

II. Komplexitätsreduktion als Problem der Modellierung ökosystemarer Zusammenhänge

Karin Mathes und Gerd Weidemann

Synopsis

Compartment models are widely used to describe and simulate interactions and processes within ecosystems for prognostic purposes. The construction of compartments is based on the principle of identity, i. e. it is assumed that elements which are aggregated into a compartment are identical in relation to the measuring unit, while in reality they at most are similar. Furthermore, prognostic models have to be tested, whether the identity of compartments remains unchanged after a change of external factors or internal constellations, e. g. a chemical impact or a successional change in species composition. Examples for both situations are given. It is concluded that the use of models for the prediction of future ecosystem behaviour is only permissible after a thorough assessment of their range of validity.

compartment model, principle of identity, simulation, validation

Ökologie beschäftigt sich in erster Linie mit den Wechselbeziehungen der Organismen untereinander und mit ihrer unbelebten Umwelt. Aus diesen Wechselbeziehungen resultieren Stoff- und Energieflüsse, die ganz wesentlich die sogenannte "Funktion" realer Ökosysteme charakterisieren. Mit der Messung und Modellierung von Stoff- und Energieflüssen hat sich daher die Ökosystemforschung seit Initiierung des Internationalen Biologischen Programms (IBP) Ende der 60er Jahre intensiv befaßt. (Lange Zeit ist Ökosystemforschung sogar hiermit gleichgesetzt worden.)

Wir möchten im folgenden den für die Modellierung von ökosystemaren Interaktionen am häufigsten benutzten Kompartiment-Ansatz noch einmal darstellen und insbesondere diskutieren, auf welchen Annahmen und Voraussetzungen er basiert und welche Konsequenzen dies für die Validierung und Prognose-Eignung solcher Modelle haben kann.

Wir halten dies für wichtig, weil das Ziel der Konstruktion derartiger Modelle vielfach darin besteht, Prognosen über das Verhalten von Ökosystemen in Abhängigkeit von externen Veränderungen, z. B. infolge anthropogener Eingriffe, zu machen. So wurden z. B. sowohl in den USA als auch in der Bundesrepublik umfangreiche Simulationsmodelle entwickelt, um abzuschätzen, welche Konzentrationen eines Pflanzenschutzmittels sich nach Ausbringung des Mittels wann an bestimmten Stellen befinden (z. B. BONAZOUNTAS & WAGNER 1981, 1984, CARSEL & al. 1984, FRÄNZLE & al. 1987, ROHLEDER & al. 1986).

Ausgangspunkt für jede empirische Analyse und somit auch für jeden Modellierungsansatz ist eine Fragestellung, also z. B.: Welche Mengen Stickstoff in welcher Bindungsform werden in ein bestimmtes Ökosystem eingetragen, wo werden sie dort gespeichert, wie und in welcher Form werden sie innerhalb des Systems transportiert und welche Mengen werden in welcher Form aus dem System ausgetragen? Da Stickstoff zahlreiche verschiedene Bindungsformen annehmen kann und reale Ökosysteme aus Tausenden von Arten und Millionen von Individuen mit den unterschiedlichsten Lebensweisen und Lebensansprüchen bestehen, erfordert jede Messung, auch jede Modellierung, eine Reduktion dieser Komplexität auf handhabbare Einheiten. Dies geschieht in der Weise, daß man Stoffe z. B. nach ihrer Bindungsform und Organismen nach funktionellen Gesichtspunkten (z. B. autotroph, heterotroph, phytophag, zoophag, saprophag) zu Kompartimenten zusammenfaßt. Ausschlaggebend für den Gesichtspunkt, nach dem aggregiert wird, ist die spezifische Fragestellung.

Die Konstruktion von Kompartiment-Modellen basiert auf dem Identitätsprinzip. Es wird vorausgesetzt, daß die in einem Kompartiment zusammengefaßten Objekte in bezug auf die Fragestellung und damit hinsichtlich ihrer Beziehung zu und in ihrem Verhalten gegenüber der gemeinsamen Meßgröße identisch sind, obwohl sie tatsächlich höchstens gleich oder ähnlich sind. Die Kompartimente können dann als Zustandsvariablen behandelt und ihre quantitative Veränderung

in der Zeit analysiert werden. Auf dem Wege der Abstraktion wird real Verschiedenes zu Identischem gemacht und zusammengefaßt (Abb. 1).

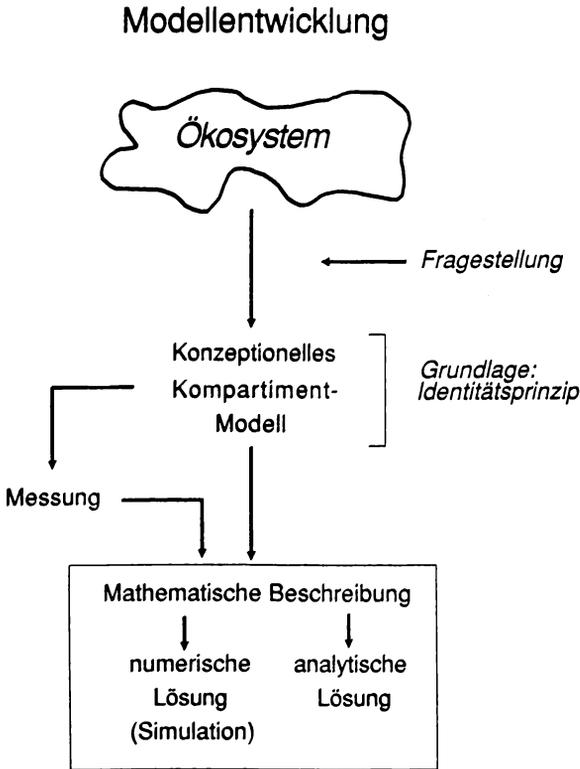


Abb. 1:
Vom realen Ökosystem zum Simulationsmodell

Was bei gegebener Fragestellung jeweils als identisch betrachtet und als Kompartiment zusammengefaßt wird, hängt einerseits von pragmatischen Gesichtspunkten ab (Was kann ich wie genau messen?), andererseits auch von persönlichen Schwerpunktsetzungen des jeweiligen Modellbauers. Dies nennt CLARK (1981) als einen wesentlichen Grund für die große Diversität existierender Modelle für den terrestrischen Stickstoff-Kreislauf. Was als identisch zu betrachten ist oder betrachtet werden kann, läßt sich also nicht anhand objektiver Kriterien bestimmen und unterliegt insofern der nachfragenden Kritik.

Im übrigen ist die Bildung aggregierter Einheiten ein Charakteristikum der modernen Naturwissenschaft. Der Sozialphilosoph A. SOHN-RETHEL (1973) sieht sogar eine direkte Parallele zwischen der Entstehung der Geldwirtschaft, bei der Geld als abstrakter, quantitativer Tauschwert für völlig unterschiedliche der Natur entnommene Waren dient, und der Entwicklung dieser abstrahierenden Naturwissenschaft.

Gerade die in erheblichem Maße subjektive Kompartiment-Bildung sollte die Motivation dafür sein, sich sorgfältig damit auseinanderzusetzen, was hinsichtlich einer zu bearbeitenden Fragestellung zusammengefaßt werden darf und was nicht. Bei Modellen, die für Prognosen oder für das Durchspielen von Szenarien verwendet werden sollen, müssen sich solche Überlegungen nicht nur auf den der Modellentwicklung zugrunde liegenden Referenzzustand beziehen. Es muß vielmehr ebenfalls gefragt werden, ob die im Modell repräsentierte Identität auch bei veränderten Faktoren bzw. Faktorenkonstellationen erhalten bleibt. Dies ist Voraussetzung dafür, solche Modelle überhaupt validieren zu können. D. h. der Unikat-Charakter von Ökosystemen darf auf der im Modell dargestellten Abstraktionsebene für die Fragestellung keine Rolle spielen. Hierzu ein Beispiel.

JÖRGENSEN & al. (1978) haben ein Modell publiziert, mit dem die jahreszeitliche Entwicklung des Phytoplanktons in einem abwasserbelasteten See simuliert werden kann. Es besteht aus mit-

einander verknüpften Stickstoff-, Kohlenstoff- und Phosphor-Kreisläufen und basiert auf in den Jahren 1974 und 1975 erhobenen Daten. Anhand dieses Modells machten die Autoren auch eine Prognose über die Phytoplanktonentwicklung für den Fall, daß die Abwassereinleitung reduziert würde. Durch Umleiten des größten Teils des Abwassers über eine Kläranlage in einen Abfluß des Sees ergab sich die Möglichkeit einer Validierung des Modells. Die ab 1981 reduzierten Nährstoff-Input-Werte wurden in das Simulationsmodell eingegeben und die errechnete Wirkung mit im See erhobenen Meßwerten verglichen (JÖRGENSEN & al. 1986).

Da sich jedoch ab 1981 infolge der veränderten Nährstoffverhältnisse die taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons geändert hatte, weichen Simulationsergebnisse und Meßwerte im Gegensatz zur Situation für den Referenzzeitraum deutlich voneinander ab. Nicht mehr die Grünalge *Scenedesmus* war dominant, sondern verschiedene Kieselalgen. Deshalb trat die Frühjahrsplanktonblüte früher auf. Das, was im Modell zunächst als aus identischen Einheiten bestehend betrachtet worden war, nämlich das Phytoplankton, hatte sich verändert.

Wir werden hier auf ein Dilemma gestoßen, das erhebliche Konsequenzen für die Benutzung von Simulationsmodellen für die Prognose der Reaktion realer Ökosysteme auf anthropogene Eingriffe hat.

Einerseits ist eine vorherige Validierung, nämlich u. a. der Vergleich des simulierten Systemverhaltens mit dem tatsächlichen des realen Ökosystems, eine unabdingbare Voraussetzung, wenn Modelle für Prognosen benutzt werden sollen, etwa im Zusammenhang mit der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln. Andererseits kann aber, wie das Beispiel des von JÖRGENSEN untersuchten Sees gezeigt hat, durch den Eingriff, dessen Wirkung simuliert werden soll, das der Modellentwicklung zugrunde liegende reale Ökosystem qualitativ so verändert werden, daß das Modell seine Gültigkeit verliert. Diese Gefahr scheint uns in besonderem Maße zu bestehen, wenn Reaktionen von Ökosystemen modelliert werden, bei denen biologische Prozesse eine besondere Rolle spielen. Die Änderung externer Faktoren kann eine Sukzession auslösen, also eine Veränderung und Umstrukturierung des Artenspektrums. Für die betrachteten Kompartimente kann dies eine Veränderung ihrer Qualität und damit Identitätsverlust bedeuten. Die Prognosefähigkeit eines Modells ist aber nur dann gegeben, wenn die zu einem Kompartiment zusammengefaßten Einheiten "identisch" bleiben.

Wir möchten an einem Beispiel aus unseren Untersuchungen zur ökotoxikologischen Wirkung des Insektizids und Nematizids Aldicarb noch einen anderen Aspekt der Identitätsproblematik bei Bildung von Kompartimenten demonstrieren. Unserem Experiment lag ein sehr simples strukturelles Modell zugrunde (Abb. 2). Es umfaßt die Kompartimente Vegetation, saprophage Bodenmesofauna (in praxi unterteilt in die Subkompartimente Enchyträen, Milben, Collembolen), zoophage Bodenmesofauna (Raubmilben: Gamasina) und Mikroorganismen sowie tote organische Substanz, verknüpft über Stickstoffflüsse. Es wurden vier Probeflächen durch Aufschütten von Boden neu angelegt. Auf zwei Flächen wurde Gras angesät, das später regelmäßig gemäht wurde (Rekultivierungsflächen: REK), auf den beiden anderen Flächen entwickelte sich aus der vorhandenen Samenbank eine ruderale Spontanvegetation (Sukzessionsflächen: SUK). Auf je einer Rekultivierungs- und Sukzessionsfläche wurde bei der Anlage 2,5 g Aldicarb/m² in die oberen 5 cm des Bodens eingearbeitet (AREK, ASUK) (Einzelheiten s. WEIDEMANN & al. 1987).

In der Folgezeit zeigte das Pestizid auf den beiden benachbarten Flächen mit unterschiedlicher Vegetation ganz verschiedene Wirkungen auf die Mikroflora wie auch auf die Enchyträen (Abb. 3). Während auf der mit Ruderalvegetation bestandenen Sukzessionsfläche (ASUK) Dehydrogenase- und Proteaseaktivität monatelang gehemmt wurden, konnte dieser Effekt auf der Grasfläche (AREK) nicht beobachtet werden. Die Enchyträen entwickelten auf der Ruderalfläche insgesamt höhere Abundanzen als auf den Grasflächen; eine Beeinträchtigung durch Aldicarb war jedoch nur unter der Ruderalvegetation zu beobachten (BORN & VOLLMER 1987, WEIDEMANN & al. 1988).

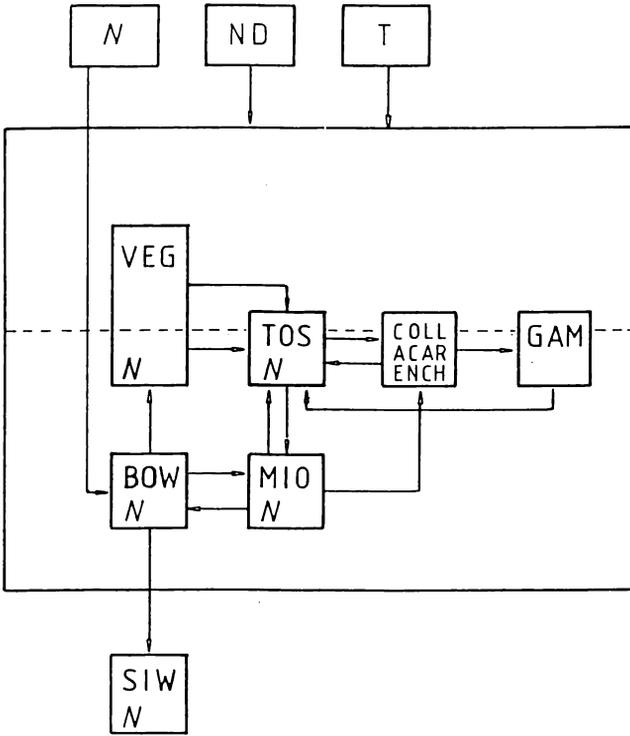


Abb. 2: Konzeptionelles Kompartimentmodell zur Untersuchung der ökotoxikologischen Wirkung des Pestizids Aldicarb (verändert nach WEIDEMANN & al. 1987). VEG = Vegetation, TOS = tote organische Substanz, COLL = Collembola, ACAR = Acari, GAM = Gamasina, BOW = Bodenwasser, MIO = Bodenmikroflora, N = Stickstoff, ND = Niederschlag, T = Temperatur, SIW = Sickerwasser

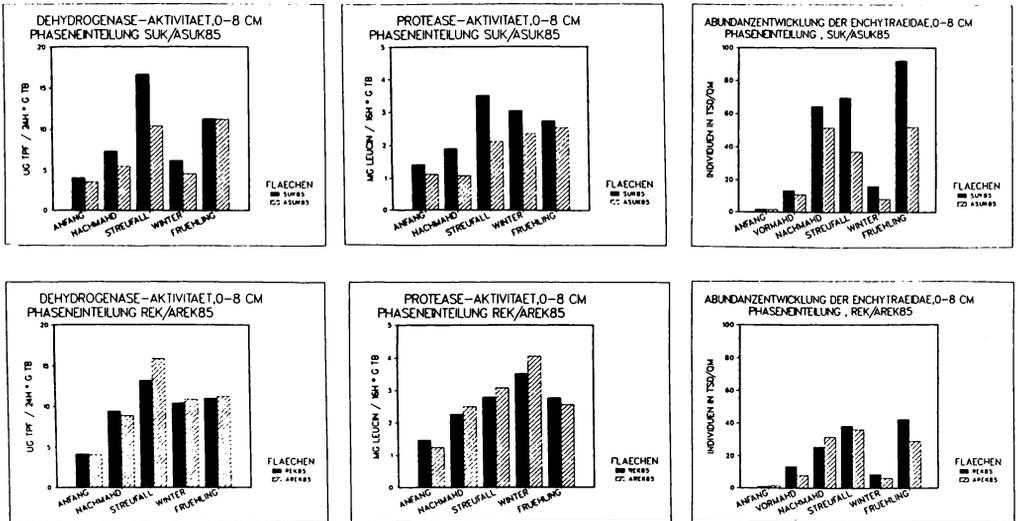


Abb. 3: Dehydrogenase-Aktivität, Protease-Aktivität und Enchyträen-Abundanz während des ersten Sukzessionsjahres einer Ruderalfläche (SUK) und einer Rekultivierungsfläche (REK) unter dem Einfluß einer einmaligen Aldicarb-Belastung bei Versuchsbeginn (Mai 1985) (ASUK, AREK) (Abb.: BORN & VOLLMER, unveröff.)

Aus diesen Befunden haben wir geschlossen, daß das Kompartiment "Bodenmikroorganismen" trotz völlig gleicher Ausgangssituation offenbar unter dem Einfluß verschiedener Vegetation, vor allem verschiedener Rhizosphären, nicht identisch bleibt. Wahrscheinlich ist unter der Rasenvegetation das Bakterien-Pilz-Verhältnis zugunsten der Pilze verschoben. Diese reagieren anders auf Aldicarb, einige können es sogar als Substrat nutzen (JONES 1976). Die unterschiedlichen Mikroflora haben ihrerseits zur Ausbildung verschiedener Enchyträen-Synusien geführt. Die Anwendung eines von dem Rasenökosystem abgeleiteten Modells hätte also für das scheinbar vergleichbare Ruderalökosystem zu mit der Realität nicht übereinstimmenden Ergebnissen geführt. Der Unikat-Charakter von Ökosystemen läßt also die Annahme des Identitätsverhaltens von Kompartimenten nur für sehr kurze Zeiträume zu.

Mit den angeführten Beispielen soll darauf hingewiesen werden, daß die Benutzung von Prognose-Modellen eine umfangreiche Validierung voraussetzt, bei der der Gültigkeitsbereich der Modelle sowohl in zeitlicher Hinsicht als auch in Hinblick auf verschiedene Ökosysteme abgesteckt werden muß. Dies ist nur möglich in enger Kooperation zwischen empirisch arbeitenden Ökologen und Modellierern.

Darüber hinaus ist aber grundsätzlich zu sagen, daß die Annahme der Identität im Zusammenhang mit der Konstruktion von Ökosystem-Modellen aus Kompartimenten fiktiv ist. Der Gültigkeit derartiger Modelle und damit ihrer Eignung für Prognosen sind somit außerordentlich enge Grenzen gesetzt. Diese müssen durch Validierung abgeschätzt werden.

Literatur

- BORN, H. & G. VOLLMER, 1987: Vergleichende Analyse der Sukzession von Enchytraeen-Synusie und Bodenmikroflora unter Aldicarb-Belastung. *Verh. Ges. Ökol.* 16: 407-410.
- BONAZOUNTAS, M. & J. WAGNER, 1981: SESOIL: A seasonal soil compartment model. Office of toxic substances. US EPA, Washington.
- BONAZOUNTAS, M. & J. WAGNER, 1984: "SESOIL" - A seasonal soil compartment model. Arthur D. Little, Cambridge, MA.
- CARSEL, R. F., SMITH, C. N., MULKEY, L. A., DEAN, G. D. & P. JOWISE, 1984: User's manual for the pesticide root zone model (PRZM) release 1. EPA-600/3-84-109, U.S. EPA, Athens, GA.
- CLARK, F. E., 1981: The nitrogen cycle, viewed with poetic licence. In: CLARK, F. E. & T. ROSSWALL (eds.): *Terrestrial Nitrogen Cycles*. *Ecol. Bull.* 33, Stockholm: 13-24.
- FRÄNZLE, O., BRUHN, I., GRÜNBERG, K.-U., JENSEN-HUSS, K., KUHN, D., KUHN, G., MICH, K., MÜLLER, F. & E.-W. REICHE, 1987: Darstellung der Vorhersagemöglichkeiten der Bodenbelastung durch Umweltchemikalien. Umweltbundesamt, Forschungsbericht 106 05 026.
- JÖRGENSEN, S. E., MEJER, H. F. & M. FRIIS, 1978: Examination of a lake model. *Ecol. Modelling* 4: 253-278.
- JÖRGENSEN, S. E., KAMP-NIELSEN, L., CHRISTENSEN, T., WINDOLF-NIELSEN & W. WESTERGAARD, 1986: Validation of a prognosis based upon a eutrophication model. *Ecol. Modelling* 32: 165-182.
- JONES, A. S., 1976: Metabolism of Aldicarb by five soil fungi. *J. Agric. Food Chem.* 24: 115-117.
- ROHLEDER, H., MATTHIES, M., BENZ, J., BRÜGGEMANN, R., MÜNZER, B., TRINKLE, R. & K. VOIGT, 1986: Umweltmodelle und rechnergestützte Entscheidungshilfen für die vergleichende Bewertung und Prioritätensetzung bei Umweltchemikalien. Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, München, Bericht 42/86.
- SOHN-RETHEL, A., 1973: Geistige und körperliche Arbeit. 2. Aufl. Suhrkamp, Frankfurt/M.
- WEIDEMANN, G., KOEHLER, H., MATHES, K. & V. SCHULZ-BERENDT, 1987: Konzeption und Anlage eines Ökosystems zur ökotoxikologischen Beurteilung von Chemikalien. *Verh. Ges. Ökol.* 16: 393-398.
- WEIDEMANN, G., MATHES, K. & H. KOEHLER, 1988: Auffindung von Indikatoren zur prospektiven Bewertung der Belastbarkeit von Ökosystemen. Bezugsökosystem Ödland unter Pestizid-Belastung. Forschungsbericht. In: SCHEELE, B. & M. VERFONDERN (Hrsg.): Auffindung von Indikatoren zur prospektiven Bewertung der Belastbarkeit von Ökosystemen. KFA Jülich, Jül-Spez-439: 7-222.

Adresse

Dr. Karin Mathes
Prof. Dr. Gerd Weidemann
Universität Bremen
FB 2 (Biologie)
AG Ökosystemforschung und Bodenökologie
Postfach 33 04 40

W - 2800 Bremen 33

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: [20_2_1991](#)

Autor(en)/Author(s): Mathes Karin, Weidemann Gerd [Gerhard]

Artikel/Article: [II. Komplexitätsreduktion als Problem der Modellierung ökosystemarer Zusammenhänge 797-802](#)