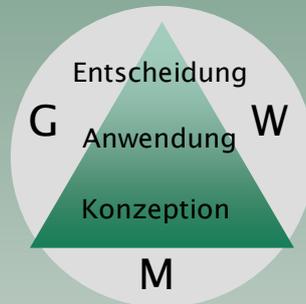


Kurzfassungen der Vorträge und Posterzusammenfassungen zur

Tagung

Numerische GrundWasserModellierung:

**Konzeption,
komplexe Anwendung,
Entscheidungsgrundlage**



von 24. bis 25. Juni 2008

in den Sälen der Steirischen Landesbuchhaltung
Burggasse 13, A-8010 Graz

Veranstalter und Sponsoren



Zusammenstellung des Seminarbandes:

Christine Lanthaler

Die inhaltliche Verantwortung der Kurzfassungen der Vorträge sowie Posterzusammenfassungen liegt bei den Verfassern der jeweiligen Beiträge. Die Redaktion übernahm lediglich Korrekturen von etwaigen Rechtschreibfehlern sowie die Vereinheitlichung der Formatierungen, des Seitenlayouts, zum Teil der Literaturangaben und Zitate, wobei aber nicht alle Angaben vereinheitlicht werden konnten.

Vortragsprogramm

24. Juni

10:00: Begrüßung und Eröffnung

Session 1 – Unsicherheiten bei der Grundwassermodellierung; Vorsitz: Johann Fank

10:30: Unsicherheiten bei der Grundwassermodellierung – Herausforderungen und Lösungsansätze
R. Liedl, *Technische Universität Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft*

11:00: Modelleichung und Schätzung der Unsicherheiten in Modellprognosen mit inversen Methoden
P. Ackerer, *Universtität Straßburg, Institut de Mécanique des Fluides et des Solides*

11:30: Modelle und Methoden zur Entscheidungsfindung in der Grundwasserbewirtschaftung
F. Reinstorf, *Hochschule Magdeburg-Stendal, Fachbereich Wasser- und Kreislaufmanagement*

12:00: Ermittlung flächenhafter Grundwasserspiegelextremwerte mittels extremwertstatistischer und geostatistischer Methoden am Beispiel des Marchfeldes
A. Dalla-Via, *JOANNEUM RESEARCH, Institut für WasserRessourcenManagement*

12:30 – 14:00: Mittagspause

Session 2 – Randsysteme; Vorsitz: Philippe Ackerer

14:00: Modellierung des Einflusses von Erdwärmesondenfeldern auf die Temperaturverteilung im durch Grundwasserströmung beeinflussten Untergrund
W. Rühaak, H.-J. G. Diersch, P. Schätzl & A. Renz, *DHI-WASY GmbH Berlin*

14:30: Modellierung von Karstgrundwasserleitern
S. Birk, *Karl-Franzens-Universität Graz, Institut für Erdwissenschaften*, T. Geyer & M. Sauter, *Georg-August-Universität Göttingen, Abteilung Angewandte Geologie*

15:00: Die Modellierung des diffusen Stoffeintrages aus der Landwirtschaft am Versuchsfeld Wagna
J. Fank & G. Rock, *JOANNEUM RESEARCH, Institut für WasserRessourcenManagement*

15:30 – 16:00: Kaffeepause

16:00: Herausforderungen in der urbanen Hydrogeologie
M. Schirmer, *EAWAG - Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs, Abteilung Wasserressourcen und Trinkwasser*, F. Reinstorf, *Hochschule Magdeburg-Stendal, Fachbereich Wasser- und Kreislaufwirtschaft*

16:30: Anwendung von Hybridmodellen in Karstgrundwasserleitern
Th. Reimann, R. Liedl, *Technische Universität Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft*, Ch. Rehr, S. Birk, *Karl-Franzens-Universität Graz, Institut für Erdwissenschaften*, T. Geyer, M. Sauter, *Georg-August-Universität Göttingen, Abteilung Angewandte Geologie*

17:00: Posterpräsentation

25. Juni

Session 3 – Angewandte Grundwassermodellierung; Vorsitz: Fritz Stauffer

09:00: Instationäre Grundwassermodellierung als Prognoseinstrument bei Planung und Bewertung der Umwelteinflüsse von Flusskraftwerken am Beispiel zweier Murkraftwerke

T. Harum, G. Rock & A. Dalla-Via, *JOANNEUM RESEARCH, Institut für WasserRessourcenManagement*

09:30: Modellierung des Einflusses einer Versickerung von gereinigtem Abwasser auf das Grundwasser

A. P. Blaschke, *Technische Universität Wien, Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie*, R. Kirnbauer, *DONAUCONSULT Wien*

10:00: Modell-basierte technisch-ökonomische Bewertung und Optimierung von Grundwasserhaltungs- und -sanierungsmaßnahmen

M. Finkel & P. Bayer, *Universität Tübingen, Zentrum für Angewandte Geowissenschaften*

10:30 – 11:00: Kaffeepause

11:00: Quantile als Resümee der Resultate von instationären Grundwassermodellen

H. Kupfersberger & G. Rock, *JOANNEUM RESEARCH, Institut für WasserRessourcenManagement*

11:30: Modellierung eines Grundwasserstauers unter Berücksichtigung von un stetigen Oberflächen am Beispiel des Marchfeldes

A. Darsow & T. Hofmann, *Universität Wien, Erdwissenschaftliches Zentrum*

12:00 – 13:30: Mittagspause

Session 4 – Interaktion Grundwasser – Oberflächengewässer; Vorsitz: Steffen Birk

13:30: Integrierte Modellierung in der wasserwirtschaftlichen Anwendung – Beispiele aus der Praxis mit MIKE SHE und FeFlow

M. Pätsch, *DHI Umwelt*

14:00: Modellierung der Interaktion zwischen Fluss und Grundwasser: Zwei Beispiele aus der Region Zürich

F. Stauffer, T. Doppler & H.-J. Hendricks Franssen, *ETH Zürich, Institut für Umweltingenieurwissenschaften*

14:30: Kopplung von 2D-Überflutungsprognosen mit instationären Grundwasser-Störungsmodellen

G. Rock & J. Fank, *JOANNEUM RESEARCH, Institut für WasserRessourcenManagement*, Ch. Lanthaler, *selbständig*

15:00: Klimawandel und Wasserwirtschaft in Sachsen – Weiterentwicklung von WASIM-ETH und Online-Kopplung an ein externes Grundwassermodell

U. Haferkorn, *Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft Brandis*

15:30: Schlussdiskussion

Stand: 11. Juni 2008, Programmänderungen vorbehalten!

Inhaltsverzeichnis (Vorträge und Poster)

Unsicherheiten bei der Grundwassermodellierung – Herausforderungen und Lösungsansätze	6
Modelle und Schätzung der Unsicherheiten in Modellprognosen mit inversen Methoden.....	9
Modelle und Methoden zur Entscheidungsfindung in der Grundwasserbewirtschaftung.....	13
Ermittlung flächenhafter Grundwasserspiegelextremwerte mittels extremwertstatistischer und geostatistischer Methoden am Beispiel des Marchfeldes.....	16
A new method for modelling geothermal heat exchangers in shallow aquifer systems.....	20
Modellierung von Karstgrundwasserleitern	24
Die Modellierung des diffusen Stoffeintrages aus der Landwirtschaft am Versuchsfeld Wagna.....	28
Herausforderungen in der urbanen Hydrogeologie.....	32
Anwendung von Hybridmodellen in Karstgrundwasserleitern	34
Instationäre Grundwassermodellierung als Prognoseinstrument bei Planung und Bewertung der Umwelteinflüsse von Flusskraftwerken am Beispiel zweier Murkraftwerke.....	38
Modellierung des Einflusses einer Versickerung von gereinigtem Abwasser auf das Grundwasser.....	42
Modell-basierte technisch-ökonomische Bewertung und Optimierung von Grundwasserhaltungs- und -sanierungsmaßnahmen.....	46
Quantile als Resümee der Resultate von instationären Grundwassermodellen.....	50
Modellierung eines Grundwasserstauers unter Berücksichtigung von un stetigen Oberflächen am Beispiel des Marchfeldes	53
Modellierung der Interaktion zwischen Fluss und Grundwasser: Zwei Beispiele aus der Region Zürich	56
Koppelung von 2D-Überflutungsprognosen mit instationären Grundwasser-Strömungsmodellen.....	60
Hydrogeologische 3D-Raummodellierung komplexer, bruchtektonisch stark beanspruchter geologischer Strukturen - Grundlage für ein numerisches Grundwasserströmungs- und Transportmodell am Beispiel der industriegeprägten Region – Schkopau.....	65
3D Modellierung der Interaktion zwischen Donau und Grundwasser	66
Optima Lobau - Hydraulische Modellierung der Fließgewässer und des Grundwassers	67
Messdatenerfassung im agrarwirtschaftlichen und hydrogeologischen Umfeld.....	68

Abbildungsverzeichnis

Fig. 1. Coefficient of variation of hydraulic conductivity (top) and of heads (bottom) for the standard objective function (left) and with the additional terms (right).....	11
Fig. 2. Uncertainty in advective transport for the standard objective function (left) and with the additional terms (right). The dots represent the arrival position of particles starting at the same point (star). The cross represents the average position and the standard deviation in flow direction and in the transverse direction.	12
Fig. 3. Überblick über die anthropogen initiierten Stoffflüsse, die in dieser Arbeit behandelt werden.....	14
Fig. 4. Thematische Struktur des Entscheidungssystems und bearbeitbare Aspekte.....	15
Fig. 5. Grundwasserspiegelextremwerte im Marchfeld (Kartenausschnitt HGW100)	18
Fig. 6. Schematization of a DUSP-type BHE (from AL-KHOURY & BONNIER, 2006).....	21
Fig. 7. Inner pipe-grout heat flux resistance relationships of a DUSP borehole (modified from AL-KHOURY et al., 2005)	21
Fig. 8. Single BHE in a 3D mesh (exaggerated cut view).....	22
Fig. 9. Computed temperature profiles in comparison to the analytical solution (with 100 and 200 layers, respectively) for the single pipe-soil interaction at $t = 0.02$ d Inner pipe-grout heat flux resistance relationships of a DUSP borehole (modified from AL-KHOURY et al., 2005)	22
Fig. 10. Discretized 3D model for studying the single pipe-soil interaction: (a) 3D mesh (628.826 pentahedral prismatic elements with 100 layers) with temperature distribution at $t = 0.02$ d, (b) mesh magnified at the single pipe with location of vertical discrete feature elements, the pipe wall and inner pipe surplus of the domain.....	22

Fig. 11. Computed temperature profile of the discretized model in comparison to the analytical solution for the single pipe-soil interaction at $t = 0.02$ d.....	22
Fig. 12. Modell eines Karstgrundwasserleiters (verändert nach SAUTER et al., 2006)	25
Fig. 13. Distributive Ansätze zur Modellierung von Karstgrundwasserleitern (verändert nach TEUTSCH & SAUTER, 1998); DKN = Diskretes Kluftnetz.....	26
Fig. 14. Grundwasserversuchsfeld "Wagna": Grundwassermessstellen für hydrochemische Untersuchungen, Grundwasserisohypsen für mittlere Grundwasserstände und Verteilung der Sedimentdurchlässigkeit als Ergebnis der Modellkalibration.....	29
Fig. 15. Synthetischer Aquifer sowie mit CFP berechneter Grundwasserstand.....	35
Fig. 16. Charakterisierung von Karst-Grundwasserleitern durch Wasserentnahme; berechnete Grundwasserstände (in m NN) für drei verschiedene Karstnetzwerke.....	35
Fig. 17. Wasserstand in der Röhre (Beob.punkt 1) und in der Matrix (Beob.punkt 2) für eine Wasserentnahme von $1\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ von $t = 1$ Tag bis $t = 92$ Tage.....	36
Fig. 18. Vertikales 2D-Modell zur Karströhrenentwicklung unter artesischen Bedingungen (Grauschattierung des Röhrennetzwerkes entspricht Konzentration des gelösten Gesteins).....	36
Fig. 19. Links: Geologische Randbedingungen, Abgrenzung des Projektgebietes. Rechts: Messstellennetz, simulierte Grundwasserschichtenlinien und Flurabstände des Grundwasserspiegels im engeren Untersuchungsgebiet. Rechts unten: Detailströmungsbild in der Au	39
Fig. 20. Beispiel der gemessenen und simulierten Ganglinie des Grundwasserspiegels einer Messstelle im Bereich Feldkirchen (Pumpversuchsbedingte Absenkung von Jänner-Mai 2006)	41
Fig. 21. Erforderliche Fließstrecke um die erforderliche Reduktion für Viren (enterale Viren) von 12.4 log-Stufen in 95 % der Fälle zu erreichen.....	44
Fig. 22. Funktionsschema der Optimierung technischer Maßnahmen im Grundwasser mithilfe von Simulationsmodellen	47
Fig. 23. Ausschnitt aus dem Modellgitter mit Lage der Absenkungsbrunnen und -ziele	47
Fig. 24. Optimale Verteilung der Pumpraten an den einzelnen Brunnen W1 bis W13 für drei Optimierungsfälle. Die mit „r“ und „v“ bezeichneten Absenkungsziele wurden als „kritische“ Randbedingungen identifiziert, deren Einhaltung die mögliche Reduzierung der Gesamtpumprate bestimmt.....	48
Fig. 25. Übersicht der Verhältnisse am Standort: (a) Piezometerhöhengleichen, (b-d) Schadstoffkonzentrationsverteilung (in $\mu\text{g/l}$) von (b) Benzol, (c) 1,2-DCA und (d) TCE.....	48
Fig. 26. Optimiertes Sanierungsbrunnensystem. Mit vier optimal positionierten Brunnen wird eine differenzierte Erfassung zwei verschiedener Schadstoffarten erreicht	49
Fig. 27. Lage und Ausdehnung des Untersuchungsgebietes	53
Fig. 28. Bohrdaten und verwendete Stützpunkte für die Regionalisierung der Grundwasserstauerkarte.....	54
Fig. 29. Ablaufschema der Datenbearbeitung (DARSOW et al. submitted)	55
Fig. 30. Fallstudie Rhein bei Rheinau: Situation	57
Fig. 31. Fallstudie Rhein bei Rheinau: Zeitliche Entwicklung des relativen Leakagekoeffizienten	58
Fig. 32. Fallstudie oberes Limmattal bei Zürich: Situation mit Aquifer und Flussabschnitten.....	58
Fig. 33. Skizzierung der unterschiedlichen hydraulischen Phasen bei einem Überflutungsvorgang	61
Fig. 34. Beispiel für den Vergleich von gemessenen und simulierten Grundwasserspiegeln von Hochwasserereignissen an den Pegeln GW183 und GW315	63

Tabellenverzeichnis

Tab. 1. Quantitative evaluation of the uncertainties on advective transport due to model calibration (M_x, M_y , average position of the particles, σ_u, σ_v , longitudinal and transverse standard deviation of particles' position).....	12
Tab. 2. Jahresmittelwerte der Nitratkonzentration im anströmenden Grundwasser, im Sickerwasser des Versuchsfeldes Wagna, im Grundwasser im Bereich der Lysimeterstation und als Ergebnis der Modellberechnung	30
Tab. 3. Zuordnung der Parameter zu den Kategorien	43
Tab. 4. Erforderliche Fließstrecken für eine Reduktion enteraler Viren von 12.4 log-Stufen bei einem Flurabstand von 1 Meter, 95 %-Perzentil.....	44

Unsicherheiten bei der Grundwassermodellierung – Herausforderungen und Lösungsansätze

R. Liedl

Technische Universität Dresden
Institut für Grundwasserwirtschaft
D-01062 Dresden

Zusammenfassung

Grundwasserleiter besitzen einen heterogenen Aufbau und sind zugleich für Beobachtungen schwer zugänglich. Aus dieser Koinzidenz resultieren Unsicherheiten in der Parametrisierung von Grundwassermodellen, die sich naturgemäß auf Modellprognosen übertragen. Weitere Unsicherheiten können bei der Erstellung des konzeptionellen Modells durch fehlende oder unzureichende Berücksichtigung wesentlicher Prozesse und Komponenten entstehen. In diesem Beitrag soll der Umgang mit der Unsicherheit in der hydrogeologischen Erkundung und der Grundwassermodellierung gezeigt werden. In Anlehnung an LIEDL (2008) werden Strategien zur Quantifizierung, aber auch zur Verringerung der Unsicherheit angesprochen.

Modellansätze zur Quantifizierung der Prognoseunsicherheit

Die hydraulischen Grundlagen von Grundwasserströmungs- und Stofftransportmodellen (Volumen- bzw. Masseerhalt, Darcy-Gesetz etc.) sind deterministisch, d. h. bestimmte Ursachen rufen jeweils eindeutig vorhersagbare Wirkungen hervor. Die Unsicherheit, die mit der Vorgabe unzutreffender Werte für Systemparameter, Rand- oder Anfangsbedingungen einhergeht, wird in den Modellen mittels zufallsabhängiger Eingangsgrößen berücksichtigt. Somit überlagern sich in den Modellergebnissen deterministische und probabilistische Komponenten. Letztere lassen sich als Maß für die Prognoseunsicherheit interpretieren. Diese Vorgehensweise kann mit der Monte-Carlo- oder der Perturbationsmethode umgesetzt werden.

Die Durchführung der Monte-Carlo-Methode setzt eine statistische Beschreibung der Unsicherheit voraus, die bzgl. der nicht exakt bekannten Modelleingangsgrößen besteht. Basierend auf diesen statistischen Verteilungen wird eine Vielzahl einzelner Realisationen, d. h. räumlich-zeitliche Ausprägungen der Variabilität der Systemparameter, Anfangs- oder Randbedingungen, generiert. Jede Realisation stellt also eine einzelne, mögliche Konstellation von Parametern oder Bedingungen dar, die den Grundwasserleiter und das zu prognostizierenden Strömungs- oder Transportverhalten charakterisieren bzw. beeinflussen könnte. In einem weiteren Schritt wird für jede Realisation bzw. Konstellation eine prozessbasierte Prognosesimulation durchgeführt. Eine statistische Auswertung der Gesamtheit der Simulationsergebnisse führt abschließend nicht nur auf Aussagen über das mittlere zukünftige Strömungs- oder Stofftransportverhalten, sondern auch über die Variabilität der Prognoseergebnisse.

Im Gegensatz zu den Monte-Carlo-Verfahren bringt die Perturbationsmethode bereits in die Prozessgleichungen Terme ein, die eine unmittelbare Übertragung der Unsicherheit von den Modelleingangsgrößen zum Prognoseergebnis ermöglichen. Dabei werden die deterministischen oder „mittleren“ Größen um additive Störglieder ergänzt. Im Zuge dieser mathematischen Operationen erhält man zudem Gleichungen, mit denen die Wechselbeziehungen der Störglieder untereinander sowie mit den deterministischen Größen quantifiziert werden können. Bei der Durchführung der Perturbationsmethode werden den jeweiligen Störtermen zunächst die Unsicherheiten bzgl. Systemparametern, Anfangs- oder Randbedingungen zugewiesen. Daraufhin erfolgt die – in aller Regel numerische – Lösung des erweiterten Gleichungssystems, um sowohl die mittleren Modellvorhersagen als auch die Prognoseunsicherheit zu erhalten.

Verringerung der Prognoseunsicherheit

Sowohl Monte-Carlo- wie auch Perturbationsverfahren benötigen eine hohe Datendichte, um statistische Kenngrößen wie Korrelationslängen oder Varianzen zuverlässig erfassen zu können. Folglich ist ein umfangreicher Datenbestand für zeitlich und räumlich hoch aufgelöste Modellprognosen auch dann unerlässlich, wenn Prognoseunsicherheiten in die Modellierung mit einbezogen werden. Bestimmte Fragestellungen können jedoch oftmals bereits auf der Basis flächen-, volumen- oder zeitgemittelter Informationen mit ausreichender Genauigkeit beantwortet werden. Solche „integralen“ Informationen erfordern spezielle Erkundungsverfahren zur Parameterermittlung und entsprechende Ansätze für die Modellprognosen. Die Erhöhung der Datendichte und die integrale Herangehensweise werden nachstehend vorgestellt und diskutiert.

Das räumliche Auflösungsvermögen von herkömmlichen hydrogeologischen Geländemethoden (z. B. Pumpversuche) ist begrenzt, so dass die Heterogenität der Strömungs- und Stofftransportparameter nicht immer hinreichend genau bestimmt werden kann. Dem gegenüber liefern Laboruntersuchungen (Darcy-Experimente, Siebanalysen) lediglich Punktinformationen, die nur im engsten Umkreis der jeweiligen Probenahmestelle Gültigkeit besitzen. Die Unsicherheiten bzgl. der großvolumig gemittelten oder aus Laborversuchen abgeleiteten Parameterwerte sind u. U. immens (ROVEY, 1998). Eine verbesserte räumliche Auflösung kann unter Verwendung „klassischer“ Methoden mittels Flowmetertests in Bohrlöchern (BOMAN et al., 1997), Multilevel-Slugtests (BUTLER, 1998) oder Pumpversuchen an Brunnendipolen (BUTLER et al., 1999) erzielt werden. Allerdings bleiben die detaillierten Parameterinformationen auf die nähere Umgebung der Brunnen bzw. Bohrlöcher beschränkt.

Zur Steigerung der flächenhaften Auflösung kann in der hydrogeologischen Erkundung die Direct-push-Technik verwendet werden. Diese im Lockergestein einsetzbaren Rammverfahren zeichnen kontinuierliche Tiefenprofile hydrogeologischer Parameter auf und erlauben alternativ die Entnahme von Boden-, Bodenluft- oder Wasserproben (DIETRICH & LEVEN, 2006). Der im Vergleich zu herkömmlichen Techniken schnellere und kostengünstigere Vortrieb erlaubt eine erhöhte Anzahl von Sondierungen und resultiert in einer entsprechenden Zunahme der Datendichte.

Eine Erhöhung der Datendichte kann bei der hydrogeologischen Erkundung weiters durch die Übernahme des Prinzips der geophysikalischen Tomografie erreicht werden. Bei dieser als hydraulischen Tomografie bezeichneten Methode werden zwischen Bohrlöchern Drucksignale durch den Grundwasserleiter gesendet und analysiert. Die hierzu entwickelten experimentellen Verfahren beinhalten die Durchführung einer Reihe von Slug-Tests oder Pumpversuchen, wobei die Positionen von Empfängern und Sendern variiert bzw. permutiert werden. Aus den experimentell ermittelten Signallaufzeiten wird anschließend die räumliche Verteilung von Aquifereigenschaften rekonstruiert. Die Übersichtsartikel von NEUMAN (2005) und WU et al. (2005) betonen das Potenzial der hydraulischen Tomografie, die derzeit noch im kleinräumigen Maßstab eingesetzt wird, für die hoch aufgelöste hydrogeologische Erkundung.

Praktische Fragestellungen verlangen jedoch nicht in jedem Fall die Anwendung hoch auflösender Erkundungsverfahren, sondern lassen sich mit einem geringeren Detaillierungsgrad bearbeiten. Dies ist immer dann möglich, wenn ausschließlich „integrale“, d. h. auf Flächen oder Volumina bezogene Größen benötigt werden. So werden z. B. Schadstofffrachten im Abstrom von Schadensherden mittels Immissionspumpversuchen an Kontrollquerschnitten bestimmt, die sich im Abstrom eines Schadensherds über die gesamte Breite der Schadstofffahne erstrecken (TEUTSCH et al., 2000). Die Entnahmebreiten der entlang eines solchen Querschnitts eingerichteten Pumpbrunnen decken den Kontrollquerschnitt bei Einzelbetrieb vollständig ab und stellen so eine komplette Erfassung der Schadstofffahne sicher.

Durch Inversion der Konzentrations-Zeit-Kurven der einzelnen Brunnen wird die über den Kontrollquerschnitt gemittelte Schadstoffkonzentration bestimmt. Diese mittlere Konzentration ist ausreichend, um aus der Kenntnis der Grundwasserströmung (Volumenstrom) die Schadstofffracht im Grundwasserleiter zu errechnen. Die beschriebene Vorgehensweise liefert somit keine „punktförmigen“, sondern „integrale“ Ergebnisse, die jeweils für einen gesamten Kontrollquerschnitt repräsentativ sind.

Das den Immissionspumpversuchen zugrunde liegende Konzept der Kontrollquerschnitte findet auch bei laufzeitbasierten Modellansätzen Verwendung, mit denen reaktiver Stofftransport bei stationärer Grundwasserströmung nachgebildet wird (CVETKOVIC, 1997; YABUSAKI et al., 1998; FINKEL et al., 2002). Hierbei werden die einzelnen Stromlinien zwischen zwei Kontrollquerschnitten vorab durch die jeweilige Laufzeit des Grundwassers charakterisiert und die zugehörige Häufigkeitsverteilung der Laufzeiten wird ermittelt. Dies erlaubt eine separate, eindimensionale Simulation der reaktiven Prozesse. Die Ergebnisse lassen sich anschließend mit der Häufigkeitsverteilung der Grundwasserlaufzeiten verknüpfen, um das mittlere Durchbruchverhalten von Wasserinhaltsstoffen für den unterstromigen Querschnitt zu erhalten.

Ausblick

Eine optimale Abstimmung zwischen Modellierung und Erkundung basiert sowohl auf technischen als auch konzeptionellen Fortschritten. Aus technischer Sicht besteht derzeit ein erkennbarer Entwicklungsvorsprung im EDV-Sektor. Die Zuverlässigkeit von Prognosen prozessbasierter Grundwassermodelle wird nicht in erster Linie durch Hard- und Softwareausstattung limitiert, sondern vielmehr durch mangelnde Datendichte und -qualität. Hier ist eindeutig ein Nachholbedarf im Bereich der Erkundung bzw. Modellparametrisierung zu erkennen.

Fortschritte konzeptioneller Art sind hingegen bei der Bewertung von Erkundungs- wie auch Modellierungsansätzen wünschenswert. Erste grundlagen- wie auch anwendungsorientierte Arbeiten auf dem jungen Forschungsgebiet der Bewertung von Grundwassermodellen stellen POETER & ANDERSON (2005) bzw. MASSMANN et al. (2006) vor. Parallel dazu zeigen BEYER et al. (2006) eine mögliche Vorgehensweise bei der Beurteilung von Erkundungskonzepten auf. Weitere Entwicklungen sollten auf eine simultane Bewertung von Modellierungs- und Erkundungskonzepten gerichtet sein.

Literatur

- BEYER, C., S. BAUER & O. KOLDITZ (2006): Uncertainty assessment of contaminant plume length estimates in heterogeneous aquifers. – *J. Contam. Hydrol.*, 87 (1-2), 73-95.
- BOMAN, G. K., F. MOLZ & K. D. BOONE (1997): Borehole flowmeter application in fluvial sediments: Methodology, results, and assessment. – *Ground Water*, 35 (3), 443-450.
- BUTLER, J. J. (1998): The design, performance, and analysis of slug tests, Lewis Publ., Albany.
- BUTLER, J. J., C. D. McELWEE & G. C. BOHLING (1999): Pumping tests in networks of multilevel sampling wells: Motivation and methodology. – *Water Resour. Res.*, 35 (11), 3553-3560.
- CVETKOVIC V. (1997): Transport of inert solutes – In: DAGAN G., NEUMAN S. P. (Hrsg.), *Subsurface flow and transport: A stochastic approach*. – Cambridge University Press, Cambridge, 133-145.
- DIETRICH, P. & C. LEVEN (2006): Direct push technologies. – In: KIRSCH R. (Hrsg.), *Groundwater geophysics – A tool for hydrogeology*. Springer, Berlin, 321-340.
- FINKEL, M., R. LIEDL, G. TEUTSCH (2002): Modelling reactive transport of organic solutes in groundwater with a Lagrangian streamtube approach. – In: SCHULZ H. D., TEUTSCH G. (Hrsg.), *Geochemical processes - Conceptual models for reactive transport in soil and groundwater*, Wiley-VCH, 115-134.
- LIEDL, R. (2008): Unsicherheit in der hydrogeologischen Erkundung und Grundwassermodellierung. – *DKW-Reihe*, Dresdner Kompetenzzentrum Wasser / TU Dresden, zur Veröffentlichung eingereicht.
- MASSMANN, C., S. BIRK, R. LIEDL & T. GEYER (2006): Identification of hydrological models: Application to tracer test analysis in a karst aquifer. – In: BIERKENS M. F. P., GEHRELS J. C., KOVAR K. (eds.), *Calibration and reliability in groundwater modelling: From uncertainty to decision making*. – IAHS Publ., 304, 59-64.
- NEUMAN, S. P. (2005): Trends, prospects and challenges in quantifying flow and transport through fractured rocks. – *Hydrogeology J.*, 13 (1), 124-147.
- POETER, E. & D. ANDERSON (2005): Multi-model ranking and inference in ground-water modeling. – *Ground Water*, 43 (4), 597-605.
- ROVEY, C. W. (1998): Discussion of "Relationship between pumping-test and slug-test parameters: Scale effects or artifact?" – *Ground Water*, 36 (6), 866-867.
- TEUTSCH, G., T. PTAK, R. SCHWARZ R. & T. HOLDER (2000): Ein neues Verfahren zur Quantifizierung der Grundwasserimmission, Teil I: Beschreibung der Grundlagen. – *Grundwasser*, 4 (5), 170-175.
- WU, C.-M., T.-C. J. YEH, J. ZHU, H. L. TIM., N.-S. HSU, C.-H. CHEN. & A. F. SANCHO (2005): Traditional analysis of aquifer tests: Comparing apples to oranges? – *Water Resour. Res.*, 41 (9), 1-12.
- YABUSAKI, S., C. STEEFEL, B. WOOD (1998): Multidimensional, multicomponent, subsurface reactive transport in nonuniform velocity fields: Code verification using an advective reactive streamtube approach. – *J. Contam. Hydrol.*, 28 (2), 299-311.

Modellierung und Schätzung der Unsicherheiten in Modellprognosen mit inversen Methoden

P. Ackerer

Institut de Mécanique des Fluides et des Solides
2, rue Boussingault
F-67000 Strasbourg

Abstract

One of the main problems in the field of groundwater modeling is parameter identification. Because natural hydrosystems are heterogeneous and because our knowledge of the spatial distribution of parameters is very incomplete, model calibration is always required. Model calibration by trial and error is very time consuming. Therefore, the field of 'possible' parameters is not explored and model uncertainties due to the calibration procedure are difficult to evaluate.

We suggest here model calibration by an inverse procedure based on the minimization of an objective function. The parameterization is obtained by a 'downscaling' procedure in order to reduce the number of unknowns. The calibration procedure is applied on a part of the Rhine aquifer. Numerous inversions are done to find all 'plausible' models. Parameters' uncertainties' are estimate by statistical analysis of the results.

Introduction

The knowledge of the required parameters distributions in an aquifer is one of the most difficult aspect in modelling groundwater flow and transport. The natural way to get these required parameters would be using a deterministic description of the natural heterogeneity. This required a 'sufficient' number of measurements and, if necessary, an upscaling procedure to find equivalent parameters which reproduce the average behaviour of the system discretized at the scale of elements or cells. Because of the enormous costs of measurements, the amount of available data is not enough to allow an accurate deterministic description of the heterogeneity. The alternative way to obtain a given parameter distribution is model calibration. The nature of calibration is not to model the processes in details but to model the bulk behaviour of the physical system (patterns of the parameters, in/out flows, etc.) which gives one possible description of the aquifer.

Our paper will focus on parameter identification for groundwater flow. We present briefly the inverse procedure. The algorithm is applied to a part of the Upper Rhine River aquifer south from Strasbourg (France).

The inverse procedure

The inverse procedure is based on i) the formulation of an objective function ii) the parameterization whose aim is to reduce the number of parameters to be identified and iii) a minimization algorithm which updates iteratively the initial parameter set (not presented here).

The objective function

Because of the recognition that head and parameter measurements are subject to errors, the objective function is treated in a statistical way. The most popular approaches are weighted least squares or maximum likelihood estimations. Although built under more general assumptions, the maximum likelihood approach leads to a similar objective function as the weighted least squares method if the observation errors are assumed to be Gaussian distributed and independent.

The objective function we used is defined by:

$$J(p) = \sum_{i=1}^m (h_i - \hat{h}(p)_i)^2 + \sum_{j=1}^m \lambda_j (h_{u,j} - \hat{h}(p)_j)^2 + \lambda_p \sum_{k=1}^{np} \left[\left(\frac{\partial p_k}{\partial x} \right)^2 + \left(\frac{\partial p_k}{\partial y} \right)^2 \right] \quad (\text{Eq. 1})$$

The first term, called Jh in the following, represents the quadratic head difference between measured and computed heads assuming that the measurement errors are the same for each of the nm measurements. It is the standard objective function. We add two terms to provide more information. Very often, heads are mapped over the domain at high, average and low water for aquifer management purposes. This soft information is provided over the whole domain and the sum is extended to the nn nodes of the grid of the groundwater flow model. λ_j is equal to 0 if the computed head is less than an user defined upper limit $h_{u,j}$, equal to 1 otherwise. This term will avoid unrealistic heads over the whole domain (especially in the neighborhood of Neuman type boundary conditions). The last term of the objective function is a regularization term. It reduces oscillations in parameter estimates determined over the np nodes of the 'parameter mesh'. This last term is always positive and does not reduce to 0 when the computed heads are close to the measured heads. λ_p is a weighting coefficient. It has to be defined by trial and error to ensure that the regularization term is not too small.

The parameterization

Parameterization consists in expressing the elemental or cell values as a function of a smaller amount of variables. This is the first step in inverse modelling which should be based on a detailed analysis of the spatial properties of the parameter.

Since both 'soft' information (e.g. geologic interpretations) and 'hard' information (e.g. pumping tests or piezometer readings) on the structure of the aquifer can be used in the parameterization, it is one of the most important steps in model calibration. The reliability of the simulations is highly dependent on the quality of the parameterisation. The most common parameterization is zonation. The domain is divided into zones and the parameters are taken as constant inside each zone. Errors introduced by the zoning stem from the assumption of one uniform effective parameter value in each zone and from the uncertain shapes and sizes of the zones. Inaccurate sizes and shapes of the zones lead to poor predictive performance of the model.

We use here an original 'downscaling' method. We assume that the function which describes one parameter over the domain, can be approximated by piecewise linear functions defined on triangles if the grid used to described the parameters is fine enough. The optimal number and size of the triangles are not known a priori. Therefore, we proceed by downscaling. The first scale is a very coarse grid (say 2 elements) and the parameters are estimated at the nodes of that grid (4 nodes for 2 elements). Because the number of parameters to identify is very small, the solution of the inverse procedure is unique. Once these parameters have been identified, the accuracy of the description of parameter is improved by grid refinement. The initial values of the parameters at the node of the new grid are calculated by linear interpolation of the parameters obtained at the previous scale. This procedure ensures uniqueness. The refinement of each element of the 'parameter mesh' depends on the availability of information for that particular element.

Application to the upper Rhine aquifer

The described procedure is applied to simulate an average steady state flow regime on a part of the Upper Rhine Aquifer south of the town of Strasbourg, France with a 2D finite element model based on a triangular mesh. This phreatic aquifer is made of sand and gravel deposited in the river Rhine old erosion valley. The modelled domain is 20 km wide and 35 km long. West, it is limited by the Vosges mountains which are considered as prescribed flux boundaries in order to describe the infiltration of the water coming from the Vosges mountains. The Rhine river is the east limit. The limits on the North and South are prescribed head boundaries. The prescribed head values were obtained from existing hydrogeological maps. The calibrated parameters are the hydraulic conductivities. The measurement errors at one piezometer have been estimated by the comparison of measurements done by different administrations at the same piezometer and set to 10 cm.

Recharge is estimated to be equal to 10 % of precipitation from many previous modelling studies. Fluxes of the western boundary are estimated with respect to the watershed Vosges surface drainage.

Leakage coefficients, surface water tables and river bed elevations were provided by the Service de l'Eau et des Milieux Aquatiques (DIREN-Alsace).

The initial parameter mesh is formed by a square divided in 4 elements. In order to test the sensitivity of the calibrated conductivities with regard to the initial position of the initial square, we achieved 90 calibrations by turning the square degree by degree. This test has been performed with the standard objective function J_h and the full objective function $J(p)$. After calibration, differences between measured and computed heads are less than 10 cm for all measurement points and for each calibration. For each element of the groundwater model, 90 values of hydraulic conductivities are available and 90 head values for each node.

Reliability of the calibrated hydraulic conductivities and the simulated piezometric heads can be estimate by the coefficient of variation of the hydraulic conductivity and of the heads (Fig. 1). The uncertainty is less important for heads than for hydraulic conductivity because heads are constrained by the 34 measured values. The additional terms in the objective function have a strong beneficial influence on the reliability of the predicted heads especially on the western boundary where the combination of the small thickness of the aquifer and the correlation with the prescribed flux boundary can lead to unrealistic results.

We also estimate the effects of model uncertainties on advective transport. Therefore, we calculate a pathline for each calibration starting from the same point (considered as a source of pollutant), for the same duration (10 years) and with the same homogeneous porosity (10 %). The resulting uncertainties are given in Fig. 2 and Tab. 1.

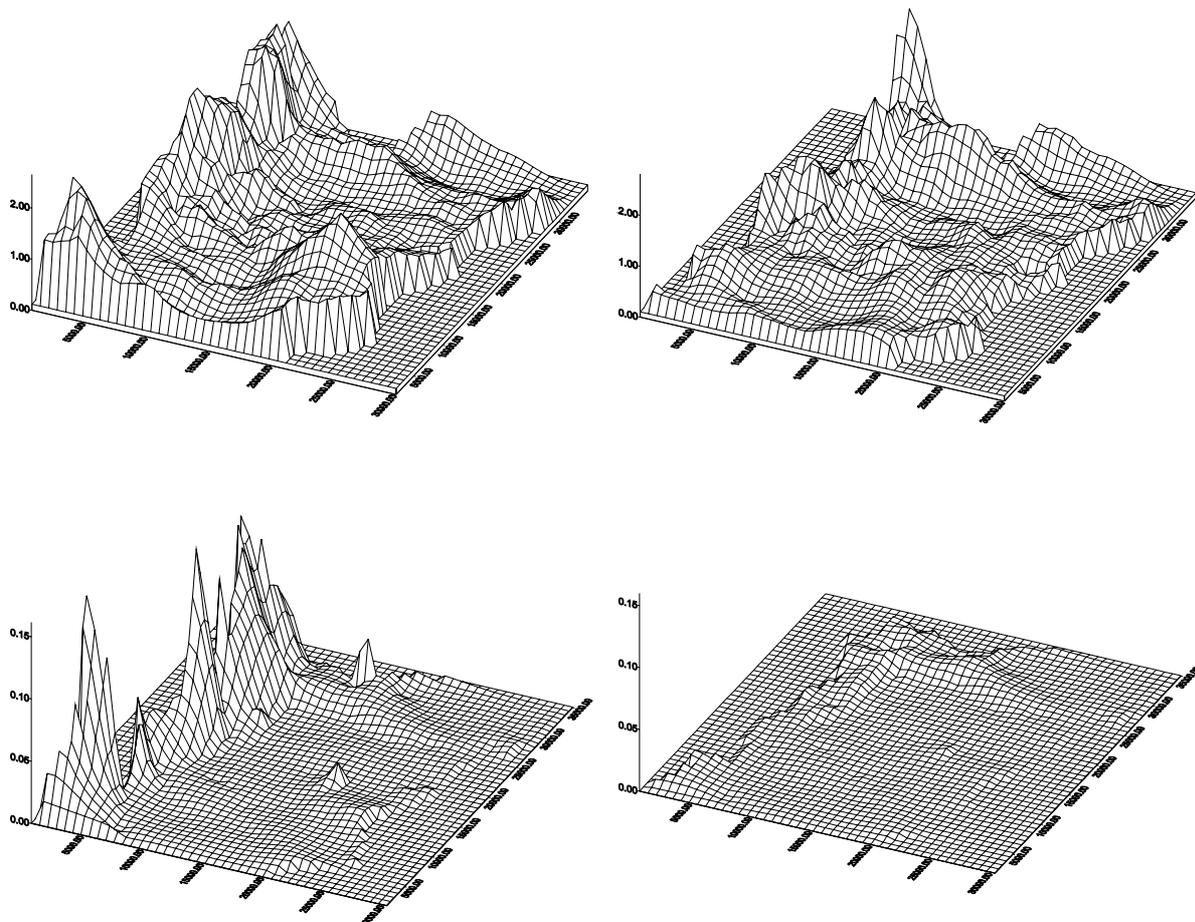


Fig. 1. Coefficient of variation of hydraulic conductivity (top) and of heads (bottom) for the standard objective function (left) and with the additional terms (right)

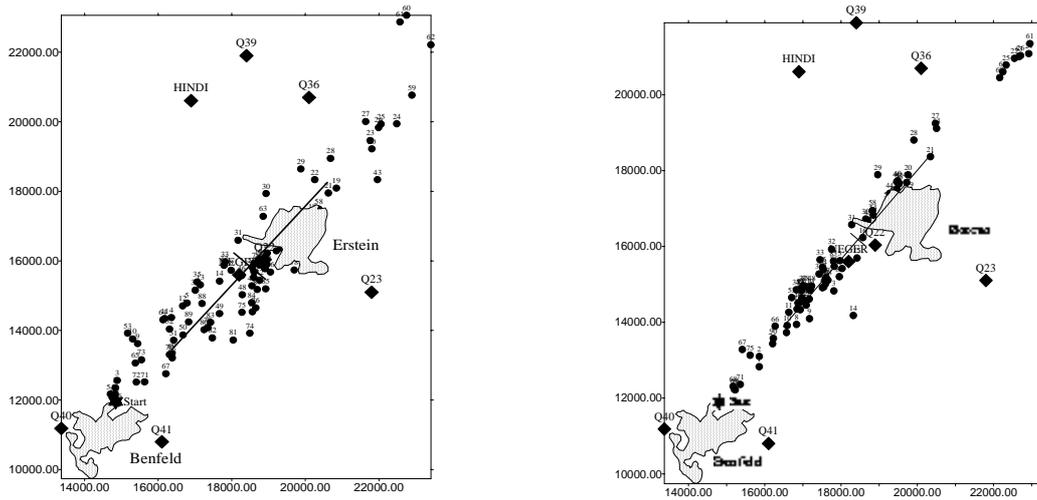


Fig. 2. Uncertainty in advective transport for the standard objective function (left) and with the additional terms (right). The dots represent the arrival position of particles starting at the same point (star). The cross represents the average position and the standard deviation in flow direction and in the transverse direction.

Tab. 1. Quantitative evaluation of the uncertainties on advective transport due to model calibration (Mx, My, average position of the particles, σ_u , σ_v , longitudinal and transverse standard deviation of particles' position)

Objective function	Mx (m)	My (m)	σ_u (m)	σ_v (m)	θ (°)
Jh	18483.105	15852.673	3201.787	569.772	48.70
J(p)	18444.536	16180.423	3020.580	249.437	49.589

Conclusion

The downscaling parameterisation, the terms of limitation and regularisation introduced in the objective function enable to increase the reliability of the estimates in heads and trajectories. Although the calibration is limited to hydraulic conductivities, the uncertainty in model parameters due to model calibration is very important. Therefore, the model predictions have to be associated with the estimated uncertainties.

The results also show that including observations related to the transport of solutes (tracer, pollutant) will greatly improve the accuracy of the flow model.

Modelle und Methoden zur Entscheidungsfindung in der Grundwasserbewirtschaftung

F. Reinstorf

Hochschule Magdeburg-Stendal
Fachbereich Wasser- und Kreislaufmanagement
Professur für Hydrologie und Geographische Informationssysteme
Breitscheidstr. 2
D-39114 Magdeburg

Zusammenfassung

In der wasserwirtschaftlichen Praxis, insbesondere beim Betrieb von Wasserwerken, besteht zunehmend der Anspruch, die Auswirkungen von Maßnahmen einer nachhaltigen Bewirtschaftung und Grundwassernutzung in ihrer Komplexität zu bewerten. Dazu müssen ökonomische, soziologische und naturwissenschaftliche Aspekte erfasst, miteinander verknüpft und bewertet werden. Der Aspekt der Mehrfachnutzung der Grundwasserfördergebiete durch unterschiedliche Wirtschaftszweige, wie Land- und Wasserwirtschaft und die sozio-kulturellen Besonderheiten des Gebietes sind zu berücksichtigen.

Das Ziel der Entwicklungsarbeit bestand daher in der Schaffung eines geeigneten naturwissenschaftlichen Instrumentariums aus Modellen und Methoden der Boden- und Grundwasserbewirtschaftung zur Entscheidungsfindung in der Grundwasserbewirtschaftung und die Möglichkeit der Verknüpfung der Resultate mit ökonomischen und sozio-kulturellen Faktoren. Am Beispiel eines Wasserwerkes und der sozio-ökonomischen Faktoren in seinem Wassereinzugsgebiet werden Szenarien der Entwicklung erstellt und ein Entscheidungsprozess schrittweise vollzogen.

Motivation

In Deutschland, wie auch in den meisten Ländern dieser Erde, ist das Grundwasser die wichtigste Ressource für die Trinkwassergewinnung. Der Schutz des Rohstoffs Grundwasser als Lebensgrundlage aller Menschen sollte deshalb ein zentrales Interesse einer Gesellschaft sein. Es muss aber festgestellt werden, dass das Grundwasser zunehmend durch anthropogene Einflüsse verunreinigt wird. Die Rohwasserqualität in vielen Trinkwasserfassungen ist heute bereits beeinträchtigt beziehungsweise verschlechtert sich entsprechend. Dies hat zur Folge, dass z. B. aufwändige und kostenintensive Wasseraufbereitungsanlagen installiert und betrieben werden. Die dadurch entstehenden Kosten müssen über den Preis des Trinkwassers letztlich vom Verbraucher getragen werden.

Insbesondere diffuse Stoffeinträge, die entweder direkt durch die landwirtschaftliche Düngung oder indirekt über die atmosphärische Deposition entstehen, haben erheblichen Anteil an der flächenhaften Belastung des Grundwassers. Hier nimmt Nitrat als wichtiger Bestandteil des Stickstoffkreislaufs eine herausragende Stellung ein. Zum einen sind Nitratverbindungen besonders ertragsbeeinflussende Düngemittel, zum anderen aber sind sie auch ein gesundheitsrelevanter Schadstoff. Hinzu kommt die hohe Mobilität von Nitrat-Ionen, da die verwendeten Nitratverbindungen gut wasserlöslich sind und die Ionen kaum sorptiv sind. Im Grundwasserleiter werden sie deshalb kaum retardiert und können über größere Entfernungen transportiert werden. Auch wenn Abbau geschieht, z. B. durch lithotrophe Denitrifikation, stellt sich die Frage nach der Denitrifikationskapazität des Untergrundes und es ist lediglich eine Frage der Zeit bis Rohwasserfassungen beeinträchtigt werden können. Die Fig. 3 gibt einen Überblick über die Aspekte der anthropogen initiierten Stoffflüsse, die in dieser Arbeit behandelt werden.

Die Aufforstung landwirtschaftlich genutzter Flächen wird als eine geeignete Maßnahme angesehen, die Emissionen aus der ackerbaulichen Bodennutzung nachhaltig zu vermindern. Dies betrifft vor allem Stickstoff in der Form von Nitrat aber auch die Hauptnährstoffe Phosphor und Kalium sowie die

Begleit-Ionen Chlorid und Sulfat. Bei der Anpflanzung von jungen Baumbeständen besteht jedoch anfangs nur ein geringer Nährstoffbedarf, so dass die Stickstoffvorräte des Bodens weiter über Jahre mit ihren mobilisierten Nitratmengen das Grundwasser belasten können. Weiterhin ist aus vielen Untersuchungen im Bereich der Waldforschung bekannt, dass Baumbestände Luft getragene Stoffe „auskämmen“, die dann staubförmig oder mit dem Niederschlag auf dem Boden deponiert und mit dem Sickerwasser in die Tiefe verlagert werden können. Die dadurch erhöhte Deposition verstärkt möglicherweise die Gefährdung des Grundwassers bzgl. Kontamination. Von Bedeutung für die Grundwasserressource sind auf der einen Seite besonders die Stickstoff- und Schwefelverbindungen. Diese können als Nitrat und Sulfat das Grundwasser belasten und gleichzeitig als Säurebildner wirken. Luft getragene Metalle, wie z. B. Cadmium und Blei, können bei sinkenden pH-Werten mobilisiert und in das Grundwasser transportiert werden. Hinzu kommt, dass durch eine Versauerung bodenbürtige Metalle wie Eisen, Mangan, Nickel verstärkt freigesetzt werden können.

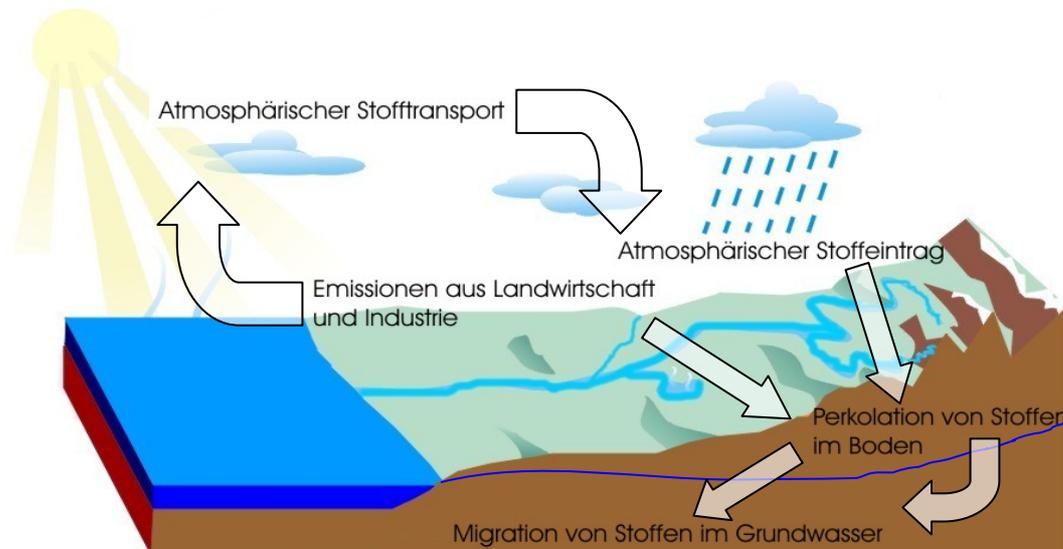


Fig. 3. Überblick über die anthropogen initiierten Stoffflüsse, die in dieser Arbeit behandelt werden

Diese kurze Problemdarstellung, die nur die zwei Aspekte landwirtschaftliche Bodennutzung und atmosphärische Deposition betrachtet, macht deutlich, dass ein einfaches Problem sehr komplex werden kann. Versucht man zusätzlich wirtschaftliche, soziale und legislative Aspekte mit ihren zum Teil auch auseinander liegenden Zielen ebenfalls bei der Planung zu berücksichtigen, wird deutlich, dass zu treffende Entscheidungen zur Grundwasserbewirtschaftung die Fachkenntnis eines einzelnen Entscheidungsträgers schnell übersteigen können. Um unter diesen Randbedingungen nachhaltige Entscheidungen zu treffen, benötigt man Werkzeuge und Methoden, die die Vorbereitung von Entscheidungen und den Entscheidungsprozess selbst unterstützen. Diese Instrumente können, in der Stufe der Vorbereitung, beispielsweise numerische Modelle sein und in der Stufe der Entscheidungsfindung Managementstrategien, wie Systemanalysen und adaptives Management oder auch komplette rechnergestützte Entscheidungshilfesysteme.

Die Zielstellung und deren Umsetzung

Das Ziel ist die Bewertung und Anwendung von Modellen und Methoden zur Entscheidungsfindung in der Grundwasserbewirtschaftung. Es erfolgt eine Analyse der vorhandenen Methoden und von numerischen Modellen und es erfolgen Weiterentwicklungen. Es wird gezeigt, wie mit geeigneten Erkundungstechniken belastbare Ergebnisse über den Zustand des Grundwassers und des Bodenwassers erhalten werden können. Es wird weiterhin dargelegt, wie mit Hilfe der Anwendung und Kombination von numerischen Modellen, z. B. für den Stofftransport im Boden- und Grundwasser, und mit Hilfe geeigneter Entscheidungshilfesoftware, ein multikriterieller Entscheidungsprozess ablaufen kann. Der Entscheidungsprozess wird anhand eines praktischen Beispiels für das Einzugsgebiet eines Wasserwerkes demonstriert.

Die für die Demonstration verwendeten Daten stammen aus den 80er und 90er Jahren und wurden vom Wasserwerksbetreiber, dem Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverband (OOWV) in Niedersachsen, und verschiedenen niedersächsischen Landesbehörden zur Verfügung gestellt. Die Daten wurden durch eigene Datenerhebungen, die speziell für die Modellierung benötigt wurden, ergänzt.

Bei der Auswahl der numerischen Modelle stand eine universelle Anwendbarkeit im Vordergrund. Damit soll gewährleistet werden, dass die Übertragbarkeit auf andere Standorte und Managementaufgaben weitestgehend möglich ist. Zu beachten ist, dass die Anwendbarkeit der Modelle und Methoden an bestimmte räumliche Skalen gebunden ist. Eine Ausnahme bilden die Entscheidungshilfemodelle, die Informationen verschiedener Skalenniveaus berücksichtigen können. Ein Überblick über die Aspekte, die mit dem entwickelten Instrumentarium bearbeitet werden können, ist in der thematischen Struktur in Fig. 4 skalenorientiert dargestellt.

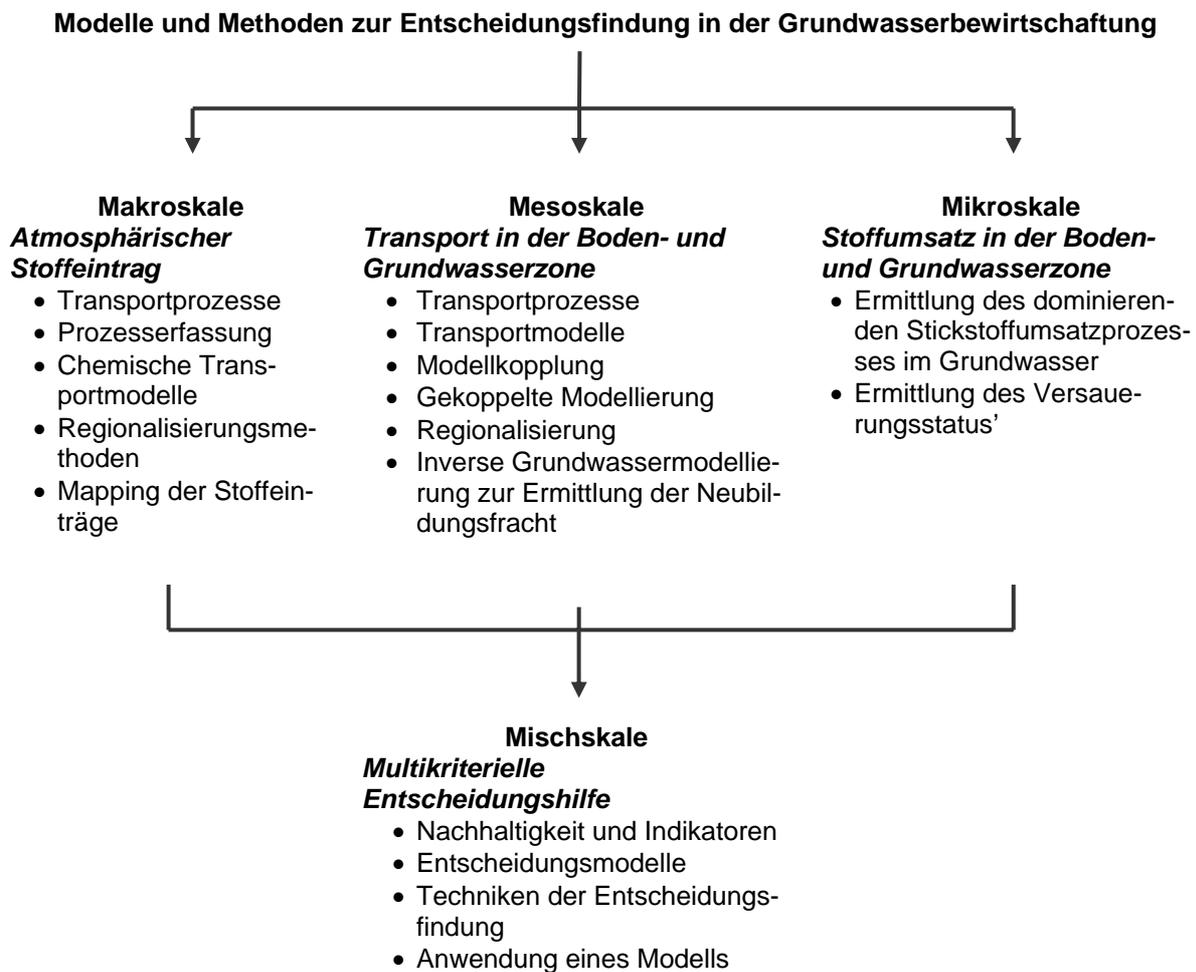


Fig. 4. Thematische Struktur des Entscheidungssystems und bearbeitbare Aspekte

Ermittlung flächenhafter Grundwasserspiegeln extremwerte mittels extremwertstatistischer und geostatistischer Methoden am Beispiel des Marchfeldes

A. Dalla-Via

JOANNEUM RESEARCH
Institut für WasserRessourcenManagement
Hydrogeologie und Geophysik
Elisabethstraße 16/II
A-8010 Graz

Einleitung und Problemstellung

Aufgrund gesetzlicher Forderungen werden in Österreich für verschiedene Projektvorhaben (Tiefbauten, z. B. Keller, Deponien, Trocken- bzw. Nassbaggerungen, Industriestandorte ...) entsprechende Grundwasserspiegeln extremwerte benötigt.

Zur Unterstützung bei derartigen raumplanerischen Fragestellungen wurden für große Porengrundwassergebiete (im Folgenden am Beispiel des Marchfeldes dargestellt; DALLA-VIA & FANK, 2007) flächendeckend die Grundwasserniedrig- und -hochstände ermittelt, die eine statistische Auftretenswahrscheinlichkeit von 1 in einem Zeitraum von 30, 50 und 100 Jahren haben (so genannte NGW30, NGW50, NGW100, HGW30, HGW50 und HGW100-Werte). Die ÖNORM B 2400 definiert RHHW als „durch theoretische Überlegungen und Berechnungen als größtmögliches Hochwasser ermittelter Wert“, wobei die analoge Verwendung der Bezeichnung RHHGW für Grundwasserstand ausdrücklich definiert wird (ÖNORM B 2400). Analog dazu wird auch der Begriff des niedrigst möglichen Wertes (RNNW) definiert.

Diese Werte können punktuell an Grundwasserbeobachtungsstellen mit ausreichend langen Zeitreihen mit Hilfe von geeigneten extremwertstatistischen Methoden berechnet und dann mittels geostatistischer Verfahren (bei entsprechender Messnetzdichte) in die Fläche übertragen werden.

Methoden

Extremwertstatistische Methoden

Detaillierte Überblicke über die verschiedenen Aspekte bei der Analyse von Extremwerten geben STEDINGER et al. (1997) und BOBEE & RASMUSSEN (1995). Sie diskutieren die gebräuchlichsten Wahrscheinlichkeitsverteilungen (Gumbel, Weibull, Frechet ...) und beschreiben Verfahren zur Schätzung der Parameter der Wahrscheinlichkeitsverteilungen sowie zur Quantifizierung deren Genauigkeit.

Vom INSTITUT FÜR WASSERRESSOURCENMANAGEMENT wurde gemeinsam mit dem INSTITUT FÜR ANGEWANDTE STATISTIK UND SYSTEMANALYSE ein Werkzeug zur Schätzung von Extremwerten nach dem Gumbel-Verfahren auf Excel-Basis erarbeitet (FANK & FUCHS, 1999).

Bei dieser Anwendung werden nach der Eingabe zulässiger Jahresextremwerte des Grundwasserstandes die entsprechenden empirischen Quantile bestimmt und die zugehörigen theoretischen Gumbel-Quantile berechnet. Zur Überprüfung, ob die jährlichen Grundwasserextremwerte durch eine Gumbel-Verteilung beschrieben werden können, wird ein Quantil-Quantil-Plot aus empirischen und theoretischen Quantilen erstellt. Sollten die Punktpaare wesentlich von der Geraden mit der Steigung von 1 abweichen, sollte eine andere Wahrscheinlichkeitsverteilung an diesen Datensatz angepasst werden. Die Hypothese, dass sich die unbekannte Verteilungsfunktion der Grundgesamtheit der Extremwerte mit einer Gumbel-Verteilung beschreiben lässt, kann auch durch den KOLMOGOROV-SMIRNOV Test überprüft werden. Die Testergebnisse werden anschließend

mit den kritischen Werten nach LILLIEFORS verglichen, um die Verwendung der Gumbel-Verteilung für verschiedene Signifikanzniveaus entweder zu bestätigen oder zu verwerfen.

Die Formel (siehe Eq. 2) gibt die Formulierung der Wahrscheinlichkeitsverteilung nach Gumbel wieder. In einem nächsten Schritt werden die beiden Parameter λ und δ der Gumbel-Verteilung mit Hilfe der Momentenmethode bzw. mit der Methode der kleinsten Quadrate geschätzt. Somit können nun zu verschiedenen Jährlichkeiten die Grundwasserextremwerte sowie das zugehörige asymptotische Vertrauensintervall berechnet werden.

$$G(y) = e^{-e^{\left(\frac{y-\lambda}{\delta}\right)}} \quad (\text{Eq. 2})$$

Statistische Voraussetzungen

Eine Voraussetzung zur Verwendung der Gumbel-Wahrscheinlichkeitsverteilung ist die Unabhängigkeit von aufeinander folgenden Jahresextremwerten, d. h. es darf z. B. keine trendmäßige Zu- oder Abnahme der Messwerte vorliegen. Ein hoher Unabhängigkeitsgrad wie bei Niederschlägen oder Abflüssen von Fließgewässern ist bei Grundwasserspiegelextremwerten oft nicht gegeben. Um trotzdem Grundwasserdaten extremwertstatistisch auswerten zu können, wurde z. B. in München (VOGT et al., 2006) die Unabhängigkeit zweier Grundwasserspiegelextremwerte bereits dann angenommen, wenn diese mindestens 4 Wochen auseinander lagen oder zwischen sich ein Gangliniental von mindestens 0.4 m aufwies. Im gegenständlichen Fall wird es, zusätzlich zum zeitlichen Kriterium, als ausreichend erachtet alle Messstellen mit einzubeziehen, an denen der Autokorrelationswert das Konfidenzintervall bei nicht mehr als 3 von 12 Verschiebungsintervallen überschreitet. Auf Grund dieses zusätzlichen Kriteriums werden einige Zeitreihen mit deutlichen Trendverläufen nicht in die extremwertstatistische Auswertung miteinbezogen.

Anforderungen an die Datengrundlagen

Um zu gewährleisten, dass an den Messstellen die Jahresextremwerte auch tatsächlich erfasst wurden, werden möglichst lückenlose Zeitreihen mit einem Aufzeichnungsintervall von einer Woche oder kürzer benötigt. Der Beobachtungszeitraum sollte mindestens 9 Jahre betragen. Diese Anforderung wird in Österreich in den bedeutenderen Porengrundwassergebieten an den meisten Messstellen in der Regel erfüllt.

Häufig stehen (so wie auch im Marchfeld) neben dem Messnetz des Hydrographischen Dienstes auch noch andere Messnetze zur Verfügung. Energieversorger, Wasserversorger und oder andere Institutionen mit Bezug zum Grundwasser, wie z. B. der MARCHFELDKANAL-BETRIEBSGESELLSCHAFT, welche ein sehr umfangreiches Netz an Grundwassermessstellen betreibt.

Da statistische Auswertungen auf Datenfehler im Extrembereichen sehr empfindlich reagieren sind eingehende Plausibilitätsprüfungen der Grundwasserzeitreihen notwendig. Durch den intensiven Vergleich der Messdaten innerhalb eines Messnetzes bzw. der Messdaten unterschiedlicher Messnetze werden häufig neben Messdatenfehlern auch Lage- und oder Bezugshöhenfehler entdeckt. Die durch die räumliche und zeitliche Zusammenschau verschiedener Datenkollektive ermöglichte Auffindung oben genannter Unplausibilitäten, stellt für den Auftraggeber und/oder Netzbetreiber ein nicht unerhebliches positives „Nebenprodukt“ dar.

Dominante Einflussfaktoren

Die zu ermittelnden Grundwasserspiegelextremwerte sollen in der Regel für die „gegenwärtigen hydrologischen Rahmenbedingungen“ gelten. Aus diesem Grund ist es essentiell vor der Anwendung statistischer Methoden, die dominanten Einflussfaktoren und Steuermechanismen des zu untersuchenden Grundwasserfeldes zu verstehen (DALLA-VIA & FANK, 2004, 2006 & 2007). Erst durch dieses Verständnis ist es möglich, gemessene Grundwasserspiegelhöhen, welche nur unter nicht mehr vorherrschenden Randbedingungen zu Stande kommen zu eliminieren. Beispiele dafür sind nicht mehr existierende bedeutende Wasserentnahmen, Kraftwerksbauten, Flusseintiefungen oder wie zum Beispiel im Marchfeld deutlich veränderte Grundwasserentnahmen für Bewässerungszwecke. Auf Grund der festgestellten Entwicklungen werden in großen Teilen des Marchfeldes nur

Jahresextremwerte ab Mitte der 1970er Jahre verwendet. Das bedeutet auch, dass die berechneten Extremwerte dieses Szenarios zukünftig nur gelten, solange die hydrologischen Randbedingungen (vor allem die landwirtschaftlichen Entnahmen) etwa gleich bleiben.

Geostatistische Methoden

Die gewonnenen punktuellen Grundwasserspiegelextremwerte werden mittels geostatistischer Methoden in die Fläche übertragen werden. Die Interpolation erfolgt in vier Schritten: Im ersten Schritt, der Variographie, wird die räumliche Variabilität untersucht, um daraus als zweites ein Modell abzuleiten, das die räumlichen Eigenschaften der Variablen beschreibt. Dieses Modell ist die entscheidende Eingangsgröße für die eigentliche Interpolation (hier ein Kriging-Verfahren). Zum Schluss werden die Ergebnisse im vierten Schritt der Validierung, auf ihre Qualität untersucht. Bei der Qualitätsanalyse wird der mittlere Betrag der Residuen aus der Cross Validation analysiert um die optimale Parametrisierung zu ermitteln.

Ergebnisse

Die Ergebnisdarstellung und Dokumentation ist je nach Anforderungen des Auftraggebers sehr umfangreich. Zum einen wird für jede Messstelle die Gumbelmodellanpassung, inklusiver statistischer Testergebnisse und Konfidenzintervalle dargestellt. Es besteht die Möglichkeit durch hinzufügen neuer Extremwerte die berechneten Extremwerte zu aktualisieren.

Es wird weiters für jede Messstelle die herangezogenen Jahresextremwerte dokumentiert. Die flächenhafte Darstellung erfolgt in Form von Karten in denen die Grundwasserisolinien [m ü. A.], Grundwasserflurabstände (als Raster in Farbabstufungen) und die für die Interpolation verwendeten Messstellen mit Messstellenbezeichnung verzeichnet sind. Auf der Karte befindet sich eine Tabelle auf der alle für die Interpolation verwendeten Messstellen inklusive Angabe der Geländeoberkante, dem ermittelten Grundwasserspiegelextremwert und der Anzahl der zu Grunde liegenden Jahre dargestellt sind (siehe Fig. 5).

Der Genauigkeitsgrad der flächenhaften Flurabstände hängt naturgemäß auch von der Qualität des verwendeten Höhenmodells ab. Zur Abschätzung der Ungenauigkeit des Höhenmodells werden an allen Messstellen die terrestrisch vermessenen Geländeoberkanten mit den Höhen aus dem Geländemodell verglichen. An dieser Stelle sei vermerkt, das in manchen Fällen größere Abweichungen auch Hinweise für falsche Vermessungshöhen oder ungenaue Koordinaten von Messstellen darstellen.

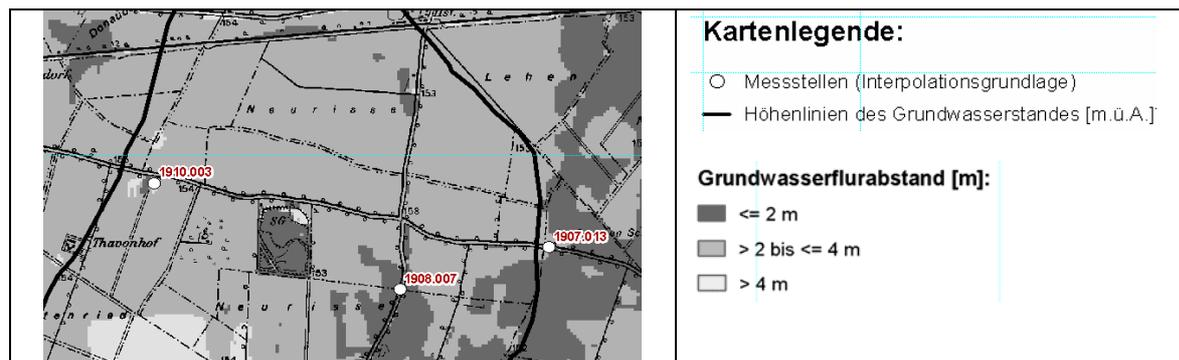


Fig. 5. Grundwasserspiegelextremwerte im Marchfeld (Kartenausschnitt HGW100)

Schlussfolgerungen

Auch unter Heranziehung langfristiger Beobachtungen von hydrologischen Daten können aus bestehenden Datensammlungen keinesfalls Extremsituationen hydrologischer Verhältnisse abgeleitet werden, da dafür die Datenreihen meist zu kurz sind. Die Extrapolation von Voraussagen hinsichtlich extremer hydrologischer Verhältnisse bedient sich üblicherweise mathematisch-statistischer

Verteilungsfunktionen zur Berechnung der Über- bzw. Unterschreitungswahrscheinlichkeiten des Eintretens bestimmter Zustände. Bei geeigneter Datengrundlage (Zeitreihendauer, Messintervall, Messnetzdichte) sind extremwertstatische Verfahren wohl die beste Entscheidungsgrundlage zur Festlegung von Grundwasser-spiegelextremwerten für ausgewählte Jährlichkeiten.

Vor der Anwendung statistischer Methoden ist es essentiell die dominanten Einflussfaktoren und Steuermechanismen des zu untersuchenden Grundwasserfeldes zu verstehen. Dieses Verständnis ist wichtig bei der Auswahl bzw. Elimination von (für die Fragestellung) zulässigen Grundwasserspiegelextremwerten. Es geht darum festzustellen, welche Extremwerte in Zeiten zustande gekommen sind, in denen etwa die gegenwärtigen grundwasserhydrologischen Randbedingungen geherrscht haben (STEDINGER et al., 1997). In manchen Fällen ist davon auszugehen, dass in Teilen von Grundwasserkörpern ausgewählte historische Hoch- und/oder Tiefstände auf Grund anthropogener Eingriffe nicht mehr zu erwarten sind (Entnahmen, Kraftwerke, Flusseintiefungen ...).

Zusammenfassung

Die Kenntnis der räumlichen Verteilung extremer Grundwasserspiegelhöhen spielt als raumplanerische Grundlage eine immer größere Rolle. In den größeren Porengrundwassergebieten Österreichs stehen in der Regel ausreichende Datengrundlagen in räumlicher als auch zeitlicher Hinsicht zur Verfügung. Nach eingehender Datenplausibilitätsprüfung und dem Erlangen eines grundwasserhydrologischen Verständnisses für die dominanten Steuerungsmechanismen ist es möglich mit Hilfe der vorgestellten extremwertstatischen und geostatistischen Verfahren, Grundwasserspiegelextremwerten und Flurabständen zu ermitteln und anschaulich darzustellen. Damit steht eine effiziente Palette an Methoden für eine standardisierte und nachvollziehbare Ermittlung von Grundwasserspiegelextremwerten zu Verfügung.

Literatur

- BOBÉE, B. & P. F. RASMUSSEN (1995): Recent advances in flood frequency analysis, Reviews of Geophysics, Supplement, 1111-1116, U.S. National Report to International Union of Geodesy and Geophysics 1991-1994.
- DALLA-VIA, A. & J. FANK (2004): Grundwasserspiegelextremwerte Nördliches Tullner Feld. Joanneum Research - Institut für WasserRessourcenManagement – Hydrogeologie und Geophysik Unveröff. Bericht im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung Gruppe Wasser, 38 S, 18 Karten, Graz – St. Pölten.
- DALLA-VIA, A. & J. FANK (2006): Grundwasserspiegelextremwerte Südliches Tullner Feld. JOANNEUM RESEARCH - Institut für WasserRessourcenManagement – Hydrogeologie und Geophysik. Unveröff. Bericht im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung Gruppe Wasser, 37 S, 18 Karten, Graz – St. Pölten.
- DALLA-VIA, A. & J. FANK (2007): Grundwasserspiegelextremwerte Marchfeld. JOANNEUM RESEARCH - Institut für WasserRessourcenManagement – Hydrogeologie und Geophysik Unveröff. Bericht im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung Gruppe Wasser, 51 S, 17 Karten, Graz – St. Pölten.
- DVWK (1999): Statistische Analyse von Hochwasserabflüssen. In: DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 251, (Hrsg. DVWK) Bonn
- FANK, J. & K. FUCHS (1999): Anwendung der Extremwertstatistik in der Hydrologie von Porengrundwasservorkommen. – Mitteilungsblatt des Hydrographischen Dienstes in Österreich, 78, 31-45, Wien
- STEDINGER, J. R., VOGEL R. M. & E. FOUFOULA-GEORGIU (1997): Frequency of extreme events, Chapter 18, Handbook of Hydrology, ed. by D. R. MAIDMENT, MCGRAW-HILL.
- ÖNORM B 2400 (1986): Hydrologie; Hydrographische Fachausdrücke und Zeichen. 35 S., Österreichisches Normungsinstitut, Wien (Walter Hauska).
- VOGT N., H. LESEMANN & R. STIEGELER (2006): Festlegung von Bemessungsgrundwasserständen auf Grundlage statistischer Analysen. Zentrum Geotechnik der TU München; Wasserwirtschaft 10/2006.

A new method for modelling geothermal heat exchangers in shallow aquifer systems

H.-J. G. Diersch, W. Rühaak, P. Schätzl & A. Renz

DHI-WASY GmbH.
Waltersdorfer Str. 105
D-12526 Berlin

Abstract

A new finite-element algorithm has been implemented in the commercial simulation code FEFLOW[®]. Borehole Heat Exchanger (BHE) systems are modelled by a set of one-dimensional finite-element representations. BHE form a closed loop system. Therefore, the thermal interaction between the heat pipes to the grout of the borehole and to the surrounding aquifer can be computed by using thermal resistances. The method, which has been published before, is further modified and generalized. Instead of using an iterative/sequential approach we developed a fast non-sequential (non-iterative) method based on a substructure finite-element method, which has been shown superior and robust. It allows the computation of single BHE or arrays of BHE of different sizes and types (single U-shape, double U-shape, coaxial) in a highly efficient and accurate manner. Different model validations are presented showing a good agreement.

Introduction

Shallow geothermics has an increasing importance worldwide. Expertise on environmental matters requires estimating the potential impact of Borehole Heat Exchanger (BHE) systems on the subsurface temperature. Various techniques are available to analyze the flow and heat transport processes for BHE and the surrounding soil layers. Two different approaches are often used. First, BHE is modelled in a fully discretized manner via numerical schemes in three dimensions. However, due to the extreme disproportional geometries and high parametric contrasts typical for BHE the computation becomes a difficult and expensive numerical task. Second, analytical or semi-analytical techniques have shown attractive in engineering practice. However, their results are restricted due to inherent simplified assumptions (e.g., averaged quantities, neglecting groundwater interaction, linearization of underlying physics). As a result, more efficient and powerful methods are required providing the full coupling between BHE and the subsurface without the need to resolve BHE in geometric detail. This becomes especially important in case of large BHE arrays.

BHE systems can be constructed in different ways. The most common in practice are single U-shape pipe (consisting of an inlet pipe, an outlet pipe and grout), double U-shape pipe (consisting of two inlet pipes, two outlet pipes and grout) and coaxial pipe (consisting of an inlet pipe included with an outlet pipe and grout) installations. Such heat exchangers form a vertical borehole system, where a refrigerant circulates in closed pipes exchanging heat with the surrounding aquifer driven alone by thermal conductivity (closed loop system). However, the extreme slenderness, typically involved in those boreholes, requires an advanced numerical strategy, where the BHE systems are modelled by 1D finite-element representations. We mainly follow the ideas proposed by AL-KHOURY et al. (2005) and AL-KHOURY & BONNIER (2006), who firstly used 1D single and double U-pipe elements in the context of geothermal heating systems. AL-KHOURY et al.'s numerical strategy is further modified and adapted to FEFLOW (DIERSCH & KOLDITZ, 2002, ZHENG, 2007) with respect to the following:

- Integrating the 1D BHE pipe elements into FEFLOW's finite-element matrix system similar to fracture elements.
- Generalization of the formulations for single and double U-shape as well as coaxial pipe configurations.
- Direct and non-sequential (essentially non-iterative) coupling of the 1D pipe elements to the porous medium discretization.
- Extending FEFLOW's boundary conditions for BHE pipes similar to multi-layer well borehole conditions.

Borehole Heat Exchanger

An example for a double U-shape pipe (DUSP) exchanger is shown in Fig. 6. The DUSP is a cylindrical borehole consisting of two inner pipes forming a U-shape and filled with a grout material as shown in Fig. 6.

There are five components of a DUSP exchanger:

- two pipes-in (denoted as $i1$ and $i2$)
- two pipes-out (denoted as $o1$ and $o2$)
- grout material (denoted as g)

The four pipe components $i1$, $i2$, $o1$, and $o2$ transfer heat across their cross-sectional areas and exchange fluxes across their surface areas. The radial heat transfer from the pipes is directed to the grout g . The grout material g exchanges heat directly to the surrounding soil (the porous matrix with the filled fluid in the void space) denoted as s . The heat coupling only occurs via the grout g , which works as an intermediate medium that transfers heat from one pipe to another and *vice versa*. Only the grout exchanges heat with the surrounding soil s . The DUSP system involves several material and geometrical parameters, which are either given by the manufacturer of the heating systems or determined experimentally. These relations are used to express the overall thermal resistance between the DUSP borehole and the soil. The usual practice is to lump the effects of the DUSP components into an effective heat transfer coefficient representing the reciprocal of the sum of the thermal resistances R_i ($i = 1, \dots, 9$) between the different components. The inner pipe-grout heat flux resistance relationships are shown in Fig. 7. Their analytical descriptions can be found in AL-KHOURY et al. (2005) and DIERSCH et al. (2008). In the latter paper details regarding the direct – non-sequential – implementation can be found, too.

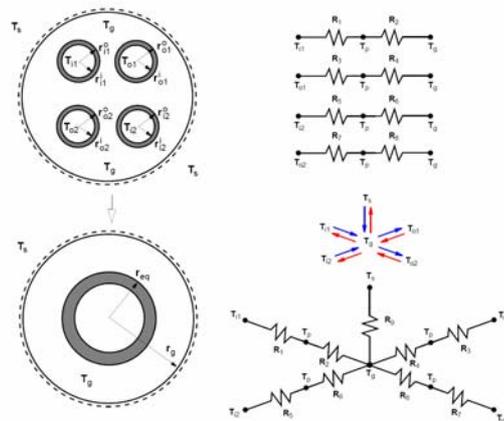
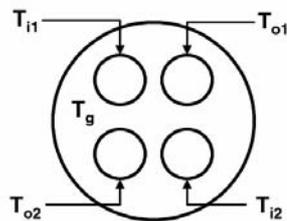
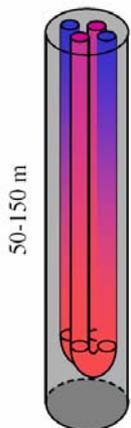


Fig. 6. Schematization of a DUSP-type BHE (from AL-KHOURY & BONNIER, 2006)

Fig. 7. Inner pipe-grout heat flux resistance relationships of a DUSP borehole (modified from AL-KHOURY et al., 2005)

Model Validation

Exact solutions for heat flow in BHE configurations imbedded in a 3D layered soil system do not exist. However, there are analytical solutions suited for the partial problem of the 1D heat transport in a single pipe with a lateral heat exchange to the surrounding grout or soil. It can be used to compare the numerical results for a BHE solution at a starting period when the heat flow develops in the 1D pipe-in of a heat exchanger interacting with soil. It is assumed that the heat transfers to the grout and to the soil are equal. Here an analytical solution following VAN GENUCHTEN et al. (1982) is applied.

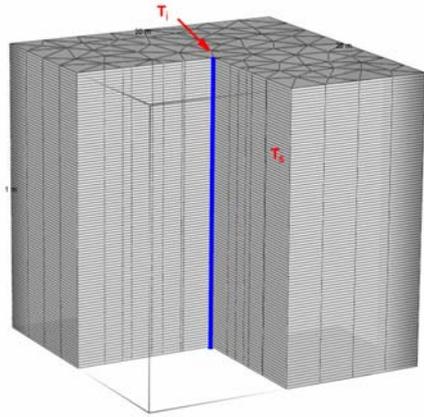


Fig. 8. Single BHE in a 3D mesh (exaggerated cut view)

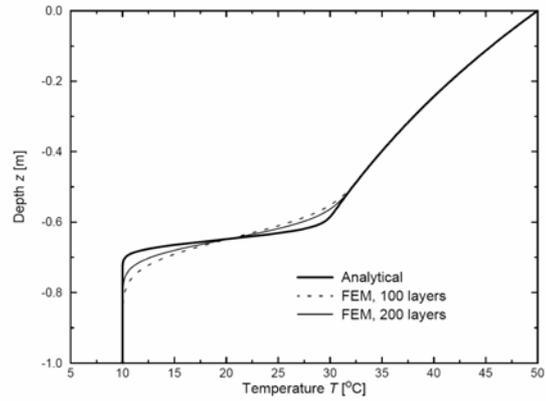


Fig. 9. Computed temperature profiles in comparison to the analytical solution (with 100 and 200 layers, respectively) for the single pipe-soil interaction at $t = 0.02$ d Inner pipe-grout heat flux resistance relationships of a DUSP borehole (modified from AL-KHOURY et al., 2005)

The numerical model is shown in Fig. 8 forming a 3D box with a horizontal extent of 20 m x 20 m and a depth of 1 m. In the central position a single BHE is located, where the heat transfer coefficients of pipe-in to grout and grout to soil are identical $\Phi_{i1g} = \Phi_{sg}$, while the heat transfer of the pipe-out is set to zero to eliminate thermal interaction of the pipe-out to the grout heated by pipe-in.

The computed temperature BHE profiles in comparison to the analytical solution at $t = 0.02$ days are shown in Fig. 9, revealing a good agreement. As seen in Fig. 9 at early times when the heat flow through the pipe is significantly influenced by advection a sufficient vertical spatial discretization is needed to obtain accurate solutions (compare the 100 vs. the 200 layer solution). At later times, however when the heat front in the pipe disappears and the process is dominated by heat transfer this effect declines.

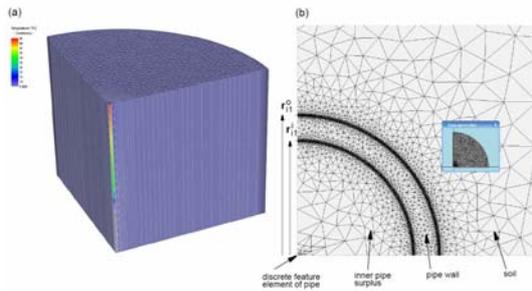


Fig. 10. Discretized 3D model for studying the single pipe-soil interaction: (a) 3D mesh (628.826 pentahedral prismatic elements with 100 layers) with temperature distribution at $t = 0.02$ d, (b) mesh magnified at the single pipe with location of vertical discrete feature elements, the pipe wall and inner pipe surplus of the domain

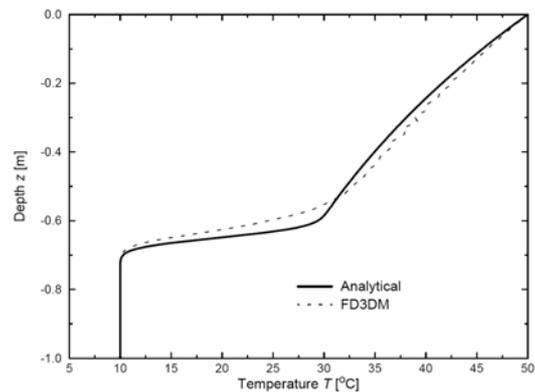


Fig. 11. Computed temperature profile of the discretized model in comparison to the analytical solution for the single pipe-soil interaction at $t = 0.02$ d

BHE solution versus fully discretized 3D model solution applied to a double U-shape pipe system

We are also interested in comparing the present BHE solution and the analytical results to a fully discretized solution, where the pipe-soil interaction is modelled in a rigorous 3D manner without resorting to heat transfer relationships. Fully discretized 3D models (FD3DM) can be useful as reference solutions in applications, where there are no analytical results. Accordingly, we have to test how such type of 3D models can be developed and how is their accuracy compared to the preferred BHE solution. For the inner pipe processes 1D discrete feature elements (DIERSCH, 2002) are applied. Fig. 10 shows the used 3D mesh for the single pipe-soil interaction, where only the symmetric quarter of the domain has been discretized. As revealed in Fig. 10(b), while the vertical discrete feature element of the inner pipe is represented at a single node and the pipe wall is locally discretized, it remains a surplus of the inner pipe domain, which is required to exchange heat between the discrete feature elements and the pipe wall. The domain of the inner pipe surplus has to be assigned to special physical data to hold the physical system correct. A sufficiently small thermal capacity of $\rho'c' = 1 \text{ (J m}^{-3} \text{K}^{-1})$ has to be used.

Furthermore, the thermal conductivity λ should be significantly large in horizontal direction, however, very small in vertical direction. This was obtained by assigning a very small, but non-zero vertical velocity to the surplus domain. Then, a longitudinal thermo-dispersivity α_L of zero and a transverse thermo-dispersivity α_T of a very large amount are used in the surplus, which mimics a high thermal anisotropic behaviour of the surplus. In amendment to the parameters we need thermal conductivity and capacity of the pipe wall material. The former can be recomputed from the used heat transfer coefficients. The computational results of the discretized model are shown in Fig. 11 in comparison to the analytical solution. The agreement is reasonable, however, difficulties are revealed due to the extremely anisotropic behaviour of the inner pipe surplus, which makes the simulations expensive and sensitive. It indicates the superior of the efficient BHE solutions to the complex FD3DM simulations, where even a higher accuracy could be attained on a much coarser mesh as shown in Fig. 9. It is important to note that there is a certain lag in the discretized solution, which does not exist in the BHE computation (*cf.* Fig. 9 vs. Fig. 10).

Conclusions

A new finite-element algorithm for the efficient computation of BHE systems has been implemented in FEFLOW by using a non-sequential solution strategy. First verification and benchmark calculations have shown good accuracy. Further tests with real data and field applications will be performed in near future. Furthermore, a direct coupling with the TRNSYS (BRADLEY & KUMMERT, 2005) code for energy simulation of buildings is currently in progress.

References

- AL-KHOURY, R., P. G. BONNIER & R. B. BRINGGREVE (2005): Efficient finite element formulation for geothermal heating systems. Part I: Steady state. 988-1013. *Int. J. Numer. Meth. Engng.* 63(7).
- AL-KHOURY, R. & P. G. BONNIER (2006): Efficient finite element formulation for geothermal heating systems. Part II: Transient. 725-745. *Int. J. Numer. Meth. Engng.* 67(5).
- BRADLEY, D. E. & M. KUMMERT (2005): New Evolutions in TRNSYS – A Selection of Version 16 Features; IBPSA (International Building Performance Simulation Association – World Conference) Conference Proceedings.
- DIERSCH, H.-J. G. (2002): Discrete feature modeling of flow, mass and heat transport processes by using FEFLOW. FEFLOW's White Papers Vol. I, Chapter 9, WASY GmbH, Berlin.
- DIERSCH, H.-J. G. & O. KOLDITZ (2002): Variable-density flow and transport in porous media: approaches and challenges. 899-944. *Adv. Water Resour.* 25.
- DIERSCH, H.-J. G., W. RÜHAAK, P. SCHÄTZL & A. RENZ (2008): A new method for modelling geothermal heat exchangers in shallow aquifer systems. – In: IAHR International Groundwater Symposium, Istanbul, Conference Proceedings.
- VAN GENUCHTEN, M. TH. & W. J. ALVES (1982): Analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equation. Technical Bulletin Number 1661, 149 p, US Dept. Agriculture.
- ZIENKIEWICZ, O. C. & R. L. TAYLOR (2000): The finite element method. Volume 1: The basis. - 5th edition, 712 p. Butterworth-Heinemann, Oxford.
- ZHENG, C. (2007): FEFLOW: A finite-element ground water flow and transport modeling tool; reviewed by: Mike G. Trefry and Chris Muffels. 525–528. *Ground Water* 45 (5).

Modellierung von Karstgrundwasserleitern

S. Birk

Karl-Franzens-Universität Graz
Institut für Erdwissenschaften
Heinrichstraße 26
A-8010 Graz

T. Geyer & M. Sauter

Georg-August-Universität Göttingen
Abteilung Angewandte Geologie
Goldschmidtstr. 3
D-37077Göttingen

Zusammenfassung

Karstgrundwasserleiter sind durch eine Dualität des Fließsystems geprägt: Die Wasserbewegung wird vor allem durch hochdurchlässige Karsthohlräume bestimmt, der überwiegende Teil des Grundwassers ist jedoch in der geklüftet-porösen Gesteinsmatrix gespeichert. Diese Dualität stellt eine große Herausforderung bei der Modellierung von Strömungs- und Transportvorgängen dar, weil der Einfluss von Heterogenitäten vom lokalen Maßstab bis hin zum Einzugsgebietsmaßstab berücksichtigt werden muss. Ansätze, mit denen diese ausgeprägte Heterogenität detailliert abgebildet werden kann, bedingen einen hohen Erkundungsaufwand zur Quantifizierung der erforderlichen Modellparameter und bereiten Schwierigkeiten hinsichtlich der Eindeutigkeit der Modellkalibrierung. In der Anwendungspraxis kommen daher häufig einfachere Modellansätze zum Einsatz. Inwieweit dies sinnvoll ist, hängt stark von der zu beantwortenden Fragestellung ab.

Einleitung

Während Grundwasser in Lockergesteinen wie Sand und Kies durch Poren Hohlräume fließt, werden in Festgesteinen hauptsächlich Trennfugen, in der Hydrogeologie allgemein als Klüfte bezeichnet, durchströmt. In wasserlöslichen Gesteinen wie Kalk oder Dolomit können Klüfte durch die gesteinslösende Wirkung des zirkulierenden Grundwassers zu hochdurchlässigen, vernetzten Karsthohlräumen erweitert werden („Röhrensystem“, siehe Fig. 12). Die (häufig turbulente) Wasserbewegung und regionale Entwässerung solcher Karstgrundwasserleiter wird maßgeblich durch dieses Karsthohlräumensystem bestimmt. Der weit überwiegende Teil des speicherwirksamen Hohlraumvolumens wird jedoch von nicht oder nur geringfügig erweiterten Feinklüften und/oder der porösen Gesteinsmatrix eingenommen („Feinkluftsystem“, siehe Fig. 12).

Diese Dualität von Karstgrundwasserleitern spiegelt sich auch in der Grundwasserneubildung und Entwässerung von Karsteinzugsgebieten wider (KIRALY, 1998). Erstere kann flächenhaft (diffus) als langsame Infiltration in Boden und ungesättigte Zone, aber auch lokal (konzentriert) als schnelle Infiltration über Dolinen und Schlucklöcher direkt in das Karströhrensystem erfolgen. Entsprechend findet die Entwässerung einerseits diffus in Vorfluter, aber zu einem sehr wesentlichen Teil auch durch lokale Grundwasseraustritte an Karstquellen statt. Diese Dualität stellt eine wesentliche Herausforderung im Hinblick auf die Modellierung von Strömungs- und Transportvorgängen in Karstgrundwasserleitern dar.

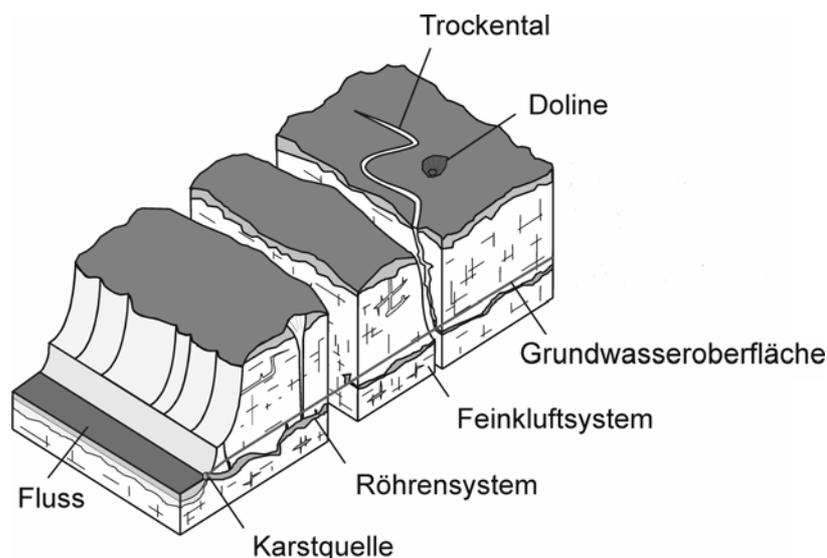


Fig. 12. Modell eines Karstgrundwasserleiters (verändert nach SAUTER et al., 2006)

Modellansätze

Zusammenfassende Darstellungen von Modellansätzen, die für die Simulation von Strömungs- und Transportvorgängen in Karstgrundwasserleitern eingesetzt werden können, finden sich beispielsweise bei JEANNIN & SAUTER (1998), TEUTSCH & Sauter (1998) und SAUTER et al. (2006). Zwei grundlegend verschiedene Modelltypen können unterschieden werden:

Globale („lumped parameter“) Modelle betrachten den Grundwasserleiter als eine Einheit, die Eingangssignale (z. B. Grundwasserneubildung) mittels einer Transferfunktion in Ausgangssignale (z. B. Abfluss, Quellschüttung) umwandelt. Die Parameter solcher Transferfunktionen können (und müssen) empirisch aus vorhandenen Zeitreihen bestimmt werden. Dabei wird der Grundwasserleiter räumlich nicht diskretisiert. Dies ist zwar vorteilhaft hinsichtlich der Modellkalibrierung (wenige zu kalibrierende Parameter), schränkt jedoch die Anwendbarkeit der Modelle ein. Beispielsweise können derartige Modelle keine Aussagen zur räumlichen Variabilität von Grundwasserständen und Fließrichtung und -geschwindigkeit des Grundwassers machen.

Dieser Beitrag konzentriert sich dagegen auf distributive Modelle, die der Heterogenität des Grundwasserleiters durch eine räumliche Diskretisierung des Modellraums Rechnung tragen. Die Simulation von Strömungs- und Transportvorgängen basiert hierbei auf physikalischen Gesetzen, die sich in partiellen Differentialgleichungen manifestieren (Strömungs- und Transportgleichungen).

Bei den distributiven Modellen lassen sich zwei Haupttypen unterscheiden (siehe Fig. 13):

Kontinuum-Modelle beschreiben den Modellraum als kontinuierliches Parameterfeld. Dieser Modellansatz wird üblicherweise zur Modellierung von Porengrundwasserleitern verwendet. Für die einzelnen Modellzellen werden makroskopische Parameter, wie etwa Durchlässigkeitsbeiwert oder Speicherkoeffizient definiert. Karstgrundwasserleiter sind jedoch durch ausgeprägte Heterogenitäten vom lokalen Maßstab (Matrixporosität, Feinkluftsystem) bis hin zum Einzugsgebietsmaßstab (Karsthohlräume) gekennzeichnet, die eine ausgeprägte Skalenabhängigkeit der hydraulischen Kenngrößen bedingen. Dies erschwert die Definition repräsentativer Parameterwerte in Kontinuum-Modellen. Als möglicher Ausweg bietet sich die Kopplung zweier oder mehrerer Kontinuum-Modelle (Doppel- oder Multi-Kontinuum-Modelle) an. Hierbei repräsentiert beispielsweise ein Kontinuum-Modell die geküffert-poröse Matrix (geringe Durchlässigkeit, großer Speicher), ein weiteres das Karsthohlraumssystem (hohe Durchlässigkeit, geringer Speicher). Dies bedingt jedoch gleichzeitig einen erhöhten Erkundungsaufwand, da jeweils Parameterwerte für die einzelnen Kontinuum-Modelle

definiert werden müssen. Ein Beispiel für die Anwendung eines Doppel-Kontinuum-Modells und die damit verbundene Quantifizierung der Modellparameter stellt die Arbeit von SAUTER (1992) dar.

Als grundsätzliche Alternative zu Kontinuum-Modellen kommen diskrete Modellansätze in Betracht, welche die Wasserwegsamkeiten im Gestein durch diskrete Kluft- oder Karströhrennetze repräsentieren. Aus geometrischen Parametern (z. B. Öffnungsweite, Rauigkeit) der Klüfte oder Karströhren können die für die Strömungs- oder Transportsimulation erforderlichen Kenngrößen abgeleitet werden. Aus anwendungsorientierter Sicht bereitet jedoch die Festlegung der Geometrie von Kluft- und Karströhrennetzen Schwierigkeiten, da diese einer detaillierten Erkundung kaum zugänglich sind. Häufig kommen daher stochastische Ansätze zur Anwendung. In Bezug auf Karstgrundwasserleiter wird auch versucht, die Geometrie des Karströhrennetzes durch Simulation der Entwicklung von Lösungshohlräumen zu bestimmen (z. B. DREYBRODT et al., 2005; siehe auch REIMANN et al., 2008). Derartige Ansätze werden bisher jedoch nur in der Grundlagenforschung eingesetzt.

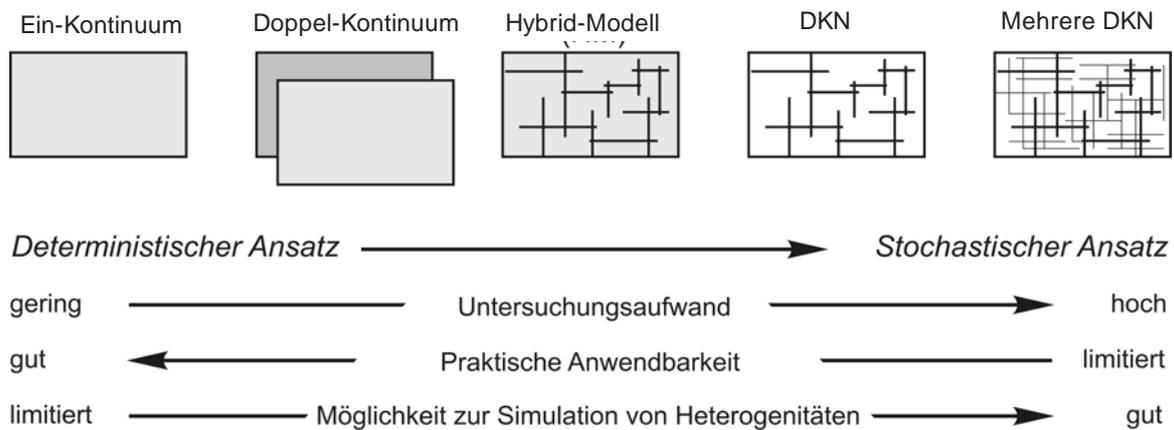


Fig. 13. Distributive Ansätze zur Modellierung von Karstgrundwasserleitern (verändert nach TEUTSCH & SAUTER, 1998); DKN = Diskretes Kluftnetz

Um der Dualität von Karstgrundwasserleitern Rechnung zu tragen, können Kontinuum-Modelle mit diskreten Modellansätzen kombiniert werden. Mit solchen Hybrid-Modellen können etwa Karströhrennetze diskret repräsentiert werden, während Strömung und/oder Transport in der geklüfteten-porösen Matrix mit einem Kontinuum-Ansatz simuliert werden. Ein Beispiel hierfür stellt das Modell CAVE (Carbonate Aquifer Void Evolution; LIEDL et al., 2003) dar. Ursprünglich für die Simulation der Entwicklung von Karsthohlräumen gedacht (z. B. BIRK et al., 2003) wurde dieses Modell auch für grundlagenorientierte Untersuchungen bezüglich der Charakterisierung von Karstgrundwasserleitern eingesetzt (BIRK et al., 2005, 2006; REIMANN et al., 2008).

Seit kurzem ist das hydraulische Modellkonzept von CAVE in modifizierter Form als Conduit Flow Process CFP (SHOEMAKER et al., 2008) für die aktuellste Version des weit verbreiteten Grundwassermodells MODFLOW (MODFLOW-2005; HARBAUGH, 2005) verfügbar und damit für reine Modellanwender besser zugänglich. Im Hinblick auf eine möglichst gute praktische Anwendbarkeit bietet CFP zusätzlich oder alternativ zum Hybrid-Modell die Möglichkeit, turbulente Fließbedingungen im (Ein-)Kontinuum-Modell MODFLOW zu berücksichtigen. Hierbei wird bei hohen Durchflüssen die lineare Beziehung zwischen Durchfluss und hydraulischem Gradienten durch ein Potenzgesetz ersetzt. Dieser Ansatz wurde anhand von Permeameterdaten im Labormaßstab verifiziert (KUNIANSKY et al., 2008), bedarf aber noch weiterer Erprobung im Feldmaßstab.

Schlussfolgerungen

Der obige Überblick zeigt, dass eine Vielfalt verschiedener Modellansätze zur Modellierung von Strömungs- und Transportprozessen in Karstgrundwasserleitern verfügbar sind. Ansätze mit denen die ausgeprägte Heterogenität der Karstgrundwasserleiter detailliert abgebildet werden kann (diskrete

Modelle, Hybrid-Modelle) erfordern im Allgemeinen einen hohen Erkundungsaufwand zur Quantifizierung der erforderlichen Modellparameter. Selbst in gut untersuchten Karstsystemen ist mit Mehrdeutigkeiten bei der Kalibrierung solcher Modelle zu rechnen. Diese Modelle werden deshalb zwar häufig in der Grundlagenforschung, jedoch nur selten in der Anwendungspraxis verwendet. Für angewandte Modellierungen in Karstgebieten werden auch heutzutage meist noch Kontinuum-Modelle, seltener auch Doppel-Kontinuum-Modelle eingesetzt. Inwieweit dies sinnvoll ist, hängt in hohem Maße von der Fragestellung ab. Während der Einsatz von Ein-Kontinuum-Modellen etwa zur Beantwortung von Wassermengenfragen (Wasserbilanz) durchaus gerechtfertigt sein mag, ist deren Einsatz beispielsweise für Prognosen der (lokalen) Schadstoffausbreitung zu hinterfragen.

Literatur

- BIRK, S., R. LIEDL, M. SAUTER & G. TEUTSCH (2003): Hydraulic boundary conditions as a controlling factor in karst genesis: A numerical modeling study on artesian conduit development in gypsum.– *Water Resources Research*, 39 (1), 1004, doi:10.1029/2002WR001308.
- BIRK, S., T. GEYER, R. LIEDL & M. SAUTER (2005): Process-based interpretation of tracer tests in carbonate aquifers.– *Ground Water*, 43 (3), S. 381-388.
- BIRK, S., R. LIEDL & M. SAUTER (2006): Karst spring responses examined by process-based modeling.– *Ground Water*, 44 (6), S. 832-836.
- DREYBRODT, W., F. GABROVŠEK & D. ROMANOV (2005): Processes of speleogenesis: a modeling approach. – 375 S. Ljubljana (ZRC Publishing).
- HARBAUGH, A. W. (2005): MODFLOW-2005, the U.S. Geological Survey modular ground-water model - the Ground-Water Flow Process.– *USGS Techniques and Methods 6-A16*.
- JEANNIN, P.-Y. & M. SAUTER (1998): Analysis of karst hydrodynamic behaviour using global approach: a review.– *Bulletin d'Hydrogéologie*, 16, S. 31-48.
- KIRALY, L. (1998): Modelling karst aquifers by the combined discrete channel and continuum approach.– *Bulletin d'Hydrogéologie*, 16, S. 77-98.
- KUNIANSKY, E. L., K. J. HALFORD & W. B. SHOEMAKER (2008): Permeameter Data Verify New Turbulence Process for MODFLOW.– *Ground Water*, doi: 10.1111/j.1745-6584.2008.00458.x
- LIEDL, R., M. SAUTER, D. HÜCKINGHAUS, T. CLEMENS & G. TEUTSCH (2003): Simulation of the development of karst aquifers using a coupled continuum pipe flow model. – *Water Resources Research*, 39 (1), 1057, doi:10.1029/2001WR001206.
- REIMANN, T., C. REHRL, T. GEYER, R. LIEDL, S. BIRK & M. SAUTER (2008): Anwendung von Hybridmodellen in Karstgrundwasserleitern.– In diesem Band.
- SAUTER, M. (1992): Quantification and forecasting of regional groundwater flow and transport in a karst aquifer (Gallusquelle, Malm, SW-Germany).– *Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten C13*.
- SAUTER, M., A. KOVÁCS, T. GEYER & G. TEUTSCH (2006): Modellierung der Hydraulik von Karstgrundwasserleitern – Eine Übersicht.– *Grundwasser*, 3, S. 143-156.
- SHOEMAKER, W. B., E. L. KUNIANSKY, S. BIRK, S. BAUER & E. D. SWAIN (2008): Documentation of a Conduit Flow Process (CFP) for MODFLOW-2005.– *U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A24*.
- TEUTSCH, G. & M. SAUTER (1998): Distributed parameter modelling approaches in karst-hydrological investigations.– *Bulletin d'Hydrogéologie*, 16, S. 99-110.

Die Modellierung des diffusen Stoffeintrages aus der Landwirtschaft am Versuchsfeld Wagna

J. Fank & G. Rock

JOANNEUM RESEARCH
Institut für WasserRessourcenManagement
Hydrogeologie und Geophysik
Elisabethstraße 16/II
A-8010 Graz

Zusammenfassung

Am Versuchsfeld Wagna (Steiermark – Österreich) mit insgesamt 32 Versuchsfeldern von je 1000 m² Fläche wurde die Grundwasserneubildung und ihre Stickstoffbefruchtung langfristig durch Modellrechnungen unter Berücksichtigung unterschiedlicher Bodenverhältnisse und unterschiedlicher Nutzung auf Tagesbasis berechnet. Die Grundwassersituation wird durch ein kleinräumiges Grundwasserströmungsmodell, das in das regionale Modell des westlichen Leibnitzer Feldes eingebettet ist, sehr detailliert beschrieben. Auf Basis von Markierungsversuchen wurden hydrodynamische Transportparameter ermittelt und darauf basierend ein Grundwassertransportmodell für konservative Tracer kalibriert. Die sequentielle Kopplung des Stickstoffaustragsmodells der ungesättigten Zone und des Grundwassertransportmodells brachte auf Jahresmittelwertbasis eine sehr gute Übereinstimmung der berechneten Nitratwerte mit Messdaten im Grundwasser.

Einleitung

Die Vorhersage der Verteilung von Nährstoffen – hauptsächlich von Nitrat aus landwirtschaftlich – diffusen Quellen - in seichtliegenden Grundwasserkörpern ist ein ungelöstes Problem (FANK et al., 2006). Um die Verteilung von gelösten Stoffen aus im Grundwasser zu berechnen werden üblicherweise Transportmodelle basierend auf Grundwasserströmungsmodellen eingesetzt. Die Transportmodelle nutzen dabei das Konzept der hydrodynamischen Dispersion. In geringmächtigen Aquiferen bildet in den meisten Fällen ein zweidimensionales Grundwasserströmungsmodell die Basis, da die Relation zwischen der Aquiferausdehnung und der Grundwassermächtigkeit sehr groß ist. Die Modellparameter werden dabei als Mittelwerte über die Aquifermächtigkeit angenommen. Darauf aufbauende Transportmodelle müssen demnach eine vollkommene Mischung des Eintrages mit dem Grundwasser annehmen. Bei der Prognose der Auswirkung von Änderungen der Landnutzung und unterschiedlicher Bewirtschaftungssysteme im Bereich der Landwirtschaft auf die Konzentrationsverteilung von Stoffen in geringmächtigen freien Grundwasserleitern treten zwei Hauptprobleme zu Tage: Die Stoffquelle ist ident mit dem Vorhersagegebiet, der Eintrag der Stofffrachten über die ungesättigte Zone erfolgt flächig im gesamten Untersuchungsgebiet mit einer hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität.

Ziel dieser Arbeit ist es, erste Ergebnisse der sequentiellen Kopplung eines Stickstofftransportmodells der ungesättigten Zone am Versuchsfeld Wagna mit einem zweidimensionalen Grundwassertransportmodell vorzustellen.

Material und Methoden

Grundwasserströmungs- und -transportmodell

Im Jahre 2001 wurden im Forschungsfeld „Wagna“ 36 Grundwassermess- und -probenahmestellen errichtet (Fig. 14). Das Grundwasser in diesem Versuchsfeld mit einer Ausdehnung von 400 * 300 m weist eine gesättigte Mächtigkeit von 3 bis 4.5 m auf (BERG, 2003). Der Stauer wurde als Grenze zwischen neogenen und quartären Sedimenten aus den Bohrungen abgeleitet.

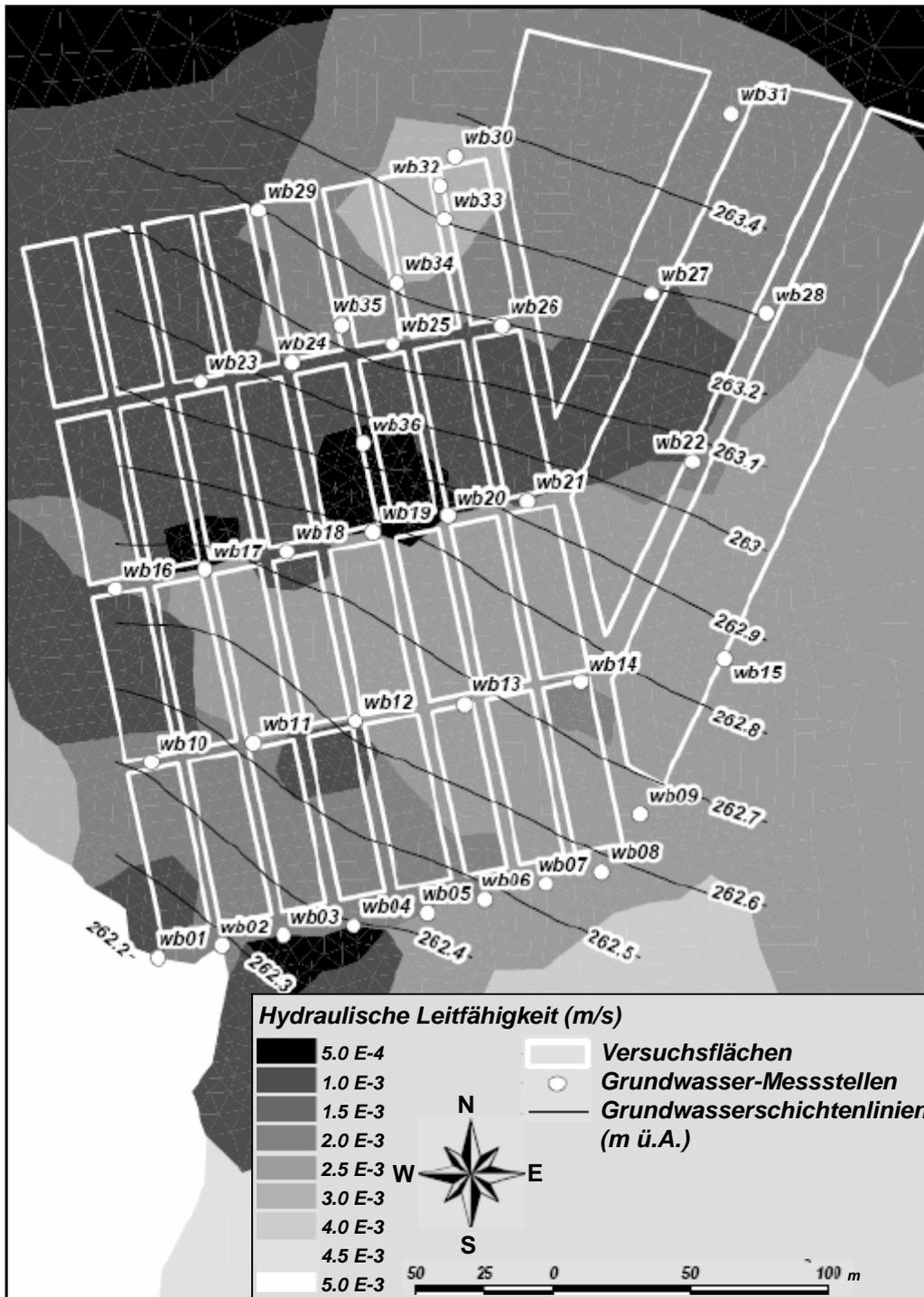


Fig. 14. Grundwasserversuchsfeld "Wagna": Grundwassermessstellen für hydrochemische Untersuchungen, Grundwasserisohypsen für mittlere Grundwasserstände und Verteilung der Sedimentdurchlässigkeit als Ergebnis der Modellkalibration

Im September 2001 wurde ein Tracerversuch im Grundwasser durchgeführt. Die Tracer-Durchbruchskurven an den verschiedenen Messstellen wurden zur Abschätzung der hydraulischen Parameter und der hydrodynamischen Dispersionsparameter für konservative Tracer verwendet. (FANK & ROCK, 2005). Die abgeleiteten, in die Fläche extrapolierten hydraulischen Leitfähigkeiten wurden als Startwerte für die Kalibration eines instationären Grundwasserströmungsmodells für das Testgebiet verwendet. Als Randbedingungen wurden Potentialganglinien aus einem instationären regionalen Grundwasserströmungsmodell des westlichen Leibnitzer Feldes abgeleitet (FANK, 2004).

Grundwasserneubildung und Nitrateintrag ins Grundwasser

Auf der Grundlage von Messdaten der Grundwasserneubildung und des Nitrataustrages aus der ungesättigten Zone in der Periode 1993 bis 2003 an der Lysimeterstation im Versuchsfeld Wagna wurde ein Bodenwasserhaushalts- und Stickstofftransportmodell kalibriert (FANK et al., 2004). Die bodenphysikalischen Parameter der unterschiedlichen Bodenformen wurden aus der Koppelung von spezifischen bodenphysikalischen Labor- und Felduntersuchungen mit geophysikalischen Messungen zur Erfassung der Mächtigkeitsverteilung der Feinbodenschichte abgeleitet. Die Verschneidung der unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen auf den 32 Testfeldern, der Bodenformen und der Bodenmächtigkeit führte zu 341 homogenen Flächen (Hydrotope). Da die Wetterdaten und die Bewirtschaftungsformen am Versuchsfeld seit 1987 bestens dokumentiert vorliegen, konnten Grundwasserneubildung und Stickstoffaustrag in Richtung Grundwasser mit Hilfe des numerischen Bodenwasserhaushaltsmodells SIMWASER und des Stickstofftransportmodells STOTRASIM auf Tagesbasis für die Periode 1987 bis 2003 berechnet werden (KUPFERSBERGER et al., 2007). Ein Vergleich der berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser an der Grundwasseroberfläche (als Mittelwert über die 341 Hydrotope) mit den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser des Testfeldes zeigt, dass der Transportprozess von Nitrat im Grundwasser selbst von wesentlicher Bedeutung für die Interpretation der Nitrat-Konzentrationsverteilung ist. Durch Zufuhr von geringer belastetem Wasser aus dem Grundwasser-Anstrombereich liegen die gemessenen Werte des Grundwassers praktisch immer unter den berechneten Werten der Sickerwasserkonzentrationen.

Ergebnisse

Zur Berechnung der räumlichen und zeitlichen Verteilung der Nitratkonzentration im Grundwasser des Versuchsfeldes Wagna wurden die Nitrataustragsfrachten der Stickstofftransportsimulation für die ungesättigte Zone flächendifferenziert für alle Hydrotope auf Tageswertbasis als obere Randbedingung für das Grundwassertransportmodell herangezogen. Als Konzentrationsrandbedingung im Zustrombereich des Versuchsfeldes wurden Nitratkonzentrationen aus Grundwasserqualitätsmessdaten abgeleitet. Die hydrodynamischen Dispersionsparameter wurden aus dem Grundwassertransportmodell übernommen. Das gesamte Grundwasserfließsystem ist durch das instationär kalibrierte Grundwasserströmungsmodell beschrieben.

Auf dieser Datenbasis wurde schlussendlich ein gekoppeltes Nitrat-Stofftransportmodell für das Grundwasser des Versuchsfeldes Wagna erstellt und die Nitratkonzentrationswerte auf Tagesbasis flächendifferenziert mit Hilfe des Finiten Elemente Modellsystems FEFLOW berechnet. Die Jahresmittelwerte der entsprechenden Nitrat-Konzentrationswerte sind in Tab. 2 dargestellt. Aus dieser Tabelle ist ersichtlich, dass die Differenzen der Jahresmittelwerte der gemessenen Nitratkonzentration im Bereich der Lysimeterstation und der mittels des gekoppelten Modells berechneten in allen Jahren unter 1 mg/l war. Der mittlere Fehler zwischen Messung und Rechnung lag bei 0.1 mg/l.

Tab. 2. Jahresmittelwerte der Nitratkonzentration im anströmenden Grundwasser, im Sickerwasser des Versuchsfeldes Wagna, im Grundwasser im Bereich der Lysimeterstation und als Ergebnis der Modellberechnung

Jahr	Grundwasser anströmend [mg/l]	Sicker- wasser [mg/l]	Grundwasser Lysimeter [mg/l]	Modell- berechnung [mg/l]
1993	51.2	77.4	53.5	54.3
1994	48.2	58.2	49.4	49.7
1995	43.8	72.7	47.3	48.0
1996	44.8	57.9	46.7	46.0
1997	43.3	57.9	44.2	43.7
1998	37.0	69.4	41.0	41.4
1999	36.9	50.3	38.4	37.5
2000	33.7	51.0	34.9	35.7
2001	34.5	39.8	34.8	35.0
2002	36.4	42.2	37.0	36.7

Diskussion und Ausblick

Die Ergebnisse dieser Auswertung dokumentieren die Möglichkeit der Prognose der Verteilung von Nitrat im Grundwasser mit Hilfe von numerischen Modellen mit einer sehr hohen Signifikanz. Voraussetzung dafür ist allerdings eine exzellente Datenlage, die es erlaubt Bodenwasserhaushaltsmodelle, Stickstofftransportmodelle der ungesättigten Zone, Grundwasserströmungsmodelle und Grundwassertransportmodelle instationär in hoher Qualität zu kalibrieren.

Im Detail zeigten die Auswertungen der Ergebnisse mit Hilfe des gekoppelten Modells aber auch kleinräumige Unterschiede in der Nitratkonzentrationsverteilung, die auf die unterschiedlichen Austragsituationen aus der ungesättigten Zone zurückführbar sind. Diese kleinräumigen Unterschiede auf Feldebene können derzeit nicht verifiziert werden, da es praktisch keine Grundwasserqualitätsmessstellen gibt, die tatsächlich die Nitratkonzentration des Grundwassers genau unterhalb eines definierten Hydrotops erfasst. Für das erste Halbjahr 2003 findet allerdings BERG (2003) im Rahmen der hydrochemischen Messungen während des Tracerversuches an den 36 Messstellen in den Fahrgassen zwischen den Versuchsfeldern (Lage siehe Fig. 14) Nitratwerte zwischen 32 und 47 mg/l, wobei etwa 40 % der 36 Werte zwischen 39 und 41 mg/l liegen. Das gekoppelte numerische Modell berechnet für diesen Zeitraum als flächengewichtete Nitratwerte im Grundwasser unter den Versuchsfeldern Konzentrationen zwischen 35 und 44 mg/l mit einem deutlichen Überwiegen der Werte zwischen 39 und 41 mg/l (50 % der Felder). Diese überschlägige Auswertung weist den Modellergebnissen auch hinsichtlich der räumlichen Verteilung eine hohe Signifikanz zu, allerdings ist diese sicherlich noch durch zusätzliche Messungen direkt unter ackerbaulich genutzten Flächen zu verifizieren.

Die zeitlich kurzintervallige Auswertung der Ergebnisse der Modellrechnungen zeigte in Abhängigkeit von Neubildungsprozessen kurzzeitige recht scharfe Anstiege der modellierten Nitratkonzentration im Grundwasser, die in den bisherigen Messdaten der Grundwasserwerte nicht auffindbar sind. Die Grundwasser-Qualitätsmessstelle beim Lysimeter ist in einem Fahrstreifen mit extensiver Grünlandbewirtschaftung mit Mulchbetrieb installiert. Auch hier ist die Frage zu stellen, ob unter Ackerland die Nitratkonzentration im Grundwasser wesentlich rascher und kurzintervalliger reagiert als in den bisher beobachteten Grundwassermessstellen. Andererseits könnten diese kurzfristigen Spitzen auch auf die Art der Modellkopplung zurückzuführen sein: die Ergebnisse der Modellierung der ungesättigten Zone werden direkt als Randbedingung an das Grundwassermodell übertragen. Somit wird dabei keinerlei Rücksicht auf derzeit noch nicht bekannte Prozesse in den tieferen Bereichen der ungesättigten Zone und v. a. im Kapillarsaum des Grundwassers genommen. Inwieweit derartige Prozesse zu einer Dämpfung der Nitrat Frachtganglinie am Übergang von der ungesättigten Zone zum Grundwasser führt, ist am Versuchsfeld Wagna aktuell Forschungsgegenstand.

Literatur

- BERG, W. (2003): Monitoring, Analysis and Interpretation of Nitrogenous components and their layered transport into the groundwater of a shallow quaternary aquifer (Leibnitzer Feld, WAGNA). Unpublizierte Dissertation, Inst. f. Geographie und Raumforschung, Karl Franzens Universität Graz, 157 S.
- FANK, J. (2005): Baggerseen im westlichen Leibnitzer Feld. In: Wasserland Steiermark – Die Wasserzeitschrift der Steiermark, 4/2005, 23 – 27, Graz.
- FANK, J., G. FASTL, H. KUPFERSBERGER, G. ROCK (2006): Die Bewirtschaftung des Versuchsfeldes Wagna – Auswirkungen auf die Grundwassersituation. Bericht über das Seminar „Umweltprogramme für die Landwirtschaft und deren Auswirkung auf die Grundwasserqualität“, 7. – 8. März 2006, 43-48, Irdning-Gumpenstein
- FANK, J. & G. ROCK (2005): Tracer Experiments on Field Scale for Parameter Estimation to calibrate Numerical Transport Models. In: NÜTZMANN, G., P. VIOTTI & P. AAGAARD (Editors): Reactive Transport in Soil and Groundwater - Processes and Models, 239-250, (SPRINGER) Berlin – Heidelberg – New York.
- FANK, J., E. STENITZER, F. FEICHTINGER, P. CEPUDER (2004): Messdaten und Modellkalibration an der Forschungsstation Wagna und daraus abzuleitende Anforderungen an Messstellen zur Kalibration von Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodellen. In: KLOTZ, D. (Hrsg.): Untersuchungen zur Sickerwasserprognose in Lysimetern. GSF-Bericht 02/04, 79-86, München.
- KUPFERSBERGER, H., J. FANK & G. FASTL (2007): Modellierung von Grundwasserneubildung und Stickstoffeintrag aus der ungesättigten Zone am Versuchsfeld Wagna. In: Grundwassererträgliche ackerbauliche Bewirtschaftungsformen über seichtliegenden gering mächtigen Grundwasserleitern. Beiträge zur Hydrogeologie, Graz (in Druck).

Herausforderungen in der urbanen Hydrogeologie

M. Schirmer

EAWAG - Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs
Abteilung Wasserressourcen und Trinkwasser
Arbeitsgruppe Hydrogeologie
Überlandstr. 133
CH-8600 Dübendorf

F. Reinstorf

Hochschule Magdeburg-Stendal (FH)
Fachbereich Wasser- und Kreislaufwirtschaft
Vertretungsprofessur für Hydrologie und
Geographische Informationssysteme
Breitscheidstr. 2
D-39114 Magdeburg

Zusammenfassung

Urbane Gebiete sind ein Brennpunkt von Konflikten zwischen Wassernutzung und Wasserschutz. Die Hälfte der Weltbevölkerung und ca. 73 % der europäischen Einwohner leben gegenwärtig in Städten. Ungefähr 82 % des Zuwachses der Weltbevölkerung geschehen in den Städten der Entwicklungsländer. Urbane Wassersysteme werden zunehmend mit organischen Kontaminanten als direkte und/oder indirekte Konsequenz anthropogener Einflüsse verschmutzt. Viele der im Wasser nachgewiesenen Kontaminanten, wie z. B. pharmazeutische Stoffe und Körperpflegemittel (im englischen: pharmaceuticals and personal care products - PPCP) und endokrin wirksame Substanzen, entstammen von menschlichen Aktivitäten. Das Verhalten und die Effekte dieser Kontaminanten in der Umwelt sind bisher weitgehend unbekannt. Um dies zu ändern, wurden Felduntersuchungen und Modellanwendungen in der Stadt Halle/Saale durchgeführt.

Einleitung

Diese Arbeit fasst die Ergebnisse von großskaligen Massenbilanzen ausgewählter Mikroverunreinigungen des Stadtgebietes von Halle/Saale unter Verwendungen eines Massenbilanzmodells (MBM) zusammen und zeigt weiterhin die Bedeutung der Wechselwirkung zwischen Grund- und Oberflächenwasser auf. Dazu wird eine Quantifizierung der Massenflüsse von Carbamazepin in dem ausgewählten Hallenser Modellgebiet der „Rabeninsel“ mit einem gekoppelten Oberflächenwasser – Grundwasser – Modell (SGM) durchgeführt. Die untersuchten Mikrokontaminanten sind Carbamazepin (ein Antiepileptikum), t-Nonylphenol (eine Industriechemikalie mit endokrinen Effekten, welche für die Produktion von nicht-ionischen Tensiden verwendet wird), Bisphenol-A (eine Hauptkomponente in Kunststoffen, welche östrogen-ähnliche Eigenschaften hat), Galaxolid (ein Duftstoff) und Tonalid (ein Duftstoff).

Das Untersuchungsgebiet

Das Modellgebiet für das MBM ist die Stadt Halle/Saale. Die Stadt hat eine Fläche von 135 km² und 270000 Einwohner. Der Fluss Saale durchfließt die Stadt von Süden nach Norden mit einem mittleren Durchfluss von 98.6 m³ s⁻¹ am Pegel Halle-Trotha. Im Süden der Stadt mündet die Weiße Elster mit einem mittleren Durchfluss am Pegel Oberthau von 24.8 m³ s⁻¹ nach Passage der Stadt Leipzig (450000 Einwohner) in die Saale. Der mittlere Durchfluss der Saale am südlichen Zufluss zur Stadt beträgt 72.8 m³ s⁻¹. Der mittlere diffuse Grundwasserzustrom zur Saale innerhalb des Stadtgebietes beträgt 0.86 m³ s⁻¹ (REINSTORF et al., 2008).

Die Hydrogeologie der Stadt ist sehr komplex. In den Auen gibt es einen Talgrundwasserleiter aus Kiesen und Grobsanden des Quartärs. Zwischen dem Talgrundwasserleiter und dem Fluss wurde die Interaktion durch OSENBRÜCK et al. (2007) quantifiziert.

Die Kläranlage befindet sich im Norden der Stadt und ist eine der modernsten in Europa (Jahr der Inbetriebnahme 1998; 300000 Einwohnergleichwerte; maximale Kapazität von 75200 m³ d⁻¹). Der Ausfluss aus der Kläranlage beträgt in Mittel 0.34 m³ s⁻¹ = 29379 m³ d⁻¹. Dies sind ungefähr 0.34 % des mittleren Durchflusses der Saale.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Der Fokus der Untersuchungen liegt im Nachweis der Präsenz der ausgewählten Mikroverunreinigungen Carbamazepin, t-Nonylphenol, Galaxolid, Tonalid und Bisphenol-A in den urbanen Wässern der Stadt Halle/Saale und den anthropogenen Einfluss während der Passage der Wässer durch die Stadt zu quantifizieren.

In der Stadt wurden alle Kontaminanten im Oberflächenwasser, im Grundwasser und im Abwasser nachgewiesen. Es konnte damit gezeigt werden, dass die Substanzen ubiquitär sind.

Die Identifikation von anthropogenen Beeinflussungen ist mittels der Auswertung von Konzentrationsmessungen nicht möglich gewesen. In vielen Fällen sind der Konzentrationsinput und die Differenzen zu klein um signifikant zu sein. Auch sind die Unsicherheiten der Analytik in den niedrigen Konzentrationsbereichen hoch. Zudem sind wichtige Prozesse, wie Bioabbau und Sorption/Desorption bisher nicht berücksichtigt, so dass der anthropogene Einfluss dadurch maskiert werden kann.

Besser geeignet für diesen Zweck des Nachweises anthropogener Beeinflussungen des Wassers ist das Konzept der Ermittlung von Massenflüssen, wie es hier angewandt wurde. Allerdings ist diese Methode weitaus aufwändiger, da neben den Konzentrationen auch die Wasserflüsse ermittelt und berücksichtigt werden müssen. Durch die Anwendung dieses Konzeptes war ein signifikanter Einfluss der Stadt auf den Stofftransport in den Gewässern nachweisbar.

Ein bedeutender Transportweg ist der Massenfluss zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser. Wir erstellten ein integriertes Oberflächenwasser – Grundwasser – Modell und nutzten es, um die Auswirkungen eines Konzentrationsanstieges im Oberflächenwasser während eines Hochwassers auf das Grundwasser zu quantifizieren. Durch die Implementierung von Untersuchungsergebnissen, z. B. über die Abminderungseffizienz des Flusssediments bezüglich der untersuchten Stoffe und mit Hilfe isopenhydrologischer Methoden, war ein gute Approximation des Transportprozesses möglich und es konnte eine Quantifizierung des Transportes von Carbamazepin durch die Interaktionszone durchgeführt werden. Weitere Untersuchungen werden allerdings benötigt, um auch die Heterogenität des Transportes besser zu berücksichtigen.

Durch die kombinierte Analyse ausgewählter Mikroverunreinigungen in Verbindung mit Ergebnissen einer integrierten Modellierung der Oberflächenwasser – Grundwasser – Interaktion, konnte ein besseres Verständnis hinsichtlich der Verteilung der untersuchten Substanzen in den urbanen Gewässern erreicht werden. Die Ergebnisse werden künftig zu einer detaillierten Risikoanalyse bezüglich der Beeinflussungen der Ökosysteme und der menschlichen Gesundheit beitragen können.

Literatur

- REINSTORF, F., G. STRAUCH, K. SCHIRMER, H.-R. GLÄSER, M. MÖDER, R. WENNRICH, K. OSENBRÜCK & M. SCHIRMER (2008): Mass fluxes and spatial trends of xenobiotics in the waters of the city of Halle, Germany.- *Environmental Pollution* 152, 452-460.
- OSENBRÜCK, K., H.-R. GLÄSER, K. KNÖLLER, S. M. WEISE, M. MÖDER, R. WENNRICH, M. SCHIRMER, F. REINSTORF, W. BUSCH, STRAUCH, G. (2007): Sources, transport, and fate of organic micropollutants in urban groundwater underlying the city of Halle (Saale), Germany.- *Water Research*, 41, 3259-3270.

Anwendung von Hybridmodellen in Karstgrundwasserleitern

Th. Reimann*, Ch. Rehr**, T. Geyer***, R. Liedl*, St. Birk** & M. Sauter***

* TU Dresden
Institut für Grundwasserwirtschaft
D-01062 Dresden

** Karl-Franzens-Universität Graz
Institut für Erdwissenschaften
Heinrichstr. 26
A-8010 Graz

*** Georg-August-Universität
Göttingen, Angewandte Geologie
Goldschmidtstr. 3
D-37077 Göttingen

Zusammenfassung

Numerische Hybridmodelle sind in der Lage, skalenübergreifend die hydraulischen und geochemischen Prozesse in Karstgrundwasserleitern zu simulieren. Der vorliegende Beitrag erläutert unter Verwendung der Hybridmodelle *Carbonate Aquifer Void Evolution* (CAVE; LIEDL et al., 2003) und *Conduit Flow Process* (CFP, SHOEMAKER et al., 2008) verschiedene Anwendungsmöglichkeiten und zukünftigen Entwicklungsbedarf. Im Vordergrund stehen die Charakterisierung und die Genese von Karstgrundwasserleitern.

Hybridmodelle für Karstgrundwasserleiter

Karstgrundwasserleiter lassen sich konzeptionell als ein gekoppeltes System aus geklüftet-poröser Matrix und hochdurchlässigen Röhren beschreiben und können mit verschiedenen Modellansätzen nachgebildet werden, wobei insbesondere Hybridmodelle gut geeignet sind (SAUTER et al., 2006). Diese Hybridmodelle betrachten die geklüftet-poröse Matrix als Kontinuum, an welches die Karströhren als diskrete Elemente über einen Austauschterm gekoppelt sind. Einige der vorhandenen Hybridmodelle sind ursprünglich für andere Fragestellungen entwickelt worden, können jedoch für Karstgrundwasserleiter adaptiert werden. Beispiele hierfür sind u. a. Modbranch (SWAIN & WEXLER, 1996) und GSFLOW (MARKSTROM et al., 2008).

Darüber hinaus existieren Modelle, welche speziell für Karstgrundwasserleiter entwickelt wurden, und die eine Vielzahl physikalischer und chemischer Prozesse berücksichtigen – beispielsweise Lösungs- und Transportverhalten innerhalb der Röhren oder direkte Grundwasserneubildung. CAVE und CFP stellen zwei aktuelle Modelle solchen Typs dar. In beiden Ansätzen wird die 1D-Strömung innerhalb der diskreten Elemente in Abhängigkeit von den Strömungsverhältnissen nach Hagen-Poiseuille (laminar) oder nach Darcy-Weisbach (turbulent) berechnet. Der Wasserfluss innerhalb des Röhrennetzes wird nach den Kirchhoff'schen Regeln bestimmt. CAVE berechnet die Grundwasserströmung im Feinkluftsystem mit MODFLOW-96 (HARBAUGH & McDONALD, 1996). Neben der Hydraulik berücksichtigt CAVE zusätzlich den Stoff- und Wärmetransport und besitzt eine Erweiterung zur Simulation der Genese von Karstgrundwasserleitern. CFP stellt eine Weiterentwicklung der in CAVE verwendeten Hydraulik dar, die teilgefüllte Röhren mit einem stationären Ansatz berücksichtigt. Die Strömung im Feinkluftsystem wird in CFP durch MODFLOW-2005 (HARBAUGH, 2005) berechnet. Zusätzlich kann mit CFP turbulente Strömung in hochdurchlässigen Bereichen des Feinkluftsystems simuliert werden.

Validierung von CFP und CAVE

Vergleichsrechnungen mit der Hagen-Poiseuille sowie der Darcy-Weisbach Gleichung für eine isolierten Einzelröhre zeigen, dass die Modelle CAVE und CFP die laminare und turbulente Strömung innerhalb der Karsthohlräume korrekt wiedergeben. Ebenso konnte mit Hilfe einer analytischen Lösung gezeigt werden, dass innerhalb des gekoppelten Systems der Wassertransfer zwischen beiden Kompartimenten exakte berechnet wird.

Nachdem die Funktionsweise von CAVE und CFP für stark vereinfachte Systeme nachgewiesen ist, wird mit einem synthetischen Aquifer untersucht, ob beide Modelle komplexere Systeme berechnen können. Fig. 15 zeigt einen fiktiven Aquifer sowie die mit CFP berechneten Grundwasserstände. Mit CAVE konnten identische Ergebnisse ermittelt werden. Da sowohl die berechneten Wasserstände und

Durchflüsse als auch die Bilanzterme plausibel sind, kann davon ausgegangen werden, dass beide Modelle die hydraulischen Verhältnisse in Karstgrundwasserleiter entsprechend den zugrunde liegenden physikalischen Gesetzmäßigkeiten nachbilden können.

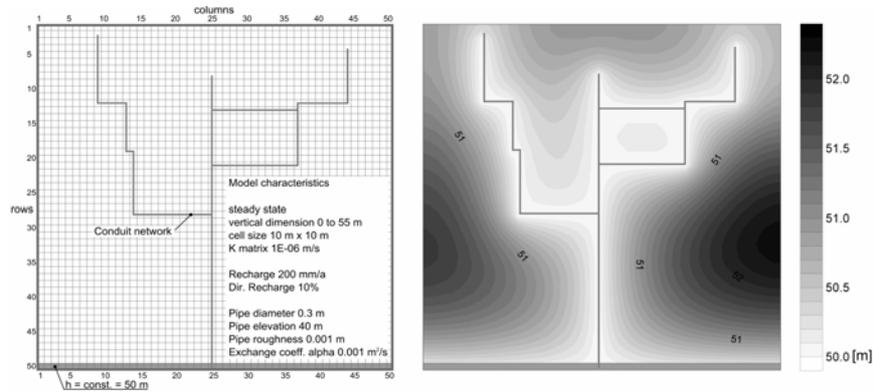


Fig. 15. Synthetischer Aquifer sowie mit CFP berechneter Grundwasserstand

Charakterisierung von Karstgrundwasserleitern mit Hybridmodellen

Die Strömungssimulation in Karstgrundwasserleitern ist aufgrund fehlender Informationen über die geometrischen und hydraulischen Eigenschaften des Röhrensystems erschwert (SAUTER et al., 2006). Allerdings können Parameterstudien mit Hybridmodellen wichtige Hinweise zum Strömungsverhalten in Karstgrundwasserleitern mit verschiedenen komplexen Röhrensystemen liefern (Fig. 16). Hierbei besteht die Möglichkeit, den Einfluss sowohl natürlicher Ereignisse (z. B. Grundwasserneubildung) als auch künstlicher Signale (Pumpversuche, Tracerversuche) auf die Strömung und den Transport in Karstgrundwasserleitern zu studieren. Ein Beispiel zur Charakterisierung des Karströhrensystems auf der Grundlage künstlicher Markierungsversuche zeigten BIRK et al. (2005). Unter der Berechnung der Dispersion nach TAYLOR (1953, 1954) gelang es, Transport und Hydraulik im Karströhrensystem miteinander zu verknüpfen und einen Equivalentröhrendurchmesser aus einer Tracerdurchbruchskurve mit dem Hybridmodell CAVE zu berechnen. Zusätzlich konnte der Effekt von Zuflüssen aus dem Feinklufsystem auf die an der Quelle gemessenen Durchbruchkurven bestimmt werden. Allerdings konnten keine Aussagen über die Geometrie des Röhrensystems getroffen werden.

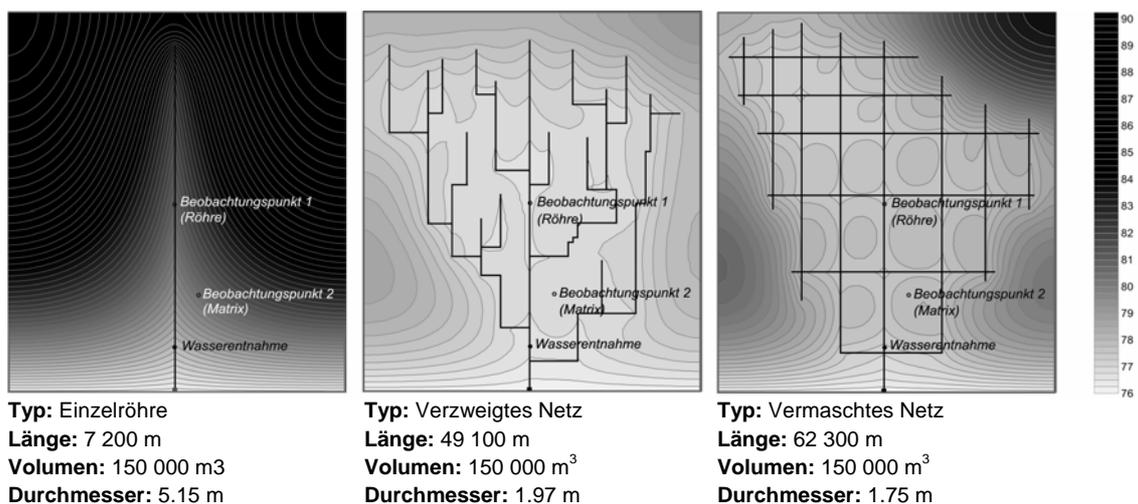


Fig. 16. Charakterisierung von Karst-Grundwasserleitern durch Wasserentnahme; berechnete Grundwasserstände (in m NN) für drei verschiedene Karstnetzwerke

Hierfür sind zusätzliche Informationen notwendig, welche z. B. aus Pumpversuchen in Karströhrensystemen gewonnen werden können. Wie in Fig. 17 dargestellt ist, reagieren die Wasserstände im Feinklufsystem und innerhalb des Röhrensystems bei gleicher Wasserentnahme

(Pumprate: $1.0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) unterschiedlich in Abhängigkeit des simulierten Karströhrensystems. Im Umkehrschluss bedeutet diese Beobachtung, dass eine entsprechende Auswertung solcher Pumpversuche eine Möglichkeit zur geometrischen Charakterisierung des Röhrensystems darstellt, unter Voraussetzung einer entsprechenden Anzahl von Beobachtungsbrunnen.

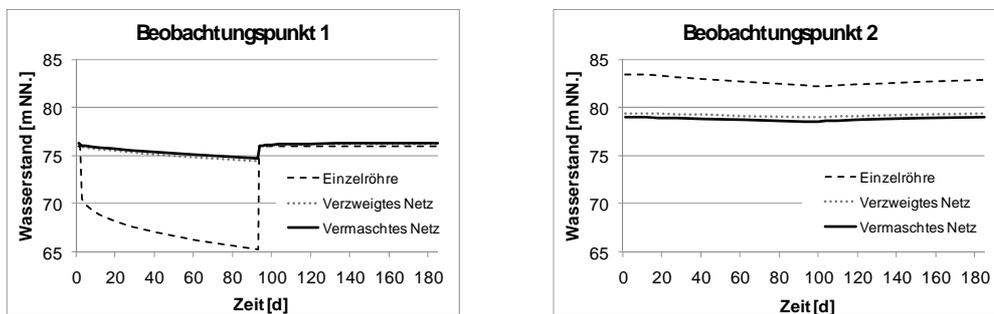


Fig. 17. Wasserstand in der Röhre (Beob.punkt 1) und in der Matrix (Beob.punkt 2) für eine Wasserentnahme von $1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ von $t = 1$ Tag bis $t = 92$ Tage

Karstgenese

Ein grundlegendes Verständnis der Entstehung von Karsthohlräumen kann wertvolle Informationen zur hydrogeologischen Charakterisierung von Karstgrundwasserleitern beisteuern. Als Anwendungsbeispiel wurde ein konzeptionelles Modell zur Entwicklung von Karsthohlräumen in mehrschichtigen artesischen Systemen entwickelt, welches das duale Fließsystem von Karstgrundwasserleitern durch hydraulische Kopplung eines diskreten Röhrennetzwerkmodells mit einem Kontinuummodell berücksichtigt. Das Kontinuummodell simuliert hierbei sowohl die Strömung in nicht lösungsfähigen Grundwasserleitern als auch in gering durchlässigen Feinkluftsystem des lösungsfähigen Gesteins. Die Bildung der Karsthohlräume wird mit Hilfe des Röhrennetzwerkmodells nachgebildet. Zu diesem Zweck werden Gesteinslösungsraten in Abhängigkeit von den Strömungsbedingungen berechnet und die Röhrendurchmesser entsprechend vergrößert. Die anfänglich gering durchlässige lösungsfähige Schicht ist dabei zwischen zwei aus unlöslichen Gesteinen aufgebauten Grundwasserleitern eingebettet. Die zur Hohlrumbaue erforderliche Strömung erfolgt transversal zur Gesteinsschichtung sowie lateral dazu in ausgedehnten, oftmals übereinander geschichteten Kluftsystemen und entlang ausgedehnter, intratrater Klüfte (Konzept der transversalen Karstgenese). Untersuchungen im Karstgebiet der West-Ukraine zeigen im Einklang mit den Modellergebnissen, dass die Genese von Röhrennetzwerken einerseits strukturell vorherbestimmt sein kann, andererseits aber auch durch landschaftsgeschichtlich bedingte Änderungen der hydraulischen Randbedingungen beeinflusst wird (BIRK et al., 2003). In Fig. 18 sind frühes und spätes Stadium der Karstgenese eines für die West-Ukraine typischen artesischen Systems dargestellt.

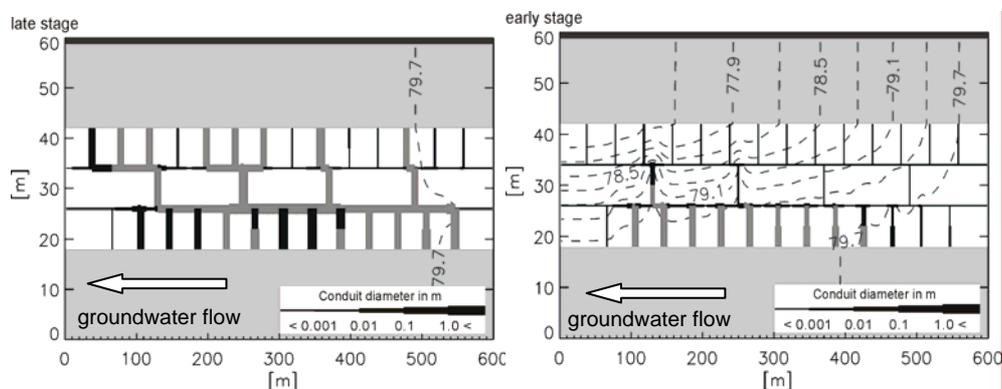


Fig. 18. Vertikales 2D-Modell zur Karströhrenentwicklung unter artesischen Bedingungen (Grauschattierung des Röhrennetzwerkes entspricht Konzentration des gelösten Gesteins)

In Fig. 18 ist die lateral ausgedehnte Entwässerungszone als schwarz durchgezogene Linie am oberen Rand der Modelldomäne dargestellt. Im linken Bereich ist das Modellgebiet durch einen undurchlässigen Rand begrenzt. Die Grauschattierung des Röhrennetzwerkes bezieht sich auf die Konzentration des gelösten Gesteins.

Zusammenfassung und Ausblick

Vorhandene Hybridmodelle sind in der Lage, die Strömungs- und Transportprozesse in Karst-Grundwasserleitern wiederzugeben. Aufgrund des Defizits hinsichtlich der Eingangsparameter sowie des eingeschränkten Anwenderkreises wurden solche Modelle bisher überwiegend zu Forschungszwecken eingesetzt. In den vorhergehenden Abschnitten wurden einige Beispiele mit Anwendungsmöglichkeiten gezeigt. Um mit den Modellen zukünftige praktische Fragestellungen zu beantworten, sind Erweiterungen notwendig wie effizientere Gleichungslöser und verbessertes Prä- und Postprocessing. Ebenso sollten weitere relevante physikalische Prozesse wie zum Beispiel instationäre Fließzustände und dichteabhängige Strömungen berücksichtigt werden.

Durch die zunehmende Verbreitung der Modelle (SHOEMAKER et al., 2008) in Verbindung mit neuen und innovativen Erkundungsmethoden für Feldstandorte, können numerische Hybridmodelle ein sinnvolles Werkzeug sein, um die Prozesse in Karstgrundwasserleitern besser zu beschreiben.

Literatur

- BIRK, S., LIEDL, R., SAUTER, M., TEUTSCH, G. (2003): Hydraulic boundary conditions as a controlling factor in karst genesis: A numerical modeling study on artesian conduit development in gypsum. *Water Resour. Res.* 39(1), 1004, doi:10.1029/2002WR001308.
- BIRK, S., GEYER, T., LIEDL, R., SAUTER, M. (2005): Process-based interpretation of tracer tests in carbonate aquifers. *Ground Water* 43 (3): 381-388.
- HARBAUGH, A. W., McDONALD, M. G. (1996): User's documentation for MODFLOW-96, an update to the U.S. Geological Survey Modular Finite-Difference Groundwater-Flow Model: U.S. Geological Survey Open-File Report 96-485.
- HARBAUGH, A. W. (2005): MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey modular ground-water model -- the Ground-Water Flow Process. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16.
- LIEDL, R., SAUTER, M., HÜCKINGHAUS, D., CLEMENS, T., TEUTSCH, G. (2003): Simulation of the development of karst aquifers using a coupled continuum pipe flow model. *Water Resources Research* 39(3): 1057.
- MARKSTROM, S. L., NISWONGER, R. G., REGAN, R. S., PRUDIC, D. E., BARLOW, P. M. (2008): GSFLOW—Coupled ground-water and surface-water flow model based on the integration of the Precipitation-Runoff Modeling System (PRMS) and the Modular Ground-Water Flow Model (MODFLOW-2005): U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-D1, 240 S.
- SAUTER, M., KOVÁCS, A., GEYER, T., TEUTSCH, G. (2006): Modellierung der Hydrodynamik von Karstgrundwasserleitern - Eine Übersicht. *Grundwasser* 11(3): 143-156.
- SHOEMAKER, W. B., E. L. KUNIANSKY, S. BIRK, S. BAUER, & E. D. SWAIN (2008): Documentation of a Conduit Flow Process (CFP) for MODFLOW-2005: U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A24.
- SWAIN, E. D., WEXLER, E. J. (1996): A coupled surface-water and ground-water flow model (MODBRANCH) for simulation of stream-aquifer interaction. USGS TWRI Book 6 Chapter A6.
- TAYLOR, G. I. (1953): Dispersion of soluble matter in solvent flowing slowly through a tube. *Proc. R. Soc. London Ser. A* 219: 186-203.
- TAYLOR, G. I. (1954): The dispersion of matter in turbulent flow through a pipe. *Proc. R. Soc. London Ser. A* 223: 446-468.

Instationäre Grundwassermodellierung als Prognoseinstrument bei Planung und Bewertung der Umwelteinflüsse von Flusskraftwerken am Beispiel zweier Murkraftwerke

T. Harum, G. Rock & A. Dalla-Via

JOANNEUM RESEARCH
Institut für WasserRessourcenManagement
Hydrogeologie und Geophysik
Elisabethstraße 16/II
A-8010 Graz

Zusammenfassung

Der Beitrag stellt die Bedeutung der instationären Grundwasserströmungsmodellierung als Instrument für die Prognose und Planung von technischen Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers in quantitativer und qualitativer Hinsicht am Beispiel der Untersuchungen hinsichtlich Umweltverträglichkeit zweier geplanter Murkraftwerke südlich von Graz dar.

Einleitung und Problemstellung

Flusskraftwerke stellen einen nicht unerheblichen Einfluss auf Grundwasserhaushalt, -strömung und -qualität dar. Die Errichtung ist ab einer gewissen Größe UVP-pflichtig. Gemäß österreichischem UVP-Gesetz ist der Istzustand darzustellen und dann die Veränderungen desselben in der Bau- und Betriebsphase und in der Nachsorge.

Im Folgenden wird das Beispiel einer Umweltverträglichkeitsuntersuchung des Fachbereichs Grundwasser (HARUM et al., 2007) für zwei geplante Laufkraftwerke an der Mur südlich von Graz kurz dargestellt.

Die STEWEAG-STEAG GmbH beabsichtigt an der Mur im Süden von Graz die Errichtung von zwei Laufwasserkraftwerken zwischen der A2-Südautobahnbrücke und dem Wasserkraftwerk Mellach (KW Gössendorf und KW Kalsdorf). Die Rohfallhöhen betragen gemäß Vorhabensbeschreibung bei Ausbaudurchfluss beim KW Gössendorf 11.18 m, beim KW Kalsdorf 11.21 m, die Stauraumlängen jeweils 3962 bzw. 3902 m, die Längen der Unterwassereintiefungsstrecken jeweils 3040 bzw. 2572 m, die maximalen Eintiefungsbeträge betragen jeweils 3.80 m.

Das geplante Vorhaben befindet sich im südlichen Grazer Feld, einem breiten mit z. T. mächtigen quartären Schottern gefüllten Becken, welche einen bedeutenden und intensiv genutzten Grundwasserleiter darstellen. Die Abgrenzung des Gebietes und der geologische Rahmen sind in Fig. 19 dargestellt.

Neben zahlreichen anderen Grundwassernutzungen bestehen im Untersuchungsgebiet drei große Trinkwasserversorgungsanlagen, für die Schutz- und Schongebiete ausgewiesen sind. Es sind dies (Wasserwerk Feldkirchen der Grazer Stadtwerke AG, Versorgungsbrunnen Kalsdorf und Gössendorf).

Eines der Hauptziele der im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung durchgeführten hydrogeologischen Untersuchungen war die Prognose der Auswirkungen der beiden geplanten Staustufen auf den Grundwasserhaushalt, Grundwasserspiegel, dessen Dynamik, Fließrichtungs- und Gefällsverhältnisse und Flurabstand sowie auf die Qualität des Grundwassers, welche wiederum sehr stark mit der Dynamik verknüpft ist.

Das Grazer Feld ist durch eine generell von den Talrändern zur Mur hin gerichtete Strömungsrichtung gekennzeichnet, die heutigen Flurabstände sind sehr stark durch den Einfluss der Murregulierung im 20. Jahrhundert geprägt (HARUM et al., 1997). Das Grundwasser tritt im Großteil des Gebietes in die

Mur aus, im Südteil mit sehr geringen Flurabständen exfiltriert es in die Lahnen in der Au (siehe Grundwasserschichtenlinien in Fig. 19).

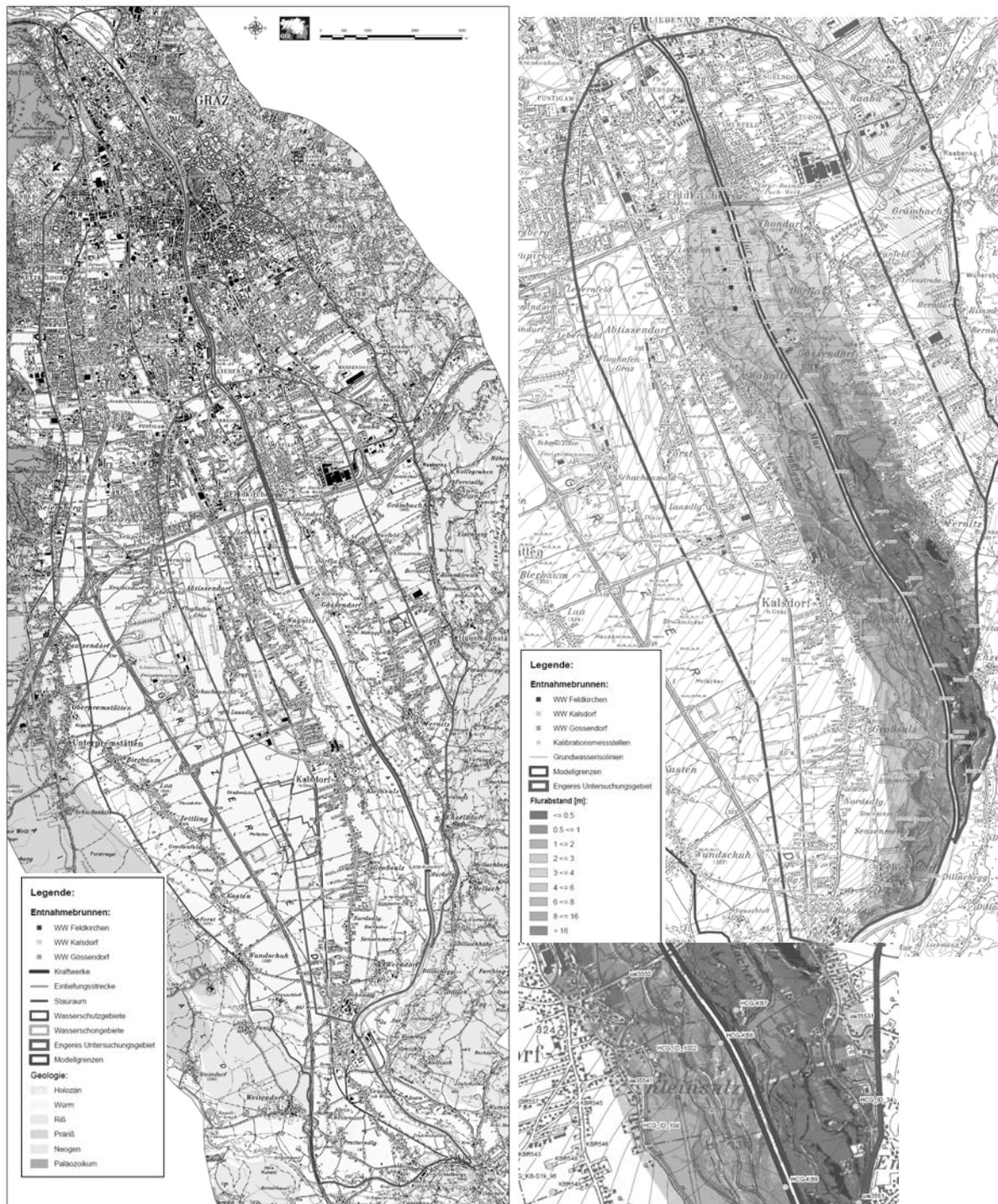


Fig. 19. Links: Geologische Randbedingungen, Abgrenzung des Projektgebietes. Rechts: Messstellennetz, simulierte Grundwasserschichtenlinien und Flurabstände des Grundwasserspiegels im engeren Untersuchungsgebiet. Rechts unten: Detailströmungsbild in der Au

Methodik

Zur Untersuchung der Grundwasserströmungsverhältnisse wurde für die beiden Grundwasserfelder (westlich und östlich der Mur) unter besonderer Berücksichtigung der Strömungsverhältnisse in der

Talae und im Zustrombereich der Brunnen Feldkirchen, Kalsdorf und Gössendorf jeweils ein 2D-horizontales Grundwasserströmungsmodell instationär kalibriert (Zeitraum 1993 – Juni 2006), wobei hierfür eine Verdichtung des Messstellennetzes im Auebereich erforderlich war. Durch die Simulation der geplanten Maßnahmen mit Hilfe des kalibrierten Modells ist es möglich, deren Auswirkungen auf die Grundwasserverhältnisse in Zeit (Vergleich von Grundwasserstandsganglinien an ausgewählten Punkten) und Raum (durch Differenzpläne des Grundwasserstandes zu ausgewählten hydrologischen Zuständen) zu quantifizieren. Die Modellierung wurde mit dem Programmsystem FEFLOW durchgeführt. Die Diskretisierung des Modellgebietes erfolgte durch insgesamt 47765 Dreiecke – Finite – Elemente, als Zeitschritte wurden durchgehend Tageswerte gewählt.

Im Modell wurden die folgenden Arten von Rand- und Ausgangsbedingungen verwendet:

- Die untere Begrenzung des untersuchten Grundwasserleiters – der Grundwasserstauer – wurde aus Bohrungen interpoliert.
- Die Startverteilung der Durchlässigkeiten und Porenvolumina im Untersuchungsgebiet wurde aus Unterlagen früherer und neuer Untersuchungen und Modelle festgelegt.
- Relevante Grundwasserentnahmen als wesentliche Kontrollgröße der Relevanz der kalibrierten Durchlässigkeiten und Porenvolumina standen in Form von Messdaten zur Verfügung bzw. wurden aus der erarbeiteten Datenbasis abgeleitet. Es wurden nur tatsächliche Entnahmen größerer Versorgungsbrunnen berücksichtigt und nicht die bewilligten Konsensmengen, die in vielen Fällen beträchtlich höher sind. Für den Zeitraum des Großpumpversuches (Entnahme von 420 l/s) beim Wasserwerk Feldkirchen Ende Jänner bis Mitte Mai 2006 lagen Entnahmedaten vor.
- Der Großpumpversuch diente einer verbesserten Kalibrierung des Modells, da durch ihn im Gegensatz zum normalen Istzustand (derzeit kein bis nur untergeordneter Betrieb des Wasserwerks) Infiltrationsbedingungen aus der Mur simuliert werden konnten. Weiters ermöglichten Untersuchungen des stabilen Umweltisotops Sauerstoff-18 eine genauere Ermittlung der Anteile von Flussinfiltrat im geförderten Brunnenwasser.
- Die Modellränder im Norden und Westen des westlichen Grundwassermodellgebietes wurden entlang von Grundwassermessstellen festgelegt. Die Ganglinien dieser Messstellen wurden zwischen den Pegeln linear interpoliert und als fixes (instationäres) Potential definiert. Der Südtteil des Modellgebietes wurde aus FANK & ROCK (1994) übernommen, es erfolgte aber eine Erweiterung nach N. Einzige im Vergleich zum bestehenden Modell neue Randbedingung ist eine auf Basis von Min.-Max.-Angaben des Tunnelbetreibers simulierte Ganglinie des versickernden Abflusses aus dem Plabutschunnel.
- Die Alimentation des östlichen Grundwasserfeldes durch die im Terrassenbereich über dem Grundwasserspiegel hängenden seitlichen Zubringer wurde als instationäre Leakage-Randbedingung definiert. Die Abflüsse wurden mittels des Niederschlag-Abfluss-Modells NAM simuliert, die Berechnung der Wasserspiegellagen erfolgte eindimensional mittels des gerinnehydraulischen Modells MIKE 11.
- Die Modellränder im Norden und Osten des östlichen Grundwassermodellgebietes wurden als instationäre Zuflüsse mittels des Niederschlag-Abfluss-Modells NAM simuliert.
- Die obere Randbedingung des Grundwasserströmungsmodells stellt die Grundwasserneubildung durch infiltrierende Niederschläge dar. Es wurden Neubildungsganglinien für die folgenden Typusflächen ermittelt:
 - Augebiet: Ermittlung aus Niederschlag - potentielle Referenzverdunstung unter Berücksichtigung der Schneeschmelzvorgänge.
 - Terrassenflächen: Summe aus Overlandflow, Interflow und Neubildung im Bereich des östlichen Talrandes (Ergebnis von NAM).
 - Offene Wasserflächen: Ermittlung aus Niederschlag minus potentielle Referenzverdunstung.
- Die Randbedingungen an der Mur und den Lahnen wurden teils als fixes (instationäres) Potential (Ganglinien der Mur auf die Modellknoten interpoliert) und teils als instationäre Leakage-Randbedingung definiert. Aufgrund der Ergebnisse des Pumpversuches beim Wasserwerk Feldkirchen konnte die Mur als Leakagerandbedingung kalibriert werden (In- und Exfiltrationsleakage).
- Da ein großer Teil des Auebereichs Exfiltrationsgebiet des Grundwassers darstellt, sind die Wasserspiegellagen der Augerinne und Mühlgänge von größter Bedeutung für die Güte der Modellkalibrierung. Die entsprechenden Vermessungsdaten wurden vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt.

- Aufgrund der großteils sehr geringen Flurabstände des Grundwasserspiegels ist der 10 m-Raster des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen zu ungenau. Es wurde daher im Auftrag der Energie-Steiermark eine Laserscanbefliegung durchgeführt, als Ergebnis liegt ein 1 m-Raster für den Aubereich vor.

Ziel der instationären Kalibrierung der beiden Grundwasserströmungsmodelle ist es, unter den vorher definierten Randbedingungen (Wasserspiegellagen Augerinne und Mur, Leakage, Grundwasserneubildung) durch Variation der Systemparameter Durchlässigkeit und nutzbares Porenvolumen eine möglichst gute Anpassung der berechneten an die gemessenen Grundwasserstandsganglinien zu erreichen. Ein weiterer Kontrollparameter bei der Kalibrierung sind die gemessenen Grundwasserabflüsse in den Lahn der Au. Ein Hauptaugenmerk wurde bei der Kalibrierung auf die Messstellen im engeren Projektgebiet (Kernzone) gelegt, es ist jener Bereich, in dem das Modell eine gute Prognosefähigkeit bezüglich der möglichen Änderungen durch das geplante Projekt benötigt (siehe Beispiel einer gemessenen und simulierten Ganglinie in der Au in Fig. 20).

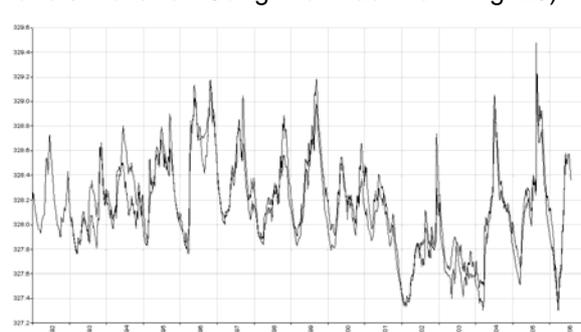


Fig. 20. Beispiel der gemessenen und simulierten Ganglinie des Grundwasserspiegels einer Messstelle im Bereich Feldkirchen (Pumpversuchsbedingte Absenkung von Jänner-Mai 2006)

Ergebnisse

Die Ergebnisse ermöglichten eine Prognose der Auswirkungen auf den Grundwasserhaushalt und dessen Dynamik. Ohne entsprechende technische Maßnahmen wären sehr weitreichende Auswirkungen auf das Grundwasser zu erwarten. Als Konsequenz wurde das instationäre Grundwassermodell dazu verwendet, in enger Kooperation mit dem Planer Maßnahmen zur Minimierung der Einflüsse zu entwickeln und deren Wirksamkeit für verschiedene Szenarios zu simulieren. Es sind dies folgende Maßnahmen:

- Oberwasser – Untergrundabdichtung, Begleitgräben und -drainagen
- Eine steuerbare Begleitdrainage im Bereich des Wasserwerks Feldkirchen zur Erhaltung der Dynamik und damit auch Qualität
- Schmalwände im Bereich der Unterwassereintiefungsstrecken zur Minimierung von Absenkungen des Grundwasserspiegels und damit negativen Auswirkungen auf die Vegetation in der Au.
- Dotation eines Augerinnes aus dem Stauraum

Literatur

- FANK, J. & G. ROCK (1994): Hydrogeologie und Grundwassermodell Kalsdorf.- Berichte der wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung, 76, 114 S, Graz.
- HARUM, T., G. ROCK & H. P. LEDITZKY (1997): Zum Einfluß der großen Murregulierung 1874-1891 auf das Grundwasser im Stadtgebiet von Graz - eine historisch-hydrologische Betrachtung.- Berichte der wasserwirtschaftlichen Planung, 81, 125-154, Graz (Austria).
- HARUM, T., G. ROCK, A. DALLA-VIA, H. P. LEDITZKY, Ch. RUCH, J. GOLDBRUNNER, Ch. KRIEGL & H. P. HEISS (2007): Wasserkraftwerke Gössendorf und Kalsdorf, Unterlagen zur Genehmigung gemäß §17 Abs. 1 UVP-G 2000 i.d.g.F., Band 4: Grundwasser.- Unveröff. Bericht Joanneum Research – Geoteam, 207 S, 5 Anhänge, 20 Kartenbeilagen, Graz - Gleisdorf.

Modellierung des Einflusses einer Versickerung von gereinigtem Abwasser auf das Grundwasser

A. P. Blaschke

Technische Universität Wien
Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie
Karlsplatz 13
A-1040 Wien

R. Kirnbauer

DONAUCONSULT
Zottl & Erber Zivitechnikergesellschaft mbH
Kloppstockgasse 34
A-1170 Wien

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit fasst die Ergebnisse zweier Forschungsprojekte zum Thema "Auswirkungen der Versickerung von biologisch gereinigtem Abwasser auf das Grundwasser" zusammen, wobei die Versickerung von gereinigtem Abwasser aus Gemeindekläranlagen und Kleinkläranlagen betrachtet wurden. Mit Hilfe von numerischen und analytischen Grundwassertransportmodellierungen konnte die Beeinträchtigung im Grundwasser berechnet werden. Mit Hilfe der Modelle ist es auch möglich, aus der Vielzahl der Prozessparameter die für die Fragestellung relevanten Einflussgrößen zu finden.

Einleitung

In Österreich werden 88.9 % der Abwässer der österreichischen Bevölkerung über Kanalisation und Abwasserreinigungsanlagen entsorgt (BLFUW, 2006a). Bei den restlichen 11.1 % handelt es sich um Einzelentsorgungsanlagen, welche teilweise nicht mehr als Stand der Technik entsprechen (z. B. undichte Senkgruben, Dreikammerfaulgruben) bzw. noch nicht angeschlossene Haushalte. Weiters wird aufgrund der teilweise dünnen und verstreuten Besiedlung in Österreich davon ausgegangen, dass ein Anteil von ca. 5 % der Bevölkerung über Einzel- oder Gruppenentsorgungsanlagen (< 50 EW) entsorgt werden muss. In Bereichen ohne ausreichende Vorflut können sich dabei Schwierigkeiten bei der Ableitung des gereinigten Abwassers ergeben. Als Alternativen sind dichte Senkgruben mit Abfuhr des Abwassers in eine Kläranlage oder eine Reinigung in Kleinkläranlagen mit anschließender Versickerung des gereinigten Abwassers in den Untergrund denkbar, wobei letztere Möglichkeit in Hinblick auf die hohe Priorität des Grundwasserschutzes in Österreich nur in Ausnahmefällen möglich erscheint (BLFUW, 2006b). Speziell in den dünn bzw. verstreut besiedelten Gebieten muss davon ausgegangen werden, dass nur in wenigen Fällen ausreichend detaillierte Informationen vorhanden sind, um eine Einschätzung der Belastung der Grundwasservorkommen aus der Abwasserentsorgung zu ermöglichen.

Das Ausmaß der Beeinflussung des Grundwassers durch Abwasseraustritte bei Leckagen (Kanal oder Senkgrube) oder bei einer Versickerung von gereinigtem Abwasser ist stark von den lokalen hydrologischen, geologischen und wasserwirtschaftlichen Verhältnissen abhängig und diese bestimmen auch den entsprechenden Handlungsbedarf (Sanierungsmaßnahme, Bewilligung, etc.) im jeweiligen Einzelfall. In den meisten Fällen werden die für eine detaillierte Beurteilung notwendigen umfangreichen hydrologischen, hydrogeologischen, chemischen und hygienischen Untersuchungen aus Zeit- und Kostengründen nicht oder nur eingeschränkt möglich sein. Um dennoch eine Beurteilung der Grundwasserbeeinflussung durch Einträge von ungereinigtem (Leckagen) oder gereinigtem Abwasser (Versickerung des Ablaufes von Kläranlagen) ohne großen Untersuchungsaufwand vornehmen zu können, können mathematische Modelle angewendet werden. Die theoretischen Grundlagen für die Transportmodellierung finden sich unter anderem in BEAR (1972), VAN GENUCHTEN (1981), MATHES (1982) und KINZELBACH (1987).

Bei verschiedenen Studien (DOHMANN, 1999; SCHIJVEN, 2001; BLFUW, 2006b) zeigte sich aber auch, dass bei Abwasserbelastungen neben chemischen Wasserinhaltsstoffen (Ammonium, Nitrat, Carbamazepin, etc.) speziell mikro-biologische Inhaltsstoffe (Bakterien, Viren) bei der Beeinträchtigung der Grundwasserqualität eine entscheidende Rolle spielen.

Für die Lösungen der Transportgleichungen sind eine Reihe numerischer Lösungsansätze (KINZELBACH, 1987; SCHÄFER, 1992; BARTH et al., 2005) vorhanden. Um den wichtigsten Vorteil von numerischen Methoden, die Berücksichtigung von Inhomogenitäten, nutzen zu können, ist jedoch eine möglichst genaue Kenntnis der Systemkenngrößen und Eingangsparameter notwendig, womit ein hoher Untersuchungsaufwand verbunden ist.

Eine Möglichkeit die Unsicherheit eine unzureichende Datenlage bei der Anwendung von numerischen Modellen zu verkleinern besteht darin, die Untergrundparameter (hydraulische Leitfähigkeit, Porosität, etc.) mit Hilfe der stochastischen Simulation zu erzeugen (SCHAFMEISTER, 1999; BLÖSCHL, 2006). Dabei wird auf Basis von Messdaten eine große Anzahl von möglichen unterschiedlichen Realisationen der Untergrundverhältnisse berechnet und darauf aufbauend Transportmodellrechnungen durchgeführt. Eine entsprechende Auswertung liefert dann eine Bandbreite der Stoffausbreitung, wobei anzumerken ist, dass auch hier die Anzahl von Messdaten und die gewählte Methode die Aussagegenauigkeit stark beeinflusst (BLÖSCHL, 2006).

Eine weitere Möglichkeit besteht in der analytischen Lösung der Gleichungen für den Stofftransport im ungesättigten und gesättigten Untergrund. Dabei ist die Annahme, dass die Untergrundverhältnisse homogen und isotrop sind eine der wesentlichsten Voraussetzungen. Um aber mit den im folgenden dargestellten analytischen Ansätzen eine gute Grundlage für eine Beurteilung der Auswirkungen eines Eintrages von Abwasser ins Grundwasser zu erhalten, ist jedoch auch hier eine entsprechende Variation der Eingangsparameter erforderlich.

Methode

Auf Basis der analytischen Lösungen der Transportgleichungen für die ungesättigte Bodenzone und den gesättigten Grundwasserbereich konnte die Ausbreitung verschiedener chemischer und mikrobieller Inhaltsstoffe modelliert werden. Die Modellparameter lassen sich dabei in Systemkenngrößen (Bodentexturklassen, Grundwassermächtigkeit, ...), Materialkenngrößen (hydrogeologische Parameter) und Stoffkenngrößen (Konzentrationen, mikrobiologische Parameter) einteilen. In Tab. 3 ist die Zuordnung der Parameter zu den drei Kategorien angeführt.

Tab. 3. Zuordnung der Parameter zu den Kategorien

Materialkenngrößen:	Hydraulische Durchlässigkeit k_s , Van-Genuchten-Parameter (Restwassergehalt r , Sättigungswassergehalt s , N , ..Porosität p_e , longitudinale Dispersivität α_L , transversale Dispersivität α_T , mittlerer Korndurchmesser
Stoffkenngrößen:	Stoffkonzentration, Abbauraten, Sticking Efficiency, Collision Efficiency, Virendurchmesser
Systemkenngrößen:	Bodentexturklasse, Mächtigkeit der ungesättigten Zone, Mächtigkeit des Grundwasserleiters, Grundwasserspiegelgefälle, Grundwasserneubildung, Vorbelastung des Grundwassers, Temperatur

Um der in der Natur vorhandenen Streuung der Eingangsvariablen (Konzentration, k_f -Wert und Porosität im Untergrund, Dispersivität, Abbauraten, Sterberaten oder Adsorptions- und Desorptionsraten) für die Transportmodellierungen und auch die Unsicherheiten bei der Bestimmung der Eingangsparameter (z. B. k_f -Wert) in den Modellierungsergebnissen zu berücksichtigen, wurden die Eingangsparameter jeweils über eine Verteilung beschrieben. Unter Anwendung der Carlo Methode wurden mit Hilfe dieser Verteilungen 4000 Datensätze mit allen notwendigen Eingangsparametern erzeugt und Modellrechnungen für die ungesättigte und gesättigte Bodenzone getrennt durchgeführt. Dabei waren die Ergebnisse der Berechnungen für die ungesättigte Bodenzone die Eingangsgrößen für die Modellrechnungen der gesättigten Zone (Grundwasser).

Ergebnisse der Modellrechnungen

Als Ergebnis der Modellrechnungen können die Fließstrecken, welche beispielsweise für die Einhaltung von 12.4 log-Stufen Reduktion von Viren für die Erreichung der Trinkwasserqualität nach erfolgter Versickerung von gereinigtem Abwasser erforderlich sind, angegeben werden. Die Tab. 4

enthält beispielhaft die Ergebnisse für Viren für den Fall mit 1 m Flurabstand und unterschiedlichen Grundwasserspiegelgefällen. Weitergehende Ergebnisse zeigen beispielhaft die Fig. 21.

Tab. 4. Erforderliche Fließstrecken für eine Reduktion enteraler Viren von 12.4 log-Stufen bei einem Flurabstand von 1 Meter, 95 %-Perzentil

Textur	GW-Gefälle [%]	Transportstrecke Viren, 12.4 log-Stufen, 95 %-Perzentil [m]
Sandiger Kies	1	600
Sandiger Kies	0.5	330
Sand	5	360
Sand	1	130
Sand	0.5	100
Sand	0.1	50
Lehmiger Sand	5	250
Lehmiger Sand	0.5	75
Lehmiger Sand	0.1	33
Sandiger Lehm	5	110
Sandiger Lehm	1	50
Sandiger Lehm	0.5	33

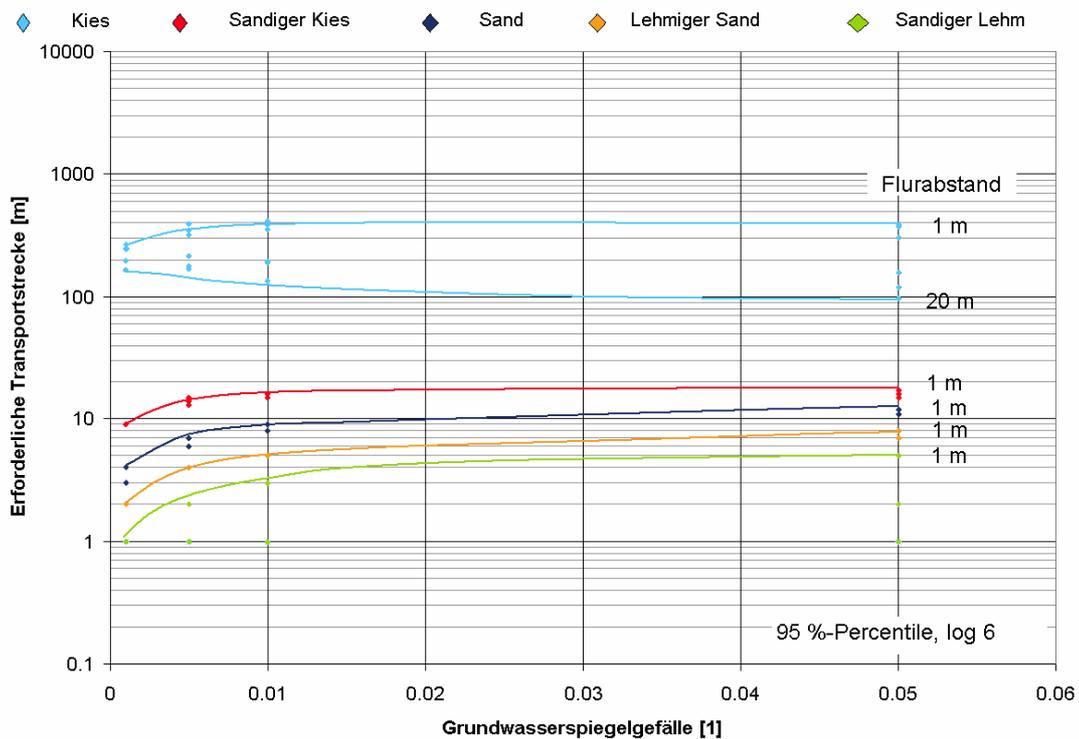


Fig. 21. Erforderliche Fließstrecke um die erforderliche Reduktion für Viren (enterale Viren) von 12.4 log-Stufen in 95 % der Fälle zu erreichen

Zusammenfassung

Die vorgestellte Methode der Transportmodellierung erlaubt auch bei geringer Information über die hydrologischen, hydrogeologischen und wasserwirtschaftlichen Verhältnisse im Fall einer Abwasserbelastung eine Abschätzung der Beeinflussung des Grundwassers vorzunehmen. Aus den Berechnungen einer großen Anzahl von Fällen, welche auf zufällig ausgewählte Datensätze der Eingangsgrößen beruhen, können durch Kombinationen der Systemkenngrößen (Bodentexturklassen, Grundwassermächtigkeit, Flurabstand, ...) die erforderliche Fließstrecken angegeben werden, ab welcher bei Einleitung eines gereinigten Abwassers (Menge eines 4 Personenhaushaltes) wieder mit einer Trinkwasserqualität des Grundwassers zu rechnen ist.

Danksagung

Die dieser Arbeit zugrunde liegenden Untersuchungen wurden durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft finanziert.

Literatur

- BARTH, G. R., M. C. HILL (2005): Parameter and observation importance in modelling virus transport in saturated porous media—investigations in a homogenous system. *Journal of Contaminant Hydrology* 80, pp. 107– 129.
- BEAR, J. (1972): *Dynamics of Fluids in Porous Media*. Dover Publications Inc., New York.
- BLÖSCHL, G. (2006): Geostatistische Methoden bei der hydrologischen Regionalisierung. In: *Wiener Mitteilungen, Wasser-Abwasser-Gewässer*, Band 197. Technische Universität Wien, pp. 21-39.
- BLFUW (2006a): Kommunale Abwasserrichtlinie der EU – 91/271/EWG - Österreichischer Bericht 2006. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft – Sektion VII, Wien.
- BLFUW (2006b): Auswirkung von Versickerung und Verrieselung von durch Kleinkläranlagen mechanisch-biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- DOHMANN, M. et al. (1999): *Wassergefährdung durch undichte Kanäle – Erfassung und Bewertung*. Berlin, Springer-Verlag.
- KINZELBACH, W. (1987): *Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser*. Oldenburg, München.
- MATHESS, G., PEKDEGER A. (1982): Survival and transport of pathogenic bacteria and viruses in groundwater. In: WARD CH., GIGER W., McCarty PL (eds) *Ground Water Quality*. John Wiley & Sons, New York, pp 472-482
- SCHAFMEISTER, M.-T. (1999): *Geostatistik für die hydrologische Praxis*. Springer, Berlin, 172 pp.
- SCHÄFER, W. (1992): *Numerische Modellierung mikrobiell beeinflusster Stofftransportvorgänge im Grundwasser*. R. Oldenburg Verlag München Wien. 156 pp.
- SCHIJVEN, J. F. (2001): *Virus Removal from Groundwater by Soil Passage – Modelling, Field and Laboratory Experiments*. Dissertation an der Technischen Universität Delft.
- VAN GENUCHTEN, M. T. (1981): Analytical solutions for chemical transport with simultaneous adsorption, zero-order production and first-order decay. *Journal of Hydrology* 49, pp. 213 - 233.

Modell-basierte technisch-ökonomische Bewertung und Optimierung von Grundwasserhaltungs- und -sanierungsmaßnahmen

M. Finkel & P. Bayer

Universität Tübingen
Zentrum für Angewandte Geowissenschaften
Sigwartstrasse 10
D-72076 Tübingen

Zusammenfassung

Bei der Planung und Bemessung technischer Maßnahmen im Grundwasser werden Grundwasserströmungs- und ggf. auch Stofftransportmodelle eingesetzt, um Prognosen der zu erwartenden Maßnahmenwirkung durchzuführen. In Frage kommende Verfahren und deren Varianten werden im Modell nachgebildet, um, basierend auf den Modellergebnissen, die optimale Lösung zu bestimmen. Hierbei sind neben den technischen, wirkungsbezogenen Kriterien, auch die zu erwartenden Maßnahmenkosten zu berücksichtigen. Die Optimierungsaufgabe wird in der heutigen Praxis nach wie vor häufig mit einem „Trial and error“-Vorgehen „gelöst“, d. h. es werden lediglich einige wenige Varianten untersucht, die der Erfahrung des Sachverständigen nach bevorzugte Varianten darstellen. Wesentlich bessere Lösungen können erreicht werden, wenn Grundwasser- und Kostenmodell mit modernen Optimierungsalgorithmen gekoppelt werden und im Sinne einer automatischen und intelligenten Suche angewendet werden. Im Rahmen des Vortrags werden hierzu zwei Beispiele vorgestellt.

Einleitung

Die modellbasierte technisch-ökonomische Bewertung (TOB) verfolgt im Gegensatz zur empirischen Optimierung einen systematischen Ansatz unter Verwendung entsprechender Bewertungs- und Simulationsmodelle. Die Herausforderung der TOB besteht darin, dass die aus technischer und ökonomischer Sicht beste Lösung in den meisten Fällen aus einer nahezu unbegrenzten Anzahl prinzipiell denkbarer Alternativen zu bestimmen ist und vielfältige standortspezifische Rahmenbedingungen zu beachten sind, die in der Mehrzahl nicht eindeutig quantifizierbar sind. Es ist also ein Optimierungsproblem bei Unsicherheit zu lösen. Entscheidend für eine erfolgreiche modellbasierte Optimierung sind (i) eine adäquate Übersetzung der Problemstellung, d. h. die Festlegung der Entscheidungsvariablen und der Einschränkungen der Optimierung sowie die eindeutige mathematische Formulierung der Zielstellung (die Zielfunktion) sowie (ii) die Wahl einer für die jeweilige Problemstellung geeigneten Optimierungsmethode. Die Verknüpfung zwischen Modell(en) und Optimierungsalgorithmus wird durch Schnittstellen realisiert, die den automatischen Ablauf der Optimierung (siehe Fig. 22) gewährleisten.

Das große Potenzial der modellbasierten Optimierung zeigen zahlreiche Forschungsarbeiten, darunter auch verschiedene Arbeiten der Autoren zur Optimierung von z. B. Pump-and-Treat-Systemen als hydraulische Sicherung von Grundwasserschäden (BAYER & FINKEL, 2004 und 2007), von In-situ-Reaktionswänden (BÜRGER et al., 2007), von Wasserreinigungsreaktoren (BAYER & FINKEL, 2005; KOUZNETSOVA et al., 2007) und Grundwasserhaltungsmaßnahmen (BAYER et al., 2008a; siehe unten: Fallstudie 1). Ein Schwerpunkt in jüngerer Zeit ist die Einbeziehung von Unsicherheiten in die Optimierung, sowohl hinsichtlich des Modellaufbaus (FINKEL et al., 2007; siehe unten: Fallstudie 2) als auch in Bezug auf die Modellparametrisierung (BAYER et al., 2008b).

Die für den Vortrag ausgewählten Fallstudien zielen insbesondere darauf ab, das Spektrum der Möglichkeiten und Vorgehensweisen bei der Kombination von mathematischen Simulationsmodellen mit einem Optimierungsalgorithmus aufzuzeigen, wobei mit den sogenannten „Entstochastisierten Evolutionsstrategien“ ein heuristisches Optimierungsverfahren eingesetzt wird. Dieses Verfahren, das von HANSEN & OSTERMEIER (2001) und HANSEN et al. (2003) vorgestellt wurde, erfüllt die Forderung

der Optimierung technischer Maßnahmen im Grundwasser nach einem effizienten und robusten Verfahren in nahezu idealer Weise.

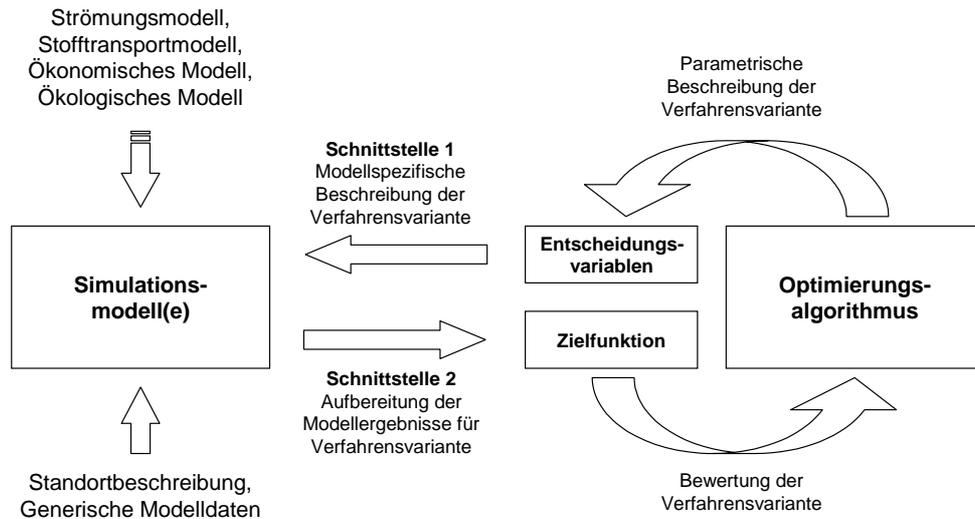


Fig. 22. Funktionsschema der Optimierung technischer Maßnahmen im Grundwasser mithilfe von Simulationsmodellen

Fallstudie 1: Wasserhaltung im Ruhrgebiet

Im ersten Teil des Vortrags wird die Optimierung einer langfristigen Wasserhaltung an einem Standort im Ruhrgebiet vorgestellt. Zu optimieren war die Steuerung der Entnahmeraten einer bestehenden Brunnenanlage aus insgesamt 13 Brunnen. Die Entnahmeraten der einzelnen Brunnen war so zu optimieren, dass Grundwasserspiegelabsenkungsziele an insgesamt 24 Orten bei einer minimalen Gesamtentnahmerate erreicht werden (siehe Fig. 23). Folgende Fälle wurden betrachtet: (a) Bestimmung der minimal erforderlichen Pumprate, Q_{\min} , bei Einhaltung aller Absenkungsziele, (b) Bestimmung von Q_{\min} bei Verletzung einer Absenkungszielvorgabe, (c) Bestimmung von Q_{\min} bei Verletzung zweier Absenkungszielvorgaben. Wie in Fig. 26 (unten) dargestellt ist, ließe sich mit den in der modellbasierten Optimierung ermittelten Brunnen-spezifischen Pumpraten die Gesamtpumprate um 6.2 % (Fall a), 8.4 % (b) bzw. um 18.5% (c) reduziert werden. Es ist offensichtlich, dass ein Ergebnis, wie in Fig. 25 gezeigt, durch ein „Trial and Error“-Vorgehen nicht erzielbar ist.

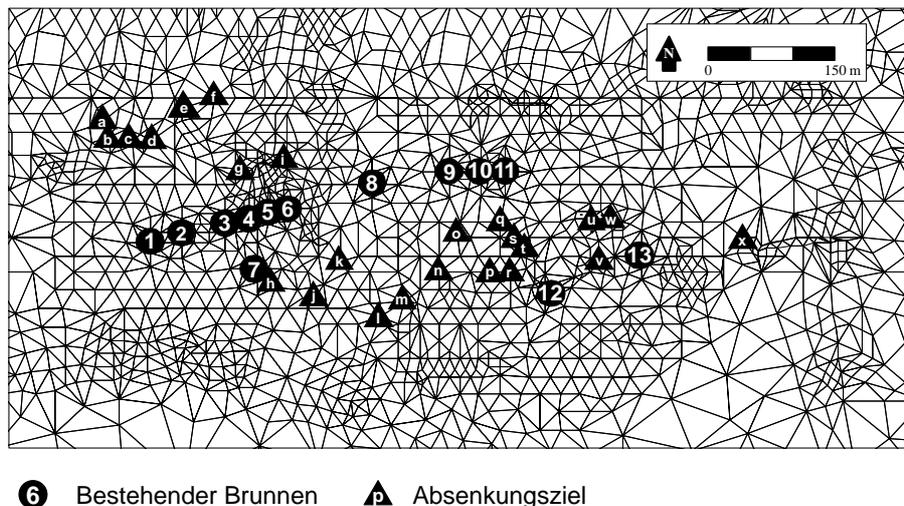


Fig. 23. Ausschnitt aus dem Modellgitter mit Lage der Absenkungsbrunnen und -ziele

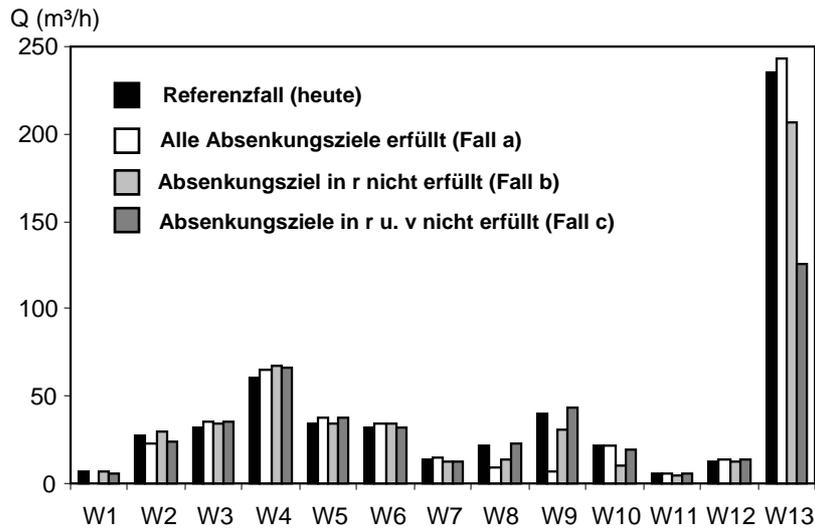


Fig. 24. Optimale Verteilung der Pumpraten an den einzelnen Brunnen W1 bis W13 für drei Optimierungsfälle. Die mit „r“ und „v“ bezeichneten Absenkungsziele wurden als „kritische“ Randbedingungen identifiziert, deren Einhaltung die mögliche Reduzierung der Gesamtpumprate bestimmt.

Fallstudie 2: Grundwassersanierung im Bereich einer Petrochemiefabrik

Gegenstand des zweiten Teils des Vortrags ist die Sanierung einer großflächigen Grundwasser-
verunreinigung im Bereich einer Petrochemiefabrik in Italien. Die Situation ist gekennzeichnet durch
divergierende Grundwasserströmungsverhältnisse (siehe Fig. 25 a) und ein großes Schadstoff-
spektrum mit zwei räumlich teilweise getrennten Schadstofffahnen (Fig. 25 b-d).

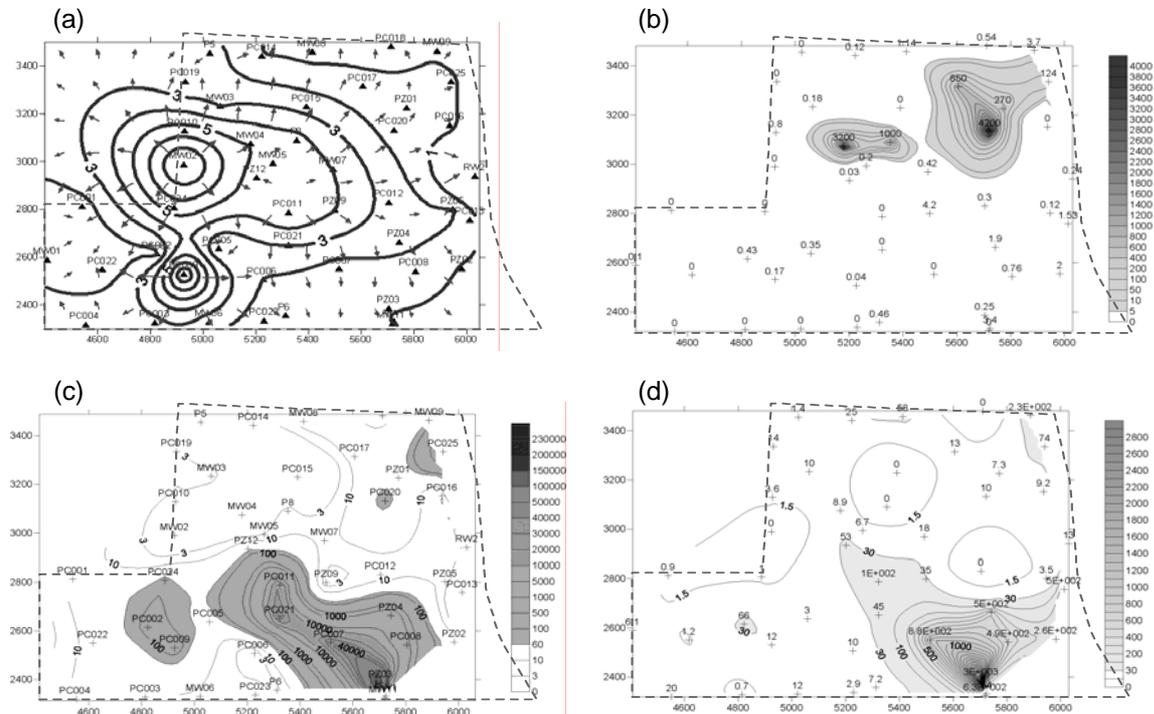


Fig. 25. Übersicht der Verhältnisse am Standort: (a) Piezometerhöhengleichungen, (b-d) Schadstoffkonzentrationsverteilung (in µg/l) von (b) Benzol, (c) 1,2-DCA und (d) TCE

Die Studie zeigt wie die technisch-ökonomische Optimierung von Pump-and-Treat-Systemen durch Kopplung verschiedener Modelle und einer schrittweisen Optimierung bestehend aus einer hydraulischen Optimierung und einer Optimierung der Wasseraufbereitung auf effiziente Weise durchgeführt werden kann. Die Besonderheit der hydraulischen Optimierung bestand dabei in der Suche nach einer Anordnung der Brunnen, welche eine getrennte Erfassung und dadurch eine kostensparende Aufbereitung unterschiedlicher Schadstoffe ermöglicht (siehe Fig. 26). Die Ergebnisse zeigen, dass die erforderlichen Entnahmeraten und die zu erwartenden Kosten für eine modellbasiert optimierte Sanierungsanlage wesentlich geringer sind als für das durch „Trial and error“ ermittelte Vergleichssystem.

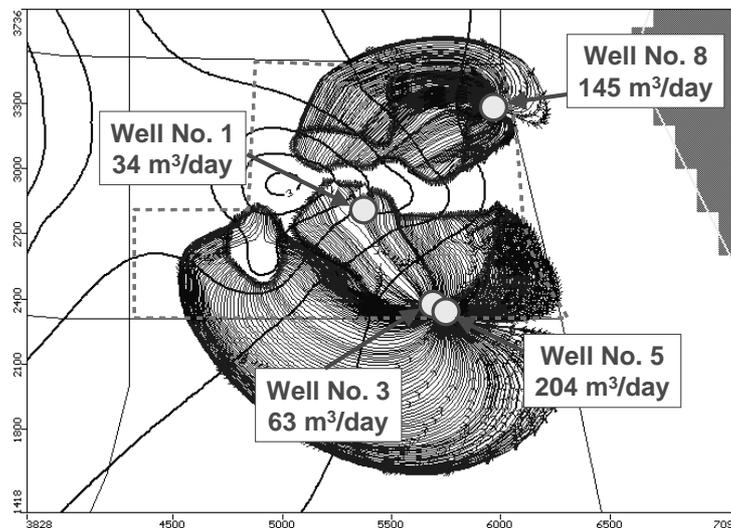


Fig. 26. Optimiertes Sanierungsbrunnensystem. Mit vier optimal positionierten Brunnen wird eine differenzierte Erfassung zwei verschiedener Schadstoffzonen erreicht.

Literatur

- BAYER, P. & M. FINKEL (2004): Evolutionary Algorithms for the optimization of advective control of contaminated aquifer zones. *Water Resources Research*, 40(6).
- BAYER, P. & M. FINKEL (2005): Modeling of sequential groundwater treatment with zero valent iron and granular activated carbon. - *Journal of Contaminant Hydrology*, 78, 129-146.
- BAYER, P. & M. FINKEL (2007): Optimization of concentration control by evolution strategies: Formulation, application, and assessment of remedial solutions. - *Water Resources Research*, 43, W02410, doi:10.1029/2005WR004753.
- BAYER, P., DURAN, E., BAUMANN, R. & M. FINKEL (2008a): Optimized Groundwater Drawdown in a Subsiding Urban Mining Area. Submitted to *Journal of Hydrology*.
- BAYER, P., BÜRGER, C. M. & M. FINKEL (2008b): Computationally efficient stochastic optimization using multiple realizations. *Advances in Water Resources*, 31(2), 399-417, doi:10.1016/j.advwatres.2007.09.004.
- BÜRGER, C. M., BAYER, P. & M. FINKEL (2007): Algorithmic funnel-and-gate system design optimization. *Water Resources Research*, 43(8), doi:10.1029/2006WR005058.
- FINKEL, M., SCHAD, H., BAYER, P., & L. LANTSCHNER (2008): Disjoined Capture and Treatment of Multiple Contaminant Plumes in Groundwater to Improve Cost-Efficiency of Remediation. Accepted for publication in *IAHS Red Book Series (Proc. Of Groundwater Quality 2007 - Securing Groundwater Quality in Urban and Industrial Environments)*.
- HANSEN, N. & A. OSTERMEIER (2001): Completely derandomized self-adaptation in evolution strategies, *Evolutionary Computation*, 9(2), 159-195.
- HANSEN, N., MÜLLER, S. D. & P. KOUMOUTSAKOS (2003): Reducing the Time Complexity of the Derandomized Evolution Strategy with Covariance Matrix Adaptation (CMA-ES). *Evolutionary Computation*, 11(1), 1-18.
- KOUZNETSOVA, I., BAYER, P., EBERT, M. & M. FINKEL (2007): Modelling the long-term performance of zero-valent iron using a spatio-temporal approach for iron aging. - *Journal of Contaminant Hydrology*, 90 (1-2), 58-80.

Quantile als Resümee der Resultate von instationären Grundwassermodellen

H. Kupfersberger & G. Rock

JOANNEUM RESEARCH
Institut für WasserRessourcenManagement
Hydrogeologie und Geophysik
Elisabethstraße 16/II
A-8010 Graz

Zusammenfassung

Im Zuge der Charakterisierung von Grundwasserleitern durch die Analyse von Grundwasserspiegelganglinien bzw. der Diskussion von Ergebnissen aus instationären Grundwassermodellen werden häufig Stichtagsbetrachtungen verwendet. Allerdings werden solche Termine oft nach subjektiven Kriterien gewählt und bei regionalen Aquiferen ist es überhaupt fraglich, ob sich zu einem Datum repräsentative Fließzustände definieren lassen. Als Alternative wird die Verwendung von Perzentilwerten des Grundwasserspiegels an 2 österreichischen Grundwassergebieten demonstriert. Es lässt sich zeigen, dass die auf Basis des 50 Perzentils ermittelte Grundwasserspiegelverteilung gut mit der an einem Stichtag übereinstimmt, der mit einer Zielfunktion für einen mittleren Zustand bestimmt wurde. Für relative Grundwassertiefenlagen ist die Übereinstimmung deutlich geringer, so dass mit Perzentilen eine eindeutigere Aquiferbeschreibung erzielt wird.

Einleitung

Bei der Interpretation von Grundwasserspiegelganglinien zur Bestimmung der Charakteristiken eines Grundwassergebiets stellt sich oft die Frage nach einer repräsentativen Lage des Grundwasserspiegels und den zugehörigen Grundwasserströmungsrichtungen und Fließgeschwindigkeiten. Häufig wird das Beobachtungsnetz des Grundwasserspiegels in einem Aquifer von verschiedenen Institutionen an unterschiedlichen Stellen mit jeweils individuellen Messintervallen betrieben. Somit stehen eventuell nur wenige taggleiche Messungen des Grundwasserspiegels dem Bestreben entgegen, dessen flächendeckende Interpolation durch Beobachtungen an möglichst vielen Messstellen gut abzusichern. In der Praxis werden oft solche Termine für eine Beurteilung des Grundwasserleiters herangezogen, an denen eine ausreichende Anzahl von Messungen vorliegt, ohne deren hydraulische Relevanz weitergehend zu analysieren.

Außerdem ergibt sich bei der Suche nach einem repräsentativen Stichtag in einem regionalen Grundwasserleiter ein systemisches Problem, wenn dieser von mehreren hydraulischen Prozessen in verschiedenen Teilgebieten bestimmt wird, die ganz unterschiedlichen Regimen unterliegen.

Bei der Bewertung von Simulationsergebnissen von instationären Grundwassermodellen müssen viele tausend Werte miteinander verglichen werden, da an jedem Netzknoten eine Ganglinie von Rechenergebnissen ermittelt worden ist. Somit ist für generelle Auswertungen, d. h. unter Beibehaltung der räumlichen Ausdehnung und des betrachteten Zeitintervall des Untersuchungsgebiets, eine Abstraktion der Detailergebnisse notwendig. Da Eingriffe in den Grundwasserleiter bzw. dominante hydraulische Prozesse typischerweise ortsbezogen sind, erfolgt die Abstraktion hauptsächlich in der zeitlichen Dimension.

Methode

Auf Basis dieser Bedingungen schlagen wir bei der zusammenschauenden Analyse von Grundwasserganglinien die Anwendung von Perzentilen vor. Perzentile der Ganglinie einer physikalischen Größe werden bestimmt, indem die Messwerte der Größe nach geordnet werden. Sodann kann die Grenze bestimmt werden, die von x Prozent der Messgröße unterschritten wird und somit die x Perzentile der Messgröße darstellt. Wird dieser Vorgang an jeder Ganglinie durchgeführt,

ist sichergestellt, dass solche Werte miteinander verglichen oder weiter verarbeitet werden, die nachvollziehbar auf die gleiche Art bestimmt worden sind.

Wenn die Messwerte der Größe nach geordnet werden, geht dabei allerdings ihre zeitliche Relation zueinander verloren. Dies bedeutet, dass der Median des Grundwasserspiegels bei verschiedenen Messstellen zu unterschiedlichen Zeitpunkten beobachtet worden sein kann.

Damit für eine hohe Zahl von Ganglinien in einer langen Betrachtungsperiode der Zeitpunkt einer relevanten Grundwasserspiegellage objektiv bestimmt werden kann, wird für jeden Tag ein bestimmter Perzentilwert über alle Messstellen berechnet. Um bei der Perzentilbestimmung auf eine möglichst hohe Anzahl von Messstellen und dadurch eine entsprechend räumliche Repräsentativität zu diesem Zeitpunkt zu kommen, wird bei fehlender Messung die Ganglinie linear zwischen den beiden benachbarten Beobachtungen interpoliert, wenn der Abstand zwischen diesen beiden Beobachtungen geringer als 30 Tage ist. Anschließend wird für jede Messstelle auf Tagesbasis die Abweichung des gemessenen bzw. interpolierten Grundwasserspiegels zum Perzentilwert für das gesamte Betrachtungsgebiet berechnet und für die Bewertung dieses Tages herangezogen. Derjenige Tag mit der geringsten Abweichung zum gewählten Perzentilwert wird als der Zeitpunkt betrachtet, der für das Gesamtgebiet den gewählten Fließzustand abbildet. Bei dieser Bewertung werden nur solche Termine in Betracht gezogen, an denen zumindest an 80 % der Messstellen Werte (gemessen oder interpoliert) vorhanden sind (d. h. eine etwaige Lücke in der Beobachtung kürzer als 30 Tage ist).

Prinzipiell können die Perzentile bei der Analyse von Grundwasserganglinien zur flächigen Charakterisierung eines Grundwasserleiters sowie beim Vergleich von mit Hilfe von numerischen Grundwassermodellen berechneten Szenarien, wo an jedem Netzknoten eine Ganglinie des Grundwasserspiegels vorliegt, verwendet werden. Um die Anwendung von Perzentilen zu begründen, ist somit der Nachweis zu führen, dass eine Grundwasserspiegellage, die aus statistisch bestimmten Werten an Messstellen interpoliert wird (keine hydraulische Kontinuität vorhanden), einer solchen entspricht, die zu einem Stichtag gemessen worden ist (hydraulische Kontinuität vorhanden).

Für den Fall der Aquifercharakterisierung ergeben sich daher die Vergleichsmöglichkeiten zwischen den flächigen Grundwasserspiegelverteilungen aus den interpolierten Stichtagswerten und den interpolierten Perzentilwerten. Für die Anwendung im folgenden Kapitel besteht darüber hinaus die Möglichkeit zum Vergleich zwischen den interpolierten Verteilungen und dem Zustand der Grundwasseroberfläche zu den Stichtagswerten aus einem instationären Grundwassermodell. Im Fall der Bewertung von instationären Modellvarianten entfällt die Notwendigkeit zur Interpolation innerhalb des Untersuchungsgebiets.

Ergebnisse

Die Anwendung von Perzentilen zur Analyse von Modellergebnissen wird beispielhaft im Murgrundwasserleiter westliches Grazer Feld durchgeführt. Im Zuge dessen werden die beiden Varianten Istzustand (d. h. nach der Modellkalibration) sowie die Implementierung der bewilligten Konsense für alle Förderbrunnen untersucht. Mit der oben beschriebenen Methode werden Stichtage statistisch bestimmt, an denen im westlichen Grazer Feld mittlere (sowie niedrige und hohe) Grundwasserspiegelverhältnisse vorliegen. Außerdem wurden für jeden Netzknoten die 25, 50 und 75 Perzentile bestimmt.

Der flächige Vergleich zwischen den numerisch berechneten Grundwasserspiegellagen zu einem Stichtag und den statistisch bestimmten Grundwasserspiegellage an den Netzknoten zeigt auf, dass sich maßgebliche Differenzen lediglich an den östlich und westlichen Zu- bzw. Abflussrändern ergeben, im Zentralstrombereich des Grundwasserkörpers aber praktische keine Unterschiede bei der Strömungssituation bestehen. Dagegen ergeben sich für das 25 Perzentil bei den Vergleichen beider Varianten zusätzlich deutliche Abweichungen im gesamten Stadtgebiet von Graz südlich bis zum Zentralfriedhof (Variante Istzustand) bzw. bis Puntigam (Variante Konsensmenge). Bei der 75 Perzentile sind solche Abweichungen weniger stark ausgeprägt und nur für die Variante Istzustand im nordwestlichen Stadtgebiet vorhanden.

Für das Gebiet des Marchfelds in Niederösterreich wird die entsprechende Vorgangsweise bei der Aquifercharakterisierung anhand von über 600 Grundwasserganglinien in der Periode zwischen 1993

und 2004 demonstriert. Die jeweilige Interpolation der Isolinien wurde in allen Fällen durch ordinary kriging durchgeführt.

Generell lassen sich ausgeprägtere Unterschiede zwischen den Stichtagswerten und den statistisch bestimmten Grundwasserspiegeln feststellen als beim Vergleich von Modellergebnissen (westliches Grazer Feld). Der Einfluss des Bisamsberg, der Gänserndorfer und der Schlosshofer Terrasse wurde dabei nicht berücksichtigt. Bei allen drei (25, 50 und 75) Perzentilen ergeben die interpolierten Stichtagswerte die niedrigsten Grundwasserspiegelhöhen. Bei der 75 Perzentile ist der Unterschied zwischen der interpolierten Verteilung aus Stichtagswerten und statistisch bestimmten Grundwasserspiegelhöhen am geringsten. Vom östlichen zum westlichen Teil des Marchfelds nehmen die Unterschiede zwischen den beiden interpolierten Fällen bei Verwendung der 25 und 50 Perzentilwerte ab. Wenn zu den bestimmten Terminen zusätzlich die mit einem instationären Grundwassermodell berechnete Grundwasserspiegellage zum Vergleich herangezogen wird, zeigt sich, dass diese Werte in der Regel am höchsten sind. Für den Median sind die numerischen Ergebnisse und die auf Basis der Mediane pro Messstelle bestimmte Grundwasserspiegelverteilung einander ähnlicher als die beiden interpolierten Verteilung zueinander. Bei der 75 Perzentile liegen die Isolinien aller drei Berechnungsvarianten eng zusammen.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Aus der Anwendung der Perzentile im westlichen Grazer Feld lässt sich folgern, dass bei der Analyse von mit einem instationären Modell berechneten Grundwasserstandsganglinien die subjektive Definition von relevanten Strömungszuständen (und zugeordneten Zeitpunkten) in einem Grundwasserleiter nicht notwendig ist und durch die exakte Bestimmung von Perzentilwerten ersetzt werden kann, da sich die Strömungsbilder kaum unterscheiden. Somit ist der Nachweis erbracht, dass statistisch, an jedem Netzknoten unabhängig voneinander bestimmte, Grundwasserspiegellagen ein quasi gleiches Strömungsbild in einem Aquifer ergeben, wie Stichtagsbetrachtungen mit hydraulischer Kontinuität. Durch die Verwendung von Quantilen zum Vergleich von Zuständen des Grundwasserleiters besteht die Gewissheit, dass Kennzahlen mit gleicher Grundlage herangezogen werden.

Bei der Anwendung der Perzentile im Marchfeld ergeben sich größere Abweichungen zwischen den Grundwasserspiegelverteilungen auf Basis der Stichtagswerte und der statistisch ermittelten Werte als bei der Analyse von Modellergebnissen, was mit der Notwendigkeit der Interpolation zusammenhängt. Die mit einem instationären Grundwassermodell, bei dem die maßgebenden hydraulischen Prozesse flächig im Detail berücksichtigt worden sind, an den bestimmten Terminen berechneten Grundwasserspiegelhöhen führen durchgehend zu höheren Spiegellagen. Für die 75 Perzentile ergibt sich eine gute Übereinstimmung zwischen den beiden interpolierten und der numerisch berechneten Grundwasserhöhenverteilung, beim Median gilt dies für das westliche Marchfeld. Generell hat sich für das Marchfeld die gewählte Vorgangsweise für die Bestimmung von für den Grundwasserleiter relevanten Stichtagen als zielführend erwiesen.

Bei beiden Anwendungen haben sich bei einem relativen Grundwassertiefstand (25 Perzentil) größere Unterschiede zwischen den Grundwasserspiegellagen aus Terminwerten und statistisch bestimmten Werten ergeben als bei einem relativen Grundwasserhochstand (75 Perzentil). Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, dass die Abweichungen zwischen den tatsächlichen Perzentilwerten an einem Netzknoten oder einer Messstelle und den Werten an einem bestimmten Stichtag für einen Grundwassertiefstand größer sind als für einen Grundwasserhochstand. Je nach Fragestellung lässt sich die Beschreibung der Fließzustände in einem Grundwasserleiter natürlich auch mit extremerem Perzentilwerten durchführen.

Modellierung eines Grundwasserstauers unter Berücksichtigung von unstetigen Oberflächen am Beispiel des Marchfeldes

A. Darsow & T. Hofmann

CENTER FOR EARTH SCIENCES, UNIVERSITÄT WIEN
Department für Umweltgeowissenschaften
Althanstrasse 14
A-1090 Wien

Zusammenfassung

Grundwasserleiter werden von unstetigen Oberflächenstrukturen wie zum Beispiel tektonischen Störungen durchzogen. Diese führen zu Problemen bei der Regionalisierung der Grundwasserleitergeometrie und den hydrogeologischen Parametern. Hauptziel der vorliegenden Studie ist es heterogene hydrogeologische Strukturen welche unstete Flächen hervorrufen in die Regionalisierung zu inkludieren. Im Untersuchungsgebiet Marchfeld werden diese Flächen durch neotektonische Strukturen hervorgerufen. Sie führen zur Ausbildung von starken Schichtversätzen mit Versatzhöhen von bis zu 70 m. Mit der vorgestellten Methode wird gezeigt wie diese Versatzbeträge in die Regionalisierung der Grundwasserleitergeometrie berücksichtigt werden können.

Die vorgestellte Methode kann in vielen verschiedenen Gebieten angewandt werden welche sich mit unsteten Flächen befassen.

Untersuchungsgebiet

Mit einer Fläche von ca. 1000 km² ist das Marchfeld einer der größten Porengrundwasserleiter Österreichs (Fig. 27). Es befindet sich östlich von Wien zwischen der Donau und der March südlich des Weinviertler Hügellandes. Das Marchfeld ist ein intensiv landwirtschaftlich genutztes Gebiet. Die Geländehöhe beträgt 194 m ü. A. im Nordwesten und 145 m ü. A. im Südosten.

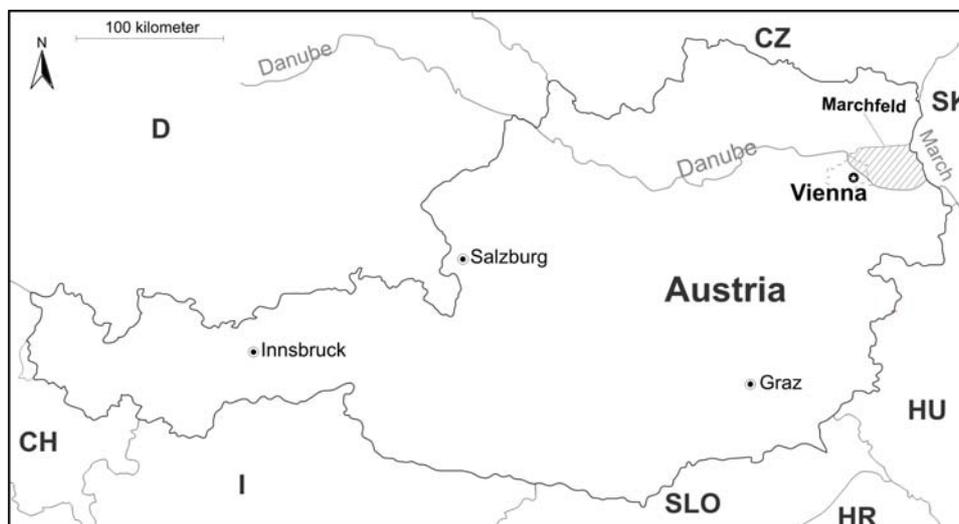


Fig. 27. Lage und Ausdehnung des Untersuchungsgebietes

Das quartäre Grundwasserleitersystem lagert miozänen Sedimenten auf (Pannonian, 11.5 bis 7.8 Mio. Jahre). Das Marchfeld gehört zum nördlichen Teil des Wiener Beckens, welches eine West-Ost Ausdehnung von 60 km und eine Nord-Süd Ausdehnung von 200 km) aufweist. Die Geometrie des

Beckens ist gekennzeichnet durch ein komplexes Nord-Nordost bis Nord gerichtetes Störungssystem, dem Vienna Basin Transformfault System (VBTF) (DECKER et al. 2005).

Der oberste zusammenhängende Grundwasserleiter des Marchfeldes ist ebenfalls durch die Aktivität der VBTF beeinflusst. Dies führte während des Pleistozäns zur Entstehung von drei Subsidenzbecken, dem Aderklaa-, Obersiebenbrunner- und Lasseer Becken. Die Basis des pleistozänen Grundwasserleiters ist teilweise von neotektonischen Aktivitäten beeinflusst. Diese sowie die Aktivitäten der VBTF haben zur Ausbildung von unsteten Flächen an der Basis des Grundwasserleiters geführt.

Methodik

Auf der Grundlage von 1107 ausgewerteten Bohrungen und der Verwendung von Stützpunkten aus der stratigraphischen Karte von GRILL (1968) wurde die Lokalisierung und anschließende Regionalisierung der Basisfläche des obersten Grundwasserleiters vorgenommen (Fig. 28).

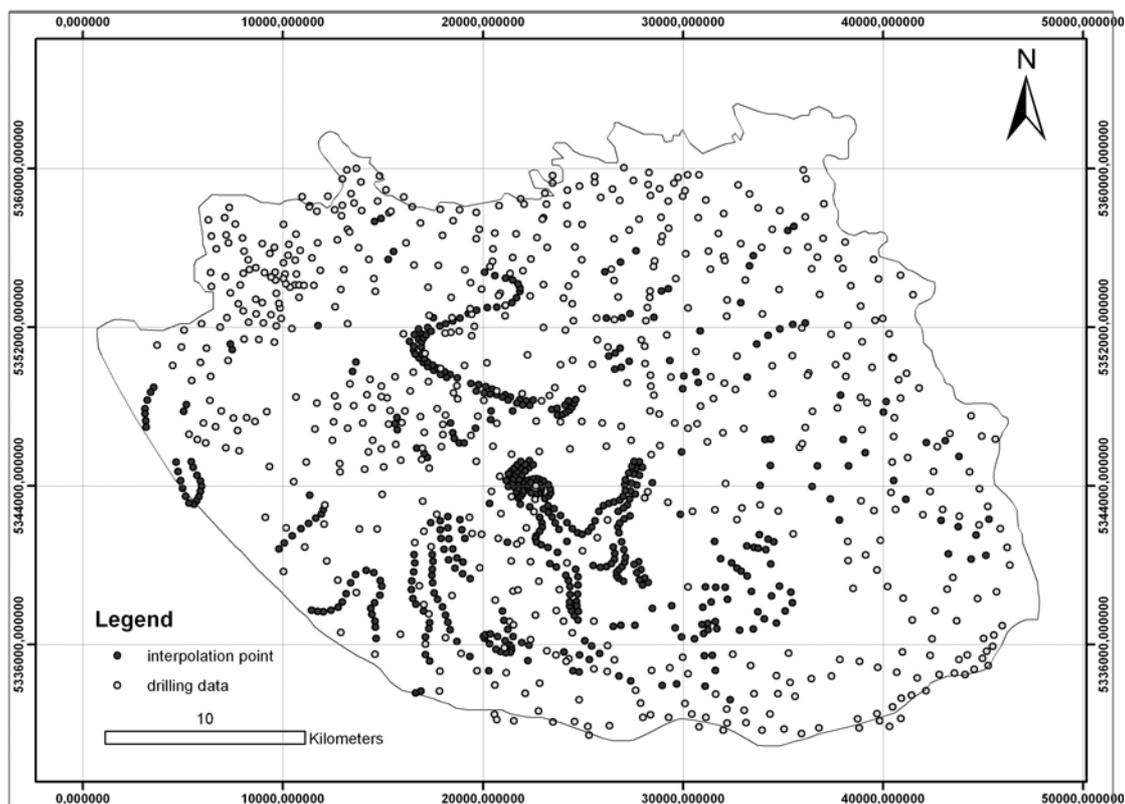


Fig. 28. Bohrdaten und verwendete Stützpunkte für die Regionalisierung der Grundwasserstauerkarte

Anhand des in Fig. 29 dargestellten Ablaufschemas wurden die Datenbearbeitung und Transformationschritte vorgenommen, welche für die Kombination von Ordinary Kriging und Inverse Distance Weighted notwendig waren.

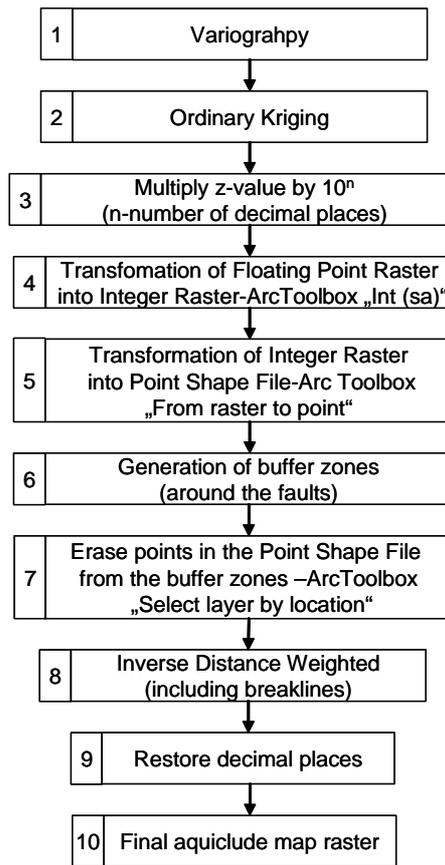


Fig. 29. Ablaufschema der Datenbearbeitung (DARSOW et al. submitted)

Ergebnisse und Ausblick

Der erste Grundwasserleiter im Marchfeld zeigt bedingt durch die Einflüsse neotektonischer Strukturen unstetige Oberflächen, die mit den herkömmlichen Interpolationstechniken schwer zu bearbeiten sind. Durch die angewendete Methodik der Kombination von Ordinary Kriging und Inverse Distance Weighted mittels der Verwendung von Bufferzonen in ArcMAP[®] ist es möglich, die unstete Geometrie der Grundwasserleiterbasis zu berücksichtigen. Durch die Auswertung von 1107 Bohrungen konnte gezeigt werden, dass in weiten Teilen des Marchfeldes die lithostratigraphische Grenze zwischen Tertiär und Quartär nicht der hydrostratigraphischen Grenze entspricht. Dies hat zur Folge, dass die Mächtigkeit des Grundwasserleiters insbesondere im nördlichen Teil größer ist als dies bislang angenommen wurde.

Es wurde eine Methode entwickelt welche die Implementierung von unsteten Flächen in die Regionalisierung von Punktdaten aus Bohrungen mittels ESRI ArcMAP[®] ermöglicht. Die Anwendbarkeit wurde am Beispiel des obersten Grundwasserleiters im Marchfeld gezeigt. Die verwendete Methode kann auch in anderen Bereichen angewendet werden, wo unstete Flächen berücksichtigt werden müssen.

Literatur

- DARSOW, A., SCHAFMEISTER, M.-TH., WENTER, F., POLTNIG, W., HOFMANN, T. (submitted): Aquifer bottom modeling of discontinuous surface structures using geostatistical regionalization techniques.
- DECKER K., PERESSON H., HINSCH R. (2005): Active tectonics and Quaternary basin formation along the Vienna Basin Transform fault. *Quaternary Science Reviews* 24(3-4):307-322.
- GRILL R. (1968): Erläuterungen zur Geologischen Karte des nordöstlichen Weinviertels und zu Blatt Gaenserndorf.- (Explanations of Geological Map of northeastern Weinviertel and Gaenserndorf). Geologische Bundesanstalt Wien.

Modellierung der Interaktion zwischen Fluss und Grundwasser: Zwei Beispiele aus der Region Zürich

F. Stauffer, T. Doppler & H.-J. Hendricks Franssen

ETH Zürich
Institut für Umweltingenieurwissenschaften
Wolfgang-Pauli-Strasse 15
CH-8093 Zürich

Zusammenfassung

In horizontalen zweidimensionalen Grundwassermodellen wird die Interaktion zwischen Fluss und Grundwasser gewöhnlich durch ein Leakage-Konzept beschrieben. Solche Konzepte basieren auf diversen Annahmen. Gewöhnlich wird eine lineare Beziehung zwischen Austauschrate und der Differenz zwischen Flusswasserspiegelhöhe und der piezometrischen Höhe im Grundwasser angenommen. Zwei Feldstudien aus der Region Zürich zeigen, dass der Leakagekoeffizient als Folge von Sedimentations- und Erosionsprozessen zweitabhängig sein kann. Zusätzlich zeigt sich bei der Infiltration auch eine Abhängigkeit von der Temperatur des Flusswassers. Weiter kann der Koeffizient von der Höhe des Flusswasserspiegels abhängig sein.

Einleitung

Das Problem der adäquaten Berücksichtigung der Interaktion zwischen Fluss und Grundwasser gehört zur Aufgabe der meisten Grundwassermodellierer. Die resultierenden Austauschraten (Infiltrations- oder Exfiltrationsraten) sind abhängig von der hydrogeologischen Situation und der hydraulischen Kennwerte und ihrer räumlichen und zeitlichen Verteilung, mit Einschluss der hyporheischen Zone. Weiter sind die Geometrie und die Kolmatierung des Flussbetts von großer Bedeutung. Beide können sich als Folge von Sedimentations- und Erosionsprozessen im Laufe der Zeit verändern und weiter von physikalischen und biologischen Faktoren beeinflusst sein.

In zweidimensionalen Grundwassermodellen wird häufig ein linearer Ansatz (RUSHTON & TOMLINSON, 1979) verwendet, um die Austauschrate Q_{Leakage} (Infiltrations- und Exfiltrationsrate) in Abhängigkeit von der Differenz zwischen Flusswasserspiegelhöhe und der piezometrischen Höhe im Grundwasser unterhalb der Flusssohle ($h_{\text{Fluss}} - h_{\text{Grundwasser}}$) auszudrücken, z. B. bezogen auf die Längeneinheit des Flusses:

$$Q_{\text{Leakage}} / L = k_{\text{Leakage}} \cdot (h_{\text{Fluss}} - h_{\text{Grundwasser}}) \quad (\text{Eq. 3})$$

Der resultierende Faktor wird häufig Leakagekoeffizient k_{Leakage} genannt (hier linienbezogen). Daneben existieren Ansätze, die sich auf die horizontale Flächeneinheit beziehen, und auch die ungesättigte Zone mitberücksichtigen, wie z. B. in MODFLOW, (McDONALD & HARBOUGH, 1984).

Die Austauschrate kann im Prinzip lokal gemessen werden (z. B. KALERIS, 1998) oder aus der Differenz von Durchflussmessungen im Fluss geschätzt werden. Gewöhnlich wird der Leakagekoeffizient aber durch Modellkalibrierung mit Hilfe von Messdaten bestimmt. Dabei stehen Daten der Grundwasserspiegelhöhe im Vordergrund. ZECHNER & FRIEDLINGSBORF (2004) benutzten zusätzlich Tracerdaten zur Untersuchung der Interaktion zwischen Fluss und Grundwasser. Wie konstant sind aber die Leakageparameter über die Zeit? BLASCHKE et al. (2003) konnten ein zeitabhängiges Verhalten nachweisen. CONSTANTZ et al. (1994) zeigten, dass auch saisonale sowie tägliche Schwankungen der Flusstemperatur von Bedeutung sein können.

Fallstudie Rhein bei Rheinau

Flusswasser aus dem Rhein bei Rheinau unterhalb von Schaffhausen (Schweiz) infiltriert entlang einer gestauten Strecke, welche durch Feinsedimente kolmatiert ist, in einen sandig-kiesigen Grundwasserleiter (Fig. 30). Bei Piezometer G11 beträgt die Mächtigkeit des Aquifers etwa 30 m.

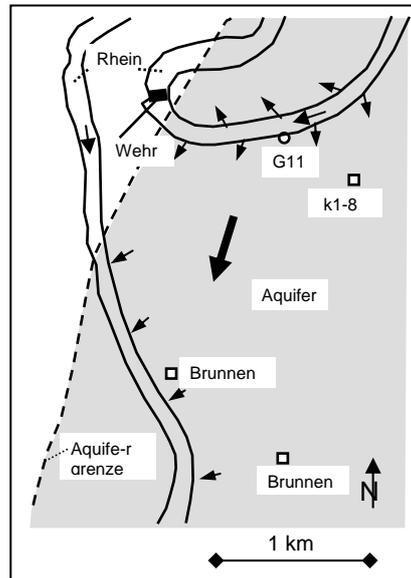


Fig. 30. Fallstudie Rhein bei Rheinau: Situation

Eine bedeutende Kolmatierung des infiltrierenden Flusses begann 1957 nach dem Bau des Kraftwerks Rheinau. Die piezometrische Höhe sank in der Nähe des Flusses innerhalb der ersten 12 Jahre um etwa 1 m. Seither ist der mittlere Grundwasserstand etwa konstant. Der Niveauunterschied zwischen Fluss- und Grundwasser beträgt etwa 3.5 m (Daten AWEL, 2006).

Da die Höhe der Flusssohle tiefer liegt als diejenige des Grundwasserspiegels neben dem Fluss ist die Anwendung von Ansatz 1 nahe liegend. Als Folge der ziemlich steilen Uferböschung kann die Flussbreite zudem als etwa konstant betrachtet werden. Wie aus Fig. 30 ersichtlich, infiltriert der Fluss auf beiden Seiten und stellt somit eine Wasserscheide dar, deren genauer Verlauf allerdings nicht bekannt ist. Im Folgenden beschränken wir uns auf die Infiltration in den südlichen Aquifer. Ein stationäres zweidimensionales Grundwassermodell wurde mit Hilfe von Wasserspiegelhöhen und Pumpversuchsdaten geeicht. Kalibrierparameter war der linienbezogene Leakagekoeffizient analog zur Gleichung Eq. 3. Der resultierende Wert war etwa 4 m/Tag.

Jahresmittelwerte der Höhe des Grundwasserspiegels waren in der Periode 1991-2004 etwa konstant. Da der Flusswasserspiegel durch das Wehr auf etwa derselben Höhe gehalten wird, resultiert eine etwa konstante Differenz Δh zwischen Fluss- und Grundwasserspiegel, allerdings mit der Ausnahme der Periode 2003 bis 2005. Ein relativer Leakagekoeffizient konnte mit Hilfe von Piezometerdaten (Jahresmittel) bestimmt werden. Fig. 31 zeigt den relativen Leakagekoeffizienten, skaliert mit der mittleren Transmissivität und der mittleren Differenz Δh . Der resultierende Jahresmittelwert des relativen Leakagekoeffizienten ist etwa konstant, mit Ausnahme der Periode 2002 bis 2005, in welcher ein leichte Abnahme zu verzeichnen ist. Der Effekt kann durch eine leicht erhöhte Sedimentation in dieser Periode erklärt werden, was zu einer erhöhten Kolmatierung und einem kleineren Leakagekoeffizienten führt.

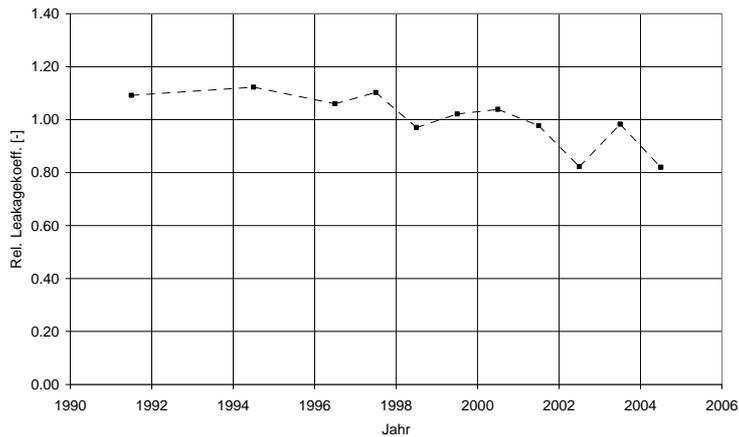


Fig. 31. Fallstudie Rhein bei Rheinau: Zeitliche Entwicklung des relativen Leakagekoeffizienten

Fallstudie oberes Limmattal bei Zürich

Der Grundwasserstrom im Zürcher Limmattal (Schweiz) beginnt im Bereich der Stadt Zürich durch Infiltration aus den Flüssen Sihl und Limmat (Fig. 32). Für den Bereich des oberen Limmattals wurde ein zweidimensionales Grundwassermodell erstellt und mit einem eindimensionalen hydraulischen Modell für den Wasserstand der beiden Flüsse gekoppelt. Zusätzlich wurde ein instationäres Modell für die Quantifizierung der Neubildung und der lateralen Zuflüsse formuliert, gestützt auf meteorologische Daten und ein Bodenwasserbilanzmodell. Das Ziel war die Abklärung der Frage, ob der Leakagekoeffizient entlang der Limmat über einen längeren Zeitraum als Konstante betrachtet werden kann oder nicht. Das Grundwassermodell wurde instationär mit Hilfe von Daten des Grundwasserstands (90 Piezometer) und des Flusswasserstands für die Perioden Mai-Juni 2004 sowie Juli-August 2005 geeicht (Daten Wasserversorgung Zürich). Die Periode zur Verifizierung umfasste insgesamt 13 Jahre (1992-2005). Insbesondere wurde der Flussabschnitt 3, welcher durch ein Kraftwerkswehr (Fig. 32) gestaut ist, analysiert.

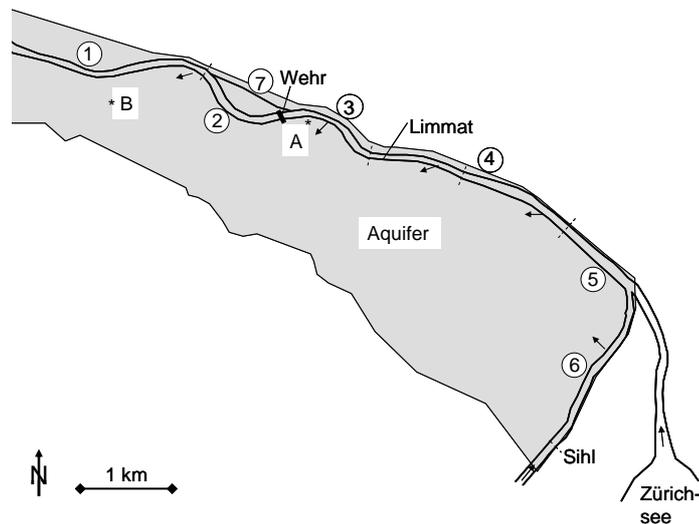


Fig. 32. Fallstudie oberes Limmattal bei Zürich: Situation mit Aquifer und Flussabschnitten

Der Vergleich der Modellresultate mit den Messdaten in der Verifikationsperiode hat drei Phänomene der Interaktion zwischen Fluss und Grundwasser aufgezeigt, welche alle als systematische Abweichung zwischen Modell und Beobachtungen zum Ausdruck kamen (DOPPLER et al., 2007):

- a. Das größere Hochwasserereignis im Mai 1999 hatte einen deutlichen und anhaltenden Einfluss auf die Interaktion zwischen Fluss und Grundwasser, hauptsächlich im gestauten Flussabschnitt 3 (Piezometer A, Fig. 32). Nach dem Hochwasserereignis war die Flusswasserinfiltration deutlich verstärkt, was auf verstärkte Erosionsprozesse zurückgeführt werden kann. Der resultierende mittlere Leakagekoeffizient (Jahresmittel, gemäß Gleichung Eq. 3) des Abschnitts 3 erhöhte sich von etwa 6 m/Tag auf etwa 12 m/Tag. Bis 2005 ist er etwa konstant geblieben.
- b. Saisonale Schwankungen der Flusstemperatur beeinflussen als Folge der Temperaturabhängigkeit der Viskosität die hydraulische Leitfähigkeit des Flussbettmaterials und damit den Leakagekoeffizienten und die Infiltrationsrate. Das Phänomen wird durch die forcierte Pumpfähigkeit der Wasserversorgung Zürich (Uferfiltratbrunnen) im Abschnitt 3 verstärkt. Eine quasi-stationäre Simulation hat gezeigt, dass die saisonalen Temperaturschwankungen einen Teil der Modellabweichungen erklären können. Als Folge der Temperaturschwankungen ändert der Leakagekoeffizient etwa um den Faktor zwei. Zusätzlich wird vermutet, dass saisonale Schwankungen in der Sedimentation und Erosion (kleinere Hochwasserereignisse) ebenfalls beitragen.
- c. Im Flussabschnitt 1 (Piezometer B, Fig. 32) unterhalb des Wehrs (nicht gestaute Strecke) lässt sich eine Zeitabhängigkeit des Leakagekoeffizienten erkennen. Als Folge der Geometrie des Flussquerschnitts ist er vom Flusswasserspiegel abhängig. Mit höherem Flusswasserspiegel können zusätzliche Böschungflächen zur Infiltration beitragen. Dieser Effekt kann im Prinzip durch ein Modell erfasst werden, welches die benetzte Fläche des Flussbetts mitberücksichtigt. Allerdings ist zu erwarten, dass als Folge der unterschiedlichen Durchlässigkeitsbedingungen im Flussbett immer noch ein zeitabhängiger Koeffizient resultiert.

Schlussfolgerungen

Die Interaktion zwischen Fluss- und Grundwasser wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst. Die beiden untersuchten Fallstudien in der Schweiz (Rhein bei Rheinau, oberes Limmattal bei Zürich) zeigen als Folge von Sedimentations- und Erosionsprozessen ein mehr oder weniger ausgeprägtes zeitabhängiges Verhalten des Leakagekoeffizienten. Zusätzlich zeigt sich bei der Infiltration auch eine Abhängigkeit von der Temperatur des Flusswassers. Weiter kann der Koeffizient von der Höhe des Flusswasserspiegels abhängig sein. Das instationäre Verhalten muss daher in der Modellierung in Betracht gezogen werden. Insbesondere ist eine periodische Überprüfung und nötigenfalls Neukalibrierung des Leakagekoeffizienten erforderlich.

Literatur

- AWEL, Amt für Abfall, Wasser, Energie, Luft Kt. Zürich (2006): Grundwasserschutzareal Rheinau / ZH; Hydrogeologische Datengrundlagen über das Grundwassergebiet Rheinau / ZH.- Unveröff. Bericht, Geol. Büro Dr. Lorenz Wyssling AG, Pfaffhausen, Zürich, Schweiz.
- BLASCHKE, A. P., K.-H. STEINER, R. SCHMALFUSS, D. GUTKNECHT & D. SENGSCHMITT (2003): Clogging processes in hyporheic interstices of an impounded river, the Danube at Vienna, Austria.- *Int. Rev. Hydrobiology*, 88, S. 397-413.
- CONSTANTZ, J., C. L. THOMAS & G. ZELLWEGER (1994): Influence of diurnal variations in stream temperature on streamflow loss and groundwater recharge.- *Water Resources Res.*, 30, S. 3253-3264.
- DOPPLER, T., H.-J. HENDRICKS-FRANSSSEN, H.-P. KAISER, U. KUHLMANN & F. STAUFFER (2007): Field evidence of a dynamic leakage coefficient for modelling river-aquifer interactions. *J. Hydrology*, 347, S. 177-187.
- KALERIS, V. (1998): Quantifying the exchange rate between groundwater and small streams.- *J. Hydraulic Res.* 36, S. 913-932.
- MCDONALD, M. G. & A. W. HARBAUGH (1984): A modular three-dimensional finite difference ground-water flow model.- USGS, Reston, Virginia.
- RUSHTON, A. E. & L. M. TOMLINSON (1979): Possible mechanisms for leakage between aquifers and rivers.- *J. Hydrology*, 40, S. 49-65.
- ZECHNER, E. & W. J. FRIEDLINGS-DORF (2004): Evaluating the use of canal seepage and solute concentration observations for aquifer parameter estimation.- *J. Hydrology*, 289, S. 62-77.

Koppelung von 2D-Überflutungsprognosen mit instationären Grundwasser-Strömungsmodellen

G. Rock & J. Fank

JOANNEUM RESEARCH
Institut für WasserRessourcenManagement
Hydrogeologie und Geophysik
Elisabethstraße 16/II
A-8010 Graz

Ch. Lanthaler

selbständig
Hochgreitweg 4
A-8046 Stattegg/Graz

Zusammenfassung

Im Zuge der Umweltverträglichkeitsprüfung für die Verbesserung des Hochwasserschutzes am Unterlauf des Kamp wurden die Auswirkungen der Hochwasserschutzmaßnahmen auf das Grundwasser untersucht. Um die 2D-Überflutungsprognosen mit dem vorhandenen instationären GW-Strömungsmodell zu koppeln wurde ein spezielles Modul als Zusatz zur Modellierungssoftware FEFLOW (Software zur Grundwasserströmungs- und Transportmodellierung der Firma WASY aus Berlin) entwickelt. Für das Koppelungsmodul wurden Infiltrationsparameter aufgrund von Überstau benötigt. Diese wurden mittels HYDRUS-1D (siehe SIMUNEK et. al., 1998) für die einzelnen Bodenformen ermittelt. Die Kalibration des Modells wurde anhand des gemessenen Hochwasserereignisses 1996 durchgeführt. Für die Simulation und den Vergleich von Ist- und Planzustand wurde ein HQ100-Ereignis herangezogen. Die Ergebnisse zeigten, dass nach Infiltrationen aus größeren Überflutungen in Teilgebieten mit geringen hydraulischen Durchlässigkeiten für einige Monate bis Jahre erhöhte Grundwasserspiegel auftreten können (detailliert beschrieben in FANK & ROCK, 2007).

Einleitung und Problemstellung

Im Zuge der Umweltverträglichkeitsprüfung für die Verbesserung des Hochwasserschutzes am Unterlauf des Kamp soll für das Amt der Niederösterreichischen Landesregierung die Auswirkungen der geänderten Hochwasserschutzmaßnahmen auf das Grundwasser prognostiziert werden. Für die Vorhersage der Überflutungen aufgrund der Fließgewässer steht eine, von der Werner Consult ZT GmbH durchgeführte, 2D-Abflussmodellierung zur Verfügung. Die instationären Überflutungen aus dem Abflussmodell müssen mit dem bereits vorhandenen Grundwassermodell KREMSEBUCHT (siehe FANK et. al., 2002), gekoppelt werden. In dieses Modell war der Prozess der Infiltration aus Überflutungen zu integrieren und anhand des Hochwasserereignisses von 1996, dessen Auswirkung in den gemessenen Grundwasserspiegeln aufgezeichnet ist, zu kalibrieren. Mittels dieses kalibrierten Modells sollten dann die Auswirkungen eines HQ100-Ereignisses jeweils mit den aktuellen und geplanten Hochwasserschutzdämmen auf das Grundwasser vorhergesagt und miteinander verglichen werden.

Lösungsansatz

Das bestehende Grundwassermodell KREMSEBUCHT ist mittels der Grundwassermodellsoftware FEFLOW für den Zeitraum 1.10.1992 bis 31.12.1999 kalibriert. Das Softwarepaket ermöglicht durch den sogenannten INTERFACEMANAGER die Integration von noch nicht in der Software berücksichtigter Prozesse. Der INTERFACEMANAGER ermöglicht das Einbinden von Softwareteilen, die vom Modellanwender selbst erstellt wurden. Auf dieser Basis wurde ein zusätzliches Softwaremodul (in der Folge ÜBERFLUTUNGSMODUL genannt) für FEFLOW erstellt, das die für die Grundwasserströmung dominanten Infiltrationsprozesse nachbilden kann.

Um die wichtigsten Einflüsse der komplexen Vorgänge im Zusammenhang von Überflutungen und Infiltration ins Grundwasser zu berücksichtigen wurde der Vorgang in drei Phasen (unterschiedliche Prozesse) unterteilt. Die einzelnen Phasen werden im folgenden Kapitel genauer beschrieben. Während der Simulation wurde vor jedem Zeitschritt (Zeitschrittlänge = 1 Tag) für jeden von der

Überflutung betroffenen Modellknoten die Infiltrationsphase abhängig vom Grundwasserspiegel des letzten Zeitschrittes ermittelt und damit die Knotenrandbedingung für den aktuellen Zeitschritt definiert.

Phasen des Überflutungsvorganges aus Sicht der Grundwasserströmung

In Fig. 33 sind die aus grundwasserhydraulischer Sicht unterschiedlichen Phasen des Überflutungsvorganges in ihrem Zeitablauf symbolisch dargestellt. Die Grundwasserganglinie ist als dünnere, die Überflutungsganglinie als dickere Linie symbolisiert. Die Pfeile symbolisieren die unterschiedlichen Infiltrationsraten während der einzelnen Phasen. Die Zeitskala ist nur zur Darstellung der Größenordnung zu verstehen, die einzelnen Phasen können naturgemäß sehr unterschiedlich lange andauern.

Mit Phase 1 beginnt die Überflutung des Geländes. Die Phase 1 umfasst den Beginn der Überflutung aus dem Oberflächengewässer, ist gekennzeichnet durch einen starken Anstieg des Grundwasserspiegels und endet sobald der gesättigte Grundwasserspiegel die bereits gesättigte Bodenzone erreicht hat. Während dieser Phase wird Wasser entsprechend der Infiltration aufgrund des Überstaus in das Grundwasser infiltriert. Im Modell wird aus der Überflutungsganglinie des Modellknotens die Überflutung zum aktuellen Zeitpunkt ermittelt und daraus die Infiltration aus der Infiltrationsgeraden (siehe folgendes Kapitel) als Knotenzuflussrandbedingung im Modell gesetzt.

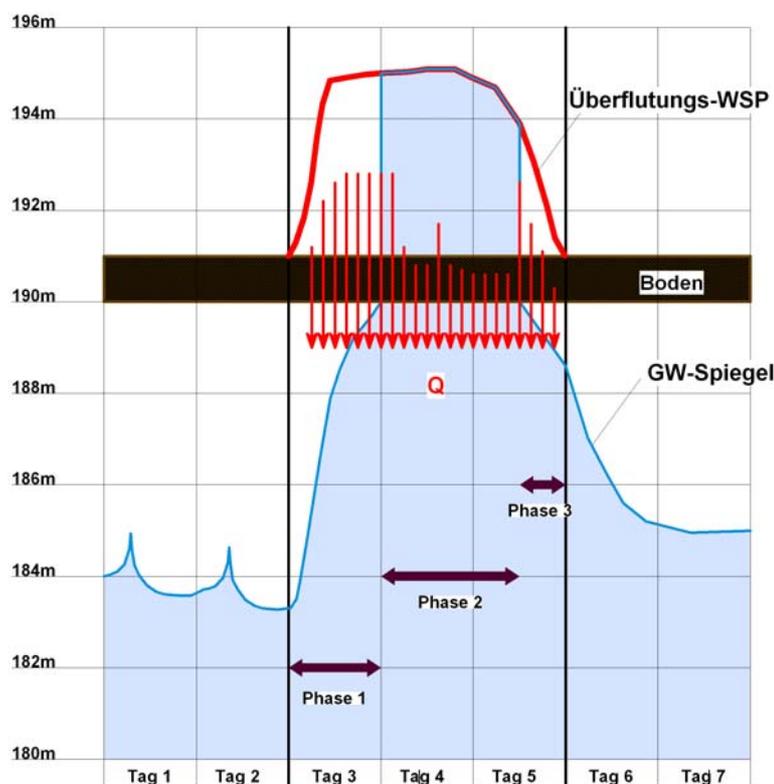


Fig. 33. Skizzierung der unterschiedlichen hydraulischen Phasen bei einem Überflutungsvorgang

Phase 2 beginnt sobald das Grundwasser die Bodenzone erreicht hat. Es existiert in dieser Phase keine ungesättigte Zone und das Potenzial des Grundwasserspiegels entspricht dem Überflutungswasserspiegel. Die Infiltrationsmenge ist vom horizontalen Abströmen des Grundwassers abhängig. Es wird jene Wassermenge infiltriert die notwendig ist, um den Grundwasserspiegel auf Überflutungswasserspiegel zu halten, jedoch maximal jene Wassermenge, die bei ungesättigten Verhältnissen durch den Boden infiltrieren kann (wie in Phase 1). Im Modell wird für alle betroffenen Modellknoten der Überflutungswasserspiegel aus der Überflutungsganglinie für den aktuellen Zeitschritt ermittelt und als Randbedingung 1. Art (fixer Grundwasserspiegel) gesetzt, solange die

Infiltration aus dem letzten Zeitschritt geringer ist als die Infiltration bei ungesättigten Verhältnissen. Ansonsten wird die infiltrierende Wassermenge als Zuflussrandbedingung gesetzt.

Phase 3 entspricht wieder der Phase 1. Je nach Verhältnis zwischen der Menge von infiltrierendem Wasser und horizontal abfließendem Wasser bildet sich wieder eine ungesättigte unter dem Boden aus. Im Modell wird in allen Knoten in denen der Grundwasserspiegel nicht die Bodenzone erreicht wieder die aufgrund von Überstau infiltrierende Wassermenge als Zuflussrandbedingung gesetzt. Je nach Situation kann die Phase 3 auch völlig entfallen, wenn bis zum Ende des Überstaus keine ungesättigte Zone auftritt.

Ermittlung der Infiltrationsparameter aufgrund von Überstau

Als Eingangsdaten für das „Überflutungsmodul“ wurde für jede Bodenform im Überflutungsbereich (aus der österreichische Bodenkarte) über die zugehörigen Bodenparameter mittels HYDRUS-1D für unterschiedliche Überflutungshöhen (10, 100 und 500 cm) die Infiltrationsrate über die ungesättigte Schotterzone bei Sättigung des Bodens berechnet. Aufgrund der Tatsache, dass die Infiltrationsrate proportional zur Überflutungshöhe zunimmt (solange unter den Bodenzonen ungesättigte Verhältnisse herrschen), konnte mittels dieser Infiltrationsraten die Geradengleichung für die direkte Berechnung der Infiltration aus der Überflutungshöhe definiert werden. Die geringere Infiltration aufgrund der Teilsättigung tritt nur innerhalb der ersten 20 h auf und wurde im vorliegenden Modellansatz vernachlässigt. Zusätzlich konnte aus den Bodeninformationen die Bodenmächtigkeiten definiert werden, die im Modell benötigt werden um zu entscheiden, ob unterhalb der Bodenzone noch eine ungesättigte Zone vorhanden oder bereits die völlige Sättigung erreicht ist.

Praktische Umsetzung

Der Prozess der Überflutung des Hochwasserereignisses von 1996 und dessen Auswirkung war im vorhandenen Modell vernachlässigt. Anhand der Überflutungen dieses Ereignisses, dessen Auswirkungen auf das Grundwasser durch die Pegelaufzeichnungen bekannt ist, konnte die Wirkungsweise des ÜBERFLUTUNGSMODULS überprüft und mit den vorhandenen Messungen verglichen werden. Danach wurden die Überflutungen eines theoretischen HQ100-Ereignisses für den Ist-Zustand und den geplanten Zustand modelliert und miteinander verglichen.

Aus den Modellergebnissen der 2D-Überflutungssimulation musste für jeden von Überflutung betroffenen Modellknoten (2423 Knoten bei HQ100-Bestand) zusätzlich zu den Geländehöhen die Überflutungsganglinien mittels eines speziell erstellten Moduls konvertiert werden. Die Ermittlung der Infiltrationsparameter für die 30 unterschiedlichen Bodenformen erfolgte wie bereits beschrieben mittels HYDRUS-1D. Das eigentliche ÜBERFLUTUNGSMODUL für die Simulationssoftware überprüft vor jedem Zeitschritt, ob an einem der von Überflutung betroffenen Modellknoten eine Überflutung eingetreten ist. Falls ja wird anhand des Grundwasserspiegels des letzten gerechneten Zeitschrittes die aktuelle Überflutungsphase ermittelt und die dafür notwendigen Randbedingungen errechnet und für den aktuellen Zeitschritt gesetzt. Auf diese Weise wurde der gesamte Modellzeitraum ab dem Hochwasserereignis in Tagesschritten berechnet. Anschließend wurden die Grundwasserspiegel sowohl flächenhaft für bestimmte Zeitpunkte als auch an den Grundwasserpegeln und zusätzlichen Punkten von erhöhtem Interesse als Ganglinien ausgewertet und die unterschiedlichen Zustände miteinander verglichen.

Ergebnisse

Der Vergleich der Ergebnisse der Simulation des Hochwasserereignisses von 1996 mit den vorhandenen Grundwasserspiegelmessungen an den Pegeln zeigte eine deutlich verbesserte Übereinstimmung gegenüber dem vorhandenen Modell. Es kann also davon ausgegangen werden, dass trotz Vernachlässigung einiger Teilprozesse die dominierenden Prozesse bei der Infiltration aufgrund von Überflutungen mittels dieses Modellansatzes nachgebildet werden können. Der Vergleich der Simulationen des HQ100-Ereignisses für den Bestand und den geplanten Zustand zeigt, dass in Überflutungsgebieten mit geringen hydraulischen Leitfähigkeiten und hohen ungesättigten Mächtigkeiten noch Monate, manchmal sogar noch Jahre nach dem Ereignis erhöhte Grundwasserspiegel auftreten. Fig. 34 zeigt den Vergleich zwischen gemessener und berechneter Ganglinie des Hochwasserereignisses von 1995 sowie zusätzlich den Vergleich der berechneten

Ganglinien für den Bestand und den geplanten Zustand an zwei GW-Pegeln. Am Pegel GW183 ist gut zu sehen, wie lange in einem Gebiet mit geringen Durchlässigkeiten erhöhte Grundwasserspiegel bei entsprechenden Überflutungen auftreten können.

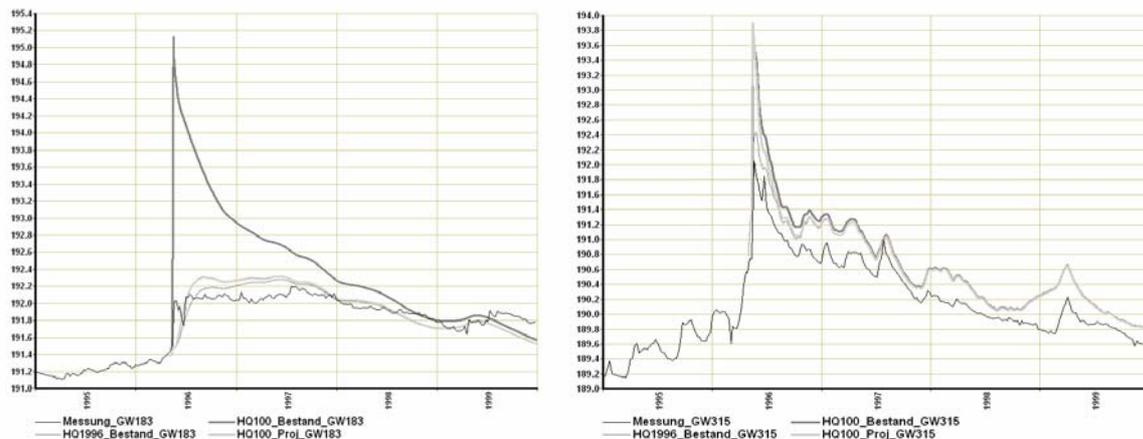


Fig. 34. Beispiel für den Vergleich von gemessenen und simulierten Grundwasserspiegeln von Hochwasserereignissen an den Pegeln GW183 und GW315

Schlussfolgerungen und Ausblick

Das für die Berücksichtigung von Infiltrationsvorgängen von Überflutungen entwickelte ÜBERFLUTUNGSMODUL als Ergänzung zu FEFLOW ist geeignet, die wesentlichsten dabei auftretenden Prozesse in Bezug auf die Grundwasserströmung zu simulieren. Zwischen Simulation und Messungen von tatsächlich aufgetretenen Ereignissen kann durch Einsatz dieses Moduls eine wesentlich verbesserte Übereinstimmung erreicht werden. In Überflutungsgebieten mit geringen hydraulischen Leitfähigkeiten und hohen ungesättigten Mächtigkeiten sind noch Monate, manchmal sogar Jahre nach einem Hochwasserereignis erhöhte Grundwasserspiegel zu beobachten. Dies ist sowohl auf infiltrierendes Hochwasser als auch durch das Aufreißen der Dichtschicht in den Fließgewässern zurückzuführen. In Gebieten mit derartigen Grundwasserhältnissen sollte der Einfluss von Überflutungen auf die Grundwasserströmung jedenfalls berücksichtigt werden. Weitere Verfeinerungen der Infiltrationsprozesse wie Verkleinerung der Berechnungszeitschritte und die Berücksichtigung von abflusslosen Mulden sind denkbar. In letzter Konsequenz wäre eine Zeitschrittgekoppelte Berechnung des 2D-Abflussmodells und des Grundwasserströmungsmodells notwendig, um die Aussagegenauigkeit weiter zu erhöhen.

Literatur

- SIMUNEK, J., M. SEJNA & M. TH. VAN GENUCHTEN (1998): The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple solutes in Variably-Saturated Media. U.S. Salinity Laboratory - Agricultural Research Service, Riverside, California, 204 p.
- FANK J., G. ROCK, A. DALLA-VIA, T. HARUM, G. ORTNER & W. POLTNIG (2002): Grundwassermodell "Kremser Bucht" - Endbericht. - Unveröff. Bericht, Inst. f. Hydrogeologie und Geothermie JOANNEUM RESEARCH, 156 S., 1 Anhang, 26 Beilagen, 2 CD's S., Graz.
- FANK, J. & G. ROCK (2007): UVP HWS Kamp. Grundwassermodell Kamp Unterlauf. Unveröffentlichter Zwischenbericht, JOANNEUM RESEARCH, Inst. f. WasserRessourcenManagement - Hydrogeologie und Geophysik, 8 S., Graz.

POSTERZUSAMMENFASSUNGEN

(Poster eingereicht bis 10. Juni 2008)

Hydrogeologische 3D-Raummodellierung komplexer, bruchtektonisch stark beanspruchter geologischer Strukturen - Grundlage für ein numerisches Grundwasserströmungs- und Transportmodell am Beispiel der industriegeprägten Region – Schkopau

A. Wollmann

G. Knab

lithosphere-east
Eigene Scholle 37
D-06120 Halle (Saale)

IHU Gesellschaft für Ingenieur-, Hydro- und Umweltgeologie mbH
Am Sportplatz 1
D-99735 Nordhausen-Leimbach

Die Region Schkopau ist seit über 70 Jahren industriell geprägt. Die Entwicklung der Region zu einem Zentrum der chemischen Großindustrie führte zu beträchtlichen Belastungen der Umwelt. Das hydrogeologische 3D-Raummodell dient als digitale Basis für ein numerisches Grundwasserströmungs- und Transportmodell und stützt sich hauptsächlich auf die drei Datenträger Bohrungen, Kartenmaterialien und digitales Geländemodell (DGM). Das mathematische Modell der Grundwasserströmung und des Stofftransports im Grundwasser soll der Begleitung der laufenden Maßnahmen zur Grundwassersanierung am Standort Schkopau dienen. Insbesondere werden auf Basis des Modells die hydraulischen Sanierungsmaßnahmen in ihrem Fortgang simuliert und unter Beachtung sich ändernder Randbedingungen angepasst und optimiert.

Die Festgesteinseinheiten des Untersuchungsgebietes aus überwiegend mittlerem Buntsandstein sind durch die saxonische Tektogenese, eine Bruchschollentektonik nördlich der Alpen, die in der unteren Kreide (Berrias) vor rund 145 Mio. Jahren ihren Ursprung hat charakterisiert und wurden entlang von Störungen in Horstschollen und Pultschollen „zerstückelt“ und als ganze Schollen, ohne dass es zur Faltung gekommen wäre, gesenkt oder gehoben. Außerdem kam es zu Staffel- und Grabenbrüchen. Somit ergaben sich für das Bearbeitungsgebiet 136 Störungen mit 106 verschiedenen großen Horst- und Pultschollen. Die gering nach Westen geneigten Buntsandsteinsedimente werden zumeist von Tertiären (Eozän) und Quartären Sedimenten überlagert. Das Basement bilden Gesteine des variszischen Orogens.

Das zur Modellierung verwendete System SIS4D (Subsurface Information System in 4D) bedient sich klassischer geologischer Arbeitsmethoden und basiert hauptsächlich auf der Konstruktion eines konsistenten geologischen Profilschnittnetzes und der Festlegung von Verbreitungsgrenzen einzelner geologischer Einheiten. Im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 35 bohrpunkt- und schichtflächengestützte Profilschnitte konstruiert, die das Grundgerüst der stratigraphischen Einheiten bilden. Vor dem Hintergrund der Implementierung von Sanierungsansätzen ist das 3D-Raummodell eine Interpretationshilfe für die Fragestellungen am Standort Schkopau.

Die geologischen Informationen des erarbeiteten geologischen Raummodells lassen sich strukturell klassifizieren und können für komplexe Analysen, Verschneidungen und Verknüpfungen in Geoinformationssystemen herangezogen werden. Die digitale Grundlage des dreidimensionalen geologischen Raummodells wurde für die Parametrisierung eines spezifischen hydrogeologischen Grundwasserströmungs- bzw. Transportmodells genutzt. Das mathematische Modell der Grundwasserströmung und des Stofftransports im Grundwasser basiert auf den Informationen zur Schichtgeometrie und zu den geohydraulischen Parametern, die aus dem hydrogeologischen 3D-Raummodell übernommen werden konnten. Die sehr komplexe Struktur der Festgesteinsschichten wurde adäquat übernommen. Das geometrische und Parametermodell wurde im Anschluss durch die zugehörigen instationären Randbedingungen ergänzt.

Im Anschluss an den Modellaufbau erfolgte eine umfangreiche instationäre Kalibrierung des Modells, die auf mehrjährigen Monitoringbeobachtungen zur zeitlichen Entwicklung des Grundwasserstandes und zur Schadstoffausbreitung basiert. Es liegen in etwa Angaben zu 300 Grundwassermessstellen, verteilt auf die sieben berücksichtigten Grundwasserleiter vor. Die Daten zum Betrieb von Förder- und Infiltrationsbrunnen sowie zum Wasserstand der Saale als dominierenden Randbedingung im Gebiet wurden in hoher zeitlicher Auflösung (Tages bis 14tägige Werte) bei der Kalibrierung berücksichtigt.

Das angepasste Modell dient der Nachrechnung des Sanierungsbetriebes sowie der Erstellung aktueller Prognosen zum Sanierungsfortgang. Bei festgestellten Defiziten in der Maßnahmewirkung werden Änderungen des Sanierungsregimes (Aufteilung bzw. Optimierung der Förder- bzw. Infiltrationsmengen der Sanierungsbrunnen, Positionierung und Festlegung der Fördermengen neuer Sanierungsbrunnen, u. a. m.) mit dem Modell in ihrer perspektivischen Wirkung untersucht und optimierte Konzepte zur weiteren Sanierung erarbeitet.

3D Modellierung der Interaktion zwischen Donau und Grundwasser

J. Derx & A. P. Blaschke

Technische Universität Wien
Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie
Karlsplatz 13
A-1040 Wien

Im Zuge eines Monitoringprogramms für das flussbauliche Gesamtprojekt östlich von Wien wurde ein dreidimensionales, hydrodynamisches Grundwassermodell im Bereich des Donauufers erstellt. Das Ziel des Monitorings ist es, die Auswirkungen von Eingriffen auf die Grundwasserverhältnisse zu untersuchen. Die vorgesehenen baulichen Maßnahmen bewirken Änderungen in der Geometrie der Gewässersohle und der Uferzonen, womit auch Änderungen in den Austauschvorgängen zwischen Grundwasser und Fließgewässer zu erwarten sind. Im ersten Schritt wird ein Prämonitoring durchgeführt, das zur Aufgabe hat, den Ist-Zustand der zeitlichen und räumlichen Grundwasserverhältnisse und die charakteristischen hydrologischen Systemzustände darzustellen.

Die hyporheische Zone ist durch die in ihr lebenden mikrobiellen Gemeinschaften von großer ökologischer Bedeutung und hat unter anderem auch Einfluss auf das Selbstreinigungsvermögen eines Gewässers. Die metabolischen Aktivitäten dieser Gemeinschaften bestimmen unter anderem den Abbau von Stickstoff und Phosphor im Porenwasser und beeinflussen auch deren Transportwege. Die gute Kenntnis der komplexen hydrodynamischen Beziehungen zwischen Fließgewässer und Grundwasser ist damit Voraussetzung, um die Relevanz der hyporheischen Prozesse für die Ökologie zu verstehen. Diese Arbeit befasst sich mit der zeitlichen Variabilität der Grundwasserströmung in der hyporheischen Zone der Donau. Als Untersuchungsgebiet wurde eine am rechten Ufer bei Hainburg gelegene Schotterbank gewählt. Neben den hydraulischen Randbedingungen im Modellgebiet kann im Modell auch der Einfluss der Temperatur auf die Dichte und Viskosität des Wassers und der Wechsel zwischen Überstau und Trockenfallen der Schotterbank berücksichtigt werden. Damit können die Austauschraten für verschiedene Strömungssituationen berechnet und mit den vorhandenen Messdaten verglichen werden und beispielsweise der saisonale Temperatureinfluss untersucht werden. Für die vorliegende Fragestellung wurde die Software SUTRA2d3d (Voss et al., 2003) ausgewählt. Dieses Programm berechnet die variabel gesättigte dreidimensionale Grundwasserströmung und ist ein hybrides finite Elemente - finite Differenzen Modell. Für die Erstellung des Maschennetzes und die erste Abschätzung der Verteilung der Bodenparameter dienten ein detailliertes Geländemodell und Bohrprofilaten. Für die flussseitige Randbedingung wurde ein Festpotential auf Basis einer vorab erstellten dreidimensionalen hydrodynamischen Modellierung der Donau gesetzt (TRITTHART, 2005), die mit den gemessenen 30-minütigen Wasserständen beim nächstgelegenen Pegel in Beziehung gesetzt wurden. Es wurden Simulationen über neun Tage im Oktober 2006 in Zeitschritten von 30 Minuten durchgeführt. Die hydraulische Leitfähigkeit und effektive Porosität im kiesigen Grundwasserkörper wurden anhand von kontinuierlichen Messungen in vier Grundwassermessstellen auf der Schotterbank kalibriert.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Grundwasserströmung stark vom zeitlichen Verlauf des Wasserstandes in der Donau geprägt ist. Das dreidimensionale Grundwassermodell bildet die Verhältnisse der kontinuierlichen Messungen auf der Schotterbank gut ab, wodurch auch eine gute Möglichkeit gegeben ist, die komplexen Austauschvorgänge zu simulieren. Als ein Teilergebnis ist festzuhalten, dass die saisonalen Temperaturänderungen eine signifikante Auswirkung auf die Austauschraten innerhalb der hyporheischen Zone der Donau haben.

Literatur

- TRITTHART, M. (2005) Three-dimensional numerical modelling of turbulent river flow using polyhedral finite volumes. - Doktorarbeit, Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie, Technische Universität Wien, A-1040 Wien.
- VOSS, C., PROVOST, A. (2003) SUTRA A model for saturated-unsaturated, variable-density ground-water flow with solute or energy transport. - User manual, U.S. Geological Survey, Reston, VA.

Optima Lobau - Hydraulische Modellierung der Fließgewässer und des Grundwassers

Ch. Habereeder & A. P. Blaschke

Technische Universität Wien
Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie
Karlsplatz 13
A-1040 Wien

Das Untersuchungsgebiet des Projektes „Optima Lobau“ ist die Lobau, eine urbane Auenlandschaft im Osten von Wien, die am nördlichen Ufer der Donau liegt. Die Lobau ist ein wertvoller Lebensraum bedrohter Tier- und Pflanzenarten und wird durch vielfältige naturschutzrechtliche Bestimmungen geschützt. Dieser Naturraum ist beispielsweise Biosphärenreservat, Ramsar sowie Natura2000 Schutzgebiet. Außerdem ist die Lobau Teil des Nationalparks Donau-Auen, der sich von Wien bis zur Staatsgrenze bei Hainburg erstreckt. In den letzten 130 Jahren hat sich das Landschaftsbild der Lobau im Zuge der Donauregulierung und der Errichtung des Hochwasserschutzes der Stadt Wien stark verändert. Der Hochwasserschutzdamm begrenzt die Lobau gegen die Donau. Eine Verbindung zwischen der Au und Donau besteht nur noch über eine Öffnung des Dammes, dem Schönauer Schlitz, am südöstlichen Ende der Lobau. Durch die beschränkte Anbindung der Donau fehlt der Lobau die charakteristische Dynamik von schwankenden Wasserständen der Fließgewässer.

Die Lobau liegt im Konfliktfeld unterschiedlicher ökologischer, ökonomischer und sozialer Interessen. Verschiedene Nutzungsansprüche wie beispielsweise der Hochwasserschutz und die Trinkwassergewinnung der Stadt Wien stehen den Anliegen des Nationalparks gegenüber. Eine Entwicklung in Richtung naturbelassener, ökologisch wertvoller Wildnis spricht gegen die Nutzung der Lobau als Naherholungsgebiet der ortsansässigen Bevölkerung. Das Projekt verfolgt das Ziel ein Entscheidungshilfesystem zu entwickeln, welches die Entscheidungsträger bei der Bewertung unterschiedlicher Managementstrategien für diesen Raum unterstützt. Es kommt die Methode der Multikriterienanalyse zum Einsatz. Dabei werden unterschiedliche Managementmaßnahmen durch wasserbauliche Grundscenarien erfasst, die von abgedämmten bis dynamischen Varianten im Vergleich zur IST-Situation reichen. Deren Auswirkungen werden durch spezifische Indikatoren mit Hilfe von hydro-morphologischen, ökologischen und sozio-ökonomischen Modellen beschrieben.

Im Rahmen der hydraulischen Modellierung wurden jeweils für die Oberflächengewässer und den Grundwasserkörper der Lobau zwei-dimensionale numerische Modelle erstellt und an der IST-Situation mit Bezug auf das Jahr 2003 kalibriert. In weiterer Folge wurden wasserbauliche Grundscenarien in numerische Modelle umgesetzt und die hydraulischen Auswirkungen auf das Gebiet der Lobau berechnet. Dabei stellte die Modellierung des flachen Geländes und der großen Anzahl an Gewässerflächen im Altarmsystem eine besondere Herausforderung dar. Eine Kopplung der beiden Modelle wurde über die Wasserstandsergebnisse der Fließgewässermodellierung, welche als Randbedingungen in die Grundwassermodellierungen eingehen, berücksichtigt. Die Berechnungen umfassten quasi-stationäre Zustände der Lobau bei verschiedenen Wasserführungen der Donau ($Q = 910 \text{ m}^3/\text{s}$, $2200 \text{ m}^3/\text{s}$, $3000 \text{ m}^3/\text{s}$, $4000 \text{ m}^3/\text{s}$, $5000 \text{ m}^3/\text{s}$), sowie instationäre Simulationen mit einer angenommenen Hochwasserwelle der Donau mit Abflüssen von $2200 \text{ m}^3/\text{s}$ bis $5000 \text{ m}^3/\text{s}$ über einen Zeitraum von 11 Tagen. Die Modellergebnisse beinhalteten flächendetaillierte Darstellungen der Wasserspiegelhöhen, Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten der Fließgewässer und des Grundwassers, sowie Flurabstände und Aufenthaltszeiten des Grundwassers. Zusätzlich wurden auch maximale Rückströmungsbereiche von Donauwasser in die Lobau über den Schönauer Schlitz für den IST-Zustand der Lobau aus den Modellrechnungen abgeleitet. Diese Simulationsergebnisse waren eine wichtige Grundinformation für die weiterführenden Modellierungen der einzelnen Fachgruppen des Projektteams. Für die wasserwirtschaftlichen Fragen konnten basierend auf den Ergebnissen der hydraulischen Modellierungen entsprechende hydrologische bzw. wasserwirtschaftliche Indikatoren für die Multikriterienanalyse ausgearbeitet werden. Dabei wurde speziell auf das Potential der Trinkwasserversorgung und eine mögliche Beeinträchtigung aufgrund einer dynamisierten Strömungssituation in der Lobau durch eine verstärkte Anbindung an die Donau eingegangen.

Messdatenerfassung im agrarwirtschaftlichen und hydrogeologischen Umfeld

J. Fank

JOANNEUM RESEARCH
Institut für WasserRessourcenManagement
Hydrogeologie und Geophysik
Elisabethstraße 16/II
A-8010 Graz

Das Grundwasser des Murtales wird bereits seit den 70er Jahren des 20. Jahrhunderts intensiv zur Trinkwasserversorgung der ansässigen Bevölkerung aber auch der durch geringe Wasserressourcen geprägten Ost- und Weststeiermark erfasst. Der Grundwasserleiter ist ein gering mächtiger, sehr gut durchlässiger Aquifer, der von seicht bis mittelgründiger Lockersediment-Braunerde überdeckt wird. Die dominanten Bodenarten sind Sande, lehmige Sande und sandige Lehme. Die Grundwassererneuerung erfolgt aus der Infiltration von Niederschlagswasser und aus der Wechselwirkung des Grundwassers mit den Oberflächengewässersystemen – in erster Linie der Mur. Daraus ist ersichtlich, dass dieses Grundwasser einem hohen Kontaminationsrisiko in erster Linie aus diffusen Quellen ausgesetzt ist. Vor allem die Nitratbelastung des Grundwassers aus der ackerbaulichen Bewirtschaftung entwickelte sich mit zunehmender Wassernutzung zu einem stetig steigenden Problem.

Am landwirtschaftlichen Versuchsfeld Wagner, ein Großparzellenversuch mit 32 Parzellen zu je etwa 1000 m² unter ortsüblicher maschineller Bewirtschaftung werden seit 1987 verschiedene ackerbauliche Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduktion des Nitrataustrages unter Berücksichtigung ökonomischer Gesichtspunkte untersucht. Während in den ersten Jahren unterschiedliche Düngemengen zu Mais im Mittelpunkt des Interesses standen, wurden in den Jahren 1993 bis 2003 Maismonokulturvarianten und regionstypische Fruchtfolgen unter Einhaltung der Grundwasserschutz-Vorsorgemaßnahmen in einem Grundwasserschongebiet untersucht. Seit dem Jahre 2004 werden am Versuchsfeld Wagner konventioneller, regionstypischer Ackerbau auf Grundlage der Grundwasserschongebietsverordnung mit organisch – biologischem Ackerbau verglichen. Um die Heterogenität der Bodenverhältnisse auszugleichen wurde für die Bewirtschaftung das Feld in vier Versuchsstreifen zu je 8 Parzellen unterteilt. Diese Streifen werden abwechselnd unterschiedlich bewirtschaftet. Grundsätzlich sind die am Versuchsfeld intensiv erkundeten Bodenverhältnisse hinsichtlich ihrer Ausprägung und auch hinsichtlich der Gründigkeit typisch für große Teile der Niederterrasse des Murtales südlich von Graz.

Zur Untersuchung der Wechselwirkung von Atmosphäre – Pflanze – Boden – Ungesättigte Zone – Grundwasser wurde im Jahr 1991 als Reaktion auf die stetig steigenden Nitratgehalte im Grundwasser die Forschungsstation Wagner errichtet. Die Ergebnisse trugen zusammen mit den Maßnahmen von Verwaltung und Landwirtschaft und der Umsetzung der behördlichen Verordnungen dazu bei, die Nitratgehalte soweit zu reduzieren, dass eine Grundwasserentnahme aus dem Murtal – Grundwasserleiter zur überregionalen Wasserversorgung möglich ist. Im Zuge der Umstellung des ackerbaulichen Versuches wurde im Jahr 2004 auch die Forschungsstation Wagner auf den technisch neuesten Stand gebracht. In zwei unterschiedlich bewirtschaftete Versuchsfelder wurden monolithische wägbare Präzisionslysimeter und bodenhydrologische Messprofile installiert, an denen die Wasserhaushaltsparameter an Referenz-Standorten detailliert gemessen und der hydrologische Zustand der ungesättigten Zone in seiner hochgradigen Instationarität mittels einer Vielzahl von OnlineSensoren horizontspezifisch in kurzen Zeitintervallen (10 Minuten) erfasst wird. Im Randbereich des Versuchsfeldes wurde 2006 unter Dauergrünland ohne Düngung (Mulchbewirtschaftung) ein Referenz-Präzisionslysimeter zur Messung der Wasserkreislaufparameter mit zugehöriger meteorologischer Station zur Erfassung der Parameter zur Berechnung der Gras-Referenzverdunstung errichtet.

Neueste wissenschaftliche Untersuchungen belegen die große Bedeutung der tieferen Teile der ungesättigten Zone, des Grundwasserkapillarsaums und des Grundwasserspiegelschwankungsbereiches und der dort ablaufenden Prozesse für eine Bewertung der Auswirkung von Maßnahmen an der Oberfläche auf die Grundwasserverhältnisse.