

5. Dynamische gekoppelte Analysen von Wasser- und Stoffhaushalt

5.1 Allgemeines

Die hier vorgestellten Ergebnisse resultieren aus verschiedenen Untersuchungen zur gekoppelten Simulation von Wasser- und Stoffhaushalt mit dem öko-hydrologischen Modell SWIM (Krysanova et al., 1998a; Modellbeschreibung siehe Kap. 2). Im folgenden wird zunächst kurz auf die generelle Philosophie zur Simulation der Stickstoff-(N)-Dynamik eingegangen (Kap. 5.2), die den Schwerpunkt in den nachfolgend dokumentierten Untersuchungen gebildet hat. Diskutiert werden dann detaillierte Analysen des Wasser- und Stickstoffhaushaltes und entsprechende Modellvalidierungen im mesoskaligen Einzugsgebiet der Stepenitz (Kap. 5.3). Anschließend wird eine Anwendung zur großräumigen Simulation von Stickstoffausträgen aus der Bodenzone im Saalegebiet beschrieben (Kap. 5.4). Diese Untersuchung stellt einerseits eine einfache Szenariostudie zur Abschätzung der Stickstoffausträge in Abhängigkeit von Klima, Boden und Bewirtschaftung dar und bildet andererseits die Datenbasis für eine weitergehende Regionalisierung (Kap. 10). Abschließend wird kurz auf die Modellierung der Erosion mit SWIM am Beispiel des Einzugsgebietes der Glonn eingegangen (Kap. 5.5).

5.2 Robuster Ansatz für die Modellierung der Stickstoffdynamik

Die Modellierung des Stickstoffes auf der Einzugsgebietsskala ist eine komplizierte Aufgabe, da Stickstoff viele chemische Formen und Verbindungen hat, die sowohl in Raum als auch in der Zeit sehr mobil und dynamisch sind. Dies erfordert die Einhaltung eines gewissen Gleichgewichts welches alle Hauptprozesse einbezieht ohne das Modell zu überparametrisieren. Im Gegensatz zur biogeochemischen Modellierung auf der globalen Skala mit großen Gitterzellen, bei der gewöhnlich nur die vertikalen Flüsse betrachtet werden und praktisch keine wirkliche Validierung möglich ist, können und sollen zusätzlich die Wasserflüsse und chemischen Flüsse zumindest an Flussquerschnitten auf der Einzugsgebietsskala unter Verwendung von Messdaten validiert werden. Daher wird hier der sogenannte „robuste Ansatz“ für die Modellierung der N-Dynamik mit SWIM in mesoskaligen Einzugsgebieten vorgeschlagen. Das Modul zur Beschreibung der Stickstoffdynamik im Boden muss möglichst einfach sein, d.h. nur die Hauptformen des Stickstoffs und die Flüsse zwischen ihnen sollten berücksichtigt werden. Folgende Anforderungen werden hinsichtlich der Modellierungsprozedur und der Interpretation der Ergebnisse gestellt:

- A) Das hydrologische Modul sollte vorab getestet und validiert werden.
- B) Der Stickstoffhaushalt sollte im Gleichgewicht gehalten werden, d.h. die jährliche Mineralisierung, der Ablauf, die Durchsickerung, der Ertragskonsum etc. sollte in für die Region spezifische Intervalle passen (basierend auf Literaturhinweisen).
- C) Die saisonale Dynamik von N-NO₃ im Boden soll angemessen sein (zum Beispiel: mit erhöhten Werten im Frühjahr und Herbst und dem höchsten Wert im Frühjahr).
- D) Bei einem Modellauf über mehrere Jahre sollte es (bezüglich des N-Gehaltes) keine Bodendegradation geben.
- E) Die Ergebnisse sollten hauptsächlich qualitativ interpretiert werden, wobei nur Trends und Unterschiede etc. und keine genauen Vorhersagen gezeigt werden sollen.

Bei der Anwendung des Modells im Einzugsgebiet der Stepenitz wurde versucht, diesen Anforderungen gerecht zu werden.

5.3 Wasser- und Stoffhaushaltsmodellierung im Stepenitzgebiet

Die Stepenitz als Teileinzugsgebiet der Elbe wurde als repräsentativ für eine Region im Pleistozänen Tiefland ausgewählt. Das Einzugsgebiet der Stepenitz ist zumeist landwirtschaftlich geprägt - Ackerland und Weideland machen 80% der Fläche aus. In den durchgeführten Untersuchungen wurde nur der obere Teil des Einzugsgebietes bis zum Pegel Wolfshagen (575 km²) betrachtet, da dieser ohne

Gezeiteneinfluss ist. Bis auf ein besser aufgelöstes digitales Höhenmodell (200x200m, MfUNR Brandenburg) wurden die in Kap. 3 beschriebenen physiographischen Daten verwendet. Basierend auf Topographie, Landnutzung und Bodeninformationen wurde das Einzugsgebiet in 64 Teileinzugsgebiete (Durchschnittsgröße 9 km²) und 658 Hydrotope (Durchschnittsgröße 0,9 km²) gegliedert (**Abb. 5.1**). Für die Simulation wurden Wetterdaten vom Deutschen Wetterdienst verwendet: Temperaturdaten von der Station Marnitz (Nr. 3050); die Strahlungsdaten von der Station Neuruppin (No. 3330); Niederschlagsdaten von 13 Stationen.



Abb. 5.1: Einzugsgebiet der Stepenitz bis zum Pegel Wolfshagen mit Teileinzugsgebieten und Flussnetz

Der simulierte Abfluss wurde mit dem gemessenen Abfluss über einen 3-5-jährigen Zeitraum in fünf Teileinzugsgebieten verglichen. Die Effizienz nach Nash & Sutcliff (1979) liegt zwischen 0.72 und 0.85. Die **Abb. 5.2** zeigt exemplarisch den Vergleich berechneter und gemessener Abflüsse für die Periode 1985-86 am Pegel Wolfshagen. Die Ergebnisse sind zufriedenstellend.

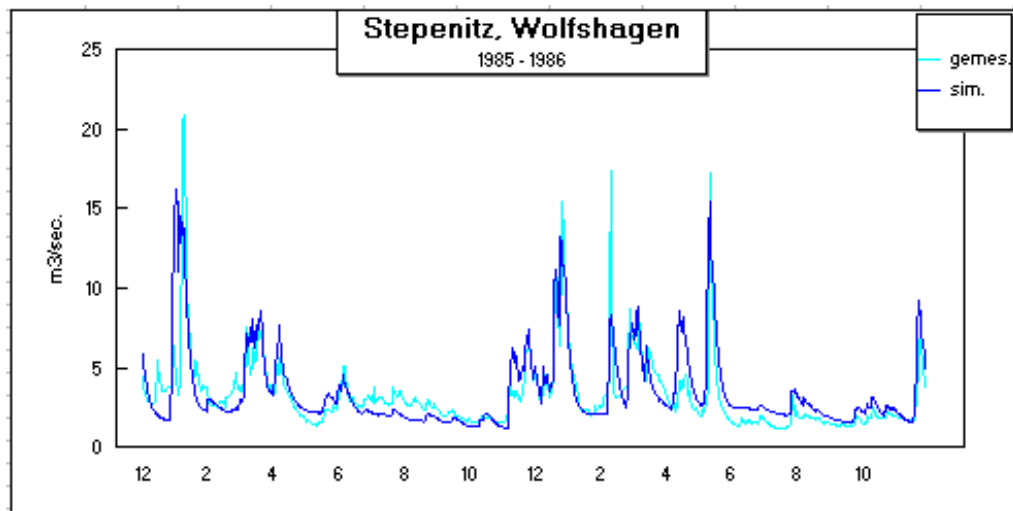


Abb. 5.2: Gemessene und mit SWIM simulierte Abflüsse am Pegel Wolfshagen/ Stepenitz

Nach der Validierung des hydrologischen Modells (A) wurde die Stickstoffdynamik betrachtet. Zum Vergleich wurden folgende regionale Daten (McVoy et al., 1995; Scheffer und Schachtschabel, 1984; Blume, 1992) herangezogen:

Mineralisierung:	1-2% org. N jährlich (2% = 40 - 180 kg N/ha/J.)	
Niederschlagseintrag:	19 - 30 kg/ha/J.	
Aufnahme durch Pflanzen:	50 - 150 kg/ha/J.	
N-Auswaschung:	allgemein: 27 - 113 kg/ha	(Durchschnitt: 55 kg/ha)
	in Lehm Böden: 9 - 66 kg/ha	(Durchschnitt: 21 - 26 kg/ha)

Nachdem gewisse Kalibrierungen der Parameter vorgenommen wurden, waren die Bedingungen (B) und (C) erfüllt - die jährliche Mineralisierung, die Pflanzenaufnahme und die Auswaschung entsprachen den oben genannten Intervallen und die saisonale Dynamik von N-NO₃ im Boden zeigte angemessene Werte. Die **Abb. 5.3** zeigt den N-Austrag mit dem Direktabfluss (RO+RI) und dem Sickerwasser für drei verschiedene Bodentypen: Sandboden 17, Lehm-Sand-Boden 26 und Lehmboden 19. Die Abbildung zeigt interessante Ergebnisse: Während der Stickstoff des Sandbodens 17 in das Grundwasser durchsickert (da es bei diesem Bodentyp praktisch keinen Oberflächen- oder Zwischenabfluss gibt), wird der Stickstoff beim Lehmboden 19 hauptsächlich durch laterale Flüsse ausgewaschen; beim Lehmsandboden 26 finden Stickstoffverluste sowohl auf der Oberfläche als auch im Grundwasser statt.

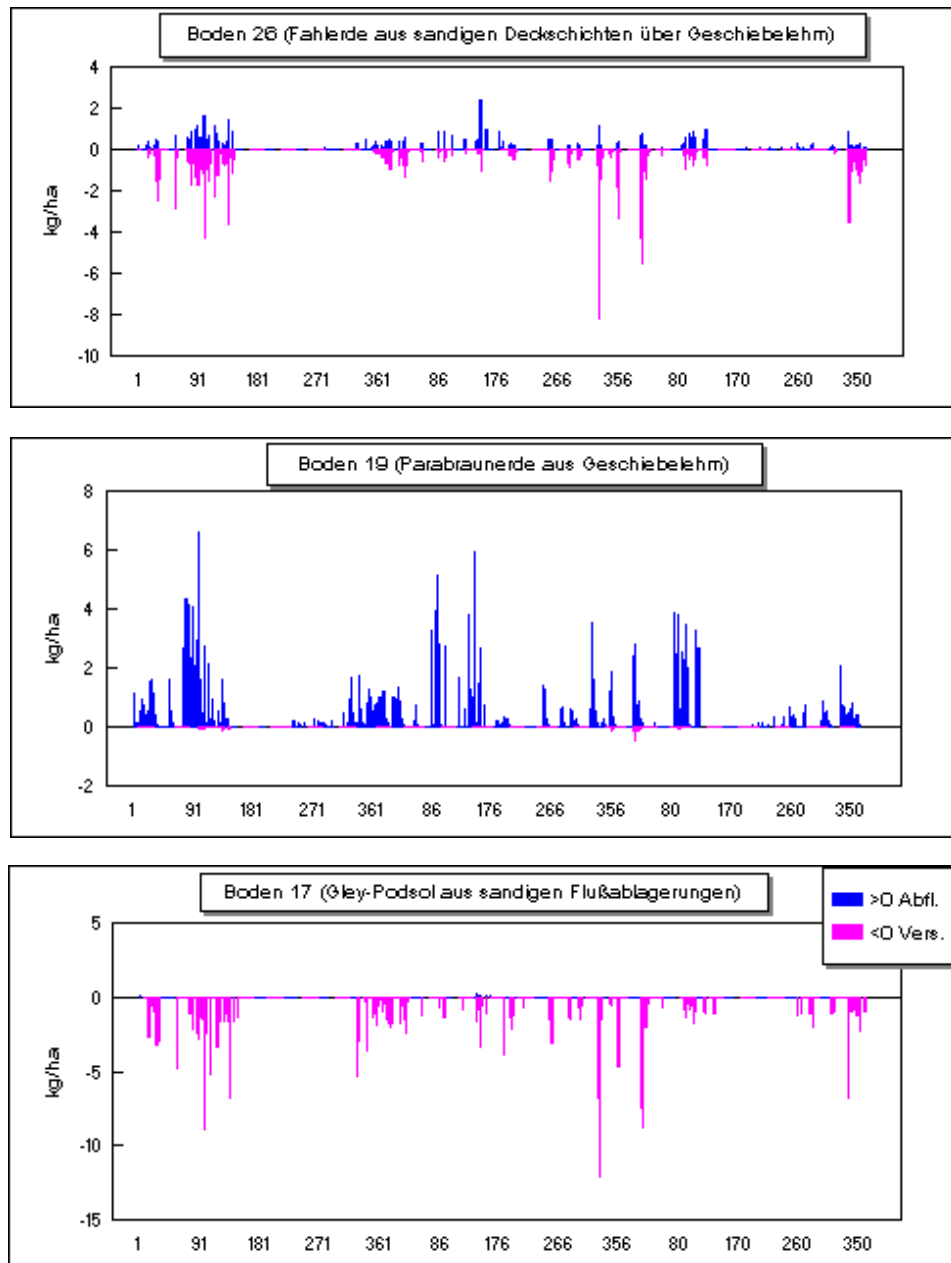


Abb. 5.3: Mit SWIM simulierte N-Austräge mit dem Direktabfluss (blau) und der Versickerung (pink) für drei verschiedene Böden im Stepenitzgebiet (Tageswerte im

Schließlich wurde die akkumulierte und simulierte N-NO₃ Belastung mit der gemessenen Belastung an der Mündungsstation Wolfshagen verglichen. Die akkumulierte gemessene Belastung wurde anhand der beobachteten Konzentrationen nach linearer Interpolation geschätzt (die Probeentnahme fand

einmal alle zwei Wochen statt). In **Abb. 5.4** werden zwei Jahre, 1983 & 1987, miteinander verglichen. Aufgrund der linearen Interpolation von 24-25 Konzentrationen wirkt die Observationskurve wesentlich abgerundeter. Jedoch liegen die jährlichen akkumulierten Belastungen sehr dicht beieinander (6.6 und 2.4% Differenz) und die saisonale Dynamik ist ebenfalls recht ähnlich ($R^2 = 0.98$ bzw. 0.95). Somit kann die Bedingung (E) als erfüllt betrachtet werden und die Verwendung des robusten Ansatzes bei der Stickstoffmodellierung im Einzugsgebiet der Stepenitz als erfolgreich angesehen werden. Weitere Informationen zu dieser Untersuchung sind im 1. Zwischenbericht (Becker et al., 1998) und in Krysanova und Becker (1999) sowie in Krysanova et al. (1999b) zu finden.

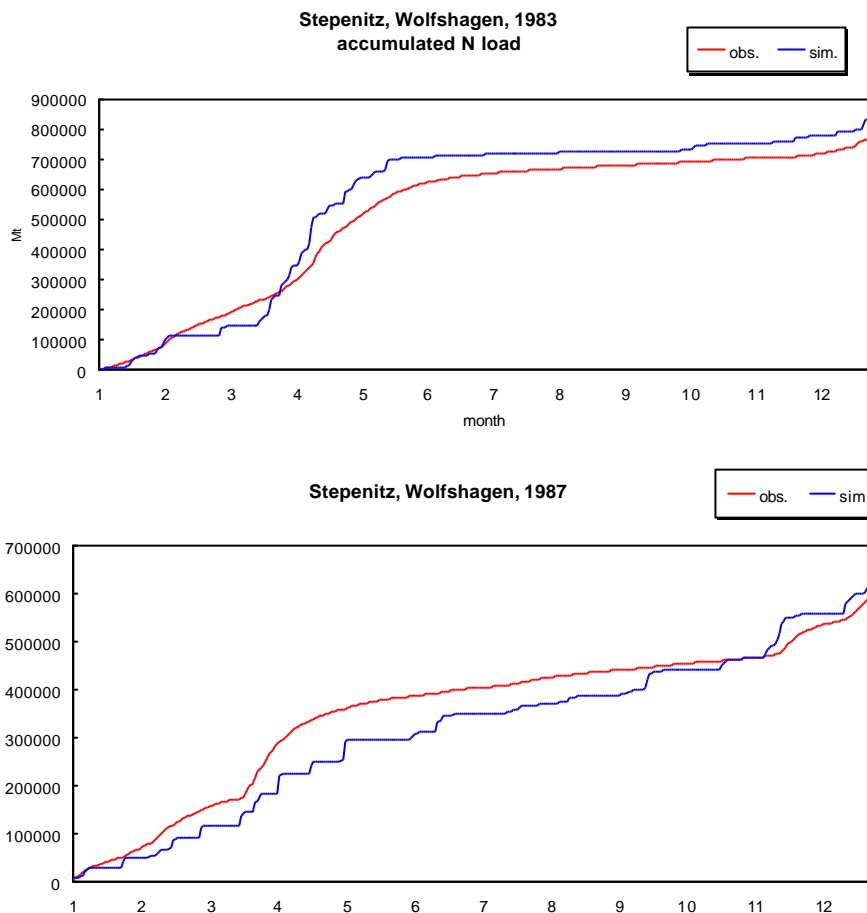


Abb. 5.4: Summenlinien der gemessenen (obs, rot) und mit SWIM simulierten (sim, blau) N-Frachten im Stepenitzgebiet (Pegel Wolfshagen, 1983 und 1987)

5.4 Großräumige Simulation des Stickstoffaustrages im Saale-Einzugsgebiet

Nach der Validierung des Stickstoffmoduls im Modell SWIM in den zwei mittelgroßen Einzugsgebieten der Stepenitz und Zschopau (Krysanova and Becker, 1999; Krysanova et al. 1999b) wurden Simulationsexperimente im Flussgebiet der Saale durchgeführt. Am Beispiel einer repräsentative Auswahl von natürlichen (Klima, Topografie, usw.), Landnutzungs- und Bewirtschaftungsbedingungen werden flächendeckend für vorgegebene Hydrotöpfe die vertikalen Wasser- und Stickstoffhaushaltskomponenten simuliert, und zwar unter Beachtung folgender Faktoren: 1. Klimazonen, 2. Bodentypen, 3. Fruchtfolgen, 4. Düngungsschemata und 5. Höhenklassen. Die **Tabelle 5.1** gibt einen Überblick zu den definierten Varianten. Simulationsläufe wurden mit SWIM für den Zeitraum von 1961 bis 1990 jeweils für einen fiktiven ‚Patch‘ für alle möglichen Kombinationen (4 Klimazonen x 9 Bodenklassen x 3 Fruchtfolgen x 3 Düngungsmuster x 5 Höhenzonen = 1620 Varianten) durchgeführt.

Tabelle 5.1: Klassifikation von natürlichen und landwirtschaftlichen Bedingungen im Saalegebiet

I. „Klimazonen“, repräsentiert durch Klimastationen

	Stationsname	Stationsnummer	Höhe (müNN)	Mittl. jährl. Niederschlag (mm)	Jahresmitteltemperatur (°C)
1.	Artern	3402	164	460	8.64
2.	Gera-Leumnitz	4406	311	611	8.02
3.	Hof-Hohensaas	4027	567	732	6.46
4.	Bad Sachsa	3988	335	940	7.64

II. Bodenklassen, repräsentiert durch Bodentypen (BUK-1000)

Nr.	Name	Boden-ID (BÜK-1000)	Vorkommen auf Ackerland (%)	Feldkapazität in Wurzelzone (Vol. %)	Ges. Leitfähigkeit in Wurzelzone (mm/h)
1.	Auenboden aus lehmig-tonigen Auensedimenten	9	7.0	39.3	5.0
2.	Tschernosem aus Löß	36	13.8	39.7	9.9
3.	Braunerde-Pelosol aus Verwitterungsprodukten	51	4.8	49.8	0.4
4.	Braunerde aus lößvermischten Verwitterungsprodukten	59	7.6	35.3	4.8
5.	Tschernosem-Parabraunerde aus Löß	40	5.1	36.9	17.5
6.	Braunerde aus lößvermischten Verwitterungsprodukten	56	6.4	37.5	9.0
7.	Pseudogley-Tschernosem aus Löß	38	3.9	38.6	20.5
8.	Parabraunerde-Pseudogley aus Löß	43	3.2	36.9	13.9
9.	Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	55	4.3	32.3	41.1

III. Fruchtfolgeschemata (Erklärung der Fruchtartensymbole siehe IV.)

Jahr	Schema 1			Schema 2			Schema 3		
	Aussaat	Ernte	Aussaat	Aussaat	Ernte	Aussaat	Aussaat	Ernte	Aussaat
1	po	po	ww	po	po	wb	po	po	
2		ww			wb		set-aside		
3	sb	sb	wr	ma	ma	ww	sb	sb	wr
4		wr			ww	wr		wr	
5	set-aside		ww		wr	ww	set-aside		ww
6		ww	wb		ww			ww	wb
7		wb		ma	ma			wb	
8	po	po	ww	po	po	ww	po	po	ww
9		ww			ww			ww	
10	ma	ma		ma	ma		set-aside		

IV. Düngungsschemata

Fruchtart	Grundschemata			
	Mineralisch N		Organisch N	
	Gesamtmenge (kg N/ha)	Ausbringung (kg N/ha)	Gesamtmenge (kg N/ha)	Ausbringung (kg N/ha)
Winterweizen (ww)	120	30+60+30	60	30+30
Wintergerste (wb)	100	20+60+20	60	30+30
Winterroggen (wr)	100	20+60+20	60	30+30
Sommergerste (sb)	100	60+20+20	60	30+30
Kartoffeln (po)	140	140	60	30+30
Mais (ma)	180	180	60	30+30
Brache (set-aside)	0	0	0	0

Wintergetreide wird im Herbst einmal und im Frühjahr zweimal mit mineralischen Dünger gedüngt. Organischer Dünger wird einmal im Herbst und das zweite Mal im Frühjahr appliziert. (nähere Erläuterungen im Text)

V. Gefälleklassen

Klasse:	1.	2.	3.	4.	5.
Gefälle (m/m)	0.000	0.025	0.050	0.075	0.100

In **Abb. 5.5** ist der kombinierte Einfluss aus den Faktoren Klima, Bodentyp und Gefälleklasse auf die Stickstoffverluste durch Oberflächenabfluss, Interflow und Versickerung ins Grundwasser für das Basis-Fruchtfolge-/Düngungsmuster dargestellt. Wie zu sehen ist, sind die Stickstoffverluste mit dem Oberflächenabfluss eher gering. Sie treten erst bei den weniger durchlässigen Böden 51 und 59 und bei feuchterem Wetter deutlich in Erscheinung. Der Gesamt-N-Austrag hängt nicht signifikant von der geodätischen Höhe ab. Es gibt aber eine Umverteilung der N-Austragsanteile: Verluste durch Interflow nehmen mit steigender Höhe zu, und Auswaschung ins Grundwasser nimmt ab.

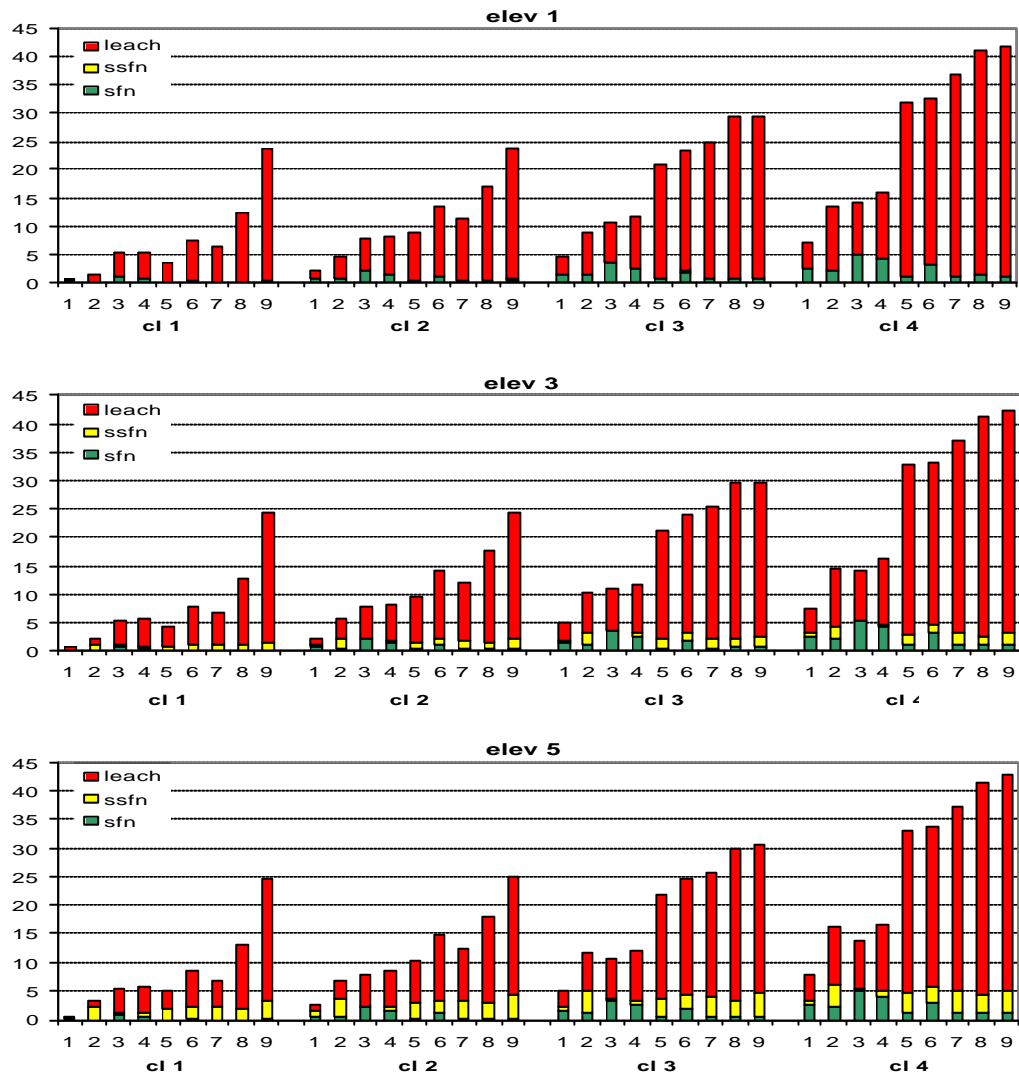


Abb. 5.5: Kombiniertes Einfluss aus Klima, Böden und Höhenzonen auf die Stickstoffverluste durch Oberflächenabfluss (sfn), Interflow (ssfn) und Versickerung ins Grundwasser (leach) (Ordinate: N-Austrag in kg/ha und Jahr; Abszisse: Klimazonen cl1-cl4 und Bodentypen 1-9)

In **Abb. 5.6** sind die Modellergebnisse für die mittlere jährliche Stickstoffauswaschung, die Denitrifikation, die pflanzliche Stickstoffaufnahme und die Stickstoffmineralisierung für das grundlegende Fruchtfolge-/Düngungsmuster im Saale-Einzugsgebiet mit einer Rasterauflösung von 1 x 1 km kartiert. Die N-Auswaschung variiert von fast Null auf Lössböden bis 30-40 kg/ha*a auf Sandböden, bei einem Maximum von ca. 90 kg/ha*a. Im Gegensatz dazu tritt die höchste Denitrifikation (bis zu 100 kg/ha*a) in schweren Lössböden und Lehmböden auf, bei denen die geringste Auswaschung zu verzeichnen ist. Das ist bedingt durch die höhere Feldkapazität und die geringere gesättigte Leitfähigkeit dieser Böden und die damit besseren Denitrifikationsbedingungen (Sauerstoffdefizit). Die pflanzliche Stickstoffaufnahme variiert von 80 bis 180 kg/ha*a (Minimum 26 kg/ha*a), sie ist auf Lössböden höher. Die gleiche Tendenz ist bei der Mineralisierung zu beobachten, die von 50 bis 200 kg/ha*a variiert.

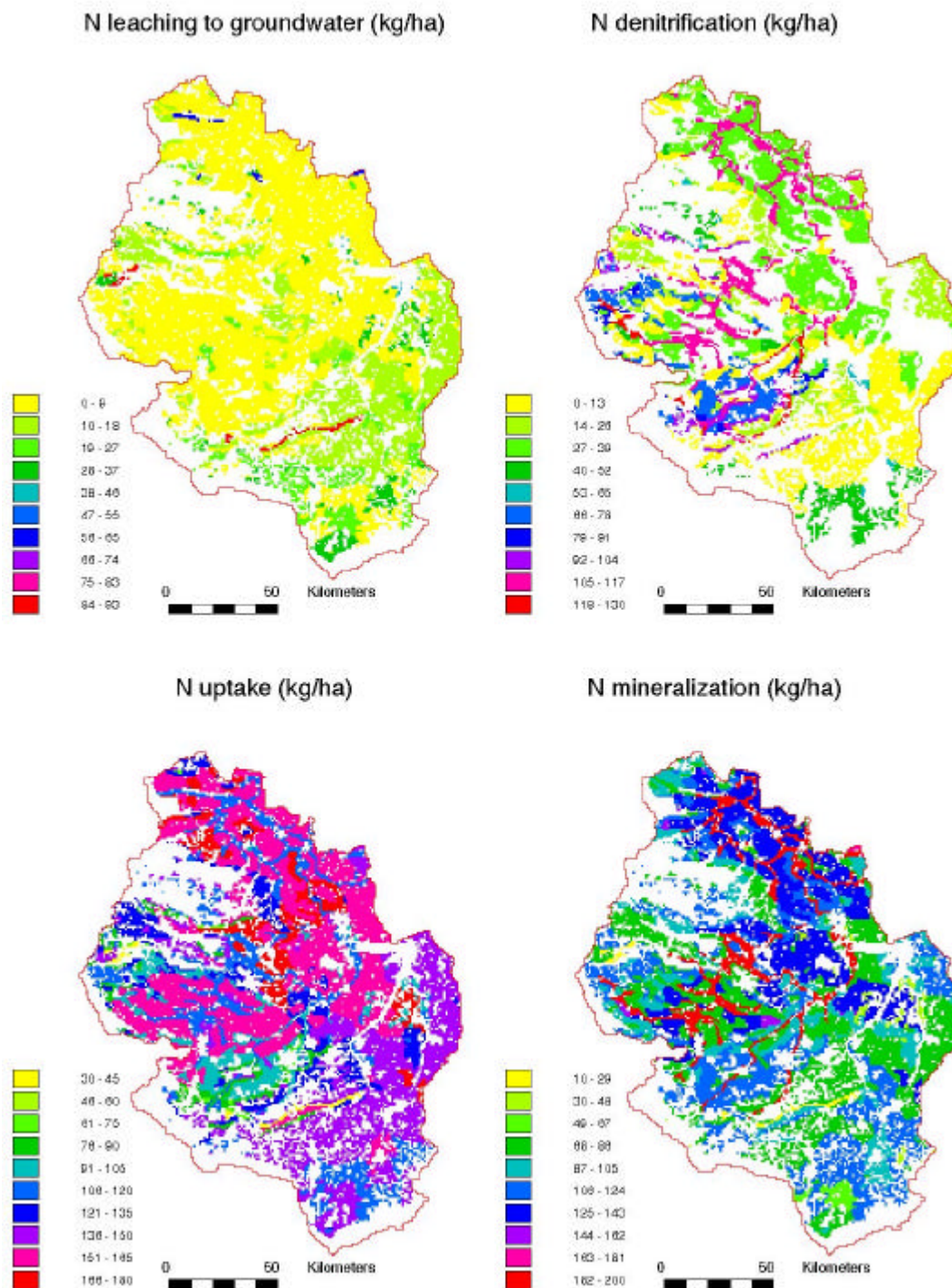


Abb. 5.6: Räumliche Verteilung der N-Auswaschung, Denitrifikation, pflanzlichen N-Aufnahme und der N-Mineralisierung im Saaleeinzugsgebiet für das Standard-Fruchtfolge- und -Düngungsmuster

Entsprechend des robusten Ansatzes wurden die N-Bilanzkomponenten des Saalegebietes indirekt validiert, indem sie mit regional gültigen Daten, die der Literatur entnommen waren, verglichen wurden (siehe dafür Krysanova und Haberlandt, 2001). Die vorgestellte Untersuchung erlaubt eine großflächige Abschätzung des N-Austrages von landwirtschaftlichen Flächen in Abhängigkeit von verschiedenen Faktoren und bildet die Basis für eine weitergehende Regionalisierung (siehe Kap. 9). Eine umfangreiche Diskussion der Varianten und Ergebnisse kann dem 3. Zwischenbericht (Becker et al., 2000) und Krysanova und Haberlandt (2001) entnommen werden.

5.5 Gebietsbezogene Erosionsmodellierung

Abschließend wird hier kurz auf eine Studie zur Abschätzung der Sedimentfrachten mit Hilfe von SWIM für das Einzugsgebiet der Glonn hingewiesen (Krysanova et al., 1998b). Die **Abb. 5.7** zeigt einen Vergleich von gemessenen und simulierten Sedimentfrachten für die Glonn und belegt, dass SWIM in der Lage ist, Erosions- und Sedimenttransportprozesse in mesoskaligen Einzugsgebieten angemessen zu beschreiben. Für Modellvalidierungen genügt die vorhandene Datenbasis im Elbegebiet nicht den Anforderungen. Deshalb musste diesbezüglich auf ein bayrisches Flussgebiet (Glonn) ausgewichen werden. Die dort erhaltene Ergebnisse lassen in Verbindung mit den Gegenüberstellungen von Berechnungswerten und den lückenhaften Messungen im Muldegebiet den Schluss zu, dass SWIM für die Simulation von Erosion- und Sedimentationstransportprozessen auch im Elbegebiet eingesetzt werden könnte.

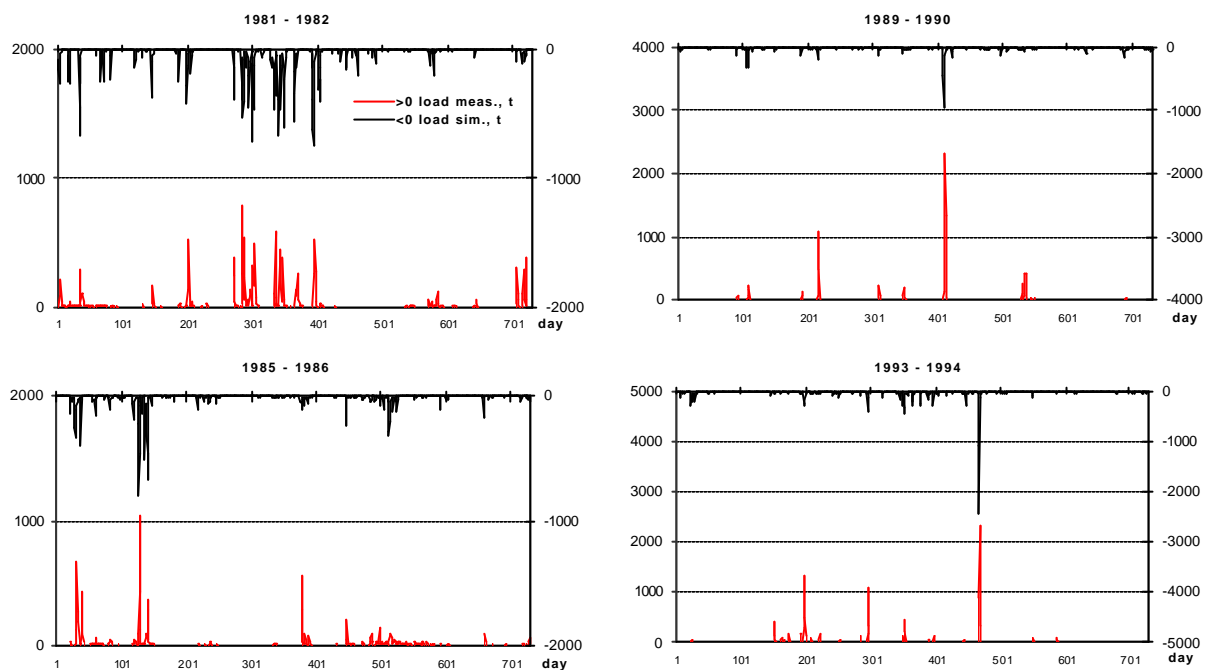


Abb. 5.7: Vergleich von gemessenen und mit SWIM simulierten Sedimentfrachten für die Glonn