistufige Mineraldüngung) unterschieden. Die Modellvalidierung erfolgte auf der Basis der Ergebnisse verschiedener Nutzungsvarianten, die vielfältige Nutzungs- und Bewirtschaftungsformen beinhalten. Diese lagen meist als Parallelen vor und wiesen in den meisten Fällen keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Sickerwassersummen auf. Bei den Ausnahmen waren die Abweichungen < 26 %. Der Vorteil der Lysimeterversuche war die quantitative Erfassung und Bilanzierung der Wasser- wie auch der P-Komponenten.

Wasserhaushalt

Die Auswertung der klimatischen Bedingungen im Zeitraum 1991/1992 bis 2002/2003 ergab eine hohe Spannbreite der jährlichen Niederschläge mit hoher jährlicher witterungsbedingter Variabilität. Der Anteil der Niederschläge im Sommerhalbjahr überwog, wobei es sich überwiegend um stärkere Regenereignisse handelte. Von mehreren Autoren werden die unter diesen Bedingungen auftretenden Transportmechanismen als besonders relevant für die P-Verlagerung eingestuft [z.B. Gächter et al., 1998, Heckrath et al., 1995].

Die Hauptkomponente des Wasserhaushalts – die aktuelle Verdunstung mit einem Anteil von 71 - 92 % des Niederschlags – wurde (i) als Differenz zwischen Wasserinput (Niederschlag) und -output (Sickerwasser), (ii) nach der Verdunstungsgleichung von Turc-Wendling anhand unabhängig ermittelter Parameter mit optimierten Bestandskoeffizienten und (iii) mit dem Modell WASMOD berechnet. Für Grasland wurde eine 100 %ige Anpassung der Ergebnisse der Verdunstungsgleichung an die berechnete Differenz bzw.

eine 103 %ige Anpassung mit dem Modell erzielt. Ursache der geringen Abweichungen im Modell waren erhöhte Pflanzenparameter Blattflächenindex und Vegetationsfaktor und die Berechnung von oberflächlichem Abfluss bei bindigen Böden aufgrund zu geringer Infiltrationskapazität. Bei Ackernutzung wurde die Verdunstung bei beiden Varianten im Mittel der Bodenarten um 9 bzw. 7 % aufgrund der unzureichenden Abbildung des Pflanzensystems und dem Auftreten des Oaseneffektes bei den höheren Kulturen unterschätzt. Eine Abbildung verschiedener Düngermengen war mit der einfachen Verdunstungsgleichung aufgrund der Bestandskoeffizienten nicht möglich. Daraus folgt, dass eine Anpassung der gebräuchlichen Bestandskoeffizienten notwendig wäre, womit Aussagen von Zenker [2003] bestätigt werden. Der Autor verdeutlichte, dass zwischen den in seiner Arbeit anhand von Messwerten abgeleiteten Bestandskoeffizienten für den Berliner Raum und den in der Literatur nach FAO-Methodik gebräuchlichen aufgrund der hiesigen Klimabedingungen Abweichungen bestehen. Die Variation dieser Koeffizienten in Abhängigkeit der Bodenart, jährlichen Witterung und Fruchtfolge erfasste bereits Haferkorn [2000] anhand von Lysimeterexperimenten, so dass schlussfolgernd die Anwendbarkeit und Übertragbarkeit der Koeffizienten nur eingeschränkt möglich ist.

Die jährlichen Sickerwasserraten der verschiedenen Bodenarten lagen zwischen 0 und 389 mm mit einem mittleren jährlichen Wert von 166 mm. Dies entsprach 8 - 30 % des jährlichen Niederschlags. Unter Berücksichtigung der Bodenart waren die Sickerwassermengen der Lysimeter mit Ackernutzung immer geringer als bei Graslandnutzung und nahmen mit zunehmender Bindigkeit der Böden ab, wodurch die Ergebnisse früherer Untersuchungsperioden bestätigt wurden [Meissner et al., 1995a]. Beide Nutzungen wiesen eine Abnahme der Sickerwassermenge mit zunehmender Düngung auf. Die hohen Sickerwassermengen dieser Lysimeter wurden durch die hohe zusätzliche Beregnung zum jährlichem Niederschlag von 28 % hervorgerufen. Die jährlichen Sickerwasserraten der Nutzungsvarianten ohne bzw. mit geringer Beregnung lagen im selben Zeitraum zwischen 0 und 333 mm mit einem jährlichen Mittel von 103 mm. Die angebaute Kulturart und die Länge der Vegetationsperiode beeinflussten die Sickerwasserbildung.

Die relativ einheitlichen Sickerwassermengen sandiger bis toniger Böden mit Graslandnutzung ließen den Schluss zu, dass unter den bindigen Böden bei dieser Nutzung mit zusätzlicher Beregnung häufiger präferentieller Fluss auftrat als unter Ackernutzung. Dies wird durch die Annahmen, dass präferentieller Fluss meist nach stärkeren Regenereignissen [Flury et al., 1994, Jaynes et al., 2001, Jensen et al., 1998] und auf unbearbeiteten Böden [Petersen et al., 1997] vorkommt, bekräftigt. Untersuchungen von Kohler et al. [2003] an schluffigen Böden mit Ackernutzung zeigten, dass präferentieller Fluss auch durch langandauernde Niederschläge mit geringer Intensität ausgelöst werden kann. Präferentieller Fluss tritt dann an der Grenzschicht von Ober- zu Unterboden aufgrund des abrupten Wechsels der Bodenstruktur und der hydraulischen Bedingungen auf, wenn der Oberboden genügend gesättigt ist. Mit dem Vorkommen von präferentiellem Fluss und Zeiträumen mit geringem Pflanzenbewuchs und entsprechend geringer Verdunstung kann der hohe Anteil des Sickerwassers im Sommer bei den Nutzungsvarianten begründet werden. Der Anteil des Sickerwassers durch präferentiellen Fluss ist hingegen anhand der monatlichen Sickerwassermengen nicht abschätzbar. Hier wäre eine zeitlich höher aufgelöste Probenahme notwendig [Sinaj et al., 2002, Stamm et al., 1998].

P-Haushalt

Der P_t-Gehalt im Oberboden der differenzierten Böden veränderte sich infolge der 21-jährigen landwirtschaftlichen Nutzung, wobei eine Abnahme um 53 % beim Sand, 8 %

beim sandiger Lehm und 16 % beim Lehm sowie eine Zunahme um 28 % beim tonigen Schluff aus Löss nachgewiesen wurde. Die Zunahme der P_t-Gehalte beim tonigen Schluff aus Löss ist durch die hohe Sorptionsfähigkeit des Bodens gegenüber Phosphat zu begründen. Dies wurde durch die gemessenen Sorptionsisothermen bestätigt. Die Abnahme der P_t-Gehalte bei sandigem Lehm fand aufgrund der hohen Beregnung und damit Verlagerung in der Unterboden sowie höhere P-Entzüge durch Kulturarten statt. Die ebenfalls auf sandigem Lehm angebauten Pflanzen der Nutzungsvarianten wiesen im Gegensatz dazu steigende P_t-Gehalte trotz geringerer Düngung auf. Bei allen vier Bodenarten waren unabhängig von der Nutzung höhere P_t-Gehalte bei höherer Düngung vorhanden. Die zusätzliche Beregnung mit hoher Intensität führte anscheinend besonders in den ersten Nutzungsjahren, wo der Konsolidierungsprozess in den ehemals homogen befüllten Lysimetern noch nicht abgeschlossen war, zu einer P-Verlagerung, da die P_t-Gehalte in den letzten Untersuchungsjahren relativ konstant waren.

Im Unterboden des sandigen Lehms war hingegen nach 15-jähriger Nutzung eine deutliche Anreicherung an P_t im Vergleich zum Ausgangsmaterial vorhanden. Diese variierte in Abhängigkeit der Nutzung und Tiefe zwischen einem Faktor von 1,2 bis 2,5. Die Anreicherung wurde durch die Ergebnisse der vier Extraktionsmethoden (AL-P, DL-P, Olsen-P und P(ox)) bestätigt, jedoch mit höheren Faktoren (bis Faktor 5). In vergleichbaren feldstudien wurden hingegen geringere oder weniger tiefreichende Anreicherung nachgewiesen [z.B. Eghball et al., 1996]. Zusätzlich nahmen auch die Anteile an Al(ox) und Fe(ox) nach der Nutzung zu. Die daraus resultierenden Veränderungen der Sorptionsfähigkeit wurden durch berechnete Sättigungsgrade und Sorptionsisothermen bestätigt. Während im Bodenmaterial vor der Lysimeternutzung die P-Sättigung mit der Tiefe abnahm, wurde nach der Nutzung eine höhere Sättigung bestimmt. Aus Lysimeterversuchen abgeleitete Aussagen von Anderson und Xia [2001], wonach sich die Sorptionsparameter im Bodenprofil infolge der Düngung veränderten, konnten somit bestätigt werden. An den ausgebauten Lysimetern konnte erstmalig eine innerhalb relativ kurzer Zeit stattfindende P-Anreicherung bis in 1 m Tiefe und eine Abnahme der Sorptionsfähigkeit nachgewiesen werden. Inwieweit diese durch den geschütteten Einbau mit einer lagenweise Verdichtung gefördert wurde, wäre in weiteren Untersuchungen zu klären. Im Hinblick auf den Schutz des Grundwassers wird jedoch deutlich, dass die Notwendigkeit der Beprobung und Erfassung des P-Statuses im Unterboden besteht.

Zur Einstufung der Böden bezüglich eines hohen Potentials zur vertikalen P-Verlagerung und damit P-Austrägen in das Grundwasser wurden in der Praxis gebräuchliche Ansätze überprüft, wie die Berechnung von (i) P-Bilanzen, (ii) Phosphorsättigungsgraden und (iii) Korrelationen zwischen den P-Parametern im Oberboden und P-Austragsparametern.

Die P-Bilanzen wurden auf jährlicher Basis aus Düngermenge und P-Entzug durch die Pflanzen berechnet und waren für den überwiegenden Teil der Lysimeter im Untersuchungszeitraum negativ. Die gemessenen P-Frachten zeigten, dass P dennoch in mobiler Form im Boden aufgrund einer hohen P-Dynamik vorlag, verlagert und ausgetragen wurde. Die Prozesse der P-Festlegung in bzw. der P-Rücklösung aus schwer verfügbaren P-Formen und die Mobilisierung aus bzw. die Immobilisierung von organischen Verbindungen werden bei dieser Bilanzierung nicht berücksichtigt. Zahlreiche Untersuchungen zur Dynamik der P-Verfügbarkeit in Langzeitexperimenten, z.B. Blake et al. [2000] und Gallet et al. [2003b,a], wiesen jedoch ein hohes Potential der P-Nachlieferung in die Bodenlösung nach. Ebenso war der Anteil der berechneten P-Bilanz im Verhältnis zum gesamten im Boden vorhandenen P mit < 1 % sehr gering und ließ damit keine Rückschlüsse über den

möglichen P-Austrag zu.

Phosphorsättigungsgrade mit > 25 % weisen nach DeSmet et al. [1996] oder Schoumans und Groenendijk [2000] auf einen erhöhten P-Austrag hin. Diese Grenze wurde in den sandigen Oberböden sämtlicher Nutzungen überschritten. Trotzdem wurden zum Teil relativ geringe P-Konzentrationen gemessen und P-Frachten berechnet. Die Einbeziehung des DPS über das gesamten Lysimeterprofil, berechnet an ausgebauten Lysimetern, führte zu mittleren Sättigungsgraden zwischen 22 % bei Grasland, 26 % bei Ackernutzung und 28 % bei Aufforstung. Die Tendenz konnte mit Ausnahme der forstlichen Nutzung durch die mittleren jährlichen P-Konzentrationen bestätigt werden und deutet somit auf ein zukünftig erhöhtes Potential zum P-Austrag hin.

Über lineare Korrelationen zwischen den P-Gehalten im Oberboden und den P-Austragsparametern bei Graslandnutzung konnten signifikante Zusammenhänge nachgewiesen werden, womit publizierte Ergebnisse bestätigt wurden [z.B. McDowell et al., 2001a, McDowell und Sharpley, 2001a, Pote et al., 1996]. Im Gegensatz dazu wurden bei Ackernutzung keine Zusammenhänge zwischen den Parametern berechnet. Dies bekräftigt vergleichbare Untersuchungen für verschiedene Böden von Djodjic et al. [2004], Hooda et al. [2000] sowie Kleinman et al. [2003]. Diese Ergebnisse stehen jedoch im Widerspruch zu Untersuchungen von Heckrath et al. [1995]. Die verschiedenen Studien zeigten, dass die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Standorte, selbst unter Berücksichtigung der Bodenart und Nutzung, eingeschränkt ist. Ihre Anwendung für eine Abschätzung der P-Austräge ist daher entsprechend den Ergebnissen von Koopmans [2004] kritisch zu betrachten.

Die drei diskutierten Ansätze verdeutlichten, dass über diese das Potential des P-Austrags nicht hinreichend beschrieben wurde, da weder die P-Verfügbarkeit noch die P-Mobilisierbarkeit erfasst wurden. Beauchemin et al. [1996] belegen anhand von Sorptions-Desorptionsexperimenten, dass ein einzelner Parameter nicht geeignet ist, den P-Austrag zu beschreiben. Besonders der Unterboden, der als P-Senke bzw. P-Quelle wirken kann, sowie der komplexe Zusammenhang zwischen Boden und Hydrologie [Gburek und Sharpley, 1998, Gburek et al., 2000, Haygarth et al., 2000] und dadurch bedingt die Beziehungen zwischen P-Konzentration und Sickerwasser (C_p-Q) [Haygarth und Jarvis, 1997, Haygarth et al., 2004, Preedy et al., 2001] werden nicht ausreichend berücksichtigt.

P-Transport

Die Auswertungen zum P-Haushalt verdeutlichen die Notwendigkeit eines Modellansatzes zur Beschreibung des P-Haushalts und zur Abschätzung der P-Austräge. Im Hinblick auf eine kommerzielle Anwendung für eine standortspezifische Bewirtschaftung und umwelt- und gewässerschonende Landwirtschaft ist neben einer prozessbasierten Grundlage die Anzahl, Verfügbarkeit und einfache Ableitung der Eingangsparameter notwendig. Von der Qualität der verwendeten Eingangsdaten hängt somit die Güte der Simulationsergebnisse ab. Unter verschiedenen Gesichtspunkten wurden zahlreiche Modellansätze entwickelt, um (i) den P-Haushalt [z.B. Karpinets et al., 2004, McGechan und Lewis, 2002a, McGechan, 2002a], (ii) die P-Aufnahme durch die Pflanzenwurzeln [z.B. Greenwood et al., 2001a,b] und (iii) die P-Austräge [z.B. Jarvis, 1994, Knisel, 1993, McGechan, 2002b, Pudenz, 1998, Schoumans und Groenendijk, 2000, Shirmohammadi et al., 1998] zu kalkulieren. Diese Modelle benötigen jedoch teilweise eine Vielzahl von nicht messbaren Parametern. Aus diesem Grund wurde ein bestehendes Wasser- und Stofftransportmodell (WASMOD) [Reiche, 1991, 1996] ausgewählt und um ein neu entwickeltes P-Modul erweitert.

Simulation des Wasserhaushalts

Die Berechnung des Wasserflusses erfolgte auf der Grundlage der Richards-Gleichung. Vom Modell wurde mit zunehmendem Tonanteil der Böden aufgrund der höheren Wasserhaltekapazität in diesen eine geringere Sickerwasserrate simuliert. Bei den bindigen Böden Lehm und toniger Schluff aus Löss mit Graslandnutzung wichen die gemessenen und simulierten Sickerwassersummen um bis zu 51 % voneinander ab. Der Grund war wahrscheinlich das episodische Auftreten von präferentiellem Fluss bei dieser Nutzung mit intensiver Beregnung. Felduntersuchungen zum Wasser- und Stofftransport von Jury und Flühler [1992] zeigten, dass die Richard's Gleichung und die Konvektion-Dispersions-Gleichung in einigen Fällen gültig ist, aber in vielen anderen Fällen nicht. Für bindige Bodenarten mit Grasland ist daher der gewählte Modellansatz auf der Gebietsebene zu überprüfen und eventuell zu erweitern. Modellanwendungen von Göbel et al. [2001] für landwirtschaftliche Flächen mit 0,5 bis 50 ha Gebietsgröße anhand Daten des ostholsteinischen Hügellands ergaben Abweichung gemessener und simulierter Abflussmengen von 20 %. Dabei wurden die Differenzen zwischen den Werten mit zunehmender Gebietsgröße geringer. Bei den Lysimetern kann sich somit das Vorkommen von präferentiellem Fluss oder der Einfluss von Randeffekten besonders stark auswirken. Zur Beschreibung von präferentiellem Fluss und Fließungleichgewichten im Boden wurden in den letzten Jahren zahlreiche Modellansätze entwickelt, deren Komplexität sich stark unterscheidet. Die komplexen Ansätze zur Beschreibung von präferentiellem Fluss unter Feldbedingungen, z.B. über zwei Richards-Gleichungen [Durner, 1994, Durner et al., 1999], beinhalten eine Vielzahl von notwendigen Parametern und den damit verbundenen Mängeln bei deren Bestimmung bzw. Ableitung [Simunek et al., 2003]. Die Erfassung der Eigenschaften der Bodenmatrix und der Makroporen ist dabei das größte Problem [Logsdon, 2002, Logsdon et al., 2002]. Die bevorzugten Fließbahnen zeichnen sich durch erhöhte Kationenaustauschkapazität, Gehalte an organischer Bodensubstanz durch den Eintrag von Kohlenstoff mit Pflanzenwurzeln, Anteile an organisch gebundenem Eisen [Bundt, 2003, Bundt et al., 2000] sowie durch erhöhte Anteile an Wurzeln und mikrobielle Biomasse [Pierret et al., 1999] aus. Dadurch bedingt werden sowohl die Sorptionsrate als auch die Sorptionskapazität in Fließbahnen beeinflusst [Gjettermann et al., 2004]. Die Anwendung solcher komplexen Modelle ist daher bisher nur unter definierten theoretischen und kontrollierten Bedingungen möglich [Simunek et al., 2003].

Neben den bodenphysikalischen Parametern beeinflussten die Pflanzenparameter Blattflächenindex und Vegetationsfaktor in Abhängigkeit der Kulturart und der Witterung den Wassertransport. Vorteilhaft war im verwendeten Modell die Möglichkeit der Variation dieser Parameter. Vorliegende Messwerte konnten verwendet werden und eine Staffelung in Abhängigkeit der Düngung oder Standortbedingungen war möglich. Vergleichbare Wasserhaushaltsmodelle wie z.B. Hydrus 2d [Simunek et al., 1999] erlauben hingegen keine Beeinflussung der Pflanzenparameter und keine durchgängige über mehrere Jahre dauernde Simulation mit jährlich variierender Kulturart. Die Veränderung der Pflanzenparameter gewährleistet jedoch eine standortspezifische Erfassung der Vegetationsdecke. Deren Abbildung ist die Grundlage für eine korrekte Wiedergabe des Wasser- und P-Transports im Boden.

Simulation des P-Haushalts

Das neu entwickelte P-Modul ist in vier P-Pools, gelöst, sorbiert, organisch und fixiert, gegliedert. Deren Größe kann mittels verfügbarer Daten wie dem DL-P-Gehalt bzw. anhand von Literaturwerten festgelegt werden. Die Einteilung der Pools entspricht in vereinfachter Form weitestgehend der Klassifikation bestehender Modelle, wie ANIMO und GLEAMS. Hervorzuheben ist jedoch die Kopplung an die C- und N-Kreisläufe im Boden und das Pflanzensystem, so dass der zeitliche Verlauf der Pflanzenentwicklung berücksichtigt wird. Für die bodenartenspezifische Abbildung der P-Austräge sind die Sorptionsparameter ausschlaggebend. Diese wurden unter Gleichgewichtsbedingungen innerhalb von 24 Stunden ermittelt. Verschiedene Untersuchungen z.B. Pudenz [1998] verdeutlichten, dass statische Isothermen nicht ausreichen, die P-Konzentration im Ablauf einer Bodensäule zu beschreiben. Bei der Bestimmung der Sorptionsisothermen wurde nach 24 Stunden kein reales Sorptionsgleichgewicht erreicht. Der langsame Sorptionsprozess – die Diffusion innerhalb von Aggregaten bzw. durch Mikroporen [Parfitt, 1978, van Riemsdijk et al., 1984] – ist noch nicht abgeschlossen [van Riemsdijk und Lyklema, 1980]. Dieser Prozess ist für die P-Festlegung verantwortlich, so dass dieser P-Teil nicht mehr für die Pflanzen verfügbar ist. Vereinfachend wurde diese P-Festlegung im Modell durch eine jährliche Fixierung aus dem sorbierten in den fixierten Pool abgebildet. Unberücksichtigt bleibt dabei die Größe des sorbierten Pools und der Zeitpunkt einer P-Zuführung in Form von Dünger. Untersuchungen bewiesen jedoch, dass die Düngung neben den labilen P-Formen auch die schwerer verfügbaren P-Formen beeinflusst [Blake et al., 2003, Picone et al., 2003]. Zusätzlich wird der Transport in die Aggregate reduziert, wenn vorher die P-Konzentration im Boden durch die P-Aufnahme der Pflanzen verringert wurde [Koopmans, 2004]. Einen ähnlichen Modellansatz zur Stofftransportprognose stellt die Berücksichtigung der Festkörperdiffussion ins Aggregatinnere da. An Kleinparzellenversuchen auf einer Auenbraunerde zeigte Wessel-Bothe [2002], dass die P-Konzentration im Boden nur unter Berücksichtigung der Festkörperdiffusion abgebildet werden kann und somit eine gute Alternative zur Berechnung der P-Kinetik darstellt. Der im verwendeten Modell integrierte Fixierungsprozess sollte somit dahingehend modifiziert werden, dass die Berechnung in Abhängigkeit der P-Poolgrößen, der P-Pflanzenaufnahme, der zugeführten Düngung und der bodenchemischen und -physikalischen Bodenbedingungen stattfindet. Auch die Dynamik der P-Rücklösung aus dem fixierten Pool ist im Modell sehr eingeschränkt. Zahlreiche Untersuchungen belegen eine hohe Dynamik der P-Rücklösung aus schwer verfügbaren Formen [z.B. Blake et al., 2000] durch Wurzelausscheidungen [Schilling et al., 1998] bzw. durch erhöhte mikrobielle Aktivität [Wan und Wong, 2004]. Der mikrobielle P als Bestandteil des organischen P-Pools im Boden ist durch hohe Umsetzungsraten gekennzeichnet. Er variiert in Abhängigkeit der Jahreszeiten [Oberson et al., 1999, Picone et al., 2003]. Im Modell ist dieser Pool nicht integriert. Die P-Mineralisation in Abhängigkeit der Bodentemperatur und des Wassergehalts wird nur über die C- und N-Kreisläufe gesteuert, so dass eine wesentlich geringere Dynamik erreicht wird.

Die Simulationen ergaben, dass aufgrund der abgeleiteten Sorptionsisothermen die simulierten P-Frachten mit zunehmender Bindigkeit der Böden sanken. Im Vergleich der Nutzungen waren die simulierten P-Frachten bei Grasland mit Beregnung im Gegensatz zu Acker mit Beregnung mit Ausnahme des Sands höher. Aufgrund hoher P-Konzentrationen in der Bodenlösung bei Graslandnutzung konnte somit mehr P durch die Pflanzenwurzeln aufgenommen und unterhalb der Wurzelzone ausgetragen werden. Die Berücksichtigung einer mobilen-immobilen Phase veränderte dabei nicht die P-Dynamik, sondern bewirkte höhere P-Frachten. Dieser Ansatz bestätigte Untersuchungen von Oliver und Smettem

[2003]. Die Autoren empfehlen das Mobil-immobil-Modell aufgrund der mit der Profiltiefe zunehmenden Unterschiede zwischen Berechnungen über die Konvektions-Dispersions-Gleichung und diesem Modell besonders für Austräge unterhalb der Wurzelzone. Vom Modell wird nach 21-jähriger Simulationsdauer ebenfalls eine P-Verlagerung simuliert. Diese ist allerdings geringer als die an ausgebauten Lysimetern gemessenen Daten. Jedoch entsprechen die Werte gut vergleichbaren Felddaten mit einer geringeren P-Verlagerung und überwiegender Anreicherung im Grenzbereich von Ober- zu Unterboden [Börling et al., 2004].

Zusammenfassend wird deutlich, dass der gewählte Modellansatz hinsichtlich der im Boden ablaufenden Prozesse Defizite aufweist. Bezüglich des Wasserhaushalts zählt dazu die Abbildung von präferentiellem Fluss, sowohl für sandige als auch bindige Böden. Beim P-Haushalt sind die P-Sorption, die P-Fixierung und die P-Rücklösung aus schwer verfügbaren P-Formen sowie die P-Mineralisation modifizierungsbedürftig. Hervorzuheben ist jedoch, dass die Integration bzw. Modifikation dieser Prozesse die Nutzbarkeit, aufgrund einer Vielzahl nicht messbarer oder ableitbarer Parameter, sehr erschweren würde. Aufgrund der zugrundeliegenden Zeitschritte der einzelnen Module ist auch keine deutlichen Verbesserung der Ergebnisse zu erwarten. Die bisherigen Ergebnisse zeigen in den meisten Fällen plausible Ergebnisse, die Tendenzen werden richtig erfasst und eine Abbildung der gemessenen P-Frachten und P-Entzüge durch die Pflanzen sowie teilweise der P-Verlagerung ist möglich.

Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die Gebietsebene

Eine Beeinflussung des Bodensystems und des Wassertransports durch die Befüllung der Lysimeter wurde aufgrund der langjährigen Nutzung (21 Jahre) und der Betrachtung des letzten Zeitraums (12 Jahre) als gering eingeschätzt. Seitliche Randeffekte in Form von schnellem Wasserfluss sowie Beeinträchtigungen des Wurzelsystems und damit verbundene Ertragsminimierungen wurden in vergleichbaren Lysimeterversuchen als vernachlässigbar angesehen [Krenn et al., 2003]. Die untere Randbedingung in Form einer Kiesdrainschicht führte aufgrund des Kapillarsprungs zu erhöhten Sickerwasserraten [Abdou und Flury, 2004, Flury et al., 1999]. Die Berücksichtigung der unteren Randbedingung in Form eines durchgängigen Bodens zeigte bei der Modellierung jedoch einen geringen Einfluss auf die Sickerwassersummen. Aufgrund der Bodenmächtigkeit mit 1 m Tiefe war aber mit einer geringeren Wasserausschöpfung durch die Pflanzenwurzeln zu rechnen [Haferkorn, 2000]. Durch die Lysimetergröße ist die räumliche Variabilität in den Lysimetern geringer. Der Einfluss von Strukturänderungen oder des Vorkommens von präferentiellem Fluss war jedoch wesentlich größer. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die Gebietsebene ist daher in weiteren Untersuchungen zu überprüfen.

Zusammenfassend lässt sich schlussfolgern, dass die Abschätzung der P-Austräge landwirtschaftlicher Flächen mittels allgemein verfügbarer bzw. einfach zu erfassender Parameter unter Berücksichtigung der Bodenart, der Nutzung und teilweise der Düngung möglich ist.

6.2 Schlussfolgerungen

Aus den Ergebnissen dieser Arbeit werden folgende Schlussfolgerungen abgeleitet:

Wasserhaushalt

Da in Lysimetern verschiedener Bodenarten von Sand bis toniger Schluff aus Löss mit Graslandnutzung und zusätzlicher Beregnung die jährlichen Sickerwasserraten relativ einheitlich waren, folgt daraus, dass unter dieser Nutzungsvariante auch in mit bindigem Material gefüllten Lysimetern präferentieller Fluss auftritt.

Der kapazitive Ansatz nach Turc-Wendling eignet sich zur unabhängigen Kalkulation der aktuellen Verdunstung bei Graslandnutzung. Hingegen wird bei Ackernutzung die Verdunstung unterschätzt, da der Einfluss des Bewuchses nicht ausreichend erfasst wird. Daraus folgt, dass für eine klimatische Wasserbilanz und Abschätzung der Sickerwasserraten differenzierter landwirtschaftlicher Flächen komplexere Ansätze mit einer kulturartenspezifischeren Verdunstungsberechnung zu wählen sind.

P-Haushalt

Verschiedene Anteile von P_t werden mit den in der Europäischen Union am häufigsten verwendeten agronomischen (AL-P, DL-P, Olsen-P) und umweltrelevanten (P(ox)) P-Bestimmungsmethoden extrahiert. Da zwischen den Ergebnissen verschiedener P-Methoden im Oberboden signifikante lineare Korrelationen bestehen, konnten Umrechnungsfaktoren abgeleitet werden, die eine Vergleichbarkeit von Daten anderer Autoren mit Experimenten unter ähnlichen Bedingungen ermöglichen. Publizierte Ansätze dieser Art wurden damit grundsätzlich bestätigt und spezifisch für diese Bodenarten unter Berücksichtigung der Nutzung erweitert.

Da Düngerapplikationen nicht zwangsläufig zu höheren P-Konzentrationen im Sickerwasser und höheren P-Austrägen führen, müssen andere Faktoren als der P-Eintrag den vertikalen P-Transport im Boden steuern. Solche Faktoren sind die P-Aufnahme durch die Pflanzen und der Wasserfluss im Boden, die beide durch die Vegetationsdecke beeinflusst werden. Die bis zu 18-fach höheren P-Austräge aus den mit Sand gefüllten Lysimetern können durch die geringe Sorptionsfähigkeit dieser Bodenart erklärt werden. Die höheren Austräge unter Grasland im Vergleich zur Ackernutzung sind durch geringere P-Aufnahmen durch die Pflanzen, höhere Sickerwassermengen durch höhere Beregnung und das Vorkommen von präferentiellem Fluss unter Grasland begründet.

Berechnete lineare Zusammenhänge zwischen den P-Gehalten im Oberboden und P-Austragsparametern ermöglichen für Grasland eine Abschätzung der langfristigen P-Austräge aus der ungesättigten Bodenzone. Dieser in der Literatur beschriebene Ansatz zur Abschätzung der P-Austräge anhand von quantitäts-intensitäts Beziehungen wird damit grundsätzlich bestätigt. Für Böden mit Ackernutzung konnten jedoch aufgrund der jährlich variierenden Kulturen und Vegetationsperioden keine Zusammenhänge abgeleitet werden. Daraus folgt, dass der Bewuchs und dessen Entwicklung im jährlichen Verlauf den Wasserhaushalt, die P-Dynamik und den P-Transport beeinflusst und somit bei einer Abschätzung der P-Austräge berücksichtigt werden muss.

Nach 15-jähriger landwirtschaftlicher Nutzung der ehemals homogenen Böden in den Lysimetern wurde in diesen eine Variation der Oberböden und eine Anreicherung im Unterboden mit schwankenden Verläufen im Profil in Abhängigkeit der Nutzung festgestellt. In vergleichbaren Feldstudien wurden hingegen weniger ausgeprägte Anreicherungen und Verlagerungstiefen gemessen. Dabei ist die Verlagerung nicht von den Bindungspartnern Al(ox) und Fe(ox) abhängig, sondern steht im Zusammenhang zu dem C_t-Gehalt und der Trockenrohdichte. Daraus folgt, dass nicht nur die Sorptionsprozesse, sondern auch die auftretenden Wassertransportprozesse und die Vegetation das Ausmaß und die Tiefe der P-Verlagerung beeinflussen.

Simulation des Wasser- und Stofftransports

Der Wassertransport in sandigen bis tonigen Böden verschiedener Nutzungen in Lysimetern kann plausibel und überwiegend in der Größenordnung der Messwerte abgebildet werden. Der auf der Richards-Gleichung basierende Ansatz wird damit grundsätzlich bestätigt. Für weiterführende Anwendungen ist eine Überprüfung der Ergebnisse bindiger Böden auf der Gebietsebende aufgrund des Vorkommens von präferentiellem Fluss notwendig.

Die im Modell integrierten P-Pools und P-Umsetzungen führen zu plausiblen Simulationsergebnissen bezüglich der P-Frachten, P-Umsetzungsprozesse und P-Verlagerung in den untersuchten Lysimeterböden. Zur Abbildung der bodenartenspezifischen P-Austräge ist eine Variation der Sorptionsparameter und zur Berücksichtigung der Einflüsse durch Nutzung und Düngung eine Variation der Pflanzenparameter erforderlich. Folglich werden die im Boden ablaufenden Umsetzungs- und Transportprozesse mit dem gewählten Ansatz ausreichend erfasst. Es ergibt sich daraus, dass die P-Austräge aus der ungesättigten Bodenzone mit abgeleiteten und in der Regel vorliegenden gemessenen Daten zum verfügbaren P im Oberboden abschätzbar sind. Dies wird durch eine hinreichenden Genauigkeit in Bezug zur Gewässereutrophierung erreicht.

Der Vergleich von Mess- und Simulationswerten zeigte besonders bei bindigen Böden eine Unterschätzung der P-Frachten. Die Annahme von Fließungleichgewichten im Boden führt zu einer besseren Anpassung an die Messwerte. Damit wird die grundsätzliche Annahme von Fließungleichgewichten in Böden bestätigt. Die vertikale P-Verlagerung wird aufgrund einer zu hohen Sorption im Boden und einer Unterschätzung der Dynamik der Fixierung und Rücklösung des sorbierten P's in schwer verfügbare P-Formen unterschätzt. Die simulierte P-Verlagerung entspricht aber der in Feldstudien gemessenen Größenordnung. Zukünftige Arbeiten auf der Basis dieses Modells sollten deshalb die aufgezeigten Probleme bei der P-Verlagerung und P-Fixierung berücksichtigen.

Kapitel 7

Zusammenfassung

Der vertikale P-Transport und P-Austrag aus der ungesättigten Bodenzone kann zu einer Eutrophierung des Grundwassers und angrenzender Oberflächengewässer führen. Zum Schutz der Wasserressourcen ist daher eine Abschätzung der P-Austräge landwirtschaftlicher Flächen verschiedener Böden und Nutzungen notwendig. Ziel der vorliegenden Arbeit war die Erfassung und Modellierung des vertikalen P-Transports im Boden anhand einfach zu ermittelnder Parameter, um eine Prognose des P-Austrags aus der ungesättigten Bodenzone differenzierter Nutzflächen zu ermöglichen.

Die Grundlage für diese Arbeit bildeten Daten von 55 Lysimetern mit den Bodenarten Sand (S), sandiger Lehm (SL), Lehm (L) und toniger Schluff aus Löss (SIL) mit differenzierter landwirtschaftlicher Nutzung, variierender Düngerform und -menge sowie teilweise mit Beregnung. Die quadratischen Lysimeter wurden 1983 mit homogenem Material, unterteilt in 30 cm Oberboden, 70 cm Unterboden und 25 cm Drainschicht, befüllt. Die relevanten Größen des P-Transports, Sickerwasser- und P_t-Konzentration in diesem wurden auf monatlicher Basis erhoben, für eine Periode von 12 Jahren ausgewertet und als Grundlage der späteren Modellkalibrierung verwendet. Der P-Haushalt wurde durch die jährlich im Oberboden erhobenen Größen P_t (6 Jahre) und extrahierbare P-Anteile (AL-P, Olsen-P und P(ox) (jeweils 3 Jahre) und DL-P (12 Jahre)) beschrieben. Die P-Pools und die Parameter der Sorption wurden im Ausgangsbodenmaterial vor der landwirtschaftlichen Nutzung und erstmals auch tiefenstufen-aufgelöst in 8 ausgesonderten Lysimetern nach 15-jähriger differenzierter Nutzung untersucht.

Eine Bilanzierung der Wasserhaushaltsgrößen zeigte eine Abnahme der jährlichen Sickerwassermengen mit zunehmender Bindigkeit der Böden bei Ackernutzung (S 161 mm, SL 116 mm, L 122 mm, SIL 86 mm). Im Gegensatz dazu waren die jährlichen Sickerwasserraten bei allen Bodenarten unter Grasland etwa gleich groß (S 213 mm, SL 186 mm, L 222 mm, SIL 224 mm). Wahrscheinliche Ursache war das Vorkommen von präferentiellem Fluss. Aufgrund hoher Nährstoffgehalte und dadurch optimalem Pflanzenwachstum sanken mit zunehmender Düngung die Sickerwassermengen. Die unabhängige Berechnung der aktuellen Verdunstung nach Turc-Wendling führte zu einer deutlichen Unterschätzung dieser (bis zu 20 %) bei Ackernutzung mit Fruchfolgewechsel und verdeutlichte die Notwendigkeit einer detaillierten Berücksichtigung der Pflanzen bei der Berechnung.

Die kontinuierliche Dokumentation der P-Pools bestätigte, dass mit den verschiedenen P-Extraktionsmethoden unterschiedliche Anteile von P_t in folgender Reihe P(ox) ($\sim$ 68 %) > AL-P ($\sim$ 36 %) > DL-P ($\sim$ 17 %) > Olsen-P ($\sim$ 12 %) erfasst wurden. Die Berechnung von signifikanten Korrelationen zwischen den Ergebnissen dieser Methoden ermöglich-

te die Ableitung von Umrechnungsfaktoren unter Berücksichtigung der Bodenart und Nutzung. Mit allen Methoden zeigte sich ein in Abhängigkeit der Nutzung variierender Verlauf im Oberboden. Im Unterboden wurde eine deutliche P_t-Anreicherung (Faktor 1,2 - 2,5) mit schwankenden Verläufen im Unterboden nach 15-jähriger landwirtschaftlicher Nutzung nachgewiesen. Diese wurde durch die Ergebnisse der verschiedenen P-Methoden bestätigt. Die Verläufe im Unterboden konnten nicht durch die oxalat-extrahierbaren Al- und Fe-Anteile erklärt werden, die sich ebenfalls während der Nutzung erhöhten. Jedoch bestanden signifikante Zusammenhänge zum C_t-Gehalt und der Trockenrohdichte. Die P-Akkumulation im Unterboden wurde durch die gemessenen Sorptionsisothermen und berechneten Sättigungsgrade bestätigt. Die bodenphysikalischen und -chemischen Parameter alleine sind nicht geeignet, die P-Verlagerung zu beschreiben. Die hydraulischen Verhältnisse, das Transportverhalten sowie die Verteilung und Aufnahme durch die Pflanzenwurzeln müssen ebenfalls berücksichtigt werden.

Die mittleren jährlichen P-Frachten waren bei der Bodenart Sand aufgrund des hohen P_t-Gehalts im Ausgangsmaterial (1200 mg kg^{-1}) am höchsten (0,88 - 1,40 kg (ha a)$^{-1}$). Sie variierten bei den anderen Bodenarten zwischen 0,029 - 0,077 kg (ha a)$^{-1}$ und waren unter Grasland in den meisten Fällen höher als unter Ackernutzung. Zudem führte eine gesteigerte Düngung (P und N) nicht zwangsläufig zu höheren P-Frachten, so dass Faktoren wie das Vorkommen von präferentiellem Fluss, die P-Aufnahme durch die Pflanzen und Mobilisierbarkeit aus dem Boden die Höhe der P-Austräge beeinflussten. Die Abschätzung der P-Austräge über signifikante lineare Zusammenhänge zwischen den P-Gehalten und -formen im Oberboden und P-Austragsparametern erwies sich nur für langfristige Prognosen bei Graslandnutzung als geeignet. Für zeitlich höher aufgelöste Angaben ist aber die Einbeziehung des Wasserhaushalts und der Transportmechanismen erforderlich.

Die Simulationen wurden mit dem prozessbasierten Wasser- und Stofftransportmodell WASMOD, in das Module zur C- und N-Dynamik, zur Bodentemperatur und dem Pflanzenwachstum integriert sind, durchgeführt. Dieses Modell ermöglichte unter Berücksichtigung der Bodenart, Nutzung und Düngerstufe die Simulation plausibler Wasserhaushaltsgrößen. Die gemessenen Sickerwassersummen sowie teilweise deren jährliche und monatliche Dynamik konnten abgebildet werden. Im Mittel wurden dabei die jährlichen Sickerwasserraten der sandigen Böden überschätzt und bei bindigen Böden unterschätzt. Die mittleren jährlichen Abweichungen variierten zwischen 36 mm und 126 mm (RMSE) in Abhängigkeit der Bodenart und Nutzung. Durch die Integration eines P-Moduls mit den relevanten P-Pools (gelöst, sorbiert, organisch und fixiert) und P-Umsetzungsprozessen konnten plausible Größen für die P-Austräge, P-Entzüge durch die Pflanzen und P-Verlagerung im Profil modelliert werden. Die Eingangsgrößen waren unabhängig abgeleitete (z.B. P_{org}) bzw. gemessene Daten (DL-P) im Ausgangsmaterial, wobei die Höhe der P-Austräge im Wesentlichen von den Sorptionsparametern abhing. Die gemessenen P-Austräge konnten als Summe über 12 Jahre sowie teilweise in der jährlichen und monatlichen Dynamik abgebildet werden. Die jährlichen Abweichungen wurden dabei durch die klimatischen Bedingungen sowie die Pflanzenentwicklung gesteuert. Bei allen Bodenarten wurden die jährlichen P-Frachten unterschätzt. Die auf RMSE-Basis berechneten mittleren jährlichen Abweichungen waren beim Sand $\leq$ 0,75 kg ha^{-1}, beim sandigen Lehm $\leq$ 0,045 kg ha^{-1}, beim Lehm $\leq$ 0,080 kg ha^{-1} und beim tonigen Schluff aus Löss $\leq$ 0,055 kg ha^{-1}. Bei den simulierten P-Entzügen durch die Pflanzen sanken diese mit zunehmendem Tongehalt des Bodens, so dass die mittleren jährlichen Abweichungen zwischen den gemessenen und simulierten Werten zwischen 13 kg ha^{-1} und 27 kg ha^{-1} (RMSE) schwankten. Bei der Simulation wurde jedoch stark der sorbierte P-Pool durch die P-Entzüge

der Pflanzen reduziert. Die hohe Dynamik der Nachlieferung aus schwer verfügbaren P-Formen bzw. dem Unterboden wurde dadurch unterschätzt. Die P-Verlagerung in den Unterboden wurde aufgrund der Sorptionsfähigkeit zu gering (Faktor 1,5 - 1,8) und überwiegend aufgrund des Texturwechsels an der Grenzschicht von Ober- und Unterboden kalkuliert.

Das Modell ist zur Abschätzung der P-Austräge differenzierter landwirtschaftlicher Flächen geeignet. Die Ergebnisse werden mit einer zum Schutz der Oberflächengewässer notwendigen Genauigkeit erfasst. Da das Modell mit wenigen und in der Regel verfügbaren oder ableitbaren Daten auskommt, ist eine kommerzielle Anwendung gut möglich. Die Kenntnis der klimatischen und hydrologischen Verhältnisse sowie der Bodenart eines Standorts erlaubt somit Prognosen für eine umwelt- und gewässerschonende Landwirtschaft. Die Übertragbarkeit auf die Gebietsebene sollte jedoch besonders im Hinblick auf den Einfluss durch präferentiellen Fluss in weiteren Arbeiten geprüft werden.

Literaturverzeichnis

Abdou, H. M. und Flury, M., 2004. Simulation of water flow and solute transport in free-drainage lysimeters and field soils with heterogeneous structures. *European Journal of Soil Science*, 55:229–241.

Akhtar, M. S., Richards, B. K., Medrano, P. A., de Groot, M., und Steenhuis, T. S., 2003. Dissolved phosphorus from undisturbed soil cores: Related to adsorption strength, flow rate, or soil structure? *Soil Science Society of America Journal*, 67:458–470.

Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., und Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration - Guidlines for computing crop water requirements - FAO irrigation and drainage paper 56. Technischer bericht, FAO - Food and Agriculture Organisation of the United Nations.

Anderson, R. und Wu, Y., 2001. Phosphorus quantity-intensity relationship and agronomic measures of P in surface layers of a long term slurry experiment. *Chemosphere*, 42 (2):161–178.

Anderson, R. und Xia, L., 2001. Agronomic measures of P, Q/I parameters and lysimeter-collectable P in subsurface soil horizons of a long term slurry experiment. *Chemosphere*, 42(2):171–178.

Andranski, T. W., Bundy, L. G., und Kilian, K. C., 2003. Manure history and long-term tillage effects on soil properties and phosphorus losses in runoff. *Journal of Environmental Quality*, 32:1782–1789.

Andraski, T. W. und Bundy, L. G., 2003. Relationship between phosphorus levels in soil and in runoff from corn production systems. *Journal of Environmental Quality*, 32: 310–316.

ATV-DVWK, 2002. *Verdunstung in Bezug zur Landnutzung, Bewuchs und Boden - Merkblatt ATV-DVWK-M 504*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

Auerswald, K., Claasen, N., Römer, W., und Werner, W., 2002. Mögliche ökologische Folgen hoher Phosphatgehalte im Boden und Wege zu ihrer Verminderung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 98:75–80.

Bache, B. W. und Williams, E. G., 1971. A phosphate sorption index for soils. *Journal of Soil Science*, 22(3):289–301.

Baker, R. S. und Hillel, D., 1990. Laboratory tests of a theory of fingering during infiltration into layered soils. *Soil Science Society of America Journal*, 54:20–30.

Balesdent, J., 1996. The significance of organic separates to carbon dynamics and its modelling in some cultivated soils. *European Journal of Soil Science*, 47:485–493.

Barberis, E., Marsan, F. A., Scalenghe, R., Lammers, A., Schwertmann, U., Edwards, A. C., Maguire, R., Wilson, M. J., Delgado, A., und Torrent, J., 1996. European soils overfertilized with phosphorus: Part 1. Basic properties. *Fertiliser Research*, 45:199–207.

Barekzai, A. M., 1984. *Alterung von wasserlöslichem Phosphat untersucht in Gefäss- und Modellversuchen.* PhD thesis, Justus-Liebig-Universität Giessen, Institut für Pflanzenernährung der Justus-Liebig-Universität Giessen.

Barnett, G. M., 1994. Phosphorus forms in animal manure. *Bioresource Technology*, 49: 139–147.

Barrow, N. J., 1974. Effects of previous additions of phosphate on phoshate adsorption by soils. *Soil Science*, 118(2):82–89.

Barrow, N. J., 1978. The description of phosphate adsorption curves. *Journal of Soil Science*, 29:447–462.

Barrow, N. J., 1979a. The description of desorption of phosphate from soil. *Journal of Soil Science*, 30:259–270.

Barrow, N. J., 1979b. Three effects of temperature on the reactions between inorganic phosphate and soil. *Journal of Soil Science*, 30:271–279.

Barrow, N. J., 1980. Differences amongst a wide-ranging collection of soils in the rate of reaction with phosphate. *Australian Journal of Soil Research*, 18:215–224.

Barrow, N. J., 1983a. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. *Journal of Soil Science*, 34:733–750.

Barrow, N. J., 1983b. On the reversibility of phosphate sorption by soils. *Journal of Soil Science*, 34:751–758.

Barrow, N. J., 1984. Modelling the effects of pH on phosphate sorption by soils. *Journal of Soil Science*, 35:283–297.

Barrow, N. J. und Shaw, T. C., 1975. The slow reactions between soil and anions: 2. Effects of time and temperature on the decrease in phosphate concentration in the soil solution. *Soil Science*, 119(2):167–177.

Beauchemin, S. und Simard, R. R., 2000. Phosphorus status of intensively cropped soils of the St. Lawrence lowlands. *Soil Science Society of America Journal*, 64:659–670.

Beauchemin, S., Simard, R. R., und Cluis, D., 1996. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses. *Journal of Environmental Quality*, 25: 1317–1325.

Benbi, D. K. und Biswas, C. R., 1999. Nutrient budgeting for phosphorus and potassium in a long-term fertilizer trial. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 54(2):125–132.

Bergström, L., 1990. Use of lysimeter to estimate leaching of pesticides in agricultural soils. *Environmental Pollution*, 67:325–347.

Bergström, L. F. und Shirmohammadi, A., 1999. Areal extent of preferential flow with profile depth in sand and clay Monoliths. *Journal of Soil Contamination*, 8:637–651.

Beven, K. und Germann, P., 1981a. Water flow in soil macropores I. An experimental approach. *Soil Science*, 32:1–13.

Beven, K. und Germann, P., 1981b. Water flow in soil macropores II. A combined flow model. *Soil Science*, 32:15–29.

Beven, K. und Germann, P., 1982. Macropores and water flow in soils. *Water Resources Research*, 18:1311–1325.

Blake, L., Mercik, S., Koerschens, M., Moskal, S., Poulton, P. R., Goulding, K. W. T., Weigel, A., und Powlson, D. S., 2000. Phosphorus content in soil, uptake by plants and balances in three European long-term field experiments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56:263–275.

Blake, L., Johnston, A. E., Poulton, P. R., und Goulding, K. W. T., 2003. Changes in soil phosphorus fractions following positive and negative phosphorus balances for long periods. *Plant and Soil*, 254:245–261.

Bond, W. J. und Wierenga, P. J., 1990. Immobile water during solute transport in unsaturated sand columns. *Water Resource Research*, 26:2475–2481.

Borggaard, O. K., 1983a. Influence of iron oxides on phosphate adsorption by soil. *Journal of Soil Science*, 34:333–341.

Borggaard, O. K., 1983b. Effect of surface area and mineralogy of iron oxides on their surface charge and anion adsorption properties. *Clays and Clay Minerals*, 31:230–232.

Borggaard, O. K., Jørgensen, S. S., Møberg, J. P., und Raben-Lange, B., 1990. Influence of organic matter on phosphate adsorption by aluminium and iron in sandy soils. *Journal of Soil Science*, 41:443–449.

Börling, K., Barberis, E., und Otabbong, E., 2004. Impact of long-term inorganic phosphorus fertilization on accumulation, sorption and release of phosphorus in five Swedish soil profiles. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 69:11–21.

Bouma, J., 1990. Using morphometric expressions for macropores to improve soil physical analyses of field soils. *Geoderma*, 46:3–11.

Breeuwsma, A., Reijerink, J. G. A., und Schoumans, O. F., 1995. Impact of manure on accumulation and leaching on phosphate in areas of intensive livestock farming. In: Steele, K. (Hrsg.), *Animal waste and the land-water interface*, S. 239–249. CRC Press, Boca Raton, FL.

Bril, J. und Salomons, W., 1990. Chemical composition of animal manure: A modelling approach. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 38:333–351.

Brookes, P. C., Powlson, D. S., und Jenkinson, D. S., 1982. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 14:319–329.

Brookes, P. C., Powlson, D. S., und Jenkinson, D. S., 1984. Phosphorus in the soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 16:169–175.

Brusseau, M. L., 1992. Nonequilibrium transport of organic chemicals: The impact of pore-water velocity. *Journal of Contaminant Hydrology*, 9:353–368.

Brusseau, M. L. und Rao, P. S. C., 1989. Sorption nonideality during organic contaminat transport in porous media. *Critical Reviews in Environmental Control*, 19(1):33–99.

Brusseau, M. L. und Rao, P. S. C., 1990. Modeling solute transport in structured soils: A review. *Geoderma*, 46:169–192.

Brye, K. R., Andraski, T. W., Jarrel, W. M., Bundy, L. G., und Norman, J. M., 2002. Phosphorus leaching under a restored tallgrass prairie and corn agroecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 31:769–781.

Bühler, S., Oberson, A., Rao, I. M., Friesen, D. K., und Frossard, E., 2002. Sequential phosphorus extraction of a 33P-labeled Oxisol under contrasting agricultural systems. *Soil Science Society of America Journal.*, 66:868–877.

Bundt, M., 2003. *Highways through the soil - Properties of preferential flow paths and transport of reactive compounds.* PhD thesis, Swiss Federal Institute of Technology, Schweiz - Zürich.

Bundt, M., Albrecht, A., Froidevaux, P., Blaser, P., und Flühler, H., 2000. Impact of preferential flow on radionuclide distribution in soil. *Environmental Science and Technology*, 34(18):3895–3899.

Burkitt, L. L., Gourley, C. J. P., und Sale, P. G. W., 2002. Changes in bicarbonate-extractable phosphorus over time when P fertilizer was with-held or reapplied to pasture soils. *Australian Journal of Soil Research*, 40:1213–1229.

Chardon, W. J. und Schoumans, O. F., 2002. Solubilization of phosphorus: concepts and process description of chemical mechanisms. In: Chardon, W. J. und Schoumans, O. F. (Hrsg.), *Phosphorus losses from agricultural soils: Prozesses at the field scale*, COST Action 832, S. 44–52. COST Action 832, Alterra, Wageningen, The Netherlands.

Chardon, W. J., Oenema, O., del Castilho, P., Vriesema, R., Japenga, J., und Blaauw, D., 1997. Organic phosphorus in solutions and leachates from soils treated with animal slurries. *Journal of Environmental Quality*, 26(2):372–378.

Chauhan, B. S., Stewart, J. W. B., und Paull, E. A., 1981. Effect of labile inorganic phosphate status and organic carbon additions on the microbial uptake of phosphorus in soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 61:373–385.

Chen, C. R., He, Z. L., und Huang, C. Y., 2000. Microbial biomass phosphorus and its significance in predicting phosphorus availability in red soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 31(5-6):655–667.

Chen, C. R., Condron, L. M., Sinaj, S., Davis, M. R., Sherlack, R. R., und Frossard, E., 2003. Effects of plant species on phosphorus availability in a range of grassland soils. *Plant and Soil*, 256(1):115–130.

Coats, K. H. und Smith, B. D., 1964. Dead-end pore volume and dispersion in porous media. *Society of Petroleum Engineers Journal*, 4:73–84.

Cross, A. F. und Schlesinger, W. H., 1995. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of the soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, 64:197–214.

Dalal, R. C., 1977. *Soil organic phosphorus*, Band 29 der Reihe *Advances in Agronomy*, S. 83–117. Academic Press, San Diego.

Daniel, O., 1992. Population dynamics of Lumbricus terrestris L. (Oligochaeta:Lumbricidae) in a meadow. *Soil Biology and Biochemistry*, 24:1425–1431.

Daroub, S. H., Ellis, B. G., und Robertson, G. P., 2001. Effect of cropping and low-chemical input systems on soil phosphorus fractions. *Soil Science*, 166(4):281–291.

Daverede, I. C., Kravchenko, A. N., Hoeft, R. G., Nafziger, E. F., Bullock, D. G., Warren, J. J., und Gonzini, L. C., 2003. Phosphorus runoff: Effect of tillage and soil phosphorus levels. *Journal of Environmental Quality*, 32:1436–1444.

Dekker, L. W. und Ritsema, C. J., 2000. Wetting patterns and moisture variability in water repellent Dutch soils. *Journal of Hydrology*, 231-232:148–164.

Dekker, L. W. und Ritsema, C. J., 1994. How water moves in a water repellent sandy soil: 1. Potential and actual water repellency. *Water Resource Research*, 30(9):2507–2517.

Dekker, L. W. und Ritsema, C. J., 1996a. Uneven moisture patterns in water repellent soils. *Geoderma*, 70:87–99.

Dekker, L. W. und Ritsema, C. J., 1996b. Preferential flow paths in a water repellent clay soil. *Water Resource Research*, 32(5):1239–1249.

Delgado, A. und Torrent, J., 2001. Comparison of soil extraction procedures for estimating phosphorus release potential of agricultural soils. *Communications of Soil Science and Plant Analysis*, 32(1-2):87–105.

Derenne, S. und Largeau, C., 2001. A review of some important families of refractory macromolecules: Composition, origin, and fate in soils and sediments. *Soil Science*, 166 (11):833–847.

DeSmet, J., Hofman, G., Vanderdeelen, J., VanMeirvenne, M., und Baert, L., 1996. Phosphate enrichment in the sandy loam soils of West-Flanders, Belgium. *Fertilizer Research*, 43:209–215.

Dick, W. A. und Tabatabai, M. A., 1977. An alkine oxidation method for determination of total phosphorus in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 41:511–514.

Djodjic, F., Bergström, L., und Ulén, B., 2002. Phosphorus losses from a structured clay soil in relation to tillage practices. *Soil Use and Management*, 18:79–83.

Djodjic, F., Börling, K., und Bergström, L., 2004. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. *Journal of Environmental Quality*, 33(2):678–684.

Djodjic, F., Bergström, L., Ulén, B., und Shirmohammadi, A., 1999. Mode of transport of surface-applied phosphorus-33 through a clay and sandy soil. *Journal of Environmental Quality*, 28(4):1273–1283.

Djodjic, F., Ulén, B., und Bergström, L., 2000. Temporal and spatial variations of phosphorus losses and drainage in a structured clay soil. *Water Research*, 34(5):1687–1695.

Dou, Z., Toth, J. D., Galligan, D. T., Ramberg, C. F., und Ferguson, J. D., 2000. Laboratory procedures for characterizing manure phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 29:508–514.

Dougherty, W. J., Fleming, N. K., Cox, J. W., und Chittleborough, D. J., 2004. Phosphorus transfer in surface runoff from intensive pasture systems at various scales: A review. *Journal of Environmental Quality*, 33:1973–1988.

Ducheyne, S., Schadeck, N., und Feyen, J., 1998. Modelling the migration of nutrients in soil. Final report. Internal. publ. 52, Kath. Univ.

Durner, W., 1994. Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. *Water Resource Research*, 30:211–233.

Durner, W., 1998. *Experminentelle Charakterisierung, Parameteridentifikation und Modellierung von Fließ- und Transportprozessen in strukturierten Böden.* Habilitation, Universität Bayreuth, Germany.

Durner, W., Priesack, E., Vogel, H.-J., und Zurmühl, T., 1999. Determination of parameters for flexible hydraulic functions by inverse modeling. In: van Genuchten, M. T., Leij, F. J., und Wu, L. (Hrsg.), *Characterization and measurement of the hydraulic properties of unsaturated porous media*, S. 817–829. University of California, Riverside, CA.

DVWK, 1996. *Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen.* Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Bonn.

Eghball, B., Binford, G. D., und Baltensperger, D., 1996. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. *Journal of Environmental Quality*, 25(6):1339–1343.

Eghball, B., Gilley, J. E., Baltensperger, D. D., und Blumenthal, J. M., 2002. Long-term manure and fertilizer effects on phosphorus and nitrogen in runoff. *Transaction of the ASAE*, 49:687–694.

Egnér, H., Riehm, H., und Domingo, W. R., 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. Technischer Bericht 26, Kungl. Lantbr. Hdgsk. Ann.

Ernstberger, H., 1987. *Einfluss der Landnutzung auf Verdunstung und Wasserbilanz.* PhD thesis, Universität Giessen, Geowissenschaften und Geographie.

Fallon, P. und Smith, P., 1998. The role of refractory soil organic matter in soil organic matter models. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 87:253–264.

Fisher, E., Thornton, B., Hudson, G., und Edwards, A. C., 1998. The variability in total and extractable soil phosphorus under a grazed pasture. *Plant and Soil*, 203:249–255.

Fitter, A. H. und Sutton, C., 1975. The use of the Freundlich isotherm for soil phosphate sorption data. *Journal of Soil Science*, 26(3):241–246.

Flury, M., 1996. Experimental evidence of pesticides through field soils - A review. *Journal of Environmental Quality*, 25:25–45.

Flury, M., Flühler, H., Jury, W., und Leuenberger, J., 1994. Susceptibility of soils to preferential flow of water: a field study. *Water Resources Research*, 30(7):1945–1954.

Flury, M., Leuenberger, J., Studer, B., und Flühler, H., 1995. Transport of anions and herbicides in a loamy and a sandy soil. *Water Resources Research*, 31(4):823–835.

Flury, M., Yates, M. V., und Jury, W. A., 1999. Numerical analysis of the effect of the lower boundary condition on solute transport in lysimeters. *Soil Science Society of America Journal*, 63:1493–1499.

Fortin, J., Gagnon-Bertrand, E., Vézina, L., und Rompré, M., 2002. Preferential bromide and pesticide movement to tile drains under different cropping practices. *Journal of Environmental Quality*, 31:1940–1952.

Fränzle, O., Bruhn, I., Grünberg, K.-U., Kuhnt, D., Mich, K., Müller, F., und Reiche, E. W., 1989. Darstellung der Vorhersagemöglichkeiten der Bodenbelastung durch Umweltchemikalien. Texte des Umweltbundesamtes 34/89, Umweltbundesamt.

Freese, D., van der Zee, S. E. A. T. M., und van Riemsdijk, W. H., 1992. Comparison of different models for phosphate sorption as a function of the iron and aluminium oxides of soils. *Journal of Soil Science*, 43:729–738.

Frossard, E., Brossard, M., Hedley, M., und Metherell, A., 1995. Reactions controlling the cycling of P in soils. In: Tiessen, H. (Hrsg.), *Phosphorus in the Global Environment*, Kapitel 7, S. 107–. John Wiley & Sons Ltd., Chichester.

Frossard, E., Condron, L. M., Oberson, A., Sinaj, S., und Fardeau, J. C., 2000. Processes govering phosphorus availability in temperate soils. *Journal of Environmental Quality*, 29:15–23.

Gächter, R., Ngatiah, J. M., und Stamm, C., 1998. Transport of phosphate from soil to surface waters by preferential flow. *Environmental Science and Technology*, 32(13): 1865–1869.

Gahoonia, T. S., Nielsen, N. E., und Lyshede, O. B., 1999. Phosphorus (P) acquisition of cereal cultivars in the field at three levels of P fertilization. *Plant and Soil*, 211:269–281.

Gallet, A., 2001. *Phosphorus availability and crop production in seven Swiss field experiments.* PhD thesis, Swiss Federal Institute of Technology, Schweiz - Zürich.

Gallet, A., Flisch, R., Ryser, J.-P., Frossard, E., und Sinaj, S., 2003a. Effect of phosphate fertilization on crop yield and soil phosphorus status. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166(5):568–578.

Gallet, A., Flisch, R., Ryser, J.-P., Nösberger, J., Frossard, E., und Sinaj, S., 2003b. Uptake of residual phosphate and fresh applied diammonium phosphate by Lolium perenne and Trifolium repens. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166(5): 557–567.

Gaston, L. A., Drapcho, C. M., Tapadar, S., und Kovar, J. L., 2003. Phosphorus runoff relationships for Louisiana coastal plain soils amended with poultry liter. *Journal of Environmental Quality*, 32:1422–1429.

Gaudet, J. P., Jégat, H., Vachaud, G., und Wierenga, P. J., 1977. Solute transfer, with exchange between mobile and stagnant water, through unsaturated sand. *Soil Science Society of America Journal*, 41(4):665–671.

Gburek, W. J. und Sharpley, A. N., 1998. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 27:267–277.

Gburek, W. J., Sharpley, A. N., Heathwaite, A. L., und Folmar, G. J., 2000. Phosphorus management at the watershed scale: a modification of the phosphorus index. *Journal of Environmental Quality*, 29:130–144.

Geisler, G., 1988. *Pflanzenbau: Ein Lehrbuch - Biologische Grundlagen und Techniken der Pflanzenproduktion.* Parey Verlag, Berlin, 2.. Auflage.

Geohring, L. D., McHugh, O. V., Walter, M. T., Steenhuis, T. S., Akhar, M. S., und Walter, M. F., 2001. Phosphorus transport into subsurface drains by macropores after manure applications: implications for best manure management practices. *Soil Science*, 166(12):896–909.

Ghani, A., Dexter, M., und Perrott, K. W., 2003. Hot-water extractable carbon in soils: A sensitive measurement for determing impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry*, 35:1231–1243.

Ghodrati, M. und Jury, W. A., 1990. A field study using dyes to characterize preferential flow of water. *Soil Science Society of America Journal*, 54:1558–1563.

Ghodrati, M. und Jury, W. A., 1992. A field study of the effects of soil structure and irrigation method on preferential flow of pesticides in unsaturated soil. *Journal of Contaminant Hydrology*, 11:101–125.

Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Turner, B. L., und Oberson, A., 2002. Review of concepts and process descriptionon the biological mechanisms. In: Chardon, W. J. und Schoumans, O. F. (Hrsg.), *Phosphorus losses from agricultural soils: processes at the field scale*, S. 36–43. COST Action 832, Alterra, Wageningen, The Netherlands.

Gjettermann, B., Hansen, H. C. B., Jensen, H. E., und Hansen, S., 2004. Transport of phosphate through artifical macropores during film and pulse flow. *Journal of Environmental Quality*, 33:2263–2271.

Göbel, B., Reiche, E. W., und Widmoser, R., 2001. Modellrechnungen zum Wasser- und Nitrattransport auf zwei Maßstabsebenen. *Landnutzung und Landentwicklung*, 42(5): 201–206.

Godlinski, F., Leinweber, P., Meissner, R., und Seeger, J., 2004. Phosphorus status of soil and leaching losses: Results from operating and dismantled lysimeters after 15 experimental years. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 68:47–57.

Goldberg, S. und Sposito, G., 1985. On the mechanism of specific phosphate adsorption by hydroxylated mineral surfaces: A review. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 16(8):801–821.

Gransee, A. und Merbach, W., 2000. Phosphorus dynamic in a long-term P fertilization trial on Luvic Phaeozem at Halle. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163: 353–357.

Greenwood, D. J., Karpinets, T. V., und Stone, D. A., 2001a. Dynamic model for the effects of soil P and fertilizer P on crop growth, P uptake and soil P in arable cropping: Model description. *Annals of Botany*, 88(2):279–291.

Greenwood, D. J., Stone, D. A., und Karpinets, T. V., 2001b. Dynamic model for the effects of soil P and fertilizer P on crop growth, P uptake and soil P in arable cropping: Experimental test of the model for field vegetables. *Annals of Botany*, 88(2):293–306.

Groenendijk, P. und Kroes, J. K., 1999. Modeling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water with ANIMO 3.5. Rapport 144, Staring Center.

Guo, F., Yost, R. S., Hue, N. V., Evensen, C. I., und Silva, J. A., 2000. Changes in phosphorus fraction in soils under intensive plant growth. *Soil Science Society of America Journal*, 64:1681–1689.

Guo, F. und Yost, R. S., 1998. Partitioning soil phosphorus into three discrete pools of differing availability. *Soil Science*, 163(10):822–833.

Güsewell, S., 2004. N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist*, 164:243–266.

Haferkorn, U., 2000. *Grössen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes - Ergebnisse der Lysimeterstation Brandis.* PhD thesis, Georg-August-Universtiät Göttingen, Fakultät der Agrarwissenschaften, Göttingen.

Hansen, N. C., Daniel, T. C., Sharpley, A. N., und Lemunyon, J. L., 2002. The fate and transport of phosphorus in agricultural system. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57(6):408–417.

Harrison, A. F., 1987. *Soil organic phosphorus - A review of world literature.* CAB International, United Kingdom - Wallingford.

Hart, M. R., Quinn, B. F., und Nguyen, M. L., 2004. Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: a review. *Journal of Environmental Quality*, 33:1954–1972.

Haygarth, P., Turner, B. L., Fraser, A., Jarvis, S., Harrod, T., Nash, D., Halliwell, D., Page, T., und Beven, K., 2004. Temporal variability in phosphorus transfers: Classifying concentration-discharge event dynamics. *Hydrology and Earth Sciences*, 8(1):88–97.

Haygarth, P. M. und Jarvis, S. C., 1997. Soil derived phosphorus in surface runoff from grazed grassland lysimeters. *Water Research*, 31(1):140–148.

Haygarth, P. M. und Jarvis, S. C., 1999. *Transfer of phosphorus from agricultural soil*, Band 66 der Reihe *Advances in Agronomy*, Kapitel V, S. 195–249. Academic Press, New York.

Haygarth, P. M., Hepworth, L., und Jarvis, S. C., 1998. Forms of phosphorus transfer in hydological pathways from soil under grazed grassland. *European Journal of Soil Science*, 49(1):65–72.

Haygarth, P. M., Heathwaite, A. L., Jarvis, S. C., und Harrod, T. R., 2000. *Hydrological factors for phosphorus transfer from agricultural soils*, Band 69 der Reihe *Advances in Agronomy*, Kapitel 5, S. 153–178. Academic Press, San Diego.

Heathwaite, A. L., 1998. Sources and pathways of phosphorus loss from agriculture. In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C., und Johnston, A. E. (Hrsg.), *Phosphorus losses from soil to water*, S. 205–224. CAB international, New York.

Heathwaite, A. L., Griffiths, P., und Parkinson, R. J., 1998. Nitrogen and phosphorus in runoff from grassland with buffer strips following application of fertilizer and manures. *Soil Use and Management*, 14:142–148.

Heathwaite, A. L., Sharpley, A. N., und Gburek, W., 2000. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. *Journal of Environmental Quality*, 29:158–166.

Heathwaite, A. L., Fraser, A. I., Johnes, P. J., Hutchins, M., Lord, E., und Butterfield, D., 2003. The phosphorus indicators tool: A simple model of diffuse P loss from agricultural land to water. *Soil Use and Management*, 19:1–11.

Heckrath, G., Brookes, P. C., Poulton, P. R., und Goulding, K. W. T., 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *Journal of Environmental Quality*, 24(5):904–910.

Heckrath, G. J., 1997. *Phosphorus accumulation and leaching in clay loam soils of the Broadbalk Experiment.* PhD thesis, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.

Hedley, M. J., Stewart, J. W. B., und Chauhan, B. S., 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of America Journal*, 46:970–976.

Hesketh, N. und Brookes, P. C., 2000. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality*, 29(1):105–110.

Hill, D. E. und Parlange, J.-Y., 1972. Wetting front instability in layered soils. *Soil Science Society of America Proceedings*, 36:697–702.

Hillel, D., 1998. *Environmental Soil Physics.* Academis Press, San Diego.

Himmelbauer, M., Kastanek, F., Loiskandl, W., und Cepuder, P., 2003. Einfluss unterschiedlicher N-Düngermengen im Zusammenhang mit Bodeneigenschaften auf die Wurzelentwicklung. In: *Bericht über die 10. Lysimetertagung*, S. 175–177. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein.

Hinz, C., 2001. Description of sorption data with isotherm equations. *Geoderma*, 99(3-4): 225–243.

Hofmann, G., 1991. *Die Untersuchung von Böden*, Band 1 der Reihe *VDLUFA-Methodenbuch.* VDLUFA-Verlag Darmstadt.

Holford, I. C. R., 1997. Soil phosphorus: Its measurement, and its uptake by plants. *Australian Journal of Soil Research*, 35:227–239.

Hooda, P. S., Rendell, A. R., Edwards, A. C., Withers, P. J. A., Aitken, M. N., und Truesdale, V. W., 2000. Relating soil phosphorus indices to potential phosphorus release to water. *Journal of Environmental Quality*, 29(4):1166–1171.

Jarvis, N., Villhoth, K. G., und Ulén, B., 1999. Modelling particle mobilization and leaching in macroporous soil. *European Journal of Soil Science*, 50:621–632.

Jarvis, N. J., 1994. The MARCO model (version 4.0) Technical description and sample simulations. Technischer bericht, Swiss University of Agriculture Sciences, Department of Soil Science.

Javid, S. und Rowell, D. L., 2002. A laboratory study of the effect of time and temperature on the decline in Olsen P following phosphate addition to calcareous soils. *Soil Use and Management*, 18(2):127–134.

Jaynes, D. B., Logsdon, S. D., und Horton, R., 1995. Field method for measuring mobile/immobile water content and solute transfer rate coefficient. *Soil Science Society of America Journal*, 59:352–356.

Jaynes, D. B., Ahmed, S. I., Kung, K.-J. S., und Kanwar, R. S., 2001. Temporal dynamics of preferential flow to subsurface drain. *Soil Science of America Journal*, 65:1368–1376.

Jensen, M. B., Joergensen, P. R., Hansen, H. C. B., und Nielsen, N. E., 1998. Biopore mediated subsurface transport of dissolved orthophosphate. *Journal of Environmental Quality*, 27:1130–1137.

Jensen, M. B., Olsen, T. B., Hansen, H. C. B., und Magid, J., 2000. Dissolved and particulate phosphorus in leachate from structured soil amended with fresh cattle faeces. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56:253–261.

Joergensen, R., 1998. The fumigation extraction method for microbial biomass phosphorus. In: Alef, K. und Nannipieri, P. (Hrsg.), *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*, S. 394–396. Academic Press, London.

Johnston, A. E., Poulton, P. R., und Syers, J. K., 2001. Phosphorus, potassium and sulphur cycles in agricultural soils. *The International Fertiliser Society*, Proceedings No. 465:4–9,38.

Jordan, C., McGuckin, S. O., und Smith, R. V., 2000. Increased predicted losses of phosphorus to surface waters from soils with high Olsen-P concentrations. *Soil Use and Management*, 16:27–35.

Ju, S. H. und Kung, K. J. S., 1997a. Impact of funnel flow on contaminat transport in sandy soils: Numerical simulation. *Soil Science Society of America Journal*, 61:409–415.

Ju, S. H. und Kung, K. J. S., 1997b. Steady-state funnel flow - its characteristics and impact on modelling. *Soil Science Society of America Journal*, 61:416–427.

Jury, W. A. und Flühler, H., 1992. Transport of chemicals trough soil: mechanisms, models, and field applications. *Advances in Agronomy*, 47:141–201.

Jury, W. A., Gardner, W. R., und Gardner, W. H., 1991. *Soil Physics.* John Wiley & Sons, Inc., New York, 5. Auflage.

KA4, 1994. *Bodenkundliche Kartieranleitung.* Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter, Hannover, 4. Auflage.

Kamh, M., Horst, W. J., Amer, F., Mostafa, H., und Maier, P., 1999. Mobilization of soil and fertilizer phosphate by cover crops. *Plant and Soil*, 211(1):19–27.

Karpinets, T. V., Greenwood, D. J., und Ammons, J. T., 2004. Predictive meachanistic model of soil phosphorus dynamics with readily availabile inputs. *Soil Science Society of America Journal*, 68(2):644–653.

Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N., Moyer, B. G., und Elwinger, G. F., 2002. Effect of mineral and manure phosphorus sources on runoff phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 31:2026–2033.

Kleinman, P. J. A., Bryant, R. B., Reid, W. S., Sharpley, A. N., und Pimentel, D., 2000. Using soil phosphorus behavior to identify environmental thresholds. *Soil Science*, 165 (12):943–950.

Kleinman, P. J. A., Needelman, B. A., Sharpley, A. N., und McDowell, R. W., 2003. Using Soil Phosphorus Profile Data to Assess Phosphorus Leaching Potential in Manured Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 67:215–224.

Klotz, D., 2003. Untersuchungen mit Tracern und Wasserinhaltsstoffen zu Matrix- und Bypass-Flüssen in einem Intensiv-Lysimeter. In: *Bericht über die 10. Lysimetertagung*, S. 25–27. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein.

Knappe, S., Haferkorn, U., und Meissner, R., 2002. Influence of different agricultural management systems of nitrogen leaching: results of lysimeter studies. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165:73–77.

Knisel, R. A., Knisel, W. G., und Still, D. A., 1987. GLEAMS: groundwater loading effects of agricultural management systems. *Transaction of the ASAE*, 30(5):1403–1418.

Knisel, W. G., 1993. GLEAMS, Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems, version 2.1. Publ. 5, University of Georgia.

Knoblauch, S., 1996. Wasser- und Stofftransport über präferentielle Fließbahnen in Böden - eine Literaturübersicht. *Wasserwirtschaft*, 86(11):598–602.

Koerschens, M., Weigel, A., und Schulz, E., 1998. Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances - tools for evaluating sustainable productivity of soils. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 161:409–424.

Kohler, A., Abbaspour, K. C., Fritsch, M., und Schulin, R., 2003. Using simple bucket models to analyze solute export to subsurface drains by preferential flow. *Vadose Zone Journal*, 2:68–75.

Köhne, J. M., Köhne, S., Mohanty, B., und Simunek, J., 2004. Inverse mobile-immobile modeling of transport during transient flow: Effects of between-domain transfer and initial water content. *Vadose Zone Journal*, 3:1309–1321.

Koopmans, G. F., 2004. *Characterization, desorption, and mining of phosphorus in noncalcareous sandy soils.* PhD thesis, Wageningen University, The Netherlands - Wageningen.

Koopmans, G. F., McDowell, R. W., Chardon, W. J., Oenema, O., und Dolfing, J., 2002. Soil phosphorus quantity-intensity relationships to predict increased soil phosphorus loss to overland and subsurface flow. *Chemosphere*, 48(7):679–687.

Koopmans, G. F., Chardon, W. J., de Willigen, P., und van Riemsdijk, W. H., 2004a. Phosphorus desorption dynamics in soil and the link to a dynamic concept of bioavailability. *Journal of Environmental Quality*, 33:1393–1402.

Koopmans, G. F., Chardon, W. J., Ehlert, P. A. I., Dolfing, J., Suurs, R. A. A., Oenema, O., und van Riemsdijk, W. H., 2004b. Phosphorus availability for plant uptake in a phosphorus-enriched noncalcareous sandy soil. *Journal of Environmental Quality*, 33: 965–975.

Kostecki, K., Stemmer, M., und Krenn, A., 2001. Wurzelverteilung und mikrobielle Aktivität im Randbereich eines monolithischen Lysimeters. In: *Bericht über die 9. Lysimetertagung*, S. 187–188. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein.

Krenn, A., Klaghofer, E., und Gerzabek, M., 2003. Diskussion seitlicher Randeffekte bei Lysimeterexperimenten am Beispiel der Lysimeteranlage Seibersdorf. In: *Bericht über die 10. Lysimetertagung*, S. 33–36. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein.

Kung, K.-J. S., 1990a. Preferential flow in a sandy vadose zone: 1. Field observation. *Geoderma*, 46:51–59.

Kung, K.-J. S., 1990b. Preferential flow in a sandy vadose zone: 2. Mechanism and implications. *Geoderma*, 46:59–71.

Kutschera, L., 1960. *Wurzelatlas mitteleuropäischer Ackerunkräuter und Kulturpflanzen.* DLG-Verlags-GmbH, Frankfurt a. M.

Lademann, H. und Pöthig, R., 1994. Untersuchungen zur Phosphorbelastung, Phosphorverlagerung und Phosphorsorptionsfähigkeit dränierter Agrarflächen als Beitrag zum Gewässerschutz. *Vom Wasser*, 82:323–334.

Langner, H. W., Gaber, H. M., Wraith, J. M., Huwe, B., und Inskeep, W. P., 1999. Preferential flow through intact soil cores: Effects of matric head. *Soil Science Society of America Journal*, 63:1591–1598.

Leinweber, P., 1996. Phorphorus fractions in soils from an area with high density of livestock population. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 159:251–256.

Leinweber, P., Haumaier, L., und Zech, W., 1997a. Sequential extractions and 31P-NMR spectroscopy of phosphorus forms in animal manures, whole soils and particle-size separates from a densely populated livestock area in northwest Germany. *Biology and Fertility Soils*, 25:89–94.

Leinweber, P., Lünsmann, F., und Eckhardt, K.-U., 1997b. Phosphorus sorption capacities and saturation of soils in two regions with different livestock densities in northwest Germany. *Soil Use and Management*, 13:82–89.

Leinweber, P., Meissner, R., Eckhardt, K.-U., und Seeger, J., 1999. Management effects on forms of phosphorus in soil and leaching losses. *European Journal of Soil Science*, 50:413–424.

Leinweber, P., Turner, B. L., und Meissner, R., 2002. Phosphorus. In: Haygarth, P. M. und Jarvis, S. C. (Hrsg.), *Agriculture, Hydrology and Water Quality*, S. 29–56. CABI Publishing, New York.

Lennartz, B., 2003. Die Bestimmung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser (Sickerwasserprognose) unter Berücksichtigung des schnellen Stofftransportes. *Altlasten Spektrum*, 4:184–191.

Lennartz, B. und Kamra, S. K., 1998. Temporal variability of solute transport under vadose zone conditions. *Hydrological Processes*, 12:1939–1949.

Lennartz, B. und Meyer-Windel, S., 1995. The role of immobile water in unsaturated substrates. *Hydrogéologie*, 4:75–83.

Lewis, D. R. und McGechan, M. B., 2002. A review of field scale phosphorus dynamics models. *Biosystems Engineering*, 82(4):359–380.

Li, Y. und Ghodrati, M., 1994. Preferential transport of nitrate through soil columns containing root channels. *Soil Science Society of America Journal*, 58:653–659.

Liu, Y., Steenhuis, T. S., und Parlange, J.-Y., 1994. Closed-form solution for finger width in sandy soils at different water content. *Water Resource Research*, 30(4):949–952.

LMS, 1998. *Düngung 1998, Hinweise und Richtwerte für die landwirtschaftliche Praxis.* LMS Landwirtschaftsberatung Mecklenburg-Vorpommern und Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern.

Loague, K. und Green, R. E., 1991. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application. *Journal of Contaminant Hydrology*, 7:51–57.

Logsdon, S. D., 2002. Determination of preferential flow model parameters. *Soil Science Society of America Journal*, 66:1095–1103.

Logsdon, S. D., Keller, K. E., und Moorman, T. B., 2002. Measured and predicted solute leaching from multiple undisturbed soil columns. *Soil Science Society of America Journal*, 66:685–695.

Lookman, R., Vandeweert, N., Merckx, R., und Vlassak, K., 1995. Geostatistical assessment of the regional distribution of phosphate sorption capacity parameters (Fe_{ox} and Al_{ox}) in northern Belgium. *Geoderma*, 66:285 – 296.

Lookman, R., Geerts, H., Grobet, P., Merckx, R., und Vlassak, K., 1996a. Phosphate speciation in excessively fertilized soil: a 31P and 27Al MAS NMP spectroscopic study. *European Journal of Soil Science*, 47:125–130.

Lookman, R., Jansen, K., Merckx, R., und Vlassak, K., 1996b. Relationship between soil properties and phosphate saturation parameters. A transect study in northern Belgium. *Geoderma*, 69:265–274.

Löpmeier, F. J., 1994. The calculation of soil moisture and evapotranspiration with agrometeorological models. *Zeitschrift für Bewässerungswirtschaft*, 29:157–167.

Ludwig, B., John, B., Ellerbrock, R., Kaiser, M., und Fleesa, H., 2003. Stabilisation of carbon from maize in a sandy soil in a long-term experiment. *European Journal of Soil Science*, 54:117–126.

Mafongoya, P. L., Barak, P., und Reed, J. D., 2000. Carbon, nitrogen and phosphorus mineralization of tree leaves and manure. *Biology and Fertility Soils*, 30:298–305.

Magid, J. und Nielsen, N. E., 1992. Seasonal variation in organic phosphorus fractions of temperate climate sandy soil. *Plant and Soil*, 144:155–165.

Maguire, R. O. und Sims, J. T., 2002. Soil testing to predict phopshorus leaching. *Journal of Environmental Quality*, 31:1601–1609.

Maguire, R. O., Foy, R. H., Bailey, J. S., und Sims, J. T., 2001. Estimation of the phosphorus sorption capacity of acidic soils in Ireland. *European Journal of Soil Science*, 52(3):479–487.

Malhi, S. S., Harapiak, J. T., Karamanos, R., Gill, K. S., und Flore, N., 2003. Distribution of acid extractable P and exchangeable K in a grassland soil as affected by long-term surface application of N, P and K fertilizers. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 67: 265–272.

Maurer, T., 1997. *Physikalisch begründete, zeitkontinuierliche Modellierung des Wassertransports in kleinen ländlichen Einzugsgebieten.* PhD thesis, Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH).

McCollum, R. E., 1991. Buildup and decline in soil phosphorus: 30 year trends on a Typic Umbraquult. *Agronomy Journal*, 83:77–85.

McCord, J. ., Stephens, D. B., und Wilson, J. L., 1991. Towards validating state-dependent macroscopic anisotropy in unsaturated media: Field experiments and modelling considerations. *Journal of Contaminant Hydrology*, 7:145–175.

McDowell, R. W. und Sharpley, A. N., 2001a. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. *Journal of Environmental Quality*, 30 (2):508–520.

McDowell, R. W. und Sharpley, A. N., 2001b. Phosphorus losses in subsurface flow before and after manure application to intensively farmed land. *The Science of the Total Environment*, 278(2):113–125.

McDowell, R. W. und Sharpley, A. N., 2001c. Soil phosphorus fractions in solution: Influence of fertiliser and manure, filtration and method of determination. *Chemosphere*, 45:737–748.

McDowell, R. W., Sharpley, A. N., Brookes, P., und Poulton, P., 2001a. Relationship between soil test phosphorus and phosphorus release to solution. *Soil Science*, 166(2): 137–149.

McDowell, R. W., Sharpley, A. N., Condron, L. M., Haygarth, P. M., und Brookes, P., 2001b. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 59:269–284.

McDowell, R. W., Sinaj, S., Sharpley, A. N., und Frossard, E., 2001c. The use of isotopic exchange kinetics to assess phosphorus availability in overland flow and subsurface drainage waters. *Soil Science*, 166(6):365–373.

McDowell, R. W., Sharpley, A. N., und Withers, P. J. A., 2002. Indicator to predict the movement of phosphorus from soil to subsurface flow. *Environmental Science of Technology*, 36(7):1505–1509.

McGechan, M. B., 2002a. Sorption of Phosphorus by Soil, Part 2: Measurement Methods, Results and Model Parameter Values. *Biosystems Engineering*, 82(2):115–130.

McGechan, M. B., 2002b. Effects of timing of slurry spreading on leaching of soluble and particulate inorganic phosphorus explored using the MACRO model. *Biosystems Engineering*, 83(2):237–252.

McGechan, M. B. und Lewis, D. R., 2002a. Sorption of phosphorus by soil, Part 1: Principles, equations and models. *Biosystems Engineering*, 82(1):1–24.

McGechan, M. B. und Lewis, D. R., 2002b. Transport of particulate and colloid-sorbed contaminants through soil, Part 1: General principles. *Biosystems Engineering*, 83(3): 255–273.

McGechan, M. B., Jarvis, N. J., Hooda, P. S., und Vinten, A. J. A., 2002. Parametrization of the MARCO model to represent leaching of colloidally attached inorganic phosphorus following slurry spreading. *Soil Use and Management*, 18(1):61–67.

McGill, W. B. und Cole, C. V., 1981. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. *Geoderma*, 26:267–286.

Meissner, R., Kramer, D., Taeger, H., Seeger, J., und Schonert, P., 1991. Lysimeterversuchsergebnisse über Möglichkeiten zur optimierten wasser- und landwirtschaftlichen Bewirtschaftung von Trinkwasserschutzgebieten. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, 35(6):425–434.

Meissner, R., Rupp, H., Seeger, J., und Schonert, P., 1995a. Influence of mineral fertilizers and different soil types on nutrient leaching: Results of lysimeter studies in East Germany. *Land Degradation and Rehabilitation*, 6:163–170.

Meissner, R., Seeger, J., Rupp, H., und Schonert, P., 1995b. Lysimeterversuchsergebnisse über die Beeinflussung des Wasser- und Stoffhaushaltes durch Flächenstillegungs- und Extensivierungsmaßnahmen. In: *Bericht über die 5. Lysimetertagung*, S. 167–171. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein.

Meissner, R., Seeger, J., und Rupp, H., 2002. Effects of agricultural land use changes on diffuse pollution of water resources. *Irrigation and Drainage*, 51:1119–127.

Meissner, R., Rupp, H., Seeger, J., und Schonert, P., 1995c. Langjährige Lysimeterversuchsergebnisse einer gestaffelten Mineraldüngung auf den Nährstoffaustrag. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, 39:197–219.

Meissner, R., Seeger, J., und Rupp, H., 1998. Lysimeter studies in East Germany concerning the influence of set aside of intensively farmed land on the seepage water quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 67:161–173.

Mokry, M., 2003. Makroporen-Transport von Phosphor nach Gülleaufbringung auf Löss und Tonböden. In: *Bericht über die 10. Lysimetertagung*, S. 219–221. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein.

Moreau, S., Bertru, G., und Buson, C., 1998. Seasonal and spatial trends of nitrogen and phosphorus loads to the upper catchment of the river Vilaine (Brittany): Relationships with land use. *Hydrobiologia*, 373/374:247–258.

Morgan, M., 1998. The behaviour of soil and fertilizer phosphorus. In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C., und Johnston, A. E. (Hrsg.), *Phosphorus loss from soil to water*, S. 137–150. CAB international, New York.

Murphy, J. und Riley, J. R., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Technischer Bericht 27, Analytical Chemistry Acta.

Nair, V. D., Portier, K. M., Graetz, D. A., und Walker, M. L., 2004. An environmental threshold for degree of phosphorus saturation in sandy soils. *Journal of Environmental Quality*, 33(1):107–113.

Nash, D. und Murdoch, C., 1997. Phosphorus runoff from a fertile dairy pasture. *Australian Journal of Soil Research*, 35:419–429.

Neyroud, J.-A. und Lischer, P., 2003. Do different methods used to estimate soil phosphorus availability across Europe give comparable results. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166:422–431.

Oberson, A., Friesen, D. K., Tiessen, H., Morel, C., und Stahel, W., 1999. Phosphorus status and cycling in native savanna and improved pastures on an acid low-P Colombian Oxisol. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 55:77–88.

Oberson, A., Friesen, D. K., Rao, I. M., Bühler, S., und Frossard, E., 2001. Phosphorus transformations in an Oxisol under contrasting land-use systems: The role of the soil microbial biomass. *Plant and Soil*, 237:197–210.

Oehl, F., Oberson, A., Probst, M., Fliessbach, A., Roth, H.-R., und Frossard, E., 2001. Kinetics of microbial phosphorus uptake in cultivated soils. *Biololgy and Fertility of Soils*, 34:31–41.

Oehl, F., Oberson, A., Tagmann, H. U., Besson, J. M., Dubois, D., Mäder, P., Roth, H.-R., und Frossard, E., 2002. Phosphorus budget and phosphorus availability in soils under organic and conventional farming. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 62:25–35.

Oehl, F., 1999. *Microbially mediated phosphorus transformation processes in cultivated soils.* PhD thesis, Swiss Federal Institute of Technology, Schweiz - Zürich.

Okom, A. E. A., White, R. E., und Heng, L. K., 2000. Field measured mobile water fraction for soils of contrasting texture. *Australian Journal of Soil Research*, 38:1131–1142.

Oliver, Y. M. und Smettem, K. R. J., 2003. Parametrisation of physically based solute transport models in sandy soils. *Australian Journal of Soil Research*, 41:771–788.

Parfitt, R. L., 1978. Anion adsorption by soils and soil material. *Advances in Agronomy*, 30:1–50.

Paul, E. A. und Clark, F. E., 1996. *Soil microbiology and biochemistry*, Kapitel 13 - Phosphorus Transformations, S. 289–298. Academic press, San Diego, 2. Auflage.

Pautler, M. C. und Sims, J. T., 2000. Relationship between soil test phosphorus, soluble phosphorus and phosphorus saturation in Delaware soils. *Soil Science Society of America Journal*, 64:765–773.

Petersen, C. T., Hansen, S., und Jensen, H. E., 1997. Depth distribution of preferential flow patterns in a sandy loam soil as affected by tillage. *Hydrology and Earth System Sciences*, 4:769–776.

Picone, L. I., Zamuner, E. C., Berardo, A., und Marino, M. A., 2003. Phosphorus transformations as affected by sampling date, fertilizer rate and phosphorus uptake in a soil under pasture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 67:225–232.

Pierret, A., Moran, C. J., und Pankhurst, C. E., 1999. Differentiation of soil properties related to the spatial association of wheat roots and macropores. *Plant and Soil*, 211 (1):51–58.

Pierson, S. T., Cabrera, M. L., Evanylo, G. K., Kuykendall, H. A., Hoveland, C. S., Cann, M. A., und West, L. T., 2001. Phosphorus and ammonia concentration in surface runoff from grasslands fertilized with broiler litter. *Journal of Environmental Quality*, 30:1784–1789.

Pihl, U., 2000. *Bodenchemische Parameter als Prognosekriterien des potentiellen Phosphat-Austrags in Drän- und Grundwasser.* PhD thesis, Rheinische Friedrich-Wilhelms Universität Bonn, Bonner Agriculturchemische Reihe.

Polyzopoulos, N. A. und Pavlatou, A., 1991. Phosphate sorption isotherms revisited. *Zeitschrift für Bodenkunde und Pflanzenernährung*, 155:71–72.

Pote, D. H., Daniel, T. C., Sharpley, A. N., P. A. Moore, J., Edwards, D. R., und Nichols, D. J., 1996. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Science Society of America Journal*, 60(3):855–859.

Pote, D. H., Daniel, T. C., Nichols, D. J., Sharpley, A. N., P. A. Moore, J., Miller, D. M., und Edwards, D. R., 1999. Relationship between phosphorus levels in three ultisols and phosphorus concentration in runoff. *Journal of Environmental Quality*, 28(1):170–175.

Preedy, N., McTiernan, K., Matthews, R., Heathwaite, L., und Haygarth, P., 2001. Rapid incremental phosphorus transfers from grassland. *Journal of Environmental Quality*, 30:2105–2112.

Pudenz, S. und Nützmann, G., 1997. Abschätzung der Phosphatverlagerung im Boden- und Grundwasser mit Hilfe des Kompartimentmodells MORPHO. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen*, 41(2):72–74.

Pudenz, S., 1998. *Modellierung der regionalen Phosphorverlagerung im Boden und Grundwasser.* PhD thesis, Universität Berlin, Fachbereich 6: Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Werkstoffwissenschaften.

Raats, P. A. C., 1973. Unstable wettings fronts in uniform and nonuniform soils. *Soil Science Society of America Proceedings*, 37:681–685.

Reiche, E. W., 1991. *Entwicklung, Validierung und Anwendung eines Modellsystems zur Beschreibung und flächenhaften Bilanzierung der Wasser- und Stickstoffdynamik in Böden.* PhD thesis, Universität Kiel, Kieler Geographische Schriften.

Reiche, E. W., 1994. Modelling water and nitrogen dynamics on catchment scale. *Ecological Modelling*, 75/76:371–384.

Reiche, E. W., 1995. WASMOD - Teilmodell eines gebietsbezogenen Simulationssystems zur Erstellung von regionalen Stoffbilanzen. *Dokumentation von Wasserhaushaltsmodellen*, 42:85–100.

Reiche, E. W., 1996. WASMOD - Ein Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Stoffflüssen - Darstellung des aktuellen Entwicklungsstandes. *Ecosys*, 4:143–164.

Rhue, R. und Harris, W., 1999. Phosphorus sorption/desorption reactions in soils and sediments. In: OConnor, G. A., Schelske, C. C., und Reddy, K. R. (Hrsg.), *Phosphorus Biogeochemistry in Subtropical Ecosystems*, Kapitel 7, S. 187–207. Lewis Publisher, London.

Richardson, A. E., Hadobas, P. A., und Hayes, J. E., 2001. Extracellular secretion of Aspergillus phytase from Arabidopsis roots enables plants to obtain phosphorus from phytate. *Plant Journal*, 25:641–649.

Richter, D., 1995. Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Technischer Bericht 194, Bericht des Deutschen Wetterdienstes.

Rinker, A., 2001. *Beschreibung der Wasser- und Stoffhaushaltsdynamik devastierter Flächen mit dem Simulationsmodell WASMOD am Beispiel des Braunkohletagebaus Espenhain.* PhD thesis, Technische Universität Bergakademie Freiberg, Freiberg.

Ritsema, C. J. und Dekker, L. W., 1998. Three-dimensional patterns of moisture, water repellency, bromide and pH in a sandy soil. *Journal of Contaminant Hydrology*, 31: 295–313.

Ritsema, C. J., Dekker, L. W., Hendrickx, J. M. H., und Hamminga, W., 1993. Preferential flow mechanism in a water repellent sandy soil. *Water Resource Research*, 29:2183–2193.

Ritsema, C. J., Dekker, L. W., van den Elsen, E. G. M., Oostindie, K., Steenhuis, T. S., und Nieber, J. L., 1997. Recurring fingered flow pathways in a watere repellent sandy field soil. *Hydrology and Earth System Sciences*, 4:777–786.

Ritsema, C. J., Dekker, L. W., Nieber, J. L., und Steenhuis, T. S., 1998. Modelling and field evidence of finger formation recurrence in water repellent sandy soil. *Water Resource Research*, 34(4):555–567.

Ross, D. J., Tate, K. R., Scott, N. A., und Feltham, C. W., 1999. Land-use change: Effects on soil carbon, nitrogen and phosphorus pools and fluxes in three adjacent ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 31:803–813.

Ross, P. J. und Smettem, K. R., 2000. A simple treatment of physical nonequilibrium water flow in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 64:1926–1930.

Roth, D., Günther, R., und Knoblauch, S., 1997. Wasserbilanz sowie Wasserverbrauch und Bodenausschöpfung landwirtschaftlicher Fruchtarten auf einem tiefgründigen Lößstandort. *Agrobiological Research*, 50(3):271–278.

Rühlmann, J., 1999. A new approach to estimating the pool of stable organic matter in soil using data from long-term field experiments. *Plant and Soil*, 213:149–160.

Sambale, C. und Peschke, G., 2000. Vegetationsbedingte Verdunstungsunterschiede und ihre Auswirkungen auf die hydrologische Modellierung. *Wasser und Boden*, 1+2:50–56.

Sanyal, S. K. und De Datta, S. K., 1991. Chemistry of phosphorus transformations in soil. *Advances in Soil Science*, 16:1–120.

Schaap, M. G., 2001. *Rosetta: A program for estimating soil hydraulic parameters with hierachical pedotransfer functions.* U.S. Salinity Laboratory, USA - CA - Riverside.

Schaap, M. G., Leij, F. J., und van Genuchten, M. T., 1998. Neutral network analysis for hierachical prediction of soil water retention and saturated hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America Journal*, 62:847–855.

Schaap, M. G., Leij, F. J., und van Genuchten, M. T., 2001. Rosetta: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierachical pedotransfer functions. *Journal of Hydrology*, 251:163–176.

Schärer, M., 2003. *The influence of processes controlling phosphorus availability on phosphorus losses in grassland soils.* PhD thesis, Swiss Federal Institute of Technology, Schweiz - Zürich.

Scheinost, A., Sinowski, W., und Auerswald, K., 1997. Regionalization of soil water retention curves in a highly variable soilscape, I. Developing a new pedotransfer function. *Geoderma*, 78(3-4):129–143.

Scheinost, A. C. und Schwertmann, U., 1995. Predicting phosphate adsorption-desorption in a soilscape. *Soil Science Society of America Journal*, 59(6):1575–1580.

Scheinost, A., 1995. *Pedotransfer-Funktionen zum Wasser- und Stoffhaushalt einer Bodenlandschaft.* PhD thesis, Technische Universität München/Weihenstephan, Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM) - Bericht 5.

Schilling, G., 2000. *Pflanzenernährung und Düngung.* Eugen Ulmer, Stuttgart.

Schilling, G., Gransee, A., Deubel, A., Lezovic, G., und Ruppel, S., 1998. Phosphorus availability, root exudates, and microbial acivity in the rhizospere. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 161:465–478.

Schils, R. und Snijders, P., 2004. The combined effect of fertiliser nitrogen and phosphorus on herbage yield and changes in soil nurtients of grass/clover and grass-only sward. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 69:165–175.

Schlichting, E., Blume, H.-P., und Stahr, K., 1995. *Bodenkundliches Praktikum.* Blackwell Wissenschaft. Pareys Studientexte 81.

Schmalz, B., Lennartz, B., und Wachsmuth, D., 2002. Analyses of soil water content variations and GPR attribute distributions. *Journal of Hydrology*, 267(3-4):217–226.

Schmidt, J. P., Buol, S. W., und Kamprath, E. J., 1996. Soil phosphorus dynamics during 17 years of continuous cultivation: Fractionation analyses. *Soil Science Society of America Journal*, 61:1168–1172.

Schmidt, M. W., Skjemstad, J. O., und Jäger, C., 2002. Carbon isotope geochemistry and nanomorphology of soil black carbon: Black chernozemic soils in central Europe originate from ancient biomass. *Global Biogeochemical Cycles*, 16(4):70–78.

Schoumans, O. F., 1995. Validation of the process description of abiotic phosphate reactions in acid sandy soils. Rapport 381, The Winand Staring Centre.

Schoumans, O. F. und Chardon, W. J., 2000. Modelling P losses by leaching in Europe. COST-Action 823, Working group 2.

Schoumans, O. F. und Chardon, W. J., 2002. Models describing phosphorus losses by subsurface transport used in Europe. In: Chardon, W. J. und Schoumans, O. F. (Hrsg.), *Phosphorus losses from agricultural soils: Prozesses at the field scale*, COST Action 832, S. 44–52. COST Action 832, Alterra, Wageningen, The Netherlands.

Schoumans, O. F. und Groenendijk, P., 2000. Modeling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. *Journal of Environmental Quality*, 29(1):111–116.

Schroeder, P. D., Radcliffe, D. E., und Cabrera, M. L., 2004a. Rainfall timing and poultry litter application rate effects on phosphorus loss in surface runoff. *Journal of Environmental Quality*, 33:2201–2209.

Schroeder, P. D., Radcliffe, D. E., Cabrera, M., und Belew, C. D., 2004b. Relationship between soil test phosphorus and phosphorus in runoff effects of soil series variability. *Journal of Environmental Quality*, 33:1452–1463.

Schwarz, A. und Kaupenjohann, M., 2001. Vorhersagbarkeit des Stofftransportes in Böden unter Berücksichtigung des schnellen Flusses (preferential flow). *KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, 48(1):48–53.

Schwertmann, U., 1964. Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalat-Lösung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 105: 194–202.

Selker, J., Leclero, P., Parlange, J.-Y., und Steenhuis, T., 1992a. Fingered flow in two dimensions - 1. measurement of matric potential. *Water Resource Research*, 28(9): 2513–2521.

Selker, J., Steenhuis, T. S., und Parlange, J.-Y., 1992b. Wetting front instability in homogeneous sandy soils under continuous infiltration. *Soil Science Society of America Journal*, 56:1346–1350.

Sharpley, A. N., 1985a. Phosphorus cycling in unfertilized and fertilized agricultural soils. *Soil Science Society of America Journal*, 49:905–911.

Sharpley, A. N., 1999. Global Issues of Phosphorus in Terrestial Ecosystems. In: Reddy, K. R., O'Connor, G. A., und Schelke, C. L. (Hrsg.), *Phosphorus Biogeochemistry in Subtropical Ecosystems*, Kapitel 1, S. 15–46. Lewis Publisher, London.

Sharpley, A. N., 1985b. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope, and management. *Soil Science Society of America Journal*, 49:1010–1015.

Sharpley, A. N. und Moyer, B., 2000. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *Journal of Environmental Quality*, 29:1462–1469.

Sharpley, A. N. und Rekolainen, S., 1998. Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C., und Johnston, A. E. (Hrsg.), *Phopshorus loss from soil to water*, S. 1–54. CAB international, New York.

Sharpley, A. N., Smith, S. J., und Bain, W. R., 1993. Nitrogen and phosphorus fate from long-term poultry litter applications to Oklahoma soils. *Soil Science Society of America Journal*, 57:1131–1137.

Sharpley, A. N., 1995. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 24(5):920–926.

Shepherd, M. A. und Withers, P. J., 1999. Applications of poultry litter and triple superphosphate fertilizer to a sandy soil: Effects on soil phosphorus status and profile distribution. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 54:233–242.

Shirmohammadi, A., Ulén, B., Bergström, L. F., und Knisel, W., 1998. Simulation of nitrogen and phosphorus leaching in a structured soil using GLEAMS and a new submodel, PARTLE. *Transactions of the ASAE*, 41:353–360.

Sibbensen, E. und Sharpley, A. N., 1998. Setting and justifying upper critical limits for phosphorus in soils. In: Tunney, H., Charton, O. T., Brookes, P. C., und Johnston, A. E. (Hrsg.), *Phosphorus loss from soil to water*, Kapitel 7, S. 151–176. CAB international, New York, 2. Auflage.

Siemens, J., Ilg, K., Lang, F., und Kaupenjohann, M., 2004. Adsorption controls mobilization of colloids and leaching of dissolved phosphorus. *European Journal of Soil Science*, 55:253–263.

Simard, R. R., Cluis, D., Gangbazo, G., und Beauchemin, S., 1995. Phosphorus status of forest and agricultural soils from a watershed of high animal density. *Journal of Environmental Quality*, 24:1010–1017.

Simard, R. R., Beauchemin, S., und Haygarth, P. M., 2000. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. *Journal of Environmental Quality*, 29:97–105.

Sims, J. T., Simard, R. R., und Joern, B. C., 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality*, 27:277–293.

Sims, J. T., Edwards, A. C., Schoumans, O. F., und Simard, R. R., 2000. Integrating soil phosphorus testing into environmentally based agricultural managment practice. *Journal of Environmental Quality*, 29(1):60–71.

Simunek, J., Sejna, M., und van Genuchten, M. T., 1999. The HYDRUS-2D Software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Technischer Bericht Version 2.0, U.S. Salinity Laboratory.

Simunek, J., Jarvis, N. J., van Genuchten, M. T., und Gärdenäs, A., 2003. Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. *Journal of Hydrology*, 272:14–35.

Sinaj, S., Stamm, C., Toor, G. S., Condron, L. M., Hendry, T., Di, H. J., Cameron, K. C., und Frossard, E., 2002. Phosphorus exchangeability and leaching losses from two grassland soils. *Journal of Environmental Quality*, 31:319–330.

Smeck, N. E., 1985. Phosphorus dynamics in soils and landscapes. *Geoderma*, 36:185–199.

Stamm, C., Fühler, H., Gächter, R., Leuenberger, J., und Wunderli, H., 1998. Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. *Journal of Environmental Quality*, 27(3):515–522.

Stamm, C., Sermet, R., Leuenberger, J., Wunderli, H., Wydler, H., Flühler, H., und Gehre, M., 2002. Multiple tracing of fast solute transport in a drained grassland soil. *Geoderma*, 109:245–268.

Stamm, C., 2002. Water flow at the field scale. In: Chardon, W. J. und Schoumans, O. F. (Hrsg.), *Phosphorus losses from agricultural soils: processes at the field scale*, S. 21–35. COST Action 832, Alterra, Wageningen, The Netherlands.

Stevenson, F. J. und Cole, M. A., 1999. *Cycles of soil*, Kapitel 9 - The Phosphorus Cycle, S. 279–329. John Wiley & Sons, INC., New York, 2. Auflage.

Stewart, J. W. B. und Sharpley, A. N., 1987. Controls on dynamics of soils and fertilizer phosphorus and sulfur. In: Follett, R. F. (Hrsg.), *Soil fertility and organic matter as critical components of production system*, Kapitel 6, S. 101–121. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, WI, 19. Auflage.

Stewart, J. W. B. und Tiessen, H., 1987. Dynamics of soil organic phosphorus. *Biogeochemistry*, 4:41–60.

Suleiman, A. und Crago, R., 2004. Hourly and daytime evapotranspiration from grassland using radiometric surface temperatures. *Agronomy Journal*, 96:384–390.

Tabbara, H., 2003. Phosphorus loss to runoff water twenty-four houres after application of liquid swine manure or fertilizer. *Journal of Environmental Quality*, 32:1044–1052.

Tarkalson, D. D. und Mikkelsen, R. L., 2004. Runoff phosphorus losses as related to phosphorus source, application method, and application rate on a Piedmont soil. *Journal of Environmental Quality*, 33:1424–1430.

Tate, K. R., Speir, T. W., Ross, D. J., Parfitt, R. L., Whale, K. N., und Cowling, J. C., 1991. Temporal variations in some plant and soil P pools in two pasture soils of widely different P fertility status. *Plant and Soil*, 132:219–232.

Thorbjarnarson, K. W. und Mackay, D. M., 1994. A forced-gradient experiment on solute in the Borden aquifer: 2, Transport and dispersion of the conservative tracer. *Water Resource Research*, 30(2):385–399.

Tiessen, H., Stewart, J. W. B., und Moir, J. O., 1983. Changes in organic and inorganic phosphorus composition to two grassland soils and their particle-size fractions during 60-90 years of cultivation. *Journal of Soil Science*, 34:815–823.

Tiessen, H., Stewart, J. W. B., und Oberson, A., 1994. Innovative soil phosphorus availability indices: assessing organic phosphorus. In: *Soil Testing: Prospects for Improving Nutrient Recommendations*, S. 143–162. USA - Madison.

Tischner, T., 2000. *Untersuchungen zur Phosphatverlagerung und Phosphatbindung im Boden und Grundwasser einer landwirtschaftlich genutzten Fläche.* PhD thesis, TU Berlin, Berlin.

Toor, G. S., Condron, L. M., Di, H. J., Cameron, K. C., und Sims, J. T., 2004. Assessment of phosphorus leaching losses from a free draining grassland soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 69:167–184.

Toor, G. S., Condron, L. M., Cade-Menun, B. J., Di, H. J., und Cameron, K. C., 2005. Preferential phosphorus leaching from irrigated grassland soil. *European Journal of Soil Science*, 56(2):155–168.

Torbert, H. A., Daniel, T. C., Lemunyon, J. L., und Jones, R. M., 2002. Relationship of soil test phosphorus and sampling depth to runoff phosphorus in calcareous and noncalcareous soils. *Journal of Environmental Quality*, 31:1380–1387.

Tunney, H., Breeuwsma, A., Withers, P. J. A., und Ehlert, P. A. I., 1998. Phosphorus fertilizer strategies: present and future. In: Tunney, H., Charton, O. T., Brookes, P. C., und Johnston, A. E. (Hrsg.), *Phosphorus loss from soil to water*, Kapitel 8, S. 177–203. CAB international, New York, 2. Auflage.

Turner, B. L., Bristow, A. W., und Haygarth, P. M., 2001. Rapid estimation of soil microbial biomass in grassland soils by ultra-violet absorbance. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(7-8):913–919.

Turner, B. L., McKelvie, I. D., und Haygarth, P. M., 2002a. Characterisation of water-extractable soil organic phosphorus by phosphatase hydrolysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(1):27–35.

Turner, B. L., Papházy, M., Haygarth, P. M., und McKelvie, I. D., 2002b. Inositol phosphates in the environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London, Serie B*, 357(1420):449–469.

Turner, B. L. und Haygarth, P. M., 2000. Phosphorus forms and concentration in leachate under four grassland soil typs. *Soil Science Society of America Journal*, 64:1090–1099.

Tyler, G., 2002. Phosphorus fractions in grassland soils. *Chemosphere*, 48(3):343–349.

Ulén, B., 1999. Leaching and balances of phosphorus and other nutrients in lysimeters after application of organic manures or fertilizers. *Soil Use and Management*, 15(1): 56–61.

Umweltbundesamt, 2000. *Daten zur Umwelt 2000.* Erich Schmidt Verlag, Berlin, 7. Auflage.

van den Bosch, H., Ritsema, C. J., Boesten, J. J. T. I., Dekker, L. W., und Hamminga, W., 1999. Simulation of water flow and bromide transport in a water repellent sandy soil using a one-dimensional convection-dispersion model. *Journal of Hydrology*, 215: 172–187.

van der Zee, S. E. A. T. M. und van Riemsdijk, W. H., 1988. Model for long-term phosphate reaction kinetics in soil. *Journal of Environmental Quality*, 17(1):35–41.

van der Zee, S. E. A. T. M., Nederlof, M. M., van Riemsdijk, W. H., und de Haan, F. A. M., 1988. Spatial variability of phosphate adsorption parameters. *Journal of Environmental Quality*, 17(4):682–688.

van Es, H. M., Schindelbeck, R. R., und Jokela, W. E., 2004. Effect of manure application timing, crop, and soil type on phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality*, 33:1070–1080.

van Genuchten, M. T. und Wierenga, P. J., 1976. Mass transfer studies in sorbing porous media: I Analytical solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 40(4):473–480.

van Riemsdijk, W. H. und Lyklema, J., 1980. The reaction of phosphate with aluminium hydroxide in relation with phosphate bonding in soils. *Colloids Surface*, 1:33–44.

van Riemsdijk, W. H., Boumans, L. J. M., und de Haan, F. A. M., 1984. Phosphate sorption by soils: I A diffusion precipitation model for the reaction of phosphate with metal oxides in soil. *Soil Science Society of America Journal*, 48:537–541.

Vanderborght, J., Jacques, D., und Feyen, J., 2000. Deriving transport parameters from transient flow leaching experiments by approximate steady-state flow convection-dispersion models. *Soil Science Society of America Journal*, 64(5):1317–1327.

Vanderdeelen, J., 2002. Environmental soil P test in relation to solubilisation. In: Chardon, W. J. und Schoumans, O. F. (Hrsg.), *Phosphorus losses from agricultural soils: Prozesses at the field scale*, COST Action 832, S. 73–81. COST Action 832, Alterra, Wageningen, The Netherlands.

Walbridge, M. R., Richardson, C. J., und Swank, W. T., 1991. Vertical distribution of biological and geochemical phosphorus subcycles in two southern Appalachian forest soils. *Biogeochemistry*, 13:61–85.

Wan, J. H. C. und Wong, M. H., 2004. Effects of earthworm activity and P-solubilizing bacteria on P availability in soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167: 209–213.

Welte, 1982. *Über den Nährstoffeintrag in Grund- und Oberflächengewässer aus Boden und Düngung.*

Werner, W. und Pihl, U., 1998. Erhebungsuntersuchungen zu Phosphatgehalten, Phosphatsorptionskapazität und relativer Phosphatsättigung der Böden in den veredelungsstarken Regionen von NRW als Prognosekriterium des potentiellen P-Austrages in Drain- und Grundwasser. Forschungsbericht 64, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn - Landwirtschaftliche Fakultät.

Wessel-Bothe, S., 2002. *Simultaner Transport von Ionen unterschiedlicher Matrixaffinität in Böden aus Löss unter Freilandbedingungen - Messung und Simulation.* PhD thesis, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.

Willet, I. R., Chartress, C. J., und Nguyen, T. T., 1988. Migration of phosphate into aggregated particles of ferrihydrite. *Journal of Soil Science*, 39:275–282.

Withers, P. J. A., Clay, S. D., und Breeze, V. G., 2001. Phosphorus transfer in runoff following application of fertilizer, manure, and sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, 30(1):180–188.

Zenker, T., 2003. *Verdunstungswiderstände und Gras-Referenzverdunstung.* PhD thesis, Fakultät VII - Architektur, Umwelt und Gesellschaft der Technischen Universität Berlin.

Zhang, T. Q. und MacKenzie, A. F., 1997. Changes of soil phosphorus fractions unter long-term corn monoculture. *Soil Science Society of America Journal*, 61:485–493.

Zhang, T. Q., MacKenzie, A. F., Liang, B. C., und Drury, C. F., 2004. Soil test phosphorus and phosphorus fractions with long-term phosphorus addition and depletion. *Soil Science Society of America Journal*, 68(2):519–528.

Zhang, Y., Lin, X., und Werner, W., 2003. The effect of soil flooding on the transformation of Fe oxides and the adsorption/desorption behavior of phosphate. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166(1):68–75.

Zheng, Z., Simard, R. R., Lafond, J., und Parent, L. E., 2002. Pathways of soil phosphorus transformations after 8 years of cultivation under contrasting cropping practices. *Soil Science Society of America Journal*, 66:999–1007.

Zimmermann, P., 2003. *Root-secreted phosphomonoesterases mobilizing phosphorus from the rhizosphere. A molecular physiological study in Solanum tuberosum.* PhD thesis, Swiss Federal Institute of Technology, Schweiz - Zürich.

Zurmühl, T., 1998. Capability of convection-dispersion transport models to predict transient water and solute movement in soil columns. *Journal of Contaminant Hydrology*, 30:101–128.

Abkürzungsverzeichnis

Dimensionslose Einheiten mit L = Länge, M = Masse, T = Zeit, H = Wärmeenergie und υ = Temperatur

Lateinische Symbole

a	Koeffizient (Langmuir)	
a_{Pfl}	pflanzenspezifischer Anpassungsfaktor	
A_T	Koeffizient (Temkin)	$M\ M^{-1}$
AL-P	mit Ammoniumacetatlactat extrahierbarer P	$M\ M^{-1}$
Al(ox)	mit Oxalatlösung extrahierbares Aluminium	$Mol\ M^{-1}$
b	Koeffizient (Freundlich)	
C_P	Phosphatkonzentration in der Lösung	$M\ L^{-3}$
C	Stoffkonzentration in der Lösung	$M\ L^{-3}$
C_{org}	organischer Kohlenstoff	$M\ M^{-1}$
C_t	Gesamtkohlenstoff	$M\ M^{-1}$
D_{sh}	Diffusions-Dispersions-Koeffizient	$L^2\ T^{-1}$
DL-P	mit Doppellactat extrahierbarer P	$M\ M^{-1}$
DPS	Phosphorsättigungsgrad	%
EPC_0	Gleichgewichts-P-Konzentration	$M\ L^{-3}$
ETa	aktuelle Verdunstung	$L\ T^{-1}$
ETp	potentielle Verdunstung	$L\ T^{-1}$
f_K	Küstenfaktor	
Fe(ox)	mit Oxalatlösung extrahierbares Eisen	$Mol\ M^{-1}$
FK	Feldkapazität	$L^3\ L^{-3}$
h	Wasserspannung	L
Int	Interzeption	$L\ T^{-1}$
k	Koeffizient (Freundlich)	
K_s	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit	$L\ T^{-1}$
k_C	Bestandskoeffizient k_C	
KR	kapillare Aufstiegsrate aus dem Grundwasser	L
ME	Mean Error	$M\ M^{-1}$
N_t	Gesamtstickstoff	$M\ M^{-1}$
Nds	Niederschlag	$L\ T^{-1}$
Olsen-P	mit Natriumhydrogencarbonat extrahierbarer P	$M\ M^{-1}$
P_{fix}	fixierter P im Modell WASMOD	$M\ M^{-1}$
P_i	initial P, desorbierbares P	$M\ M^{-1}$
P_{loes}	gelöster P im Modell WASMOD	$M\ L^{-3}$
P_{org}	organischer P im Boden	$M\ M^{-1}$

P_{sorb}	sorbierter P im Modell WASMOD	M M^{-1}
P_t	Gesamtphosphor im Boden	M M^{-1}
P_{flak}	aktuelle P Aufnahme der Pflanzen	M M^{-1}
Pl_0	Koeffizient (Temkin)	M L^{-3}
P(ox)	mit Oxalatlösung extrahierbarer Phosphor	Mol M^{-1} / M M^{-1}
PSC	Phosphorsättigungskapazität	Mol M^{-1}
PWP	permanenter Welkepunkt	L^3 L^{-3}
R_G	Tagessumme der Globalstrahlung	H T^{-1} L^{-2}
RMSE	Root Mean Square Error	M M^{-1}
S_{max}	Sorptionsmaximum	M M^{-1}
S	Sorbierte Menge P	M M^{-1}
SO	Sommermonate (April bis September)	
SW	Sickerwasserrate	L T^{-1}
WI	Wintermonate (Oktober bis März)	
T	Tagesmittel der Lufttemperatur	υ
t	Zeit	T
tak	Transpirationsrate	L T^{-1}
VF	spezifische Pflanzenfaktor	L L^{-1}
W_i	Bodenwasservorrat	L
z	Fließstrecke, Fließrichtung	L
z_{We}	effektive Wurzeltiefe	L

Griechische Symbole

α	Faktor zur Berechnung des Phosphorsättigungsgrades	
α_{WASMOD}	Dauer der Gleichgewichtseinstellung	T^{-1}
β_{WASMOD}	Beschreibung eines dauerhaften Konzentrationsungleichgewichts	
θ	volumetrischer Wassergehalt	L^3 L^{-3}
ρ_d	Trockenrohdichte	M L^{-3}
ν	Fließgeschwindigkeit	L T^{-1}
Ψ	Matrixpotential	L

Abbildungsverzeichnis

1.1 Phosphoreinträge in Fließgewässer [Umweltbundesamt, 2000] 1
1.2 P-Kreislauf im Boden 3

2.1 Lysimeteraufbau 12

3.1 Jährliche Sickerwasserraten der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen 22
3.2 Jährliche Sickerwasserraten der Lysimeter mit variierender Nutzung (sandiger Lehm) 23
3.3 Klimatische Wasserbilanz der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten und Nutzungen bei unabhängiger Berechnung der aktuellen Evapotranspiration (12 a) 28
3.4 Jährliche gemessene und simulierte (kapazitiver Ansatz) Sickerwasserraten der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten, Düngerstufen und Nutzungen Grasland (oben) Acker (unten) (g gemessen, s simuliert) 31

4.1 Jährliche P-Fracht der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen 40
4.2 Jährliche P-Entzüge durch die Pflanzen der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen 44
4.3 Sorptionsmesswerte und berechnete Temkinisothermen im Oberboden verschiedener Bodenarten 48
4.4 Sorptionsmesswerte und berechnete Temkinisothermen im Tiefenprofil des Ausgangsmaterials und nach 15-jähriger landwirtschaftlicher Nutzung (sandiger Lehm) 49
4.5 Tiefenverlauf von P_t und extrahierbarem P in einem ausgebautem Lysimeter mit Graslandnutzung (SL) 52
4.6 Einfluss der Landnutzung auf die P_t-Verteilung in ausgebauten Lysimetern (SL) 52
4.7 Verlauf von P_t, Al(ox) und Fe(ox) in einem ausgebautem Lysimeter mit Ackernutzung (SL) 53
4.8 Verlauf von P_t, C-Gehalt und Trockenrohdichte in einem ausgebautem Lysimeter mit Ackernutzung (SL) 53

5.1 Ad- und Desorption von Stoffen 60

5.2 P-Pools und P-Prozesse im Modell WASMOD 62

5.3 Jährliche gemessene und simulierte Sickerwasserraten der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten und Grasland ((a) Sand, (b) sandigem Lehm, (c) Lehm und (d) toniger Schluff) 71

5.4 Einfluss des Temkinparameters A_T bei Sand (links) und sandigem Lehm (rechts) auf die Summe der P-Fracht (12 a) 75

5.5 Monatlich gemessene und simulierte P-Fracht bei sandigem Lehm mit Grasland (oben) und Ackernutzung (unten) und mittlerer Düngerstufe (Gras α_{WASMOD} 0,85, Acker α_{WASMOD} 0,8) 77

5.6 Jährlich gemessene und simulierte P-Entzüge durch die Pflanzen bei verschiedene Bodenarten mit Grasland (links) und Ackernutzung (rechts) sowie verschiedenen Düngerstufen 78

5.7 Tiefenverlauf verschiedener P-Pools im Ausgangsmaterial (SL) und nach 15-jähriger Nutzung mit Grasland (II) als Messwert und Simulationsergebnis 80

B.1 Verhältnis der jährlichen Sommer- und Winterniederschläge 149

B.2 Jährliche Niederschläge und Sickerwasserraten der Lysimeter mit Grasbewuchs (SL) 150

B.3 Jährliche Niederschläge und Sickerwasserraten der Lysimeter des Integrierten Landbaus (SL) sowie die jährliche Kulturart 150

B.4 Monatliche gemessene und simulierte (kapazitiver Ansatz) Sickerwasserraten der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten und Graslandnutzung (II) ((a) Sand, (b) sandiger Lehm, (c) Lehm und (d) toniger Schluff aus Löss) . 151

B.5 Monatliche gemessene und simulierte (kapazitiver Ansatz) Sickerwasserraten der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten und Ackernutzung (II) ((a) Sand, (b) sandiger Lehm, (c) Lehm und (d) toniger Schluff aus Löss) . 152

C.1 Jährliche P-Frachten der Lysimeter mit variierender Nutzung (sandiger Lehm) 153

C.2 Jährliche P-Entzüge durch die Pflanzen der Lysimeter mit variierender Nutzung (sandiger Lehm) 154

C.3 Sorptionsmesswerte und berechnete Sorptionsisothermen im Oberboden verschiedener Bodenarten 154

D.1 Module im Modell WASMOD zur Beschreibung der C- & N-Dynamik in Böden 157

D.2 Jährliche gemessene und simulierte Sickerwasserraten der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten und Ackernutzung ((a) Sand, (b) sandigem Lehm, (c) Lehm und (d) toniger Schluff aus Löss) 168

D.3 Jährliche gemessene und simulierte P-Frachten sowie Sickerwasserraten der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten und Nutzungen (II) ((a) Sand, (b) sandigem Lehm, (c) Lehm und (d) toniger Schluff aus Löss) 172

D.4 Tiefenverlauf des sorbierten P-Pools im Ausgangsmaterial und nach 15-jähriger Nutzung als Messwert und Simulationsergebnis (Grasland (links) und Ackernutzung (rechts)) bei verschiedenen Düngerstufen 173

D.5 Tiefenverlauf des sorbierten P-Pools im Ausgangsmaterial und nach 50-, 100- und 150-jähriger Simulationsdauer in einem Lysimeterprofil (SL) mit Grasland- (links) und Ackernutzung (rechts) bei mittlerer Düngerstufe . . 173

D.6 Tiefenverlauf des sorbierten P-Pools im Ausgangsmaterial und nach 21-jähriger Simulationsdauer bei verschiedenen Bodenarten mit Grasland- (oben) sowie Ackernutzung (unten) und mittlerer Düngung (II) 174

Tabellenverzeichnis

2.1 Nutzungen und Bewirtschaftungsmerkmale ausgewählter Lysimeter 13

2.2 Durchgeführte Untersuchungen an verschiedenen Bodenproben 15

3.1 Klimatische Daten der Lysimeterstation Falkenberg (12 a) 20

3.2 Prozentualer Anteil des Sickerwassers am Niederschlag, Anteil der Monate mit Sickerwasser, mittlere jährliche Sickerwasserrate und Verhältnis der Sommer- zu Wintersickerwassermengen (1991/1992 - 2002/2003) 21

3.3 Prozentualer Anteil des Sickerwassers und der Verdunstung am Niederschlag (1991/1992 - 2002/2003) 26

3.4 Mittlere jährliche gemessene und simulierte (kapazitiver Ansatz) Sickerwasserraten der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen (1991/1992 - 2002/2003) 30

4.1 Gehalte an P_t und extrahierbarem P, DPS, PSC sowie Al(ox)- und Fe(ox)-Gehalte 34

4.2 Vergleich berechneter Verhältniszahlen zur Umrechnung der Ergebnisse verschiedener P-Extraktionsmethoden zu Literaturdaten 37

4.3 Verhältnisse zwischen den Ergebnissen verschiedener P-Bestimmungsmethoden unter Berücksichtigung der Nutzung (sandiger Lehm) 37

4.4 Mittlere jährliche Sickerwasserrate, maximal gemessene monatliche und mittlere jährliche berechnete P-Konzentration im Sickerwasser, mittlerer jährlicher P-Austrag und Verhältnis der P-Frachten von Sommer zu Winter der Lysimeter (1991/1992 - 2002/2003) 38

4.5 Mittlere jährliche P-Bilanzen der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen (1992 - 2003) 45

4.6 P-Gehalte verschiedener Bodenarten im Ausgangsmaterial und nach langjähriger Nutzung 51

5.1 Notwendige Eingangsparameter zur Simulation des Wasserhaushalts 66

5.2 Sensitivitätsanalyse, Parameter Wasserhaushalt 68

5.3 Gemessene und simulierte Sickerwassersummen über einen Zeitraum von 12 Jahren bei verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen . . 70

5.4 Notwendige Eingangsparameter zur Simulation des P-Haushalts 72

5.5 Sensitivitätsanalyse, Pflanzenparameter und P-Haushalt 74

5.6 Gemessene und simulierte P-Frachten als Summe über 12 Jahre bei verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen 76

5.7 Berechnete Faktoren der simulierten Veränderungen der P_{sorb}- und P_t-Pools im Verhältnis zum Ausgangsmaterial im Ober- und Unterboden unter Berücksichtigung der Bodenart, Nutzung und Simulationsdauer 81

A.1 Jährliche Nutzung, Düngung und Beregnung der ausgewählten Lysimeter . 137

A.2 Bodenparameter der verschiedenen Bodenarten – Eingangsparameter der Modellierung 144

A.3 Bodenparameter der verschiedenen Bodenarten – Vergleichsparameter der Modellierung 145

B.1 Mittlere jährliche simulierte (kapazitiver Ansatz) Wasserhaushaltsgrößen der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen 149

C.1 Modellparameter und abgeleitete Größen der Freundlich-, Langmuir- und Temkinisotherme für verschiedene Bodenarten (Oberboden) 155

C.2 Modellparameter und abgeleitete Größen der Freundlich-, Langmuir- und Temkinisothermen des Ausgangsmaterial und nach langjähriger Nutzung für ein Lysimeterprofil (Bodenart sandiger Lehm) 155

D.1 Sensitivitätsanalyse – Wasserhaushalt (Grasland), Sickerwassersummen über 12 Jahre 158

D.2 Sensitivitätsanalyse – Wasserhaushalt (Ackernutzung), Sickerwassersummen über 12 Jahre 159

D.3 Sensitivitätsanalyse – P-Haushalt (Grasland), Summe der P-Fracht über 12 Jahre 160

D.4 Sensitivitätsanalyse – P-Haushalt (Grasland), Summe der P-Fracht über 12 Jahre 161

D.5 Sensitivitätsanalyse – P-Haushalt (Ackernutzung), Summe der P-Fracht über 12 Jahre 162

D.6 Sensitivitätsanalyse – P-Haushalt (Ackernutzung), Summe der P-Fracht über 12 Jahre 163

D.7 Berechnete Gütekriterien (ME und RMSE) zur Überprüfung der Simulationsergebnisse der verschiedenen Bodenarten 165

D.8 Berechnete Gütekriterien (ME und RMSE) zur Überprüfung der Simulationsergebnisse der verschiedenen Nutzungsvarianten 166

D.9 Mittlere jährliche simulierte Wasserhaushaltsgrößen der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen 167

D.10 Eingangswerte zur Simulation des P-Haushalts (in 10-cm-Stufen) 169

D.11 Gemessene und simulierte Summen des Sickerwassers, der P-Fracht und der P-Entzüge der Nutzungsvarianten 170

D.12 Jährliche simulierte Wasserhaushaltsgrößen, P-Frachten und P-Entzüge durch die Pflanzen der Lysimeter mit variierender Nutzung 171

D.13 Anteil des anorganischen P (%) an P_t in verschiedenen Wirtschaftsdüngern 171

Anhang

Anhang A

Lysimeterdaten

Tabelle A.1: Jährliche Nutzung, Düngung und Beregnung der ausgewählten Lysimeter

Jahr	Nutzung	P-Düngung kg ha^{-1}	Beregnung mm
Flächenstilllegung *Rotationsbrache 6 & 8*			
1991	Selbstbegrünung		
1992	Selbstbegrünung		
1993	Selbstbegrünung		
1994	Winterweizen	20	65
1995	Wintergerste & Mais + Sonnenblumen	20 + 30 t Stalldung (Herbst)	170
1996	Zuckerrüben	20	120
1997	Mais	12,2 Gülle + 7,8 (Frühjahr)	160
1998	Winterweizen & Futterraps	20	155
1999	Brache (Weidelgras)		
2000	Winterweizen	20	100
2001	Wintergerste & Ölrettich	20 + 30 t Stalldung (Herbst)	125
2002	Zuckerrüben	20	100
2003	Mais	Gülle (Frühjahr)	255
Flächenstilllegung *Rotationsbrache 17*			
1991	Wintergerste + Untersaat		
1992	Brache (Weidelgras)	20	
1993	Winterweizen	20	25
1994	Wintergerste & Mais + Sonnenblumen	20 + 30 t Stalldung (Herbst)	80
1995	Zuckerrüben	20	200
1996	Mais	23,6 Gülle (Frühjahr)	120
1997	Winterweizen & Futterraps	20	60
1998	Brache (Weidelgras)		
1999	Winterweizen	20	80
2000	Wintergerste & Mais + Sonnenblumen	20 + 30 t Stalldung (Herbst)	115
2001	Zuckerrüben	20	120
2002	Mais	Gülle (Frühjahr)	80
2003	Winterweizen	20	340

Fortsetzung Tabelle A.1: Jährliche Nutzung, Düngung und Beregnung der ausgewählten Lysimeter

Jahr	Nutzung	P-Düngung	Beregnung
Flächenstilllegung *Rotationsbrache 31*			
1991	Selbstbegrünung	20	
1992	Selbstbegrünung		10
1993	Wintergerste & Mais + Sonnenblumen	20 + 30 t Stalldung (Herbst)	40
1994	Zuckerrüben	20	160
1995	Mais	21,5 Gülle (Frühjahr)	215
1996	Winterweizen & Winterrübsen	20	115
1997	Brache (Weidelgras)		
1998	Winterweizen	20	100
1999	Wintergerste & Mais + Sonnenblumen	20 + 30 t Stalldung (Herbst)	330
2000	Zuckerrüben	20	95
2001	Mais	Gülle (Frühjahr)	100
2002	Winterweizen & Winterrübsen	20	60
2003	Brache (Weidelgras)		
Flächenstilllegung *Dauerbrache 104 & 105*			
1991	Selbstbegrünung	20	
1992	Selbstbegrünung		
1993	Selbstbegrünung		
1994	Selbstbegrünung		
1995	Selbstbegrünung		
1996	Selbstbegrünung		
1997	Selbstbegrünung		
1998	Selbstbegrünung		
1999	Selbstbegrünung		
2000	Selbstbegrünung		
2001	Selbstbegrünung		
2002	Selbstbegrünung		
2003	Selbstbegrünung		
Extensivierung *low-input 20 & 107*			
1991	Zuckerrüben	20	
1992	Winterweizen & Ölrettich	20	
1993	Kartoffeln	20 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	
1994	Wintergerste & Ölrettich	20	5
1995	Mais	20 + 25 t Stalldung (Herbst)	90
1996	Zuckerrüben	20	
1997	Winterweizen & Ölrettich	20	
1998	Kartoffeln	20 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	
1999	Wintergerste & Ölrettich	20	5
2000	Mais	20 + 25 t Stalldung (Herbst)	
2001	Zuckerrüben	20	
2002	Winterweizen & Ölrettich	20	
2003	Kartoffeln	20 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	

Fortsetzung Tabelle A.1: Jährliche Nutzung, Düngung und Beregnung der ausgewählten Lysimeter

Jahr	Nutzung	P-Düngung	Beregnung
Extensivierung *low-input 23 & 24*			
1991	Kartoffeln	20 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	
1992	Wintergerste & Ölrettich	20	
1993	Mais	20 + 25 t Stalldung (Herbst)	
1994	Zuckerrüben	20	
1995	Winterweizen & Ölrettich	20	50
1996	Kartoffeln	20 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	
1997	Wintergerste & Ölrettich	20	
1998	Mais	20 + 25 t Stalldung (Herbst)	
1999	Zuckerrüben	20	
2000	Winterweizen & Ölrettich	20	5
2001	Kartoffeln	20 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	
2002	Wintergerste & Ölrettich	20	
2003	Mais	20 + 25 t Stalldung (Herbst)	
Extensivierung *low-input 99 & 103*			
1991	Mais	20 + 25 t Stalldung (Herbst)	
1992	Zuckerrüben	20	50
1993	Winterweizen & Ölrettich	20	
1994	Kartoffeln	20 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	
1995	Wintergerste & Ölrettich	20	50
1996	Mais	20 + 25 t Stalldung (Herbst)	
1997	Zuckerrüben	20	
1998	Winterweizen & Ölrettich	20	
1999	Kartoffeln	20 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	5
2000	Wintergerste & Ölrettich	20	10
2001	Mais	20 + 25 t Stalldung (Herbst)	
2002	Zuckerrüben	20	
2003	Winterweizen	20	
Extensivierung *Extensives Grünland 1 & 2*			
1991	Grasland	10	
1992	Grasland	10	
1993	Grasland	10	
1994	Grasland	10	
1995	Grasland	10	
1996	Grasland	10	
1997	Grasland	10	
1998	Grasland	10	
1999	Grasland	10	
2000	Grasland	10	
2001	Grasland	10	
2002	Grasland	10	
2003	Grasland	10	

Fortsetzung Tabelle A.1: Jährliche Nutzung, Düngung und Beregnung der ausgewählten Lysimeter

Jahr	Nutzung	P-Düngung	Beregnung
Extensivierung *Extensives Grünland 3 & 4*			
1991	Grasland	25	
1992	Grasland	25	
1993	Grasland	25	
1994	Grasland	25	
1995	Grasland	25	
1996	Grasland	25	
1997	Grasland	25	
1998	Grasland	25	
1999	Grasland	25	
2000	Grasland	25	
2001	Grasland	25	
2002	Grasland	25	
2003	Grasland	25	
Extensivierung *Extensives Grünland 95 & 97*			
1991	Grasland	40	
1992	Grasland	40	300
1993	Grasland	40	100
1994	Grasland	40	155
1995	Grasland	40	230
1996	Grasland	40	150
1997	Grasland	40	165
1998	Grasland	40	120
1999	Grasland	40	235
2000	Grasland	40	135
2001	Grasland	40	150
2002	Grasland	40	110
2003	Grasland	40	300
Integrierter Landbau *53 & 54*			
1991	Zuckerrüben	20	
1992	Winterweizen & Ölrettich	20	175
1993	Kartoffeln	20 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	50
1994	Wintergerste & Ölrettich	20	30
1995	Mais	20 + 25 t Stalldung (Herbst)	215
1996	Zuckerrüben	20	120
1997	Winterweizen & Ölrettich	20	60
1998	Kartoffeln	20 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	60
1999	Wintergerste & Ölrettich	20	85
2000	Mais	20 + 25 t Stalldung (Herbst)	95
2001	Zuckerrüben	20	120
2002	Winterweizen & Ölrettich	20	20
2003	Kartoffeln	20 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	85

Fortsetzung Tabelle A.1: Jährliche Nutzung, Düngung und Beregnung der ausgewählten Lysimeter

Jahr	Nutzung	P-Düngung	Beregnung
Integrierter Landbau *98*			
1991	Winterweizen & Ölrettich	20	
1992	Kartoffeln	20 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	235
1993	Wintergerste & Ölrettich	20	25
1994	Mais	20 + 25 t Stalldung (Herbst)	140
1995	Zuckerrüben	20	220
1996	Winterweizen & Ölrettich	20	100
1997	Kartoffeln	20 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	55
1998	Wintergerste & Ölrettich	20	60
1999	Zuckerrüben	20	310
2000	Kartoffeln & Gelbsenf	20 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	95
2001	Sommergerste & Ölrettich	20	
2002	Mais	20 + 25 t Stalldung (Herbst)	
2003	Zuckerrüben	20	
Integrierter Landbau *102 & 106*			
1991	Wintergerste & Ölrettich	20	
1992	Mais	20 + 25 t Stalldung (Herbst)	225
1993	Zuckerrüben	20	75
1994	Winterweizen & Ölrettich	20	30
1995	Kartoffeln	20 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	120
1996	Wintergerste & Ölrettich	20	80
1997	Mais	20 + 25 t Stalldung (Herbst)	160
1998	Zuckerrüben	20	100
1999	Winterweizen & Ölrettich	20	80
2000	Kartoffeln	20 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	95
2001	Wintergerste & Ölrettich	20	30
2002	Mais	20 + 25 t Stalldung (Herbst)	80
2003	Zuckerrüben	20	270
Nachwachsende Rohstoffe *110 & 111*			
1991	Weidelgras		
1992	Kartoffeln & Ölrettich		150
1993	Sommerraps & Phacelia	20	25
1994	Kartoffeln	30 + 30 t Stalldung (Frühjahr)	135
1995	Öllein & Mais + Sonnenblumen	20	105
1996	Möhren	30	140
1997	Winterraps & Phacelia	20	
1998	Möhren	30	100
1999	Öllein & Mais + Sonnenblumen	20	230
2000	Kartoffeln	30 + 30 t Stallmist (Frühjahr)	95
2001	Winterraps & Phacelia	20	40
2002	Möhren	30	100
2003	Öllein & Mais + Sonnenblumen	20	85

Fortsetzung Tabelle A.1: Jährliche Nutzung, Düngung und Beregnung der ausgewählten Lysimeter

Jahr	Nutzung	P-Düngung	Beregnung
Nachwachsende Rohstoffe *112 & 113*			
1991	Weidelgras		
1992	Kartoffeln & Ölrettich		150
1993	Kartoffeln	30	50
1994	Öllein & Mais + Sonnenblumen	20	25
1995	Möhren	30	220
1996	Winterraps & Phacelia	20	80
1997	Kartoffeln	30 + 30 t Stallmist (Frühjahr)	45
1998	Winterraps	20	
1999	Möhren	30	265
2000	Öllein & Mais + Sonnenblumen	20	40
2001	Kartoffeln	30 + 30 t Stallmist (Frühjahr)	40
2002	Winterraps	20	
2003	Möhren	30	270
Nachwachsende Rohstoffe *114 & 115*			
1991	Weidelgras		
1992	Kartoffeln		150
1993	Öllein & Sonnenblumen	20	40
1994	Möhren	30	155
1995	Winterraps & Phacelia	20	110
1996	Kartoffeln	30 + 30 t Stallmist (Frühjahr)	160
1997	Öllein & Mais + Sonnenblumen	20	85
1998	Kartoffeln	30 + 30 t Stallmist (Frühjahr)	40
1999	Winterraps & Phacelia	20	45
2000	Möhren	30	95
2001	Öllein & Mais + Sonnenblumen	20	105
2002	Kartoffeln	30 + 30 t Stallmist (Frühjahr)	50
2003	Winterraps	20	140
Nachwachsende Rohstoffe *116 & 117*			
1991	Weidelgras		
1992	Kartoffeln & Ölrettich		150
1993	Möhren	30	60
1994	Winterraps & Phacelia	20	20
1995	Kartoffeln	30 + 30 t Stallmist (Frühjahr)	100
1996	Öllein & Mais + Sonnenblumen	20	130
1997	Möhren	30	160
1998	Öllein & Mais + Sonnenblumen	20	75
1999	Kartoffeln	30 + 30 t Stallmist (Frühjahr)	60
2000	Winterraps & Phacelia	20	70
2001	Möhren	30	120
2002	Öllein & Mais + Sonnenblumen	20	95
2003	Kartoffeln	30 + 30 t Stallmist (Frühjahr)	85

Fortsetzung Tabelle A.1: Jährliche Nutzung, Düngung und Beregnung der ausgewählten Lysimeter

Jahr	Nutzung	P-Düngung	Beregnung
gestaffelte Mineraldüngung *Grasland, 70 - 72 SL, 76 - 78 S, 82 - 84 L, 88 - 90 SIL*			
1991	Grasland	20 / 40 / 60	
1992	Grasland	20 / 40 / 60	325
1993	Grasland	20 / 40 / 60	90
1994	Grasland	20 / 40 / 60	175
1995	Grasland	20 / 40 / 60	230
1996	Grasland	20 / 40 / 60	150
1997	Grasland	20 / 40 / 60	165
1998	Grasland	20 / 40 / 60	120
1999	Grasland	20 / 40 / 60	235
2000	Grasland	20 / 40 / 60	135
2001	Grasland	20 / 40 / 60	150
2002	Grasland	20 / 40 / 60	110
2003	Grasland	20 / 40 / 60	300
gestaffelte Mineraldüngung *Ackerland, 73 - 75 SL, 79 - 81 S, 85 - 87 L, 91 - 93 SIL*			
1991	Wintergerste & Mais + Sonnenblumen	12,5 / 25 / 37,5	
1992	Hafer mit Kleeuntersaat	12,5 / 25 / 37,5	350
1993	Klee	15 / 30 / 45	115
1994	Winterweizen	12,5 / 25 / 37,5	65
1995	Wintergerste & Mais + Sonnenblumen	12,5 / 25 / 37,5	170
1996	Hafer mit Kleeuntersaat	12,5 / 25 / 37,5	150
1997	Klee	15 / 30 / 45	165
1998	Winterweizen	12,5 / 25 / 37,5	100
1999	Wintergerste & Mais + Sonnenblumen	12,5 / 25 / 37,5	330
2000	Hafer mit Kleeuntersaat	12,5 / 25 / 37,5	140
2001	Klee	15 / 30 / 45	150
2002	Winterweizen	12,5 / 25 / 37,5	20
2003	Wintergerste & Mais + Sonnenblumen	12,5 / 25 / 37,5	325

Tabelle A.2: Bodenparameter der verschiedenen Bodenarten – Eingangsparameter der Modellierung

Parameter			**0 ... 30**	**31 ... 100**	**0 ... 30**	**31 ... 100**	**0 ... 30**	**31 ... 100**	**0 ... 30**	**31 ... 100**
FAO			S	S	SL	SL	L	SCL	SIL	SIL
			sand	sand	sandy loam	sandy loam	loam	sandy clay loam	silty loam	silty loam
KA4			**St2**	**Ss**	**Sl4**	**Sl2**	**Sl4**	**Ls4**	**Ut4**	**Ut3**
			Messwerte							
Substrat										
2,0 - 0,6	mm	gS	1,3	1,3	3,6	5,0	4,7	7,2	0,8	0,25
0,6 - 0,2	mm	mS	4,8	4,8	16,1	18,6	12,7	13,7	1,3	0,35
0,2 - 0,06	mm	fS	82,1	85,1	53,9	51,6	33,0	36,7	2,6	2,2
0,06 - 0,02	mm	gU	4,2	3,8	9,8	9,6	21,6	10,0	31,6	37,9
0,02 - 0,006	mm	mU	2,3	2,0	3,7	4,8	12,8	6,3	38,8	40,6
0,006 - 0,002	mm	fU	0,2	0,9	0,8	3,0	3,1	4,0	4,4	2,4
< 0,002	mm	T	5,1	2,1	12,1	7,4	12,1	22,1	20,5	16,45
Trockenrohdichte	g/cm^3	ρ_d	1,34	1,66	1,48	1,84	1,62	1,76	1,25	1,215
pH			5,6	6,0	5,8	5,6	6,3	6,5	6,9	7,0
$CaCO_3$	%		0,29	0,16	0,40	0,30	0,19	0,19	1,09	1,46
C-Gehalt	%	C_t	2,68	0,16	0,95	0,17	1,17	0,11	2,29	1,80
N-Gehalt	%	N_t	0,20	0,03	0,13	0,04	0,18	0,03	0,19	0,15
			abgeleitete Parameter							
0 hPa[a]	%	pF - ∞	43,7	33,8	39,8	29,3	33,9	33,0	48,5	49,7
30 hPa	%	pF 1,8	18,5	10,9	27,2	18,7	27,5	27,7	46,2	47,3
300 hPa	%	pF 2,5	7,1	4,9	15,3	11,6	18,5	21,8	33,3	34,0
3000 hPa	%	pF 3,5	5,1	4,6	8,0	6,6	6,6	11,0	14,5	14,7
$\sim$ 30000 hPa	%	pF 4,5	5,0	4,5	5,9	4,7	5,1	10,2	9,5	9,2
Wasserleitfähigkeit[b]	cm/d	K_s	106	200	21	43	21	12	32	45

[a] Anhand der Körnung und der Trockenrohdichte abgeleitet [Schaap, 2001, Schaap et al., 1998, 2001]

[b] Anhand der Körnung und der Trockenrohdichte abgeleitet KA4 [1994]

Tabelle A.3: Bodenparameter der verschiedenen Bodenarten – Vergleichsparameter der Modellierung

Parameter			**0 ... 30**	**31 ... 100**	**0 ... 30**	**31 ... 100**	**0 ... 30**	**31 ... 100**	**0 ... 30**	**31 ... 100**
FAO			S	S	SL	SL	L	SCL	SIL	SIL
			sand	sand	sandy loam	sandy loam	loam	sandy clay loam	silty loam	silty loam
KA4			**St2**	**Ss**	**Sl4**	**Sl2**	**Sl4**	**Ls4**	**Ut4**	**Ut3**
			geschätzte Werte							
Trockenrohdichte	g/cm^3	ρ_d	2,0	2,2	2,0	2,2	2,0	2,2	2,0	2,2
pH			4,6 -6,6	5,0 - 7,0	4,8 - 6,8	4,6 - 6,6	5,3 - 7,3	5,5 - 7,5	5,9	6,0
C_{org}	%	C_{org}	5,00	1,00	5,00	1,00	5,00	1,00	5,00	1,00
			Messwerte							
0 hPa	%	pF - ∞	25,5	33,4	28,5	19,5	28,8	27,6	46,8	44,7
30 hPa	%	pF 1,8	20,3	2,0	23,2	15,8	22,8	21,8	38,7	36,3
300 hPa	%	pF 2,5	12,7	0,8	16,9	12,7	18,9	18,3	33,7	32,1
3000 hPa	%	pF 3,5	5,0	0,5	8,0	6,2	8,2	11,2	16,2	14,5
$\sim$ 30000 hPa	%	pF 4,5	3,9	0,4	5,7	3,3	5,7	6,6	11,3	10,7
			abgeleitete Parameter							
Wasserleitfähigkeit[a]	cm/d	K_s	383	317	62	43	14	6	29	36

[a]Anhand der Körnung und der Trockenrohdichte abgeleitet [Schaap, 2001, Schaap et al., 1998, 2001]

Anhang B

Wasserhaushalt

B.1 Berechnung der tatsächlichen Verdunstung

(a) Potentielle Verdunstung (Abschnitt 3.1.3) entsprechend dem Pflanzenbestand

$$ETp = ETp \cdot k_C$$

k_C = Bestandskoeffizient k_C

(b) Berechnung der realen Verdunstung

$$ETa = Nds_i - (Nds_i - ETp_i) \cdot R_i$$

(c) R_i

$$R_i = \frac{1 - \frac{PWP \cdot z_{We}}{W_i}}{1 - \frac{PWP \cdot z_{We}}{FK \cdot z_{We}}} + 0,1 \cdot \frac{\overline{ETp}}{ETp_i}$$

- Bedingungen:
  - wenn Nds > ETp dann $R_i = 1$
  - wenn $R_i > 1$ dann $R_i = 1$
  - wenn $R_i < 0$ dann $R_i = 0$
  - wenn $R_i < 1$ dann R_i
- Erläuterungen:
  - PWP = mittlerer Welkepunkt im effektiven Wurzelraum in %, wenn nicht bekannt aus [KA4, 1994]
  - z_{We} = effektive Wurzeltiefe in dm (wird für Gras mit 3 dm und Acker 6 dm angenommen [DVWK, 1996])
  - W_i = Bodenwasservorrat in mm, wenn nicht bekannt kann als Startwert $W_1 = FK \cdot z_{We}$ verwendet werden
  - FK = mittlere Feldkapazität in %, wenn nicht bekannt aus [KA4, 1994]
  - ETp = langjähriges Mittel von ETp in der Vegetationsperiode in mm

(d) Bodenwasservorrat der Wurzelzone W_i

$$W_{i+1} = W_i + (Nds_i - ETa_i) - SW_i + KR$$

- Bedingungen:
  - wenn $SW_i > 0$ dann SW_i
  - wenn $SW_i < 0$ dann 0
- Erläuterungen:
  - SW_i = Sickerwasserhöhe in mm d^{-1}
  - KR = Kapillare Aufstiegsrate aus dem Grundwasser

Kapillarer Aufstieg wurde in den Lysimetern nicht berücksichtigt, da im unteren Bereich eine Dränschicht eingebaut ist, die die Ausbildung eines freien Wasserspiegels verhindert.

(e) Sickerwasserrate

$$SW_i = W_i + (Nds_i - ETa_i) - W_{i(Ausgangswert)}$$

- Bedingungen:
  - wenn $SW_i > 0$ dann SW_i
  - wenn $SW_i \leq 0$ dann 0

B.2 Hydrologische Größen

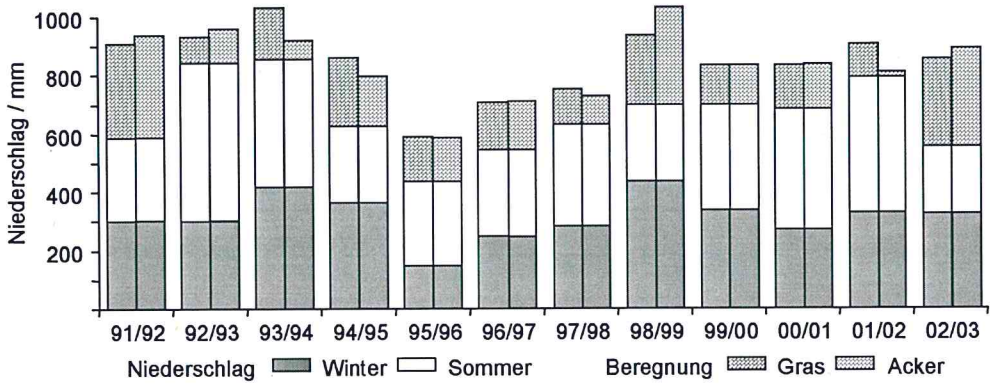


Abbildung B.1: Verhältnis der jährlichen Sommer- und Winterniederschläge

Tabelle B.1: Mittlere jährliche simulierte (kapazitiver Ansatz) Wasserhaushaltsgrößen der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen

	Sand			sandiger Lehm			Lehm			toniger Schluff		
mm	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Grasland												
ETa	618	636	636	642	654	654	603	635	641	607	637	626
Sickerwasser	231	214	214	206	195	195	246	214	208	239	210	221
Ackerland												
ETa	623	623	623	652	652	652	645	645	645	665	665	665
Sickerwasser	218	218	218	192	192	192	196	196	196	178	178	178

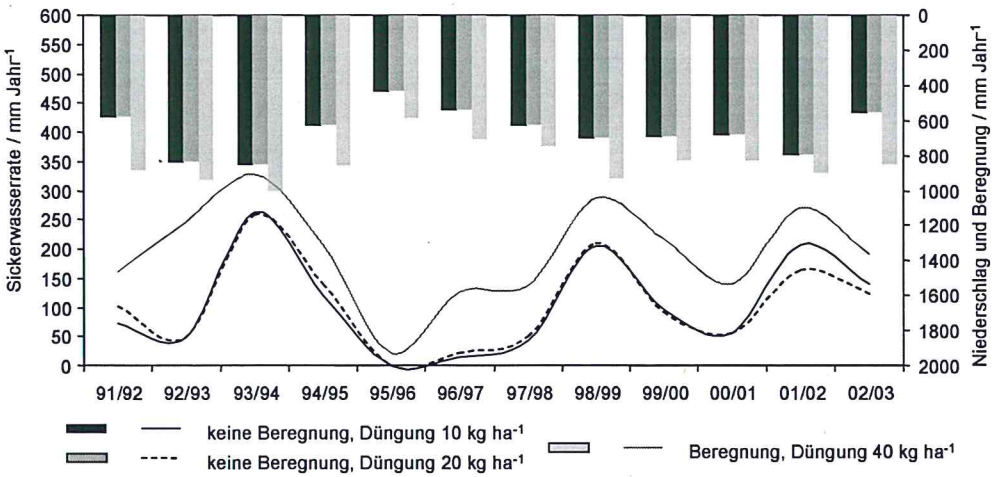


Abbildung B.2: Jährliche Niederschläge und Sickerwasserraten der Lysimeter mit Grasbewuchs (SL)

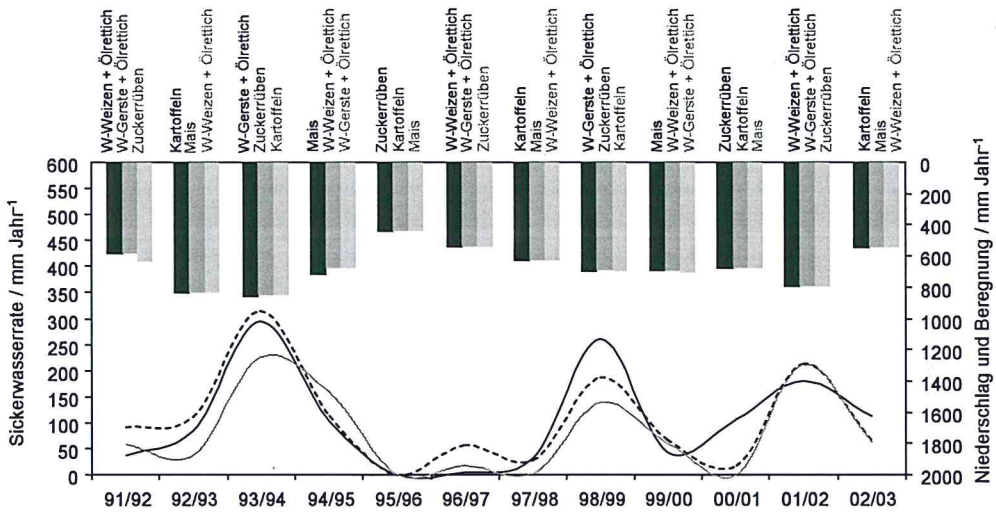


Abbildung B.3: Jährliche Niederschläge und Sickerwasserraten der Lysimeter des Integrierten Landbaus (SL) sowie die jährliche Kulturart

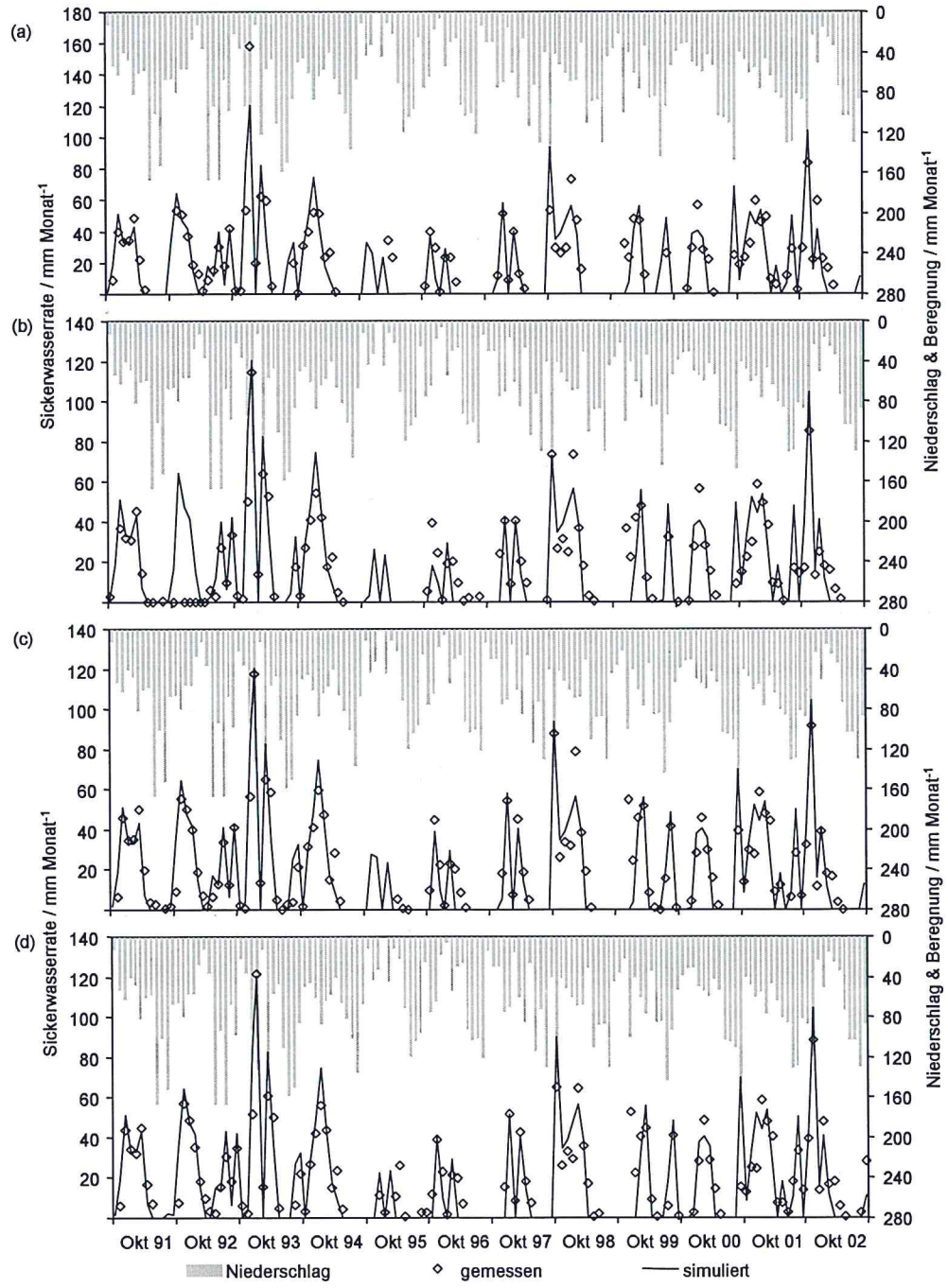


Abbildung B.4: Monatliche gemessene und simulierte (kapazitiver Ansatz) Sickerwasserraten der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten und Graslandnutzung (II) ((a) Sand, (b) sandiger Lehm, (c) Lehm und (d) toniger Schluff aus Löss)

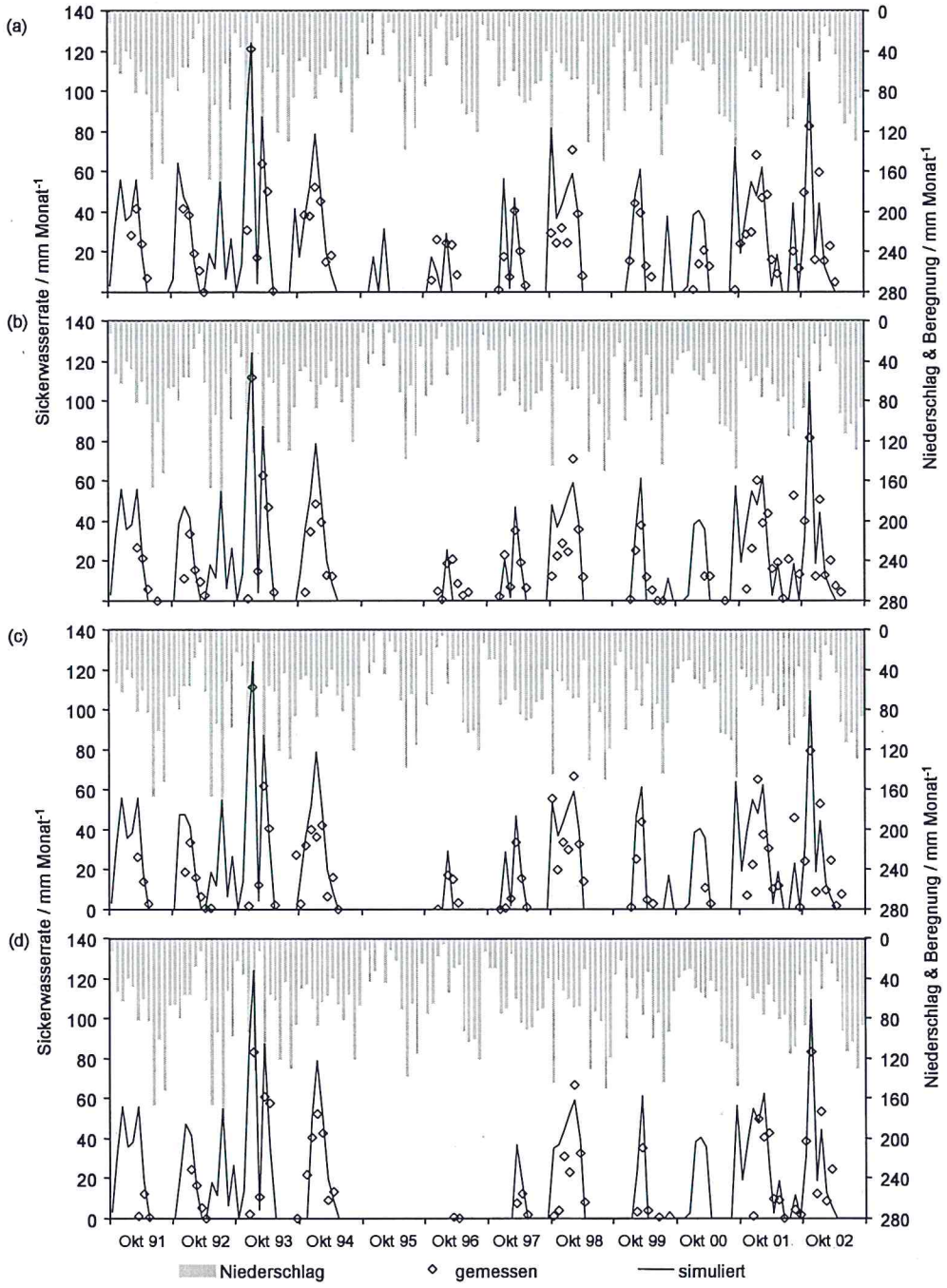


Abbildung B.5: Monatliche gemessene und simulierte (kapazitiver Ansatz) Sickerwasserraten der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten und Ackernutzung (II) ((a) Sand, (b) sandiger Lehm, (c) Lehm und (d) toniger Schluff aus Löss)

Anhang C

P-Haushalt

C.1 P-Austräge und P-Entzüge verschiedener Nutzungsvarianten

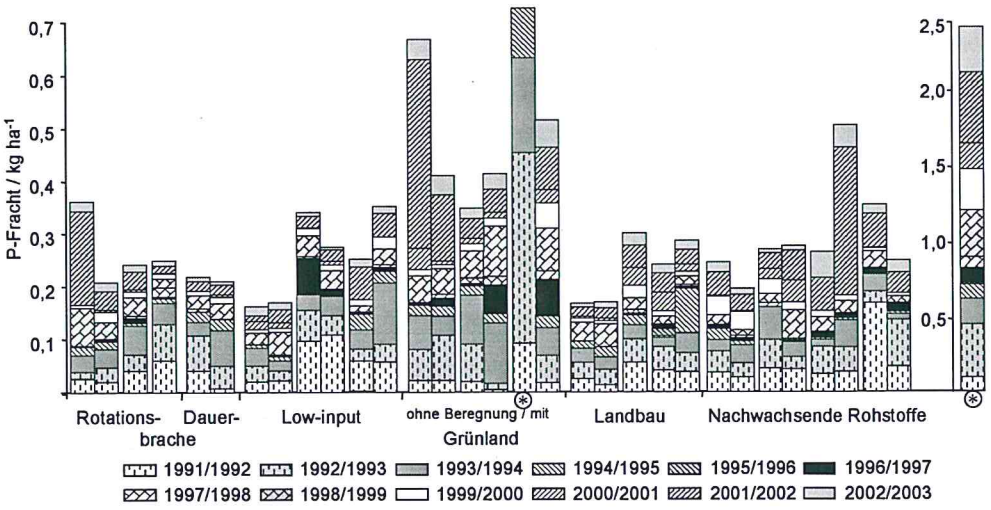


Abbildung C.1: Jährliche P-Frachten der Lysimeter mit variierender Nutzung (sandiger Lehm)

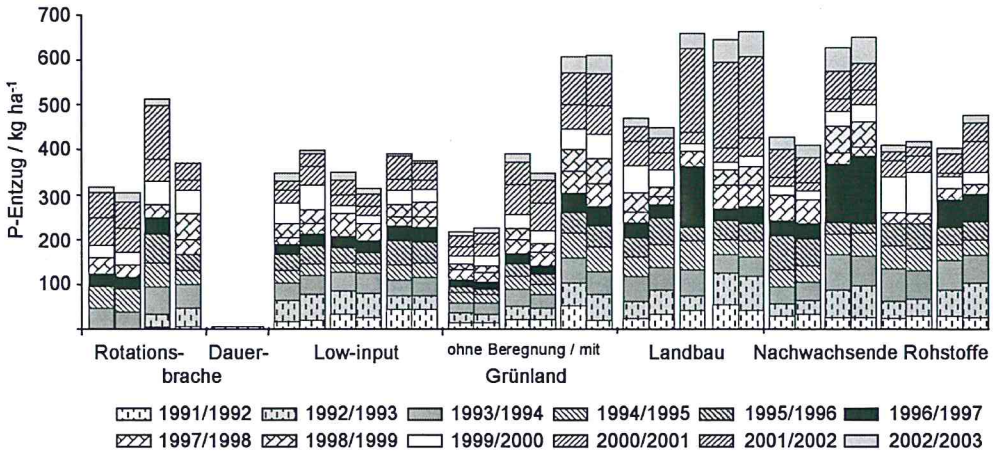


Abbildung C.2: Jährliche P-Entzüge durch die Pflanzen der Lysimeter mit variierender Nutzung (sandiger Lehm)

C.2 Sorptionsparameter

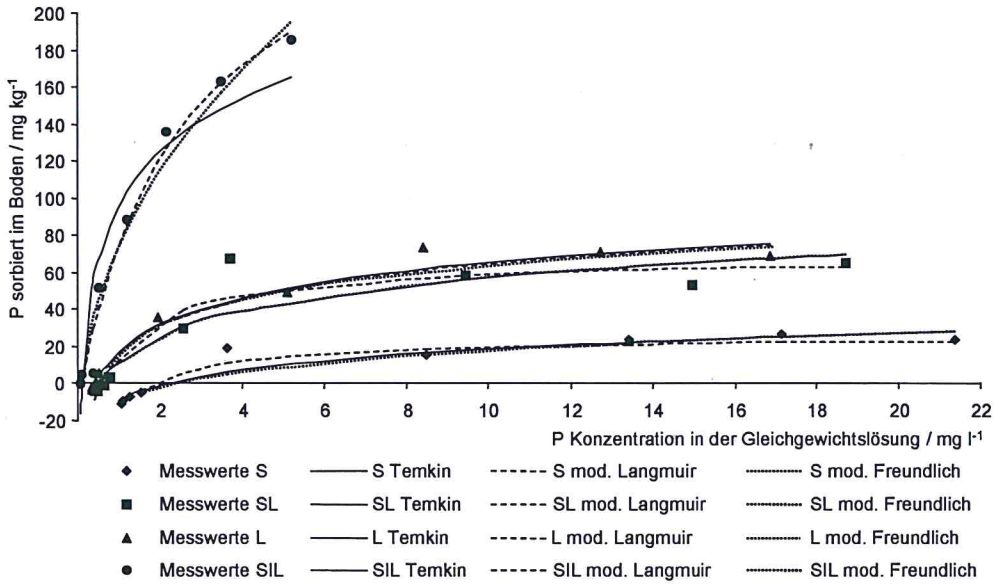


Abbildung C.3: Sorptionsmesswerte und berechnete Sorptionsisothermen im Oberboden verschiedener Bodenarten

Tabelle C.1: Modellparameter und abgeleitete Größen der Freundlich-, Langmuir- und Temkinisotherme für verschiedene Bodenarten (Oberboden)

		Sand	sandiger Lehm	Lehm	toniger Schluff
mod. Freundlich	k	575,4	1125,2	827,7	110,0
	b	0,021	0,017	0,034	0,449
	P_i	584,15	1112,6	808,59	35,41
	EPC_0	2,080	0,511	0,376	0,080
	R^2	0,91	0,83	0,98	0,95
mod. Langmuir	a	0,03	1,14	0,22	0,31
	S_{max}	75,9	113,6	96,5	310,3
	P_i	120,56	45,5	10,39	8,47
	EPC_0	1,662	0,581	0,520	0,075
	R^2	0,79	0,92	0,97	0,96
Temkin	A_T	12,3	19,3	20,2	41,5
	Pl_0	2,067	0,515	0,379	0,098
	R^2	0,91	0,86	0,98	0,88

Tabelle C.2: Modellparameter und abgeleitete Größen der Freundlich-, Langmuir- und Temkinisothermen des Ausgangsmaterial und nach langjähriger Nutzung für ein Lysimeterprofil (Bodenart sandiger Lehm)

Material		Ausgangsmaterial			ausgebaute Lysimeter		
	Tiefe	Oberboden	Unterboden		Oberboden	Unterboden	
	cm	0 - 30	50 - 80	80 - 100	0 - 30	50 - 80	80 - 100
mod. Freundlich							
SL	k	1125,2	192,0	380,3	561,7	624,7	134,3
	b	0,017	0,153	0,274	0,035	0,018	0,091
	P_i	1112,6	96,7	62,1	564,5	595,3	105,3
	EPC_0	0,511	0,011	0,001	1,161	0,065	0,069
	R^2	0,83	0,91	0,95	0,98	0,99	0,93
mod. Langmuir							
SL	a	1,14	1,77	14,37	0,39	1,27	0,79
	S_{max}	113,6	177,0	281,9	95,1	64,9	73,4
	P_i	45,47	5,00	5,48	30,10	4,19	3,09
	EPC_0	0,581	0,016	0,000	1,200	0,055	0,056
	R^2	0,92	0,93	0,98	0,98	0,99	0,96
Temkin[a]							
SL	A_T	19,3	24,8	37,0	20,3	11,1	12,4
	Pl_0	0,515	0,015	0,002	1,157	0,067	0,078
	R^2	0,86	0,89	0,87	0,98	0,99	0,93

[a]Parameter jeweils aus neun Konzentrationen abgeleitet (Abschnitt 2.3.5)

Anhang D

Simulationsergebnisse

D.1 C- und N-Dynamik im Modell

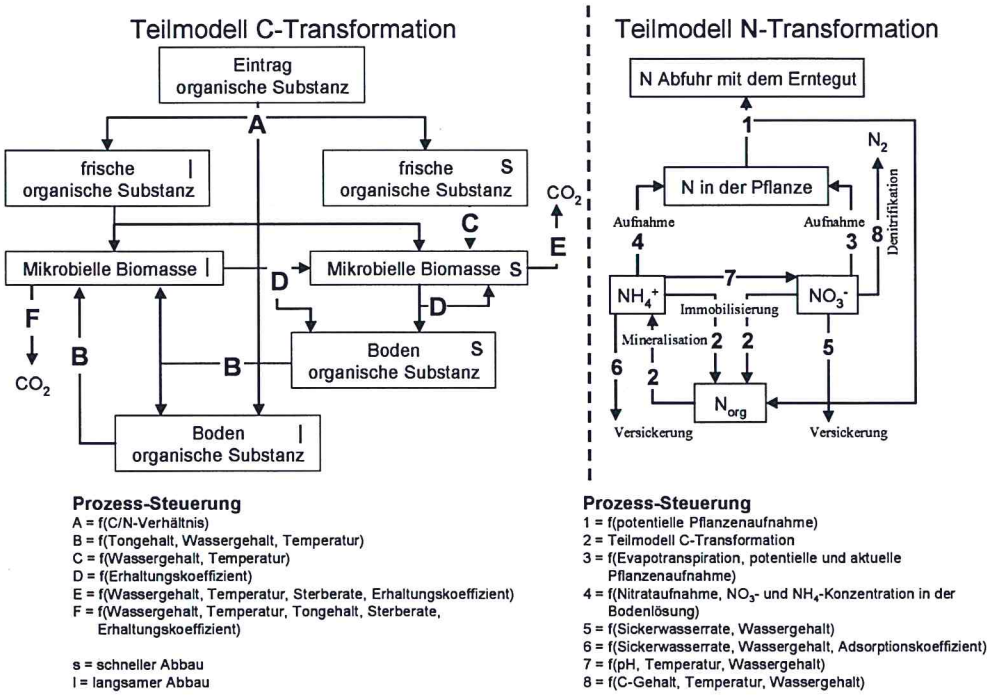


Abbildung D.1: Module im Modell WASMOD zur Beschreibung der C- & N-Dynamik in Böden

D.2 Sensitivitätsanalysen

Tabelle D.1: Sensitivitätsanalyse – Wasserhaushalt (Grasland), Sickerwassersummen über 12 Jahre

	Sand			sandiger Lehm			Lehm			toniger Schluff			maximale Abweichung[a] %			
mm	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	S	SL	L	SIL
gemessen	2779	2556	2347	2479	2237	1995	2954	2573	2475	2871	2522	2661				
Gras[b]	2855	2689	2480	2387	2175	1901	2116	1967	1722	1474	1332	1166				
C_{org}																
bereitgestellt	2855	2689	2480	2387	2175	1901	2116	1967	1722	1474	1332	1166	0,0	0,0	0,0	0,0
geschätzt	2855	2689	2480	2387	2175	1901	2116	1967	1722	1474	1332	1166	0,0	0,0	0,0	0,0
Trockenrohdichte ρ_d																
geschätzt	2855	2689	2479	2387	2174	1901	2117	1959	1724	1471	1334	1162	0,2	0,0	0,4	0,3
Wasserleitfähigkeit K_s																
berechnet	3250	3084	2874	2380	2170	1891	2005	1860	1649	1409	1275	1111	15,9	0,5	5,4	4,7
Wasserretentionsfunktionen																
gemessen	2855	2687	2487	2330	2167	1957	2343	2171	1932	1420	1306	1135	0,4	2,9	12,2	3,7
Bodenfeuchte θ																
pF 3,5	2848	2688	2480	2387	2175	1900	2118	1967	1723	1472	1333	1167	0,2	0,1	0,1	0,1
pH-Wert																
1 pH-Einheit höher	2855	2689	2490	2389	2174	1901	2123	1962	1727				0,4	0,0	0,3	
1 pH-Einheit niedriger	2855	2690	2480	2389	2175	1900	2114	1965	1722	1474	1337	1162	0,0	0,1	0,1	0,4
untere Randbedingung																
durchgängiger Unterboden	2895	2736	2528	2420	2209	1932	2121	1957	1713	1658	1531	1361	1,9	1,6	0,5	16,7
C- & N-Pools																
halbiert	2852	2695	2485	2387	2175	1900	2120	1969	1722	1471	1333	1164	0,2	0,1	0,2	0,2
verdoppelt	2846	2695	2480	2387	2174	1900	2132	1964	1722	1461	1337	1167	0,3	0,1	0,8	0,9
Pflanzenparameter																
Wurzeltiefe 20 cm	2303	2229	2187	1493	1351	1165	1518	1358	1170	985	855	719	19,3	38,7	32,1	38,3
Wurzeltiefe 40 cm	2623	2495	2278	2085	1887	1634	1932	1759	1519	1336	1183	1009	8,1	14,0	11,8	13,5
einheitlich LAI & VF	2688	2789	2691	2175	2175	2173	1959	1967	1960	1337	1332	1331	8,5	14,3	13,8	14,2
max. Erntemenge	2861	2690	2489	2387	2175	1901	2118	1960	1723	1469	1330	1164	0,4	0,0	0,4	0,3

[a] Maximale Abweichung von der gewählten Variante

[b] C_{org} gemessen, ρ_d und pH-Wert vorliegende Daten, K_s und Wasserretentionsfunktionen abgeleitet, Bodenfeuchte bei θ pF 1,8, untere Randbedingung als Dränschicht (Tabellen A.2 und A.3)

Tabelle D.2: Sensitivitätsanalyse – Wasserhaushalt (Ackernutzung), Sickerwassersummen über 12 Jahre

	Sand			sandiger Lehm			Lehm			toniger Schluff			maximale Abweichung[a] %			
mm	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	S	SL	L	SIL
gemessen	2214	1830	1748	1262	1508	1401	1733	1418	1230	1233	1061	789				
Acker[b]	2957	2782	2739	1710	1592	1491	1497	1368	1166	1123	884	759				
C_{org}																
bereitgestellt	2957	2782	2739	1710	1592	1491	1497	1368	1166	1123	884	759	0,0	0,0	0,0	0,0
geschätzt	2957	2782	2739	1710	1592	1491	1497	1368	1166	1123	884	759	0,0	0,0	0,0	0,0
Trockenrohdichte ρ_d																
geschätzt	2938	2784	2733	1710	1593	1491	1507	1369	1224	1115	891	767	0,9	0,1	5,0	1,1
Wasserleitfähigkeit K_s																
berechnet	3330	3117	3217	1691	1573	1472	1378	1317	1201	1047	845	716	17,5	1,3	7,9	6,8
Wasserretentionsfunktionen																
gemessen	2954	2781	2739	2066	1941	1781	1816	1659	1530	1023	895	784	0,1	21,9	31,2	8,9
Bodenfeuchte θ																
pF 3,5	2955	2780	2731	1710	1593	1491	1506	1362	1213	1120	884	759	0,3	0,1	4,0	0,3
pH-Wert																
1 pH-Einheit höher	2960	2800	2846	1709	1593	1490	1496	1363	1262				3,9	0,1	8,2	
1 pH-Einheit niedriger	2953	2780	2865	1708	1594	1490	1505	1366	1264	1120	884	759	4,6	0,1	6,9	0,3
untere Randbedingung																
durchgängiger Unterboden	3013	2768	2708	1453	1278	1127	1317	1194	1003	1201	917	749	1,9	24,4	14,0	6,9
C- & N-Pools																
halbiert	2918	2787	2731	1862	1609	1491	1635	1458	1261	1161	892	768	1,3	8,9	9,2	3,4
verdoppelt	2996	2758	2734	1623	1562	1490	1305	1180	1052	1139	911	788	1,3	5,1	13,7	3,8
Pflanzenparameter																
einheitlich	2885	2782	2787	1756	1592	1542	1452	1368	1303	1064	884	838	2,4	3,8	12,2	10,4

[a]Maximale Abweichung von der gewählten Variante

[b]C_{org} gemessen, ρ_d und pH-Wert vorliegende Daten, K_s und Wasserretentionsfunktionen abgeleitet, Bodenfeuchte bei θ pF 1,8, untere Randbedingung als Dränschicht (Tabellen A.2 und A.3)

Tabelle D.3: Sensitivitätsanalyse – P-Haushalt (Grasland), Summe der P-Fracht über 12 Jahre

Bodenart	Sand			sandiger Lehm			Lehm			toniger Schluff			maximale Abweichung[a] %			
Düngerstufe	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	S	SL	L	SIL
gemessen	15,75	19,76	15,02	0,381	0,364	0,301	1,197	0,837	0,751	0,727	0,693	0,666				
Gras[b]	9,05	8,73	8,53	0,335	0,290	0,242	0,164	0,152	0,142	0,109	0,096	0,092				
C_{org}																
bereitgestellt	9,05	8,73	8,53	0,335	0,290	0,242	0,164	0,152	0,142	0,109	0,096	0,092	0,0	0,0	0,0	0,0
geschätzt	9,05	8,73	8,53	0,335	0,290	0,242	0,164	0,152	0,142	0,109	0,096	0,092	0,0	0,0	0,0	0,0
Trockenrohdichte ρ_d																
geschätzt	8,17	8,22	7,90	0,340	0,294	0,242	0,159	0,152	0,132	0,120	0,103	0,095	9,7	1,5	7,5	10,2
Wasserleitfähigkeit K_s																
berechnet	9,50	9,46	8,76	0,325	0,299	0,241	0,164	0,152	0,132	0,110	0,096	0,094	8,4	2,9	7,1	1,9
Wasserretentionsfunktionen																
gemessen	9,05	8,77	8,65	0,304	0,303	0,262	0,204	0,202	0,187	0,120	0,109	0,094	1,4	9,1	33,1	12,8
Bodenfeuchte θ																
pF 3,5	8,98	8,86	8,68	0,330	0,300	0,242	0,164	0,152	0,142	0,109	0,096	0,099	1,8	3,4	0,0	7,3
pH-Wert																
1 pH-Einheit höher	9,50	8,74	8,67	0,330	0,300	0,242	0,164	0,152	0,142				1,6	3,4	0,1	
1 pH-Einheit niedriger	9,06	8,75	8,71	0,335	0,290	0,242	0,164	0,152	0,143	0,104	0,096	0,094	0,9	3,4	0,1	4,7
untere Randbedingung																
durchgängiger Unterboden	8,84	8,95	8,59	0,330	0,300	0,285	0,165	0,164	0,144	0,120	0,120	0,108	2,5	17,8	7,7	24,5
C- & N-Pools																
halbiert	12,18	11,64	11,33	0,375	0,320	0,272	0,164	0,152	0,142	0,104	0,097	0,093	34,6	12,6	0,1	4,6
verdoppelt	7,81	7,83	7,77	0,315	0,260	0,231	0,164	0,152	0,143	0,104	0,096	0,092	13,7	10,5	0,1	4,7
Pflanzenparameter																
Wurzeltiefe 20 cm	7,32	7,27	7,48	0,211	0,179	0,167	0,127	0,106	0,075	0,083	0,080	0,073	19,1	38,4	47,4	23,7
Wurzeltiefe 40 cm	8,13	8,21	7,86	0,288	0,256	0,228	0,151	0,142	0,118	0,096	0,093	0,090	10,2	13,9	17,0	11,6
einheitlich LAI & VF	8,35	8,73	9,48	0,310	0,290	0,310	0,152	0,152	0,152	0,096	0,096	0,096	11,1	28,3	7,2	11,4
max. Erntemenge	8,90	8,76	8,49	0,325	0,290	0,242	0,164	0,152	0,143	0,104	0,096	0,095	1,0	3,0	0,1	4,6

[a] Maximale Abweichung von der gewählten Variante

[b] C_{org} gemessen, ρ_d und pH-Wert vorliegende Daten, K_s und Wasserretentionsfunktionen abgeleitet, Bodenfeuchte bei θ pF 1,8, untere Randbedingung als Dränschicht (Tabellen A.2 und A.3)

Tabelle D.4: Sensitivitätsanalyse – P-Haushalt (Grasland), Summe der P-Fracht über 12 Jahre

Bodenart	Sand			sandiger Lehm			Lehm			toniger Schluff			maximale Abweichung[a] %			
Düngerstufe	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	S	SL	L	SIL
gemessen	15,75	19,76	15,02	0,381	0,364	0,301	1,197	0,837	0,751	0,727	0,693	0,666				
Gras	9,05	8,73	8,53	0,335	0,290	0,242	0,164	0,152	0,142	0,109	0,096	0,092				
P_{loes} (OB[b] + UB[c])																
2 + 0,5 mg l^{-1}	9,05	8,75	8,52	0,325	0,300	0,242	0,164	0,152	0,142	0,104	0,096	0,093	0,2	3,4	0,0	4,7
1 + 0,2 mg l^{-1}	9,05	8,74	8,53	0,325	0,300	0,242	0,164	0,152	0,142	0,104	0,096	0,093	0,1	3,4	0,0	8,4
0,5 + 0,02 mg l^{-1}	9,05	8,74	8,53	0,325	0,300	0,242	0,164	0,152	0,142	0,104	0,092	0,099	0,1	3,4	0,0	6,8
P_{sorb}																
P(ox)	20,74	20,93	20,90	0,360	0,360	0,302	0,164	0,152	0,142	0,114	0,117	0,112	145,0	24,8	0,2	21,6
P_{org}																
halbiert (OB + UB)	9,37	8,96	8,70	0,253	0,247	0,228	0,158	0,151	0,130	0,103	0,096	0,092	3,5	24,3	8,5	5,1
halbiert (UB)	10,41	10,01	9,76	0,253	0,247	0,198	0,153	0,151	0,130	0,109	0,096	0,092	15,0	24,3	8,4	0,9
Sorptionsparameter																
halbiert	48,77	46,21	53,04	0,395	0,330	0,292	0,164	0,152	0,142	0,108	0,096	0,093	521,8	20,7	0,2	0,8
verdoppelt	7,19	6,85	6,60	0,350	0,320	0,253	0,194	0,153	0,143	0,104	0,096	0,092	22,6	10,3	18,3	4,8
OB + UB gleich	42,44	59,11	66,06	0,345	0,300	0,262	0,174	0,151	0,132	0,114	0,096	0,094	674,4	3,3	7,3	4,7
PTF-Funktionen	20,96	18,99	26,37	0,245	0,214	0,170	1,250	1,170	1,010	0,104	0,096	0,091	209,1	29,6	669,4	4,7
Fixierungsrate																
50 %	9,12	8,69	8,32	0,325	0,290	0,242	0,164	0,152	0,142	0,104	0,092	0,093	2,5	3,0	0,0	6,1

[a]Maximale Abweichung von der gewählten Variante
[b]OB = Oberboden
[c]UB = Unterboden

Tabelle D.5: Sensitivitätsanalyse – P-Haushalt (Ackernutzung), Summe der P-Fracht über 12 Jahre

Bodenart	Sand			sandiger Lehm			Lehm			toniger Schluff			maximale Abweichung[a] %			
Düngerstufe	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	S	SL	L	SIL
gemessen	12,15	10,49	8,98	0,225	0,495	0,840	0,461	0,326	0,241	0,344	0,426	0,445				
Acker[b]	12,15	12,68	13,92	0,288	0,267	0,250	0,108	0,098	0,087	0,097	0,088	0,075				
C_{org}																
bereitgestellt	12,15	12,68	13,92	0,288	0,267	0,250	0,108	0,098	0,087	0,097	0,088	0,075	0,0	0,0	0,0	0,0
geschätzt	12,15	12,68	13,92	0,288	0,267	0,250	0,108	0,098	0,087	0,097	0,088	0,075	0,0	0,0	0,0	0,0
Trockenrohdichte ρ_d																
geschätzt	11,48	12,33	12,83	0,268	0,257	0,250	0,118	0,097	0,082	0,103	0,090	0,086	7,8	6,9	8,9	15,2
Wasserleitfähigkeit K_s																
berechnet	13,06	12,86	14,66	0,276	0,276	0,279	0,108	0,097	0,097	0,097	0,083	0,075	7,5	11,7	11,0	5,9
Wasserretentionsfunktionen																
gemessen	12,18	12,80	13,97	0,297	0,306	0,287	0,170	0,166	0,140	0,097	0,095	0,083	0,9	14,9	70,2	11,0
Bodenfeuchte θ																
pF 3,5	12,34	12,89	13,50	0,278	0,267	0,250	0,108	0,088	0,087	0,097	0,089	0,081	3,0	3,4	10,2	8,0
pH-Wert																
1 pH-Einheit höher	12,26	13,18	12,21	0,278	0,257	0,260	0,109	0,088	0,087				12,3	4,0	10,1	
1 pH-Einheit niedriger	12,25	12,81	12,34	0,288	0,267	0,260	0,108	0,098	0,087	0,097	0,089	0,081	11,4	3,9	0,1	8,0
untere Randbedingung																
durchgängiger Unterboden	12,61	12,98	14,03	0,270	0,256	0,250	0,114	0,100	0,082	0,101	0,087	0,084	3,8	6,3	5,7	11,6
C- & N-Pools																
halbiert	17,51	18,87	19,95	0,356	0,297	0,300	0,116	0,098	0,087	0,099	0,088	0,080	48,8	23,6	6,9	7,4
verdoppelt	10,42	10,44	10,90	0,227	0,230	0,239	0,103	0,082	0,080	0,103	0,088	0,075	17,7	21,3	15,8	5,8
Pflanzenparameter																
einheitlich	12,03	12,68	13,98	0,277	0,267	0,271	0,109	0,098	0,088	0,098	0,088	0,088	1,0	8,3	0,8	17,2

[a]Maximale Abweichung von der gewählten Variante

[b]C_{org} gemessen, ρ_d und pH-Wert vorliegende Daten, K_s und Wasserretentionsfunktionen abgeleitet, Bodenfeuchte bei θ pF 1,8, untere Randbedingung als Dränschicht (Tabellen A.2 und A.3)

Tabelle D.6: Sensitivitätsanalyse – P-Haushalt (Ackernutzung), Summe der P-Fracht über 12 Jahre

Bodenart	Sand			sandiger Lehm			Lehm			toniger Schluff			maximale Abweichung[a] %			
Düngerstufe	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	S	SL	L	SIL
gemessen	12,15	10,49	8,98	0,225	0,495	0,840	0,461	0,326	0,241	0,344	0,426	0,445				
Acker	12,15	12,68	13,92	0,288	0,267	0,250	0,108	0,098	0,087	0,097	0,088	0,075				
P_{loes} (OB[b] + UB[c])																
2 + 0,5 mg l^{-1}	12,16	12,69	13,92	0,288	0,267	0,250	0,108	0,098	0,087	0,097	0,089	0,075	0,1	0,0	0,1	1,1
1 + 0,2 mg l^{-1}	12,14	12,68	13,91	0,288	0,267	0,250	0,108	0,098	0,087	0,097	0,089	0,075	0,1	0,0	0,1	1,1
0,5 + 0,02 mg l^{-1}	12,15	12,71	13,90	0,288	0,267	0,250	0,108	0,098	0,087	0,097	0,088	0,075	0,2	0,0	0,1	0,2
P_{sorb}																
P(ox)	21,85	19,51	21,41	0,298	0,297	0,300	0,108	0,107	0,087	0,102	0,085	0,075	79,8	20,0	10,0	5,3
P_{org}																
halbiert (OB + UB)	12,46	12,92	14,07	0,236	0,239	0,237	0,097	0,086	0,074	0,097	0,082	0,069	2,6	18,2	14,7	7,8
halbiert (UB)	10,41	10,01	9,76	0,226	0,230	0,227	0,153	0,151	0,130	0,109	0,096	0,092	15,0	21,6	8,4	0,9
Sorptionsparameter																
halbiert	56,47	54,82	54,84	0,328	0,337	0,350	0,108	0,097	0,087	0,097	0,083	0,075	364,8	40,1	0,8	6,4
verdoppelt	10,03	10,79	11,97	0,268	0,246	0,241	0,118	0,117	0,092	0,097	0,088	0,074	17,4	7,6	20,1	0,7
OB + UB gleich	56,99	52,63	53,3	0,288	0,267	0,260	0,108	0,087	0,081	0,097	0,083	0,075	369,1	4,0	10,9	5,9
PTF-Funktionen	8,88	9,83	8,97	0,157	0,155	0,169	0,860	0,800	0,720	0,102	0,087	0,074	35,6	45,5	725,9	5,1
Fixierungsrate																
50 %	12,37	12,95	14,20	0,288	0,266	0,270	0,108	0,098	0,087	0,097	0,089	0,076	2,1	8,0	0,0	1,3

[a]Maximale Abweichung von der gewählten Variante
[b]OB = Oberboden
[c]UB = Unterboden

D.3 Gütemaße zur Überprüfung der Simulationsergebnisse

Der **mittlere Fehler** (ME[1]) bringt zum Ausdruck, in welchem Maße die vorhergesagten Werte im Mittel von den beobachteten Werten abweichen. Positive und negative Abweichungen gleichen sich dabei aus. Die Wurzel aus dem **mittleren quadratischen Fehler** (RMSE[2]) wird im Wesentlichen wegen seiner quadratischen Fehlergewichtung, seiner einfachen Interpretation und seinem Bekanntheitsgrad gewählt [Loague und Green, 1991]. Er gibt an, inwieweit die simulierten Werte im Durchschnitt den gemessenen entsprechen. Positive und negative Abweichungen können sich nicht gegenseitig ausgleichen. Durch die quadratische Fehlergewichtung werden größere Abweichungen stärker berücksichtigt als kleinere. Die Einheit des ME und RMSE ergibt sich aus den Einheiten der Eingangswerte. Zur besseren Vergleichbarkeit ist auch eine prozentuale Angabe der Abweichung von den gemessenen Werten möglich. Zu berücksichtigen ist, dass die Güte der simulierten Werte von der zeitlichen Auflösung den Eingangsdaten und dem Fehlerbereich, mit dem diese Daten in die Simulation einfließen, abhängt. Die Berechnung erfolgt nach den Gleichungen D.1 und D.2 bzw. D.3 und D.4:

$$ME = \frac{1}{n}\sum (X_{sim} - X_{gem}) \quad \text{(D.1)} \qquad RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum (X_{sim} - X_{gem})^2} \quad \text{(D.2)}$$

$$ME/\% = \frac{ME}{X_{gem-Mittel}} \cdot 100 \quad \text{(D.3)} \qquad RMSE/\% = \frac{RMSE}{X_{gem-Mittel}} \cdot 100 \quad \text{(D.4)}$$

- X_{sim} = simulierte Werte
- X_{gem} = gemessene Werte
- $X_{gem-Mittel}$ = Mittelwert der gemessenen Werte
- n = Probenumfang

[1] Mean Error
[2] Root Mean Square Error

Tabelle D.7: Berechnete Gütekriterien (ME und RMSE) zur Überprüfung der Simulationsergebnisse der verschiedenen Bodenarten

Nutzung		Sand	sandiger Lehm	Lehm	toniger Schluff
	ME				
		jährliche Sickerwasserrate			
Grasland	mm Jahr^{-1}	10	-7	-61	-113
	%	5	-4	-28	-51
Ackerland	mm Jahr^{-1}	74	17	-10	-9
	%	48	16	-7	-10
		jährliche P-Fracht[a]			
Grasland	kg ha^{-1}	-0,275	-0,000	-0,034	-0,044
	%	-18	-1	-42	-77
Ackerland	kg ha^{-1}	0,198	-0,013	0,010	-0,023
	%	25	-8	45	-68
		jährlicher P-Entzug durch die Pflanzen[a]			
Grasland	kg ha^{-1}	20	-5	-6	-19
	%	42	-11	-12	-49
Ackerland	kg ha^{-1}	8	-7	-5	-22
	%	21	-20	-13	-63
	RMSE				
		jährliche Sickerwasserrate			
Grasland	mm Jahr^{-1}	36	48	83	126
	%	17	26	37	56
Ackerland	mm Jahr^{-1}	92	52	68	66
	%	59	46	56	78
		jährliche P-Fracht[a]			
Grasland	kg ha^{-1}	0,752	0,027	0,080	0,055
	%	54	93	102	95
Ackerland	kg ha^{-1}	0,579	0,045	0,034	0,049
	%	68	101	116	141
		jährlicher P-Entzug durch die Pflanzen[a]			
Grasland	kg ha^{-1}	23	13	21	26
	%	51	27	44	65
Ackerland	kg ha^{-1}	15	15	17	27
	%	42	39	44	75

[a]Annahme von Fließungleichgewichten im Boden (Abschnitt 5.3.3.1)

Tabelle D.8: Berechnete Gütekriterien (ME und RMSE) zur Überprüfung der Simulationsergebnisse der verschiedenen Nutzungsvarianten

Nutzungsgruppe & Lysimeternummer		Sickerwasserrate mm	Sickerwasserrate %	P-Fracht kg ha^{-1}	P-Fracht %	P-Entzug kg ha^{-1}	P-Entzug %
	ME						
Flächenstilllegung							
Dauerbrache	104&105	2	2	-0,005	-29		
Extensivierung							
Low-input	20&99	17	18	0,002	13	-7	-23
	23&24	24	23	-0,001	-2	-4	-16
	99&103	16	20	-0,010	-38	-8	-24
Grünland	1&2	7	7	-0,030	-67	4	22
	3&4	5	5	-0,017	-53	-1	-2
Grünland	95&97	6	3	-0,010	-80	-8	-16
Integrierter Landbau							
	53&54	39	45	0,004	30	-13	-34
	102&106	46	45	-0,001	-3	-30	-54
	98	23	22	0,000	0	-30	-54
Nachwachsende Rohstoffe							
	110&111	87	92	0,015	83	-11	-32
	112&113	92	98	0,010	46	-30	-57
	114&115	75	65	0,000	0	-11	-32
	116&117	110	118	0,010	40	-16	-43
	RMSE						
Flächenstilllegung							
Dauerbrache	104&105	35	41	0,014	81		
Extensivierung							
Low-input	20&99	61	67	0,011	82	13	40
	23&24	68	64	0,037	145	12	44
	99&103	62	74	0,020	81	13	40
Grünland	1&2	37	34	0,065	144	6	35
	3&4	41	38	0,025	80	13	42
Grünland	95&97	56	32	0,123	98	15	29
Integrierter Landbau							
	53&54	90	104	0,016	110	17	44
	102&106	99	95	0,015	67	51	93
	98	86	81	0,031	122	59	107
Nachwachsende Rohstoffe							
	110&111	109	116	0,027	149	19	55
	112&113	113	120	0,026	113	42	78
	114&115	95	82	0,039	120	25	74
	116&117	112	134	0,039	156	25	69

D.4 Simulationsergebnisse Wasserhaushalt

Tabelle D.9: Mittlere jährliche simulierte Wasserhaushaltsgrößen der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten, Nutzungen und Düngerstufen

	Sand			sandiger Lehm			Lehm			toniger Schluff		
mm	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Grasland												
Interzeption	139	158	179	139	158	179	139	158	179	139	158	179
ETa	460	455	451	499	498	500	502	501	503	506	507	511
Sickerwasser	238	225	208	199	182	159	177	164	144	123	112	98
Oberflächenspeicher	0	1	1	3	2	0	14	14	11	19	19	17
Oberflächenabfluss	1	1	0	0	0	0	20	15	12	69	62	50
Ackerland												
Interzeption	100	121	126	120	134	144	112	125	136	105	116	124
ETa	480	477	473	568	564	560	559	560	564	557	566	575
Sickerwasser	249	230	229	141	132	126	125	113	102	87	76	66
Oberflächenspeicher	1	1	1	1	1	1	12	9	7	19	17	16
Oberflächenabfluss	2	2	2	1	0	0	34	32	28	80	72	65

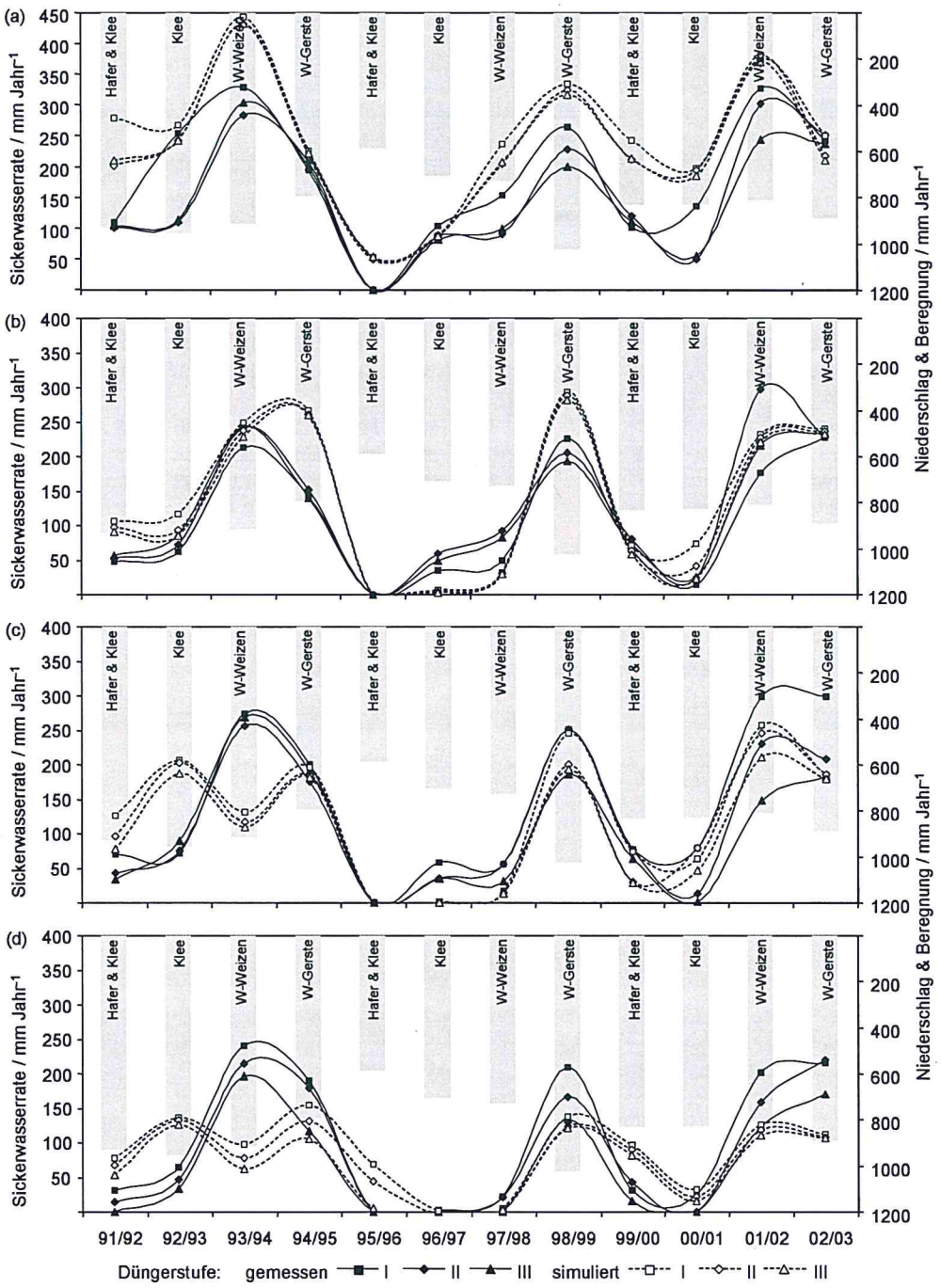


Abbildung D.2: Jährliche gemessene und simulierte Sickerwasserraten der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten und Ackernutzung ((a) Sand, (b) sandigem Lehm, (c) Lehm und (d) toniger Schluff aus Löss)

D.5 Simulationsergebnisse P-Haushalt

Tabelle D.10: Eingangswerte zur Simulation des P-Haushalts (in 10-cm-Stufen)

Parameter	Bodenart	Einheit	Oberboden	Unterboden	
			0 - 30 cm	30 - 80 cm	80 - 100 cm
P_{loes}			aus gemessenen Sorptionsisothermen		
	S	mg l^{-1}	2,067	0,008	0,001
	SL	mg l^{-1}	0,515	0,015	0,002
	L	mg l^{-1}	0,379	0,004	0,002
	SIL	mg l^{-1}	0,098	0,002	0,000
P_{sorb}			DL-P gemessen bzw. abgeleitet		
	S	mg kg^{-1}	246,3	43,1	43,1
	SL	mg kg^{-1}	83,7	8,1	8,1
	L	mg kg^{-1}	90,5	9,3	9,3
	SIL	mg kg^{-1}	68,8	7,1	7,1
P_{org}			anhand der Bodenart abgeleitet		
	S	kg ha^{-1}	577,7	122,7	122,7
	SL	kg ha^{-1}	311,8	45,5	45,5
	L	kg ha^{-1}	387,5	53,5	53,5
	SIL	kg ha^{-1}	276,4	28,3	28,3
P_{fix}			berechnet: $P_{fix} = P_t$ - P_{sorb} - P_{org}		
	S	kg ha^{-1}	742,7	623,6	623,6
	SL	kg ha^{-1}	343,6	167,2	167,2
	L	kg ha^{-1}	513,1	197,5	197,5
	SIL	kg ha^{-1}	251,8	104,4	104,4
Sorptionsparameter			gemessene Sorptionsisothermen		
	S	mg kg^{-1}	12,3	25,0	40,0
	SL	mg kg^{-1}	19,3	24,8	37,0
	L	mg kg^{-1}	20,2	23,7	33,9
	SIL	mg kg^{-1}	41,5	26,1	34,0
Fixierungsrate			angenommen mit 10 %		

Tabelle D.11: Gemessene und simulierte Summen des Sickerwassers, der P-Fracht und der P-Entzüge der Nutzungsvarianten

Nutzungsgruppe	Nr.[a]	Sickerwasser		P-Fracht		P-Entzüge	
		gem.[b]	sim.[c]	gem.	sim.	gem.	sim.
Flächenstilllegung							
Dauerbrache	104	1031	1049	0,219	0,153		
	105	1023		0,211			
Extensivierung							
Low-input	20	1254	1293	0,164	0,189	348	289
	107	933		0,170		399	
	23	1261	1558	0,343	0,303	349	280
	24	1271		0,276		315	
	99	975	1202	0,250	0,186	391	292
	103	1034		0,353		375	
Grünland	1	1263	1398	0,669	0,180	216	269
(ohne Beregnung)	2	1356		0,411		225	
	3	1259	1380	0,349	0,180	390	362
	4	1377		0,414		347	
Grünland	95	2332	2153	2,488	0,294	608	510
(mit Beregnung)	97	1841		0,516		610	
Integrierter Landbau							
	53	992	1480	0,168	0,220	470	298
	54	1056		0,171		448	
	102	1304	1804	0,241	0,258	646	296
	106	1187		0,287		664	
	98	1283	1562	0,303	0,292	658	296
Nachwachsende Rohstoffe							
	110	1177	2180	0,247	0,404	428	285
	111	1088		0,195		411	
	112	1139	2235	0,271	0,399	630	276
	113	1123		0,277		651	
	114	1453	2280	0,265	0,385	411	282
	115	1304		0,505		420	
	116	1111	2438	0,355	0,422	404	253
	117	1131		0,249		477	

[a]Angaben zu den Parallelen sind der Tabelle 2.1, Kapitel 2 zu entnehmen
[b]Gemessene Werte
[c]Simulierte Werte

Tabelle D.12: Jährliche simulierte Wasserhaushaltsgrößen, P-Frachten und P-Entzüge durch die Pflanzen der Lysimeter mit variierender Nutzung

Nutzungsgruppe & Lysimeternummer		Nds mm	SW[a] mm	SW[b] %	Int[c] mm	ETa mm	ETa[d] %	P-Fracht[e] kg ha^{-1}	P-Entzug kg ha^{-1}
Flächenstilllegung									
Dauerbrache	104&105	657	87	13,3	123	442	67,2	0,0127	
Extensivierung									
Low-input	20&107	668	108	16,1	104	451	67,6	0,0157	24
	23&24	664	130	19,5	87	441	66,4	0,0253	23
	99&103	669	100	15,0	100	467	69,8	0,0155	24
Grünland	1&2	657	117	17,7	117	419	63,8	0,0150	22
	3&4	657	115	17,5	119	418	63,6	0,0150	30
Grünland	95&97	839	179	21,4	156	499	59,4	0,0245	42
Integrierter Landbau									
	53&54	753	124	16,5	118	505	67,1	0,0183	25
	102&106	772	150	19,5	112	515	66,7	0,0215	25
	98	763	130	17,0	113	516	67,6	0,0252	25
Nachwachsende Rohstoffe									
	110&111	760	182	23,9	77	498	65,4	0,0337	24
	112&113	759	186	24,6	79	489	64,5	0,0333	23
	114&115	758	190	25,1	80	483	63,7	0,0321	23
	116&117	754	203	27,0	76	470	62,3	0,0352	21

[a]Mittlere jährliche Sickerwassermenge, Vergleiche Tabelle 3.2, Abschnitt 3.1.2
[b]Anteil des Sickerwassers am Niederschlag in %, Vergleiche Tabelle 3.3, Abschnitt 3.1.3
[c]Interzeption
[d]Anteil der aktuellen Verdunstung am Niederschlag in %, Vergleiche Tabelle 3.3, Abschnitt 3.1.3
[e]Vergleiche Tabelle 4.4, Abschnitt 4.2

Tabelle D.13: Anteil des anorganischen P (%) an P_t in verschiedenen Wirtschaftsdüngern

Düngerform[a]	Anteil an P_t	Spannbreite	Quelle
Milchvieh	63,2	55 - 71	[Barnett, 1994]
Rinder (Jungtiere)	47,1	38 - 53	[Barnett, 1994]
Rinder	48,3	28 - 63	[Barnett, 1994]
Schweine	54,7	42 - 77	[Barnett, 1994]
Masthähnchen	34,8	21 - 58	[Barnett, 1994]
Legehennen	49,3	40 - 70	[Barnett, 1994]
Milchvieh	70		[Dou et al., 2000]
Geflügel	60		[Dou et al., 2000]
Milchvieh	63		[Sharpley und Moyer, 2000]
Milchvieh - Kompost[b]	92		[Sharpley und Moyer, 2000]
Geflügel	84		[Sharpley und Moyer, 2000]
Geflügel - Kompost	87		[Sharpley und Moyer, 2000]
Geflügel - Mist[c]	90		[Sharpley und Moyer, 2000]
Schweinegülle	91		[Sharpley und Moyer, 2000]

[a]Getrockneter Kot aus verschiedenen Tierhaltungen
[b]2 Monate gelagert
[c]10 % Holzspäne

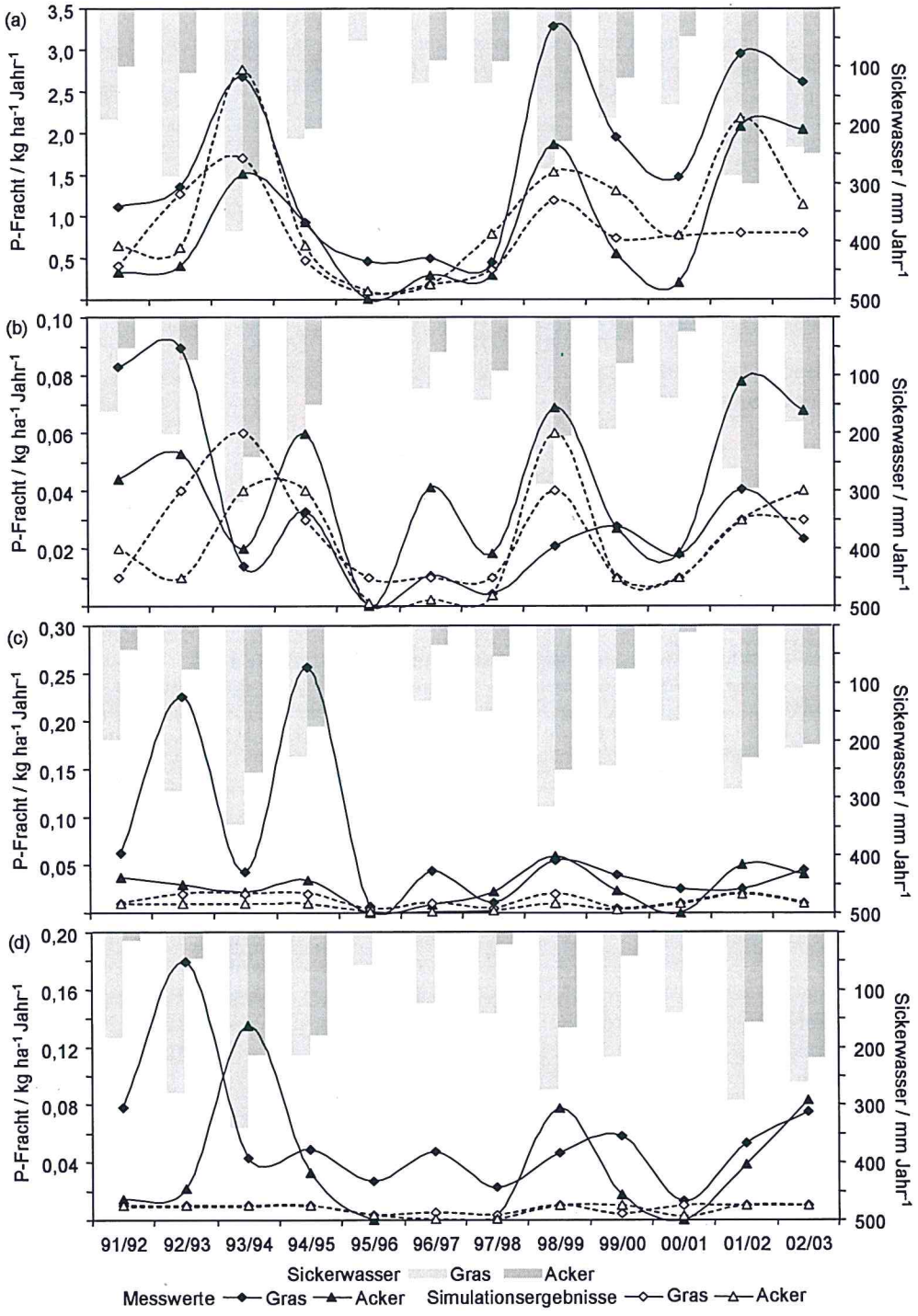


Abbildung D.3: Jährliche gemessene und simulierte P-Frachten sowie Sickerwasserraten der Lysimeter mit verschiedenen Bodenarten und Nutzungen (II) ((a) Sand, (b) sandigem Lehm, (c) Lehm und (d) toniger Schluff aus Löss)

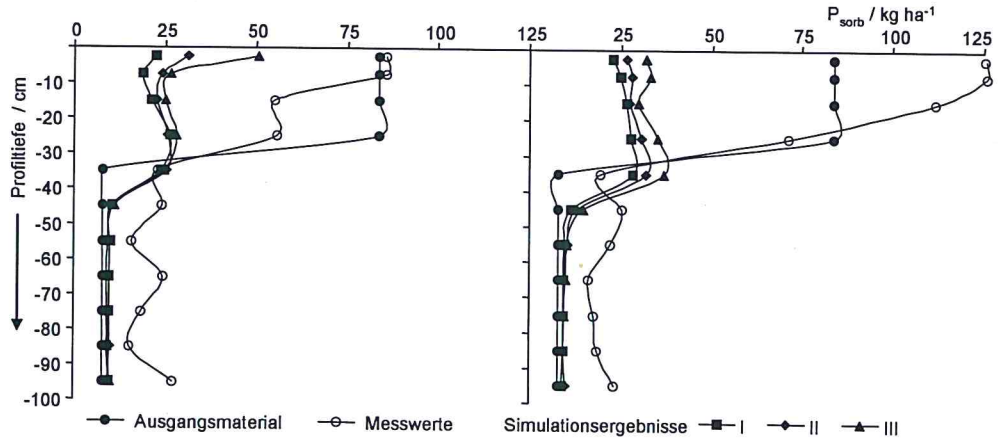


Abbildung D.4: Tiefenverlauf des sorbierten P-Pools im Ausgangsmaterial und nach 15-jähriger Nutzung als Messwert und Simulationsergebnis (Grasland (links) und Ackernutzung (rechts)) bei verschiedenen Düngerstufen

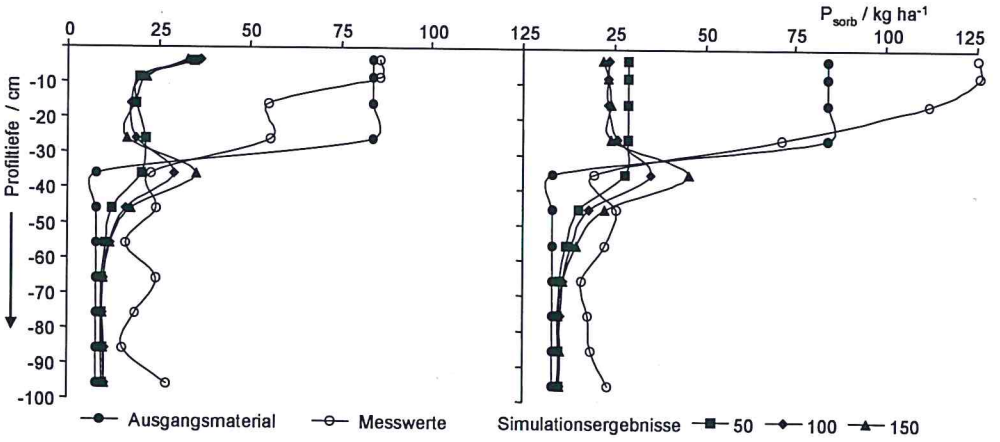


Abbildung D.5: Tiefenverlauf des sorbierten P-Pools im Ausgangsmaterial und nach 50-, 100- und 150-jähriger Simulationsdauer in einem Lysimeterprofil (SL) mit Grasland- (links) und Ackernutzung (rechts) bei mittlerer Düngerstufe

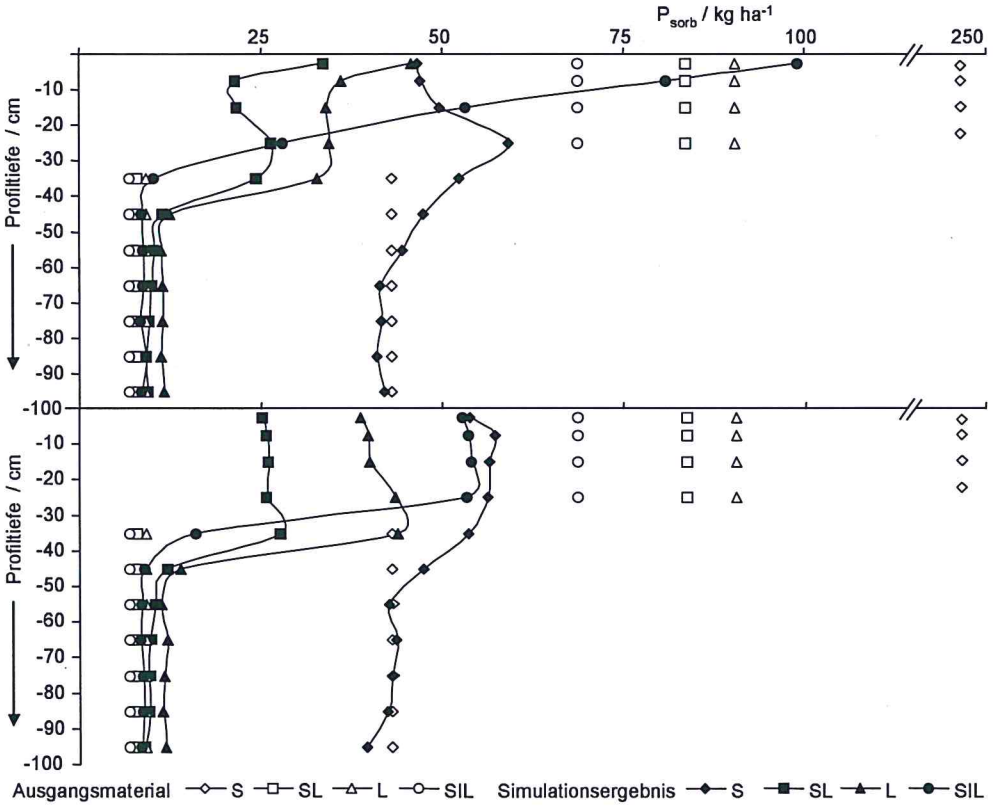


Abbildung D.6: Tiefenverlauf des sorbierten P-Pools im Ausgangsmaterial und nach 21-jähriger Simulationsdauer bei verschiedenen Bodenarten mit Grasland- (oben) sowie Ackernutzung (unten) und mittlerer Düngung (II)

Danksagung

Herrn Prof. Leinweber danke ich herzlich für seine Betreuung, für seine fachlichen Anregungen und Diskussionsbereitschaft zu dem Thema "Phosphor". Herrn Prof. Lennartz danke ich für die Betreuung zum "bodenphysikalischem" Bereich dieser Arbeit. Ebenso bedanke ich mich bei Prof. Meissner für sein stetes Interesse am Fortgang dieser Arbeit und seine aufmunternden Worte. Ihnen allen sei weiterhin für die Initiierung des Projektes und die Vergabe des Themas gedankt. Herrn Prof. Nützmann danke ich für die bereichernden Diskussionen.

Besonderen Dank möchte ich den Mitarbeitern der Arbeitsgruppe von Prof. Meissner, besonders Frau Seeger vom Umweltforschungszentrum, Station Falkenberg, für die Bereitstellung der Proben, den regen Datenaustausch und die Beantwortung zahlreicher Fragen zur Lysimeternutzung aussprechen.

Dem Modellentwickler, Dr. Reiche und Dr. Rinker der Firma Digsyland aus Kiel sei für die Bereitstellung des Modells WASMOD mit dem neu entwickelten P-Modul, den Einbau zahlreicher nutzerfreundlicher Änderungswünsche und für die geduldige Beantwortung vielfältiger komplexer Fragen zum Modellaufbau gedankt.

Bei allen Mitarbeitern des Institutes für Bodenkunde und Pflanzenernährung möchte ich mich an dieser Stelle für die freundliche Arbeitsatmosphäre und Hilfsbereitschaft bedanken. Allen Kollegen, die an der Aufbereitung und Messung der jährlichen Proben aus Falkenberg beteiligt waren, sei herzlich gedankt. Prof. Bohne danke ich für sein Interesse, seine Hilfsbereitschaft bei fachlichen Fragen und seine anspornenden Worte in "stockenden" Phasen. Ebenso sei besonders meinem ehemaligen Kollegen aus der Gruppe "Phosphor", Dr. Schlichting für seine freundschaftliche Zusammenarbeit und Gesprächsbereitschaft zu diesem unerschöpflichen Thema herzlichst gedankt.

Meinen "Lektoren" danke ich für ihre Geduld und kritischen Anmerkungen.

Beim Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig GmbH möchte ich mich für die finanzielle Unterstützung dieser Arbeit bedanken.

Abschließend danke ich meiner Mutter und meinem Freund für ihre moralische Unterstützung, ihre Geduld und ihr Verständnis, mit der sie mich durch die zurückliegende Zeit begleitet haben.