

Zeitschrift: Regio Basiliensis : Basler Zeitschrift für Geographie
Herausgeber: Geographisch-Ethnologische Gesellschaft Basel ; Geographisches Institut der Universität Basel
Band: 32 (1991)
Heft: 2

Artikel: Landschaftsökologische Modellvorstellungen : Standortmodelle zum Stoffhaushalt im alpennahen Mittelland der Schweiz
Autor: Heeb, Johannes
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-1088657>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 14.01.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Landschaftsökologische Modellvorstellungen

Standortmodelle zum Stoffhaushalt im alpennahen Mittelland der Schweiz

Johannes Heeb

Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag werden computergestützte, empirisch-dynamische Standortmodelle vorgestellt. Der methodische Ansatz der Prozess-Korrelations-Systeme kann mit diesen Modellen durch die realitätsnahe Darstellung der Funktionszusammenhänge in einer Art "Echtzeit-Ablauf" weiterentwickelt werden. Die Modelle basieren auf einer Zweischicht-Bilanzierung des Wasser- und Stoffhaushaltes. Den oberen Bilanzierungsbereich bildet der Humus des Ah-Horizontes, den unteren der Mineralboden bzw. die nH-Schichten im Niedermoor.

Modèles de paysage écologiques: Bilan pédologique dans le piedmont alpin du Moyen-Pays

Résumé

Le travail présente des modèles de paysages précis, déterminés par l'ordinateur, dans leur dynamisme naturel. La méthode d'approche des systèmes de corrélation des processus peut être prolongée en une sorte de "temps réel" grâce à l'étude concrète des données ambiantes et leurs combinaisons fonctionnelles. Les modèles étudiés reposent sur la notion d'un double bilan, hydrologique et pédologique. La zone du bilan supérieur est constituée par l'humus de l'horizon Ah, la zone inférieure par le sol minéral, ou l'horizon nH en tourbière.

Geoeological Models and Ecological Balance in the Swiss Midlands

Abstract

In this article computerized empirical-dynamic models are presented. This methodological approach is developed with the aid of a realistic, "real-time" representation of the processes in the ecosystem. The models are based upon a bi-level balance between the hydrological and pedological systems.

Adresse des Autors: Dr. Johannes Heeb, Zentrum für angewandte Ökologie, 6114 Steinhuserberg

1 Einleitung

Im Rahmen des vom Schweizerischen Nationalfonds (SNF) unterstützten Projektes "Haushaltsbeziehungen in Landschaftsökosystemen topischer Dimensionen in einer Elementarlandschaft des Schweizerischen Mittellandes" wurde vom 1. April 1986 bis zum 31. März 1989 ein sechs Quadratkilometer grosses Einzugsgebiet im Kanton Luzern untersucht. Ziel der Arbeit war die modellhafte Beschreibung des Wasser- und Nährstoffhaushaltes. Der Einfluss der Landwirtschaft auf das landschaftliche Ökosystem wurde durch vergleichende Untersuchungen auf Wiesen- und Maisparzellen miterfasst. Dieser Bericht stützt sich im wesentlichen auf die Arbeit von *Heeb* (1990) ab.

2 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der pleistozänen Aufschüttungslandschaft des hohen Mittellandes (Alpenvorland) des Kantons Luzern. Das gesamte Gebiet wird durch würmeiszeitliche Ablagerungen und Überformung des ins Mittelland vorstossenden Reuss-Gletschers gekennzeichnet. Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei ca. 8° Celsius, die jährliche Niederschlagsmenge bei ca. 1000 mm. 40 - 50 % der Niederschlagsmenge fallen in den Monaten April bis Juni. Die klimatische Wasserbilanz ist mit ca. 560 mm als sehr hoch einzustufen. Der oberflächennahe Untergrund wird im wesentlichen durch Grund- und Wallmoränen sowie durch anstehende Molasse (vorwiegend Nagelfluh, Mergel und Sandstein) und deren Umlagerungsprodukte charakterisiert. Wichtige Bodenformen des Gebietes sind die Geschiebelehm-Parabraunerde (mit schwächerer bis stärkerer Hang- und Pseudovergleyung) in Kuppen- und Hanglagen, die Kolluviallehm-Parabraunerde, die Nieder- bzw. Anmoore in Mulden- oder Talbereichen sowie die Felsrendzina in Kuppenbereichen bei anstehender Molasse. Die unterschiedlichen Bodenfeuchteregimes (Sicker-, Hang-, Stau- und Grundwasserbodenfeuchteregime) müssen als wichtiges Raumgliederungsmerkmal bewertet werden. Das gesamte Gebiet wird landwirtschaftlich genutzt. Streu- und Weilersiedlung herrschen vor. Milchwirtschaft, Futter- und Ackerbau kennzeichnen das Nutzungsmuster. Daneben wird in geringerem Ausmass Schweinemast betrieben.

3 Das empirisch-dynamische Standortmodell als methodisches Hilfsmittel für die Komplexe Standortanalyse

Modellkonzept

Auf sechs Tesseræ wurden die wichtigsten Landschaftsökosystemtypen des Gebietes mittels Komplexer Standortanalyse (*Mosimann* 1984) beschrieben. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen wurden in empirisch-dynamischen Standortmodellen weiterverarbeitet. Die Tesseræ werden in Tab. 1 kurz vorgestellt.

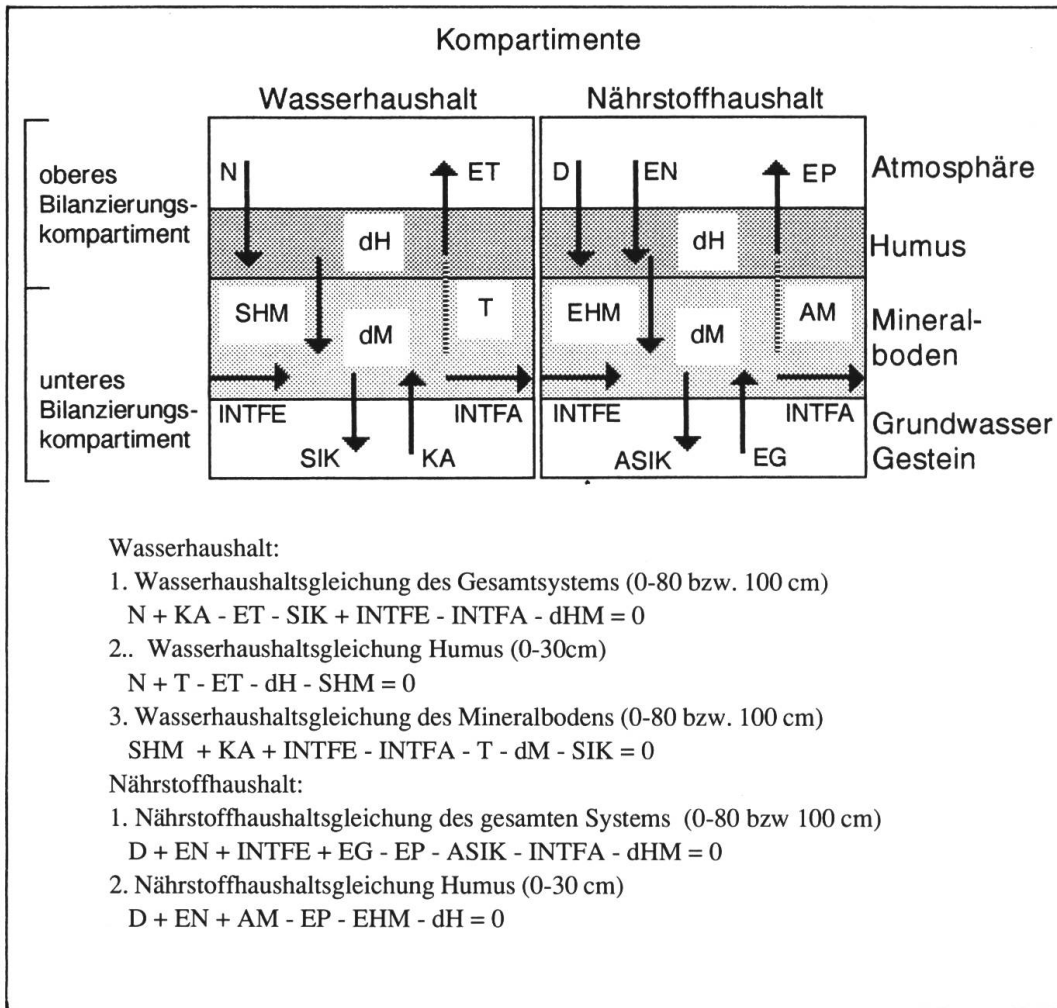
Tab. 1 Kurzbeschreibung der Tesseræ (aus Heeb 1991)

TESSERÆ	
Tessera 1:	Kuppe, 651 m, Geschiebelehm Parabraunerde, leicht pseudovergleyt, Dauergrünland (Fettwiese) und Mais
Tessera 2:	Kuppe bis Oberhangbereich, 628 m, SW, saure Geschiebelehm-Braunerde, Wald
Tessera 3:	Mulde, 592 m, Kolluviallehm-Parabraunerde, Kunstwiese (fett) und Mais
Tessera 4:	Mittelhang, 615 m, SW, Geschiebelehm-Hanggley-Parabraunerde, Weide und Mais
Tessera 5:	Hangrücken, 630 m, SW Fels-Braunerde-Rendzina, Dauerweide
Tessera 6:	Talebene, 552 m, Niedermoor mit min. Deckschicht, Dauergrünland (Fettwiese) und Mais

Die Modelle bauen auf der Software-Struktur des Modelles STELLA auf (Richmond 1987). Dieses Programm erlaubt eine einfache, modulhafte Formulierung kybernetischer Zusammenhänge und bietet damit eine wichtige Hilfe bei Systemanalysen. Die Anwendung des Programmes STELLA ermöglicht es, Systeme im allgemeinen und landschaftliche Ökosysteme im speziellen in ihrer zeitlichen Dynamik darzustellen. Die wichtigsten Eigenschaften der empirisch-dynamischen Standortmodelle werden in Tab. 2 zusammengefasst.

Tab. 2 Charakteristik der empirisch-dynamischen Standortmodelle (aus Heeb 1991)

Zum Modelltyp:	
<input type="checkbox"/>	Die Modelle sind als empirisch-dynamische Modelle einzustufen.
<input type="checkbox"/>	Sie bauen auf Zeitreihen auf und sind nach M. Straskraba und A. Gnauck (1983, S. 31) als stochastische Modelle einzuordnen
<input type="checkbox"/>	Sie unterscheiden sich als empirische Prozess-Korrelationssysteme von mathematischen Simulations-Modellen, wie sie beispielsweise von B. Ulrich et al. (1979), J. Richter (1986), W.H.M. Dynisveld (1983 und 1984) oder G.K. Hansen (1980) vorgestellt wurden.
Zum Vorgehen:	
<input type="checkbox"/>	Die Modelle stellen schwergewichtig Stoffflussmodelle dar: Stoffinteraktionen mit der Bodenmatrix (Adsorptions- und Desorptionsprozesse) werden nicht berücksichtigt.
<input type="checkbox"/>	Steuergrößen des Modelles sind nicht die Wasserleitfähigkeit, sondern die gemessenen Bodenwassergehalte der bilanzierten Bodenschichten. Diese Selbstregelung verhindert eine Aufsummierung von Fehlerwerten.
<input type="checkbox"/>	Nicht gemessene Parameter (z.B. Sickerung) werden über den Bilanzierungsprozess berechnet.
<input type="checkbox"/>	Die Modelle stützen sich nicht auf die Darcy-Gleichung für ungesättigte Wasserbewegung, sondern auf die Wasserhaushaltsgleichung der untersuchten Bodenschichten ab. Der Boden wird als System hintereinander angeordneter Speicher verschiedener Kapazitäten verstanden (K.H. Hartge, 1983)

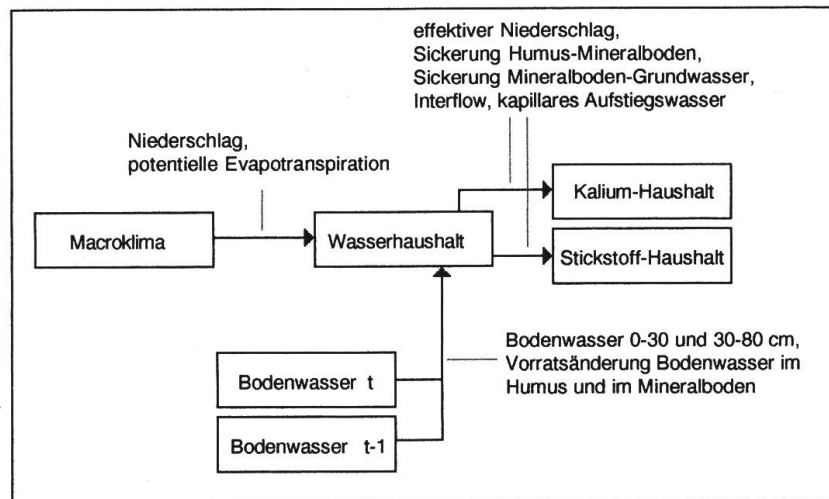


Legende (für beide Kompartimente)

AM Nährstoffaufnahme durch Pflanzen im Mineralboden	EP Entzug durch Pflanzen
ASIK Austrag durch Sickerung	ET Evapotranspiration
D Eintrag durch Dünger	EN Eintrag durch Niederschlag
dH Vorratsänderung Bodenwasser im Humus	INTFE Eintrag durch Interflow
dHM Vorratsänderung Bodenwasser im Humus und Mineralboden	INTFA Austrag durch Interflow
dM Vorratsänderung Bodenwasser im Mineralboden	KA Kapillarer Wasseraufstieg
EG Eintrag aus Grundwasser	N Niederschlag
EHM Eintrag aus dem Humus in den Mineralboden	SHM Sickerung vom Humus (Ah) in den Mineralbodenbereich
	SIK Sickerung an der Profilbasis
	T Transpiration Mineralboden

Abb. 1 Zweischicht-Bilanz-Modell des Bodens und Haushaltsgleichungen der Bilanzierungsbereiche Humus und Mineralboden für den Bilanzierungszeitraum dt (nach Heeb 1991, 129f).

Abb. 2 Aufbau der Modelle (aus Heeb 1991)



Die erstellten Modelle sind an die Arbeitsmethodik und den topologischen Betrachtungsmaßstab der landschaftsökologischen Komplexanalyse bzw. an das Konzept der komplexen Standortanalyse angepasst. Sie stellen einen ersten Versuch dar, die Komplexität von Landschaftsökosystemen in ihrem zeitlichen Verlauf darzustellen. Die Zeiteinheit (dt) beträgt im Modell eine Woche. Gerechnet wurden die Werte von April 1987 bis März 1989. Die Zeitreihen umfassen damit 105 Datenpunkte. Als kationisches Nährstoff-Element wurde Kalium, als anionisches Nitrat in das Modell aufgenommen.

Die Modelle basieren auf einem Zweischicht-Bilanzkonzept des Wasser- und Stoffhaushaltes (Abb. 1). Den oberen Bilanzierungsbereich bildet der Humus (Ah-Horizont 0-30 cm), den unteren der Mineralboden bzw. die Torf-Schichten im Niedermoor. Als Gesamt-Bilanzierungsraum wurde nach Richter (1986, 76) eine Bodenschicht von 80 bis 100 cm bestimmt.

Gliederung und Regelgrößen der Standortmodelle

Das gesamte Modell wird zur besseren Übersicht und Handhabung in 6 Submodelle (Makroklima, Bodenwasser t, Bodenwasser t-1, Wasserhaushalt, Kalium- und Stickstoffhaushalt) aufgeteilt. Dabei werden wichtige Rechnungswerte von Submodell zu Submodell, z.B. vom Bodenwasser- in das Wasserhaushaltsmodell, übertragen (Abb. 2). Die Abbildungen 3 und 4 sowie die Tabelle 3 stellen in vereinfachter Form die Submodelle Wasser- und Nährstoffhaushalt vor.

Hauptregelgrößen des Modelles sind die in den Submodellen Bodenwasser t und t-1 mittels Tensiometern und Nomogrammen ermittelten Bodenwassergehalte, die daraus berechneten Vorratsänderungen des Bodenwassers sowie die Ein- und Ausgangsgrößen des Standortklimas (Niederschlag und Evapotranspiration).

Bewertung der Modelle

Die empirisch-dynamischen Standortmodelle stellen eine mögliche Weiterentwicklung des methodischen Ansatzes der komplexen Standortanalyse (vor allem in Hinblick auf eine stärkere zeitliche Ausflösung) dar. Die eher statische Struktur der Prozess-Korrelations-Systeme kann mit den vorgestellten empirisch-dynamischen Standortmodellen durch die realitätsnahe Darstellung der Funktionszusammenhänge in einer Art "Echt-

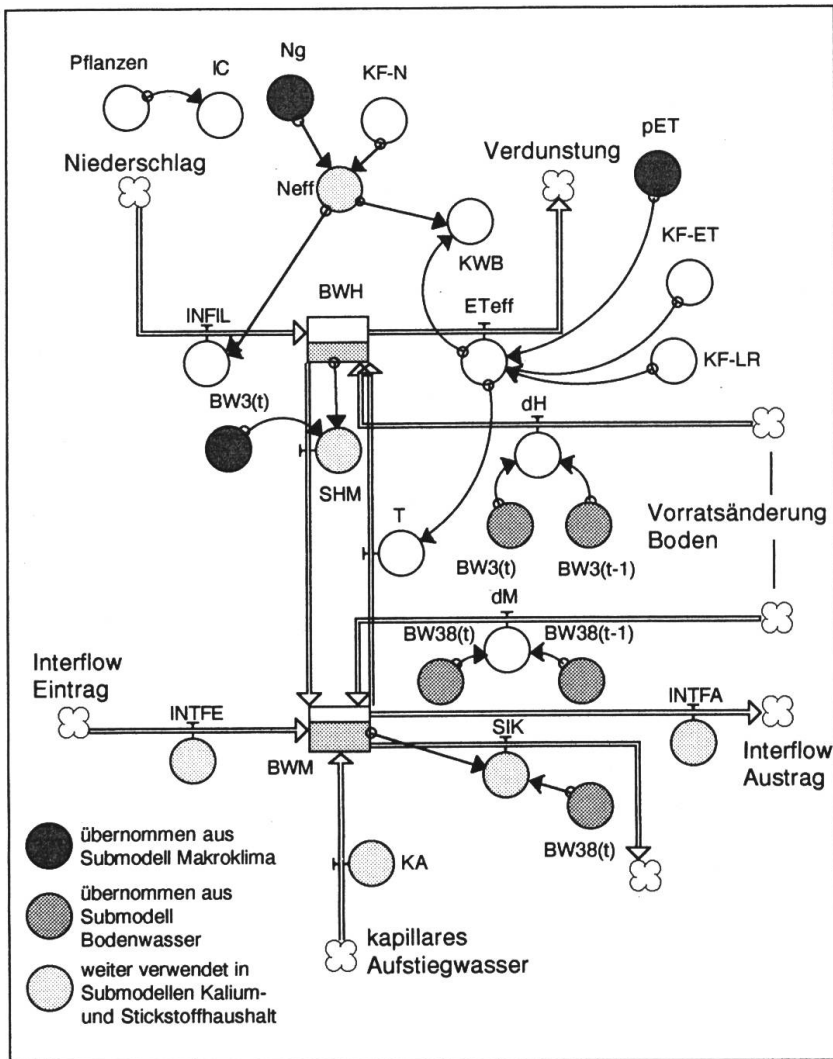


Abb. 3 Vereinfachtes Schema des Submodells Wasserhaushalt (aus Heeb 1991, Legende siehe Abb. 1)

zeit-Ablauf" weiter entwickelt werden. Einzelne Systemkompartimente können zudem als Subsysteme modelliert und entsprechend vertieft bearbeitet werden. Im weiteren können Werte, die im Feld nur schwierig und mit grossem Aufwand ermittelt werden können (z.B. Sickerwassermenge) über das Modell in entsprechender zeitlicher Auflösung berechnet werden.

Der weitere Schritt vom empirisch-dynamischen Landschaftsökosystem-Modell zur Simulation würde eine umfassende Quantifizierung der Funktionszusammenhänge des untersuchten Systems bedingen. Dies ist aufgrund des stochastischen Charakters verschiedener Grössen in Landschaftsökosystemen aber kaum oder nur in geringem Mass möglich. Vor- und Nachteile der Modelle werden in Tab. 4 zusammengefasst.

Tab. 3 (rechts) Verwendete Daten in den Submodellen Wasser- und Nährstoffhaushalt (aus Heeb 1991)

Submodelle Wasserhaushalt					
Parameter	EW	ZR	FLW	LW	FM
Ng Niederschlag gemessen		+	+		E
KF-N Korrektur Niederschlag		+	+	+	PZ
Neff Niederschlag effektiv		+			E/BM
KWB klimatische Wasserbilanz		+			BM
Pflanzen		+	+		SV
Ic Interceptionsverlust		+			K
INFIL Infiltriertes Wasser		+			E/BM
pET potentielle Evapotranspiration		+	+		K
KF-LR ET-Korrektur Lage Relief	+		+		SV
KF-ET Korrektur Evapotranspiration		+	+	+	K/SV
ETeff ET effektiv		+	+	+	A/BM
BW3(t) Bodenwasser Humus		+	+		R/BM
BW3(t-1) Bodenwasser Humus (t-1)		+	+		BM
dH Vorratsänderung Bodenwasser Humus		+	+		E/A BM
SHM Sickerung Humus-Min.bod.		+			A/BM
T Transpiration Mineralboden		+			A/BM
BW38(t) Bodenwasser MB.		+	+		R/BM
BW38(t) Bodenwasser MB(t-1)		+	+		BM
dM Vorratsänderung Bodenwasser Mineralboden		+	+		E/A BM
SIK Sickerwasser		+			A/BM
INTFE Interflow Eintrag		+			E/BM
INTFA Interflow Austrag		+			A/BM
KA Kapillares Aufstiegswasser		+	+	+	E/BM
Submodelle Nährstoffhaushalt					
Parameter	EW	ZR	FLW	LW	FM
Düngergaben		+	+		E
Eintrag Humus = Düngergaben		+			E/BM
Neff (Submodell Wasserhaushalt)					
Konzentration Niederschlag		+	+		E
Entzug Pflanzen		+	+	+	A/BM
Humus Nährstoffspeicher	(+)	+	(+)		BM
% Prozentuale Verteilung Nährstoffentzug	+			+	K
SHM (Submodell Wasserentzug)					
Konzentration Bodenlösung SHM		+	+		PZ
Mineralboden: Nährstoffspeicher	(+)	+	(+)		BM
Konzentration Bodenlösung SIK		+	+		PZ
Austrag Sickerung		+			BM

Legende

PKS	Bezeichnung im Prozess-Korrelations-System	EW	Einzelwert
ZR	Zeitreihe	FLW	Feld- bzw. Laborwert
LW	Literaturwert	FM	Funktion Modell
R	Regelgrösse	SV	Strukturvariable
E/A	Ein-/Ausgangsgrösse	K	Kapazitätsregler
BM	Berechnung im Modell	PZ	Prozesszustandsgrösse

Tab. 4 Vor- und Nachteile der empirisch-dynamischen Standortmodelle (aus Heeb 1991)

Vorteile der empirisch-dynamischen Systemmodelle	
<input type="checkbox"/>	Die Modelle ermöglichen eine stärkere zeitliche Auflösung der Prozess-Korrelations-Systeme.
<input type="checkbox"/>	Die realitätsnahe Darstellung der zeitlichen Dynamik eines landschaftlichen Ökosystems wird möglich.
<input type="checkbox"/>	Enge Korrelation mit dem stoffhaushaltlich orientierten Arbeitsansatz der landschafts-ökologischen Komplexanalyse.
<input type="checkbox"/>	Die Möglichkeit der Berechnung von im Felde schwierig erfassbaren Haushaltsgrößen wie beispielsweise Sickerwasser ist gegeben.
<input type="checkbox"/>	Das Modell weist durch die Verwendung einer im Felde ermittelten Leitgröße (in den vorliegenden Modellen der Bodenwassergehalt) eine Selbstregulation auf. Eine Aufsummierung von Fehlerwerten ist nur bedingt möglich.
Nachteile der Systemmodelle	
<input type="checkbox"/>	Die Modelle können infolge der fehlenden Quantifizierung der Funktionszusammenhänge (Modell baut nicht auf Regressionsbeziehungen auf) nicht als Simulationsmodelle verwendet werden.
<input type="checkbox"/>	Die Verbindung des Stoffhaushaltes mit den klimatischen Kennwerten konnte nur ansatzweise (z.B. zur Berechnung der effektiven Evapotranspiration) geschaffen werden.

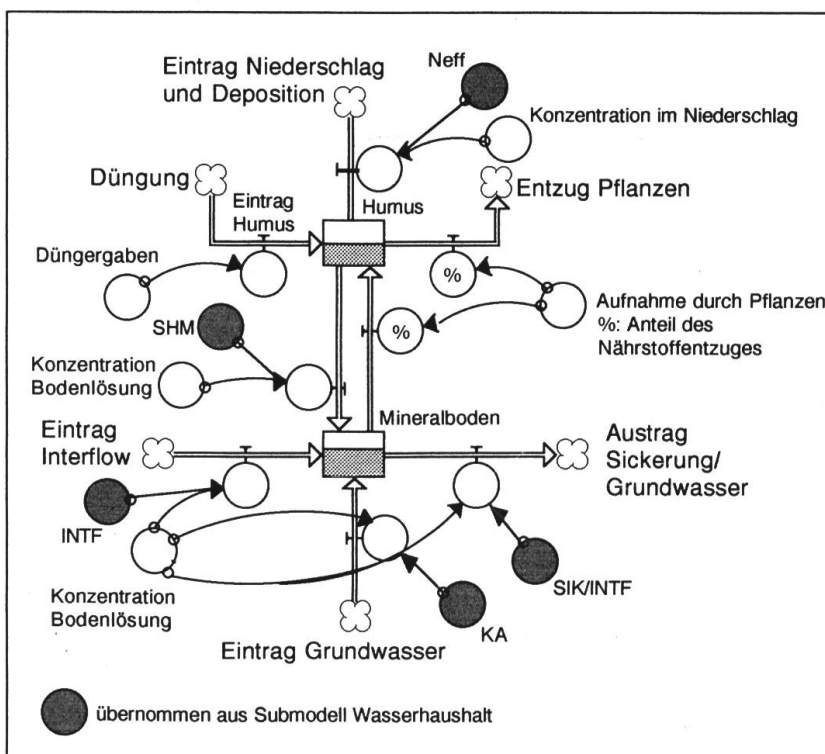


Abb. 4 Vereinfachtes Modell des Submodells Nährstoffhaushalt (aus Heeb 1991, Legende siehe Tab. 3)

4 Ergebnisse der Modellrechnungen

Als ausgewähltes Ergebnis der Modellrechnungen werden wichtige Stickstoffhaushaltsgrößen einer Wiesen- und einer Maisparzelle auf dem Kuppenstandort T1 dargestellt und miteinander verglichen (Abb. 5).

Die Stickstoff-Auswaschung (im wesentlichen Nitrat) liegt deutlich über den Werten der Wiesenparzelle. Sie fällt dabei im wesentlichen auf die vegetationsfreie Zeit und zeigt ein Maximum in den Monaten April bis Juni. Die günstigen N-Mineralisationsbedingungen dieser Monate führen bei fehlender Pflanzendecke zu einer verstärkten Nitrat-Freisetzung und bei einer positiven Wasserbilanz zur Nitratauswaschung (Rohmann, Sontheimer 1985, 107ff). Die Resultate der Stickstoffhaushaltsmodelle lassen tendenzielle Aussagen zu. Für eine differenziertere N-Bilanz wären weitere Bilanzgrößen wie beispielsweise die N-Fixierung durch Bakterien oder die N-Verluste durch Denitrifikation unerlässlich.

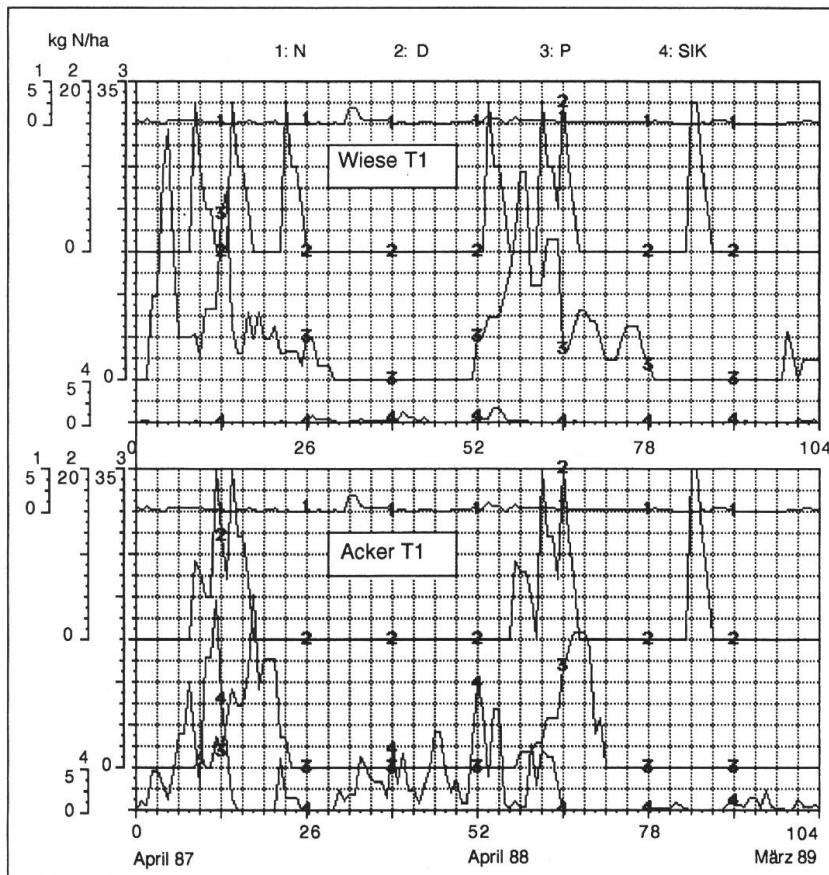


Abb. 5 Zeitlicher Verlauf von Niederschlagseintrag, Düngung, Nährstoffentnahme durch Pflanzen und Nährstoffaustrag durch Sickerwasser von Stickstoff (aus Heeb 1991; N: Eintrag durch Niederschlag, D: Eintrag durch Düngung, P: Austrag durch Pflanzen, SIK: Austrag durch Sickerwasser)

5 Haushaltsbeziehungen und Prozesse im Geosystem

Die Niederschläge (Neff) nehmen im Untersuchungsgebiet von T1 nach T6 um ca. 7 % zu. Die effektive Evapotranspiration (E_{Teff}) erreicht auf windexponierten Kuppen und südexponierten Mittel- bis Oberhangbereichen mit Hangwassereinfluss die höchsten Werte. Die Muldenstandorte T3 und T6 zeigen leicht geringere Evapotranspirationswerte. Hier macht sich der im Vergleich zu den Standorten T1 und T4 um 5-10 % tiefere Verdunstungsanspruch der Luft im Muldenbereich bemerkbar. Die tiefste Evapotranspiration wurde im Hetzlinger Moos ermittelt. Dies ist auf die geringeren Luftumsatzmengen im Muldenbereich, die erhöhte Luftfeuchtigkeit und das entsprechend geringere Sättigungsdefizit der bodennahen Luftschicht im Niedermoorbereich zurückzuführen. Die differenzierenden Größen der realen Evapotranspiration sind im wesentlichen das Wasserangebot an den Standorten bzw. deren Bodenfeuchtereime und der Verdunstungsanspruch der Luft.

Die Sickerwassermengen (Netto-Sickerung, d.h. gesamte Sickerung minus kapillares Aufstiegswasser) liegen zwischen 580 und 670 mm. Damit erreichen die Sickerwerte im Untersuchungsgebiet ca. 55-60 % der effektiven Niederschlagsmenge. Die berechneten Sickerwerte übersteigen die im Vorfluter gemessenen Abflussmengen um ca. 25-30 %. Diese Differenz übersteigt die abgeschätzte Fehlerquelle der Wasserbilanzrechnung um 5-10 %. Die Abweichung muss auf Tiefensickerung im Bereich der Wallmoränen und im Zungenbecken des Hetzlinger Moores sowie auf die Ableitung des Dränwassers aus dem Hetzlinger Moos in die Rot (ca. 3-4 % der Gebietsfläche) zurückgeführt werden.

In den Muldenbereichen wird die Prozessdynamik des Wasser- und Stofftransportes durch Grundwasser und kapillares Aufstiegswasser verstärkt. Die Brutto-Sickerraten dieser Standorte liegen dementsprechend deutlich über denjenigen der Hang- und Kuppenstandorte. Die hohen Sickerwerte werden durch die ebenfalls höhere Wasserretention (nFKWe) und die höhere Sorptionskapazität der Böden dieser Standorte (dies vor allem im Niedermoor) relativiert.

Stoffhaushalt

Die Stofffrachten im Sickerwasser liegen mit Ausnahme des Waldstandortes und des Niedermoores in der gleichen Größenordnung. Die durchwegs hohen Calcium-Mengen im Sickerwasser stammen vorwiegend aus dem Cv-Horizont (bzw. der unter der Moränendecke liegenden Molasse). Die deutlich erhöhten Kalium-, Calcium- und Magnesium-Werte im Hetzlinger Moos sind den stofflichen Eigenschaften des Grundwassers an diesem Standort zuzuschreiben und dürfen dementsprechend nicht als eigentliche Stofffrachten im Sickerwasser (bzw. als Stoffaustrag) interpretiert werden. Die vertikale Phosphatverlagerung, bzw. die Phosphatauswaschung ist in allen untersuchten Böden von untergeordneter Bedeutung. Oberflächenabschwemmung (über Bodenerosion) wurde nicht erfasst.

Im Sickerwasser des Waldstandortes weisen tiefe pH-Werte, niedrige Calcium- und hohe Stickstoffmengen auf einen unausgeglichene Stoffhaushalt und Bodenversauerung hin. Die höchsten Stickstofffrachten im Sickerwasser traten an Standorten mit einer

erhöhten Sickerrate oder Hangwassereinfluss und einer mittleren nutzbaren Feldkapazität (100-120 mm) auf. Der Niedermoorstandort unterscheidet sich durch die sehr hohe nutzbare Feldkapazität (ca. 300 mm) und die entsprechend geringere Stickstoff-Auswaschung deutlich von den grundwasserbeeinflussten Standorten mit Kolluviallehm- oder Geschiebelehm-Böden.

Die Umrechnung der auf den Standorten ermittelten Bilanzgrößen des Nährstoffhaushaltes auf das gesamte Einzugsgebiet ist nicht möglich. Die Tesseræ wurden nach einem standardisierten, den landwirtschaftlichen Normen angepassten, Verfahren bewirtschaftet. Die realen Stoffeinträge durch die Landwirtschaft (über Handels- und Hofdünger) dürften jedoch bei der für das Gebiet geschätzten Viehdichte von ca. 4 Düngergrossvieheinheiten pro Hektar vor allem beim Stickstoff und Phosphor deutlich über denjenigen der Tesseræ liegen. Trotzdem zeigt der Vergleich der Stofffrachten im Sickerwasser und im Vorfluter tendenzielle Übereinstimmung.

Literatur

- Baumann H. 1983. Zur Frage der N-Formen im Grund und Bachwasser aus hydromorphen Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 146, 253-260.
- Beese F. & Van der Ploeg R.R. 1978. Computermodelle in der Bodenhydrologie – Praktische Ansätze. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 26, 153-172.
- Beese F. et al. 1978. Der Wasserhaushalt einer Löss-Parabraunerde unter Winterweizen und Brache: Computermodelle und ihre experimentelle Verifizierung. *Z. Acker- und Pflanzenbau* 146, 1-19.
- Benecke P. & Van der Ploeg R.R. 1976. Tensiometermessungen zur Bestimmung der boden-abhängigen Komponenten des Wasserhaushaltes von Böden, *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 23, 31-46.
- BGS. (Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz) 1989. *Lysimeterdaten von Schweizerischen Messstationen, Bodenwasser, Sickerwasser, Niederschlag und Evapotranspiration.* Zürich.
- Duynisveld W.H.M. et al. 1983. Vergleich von zwei Simulationsmodellen zur Ermittlung der Wasserhaushaltskomponenten in der ungesättigten Bodenzone, *Z. dt. geol. Ges.* 134, 679 - 686.
- Duynisveld W.H.M. 1984. *Entwicklung und Anwendung von Simulationsmodellen für den Wasserhaushalt und den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden. Ermittlung der Nitratauswaschungsgefahr unter Ackerbenutzung.* Diss. Berlin.
- Hansen G. H. 1980. Simulation of Water State and Flow in the Soil-Plant-Atmosphere-System by a Model Named HEJMDAL, S.Hallidin (Ed), *Comparison of Forest Water and Energy Exchange Models*, 117-137. International Society of Ecological Modelling, Copenhagen.
- Hartge K.H. 1969. Ermittlung der Wasserspannungskurve aus der Körnungssummenkurve und dem Gesamtporenvolumen. *Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung* 10 (1), 20-27.
- Hartge K.H. 1971. *Die physikalische Untersuchung von Böden.* Stuttgart.
- Hartge K.H. 1983. Böden als Teile von Systemen, *Catena* 10, 105 - 114.

- Heeb J. 1991. *Haushaltsbeziehungen in Landschaftsökosystemen topischer Dimensionen in einer Elementarlandschaft des Schweizerischen Mittellandes*. Physiogeographica, 14.
- High Performance Systems: *An Academic User's Guide to STELLA* (s. unter Richmond et al. 1987)
- Haude W. 1955. Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise, *Mitt. Dt. Wetterdienst* 2.
- Jeffers, J.N.R. 1982. *Modelling.- (Outline studies in ecology)*. Chapman and Hall, London, 80 S.
- Jeffers J.N.R. o.D.. *Practitioner's on the modelling of dynamik change in ecosystems*. Published on behalf of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) 34, Chichester.
- Lünenberger D.G. 1979. *Introduction to Dynamic Systems. Theories, models and applications*. New York.
- Mosimann Th. 1983. Ein Tankverdunstungsmesser nach dem Filterpapierprinzip zur Bestimmung des Verdunstungsanspruches der Luft, *Arch.Met.Geophys.Biol. Ser.B* 33, 289-299.
- Mosimann Th. 1984. *Landschaftsökologische Komplexanalyse*. Wiesbaden.
- Mosimann Th. 1990. *Prozess-Korrelations-System des elementaren Geoökosystemes*. Hannover, unveröffentlicht.
- Pallmann H. et al. 1940. Eine neue Methode der Temperaturmessung bei ökologischen oder bodenkundlichen Untersuchungen, *Ber. Schweiz. Bot. Ges.* 50, 337-362.
- Richmond B. et al. 1987. *An Academic User's Guide to STELLA*, (Handbuch zur Software STELLA), High Performance Systems, Lyme/USA.
- Richter J. 1986. *Der Boden als Reaktor: Modelle für Prozesse im Boden*. Stuttgart ,
- Rohmann U. & Sontheimer H. 1985. *Nitrat im Grundwasser, Ursachen-Bedeutung-Lösungswege*, Karlsruhe , 448 S.
- Stadelmann F.X. et al. 1983. Einfluss der Bodeneigenschaften, Bodennutzung und Bodentemperaturen auf die N-Mobilisierung von Kulturböden, *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 146, 228-242
- Straskraba M. & Gnauck A. 1983. *Aquatische Ökosysteme, Modellierung und Simulation*. Stuttgart.
- Ulrich B. et al. 1979. Mathematische Modellierung der Funktionen des Bodens im Stoffhaushalt von Ökosystemen, *Z. Pflanzenernähr.Bodenkd.* 142, S. 259-274.
- Van der Ploeg R.R. 1974. Simulation of moisture transfer in soils: one-dimensional infiltration, *Soil Sci.* 118(6), 349-357.
- Van der Ploeg R.R. & Beese B. 1976. Über die Anwendung von Saugkerzen und Saugplatten zur Bestimmung von Sickerwassermengen, *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 23, 47-48.
- Weiss P. 1987. *Stochastische Modelle für Anwender*. Stuttgart.