

Zeitschrift: Regio Basiliensis : Basler Zeitschrift für Geographie

Herausgeber: Geographisch-Ethnologische Gesellschaft Basel ; Geographisches Institut der Universität Basel

Band: 32 (1991)

Heft: 3

Artikel: Geoökologische Forschung im Niederen Sundgau : Konzeption sowie Methoden und Techniken der Datenerfassung und -verarbeitung

Autor: Hosang, Jürg / Rempfler, Armin

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-1088673>

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: 15.01.2026

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

Geoökologische Forschung im Niederen Sundgau

Konzeption sowie Methoden und Techniken der
Datenerfassung und -verarbeitung

Jürg Hosang und Armin Rempfler

Zusammenfassung

Die Autoren stellen die Konzeption zweier geoökologischer Untersuchungen in einem hydrologischen Einzugsgebiet im Niederen Sundgau vor. Mit diesem Projekt wird angestrebt: einerseits die flächendeckende Erfassung der Geoökofaktoren und die digitale Verwaltung der Daten mit einem Geographischen Informations-System; anderseits die Entwicklung und Anpassung von Modellen zur Simulation des Wasser- und Stoffhaushaltes der Böden.

Geo-ecological research in Lower Sundgau

Abstract

The authors present the framework of two geo-ecological investigations of a watershed in the hills of the Lower Sundgau. The aims of the project are: 1) to monitor the geo-ecological factors of the entire area and process the data by means of a Geographical Information System, and 2) to develop and adjust models capable of simulating the hydrological and chemical parameters of the soil.

Adresse der Autoren: Dipl.Geogr. Jürg Hosang und Dipl.Geogr. Armin Rempfler, Geographisches Institut der Universität Basel, Abteilung Geoökologie, Spalenring 145, CH-4055 Basel

1 Einleitung und Gebietsbeschreibung

Im Rahmen von zwei Dissertationen am Geographischen Institut der Universität Basel werden im hydrologischen Einzugsgebiet des Mülibachs geoökologische Untersuchungen durchgeführt. Das Gebiet liegt wenige Kilometer südwestlich von Basel und setzt sich zusammen aus Teilen der französischen Gemeinden Leymen und Neuwiller sowie der schweizerischen Gemeinden Schönenbuch, Allschwil, Oberwil und Biel-Benken. Ein Teil der Untersuchungen wird über das Einzugsgebiet hinaus auf den gesamten Freiflächen der beiden Gemeinden Schönenbuch und Allschwil durchgeführt. Dies geschieht im Hinblick auf eine leichtere Umsetzung praxisbezogener Aussagen (vgl. Kap. 4).

Das Einzugsgebiet umfasst eine Fläche von rund 8.6 km^2 , das gesamte Arbeitsgebiet eine Fläche von 12.3 km^2 . Es kann als repräsentativ für den Naturraum des Niederen Sundgaus bezeichnet werden, der ein löss- und schwemmlössbedecktes, flachwelliges Hügelland mit Muldentälern darstellt. Der geologische Unterbau besteht weitgehend aus Elsässer Molasse und z.T. überlagernden Deckenschottern, die an wenigen Stellen freiliegen. Die Entwässerung läuft in typischer Weise in SW-NE-Richtung zum Rhein hin (Leser 1982, 10f. u.14f.).

Bei den bereits laufenden und z.T. noch projektierten Untersuchungen stehen vor allem zwei Aspekte im Vordergrund: Zum einen wird eine flächendeckende Erfassung aller Geoökofaktoren nach der Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25 000 (KA GÖK 25; Leser & Klink 1988) angestrebt; dieses Kartierkonzept sieht eine Ausweisung und prozessbezogene inhaltliche Charakterisierung geoökologischer Raumeinheiten vor. Die ausgeschiedenen Raumeinheiten werden anhand der Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BALVL; Marks u.a. 1989) bewertet. Die Verwaltung und Verarbeitung der erhobenen Daten erfolgt mit den Techniken eines Geographischen Informations-Systems (GIS). Damit ist die Möglichkeit gegeben, Flächen und Sachinformationen gleichzeitig und rationell zu verarbeiten sowie eine raumbezogene Dokumentation und Analyse zu gewährleisten.

Zum anderen werden Simulationsmodelle zur Beschreibung des Wasser- und Stoffhaushalts (Umsatz- und Transportprozesse) der Böden im Arbeitsgebiet entwickelt. Solche Modelle sind einerseits operationalisierte Theorie und damit ein Bindeglied zwischen theoretischer Erkenntnis und den Resultaten experimenteller Untersuchungen (wissenschaftlicher Wert). Andererseits sind Simulationsmodelle mögliche Werkzeuge für den praktischen Umweltschutz, indem die Auswirkungen potentieller (Belastungs)szenarien rein rechnerisch abgeschätzt werden können (praktischer Wert). Die Regionalisierung von Modellparametern stützt sich im wesentlichen auf die geoökologischen Informationen, welche im GIS in digitaler Form vorliegen (insbesondere Bodendaten).

2 Methoden und Techniken der Datenerfassung

Die eingesetzten Methoden und Techniken sind sehr vielfältig. Sie umfassen das Standardrepertoire geoökologischer Untersuchungen und weitere, darüber hinausgehende Verfahren, wie sie in Tab.1 dargestellt sind.

		Bearbeitungsebene	
Bearbeitungstechnik		punktuell	flächenhaft
Kartierung			Georelief Boden Bodenwasser Oberflächengewässer geologischer Untergrund Klima Vegetation anthropogene Einflüsse
instrumentelle Erfassung	routinemässiges Messprogramm	Lufttemperatur Bodentemperatur Luftfeuchte Wind Menge und Chemismus von – Niederschlag – Stammabfluss – Bodenwasser – Vorfluter Matrixpotential des Bodenwas- sers volumetrischer Wassergehalt des Bodens	Georelief: Digitales Geländemodell Klima: Strahlungsmodell
	spezielle Messkampagnen	– Transport einer Tracersub- stanz durch den Boden: zeitlich hoch aufgelöste Saugkerzen- messungen	– Bodenfeuchte des Oberbo- dens: Time Domain Reflecto- metry an ausgewählten Boden- typen sowie LANDSAT-TM- Satellitendaten – Bodenatmung: gravimetri- sche Freilandmethode und La- bormethode an ausgewählten Bodenotypen – zellulolytische Aktivität an ausgewählten Bodenotypen – Quantifizierung der Lumbrici- denlosung an ausgewählten Bo- denotypen – Transport einer Tracersub- stanz im Boden: grosse Anzahl von Bohrkernmessungen in einem grösseren Gebiet

Tab. 1 Zusammenstellung der im Mülibachtal bearbeiteten Gegenstände
Eine Differenzierung erfolgt nach Bearbeitungsebene und -technik. Als flächenhaft erfasste Grössen werden auch solche aufgeführt, die zunächst punktuell erhoben werden, die aber mit geeigneten Verfahren auf die Fläche zu interpolieren sind.

Basisdaten zu Bodenwassermenge und -chemismus sowie Klimadaten werden an sechs Messstationen gewonnen, wobei nach dem Konzept der Komplexen Standortanalyse vorgegangen wird (Mosimann 1984). Diese Messungen dauern zwei Jahre und bilden für beide “Teilprojekte” eine wichtige Grundlage. Einerseits sollen sie eine Kontrolle und Verbesserung des eingesetzten Methodenkatalogs der KA GÖK und BA LVL ermöglichen, andererseits liefern sie für die Simulation von Prozessen im Boden notwendige Daten (Anfangs- und Randbedingungen des Systems). Bei der Bearbeitung der GÖK 25 und der Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes wird im wesentlichen nach den entsprechenden Anleitungen vorgegangen. Darüber hinaus werden aber auch Verfahren eingesetzt, die nicht im Methodenumfang dieser Handbücher enthalten sind.

Die Geomorphologische Kartierung wird durch eine digitale Reliefanalyse ergänzt. Das Digitale Geländemodell (DGM) bietet die Möglichkeit, Phänomene oder Prozesse, die mit der Topographie der Erdoberfläche in Beziehung stehen, zu analysieren, zu modellieren und darzustellen.

Als Datenstruktur für das DGM verwenden wir das verbreitete quadratische Gitter mit 25 m Maschenweite. Mittels Prozeduren zur Vergrösserung sowie linearen Interpolation und Kantenrundung des Modells¹ soll schliesslich ein kantengerundetes DGM mit einer Auflösung von 10 x 10 m erstellt werden. Die Gitter werden auf direktem Weg aus einer Datenerfassung in Gitteranordnung erzeugt. Sie haben dank der regelmässigen Anordnung der Punkte in quadratischen Zellen den Vorteil, dass die Datenstruktur als Matrix abgebildet werden kann. Damit sind die topologischen Nachbarschaftsbeziehungen zwischen den Punkten implizit in der Matrix enthalten und müssen weder explizit berechnet noch gespeichert werden. Da die Matrixstruktur der Struktur von Rechner-speichern entspricht, können Algorithmen für die Bearbeitung von GitterDGM zudem effizient implementiert werden. Allerdings ist eine hohe Punktdichte notwendig, um das Gelände in einer genügenden Genauigkeit beschreiben zu können; denn die regelmässige Punktanordnung bewirkt, dass sich Raster in der Punktdichte nicht an die Komplexität des Geländes anpassen können. Das Gittermodell hat aber den entscheidenden Vorteil, dass Fernerkundungsdaten, die ebenfalls als Gitter vorliegen, sehr leicht mit dem DGM verknüpft werden können. Zudem ist man bei der Modellierung relief-abhängiger Grössen (z.B. Strahlungshaushalt der Erdoberfläche) weitgehend auf Höhendaten im Rasterformat angewiesen (vgl. Weibel 1990, 147).

Die in der KA GÖK vorgesehene Erfassung der kurzweligen Sonnenstrahlung (mit Hilfe strahlungsgeometrischer Gesetze) soll durch Modellrechnungen ergänzt werden. Das Modell SWIM (Short Wave Insolation Model, entwickelt durch E.Parlow & D.Scherer, Geographisches Institut der Universität Basel, Abteilung Meteorologie und Klimaökologie) ist in der Lage, aus einem DGM, evtl. ergänzt durch Horizontwinkel-daten, die kurzwellige Einstrahlung für ein grösseres Gebiet zu berechnen.

Im weiteren wird versucht, anhand von Fernerkundungsdaten den Wassergehalt des Oberbodens flächenhaft zu bestimmen. Das Verfahren stützt sich auf Arbeiten von Vogt (z.B. 1990) und soll durch Feldmessungen mittels TDR² verifiziert werden.

Da sich für die Bestimmung der biotischen Aktivität im Rahmen von Kartierungsarbeiten bisher nur indirekte Methoden anbieten (Humusformen- und Bodengefügeansprache, Beobachtung von bioturbaten Erscheinungen), sollen – zur Überprüfung und Präzisierung solcher Verfahren – mehrere bodenbiologische Messmethoden getestet werden.

Als experimenteller Hintergrund bei der Entwicklung und Kalibrierung von Wasser- und Stoffhaushaltsmodellen für den Boden dienen Tracer-Feldversuche. Die eingesetzten Tracersubstanzen (Chlorid oder Bromid) werden als Salz auf die Erdoberfläche ausgebracht und ihre Einwaschung durch das infiltrierende Niederschlagswasser mittels Bohrkern- oder Saugkerzenmessungen verfolgt.

3 Techniken der Datenverarbeitung

3.1 Geographisches Informations-System

Merkmale und Möglichkeiten

GIS sind Datenverarbeitungssysteme, die raumbezogene Informationen (Daten) erfassen, ordnen, analysieren und wieder ausgeben können. Die Informationen lassen sich einerseits bestimmten geometrischen Konfigurationen wie Punkten, Linien oder Polygonen zuordnen, andererseits gehört zu jeder Geometrie eine Sachinformation als Attribut (*Spandau u.a. 1990, 80f.*).

Eine raumbezogene Datenhaltung unterscheidet grundsätzlich zwischen Vektordaten, bei denen die Geometrie der Informationen als Folge von Stützpunkten erfasst wird, und Rasterdaten, bei denen die Information in eine grosse Anzahl matrixartig angeorderter Rasterflächen aufgelöst wird (*Göpfert 1987, 2f.*). Diese Differenzierung führt zu rein vektororientierten und rein rasterorientierten GIS, wobei beide Systeme zahlreiche Vor- und Nachteile aufweisen (vgl. z.B. *Johnson 1990, 33; Kollarits 1990, 38*). Um je nach Bedarf die Vorteile beider nutzen zu können, werden vermehrt hybride Systeme mit der Fähigkeit zur Vektor- und Rasterdatenverarbeitung angeboten.

Die wichtigsten Möglichkeiten der GIS-unterstützten Datenverarbeitung sind:

- Zuordnung und Klassifizierung der Attribute räumlicher Entitäten (wie Punkte, Linien und Polygone); die Zuordnung geschieht im einfachsten Fall, indem die Attribute von Punkten auch dem Polygon zugewiesen werden, mit denen es übereinstimmt.
- Neuklassifizierung der Attribute mit Hilfe Boolescher Funktionen, um eine übersichtbare Anzahl von Klassen zu erhalten;
- Bestimmung absoluter und prozentualer Flächenanteile;
- Bestimmung der Art, Anzahl und Diversität einzelner Flächen;
- Erzeugen von Pufferzonen einer oder mehrerer Merkmalsklassen;
- Überlagerung oder Verschneidung räumlicher Entitäten; diese heute wohl wichtigste automatisierte Prozedur kommerzieller GIS kann durchgeführt werden mit der Absicht, die kleinste gemeinsame Geometrie verschiedener räumlicher Datengrundlagen zu erhalten (z.B. Boden- und Vegetationstypenkarthe), räumliche Schnittpunkte zwischen verschiedenen Datenebenen zu analysieren oder zeitliche Veränderungen festzuhalten.
- Proximitäts- oder Nachbarschaftsanalysen; sie ermöglichen es, räumliche Beziehungen in der horizontalen Ebene zu untersuchen.
- Verbindung mit räumlichen Modellen (vgl. Kap. “Richtige” Modelle);
- kartographische Präsentation von Zwischen- und Endergebnissen (vgl. *Johnson 1990, 34ff.*).

Auch verschiedene routinemässig eingesetzte Interpolationstechniken wie Fourier-Serien, Splines, Thiessen-Polygone, gleitende Mittelwerte und inverse Distanzgewichtung sind z.T. in kommerziellen GIS integriert. Dabei handelt es sich aber durchwegs um Methoden, bei denen die räumliche Korrelationsstruktur der Ausgangsdaten nicht berücksichtigt wird. Einzig das geostatistische Interpolationsverfahren mit dem Namen Kriging trägt diesem Problem Rechnung, indem die Schätzparameter zuerst auf die Variation der zu bearbeitenden Daten abgestimmt werden. Leider sind Kriging-Techniken bisher kaum in GIS integriert worden (Burrough 1990, 155), so dass für geostatistische Analysen selbst entwickelte Software eingesetzt werden muss.

SPANS und Quadtree

Am Geographischen Institut der Universität Basel ist das System SPANS (SPatial ANalysis System), ein Produkt des kanadischen Softwarehauses TYDAC Technologies, auf einem IBM RISC System/6000 installiert. Es soll im Rahmen des hier vorgestellten Projekts für die Verwaltung der Kartierdaten, deren Verschneidung sowie kartographische Aufarbeitung verwendet werden.

Dieses GIS baut auf der Verwendung des Quadtrees als Datenstruktur auf. Quadtree ist eine Unterart der Rasterdatenstruktur mit dem Vorteil, dass die Zahl redundanter Daten verringert wird. Die Aufgliederung des Raumes in einzelne Zellen erfolgt hierarchisch divisiv; Quadranten und Subquadranten werden gebildet, bis entweder jeder kleinste Quadrant eine homogene Attributausprägung aufweist oder das im voraus festlegbare Auflösungsvermögen des jeweiligen Quadtrees erreicht ist. Mit diesem Verfahren lassen sich wesentliche Nachteile von Rasterstrukturen wie hoher Speicherbedarf, festgelegte Auflösung und relativ geringe Detailgenauigkeit umgehen. Die hierarchische Raumgliederung erlaubt eine Konzentration des Speicheraufwands auf Bereiche mit fein differenzierten Flächenstrukturen (Kollarits 1990, 38ff.).

3.2 Modellierung von wasser- und stoffhaushaltlichen Prozessen im Boden

In diesem Kapitel werden die Konzepte diskutiert, die zur Modellierung von Prozessen im Boden verwendet werden. Ausserdem wird auf die bedeutenden prinzipiellen Schwierigkeiten hingewiesen, die sowohl bei der Wahl eines adäquaten Modellansatzes als auch bei der Bestimmung aussagekräftiger Modellparameter auftreten. Schliesslich wird auf die Möglichkeit von flächenhaften Aussagen aufgrund lokaler Modelle eingegangen.

“Richtige” Modelle

Prozesse im Boden können durch eine Vielzahl von Ansätzen beschrieben werden. Modelle lassen sich z.B. im Kontinuum “deterministisch – stochastisch” einordnen, was eine erste Differenzierung gestattet. Deterministische Modelle beschreiben die Bewegung und Massenerhaltung beim Stoff- und Wassertransport mit partiellen Differentialgleichungen, die sich weitgehend auf Grundlagen der klassischen Mechanik zurückführen lassen. Demgegenüber enthalten stochastische Modelle entweder bei der Prozessbeschreibung selbst oder bei den Modellparametern zufällige Komponenten.

Ein weiteres Gliederungsmerkmal ist die Komplexität des Modells. Zu einfache Modelle bergen die Gefahr, dass sie wichtige Aspekte des zu beschreibenden Systems vernachlässigen. Bei zu komplexen (überparametrisierten) Modellen besteht dagegen

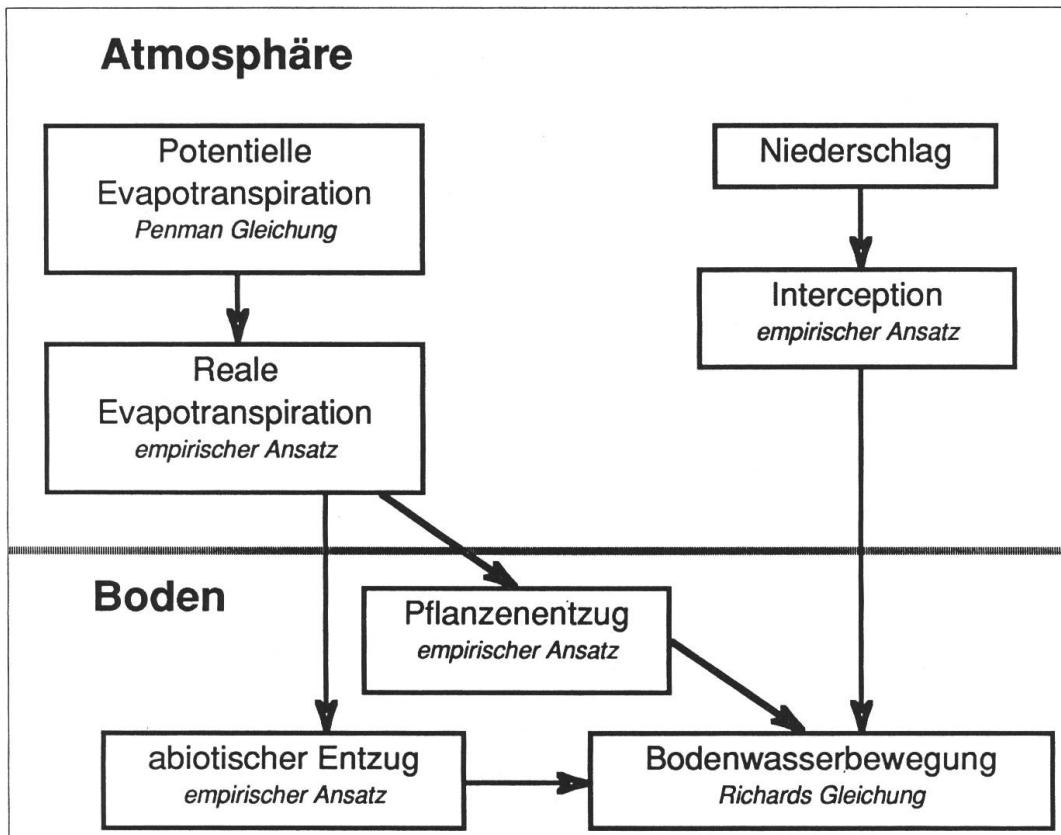


Abb. 1 Konzeption des Bodenwasserhaushaltsmodells

Der Niederschlag wird als gegebene Größe angenommen, die Interzeption sowie die biotische und abiotische Verdunstung werden mit verschiedenen Teilmodellen aus Vegetations- und Klimadaten berechnet. Kernstück des Modells ist die numerische Lösung der Richards-Gleichung. Für Hangstandorte wird nebst den gezeigten Wasserhaushaltsskomponenten auch der Oberflächenabfluss ermittelt.

oft das Problem, dass nicht alle Modellparameter zuverlässig bestimmt werden können³. Im schlechtesten Fall – und nicht selten – wird dann mit grob abgeschätzten oder aus der Literatur stammenden Parameterwerten gerechnet. Überparametrisierte Modelle lassen sich zwar meist besser an beobachtete Daten anpassen als einfache Modelle, doch darf daraus nicht geschlossen werden, sie seien bessere Beschreibungen der Realität: die Qualität eines Modells, bzw. die Gültigkeit der zugrundeliegenden Theorie zeigt sich erst beim Vergleich von Simulationsergebnissen mit Messdaten, die nicht zur Modellkalibrierung verwendet wurden.

Wasserhaushalt

Ein Bodenwasserhaushaltsmodell muss nebst der Bodenwasserbewegung auch die Verdunstung und die Interzeption beschreiben. Abb.1 zeigt, welche Komponenten des Wasserhaushaltes in die Modellentwicklung einbezogen werden und mit welchen Ansätzen dies geschieht.

Besonders schwierig ist die Simulation der Wasserbewegung im Boden. Deterministische Wassertransportmodelle für den ungesättigten Boden beruhen meist auf der Richards-Gleichung (Richards 1931). Sie beschreibt den Wasserfluss im Boden als

Folge von Gradienten des Bodenwasserpotentials. Als Proportionalitätsfaktor tritt die hydraulische Leitfähigkeit auf, ein sehr schwierig zu messender und vom Wassergehalt in stark nichtlinearer Weise abhängiger Parameter.

Ein Problem, das die Anwendbarkeit der Richards-Gleichung einschränkt, besteht darin, dass natürliche Böden meist eine ausgeprägte Makroporenstruktur aufweisen. Wasserfluss in dieser Makrostruktur kann durch die Richards-Gleichung nicht beschrieben werden, weil er nicht von Potentialgradienten getrieben wird. Die Geschwindigkeiten in der Makrostruktur sind meist sehr viel grösser als die von der Richards-Gleichung beschriebenen. Eine empirisch motivierte Lösung dieses Problems könnte darin liegen, nicht mit einer einzigen Leitfähigkeitsfunktion zu rechnen, sondern mit verschiedenen. In Situationen, in denen Makroporenfluss zu erwarten ist, (z.B. Starkregen auf trockenen Boden) würde dann das Modell die Infiltrationskapazität des Bodens kurzfristig erhöhen. Dabei stellt sich aber das Problem, neben der "normalen" Wasserleitfähigkeit eine weitere, schwer schätzbare Parameterfunktion bestimmen zu müssen.

Stoffhaushalt

Für konservative Stoffe, d.h. solche, die im Boden keinen Veränderungen durch Ab- oder Umbau, Pflanzenaufnahme oder Verflüchtigung unterliegen, reduziert sich die Modellierung des Stoffhaushaltes auf eine Beschreibung der Transportprozesse. Das klassische Fundament für deterministische Stofftransportmodelle ist die Konvektions-Dispersions-Gleichung (*Nielsen & Biggar 1962*). Sie beschreibt den Stofftransport als Summe einer konvektiven Komponente (aufgrund der Fliessgeschwindigkeit des Wassers, die z.B. mit der Richards-Gleichung berechnet wird) und einer dispersiven Komponente. Ein ursprünglich auf eine geringe Bodenmächtigkeit konzentrierter Stoff wird sich also einerseits mit dem perkolierenden Wasser in die Tiefe verschieben und sich dabei andererseits über einen zunehmend grösseren Tiefenbereich verteilen.

Ein solches Verhalten lässt sich auch mit einem stochastischen Modell beschreiben. Simuliert wird dann die Bewegung einer grossen Zahl von Teilchen, wobei die Bewegung jedes einzelnen Partikels durch Zufallsgesetze beschrieben wird (Random Walk). Die Analogie beider Ansätze beschreiben *Bear & Verruijt (1987, Chap. 12.4)*. Abb. 2 zeigt die Ergebnisse von Simulationen mit beiden Verfahren und veranschaulicht graphisch die Gleichwertigkeit der Methoden.

Der Random Walk-Ansatz, die explizite Modellierung der Partikelbahnen, erweist sich als flexibler bei der Beschreibung spezieller Prozesse wie z.B. Makroporentransport. Inwieweit es notwendig ist, diesen in die Modellierung einzubeziehen, hängt von Boden- und Witterungsfaktoren, v.a. aber vom Ziel des Modells ab: für pflanzenbauliche Fragen kann es z.B. unerheblich sein, ob 10% eines Düngers oder Pestizids durch Makroporenfluss ausgewaschen werden oder nicht, während für Probleme des Grundwasserschutzes dieser "schnelle" Anteil i.d.R. möglichst genau beschrieben werden muss – was eben ein komplexeres Modell nötig macht.

Für nicht konservative Stoffe müssen die entsprechenden Quellen- oder Senkenmechanismen (z.B. chemischer oder biologischer Auf- oder Abbau) im Modell beschrieben werden. Dies geschieht meist anhand von Daten aus Laborversuchen (z.B. *Lochmann, van der Ploeg & Huwe 1989*).

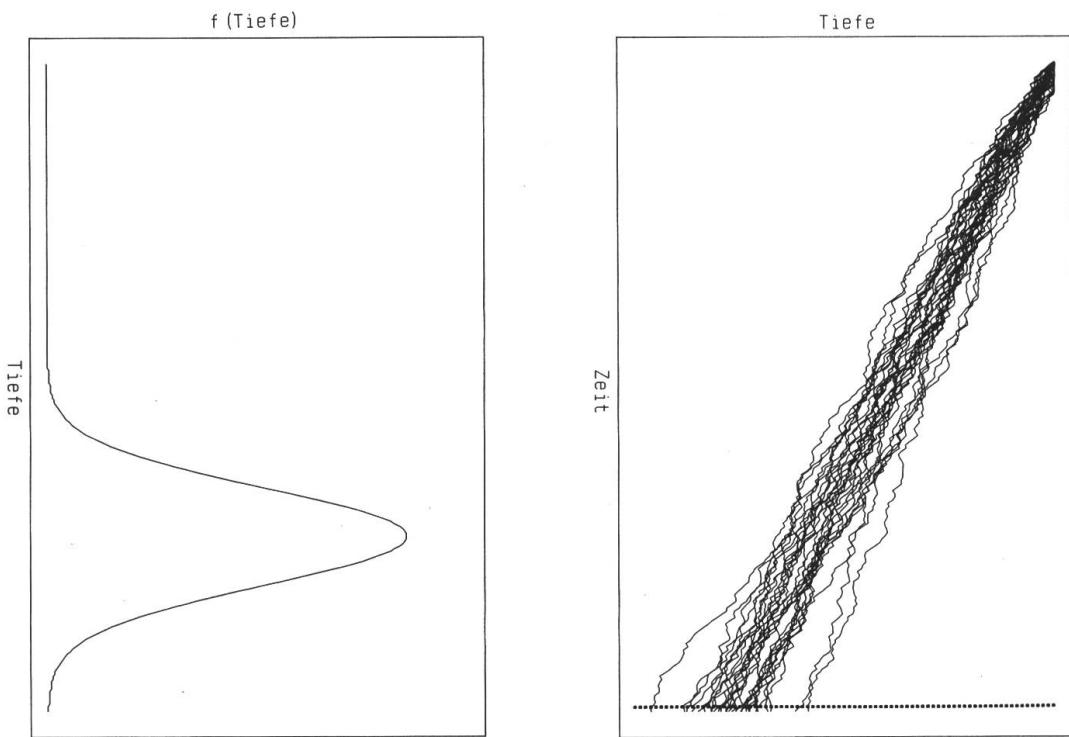


Abb. 2 Modellierung des Stofftransports

Links: Die Darstellung zeigt volumengemittelte Stoffkonzentrationen (f) in Abhängigkeit von der Bodentiefe. Die Konzentrationen wurden mit dem Konvektions-Dispersions-Modell berechnet, wobei ein scharfer Puls an der Bodenoberfläche (während sehr kurzer Zeit sehr hohe Konzentrationen) als Randbedingung angenommen wurde. Der Puls hat nach einer gewissen Zeit eine bestimmte Tiefe erreicht (sich im Bild also nach rechts verschoben, konvektive Komponente des Transports) und ist ausserdem breiter geworden (disperse Komponente des Transports).

Rechts: Dasselbe Bild ergibt sich, wenn man die Bewegung einer grossen Anzahl Partikel, die gemeinsam an der Bodenoberfläche starten, mit einem Random Walk-Modell beschreibt und für einen festen Zeitpunkt (gestrichelte Linie) ihre Häufigkeitsverteilung in Abhängigkeit von der Bodentiefe bestimmt. Aus Darstellungsgründen ist nur eine geringe Zahl realisierter Partikelbahnen gezeigt, bei realen Simulationen wird mit 1000 oder mehr Partikeln gerechnet. Um mit beiden Modellen dieselbe Konzentrationsverteilung zu erhalten, müssen die beiden Parameter der Modelle (Transportgeschwindigkeit und Dispersionskoeffizient) aneinander angepasst werden.

“Richtige” Parameter

Ebenso wichtig wie eine korrekte Prozessbeschreibung sind “richtige” Modellparameter. Bei den bisher beschriebenen Modellen haben die Parameter ausnahmslos eine physikalische Bedeutung (z.B. die hydraulische Leitfähigkeit für die Modellierung des Wasserflusses oder der Dispersionskoeffizient für die Modellierung des Stofftransports). Diese Größen sind im Prinzip messbar. Im konkreten Fall kann ihre messtechnische Bestimmung aber enorm schwierig sein. Am besten lässt sich das anhand der Wasserleitfähigkeit illustrieren. Sie wird normalerweise an Stechzylinderproben (typische Volumina: einige Hundert cm^3) im Labor gemessen. Nach Jury (1985) sind ca. 170 Messungen nötig, um einen lokalen Mittelwert der ungesättigten Wasserleitfähigkeit

keit für einen Bodenhorizont auf 50% genau schätzen zu können⁴. Dieser Aufwand ist auch im Rahmen aufwendiger wissenschaftlicher Projekte nicht zu leisten, geschweige denn in der praktischen Anwendung eines Modells.

In der Untersuchung im Mülibachtal wird versucht, die Wasserleitfähigkeit zu optimieren. Dazu werden mit dem vorhandenen Wasserhaushaltsmodell eine grosse Anzahl Simulationen gerechnet und dabei die Wasserleitfähigkeit solange verändert, bis die vom Modell erzeugten Daten nur noch minimal von den im Feld gewonnenen (Tensiometer)messdaten abweichen. Solche Verfahren werden im Grundwasserbereich schon lange mit Erfolg eingesetzt (Yeh 1986). Was ihre Anwendbarkeit im ungesättigten Boden einschränkt, ist die starke Nichtlinearität eines ungesättigten Fließsystems und die damit verbundenen mathematischen Schwierigkeiten bei der Optimierung.

Auch für die Bestimmung der Stofftransportparameter wird üblicherweise versucht, viele Labormessungen (z.B. des Dispersionskoeffizienten) an kleinen Bodenvolumina auf Feldmassstab zu integrieren. Dies ist mit grossen Problemen verbunden, weil im Feld immer eine bedeutende Variabilität der Parameter gegeben ist, der nur mit einer sehr grossen Zahl von Labormessungen begegnet werden kann (vgl. Bemerkungen zur Wasserleitfähigkeit). Die Entwicklung scheint in die Richtung zu gehen, dass die notwendigen Transportparameter nicht mehr im Labor geschätzt werden, sondern direkt im Feld, an Bodenvolumina der Größenordnung also, in der schliesslich auch Aussagen gemacht werden sollen. In neuerer Zeit werden daher vermehrt Feldexperimente mit künstlich applizierten Tracern durchgeführt (z.B. Roth 1989). Jury (1988, 14f.) bemerkt, es werde wohl niemals ein Stoffhaushaltsmodell geben, das für Vorhersagen gebraucht werden kann, ohne dass seine Parameter vorher in Feldversuchen im betreffenden Boden bestimmt worden sind.

Regionalisierung

Für praktische Belange werden meist flächenhafte Aussagen über einen modellierten Prozess benötigt. Soll beispielsweise eine Karte der Auswaschungsgefährdung erstellt werden, so kann dies aufgrund eines lokalen Modells geschehen, dessen Parameter, ausgehend von einer Anzahl punktueller Messungen, regionalisiert werden. Solche regionalisierten Modellparameter sind dann die Grundlage für eine Simulation über ein grösseres Gebiet.

Eine Möglichkeit der Interpolation von Modellparametern ist in Abb. 3 dargestellt. Zunächst wird nach Beziehungen zwischen den Modellparametern (z.B. Stofftransportgeschwindigkeit) und anderen, in ihrer räumlichen Verbreitung bekannten Faktoren (z.B. Bodenarten und Skelettgehalte) gesucht. Dies ermöglicht einen ersten Regionalisierungsschritt, der mit Hilfe der gefundenen statistischen Beziehung und eines GIS geleistet wird.

Nebst diesem "determinierten" Anteil der Parameterverbreitung muss bei den meisten geowissenschaftlichen Daten mit einem grossen zufälligen Anteil gerechnet werden. Dieser Anteil kann durch eine Residuenanalyse (Abweichung der lokal bestimmten Parameter vom interpolierten Wert) berücksichtigt werden. Eine Analyse der räumlichen Autokorrelation der Residuen ermöglicht dann einen zweiten Regionalisierungsschritt mittels geostatistischer Methoden. Solche Interpolationstechniken haben gegenüber allen anderen Methoden zwei Vorteile: erstens wird die in der Autokorrelationsstruktur der zu interpolierenden Grösse enthaltene Information einbezogen und zweitens ist eine Abschätzung des Fehlers der Interpolation möglich (Journel & Huijbregts 1978).

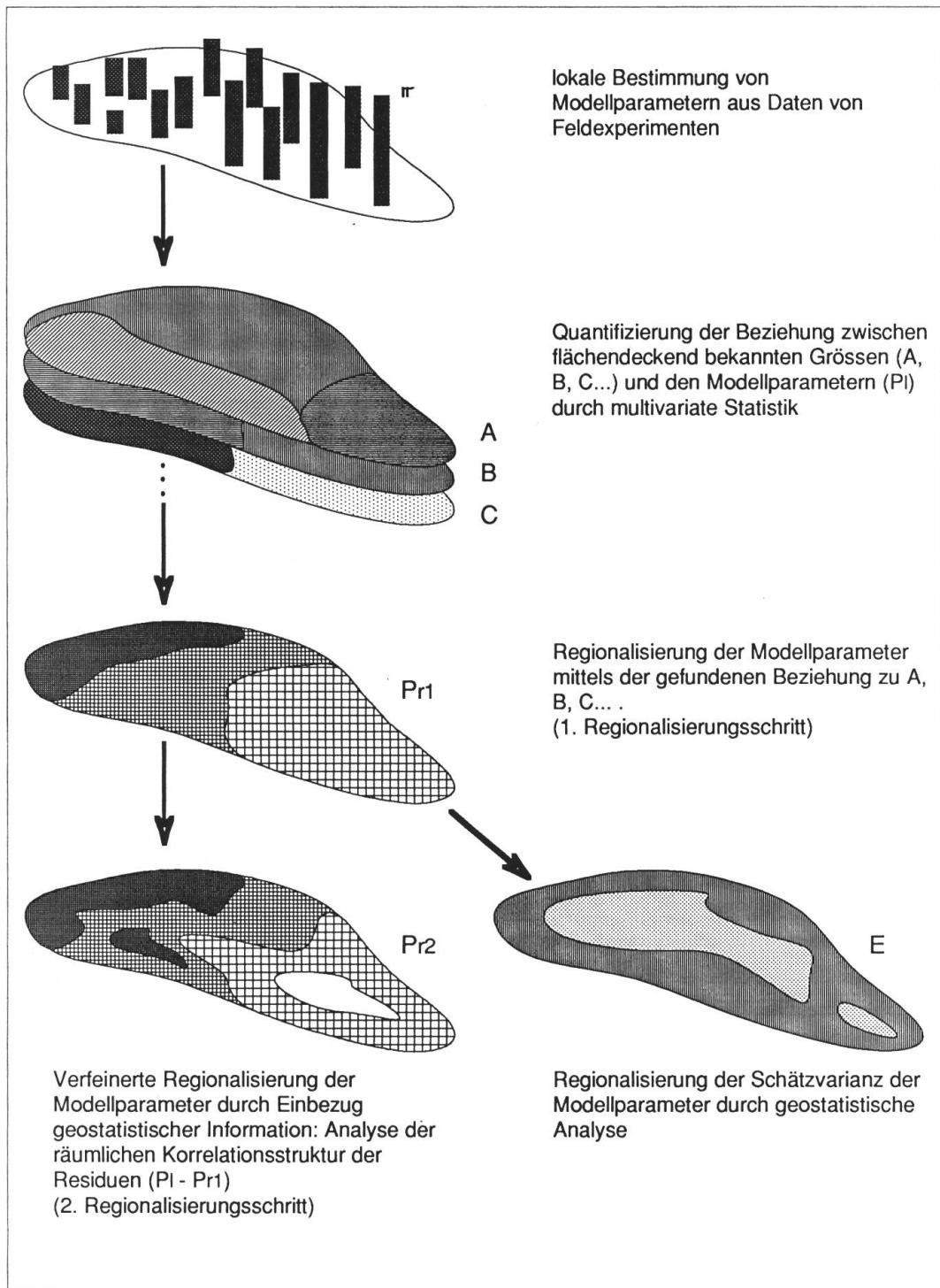


Abb. 3 Regionalisierung der Parameter von Wasser- und Stoff-Transportmodellen

Die schematisierte Abbildung zeigt die verschiedenen Schritte der Übertragung lokal bestimmter Modellparameter ($P1$) auf die Fläche. Im ersten Schritt werden flächendeckend bekannte Grössen (A, B, C,...), die in einem GIS abgelegt sind, herangezogen, um die Verbreitung der Modellparameter ($Pr1$) aus einer multiplen Regression zu schätzen. Im zweiten Schritt werden die Residuen der Regression durch Kriging (ein geostatistisches Interpolationsverfahren) regionalisiert. Die Karte der Modellparameter ($Pr2$) ergibt sich schliesslich aus der Überlagerung beider Regionalisierungsschritte. Bei der geostatistischen Analyse wird ausserdem der Fehler der Interpolation (E) abgeschätzt.

4 Anwendungsperspektiven

Eine nachhaltige Nutzung der Landschaft setzt entsprechende planerische Schwerpunktsetzungen voraus. Diese können im Sinne einer “ökologischen Planung” nur vollzogen werden, wenn Informationen über die Struktur und das Funktionieren der betreffenden Ökosysteme vorliegen. Solche Informationen werden im Rahmen der Projekte im Mülibachtal – über ihren unmittelbaren Zweck der Grundlagenforschung hinaus – erarbeitet und auf ihre Qualität hin geprüft.

Die Geoökologische Karte 1:25 000 liefert flächendeckende und inhaltlich umfassende geoökologische Informationen,

- die direkt für Bewertungen übernommen werden können,
- deren Erarbeitung transparent und nachvollziehbar ist,
- die in Abhängigkeit von der Fragestellung gröber oder feiner nach einzelnen Parametern gegliedert werden können (*Mosimann 1988, 81*).

Diese einheitliche Datenbasis wird in eine Bewertung der Teilstufen des landschaftshaushaltlichen Leistungsvermögens (wie Erosionswiderstandsfunktion, Grundwasserschutzfunktion, etc.; *Marks 1989*) umgesetzt und damit “praxislesbar” gemacht. Solche aufbereiteten Informationen können zur Beantwortung planerischer Fragen herangezogen werden und erlauben eine naturwissenschaftlich fundierte Begründung von Entscheidungen. So konnte *Glawion* (1988, 293) die Bewertungskarte zur Ökotopbildungsfunktion im Rahmen eines Strassenbauprojekts in den raumbezogenen Teil einer Umweltverträglichkeitsstudie einbringen, indem trassengeeignete Korridore geringen ökologischen Konfliktgrades ausgeschieden wurden. Für detailliertere Fragestellungen, beispielsweise im Rahmen einer Nutzungsplanung, kann auf die grossmassstäbigen Grundlagenkarten (im Massstab 1:10 000) zurückgegriffen oder das Aufnahmeverfahren entsprechend verfeinert werden.

Quantitative Beschreibungen wasser- und stoffhaushaltlicher Prozesse sind z.B. für eine standortgerechte landwirtschaftliche Nutzung, aber auch für viele Fragen des Grundwasser- und Bodenschutzes wichtige Grundlagen. Viele anstehende Probleme aus diesen Bereichen werden ohne prozessbezogene Ansätze zu lösen versucht. Mittels sehr grober Abschätzungen aufgrund von Ersatzgrössen wird dann z.B. über die Bemessung von Düngergaben oder über landwirtschaftliche Bewirtschaftungspläne in Gebieten mit Grundwasserschutzproblemen entschieden. Solche Entscheide im Bereich des Ressourcen-Managements könnten (auch mit einfachen) Modellen auf eine sicherere Basis gestellt werden. Insbesondere wenn Modelle und GIS in Zukunft vermehrt gekoppelt werden, könnte die geoökologische Forschung wichtige Entscheidungshilfen für die Praxis liefern.

Anmerkungen

1. Diese Prozeduren sind im BIAS (Basler Image Analysis System) des Geographischen Institutes der Universität Basel, Abteilung Meteorologie und Klimaökologie, implementiert.

2 TDR (Time Domain Reflectometry) ist ein schnelles und genaues Verfahren zur Messung der Dielektrizität – und damit indirekt des volumetrischen Wassergehaltes des Bodens.

3 Meist besteht eine inverse Beziehung zwischen der Genauigkeit des Modells und der Genauigkeit, mit der die Modellparameter bestimmt werden können. Bei Simulationen mit hoch parameterisierten Modellen, ist also ein kleiner modellbedingter Fehler, aber ein grosser parameterbedingter Fehler zu erwarten. Bei niedrig parametrisierten Modellen ist dagegen meist der Modellfehler gross, aber der Parameterfehler klein.

4 Im allgemeinen Fall ist die hydraulische Leitfähigkeit ein symmetrischer Tensor 2. Stufe. Zu seiner Charakterisierung müssen also sechs voneinander unabhängige Komponenten bestimmt werden. Dies würde, um den oben genannten Genauigkeitsansprüchen zu genügen, ca. 1020 Messungen erfordern!

Literatur

Bear J. & Verruijt A. 1987. *Modelling groundwater flow and pollution*. Dordrecht.

Burrough P.A. 1990. Optimale Methoden zur Interpolation von Umweltvariablen in Geographischen Informationssystemen. *Geographica Helvetica* 4, 154-160.

Glawion R. 1988. Geoökologische Kartierung und Bewertung. Anwendung des Konzepts der Geoökologischen Karte 1:25 000 am Beispiel des Blattes 3814 Bad Iburg. *Die Geowissenschaften* 10, 287-295.

Göpfert W. 1987. *Raumbezogene Informationssysteme*. Karlsruhe.

Johnson L.B. 1990. Analyzing spatial and temporal phenomena using geographical information systems. A review of ecological applications. *Landscape Ecology* 1, 31-43.

Journel A.G. & Huijbregts C.H. 1978. *Mining geostatistics*. London.

Jury W.A. 1985. *Spatial variability of soil physical parameters in solute migration: A critical literature review*. EPRI Report EA-4228, Electrical Power Research Institute, Palo Alto, CA.

Jury W.A. 1988. Solute Transport and Dispersion. Steffen W.L. & Denmead O.T. (eds.), *Flow and Transport in the Natural Environment: Advances and Applications*. 1-16. Berlin.

Kollarits S. 1990. SPANS - Konzeption und Funktionalität eines innovativen GIS. Dollinger F. & Strobl J. (ed.), *Salzburger Geographische Materialien* 15, 37-46. Salzburg.

Leser H. 1982. Die Landschaft der Basler Region und ihre naturräumlichen Gliedungsprobleme. *Regio Basiliensis* 1+2, 2-24.

Leser H. & Klink H.J. (Hrsg.) 1988. *Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25 000 (KA GÖK 25)*. Forschungen zur deutschen Landeskunde 228, Trier.

Lochmann R., van der Ploeg R. & Huwe B. 1989. Zur Parametrisierung der Stickstoff-Mineralisierung in einem Ackerboden unter Feldbedingungen. *Pflanzenernährung und Bodenkunde* 152, 319-324.

- Marks R., Müller M.J., Leser H. & Klink H.J.(eds.) 1989. *Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BALVL)*. Forschungen zur deutschen Landeskunde 229, Trier.
- Mosimann T. 1984. *Landschaftsökologische Komplexanalyse*. Stuttgart.
- Mosimann T. 1988. Geoökologische Kartierung als Grundlage für die Bewertung von Funktionen des Landschaftshaushaltes. *Geographica Helvetica* 2, 76-82.
- Nielsen D.R. & Biggar J.W. 1962. Miscible displacement. 3. theoretical considerations. *Proceedings of the Soil Science Society of America* 26, 216-221.
- Richards L.A. 1931. Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics* 1, 318-333.
- Roth K. 1989. *Stofftransport im wasserungesättigten Untergrund natürlicher, heterogener Böden unter Feldbedingungen*. Dissertation ETHZ Nr. 8907.
- Spandau L., Köppel J.G. & Schaller J. 1990. Integrierte Umweltbeobachtung auf der Grundlage einer ökosystemaren Untersuchungskonzeption. Elsasser H. & Knoepfel P. (ed.), *Wirtschaftsgeographie und Raumplanung* 8, 65-91. Zürich.
- Vogt T. 1990. Study of relations between an alluvial forest and its site through LandsatTM data digital processing. The example of the ILL-Rhine alluvial forest (Alsace, France). Commission of the european communities (eds.), *Proceedings of the 9th EARsel symposium*, 324-327. Brussels-Luxembourg.
- Weibel R. 1990. Verarbeitung und Anwendung digitaler Geländemodelle im Bereich der Geographie. *Geographica Helvetica* 4, 145-153. Zürich.
- Yeh W.W.-G. 1986. Review of parameter identification in groundwater hydrology: the inverse problem. *Water Resources Research* 22, 95-108.