

Modellierung der Strömung und der Nitratausbreitung im Berner Seeland, Schweiz

Autor(en): **Biaggi, Danielle / Bossart, Paul / Kuhlmann, Ulrich**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Eclogae Geologicae Helvetiae**

Band (Jahr): **87 (1994)**

Heft 2: **Pollution and pollutant transport in the geosphere, a major environmental issue : symposium held during the 173rd annual meeting of the Swiss Academy of Natural Sciences**

PDF erstellt am: **14.08.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-167461>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Modellierung der Strömung und der Nitratausbreitung im Berner Seeland, Schweiz

DANIELE BIAGGI¹, PAUL BOSSART¹, ULRICH KUHLMANN² & FRITZ MUCHENBERGER³

Key words: Hydrodynamic modeling, substance transport, automatic calibration

ABSTRACT

The Bernese Seeland is one of the major gravel aquifers in the Alpine foreland basin. Due to quantity and quality problems the groundwater management authorities requested the conceptualization and implementation of a regional hydrogeological model. The surface area of the aquifer is 71 km² with a dense observation network: 140 observation wells (18 of them are instrumented with limnigraphs), 106 sites for measuring the surface elevation of rivers and channels, 55 locations for discharge measurements. In this area, hydraulic heads and infiltration rates were measured during 24–28 September, 1992 and 22–23 May, 1993. Approximately steady-state conditions were maintained by keeping the discharge of the river Aare constant.

The flow model has been calibrated using steady-state data. A maximum likelihood approach is used to estimate model parameters. Model parameters (i.e. hydraulic conductivity) are obtained by automatic estimation based on the model response (i.e. heads, in- and exfiltration rates) and prior information. Prior information consists mainly of hydraulic conductivities from flowmeter measurements and the groundwater recharge calculated from SMA climate data. The steady-state calibration results in 41 hydraulic conductivity zones, which reproduce sufficiently the head measurements as well as infiltration rates within an error limit. In addition, the interpretation of measured flow rate data (e.g. river infiltration) improved the identifiability of the conductivity set significantly.

The calibrated flow model is applied to modeling the nitrate concentrations in the aquifer. Dispersivities are estimated from field tracer tests and from interpreting flowmeter data. During a first step it is assumed that the nitrates behave like conservative tracers without sorption, decay or any chemical reactions (i.e. redox reactions from nitrate to nitrite). The comparison of measured and calculated concentrations results in a good agreement and the regional concentration distribution is reproduced satisfactorily. The flow and transport models are used both to forecast the aquifer's response to future operations (production and injection) and to quantify the regional nitrate flux (agricultural activity) into the groundwater.

ZUSAMMENFASSUNG

Das Berner Seeland stellt einen der grössten Lockergesteinsgrundwasserträger des alpinen Vorlandbeckens dar. Aufgrund vorliegender qualitativer und quantitativer Beeinträchtigungen wird aus wasserwirtschaftlicher Sicht ein Nutzungs- und Schutzkonzept gefordert, welches von einem regionalen hydrogeologischen Modell ausgeht. Der Perimeter des Grundwasserleiters umfasst eine Fläche von 71 km² und weist ein dichtes Messstellennetz auf: 140 Grundwassermessstellen (deren 18 sind mit einem Pegelschreiber ausgerüstet), 106 Abstichpunkte von Oberflächengewässern und 55 Abflussmessstationen. Während zweier Simultanmesskampagnen

¹ Geotechnisches Institut AG, Gartenstrasse 13, CH-3007 Bern

² Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich, Gloriastrasse 37/39, CH-8092 Zürich

³ Wasser- und Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern, Reiterstrasse 11, CH-3011 Bern

(24.–27. September 1992 und 22.–23. Mai 1993) wurden die entsprechenden Wasserstands- und Abflussmessungen durchgeführt. Durch das Konstanthalten des Aareabflusses wurden im Raum des Hagneckkanals und der Alten Aare annähernd stationäre Bedingungen erreicht.

Das Strömungsmodell wurde stationär geeicht. Für die Schätzung der Modellparameter wurde ein Maximumlikelihood-Ansatz verwendet. Man erhält diese Parameter (z. Bsp. hydraulische Leitfähigkeit) durch automatische Schätzung aufgrund des Modellverhaltens (z. Bsp. Potentiale, In- und Exfiltrationsraten) und vorgängig vorhandener Informationen. Diese Informationen beinhalten vor allem Kenntnisse über die hydraulische Leitfähigkeit aus Flowmetermessungen und über die Grundwasserneubildung aus SMA-Klimadaten. Aus der stationären Eichung resultieren 41 Durchlässigkeitszonen, die die gemessenen Potentiale und Infiltrationsraten innerhalb einer Fehlertoleranz genügend genau reproduzieren. Zusätzlich konnte die Zuverlässigkeit des Durchlässigkeitssatzes durch die Interpretation von gemessenen Flüssen (z. Bsp. Flussinfiltration) signifikant verbessert werden.

Das geeichte Strömungsmodell wird auf die Modellierung des Nitrattransports im Grundwasser angewandt. Dispersivitäten werden aus Tracertest- und Flowmeterdaten geschätzt. In einem ersten Schritt wird das Nitrat als konservativer Tracer behandelt, d. h. Sorption, Abbau und Redoxreaktionen werden vernachlässigt. Der Vergleich von berechneten und gemessenen Konzentrationen zeigt eine gute Übereinstimmung. Die regionale Konzentrationsverteilung wird befriedigend wiedergegeben. Das Strömungs- und das Transportmodell werden für die Vorhersage der Reaktion des Grundwassers auf zukünftige Eingriffe (Entnahme, Versickerung) und für die Quantifizierung des regionalen Nitratflusses aufgrund landwirtschaftlicher Tätigkeit verwendet.

1. Einleitung

Ziel der Untersuchung ist die Optimierung von Nutzung, Schutz und Überwachung des Grundwasservorkommens im Bernischen Seeland mittels Einsatz von numerischen Grundwassermodellen. Das Gebiet umfasst den Grundwasserstrom in den quartären Lockergesteinen zwischen dem Profil Kerzers-Müntschmied und dem Nidau-Büren-Kanal sowie das angrenzende hydrologische Einzugsgebiet. Dank mehrerer bereits vorliegender Studien über die hydrogeologischen Verhältnisse des Seelandes konnte das Modellkonzept auf einem umfangreichen Kenntnisstand aufgebaut werden (z. B. WASSER- UND ENERGIEWIRTSCHAFTSAMT DES KANTONS BERN 1976). In einer ersten Phase wurde ein stationäres, zweidimensionales Grundwasserströmungsmodell aus 915 linearen Elementen erstellt und kalibriert. Das Datenmaterial aus bestehenden Grundlagen, verknüpft mit den Daten einer Eichmesskampagne vom September 1992 und einer Kontrollmesskampagne vom Mai 1993, ermöglichte die Festlegung resp. Abschätzung der Grundwassertopographie, der Durchlässigkeitsverteilung sowie der natürlichen und anthropogen gesteuerten Zu- und Wegflüsse.

Ausgehend von diesem stationär geeichten Strömungsmodell wurde in einer zweiten Phase ein Stofftransportmodell aufgebaut, wobei Potentiale und Flüsse übernommen wurden. Die Randbedingungen ergaben sich dabei aus den Auswaschungspotentialen von Nitrat aus Siedlungs-, Wald- und Landwirtschaftsflächen.

2. Messkampagne zur Erhebung der Eichdaten

Die Anfangsinformationen über die hydraulischen Kennwerte des Aquifers liefern Pumpversuche und Flowmeter-Tests. Aus solchen Versuchen konnten erste Durchlässigkeitsbeiwerte abgeschätzt werden (*a-priori Daten*).

Um ein Grundwasserströmungsmodell stationär eichen zu können, bedarf es der genauen Kenntnis der Grundwasserspiegelverhältnisse sowie der Zu- resp. Wegflussbedingungen zu einem bestimmten Zeitpunkt (*Systemdaten*). Zur entsprechenden Datenerfas-

sung wurde während einer Trockenwetterperiode vom 24. bis 27. September 1992 eine Simultanmesskampagne durchgeführt.

Im Bereich des Aare-Hagneck-Kanals und der Alten Aare ist das Niveau des Grundwassers stark durch die Tages- und übergelagerten Wochenschwankungen des infiltrierenden Fliessgewässers kontrolliert. Um die wellenartige Weiterverbreitung der Schwankungen auf die Grundwasserspiegeloberfläche zu verhindern, musste während der Messkampagne der Abfluss dieser beiden Gewässer konstant gehalten werden.

Die Messung von 140 Grundwasserständen ermöglichte die Ermittlung des Grundwasserspiegels. Bei 13 Fassungen wurden die für die Messperiode gültigen Fördermengen erhoben. Um das Infiltrations- oder Exfiltrationsgeschehen zwischen Fliessgewässern und Grundwasser erfassen zu können, hielt man sich an das folgende Vorgehen:

- Abflussmessungen in mehreren Gewässerprofilen und der zuströmenden Seitenzuflüsse. Ermittlung der durch die Infiltration resp. Exfiltration bedingten Ab- oder Zunahme des jeweiligen Profildurchflusses. Im Fall der Alten Aare erfolgten die Messungen mittels eines hydrometrischen Flügels (hohe Präzision verlangt), in kleineren Drainagekanälen mittels des Tauchstabes.
- Parallel dazu erfolgten an total 106 Punkten Messungen des Fliessgewässerniveaus. Daraus liess sich der Wasserspiegel im Längsprofil und – unter Mitberücksichtigung nahegelegener Grundwasserstandsmessungen – der hydraulische Gradient im ufernahen Grundwasser ermitteln.

Die Infiltrationsmenge des Aare-Hagneck-Kanals konnte aufgrund des hohen Abflusses messtechnisch nicht bestimmt werden. Die resultierenden Zuflussverhältnisse ergaben sich aus der Modellrechnung.

Der Modellansatz, die Grundwasserverhältnisse als stationär beschreiben zu können, würde ein konstantes Spiegelverhalten erfordern. Die Auswertung der Ganglinien von 18 Grundwasserpegelschreibern zeigte, dass aufgrund der während mehrerer Wochen bis zum Datum der Messkampagne anhaltenden trockenen Witterung eine unterschiedlich starke Grundwasserabsenkung stattgefunden hatte. In typischen «Nährgebieten» wie entlang des Hagneck-Kanals und an den Aquiferrändern betrug diese bis zu 1.6 mm/Tag, in Exfiltrationsgebieten annähernd 0 mm/Tag. Im stationären Strömungsmodell wurde diesem instationären Verhalten (Aquiferentleerung) insofern Rechnung getragen, als dass die gebietsspezifische Zehrmenge durch die Zugabe des entsprechenden Flächenzuflusses kompensiert wurde.

3. Zur Methodik der automatischen Kalibrierung

Vorgehen: die zuverlässige Prognose erfordert eine vorgängige Kalibrierung des beschriebenen Strömungsmodells. Die Berechnungen hierzu wurden mit dem Programm CASA (*Calibration and Sensitivity Analysis*) durchgeführt, das eine Schätzung der hydrologischen und hydrogeologischen Modellparameter anhand eines gemessenen Strömungszustandes erlaubt (Potential- und/oder Zu- resp. Wegflussmessungen) (KUHLMANN 1992). Das Modell ermittelt die Parameter durch wiederholte numerische Lösung der Strömungsgleichungen (*Direktes Problem*) nach der Methode der Finiten Elemente.

Das Inverse Problem wird auf Basis der statistischen Maximum-Likelihood-Methode formuliert, mit deren Hilfe sich folgende Zielfunktion S herleiten lässt (*negative Log-Likelihood-Funktion*) (CARRERA & NEUMAN 1986):

$$S = \sum_i Z_i / \sigma_i^2 + \sum_i M_i \ln \sigma_i^2 + \sum_i \ln |V_i| + M \ln(2\pi)$$

mit

$$Z_i = r_i^T V_i^{-1} r_i$$

$$M = M_h + M_Q + M_p = \sum_i M_i$$

$$r = \begin{pmatrix} r_h \\ r_Q \\ r_p \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} Z_h - Z_h^* \\ Z_Q - Z_Q^* \\ p - p^* \end{pmatrix}$$

M bezeichnet die Gesamtanzahl der verfügbaren Messdaten und Parametervorkenntnisse, als Summe ihrer Teilmengen M_i . Dabei bezieht sich der Index i auf den Typ der einzelnen Datengruppen $i \in \{h, Q, K, \dots\}$ (z. B. Potentialmessungen, Flussmessungen, K-Wert-Vorkenntnisse, etc). Die Fehlerquadratsummen Z_h und Z_Q sind als Mass der Abweichungen der berechneten Verhaltensgrößen von den Messdaten z^* zu interpretieren und werden häufig als *fit'-Kriterien* bezeichnet. Andererseits drücken Z_p aus, wie weit die aktuellen Modellparameter von ihren Vorkenntnissen entfernt sind und sind somit ein Mass für die Plausibilität der Schätzergebnisse (*Plausibilitäts- oder Penalty-Kriterium*).

Die Fehlerstruktur der Residuen sei durch die Kovarianzmatrix C wiedergegeben. Sie setzt sich zusammen aus den Untermatrizen

$$C = \begin{Bmatrix} C_h & 0 & 0 \\ 0 & C_Q & 0 \\ 0 & 0 & C_p \end{Bmatrix}$$

welche die Kovarianz bezüglich verschiedener Typen von Daten und Parametern bezeichnen. Ferner wird eingeführt

$$C_i = \sigma_i^2 V_i$$

wobei V_i symmetrische, positiv definite Matrizen darstellen, welche die *a-priori*-Kovarianz innerhalb der Datengruppen berücksichtigen. σ_i^2 bezeichnen positive Skalierungsfaktoren (die sog. Varianz der Gewichtseinheiten), die als unbekannte *statistische Parameter* in das inverse Schema miteingehen können.

Das Programm CASA minimiert die Funktion

$$Z = \sum_i \lambda_i Z_i$$

mit Hilfe mathematischer Optimierungsverfahren, wobei mit $\lambda_i = \sigma_h^2 / \sigma_i^2 = 1$ im vorliegenden Anwendungsfall die Fehlerstruktur der Messdaten als bekannt vorausgesetzt wurde. Wird ein eindeutiges, globales Minimum gefunden, ergibt sich derjenige Satz von Modellparametern, der mit der grössten Wahrscheinlichkeit den gemessenen Zustand nachvollzieht.

Evaluation des Strömungsmodells: die automatische Kalibrierung ermöglicht letztlich eine optimale Übereinstimmung von Elementdurchlässigkeiten, Grundwasserständen und Zu- resp. Wegflüssen. Ob jedoch die geschätzten sowie berechneten Modellparameter den effektiven Grundwasserverhältnissen entsprechen, kann erst durch die Verknüpfung der resultierenden Durchlässigkeiten mit neuen Randbedingungen geprüft werden. Deshalb wurden – analog zur Simultanmesskampagne von Ende September 1992 – für eine Mittelwasserstandssituation (22.–23. Mai 1993) wiederum sämtliche messbaren Zu- und Wegflüsse ermittelt und bei ca. 100 Messstellen die Wasserspiegelkoten erhoben. Die automatische Kalibrierung der Niedrigwassersituation wurde so oft verbessert, bis sowohl für diese, als auch für den Fall der Mittelwasserstandssituation im zentralen Bereich des Aquifers eine sehr geringe Potentialdifferenz zwischen berechneten und gemessenen Potentialen resultierte.

Ergebnisse: im vorliegenden Anwendungsfall wurde die Kalibrierung zunächst anhand des oben beschriebenen stationären Zustands durchgeführt. Die Schätzung der zonenweise konstanten Konduktivität erfolgte dabei auf Basis der mehr als hundert gemessenen Piezometerstände und Ex-/Infiltrationsraten mit ihren entsprechenden Messfehlern. Darüber hinaus wurden die aus den Flowmeter-Messungen ermittelten K-Werte als Vorkenntnisse innerhalb der inversen Betrachtung berücksichtigt.

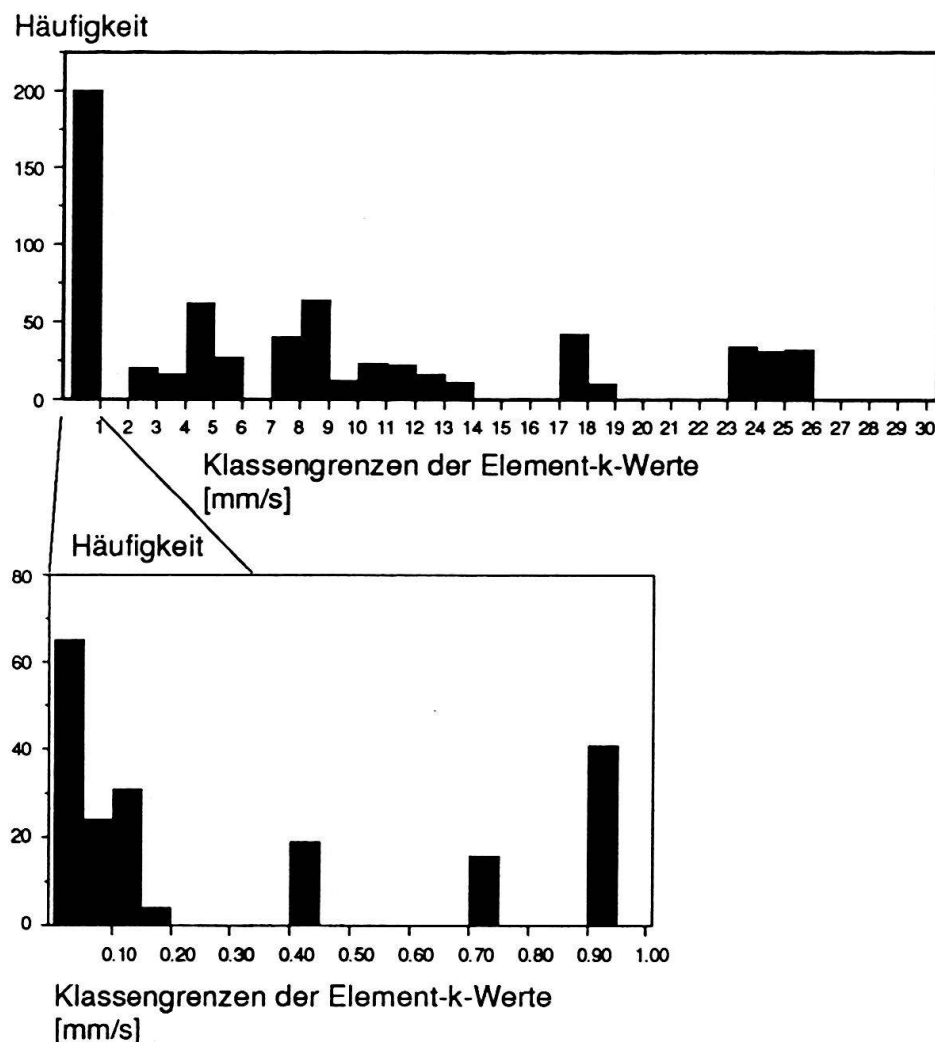


Fig. 1. Histogramm der hydraulischen Konduktivitätswerte (mm/s) für den nördlichen Grundwasserstrom.

Die Verteilung der resultierenden Schätzwerte in 41 K-Zonen ist in Figur 1 dargestellt. Die Einteilung dieser Zonen geht aus hydrogeologischen Vorkenntnissen hervor (Radbereiche, Rinnen usw.). Das kalibrierte Modell ist damit nicht nur in der Lage, den Grossteil der beobachteten Wasserstände innerhalb ihrer Messgenauigkeit zu reproduzieren. Zusätzlich ergeben die gleichzeitig optimierten Ex-/Infiltrationsraten eine erhöhte Zuverlässigkeit der Parameter, die sich durch die errechnete Varianz der Schätzwerte ausdrücken lässt. Die berechnete Grundwasserspiegelfläche und die entsprechenden Zu- und Wegflüsse sind auf den Figuren 2 und 3 dargestellt.

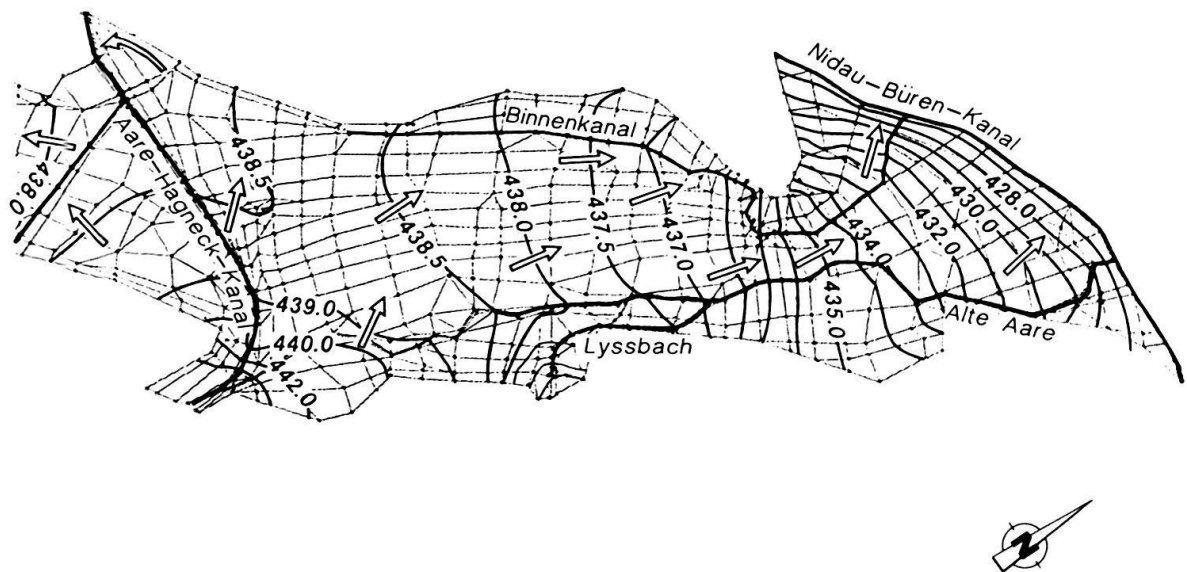


Fig. 2. Berechneter Grundwasserspiegel des nördlichen Grundwasserstroms am 26./27. September 1992. Die Pfeile stellen die Strömungsrichtung dar.

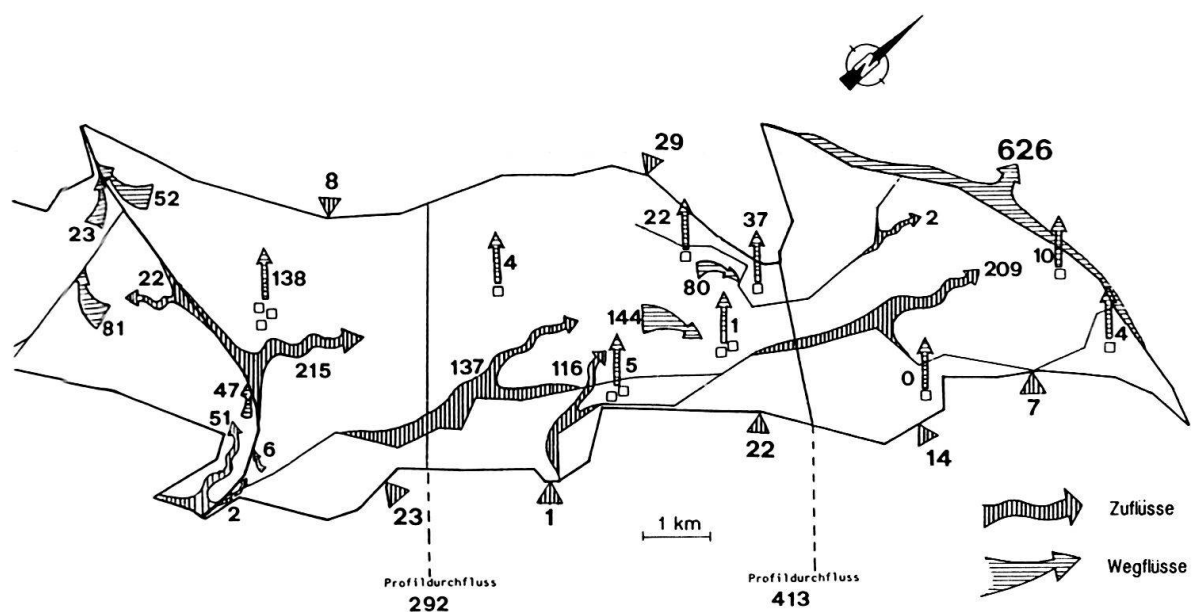


Fig. 3. Berechnete Zu- und Wegflüsse in l/s des nördlichen Grundwasserstroms am 26./27. September 1993.

4. Das Stoff-Transportmodell

Grundlagen: um die Nitratausbreitung im Grundwasserleiter räumlich und zeitlich simulieren zu können, ist, wie einleitend erwähnt, das Strömungsmodell zu einem Transportmodell erweitert worden. Die numerische Lösung der zweidimensionalen Transportgleichung mit einem advektiven und dispersiv-diffusiven Term erfolgt mit dem Code «Freispiegel» (TRÖSCH 1993). Dabei gelten folgende Annahmen:

- Nitrat wird als konservativer Schadstoff behandelt (keine Sorption, kein Zerfall).
- Kein chemischer Abbau oder Erneuerung von Nitrat im Grundwasser.

Parameter: zur numerischen Lösung der Transportgleichung sind die räumliche Verteilung der Durchlässigkeit K , der Porosität n und des Dispersionskoeffizienten D zu ermitteln. Die hydraulischen Leitfähigkeitswerte werden vom automatisch kalibrierten Strömungsmodell übernommen und die nutzbare Porosität im ganzen Gebiet als 10% gesetzt. Die generell skalenabhängigen D -Werte sind neu geschätzt worden. Dazu dienen Feld-Tracerversuche im Raume Worben (CHYN 1988) und die Methode der stochastischen Interpretation von Flowmetertests in Bohrungen (HUFSCHMIED 1987). Als erste Schätzwerte resultieren eine über den gesamten Modellperimeter als konstant gesetzte longitudinale Dispersivität von rund 100 m und eine transversale Dispersivität von 10 m.

Rand- und Anfangsbedingungen: die Zu- und Wegflussbedingungen werden aus dem Strömungsmodell übernommen. Entlang von Infiltrationsstrecken ist eine konstante Nitratkonzentration vorgegeben (5 mg/l für Aare-Hagneck-Kanal und Alte Aare). Auf der Modelloberfläche sowie an den Modellrändern ist der Nitratfluss für jedes einzelne Element aus Rest-Stickstoffmessungen und der winterlichen Grundwasserneubildung berechnet worden. Dabei schwanken die Rest-Stickstoffgehalte beträchtlich: nach Kartoffeln befinden sich am Ende der Vegetationsperiode durchschnittlich 132 kg N/ha im Boden (FACHKOMMISSION NITRATBEKÄMPFUNG, PROJEKT NITRAT 1993), in Wäldern hingegen nur 10 kg N/ha (BALMER 1992). Als Anfangsverteilung der Nitratkonzentration wurde eine mittlere Nitratkonzentration von 25 mg/l, welche aus Messungen abgeschätzt wurde, eingegeben.

Erste Ergebnisse: simuliert wurden die Nitratkonzentrationen und die Nitratflüsse im Grundwasserleiter für den Zeitpunkt 26./27. September 1992 (charakteristischer Niederwasserstand). Die Linien gleicher Konzentration sind in Figur 4 dargestellt. Im Infiltrationsbereich von Aare-Hagneck-Kanal und Alter Aare sind die Konzentrationen tief (5–20 mg/l), währenddem in der Nähe von landwirtschaftlichen Einzugsgebieten die Konzentrationen bis zu 60 mg/l steigen und damit den Grenzwert von 45 mg/l deutlich überschreiten. Aus dem Vergleich von gemessenen und simulierten Nitratkonzentrationen resultiert eine zufriedenstellende Übereinstimmung (Fig. 5), obwohl Dispersivität und Porosität homogen über den ganzen Grundwasserleiter verteilt sind und nicht variiert wurden. Einzig im Gebiet nördlich von Aarberg sind die gemessenen Nitratkonzentrationen deutlich tiefer als die simulierten. Dafür sind im wesentlichen Altlasten verantwortlich, welche, bedingt durch Sauerstoffzehrung, im Grundwasser reduzierende Verhältnisse verursachen, so dass Nitrate abgebaut werden. Die Bilanzierung der Massenflüsse ist in Figur 6 dargestellt, worin ein Nitratzufluss von $3\frac{1}{2}$ Tonnen pro Tag resultiert (Eintrag aus Landwirtschaft und untergeordnet, aus Oberflächengewässern). Dieser Nitratzufluss wird durch die folgenden Wegflüsse kompensiert: Exfiltrationen (Aare-Hagneck- und Nidau-Büren-Kanal), Drainagen sowie Grundwasserentnahmen.

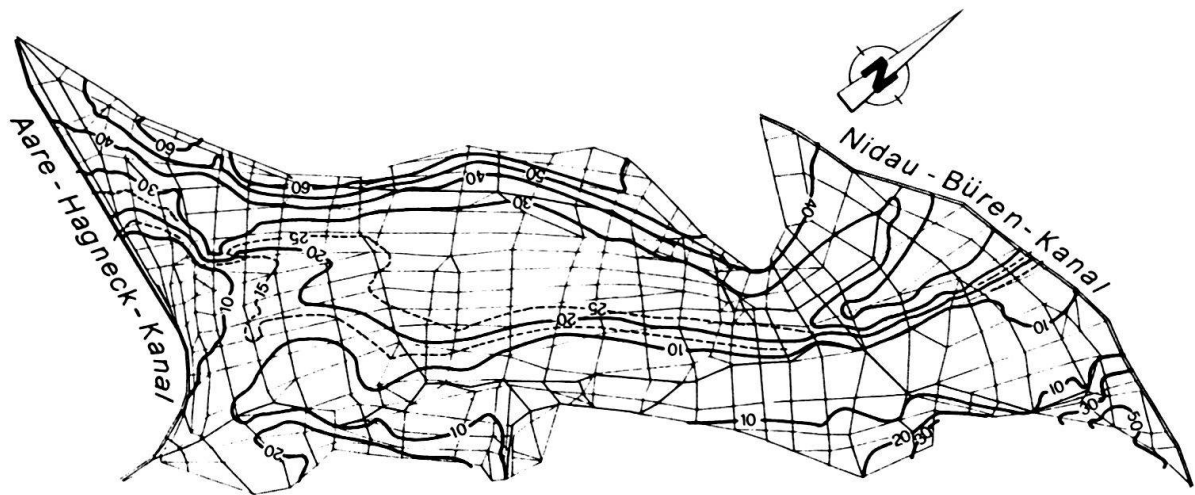


Fig. 4. Berechnete Nitratverteilung im nördlichen Grundwasserleiter des Seelands. Niederwasser-Situation.

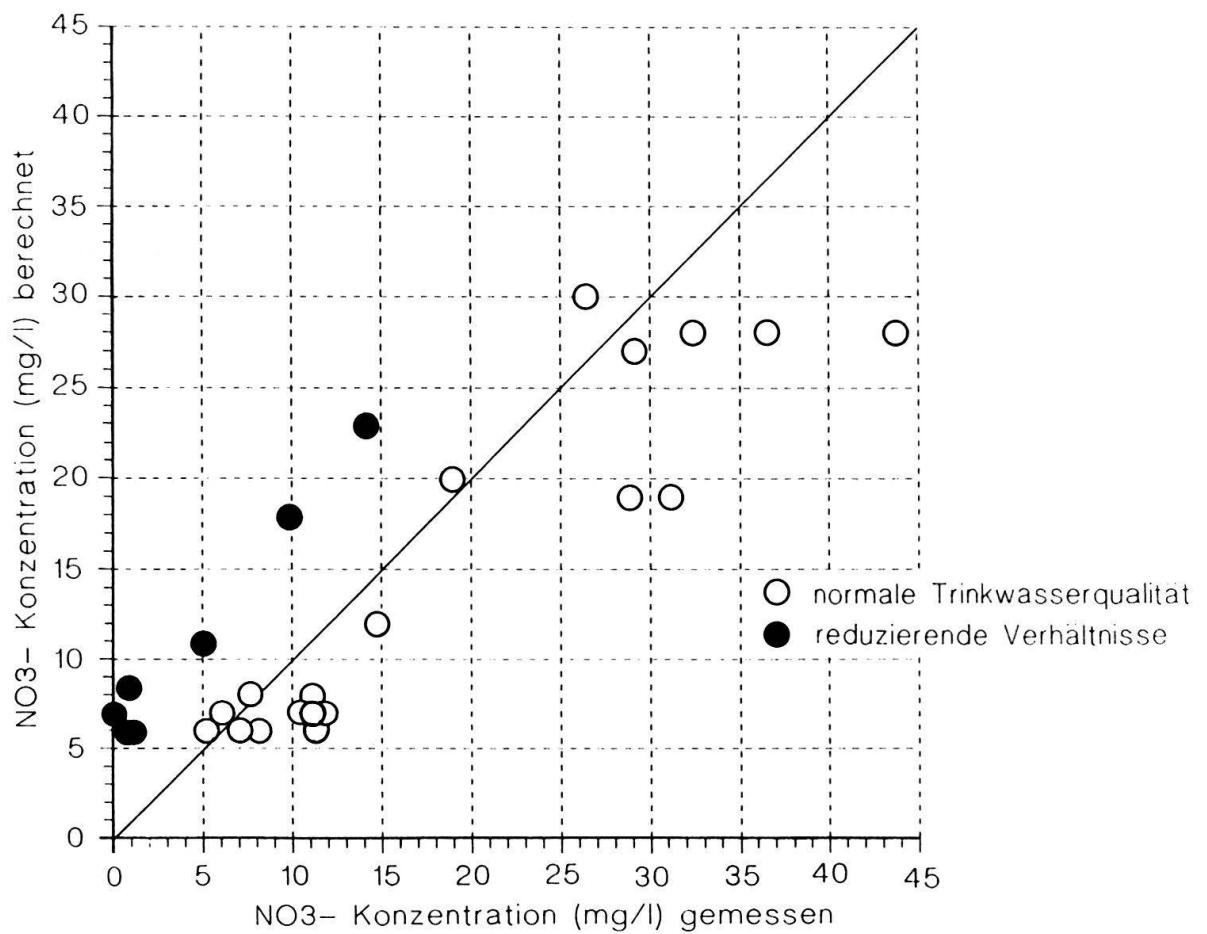


Fig. 5. Vergleich von gemessenen und berechneten Nitratkonzentrationen.

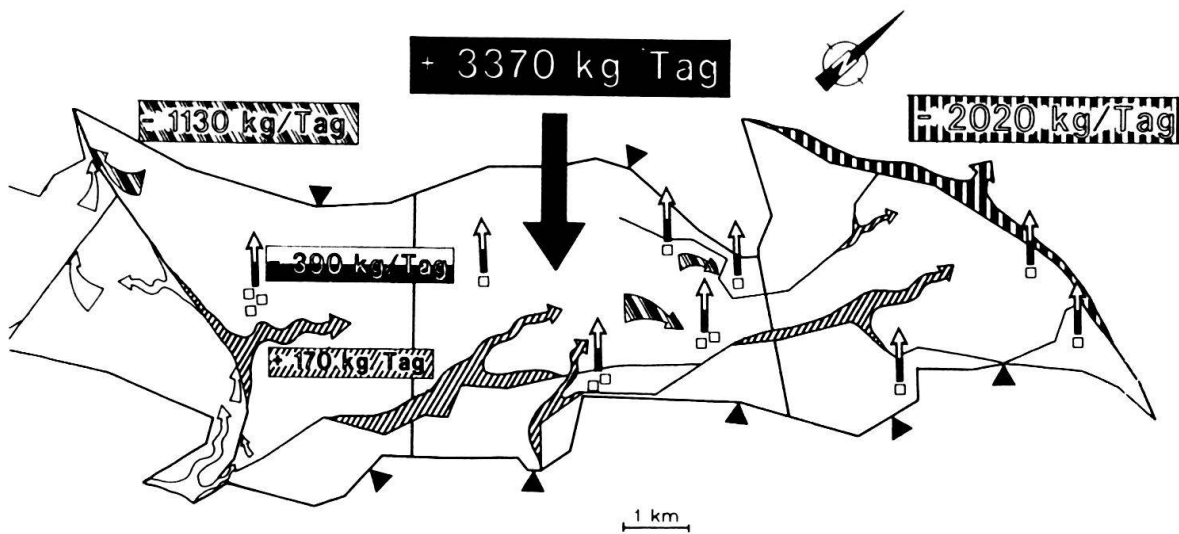


Fig. 6. Berechnete Nitratbilanz im nördlichen Grundwasserleiter des Seelands: Nitratzuflüsse (positiv) und Wegflüsse (negativ); Niederwasser-Situation.

Redoxreaktionen: Denitrifikation und Nitratreduktion sind die wesentlichen Prozesse eines Nitratabbaues in den Altlastgebieten. Durch die Ermittlung des Redoxpotentials in Querprofilen nordöstlich Aarberg kann dieser Abbau quantifiziert werden. Dies setzt eine sorgfältige Grundwasser-Probenahme und eine entsprechende Analytik voraus (HALMES 1993). Die Mehrheit der analysierten Grundwässer deuten innerhalb der Fehlergrenzen auf recht tiefe Redoxpotentiale hin.

5. Schlussfolgerung

Im Grundwasserleiter des Seelands ist ein stationäres Strömungs- und Transportmodell erstellt worden. Diese Modelle bilden die Entscheidungsgrundlagen bei der Ausarbeitung eines Nutzungs- und Schutzkonzeptes, welches zu einem späteren Zeitpunkt vorgestellt wird.

Der Erfolg eines Transportmodelles basiert im wesentlichen auf einem seriös kalibrierten Strömungsmodell. Es wird empfohlen, dies mit einer inversen Methode durchzuführen. Als Beispiel wurde der «maximum likelyhood approach» gewählt, worin die räumliche Verteilung der Durchlässigkeiten aus anfänglichen Schätzwerten zu Modellparametern optimiert wurde.

Das erstellte Nitrat-Transportmodell ist nur für Prognosezwecke einsetzbar, falls keine Denitrifikations- und Nitratreduktionsprozesse im Grundwasserleiter stattfinden. Dies ist im Raume zwischen Aarberg und Lyss nicht der Fall, wo Nitrate durch Altlasten abgebaut werden. An solchen Orten ist eine Koppelung des Stofftransportes mit einem chemischen Simulationsmodell unabdingbar.

Aktuell wird das vorgestellte Strömungs- und Transportmodell instationär erweitert. Damit können Konzentrationsänderungen im Grundwasserleiter – bedingt durch saisonale Schwankungen der Stickstoffgehalte in Böden – simuliert werden.

LITERATUR

- BALMER, W. 1992: Nitratbelastung des Grundwassers im Urtenental. Ursachen-Wirkungen-Verbesserungsvorschläge. Zwischenbericht 1991/1992. Direktion für Verkehr, Energie und Wasser des Kantons Bern, Koordinationsstelle für Umweltschutz.
- CARRERA, J. & NEUMANN S. P. 1986: Estimation of aquifer parameters under transient and steady-state conditions. *Water Resources Research* 22 (2), 199–242.
- CHYN (CENTRE D'HYDROGÉOLOGIE DE NEUCHÂTEL) 1988: Interdisziplinäre Untersuchungen zum Schutz der Grundwasser-Qualität in den Fassungen der SWG bei Worben/BE. Markierungsversuche, Mitbericht F., unveröffentlicht.
- FACHKOMMISSION NITRATBEKÄMPFUNG, PROJEKT NITRAT 1993: Programm zur Ursachenbekämpfung der Nitratauswaschung im Kanton Bern 1989-1995. 3. Zwischenbericht 1993. Direktion für Verkehr, Energie und Wasser des Kantons Bern, Koordinationsstelle für Umweltschutz.
- HALMES, C. 1993: Chemische Untersuchung des Grundwassers im Raume Aarberg-Worben. Diplomarbeit EAWAG und CHYN.
- HUFSCHMIED, P. 1987: Ermittlung Makroskopischer Transportparameter am Beispiel des Grundwasserleiters im Hydrothermischen Testareal Adfligen. Teilbericht D Nationales Forschungsprogramm Wasserhaushalt. Department of Civil Engineering Massachusetts Institute of Technology.
- KUHLMANN, U. 1992: Inverse Modellierung in geklüfteten Grundwasserträgern. Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrogeologie und Glaziologie der ETH Zürich, Mitteilungen 120.
- TRÖSCH, J. 1993: 2-D Grundwasser- und Stoffausbreitungsmodell. Kurzbeschreibung. Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, ETH Zürich.
- WASSER- UND ENERGIEWIRTSCHAFTSAMT DES KANTONS BERN (WEA) 1976: Hydrogeologie Seeland. Bearb.: P. Kellerhals und B. Tröhler.

Manuskript eingegangen 29. Oktober 1993

Revidierte Fassung angenommen 18. März 1994