

HEFT **23.08**

**Hochwasser, Wassermangel, Gewässerverschmutzung –  
Problemlösung mit modernen hydrologischen Methoden**  
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2008  
27./28. März 2008 an der Leibniz Universität Hannover

Uwe Haberlandt, Bernd Riemeier, Max Billib, Hans-Reinhard Verworn,  
Hans-B. Kleeberg (Herausgeber)

Veranstalter des Seminars:

- ≈ Institut Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau,  
Leibniz Universität Hannover
- ≈ Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften in der DWA,  
Aachen
- ≈ Hauptausschuss Hydrologie und Wasserbewirtschaftung der DWA,  
Hennef



Uwe Haberlandt, Bernd Riemeier, Max Billib,  
Hans-Reinhard Verworn, Hans-B. Kleeberg (Herausgeber):

Hochwasser, Wassermangel, Gewässerverschmutzung –  
Problemlösung mit modernen hydrologischen Methoden

Beiträge zum Tag der Hydrologie 2008  
27./28 März 2008 an der Leibniz Universität Hannover

Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung; Heft 23.08

ISBN: 978-3-940173-96-6

Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften, 2008

#### Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung

**Herausgeber:**

Fachgemeinschaft Hydrologische  
Wissenschaften in der DWA  
Geschäftsstelle  
Theodor-Heuss-Allee 17  
D - 53773 Hennef  
Tel.: 02242/872 – 0  
Fax: 02242/872 – 135  
[info@FgHW.de](mailto:info@FgHW.de)  
[www.FgHW.de](http://www.FgHW.de)

**Vertrieb:**

DWA Deutsche Vereinigung  
für Wasserwirtschaft, Abwasser und  
Abfall e.V., Bundesgeschäftsstelle  
Theodor-Heuss-Allee 17  
D – 53773 Hennef  
Tel.: 02242/872 – 333  
Fax: 02242/872 – 100  
[vertrieb@dwa.de](mailto:vertrieb@dwa.de)  
[www.dwa.de](http://www.dwa.de)

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Heribert Nacken  
Fachgemeinschaft Hydrologische  
Wissenschaften in der DWA

**Druck und Binden:**

Vasen BigPrint, Hennef

Univ.-Prof. Dr. Uwe Grünewald  
Hauptausschuss Hydrologie und  
Wasserbewirtschaftung der DWA

**Umschlaggestaltung:**

Dorit Steinberger, München

© FgHW – Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 2008

Alle Rechte, insbesondere die der Übersetzung in andere Sprachen, vorbehalten. Kein Teil dieser Publikation darf ohne schriftliche Genehmigung der Herausgeber in irgendeiner Form – durch Fotokopie, Mikrofilm oder irgendein anderes Verfahren – reproduziert oder in eine von Maschinen, insbesondere von Datenverarbeitungsmaschinen, verwendbare Sprache übertragen werden.

Die wissenschaftliche Richtigkeit der Texte, Abbildungen und Tabellen unterliegt nicht der Verantwortung der Herausgeber.

## Vorwort

Das weit gefasste Rahmenthema für den Tag der Hydrologie lautete in diesem Jahr „Hochwasser, Wassermangel, Gewässerverschmutzung - Problemlösung mit modernen hydrologischen Methoden“. Es umschließt im Prinzip die drei großen wasserwirtschaftlichen Aufgaben "zu viel", "zu wenig" und "zu dreckig". Von diesen drei Problemen hat in Deutschland das erstere gegenwärtig das größte Gewicht. Dies zeigt sich z.B. an den enormen Schäden, die die großen Hochwasser von Oder, Elbe, Rhein und Donau der vergangenen Jahre verursacht haben. Doch auch bezüglich der Themen „Wassermangel“ und „Gewässerbelastung“ gibt es nationale Aufgaben, die vor dem Hintergrund des Klimawandels oder der aktuellen Entwicklung der Energiepflanzenproduktion zunehmend an Bedeutung gewinnen.

Die Teilnehmer aus Deutschland und dem benachbarten Ausland widmeten sich auf dem diesjährigen „Tag der Hydrologie“ besonders der Diskussion von neuen wissenschaftlichen Methoden. Vorgestellt wurden Beiträge, die sich mit der Identifikation und Modellierung von hydrologischen Prozessen, der Prognose von Veränderungen hydrologischer Variablen und dem Management kritischer wasserwirtschaftlicher Situationen vorwiegend auf der Einzugsgebietsskala beschäftigten. Im Vordergrund standen dabei innovative Ansätze, die auch eine erfolgreiche Übertragung in die wasserwirtschaftliche Praxis erlauben.

Entsprechend der Einteilung in Sessions während der Konferenz sind die schriftlichen Beiträge im vorliegenden Tagungsband jeweils einem der folgenden sechs Themen zugeordnet:

1. Hochwasser: Niederschlag,
2. Hochwasser: Analyse,
3. Hochwasser: Steuerung,
4. Hochwasser: Vorhersage,
5. Gewässergüte und Niedrigwasser,
6. Integrative Methoden.

Zum „Tag der Hydrologie“ 2008, der in diesem Jahr zum zehnten Mal stattfand, kamen ungefähr 300 Teilnehmer nach Hannover. Es wurden 40 Vorträge auf hohem Niveau teilweise in Parallelsessions gehalten und ergänzend 40 Posterbeiträge präsentiert. Von den Vorträgen sind 34 Beiträge im Tagungsband veröffentlicht. Alle Posterbeiträge sind auf CD enthalten. Die lebhaften Diskussionen haben sicher dazu beigetragen, dass die vorgestellten Methoden weiter verbessert und in vielen Fällen einer praktischen Anwendung zugeführt werden können. Die Veranstalter möchten an dieser Stelle noch einmal den Mitgliedern des wissenschaftlichen Komitees, den Gruß- und Gastrednern, den vielen Helfern und natürlich allen Sponsoren für die hervorragende Unterstützung danken.

Uwe Haberlandt, Bernd Riemeier, Max Billib, Hans-Reinhard Verworn, Hans-B. Kleeberg

Hannover, Juni 2008



**Inhaltsverzeichnis**

**Vorträge**

**Themenblock 1**

**Hochwasser: Niederschlag**

*Anna-Dorothea Ebner von Eschenbach, Uwe Haberlandt, Imke Buchwald,  
Aslan Belli:*

Stochastische raum-zeitliche Niederschläge für die deterministische  
Ermittlung von Bemessungsabflüssen

9

*Björn Guse, Annegret H. Thielen, Bruno Merz:*

Anwendung von Verteilungsfunktionen mit oberer Grenze in der  
Hochwasserstatistik

17

*Nicole Hinz, Jörg Dietrich, Uwe Petry, Markus Pahlow, Andreas Schumann:*

Analyse der Niederschlagsdisaggregation und deren Anwendung bei der  
Hochwassermodellierung

26

*Yeshewatesfa Hundecha, Markus Pahlow, Bastian Klein, Andreas Schumann:*

Entwicklung und Testung eines stochastischen Niederschlagsgenerators  
zur Erstellung hydrologischer Belastungsszenarien

34

*Stefan Krämer, Hans-Reinhard Verworn:*

Radarbasierte Vorhersage von Niederschlagsereignissen und ihre  
Vorhersagbarkeit – Analyse eines Einjahreskontinuums

42

*Heidi Kreibich, Isabel Seifert, Bruno Merz, Annegret Thielen:*

Anwendung und Validierung eines neuen Hochwasserschadensmodells  
für Unternehmen

50

*Ingo Schlüter, Gerd Schädler:*

Abschätzung der Variabilität extremer Niederschläge für das  
Hochwassermanagement

58

*Steffi Uhlemann, Annegret Thielen, Bruno Merz:*

Ableitung eines Ereignissets großräumiger Hochwasser in  
Deutschland

66

*Andreas Wahren, Karl-Heinz Feger, Kai Schwärzel, Gabriele Römer,  
Albrecht Münch, Ingo Dittrich:*

Landnutzungsabhängiger Gebietsrückhalt bei Hochwasser auf der Grundlage  
sozioökonomisch begründeter Zukunftsszenarien

73

## **Themenblock 2                    Hochwasser: Analyse**

<i>Helge Bormann, Nicholas Pinter, Simon Elfert:</i> Analyse der Ursachen der Verstärkung von Hochwasserereignissen an Deutschen Flüssen	82
<i>Jens Götzinger, András Bárdossy, Jochen Seidel, Gábor Bálint:</i> Untersuchung simultaner Hochwasserereignisse an mehreren Pegeln	90
<i>Margret Johst, Markus Casper:</i> Hochwasserentstehung in Kleineinzugsgebieten – Modell und Realität	98
<i>Ralf Merz:</i> Einflussfaktoren auf die Form der Hochwasserwahrscheinlichkeitskurve	106

## **Themenblock 3                    Hochwasser: Steuerung**

<i>Christoph Hübner, Manfred Ostrowski:</i> Optimierung von technischen Hochwasserschutzmaßnahmen unter Verwendung hybrider evolutionsstrategischer Algorithmen	114
<i>Matthias Kufeld, Christian Reuter, Holger Schüttrumpf:</i> Untersuchung der Wirksamkeit des Hochwasserrückhalts in Poldern	123
<i>Dirk Schüttemeyer, Dirk Meetschen, René Grasselt, Klaus Walbeck, Clemens Simmer:</i> Operationelles Hochwassermanagement mit Hilfe von fernerkundungs- gestützten Verfahren am Beispiel des Sieg/Agger Einzugsgebiets	131
<i>Stephan Seeling, Lukas Schefczyk, Henning Buddenbaum, Silvia Nilles</i> Visualisierung von Landschaftsveränderung und Hochwassergefahr als Beitrag zur verbesserten Risikowahrnehmung	139
<i>Detlef Wilcke, Friedhelm Sieker, Steffen Zacharias, Mariusz Merta:</i> Hydrologische Auswirkungen einzugsgebietsweiter Bewirtschaftungsmaßnahmen auf urbanen und ackerbaulich genutzten Flächen – dargestellt am Beispiel des Mulde- einzugsgebietes in Sachsen	147

#### **Themenblock 4                    Hochwasser: Vorhersage**

- Jörg Dietrich, Andreas Schumann, Michael Denhard,  
Sebastian Trepte, Yan Wang:*  
Anwendung von Ensembletechniken in der operationellen  
Hochwasservorhersage 155
- Peter Krahe, Claudia Rachimow, Marc Müller, André Assmann ,  
Jan Bliedernicht, Karlheinz Daamen, Christian Ebert, Katja Moritz,  
Michael Kunz, Janus Willem Schipper und Jörg Hennesdorf*  
Hochwasservorhersage und Hochwasserrisikomanagement im  
bayerischen Donaugebiet – Ergebnisse des EU-Projektes "PREVIEW" 163
- Sabine Pakosch, Markus Disse, András Bárdossy:*  
Entwicklung eines fuzzy basierten Regelsystems für die  
Hochwasservorhersage 171
- Andy Philipp, Gerd H. Schmitz, Johannes Cullmann, Thomas Krauß:*  
Hochwasservorhersage für schnell reagierende Einzugsgebiete unter  
Einbeziehung von Ensembles quantitativer Niederschlagsvorhersagen  
sowie unsicheren hydrologischen Vorbedingungen 180
- Kai Schröter, Martin Gocht, Bianca Kahl, Carlos Rubin,  
Manfred Ostrowski:*  
Zuverlässigkeit von Flash-Flood Vorhersagen unter der  
Berücksichtigung von Unsicherheiten 188
- #### **Themenblock 5                    Gewässergüte und Niedrigwasser**
- Michael Bach, Manfred Ostrowski:*  
Integrierte Modellierung von Abfluss und Stoffströmen für  
Einzugsgebiete mit komplexer Nutzung 196
- Ilona Bärlund, Jari Koskiaho and Sirkka Tattari:*  
The potential of continuous turbidity measurements to improve  
catchment scale sediment transport modelling 204
- Ruth Bittner, Günter Meon, Ulrich Maniak:*  
Modellbasierte ökologische Sanierungsstrategien für einen  
eutrophierten Flachsee zur Wasserbewirtschaftung 212

<i>Ralf Kunkel, Michael Eisele und Frank Wendland:</i> Analyse und Bewertung von Strategien zur Reduzierung der diffusen Nitratbelastung des Grundwassers - Bedarf und Effektivität landwirtschaftlicher Umweltmaßnahmen für ausgewählte Grundwasserkörper in Niedersachsen.	220
<i>Wolfram Mauser, Thomas Marke, Sara Stöber:</i> Klimawandel und Wasserressourcen: Szenarien über Niedrigwasserbedingungen im Einzugsgebiet der Oberen Donau	229
<i>Frido Reinstorf, Sebastian Leschik, Andreas Musolff, Karsten Osenbrück, Gerhard Strauch, Monika Möder &amp; Mario Schirmer:</i> Massenflüsse und integrierte Modellierung von urbanen Mikroverunreinigungen in der Stadt Halle/Saale	237
<i>Britta Schmalz, Nicola Fohrer, Katrin Bieger:</i> Integriertes Wasserqualitätsmanagement im ländlichen Raum	246
<i>Christina Weyer, Gunnar Lischeid, Stefan Peiffer, Kerstin Schulze, Werner Borken, Egbert Matzner:</i> Biogeochemische Abflussganglinienanalyse eines vermoorten Einzugsgebiets zur Untersuchung des Effekts einzelner Extremereignisse	255
<b>Themenblock 6</b>	<b>Integrative Methoden</b>
<i>Markus Casper, Marcus Herbst:</i> Modellevaluation und –identifikation mit Selbstorganisierenden Merkmalskarten (SOM)	261
<i>Jens Grundmann, Gerd H. Schmitz:</i> Unsicherheitsanalyse in der Niederschlags-Abfluss Modellierung	270
<i>Michael Rode, Daniela Balin, Hyosang Lee &amp; Haytham Shbaita</i> Bayesische Analyse von Unsicherheiten in Eingangsdaten und Modellstruktur räumlich distributiver N-A-Modelle	278
<b>Verzeichnis der Autoren</b>	286

**Eine CD mit den Postern zum Tag der Hydrologie 2008 ist auf dem  
hinteren Umschlagblatt beigefügt.**





# Stochastische raum-zeitliche Niederschläge für die deterministische Ermittlung von Bemessungsabflüssen

Anna-Dorothea Ebner von Eschenbach, Uwe Haberlandt, Imke Buchwald, Aslan Belli

## Zusammenfassung

Stochastisch erzeugte kontinuierliche Zeitreihen hoch aufgelöster Niederschläge können als Eingangsgrößen für Niederschlag-Abfluss-Modelle zur deterministischen Ermittlung von Hochwasserbemessungsabflüssen verwendet werden. Die stochastische Synthese kontinuierlicher zeitlich hoch aufgelöster Niederschläge für die Hochwassersimulation erfolgt in zwei Stufen. In der ersten Stufe kommt ein univariates Alternating-Renewal-Modell zur Erzeugung langer Reihen stündlicher Niederschläge zur Anwendung. In der zweiten Stufe werden die räumlichen Abhängigkeiten der beobachteten Niederschläge den univariat erzeugten Zeitreihen aufgeprägt. Die erzeugten Niederschläge sind die Eingangsgrößen für die kontinuierliche hydrologische Langzeitmodellierung von zwei mesoskaligen Einzugsgebieten im Bodegebiet mit dem Modell HEC-HMS. Die simulierten Hochwasserabflüsse werden extremwertstatistisch untersucht und mit der Pegelstatistik verglichen. Die Ergebnisse zeigen eine gute Anwendbarkeit des Verfahrens für mesoskalige Einzugsgebiete.

## 1 Motivation und Zielstellung

Für die Bemessung von wasserwirtschaftlichen Anlagen werden Hochwasserabflüsse mit verschiedenen Wiederkehrintervallen benötigt. Beim Fehlen langer Abflussreihen für die extremwertstatistische Auswertung oder für Prognosen zu klimatisch bedingten Veränderungen im Abflussgeschehen können Bemessungsabflüsse mithilfe kontinuierlicher N-A-Modelle bestimmt werden. Als Eingangsgrößen dienen hierfür kontinuierliche Niederschläge (BLAZKOVA & BEVEN 2002).

Ziel ist die Erzeugung stochastischer Niederschläge als Input für N-A-Modelle zur deterministischen Ermittlung von Hochwasserbemessungswerten. Es werden kontinuierliche raum-zeitliche Niederschläge in hoher zeitlicher Auflösung (1h) für die hydrologische Modellierung bereitgestellt. Die Generierung der Niederschläge erfolgt in Hinblick auf die mögliche Regionalisierung und die einfachere Anwendbarkeit mit einem parametersparsamen Modell.

## 2 Methodik

Die Erzeugung raum-zeitlicher Niederschläge für die kontinuierliche Hochwassersimulation für mesoskalige Einzugsgebiete erfolgt in zwei Stufen: In der ersten Stufe werden für alle Beobachtungspunkte unabhängig stochastische Niederschläge mit Hilfe eines modernen Alternating-Renewal-Modells (ARP-Modell) generiert. In der sich anschließenden zweiten Stufe wird den univariat erzeugten stochastischen Niederschlägen eine räumliche Persistenzstruktur durch Resampling nach dem Simulated Annealing Algorithmus aufgeprägt.

In der ersten Stufe wird zur Generierung der univariaten stochastischen Niederschläge ein ARP-Modell (HABERLANDT 1997) verwendet. Dieses ist auf die regionalen Besonderheiten im Untersuchungsgebiet angepasst. Von besonderer Bedeutung für die Ermittlung von Bemessungsabflüssen ist die Reproduktion der extremen Niederschläge.

ARP-Modelle beschreiben den Niederschlagsprozess auf der Basis der Ereignisstruktur. Das bedeutet, dass die Niederschlagszeitreihen in Nass- und Trockenperioden zerlegt werden. Ein Ereignis wird durch eine Nassperiode und eine darauffolgende Trockenperiode bestimmt. Die Nassperioden (wsd) werden durch ihre Dauer sowie durch ihre Niederschlagsintensität (wsi) und Trockenperioden (dsd) allein durch ihre Dauer charakterisiert. Eine Nachbildung der Dauern erfolgt über unabhängige Verteilungsfunktionen (Tabelle 1).

Die Niederschlagsintensität wird in Abhängigkeit der Nassdauer mithilfe einer Frank-Copula generiert. Die Copula  $C$  ist eine Funktion  $C(u, v) = P(U \leq u, V \leq v)$ , die alle Informationen über den Zusammenhang der Variablen  $x_1$  (wsd) und  $x_2$  (wsi) enthält, ohne die Randverteilungen  $U = F(x_1)$  und  $V = F(x_2)$  zu spezifizieren. Die Frank-Copula

$$C(u, v) = -\frac{1}{\alpha} \ln \left[ 1 + \frac{(e^{-\alpha u} - 1)(e^{-\alpha v} - 1)}{(e^{-\alpha} - 1)} \right] \quad [1]$$

mit  $C [0,1], u [0,1], v [0,1]$

hat im Vergleich zu anderen Copulas den Vorteil, dass auch negative Zusammenhänge der Variablen beschrieben werden können (DE MICHELE & SALVADORI 2003). Der einzige Parameter  $\alpha$  der Frank-Copula kann aus Kendalls Rangkorrelationskoeffizienten

$$\tau(\alpha) \approx \frac{1}{9} \alpha - \frac{1}{900} \alpha^3 + \frac{1}{52920} \alpha^5 - \frac{1}{2721600} \alpha^7 + \dots \quad [2]$$

ermittelt werden.

Damit ist die externe Struktur des Modells, welches den wesentlichen Teil des Gesamtmodells repräsentiert, vollständig beschrieben (Tabelle 1). Die Nachbildung der Feinstruktur, d.h. des Intensitätsverlaufs innerhalb der Ereignisse wird separat mithilfe eines einfachen stochastischen Modellprofils beschrieben (HABERLANDT 1997).

Aufgrund der saisonalen Unterschiede in der Niederschlagsgenese werden die Parameter der Verteilungsfunktionen jeweils getrennt für Sommer- und Wintersaisons geschätzt.

Tab. 1: Komponenten der externen Struktur des ARP-Modells

Komponenten	Modell	Parameter ( 11 So, 11 Wi )
Nassdauer (wsd)	Allgemeine Extremwert – Verteilung	3
Intensität (wsi)	Kappa – Verteilung	4
Zusammenhang wsd & wsi	Frank – Copula	1
Trockendauer (dsd)	Weibull – Verteilung	3

Den univariaten synthetischen Zeitreihen wird in einer zweiten Stufe eine räumliche Persistenzstruktur mit Hilfe eines Resampling nach dem Simulated Annealing Algorithmus aufgeprägt (BARDOSSY 1998). Dabei werden die räumlich zufälligen univariaten Reihen in Ereignisstruktur durch Vertauschen der Ereignisse so lange verbessert bis bestimmte Zieleigenschaften hinreichend genau erreicht sind. Folgende drei räumliche Zielkriterien werden bivariat definiert:

das gleichzeitige Auftreten von Regenereignissen (Niederschlagsvorkommen)

$$P11_{ij}(z_i > 0 | z_j > 0) = \frac{n_{11}}{(n_{01} + n_{10} + n_{11} + n_{00})}, \quad [3]$$

die Korrelation der N-Höhen

$$COR_{ij} = \frac{\text{cov}(z_i, z_j)}{\sqrt{\text{var}(z_i) \cdot \text{var}(z_j)}} \quad \text{mit } z_i > 0, z_j > 0, \quad [4]$$

und die Kontinuität als Zusammenhang zwischen Vorkommen und N-Höhe (WILKS 1998)

$$cnt_{ij} = \frac{E(z_i | z_i > 0, z_j = 0)}{E(z_i | z_i > 0, z_j > 0)} \quad [5]$$

jeweils an den zwei Stationen  $i$  und  $j$ .

Die Kriterien werden im Präprozessing bivariat in Abhängigkeit der Distanz zwischen den Stationen der beobachteten Niederschläge jeweils getrennt für Sommer und Winter ermittelt (Abbildung 1).

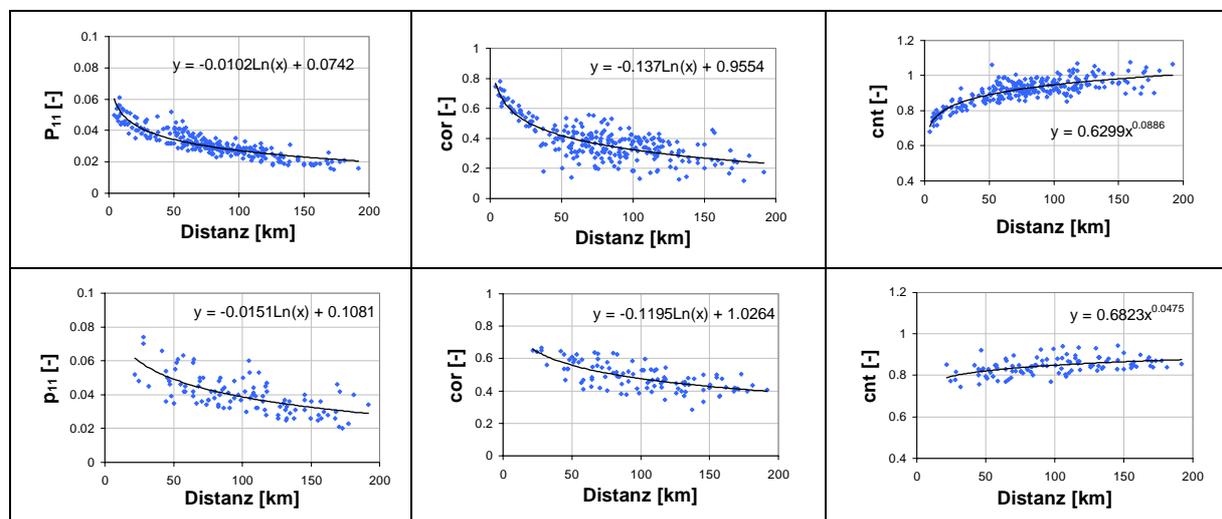


Abb. 1: Darstellung der distanzabhängigen bivariaten Zieleigenschaften (oben: Sommer, 23 Stationen, BEO 10-12a; unten: Winter, 15 Stationen, BEO 12a)

### 3 Untersuchungsraum und Datenbasis

Die Untersuchungen werden am Beispiel zweier mesoskaliger Einzugsgebiete für den Pegel Mahndorf (Holtemme, 168 km<sup>2</sup>) und den Pegel Silberhütte (Selke, 105 km<sup>2</sup>) durchgeführt, die sich im 3.500 km<sup>2</sup> großen Flussgebiet der Bode (Sachsen-Anhalt) befinden (Abbildung 2).

Die univariaten stündlichen Niederschläge werden an elf Sommer- und drei Winterstationen generiert. Aufgrund der geringen Anzahl an hoch aufgelösten Niederschlagsstationen wird das Untersuchungsgebiet für die Ermittlung der räumlichen Zielgrößen auf den Großraum des Bodeeinzugsgebietes erweitert (23 Sommer- und 15 Winterstationen, s. Abschnitt 2).

Die kontinuierliche N-A-Modellierung im winterdominierten Kopfgebiet der Selke (Pegel Silberhütte) und im sommerdominierten Kopfgebiet der Holtemme (Pegel Mahndorf) erfolgt mit dem konzeptionellen hydrologischen Modell HEC-HMS (USACE 2006). Die Kalibrierung und Validierung des Modells erfolgt auf die Abflussganglinien der Pegel Mahndorf und Silberhütte. Entsprechend der verfügbaren Beobachtungen von hoch aufgelösten Abflüssen erfolgt die Kalibrierung für den Zeitraum 1998-2001 und die Validierung für den Zeitraum 2002-2004. Neben den wenigen hoch aufgelösten Niederschlagsstationen stehen zusätzlich zehn (EZG Pegel Mahndorf) bzw. neun (EZG Pegel Silberhütte) Tageswertstationen für die Modellkalibrierung zur Verfügung. Diesen wird jeweils die inner-tägliche N-Verteilung der nächst gelegenen Stundenstation aufgeprägt.

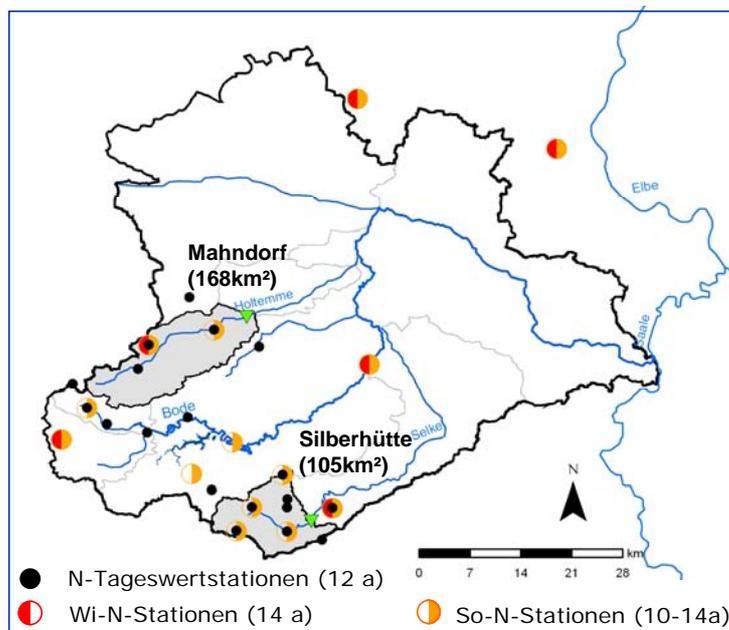


Abb. 2: Datenbasis im Untersuchungsgebiet

#### 4 Ergebnisse

Die Validierung der synthetischen univariaten Niederschläge erfolgt über einen Vergleich der statistischen Kenngrößen und Extremwerte der synthetischen und beobachteten Niederschlagsreihen. Die zur Validierung ausgewählten Niederschlagscharakteristiken (Niederschlagsvolumen/ mittlere Ereignisanzahl) sind keine Modellparameter und werden nur indirekt im N-Modell erzeugt.

Abbildung 3 zeigt eine Gegenüberstellung wesentlicher statistischer Kenngrößen, die aus den beobachteten Reihen (BEO) einerseits und aus den synthetischen Niederschlagsreihen (SYN) andererseits resultieren.

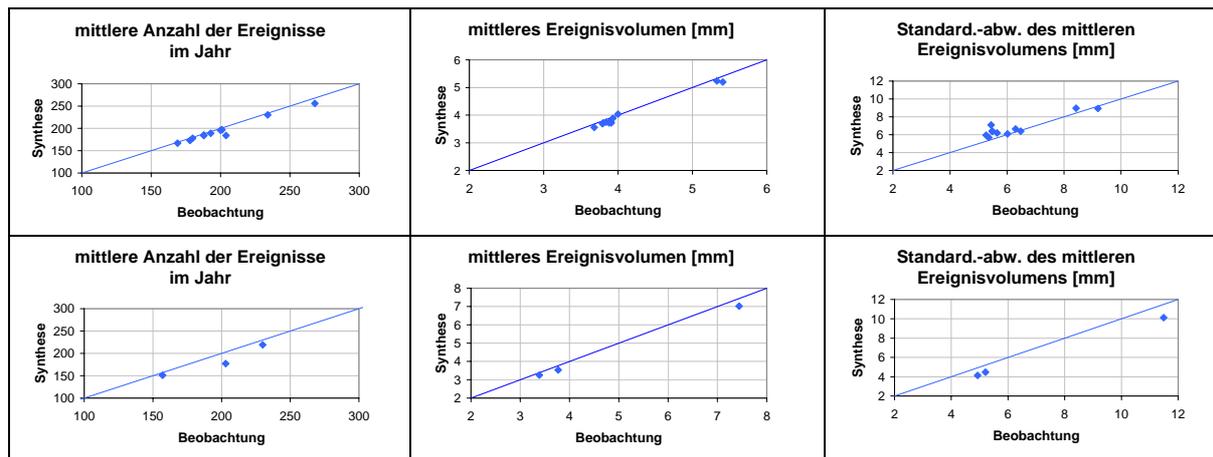


Abb. 3: Direkter Vergleich der N-Verifizierungskenngrößen (oben: Sommer, 11 Stationen, BEO 10-14a, SYN 200a; unten: Winter, 3 Stationen, BEO 14a, SYN 200a)

Es ist eine gute Übereinstimmung von Ereignisanzahl und N-Volumen festzustellen. Tendenziell zeigt sich jedoch eine leichte Unterschätzung der beobachteten Niederschläge.

In Abbildung 4 sind die empirischen Verteilungsfunktionen der Extremwerte der beispielhaft gewählten N-Station Harzgerode der Beobachtungsreihe (Länge = 14a) und 10 synthetischer Reihen mit einer Länge von je 100 Jahren dargestellt. Die maximale Dauerstufe von sechs Stunden wird durch die Konzentrationszeit in den mesoskaligen Einzugsgebieten festgelegt.

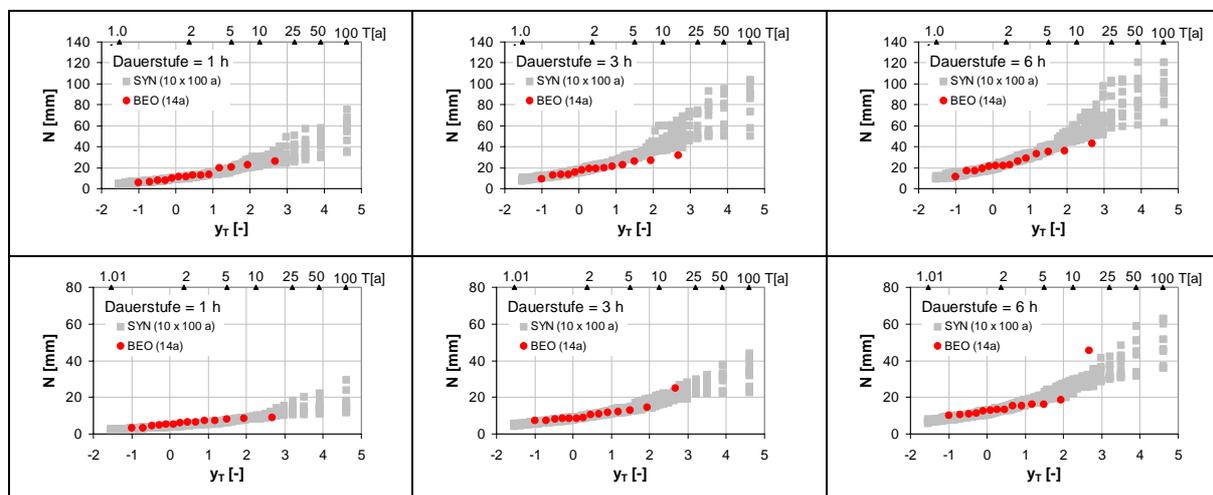


Abb. 4: Empirische Verteilungsfunktionen der N-Extremwerte für verschiedene Dauerstufen der Station Harzgerode (oben: Sommer, unten: Winter)

Eine gute Übereinstimmung ist bei den beobachteten und synthetisch erzeugten N-Extremwerten festzustellen. Je größer die Dauerstufen werden, desto stärker ist jedoch eine gewisse Überschätzung durch das N-Modell sichtbar.

Den univariaten Niederschlägen wird in einem anschließenden einzugsgebietsbezogenen Resampling eine raum-zeitliche Persistenzstruktur aufgeprägt. Die erreichten Zielgrößen sind für jedes Einzugsgebiet für die Sommersaison in Abbildung 5 dargestellt. Die räumli-

che Korrelation und Kontinuität werden durch das Resampling gut wiedergegeben. Die räumliche Korrelation wird durch das Modell leicht unterschätzt und die Kontinuität leicht überschätzt. Schwieriger ist die realistische Wiedergabe des Vorkommens gleichzeitiger Regenereignisse. Je weniger Stationen jedoch in die Simulation einbezogen werden, desto besser wird die Nachbildung der Gleichzeitigkeit (Tabelle 2).

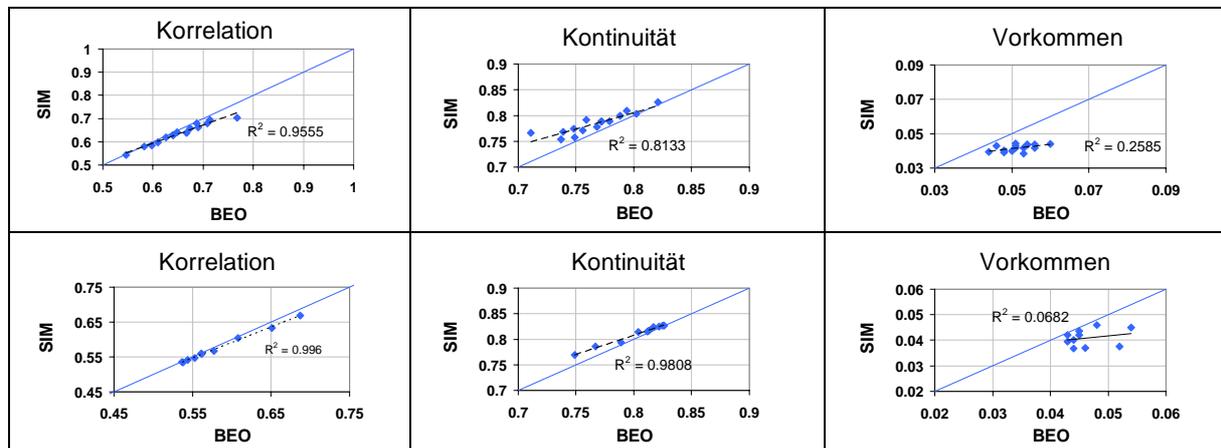


Abb. 5: Vergleich der räumlichen Zielgrößen nach dem Resampling für sechs Stationen für das Sommerhalbjahr (oben: Selke; unten: Holtemme)

Entsprechend der Datensituation erfolgt die hydrologische Modellierung im Kopfgebiet der Selke im Winter nur anhand einer hoch aufgelösten N-Station (Abbildung 2). Das Resampling kann somit entfallen. Für die hydrologische Modellierung der Holtemme im Winter stehen nur zwei hoch aufgelöste N-Stationen zur Verfügung (Abbildung 2). Ein Vergleich der räumlichen Zielgrößen ist in Tabelle 2 dargestellt und zeigt hier sehr gute Übereinstimmung für alle Zielgrößen.

Tab. 2: Vergleich der räumlichen Zielgrößen für das Resampling von zwei N-Stationen (Distanz 20 km)

Korrelation		Kontinuität		Vorkommen	
BEO (14a)	SYN (1000a)	BEO (14a)	SYN (1000a)	BEO (14a)	SYN (1000a)
0,683	0,670	0,782	0,795	0,065	0,063

Für die hydrologische Modellierung der Kopfgebiete der Selke und Holtemme mit dem N-A-Modell HEC-HMS werden alle verfügbaren Stunden- und Tageswertstationen des Niederschlages ( $\Sigma$  19 N-Stationen) verwendet (Abschnitt 3). Die stochastischen raumzeitlichen Niederschläge stehen in den Kopfgebieten jedoch nur an elf Stationen im Sommer und drei Stationen im Winter zur Verfügung. Eine Hochwassersimulation mit einer geringeren Anzahl an Niederschlagsstationen als in der Modellkalibrierung verwendet, führt jedoch zu schlechteren Ergebnissen (BARDOSSY 2008). Um gleiche Messnetze zu gewährleisten, wird auf die Standorte der Tageswertstationen der synthetische Niederschlag der jeweils nächst gelegenen Stundenstation übertragen, wobei dieser ent-

sprechend des unterschiedlichen langjährigen mittleren Niederschlagverhaltens beider Orte mit einem Faktor getrennt für Sommer und Winter korrigiert wird.

In Abbildung 6 sind die empirischen Verteilungsfunktionen der Abflüsse (SYN, 10x100 Jahre) sowie die beobachteten (BEO) und simulierten Scheitelwerte (mit beobachteten Niederschlägen SIM) der Pegel Mahndorf und Silberhütte im Gumbelpapier dargestellt. Wichtig ist eine saisonale Betrachtung der Abflussmaxima. Es ist zu erkennen, dass die simulierten Abflüsse in der Regel in der Spannweite der 10 Realisationen der synthetischen Abflüsse liegen. Eine leichte Überschätzung ist jedoch bei den selteneren Abflüssen festzustellen (s. Sommerabflüsse Pegel Mahndorf).

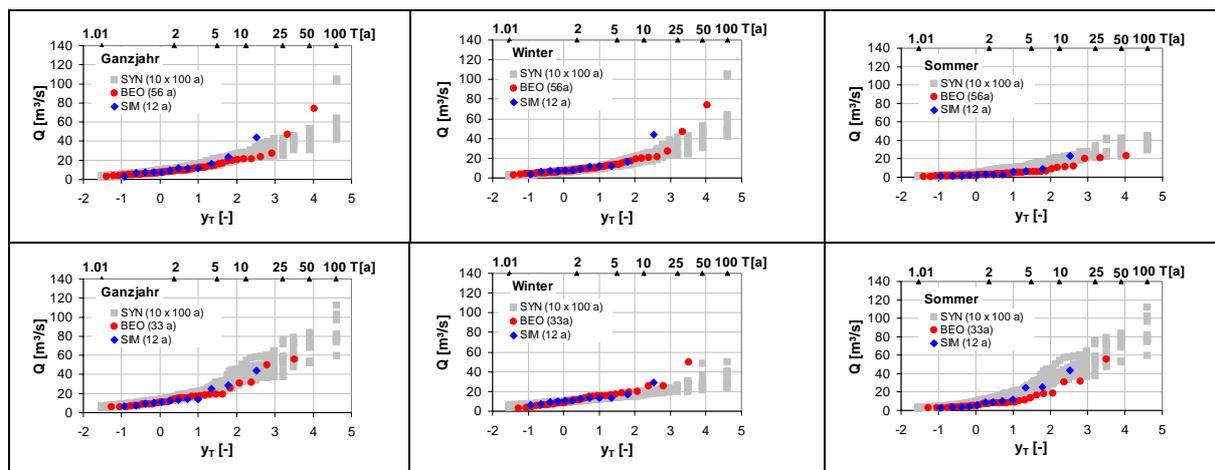


Abb. 6: Empirische Verteilung der Jahreshöchstabflüsse (oben: Pegel Silberhütte 105 km², unten: Pegel Mahndorf 168 km²)

In Abbildung 7 ist ein Vergleich der Mediane der Maxima der Sommerabflüsse (10x100a), die aus univariaten und raum-zeitlichen Niederschlägen ermittelt wurden, dargestellt. Die Bedeutung der raum-zeitlichen Struktur für die hydrologische Modellierung zeigt sich am deutlichsten in der Abbildung der Sommerabflüsse. Die Hochwassersimulation im Sommer erfolgt anhand mehrerer N-Stationen. Die flächenhafte Überregnung des Einzugsgebietes mit einer univariaten Niederschlagsstation führt zu einer Überschätzung der Beobachtungen. Die Verwendung von räumlich zufälligen univariaten Niederschlägen führt zu einer Unterschätzung der Beobachtungen. Die Simulation mit raum-zeitlichen Niederschlägen führt zu Abflüssen, die den Beobachtungen besser entsprechen.

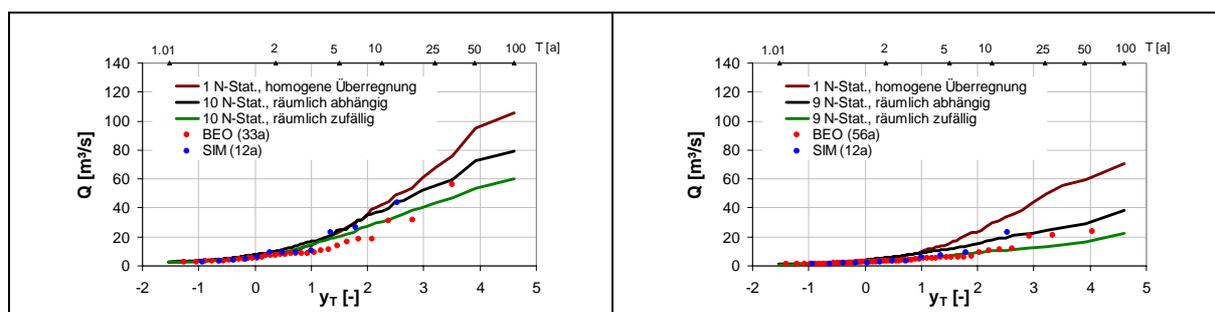


Abb. 7: Vergleich der Abflusshöchstwerte im Sommer mit unterschiedlichen Niederschlägen (links: Pegel Mahndorf, rechts: Pegel Silberhütte)

## 5 Zusammenfassung und Ausblick

Ein einfaches, parametersparsames, raum-zeitliches Niederschlagsmodell wurde vorgestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass die damit erzeugten stochastischen Niederschläge für die deterministische Ermittlung von Hochwasserabflüssen geeignet sind. Von besonderer Bedeutung ist jedoch die sorgfältige Kalibrierung des N-A-Modells unter Berücksichtigung der Eigenschaften des stochastischen Niederschlags.

Ein wichtiges zukünftiges Anwendungsgebiet für die stochastische Niederschlagsmodellierung ist die Generierung von Niederschlägen in Abhängigkeit der Klimaentwicklung. Erste Untersuchungen wurden in diesem Zusammenhang bereits durchgeführt (EBNER V. ESCHENBACH et al. 2007).

## Acknowledgements

Die Untersuchungen erfolgten größtenteils im Rahmen des BMBF geförderten RIMAX-Projektes „Extreme Hochwasserereignisse und Kumulschadenspotenziale im Bodegebiet“ (Laufzeit 2005 bis 2008).

## Literatur

- Bardossy, A., 1998. Generating precipitation time series using simulating annealing. *Water Resources Research*, 34(7): 1737-1744.
- Bardossy, A. und Das, T., 2008. Influence of rainfall observation network on model calibration an application. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12: 77-89.
- Blazkova, S. und Beven, K., 2002. Flood frequency estimation by continuous simulation for a catchment treatet as ungauged (with uncertainty). *Water Resources Research*, 38(8): 1-14.
- De Michele, C. und Salvadori, G., 2003. A Generalized Pareto intensity-duration model of storm rainfall exploiting 2-Copulas. *Journal of Geophysical Research*, 108(D2): 15(1)-15(10).
- Ebner von Eschenbach, A.-D., Haberlandt, U., Bardossy, A., Jungvirtova, E. und Belli, A., 2007. Stochastische Synthese stündlicher Niederschläge in Abhängigkeit vom Klima. In: K. Miegel, E.-R. Trübger and H.-B. Kleeberg (Editors), *Tag der Hydrologie 22./23. März 2007 - Einfluss von Bewirtschaftung und Klima auf Wasser- und Stoffhaushalt von Gewässern*. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Universität Rostock, Band 2, 67-70.
- Haberlandt, U., 1997. Stochastische Niederschlagsbelastung für Schmutzfrachtberechnungen in Mischwassersystemen. *Wasserwirtschaft*, 87(1): 26-31.
- USACE, 2006. HEC-HMS Hydrologic Modelling System, U. S. Army Corps of Engineer, Hydrologic Engineering Center, Davis, CA.
- Wilks, D.S., 1998. Multisite generalization of daily stochastic precipitaion generation model. *Journal of Hydrology*, 210: 178-191.

## Anwendung von Verteilungsfunktionen mit oberer Grenze in der Hochwasserstatistik

Björn Guse, Annegret H. Thieken, Bruno Merz

### Zusammenfassung

Die 4-parametrische Extremwertverteilung EV4 nähert sich asymptotisch an eine obere Grenze an, die als Eingangsparameter vorgegeben wird. Dadurch besteht eine zusätzliche Information im Vergleich zu den traditionell in der Hochwasserhäufigkeitsstatistik verwendeten unbegrenzten Verteilungsfunktionen. Für Sachsen erfolgt die Abschätzung von oberen Grenzen von Hochwasserabflüssen mit der Methode der empirischen Hüllkurven, die durch Pegel aus der gleichen Klimaregion zusätzlich gestützt wird. Die Anwendung der EV4 wird auf Pegel beschränkt, für die die Hüllkurve nach einer Monte-Carlo-Simulation als repräsentativ angesehen wird. Ein Vergleich mit der unbegrenzten allgemeinen Extremwertverteilung (GEV) zeigt, dass der Verlauf der EV4 sinnvoller erscheint.

### 1 Motivation

Extreme Hochwasserereignisse - insbesondere das Elbehochwasser 2002 - haben in den letzten Jahren in Deutschland zu großen Schäden geführt. Der Abschätzung solcher seltenen Abflüsse mit Hilfe der Hochwasserstatistik sind unter anderem durch die begrenzte Länge der gemessenen Zeitreihe und der geringen Anzahl von extremen Hochwässern in der Stichprobe Grenzen gesetzt (KLEEBERG & SCHUMANN 2001, GUTKNECHT et al. 2006). Ein Vergleich von sechs häufig verwendeten, unbegrenzten Verteilungsfunktionen zeigt große Unterschiede bei der Abschätzung von Abflüssen mit Wiederkehrintervallen von mehr als ca. 300 Jahren (Abbildung 1).

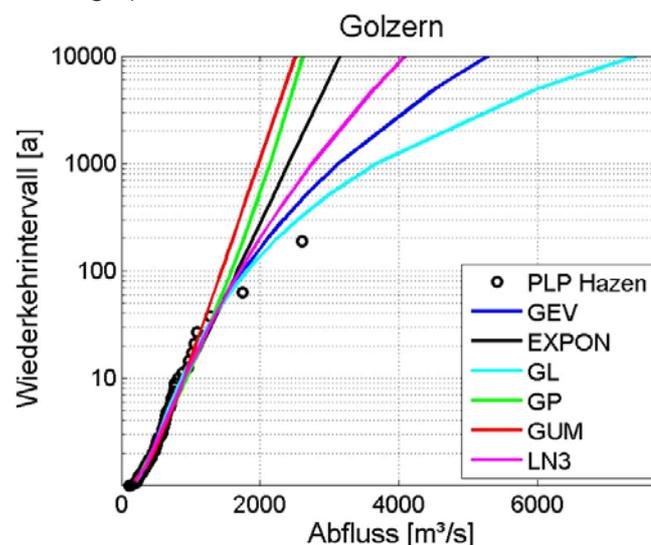


Abb. 1: Anpassung von sechs verschiedenen Verteilungsfunktionen an die jährlichen maximalen Abflüsse (AMS) am Pegel Golzern/ Vereinigte Mulde (PLP Hazen = Plotting position (Hazen)); GEV = Generalized Extreme Value; EXPON = Exponential, GL = Generalized Logistic; GP = Generalized Pareto; GUM = Gumbel; LN3 = Log-Normal (3 Parameter)

Zur Reduktion dieser Unsicherheit sind zusätzliche Informationen, z.B. historische Hochwasser oder Abflussinformationen aus ähnlichen Einzugsgebieten, notwendig (GRÜNEWALD 2006, MERZ 2007). Zudem haben die verwendeten Funktionen keine obere Grenze, so dass der Abfluss mit steigendem Wiederkehrintervall unbegrenzt ansteigt. Dies ist physikalisch jedoch nicht sinnvoll und führt dazu, dass für geringe Überschreitenswahrscheinlichkeiten unrealistisch hohe Abflüsse abgeschätzt werden. Aus diesem Grund werden Verteilungsfunktionen mit einer oberen Grenze verwendet.

Ziel dieses Beitrages ist es aufzuzeigen, wie für eine nach oben begrenzte Verteilungsfunktion die obere Grenze mit einer empirischen Hüllkurve ermittelt werden kann. Zudem wird ein Ansatz vorgestellt, wie die Hüllkurve auf ihre Repräsentativität für die Pegel einer Region bewertet werden kann.

## 2 Methode

### 2.1 Verteilungsfunktionen mit einer oberen Grenze

Im Gegensatz zu den unbegrenzten Verteilungsfunktionen, die beispielhaft in Abbildung 1 dargestellt sind, können nach oben begrenzte Verteilungsfunktionen einen maximal möglichen Wert berücksichtigen. Diese obere Grenze wird als Eingangsparameter vorgegeben. In dieser Studie wird die 4-parametrische Extremwertverteilung (EV4) (Gleichung 1) verwendet (KANDA 1981, FRANCES & BOTERO 2002), die sich asymptotisch an eine obere Grenze annähert. Die Abschätzung der Parameter  $k$  und  $v$  erfolgt nach der Maximum-Likelihood-Methode mit dem AFINS-Tool (BOTERO & FRANCES 2006).

$$F(x) = \exp \left[ - \left\{ \frac{g-x}{v(x-a)} \right\}^k \right]$$

Gleichung 1: 4-parametrische Extremwertverteilung (EV4) mit  $a$  = untere Grenze,  $g$  = obere Grenze,  $v$ ,  $k$  = Parameter der Funktion

### 2.2 Empirische Hüllkurven

Weltweit gibt es etliche Beispiele für empirische Hüllkurven in verschiedenen Skalen (JARVIS 1925, MIMIKOU 1984, HERSCHY 2002). Nach dem Prinzip „Trading space for time“ werden die Rekordhochwässer aller Pegel einer Region zusammen ausgewertet. Dafür werden die Abflussspenden aller Pegel im Verhältnis zur Einzugsgebietsgröße in einem doppellogarithmischen Diagramm dargestellt. Die empirische Hüllkurve stellt die obere Grenze aller bislang beobachteten Rekordhochwässer dar. Zur Ermittlung der Hüllkurve wird jeweils die höchste Abflussspende innerhalb aufeinander folgenden Intervallen der Einzugsgebietsgröße (z.B.: zwischen 100 und 200 km<sup>2</sup>) für den Bereich zwischen 10 und 100.000 km<sup>2</sup> ausgewählt. Benachbarte Abflusswerte werden mit einer Linie verbunden. Die mittlere Steigung aller Linien ergibt die Steigung der Hüllkurve. Anschließend wird die Hüllkurve parallel nach oben verschoben, so dass sie von oben alle Rekordhochwässer begrenzt.

Das Datenkollektiv des Untersuchungsgebietes Sachsen wird durch die Verwendung von Pegeln aus der gleichen hydroklimatischen Region erhöht. Nach der hydroklimatischen Klassifikation des World Catalogue of Maximum Observed Floods (HERSCHY 2003) gehört

Sachsen zu den Regionen „(Mittel-)Gebirge“ und „humides Klima mit einem kurzen Sommer“. Rekordhochwässer an Pegeln außerhalb von Sachsen, die diesen hydroklimatischen Regionen angehören, werden zusätzlich für die Ableitung der Hüllkurve benutzt (GRÜNEWALD et al. 1998, STANESCU 2002, HERSCHY 2003, IKSE 2004). Hierzu zählen Pegel aus Tschechien und dem südwestlichen Polen.

### 2.3 Bewertung der Hüllkurven

Für die Hochwasserstatistik mit der EV4 wird als obere Grenze der Abfluss der empirischen Hüllkurve für die Einzugsgebietsgröße des betrachteten Pegels verwendet. Diese Vorgehensweise setzt voraus, dass die Hüllkurve eine realistische obere Grenze für den betreffenden Pegel darstellt. Ob ein Abfluss in der Höhe der Hüllkurve an einem bestimmten Pegel tatsächlich eintreten kann, ist nicht exakt aus der Abflusszeitreihe des Pegels zu determinieren. In Sachsen hat das Hochwasser 2002 gezeigt, dass der bis dahin höchste beobachtete Abfluss um das Mehrfache überschritten werden kann.

Um bewerten zu können, ob die Hüllkurve für einen gegebenen Pegel eine vernünftige Annahme über die obere Grenze liefert, wird eine Monte-Carlo-Simulation durchgeführt. Die Grundidee ist, dass die Differenz zwischen dem größten und dem zweitgrößten Abfluss der Pegelzeitreihe als Indiz für einen realistischen Abstand zwischen der Hüllkurve und dem größtem beobachteten Abfluss verwendet wird. Ebenso ist bekannt, dass die Schiefe bzw. der Formparameter einer theoretischen Verteilungsfunktion für den Verlauf der Funktion im Extrembereich entscheidend ist (KLEEBERG & SCHUMANN 2001). Ziel der Monte-Carlo-Simulationen ist es, einen Zusammenhang zwischen der Schiefe in einer Region und dem Abstand zwischen dem Rekordhochwasser und der Hüllkurve zu ermitteln.

Hierfür werden die Lage- und Skalierungsparameter der allgemeinen Extremwertverteilung (GEV) als konstant angenommen und nur der Formparameter  $k$  zwischen  $-0,7$  und  $0,5$  variiert. Dieses Intervall spiegelt das Wertespektrum der jährlichen maximalen Abflüsse (AMS) der sächsischen Pegel für Zeitreihen mit mehr als 30 Jahre wider. Für jede Parameterkombination werden mit der GEV jährliche Maximareihen mit Längen zwischen 30 und 100 Jahren zufällig generiert. Für jede synthetische Zeitreihe wird der Quotient aus dem größten und zweitgrößten Abfluss gebildet. Diese Methode wird für die Variationen des Formparameters und Zeitreihen zwischen 30 und 100 (10-Jahresintervalle) 10000 Mal realisiert. Aus den 10000 Resultaten der Quotienten wird das 95%-Quantil ermittelt und in Abhängigkeit von dem Formparameter  $k$  dargestellt. Ein Vergleich mit den Werten für die sächsischen Pegel nach einer regionalen Einteilung der Pegel ermöglicht es, regional zu erwartende Abstände zwischen der Hüllkurve und dem Rekordhochwasser einzuschätzen.

### 2.4 Regionale Einteilung der Pegel

Die Pegel in Sachsen mit einer kontinuierlichen Zeitreihe von mehr als 30 Jahren werden nach hydrologischen Aspekten regional unterteilt. Dabei werden die bislang beobachteten extremen Hochwasserereignissen, die mittlere Geländehöhe und Niederschlagsparameter berücksichtigt. Die regionale Einteilung beschränkt sich auf regional repräsentative Pegel. Nur lokal gültige Pegel bleiben unberücksichtigt. Hierzu zählen vor allem durch Bergbau oder Talsperren stark anthropogen beeinflusste Pegel.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Empirische Hüllkurve

Für diese Studie werden die Rekordhochwässer von 139 Abflusspegeln in Sachsen sowie 5 Pegeln aus Thüringen bzw. Sachsen-Anhalt (Einzugsgebiet der Weißen Elster) verwendet. Zudem werden 50 Pegel aus der gleichen Klimaregion berücksichtigt. Für dieses Pegelkollektiv wird eine empirische Hüllkurve abgeleitet (Abbildung 2). Bei 103 Pegeln steht eine Zeitreihe mit mehr als 30 Jahren zur Verfügung. Durch die Rekordhochwässer aus der gleichen Klimaregion wird die Hüllkurve insbesondere für Einzugsgebietsgrößen über 1000 km<sup>2</sup> gestützt.

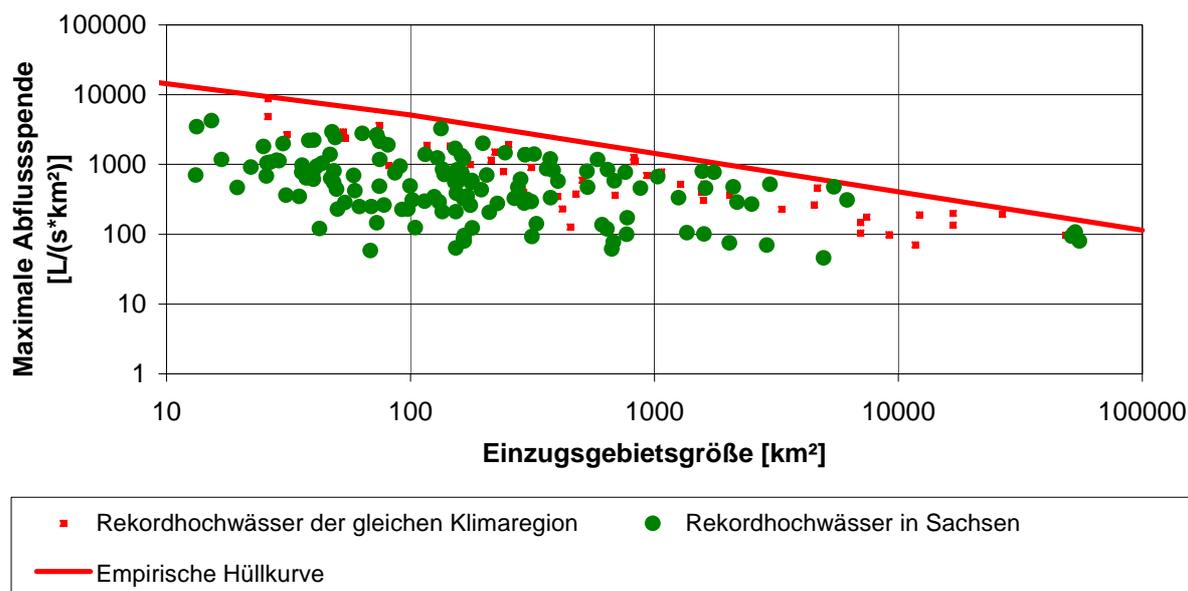


Abb. 2: Empirische Hüllkurve für Sachsen unter Berücksichtigung von Rekordhochwässern aus der gleichen Klimaregion

Eine Unterteilung der sächsischen Pegel in sieben verschiedene Regionen zeigt, dass die Abstände zur Hüllkurve regional unterschiedlich sind (Abbildung 3). Während die Rekordhochwässer aus dem Osterzgebirge (Mulde, westelbische Zuflüsse) sowie der Lausitzer Neisse und deren Nebenflüsse der Hüllkurve nah sind, entstehen für die Pegel des sächsischen Flachlands und sowie für die der Spree, der ostelbischen Zuflüsse und der Weißen Elster sehr große Abstände. Daher wird im Folgenden mit einer Monte-Carlo-Simulation bewertet, ob durch diese hohen Abstände die Hüllkurve für diese Regionen noch realistische obere Grenzwerte darstellt.

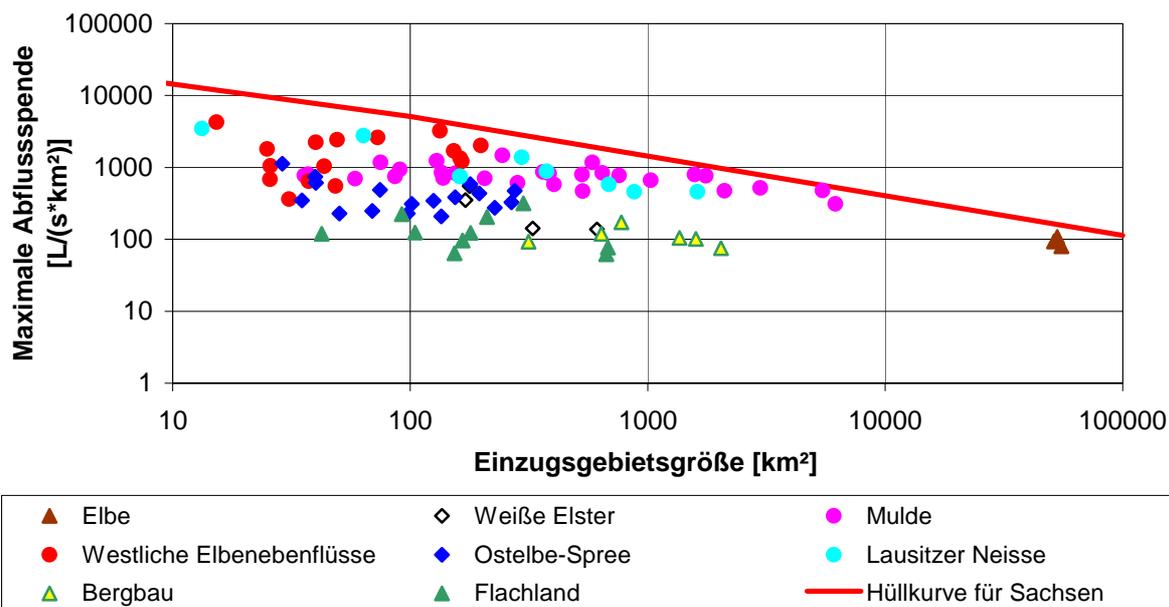


Abb. 3: Sächsische Hüllkurve mit einer Unterteilung in verschiedenen Regionen

### 3.2 Monte-Carlo-Simulation

Erwartungsgemäß zeigt sich, dass das 95%-Quantile des Quotienten aus dem größten und zweitgrößten Abfluss mit fallendem  $k$  steigt (Abbildung 4). Der Einfluss der Länge der Zeitreihe ist dagegen gering. Aus diesem Grund und da die mittlere Länge der Zeitreihen im betrachteten Pegelkollektiv 50 Jahre beträgt, wird mit dem 95%-Quantile der 50-jährigen Zeitreihe weiter gerechnet.

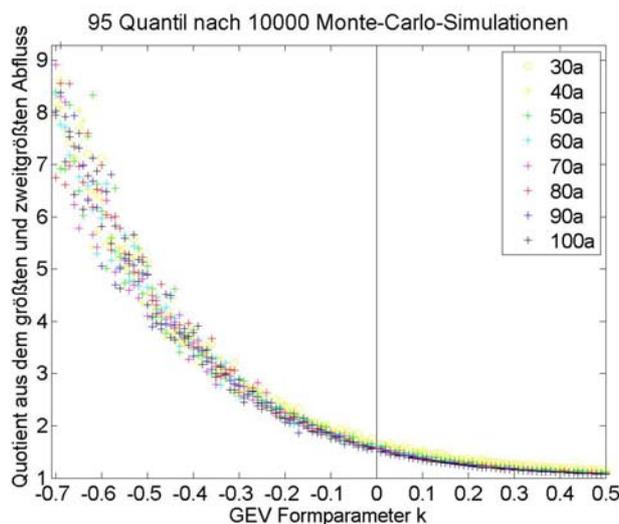


Abb. 4: Verhältnis des 95%-Quantils des Quotienten aus dem größten und zweitgrößten Abfluss zum GEV-Formparameter  $k$  in Abhängigkeit von der Länge der Zeitreihe für eine Monte-Carlo-Simulation mit 10000 Modellläufen.

In Abbildung 5 sind zusätzlich die tatsächlich aufgetretenen Wertepaare für alle Pegel in Sachsen eingezeichnet. Es zeigen sich deutliche regionale Unterschiede (Abbildung 5): Während Pegel aus dem Erzgebirge (Westelbe, Mulde) größtenteils Formparameter kleiner

als -0.2 haben, sind die Formparameter insbesondere für die Pegel im Flachland höher und an einigen Pegeln positiv. Quotienten größer als 3 treten nur an den westelbischen Pegeln auf. Auch die Pegel der Mulde zeigen relativ hohe Quotienten. Dagegen sind die Quotienten für die Flachlandpegel in der Regel kleiner als 2.

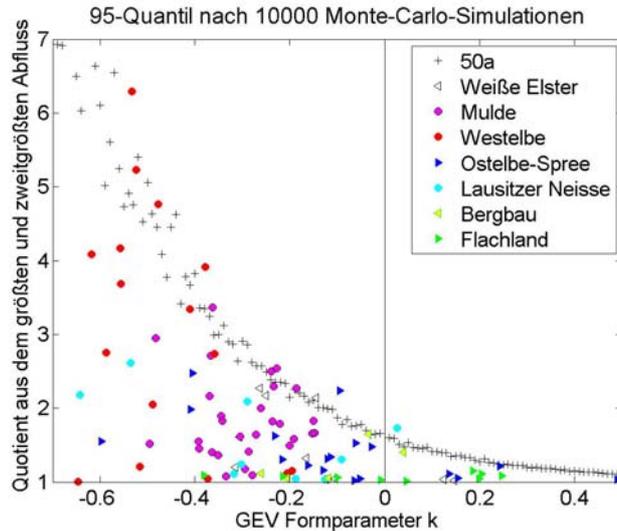


Abb. 5: Verhältnis des 95%-Quantils des Quotienten aus dem größten und zweitgrößten Abfluss bei einer Zeitreihe von 50 Jahren zum GEV-Formparameter  $k$  nach 10000 Monte-Carlo-Simulationen. Zusätzliche Darstellung der sächsischen Pegel mit regionaler Unterteilung.

### 3.3 Empirische Hüllkurven mit repräsentativen Regionen

Aufgrund der Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation und der regionalen Einteilung der sächsischen Pegel werden die Abstände zwischen der Hüllkurve und den Rekordhochwässern der Weißen Elster, der Spree und der östlichen Elbenebenflüsse sowie der Pegel aus dem Flachland und den bergbaulich beeinflussten Pegeln als unrealistisch hoch bewertet. Aus diesem Grund wird die Hüllkurve auf die übrigen Regionen reduziert (Abbildung 6).

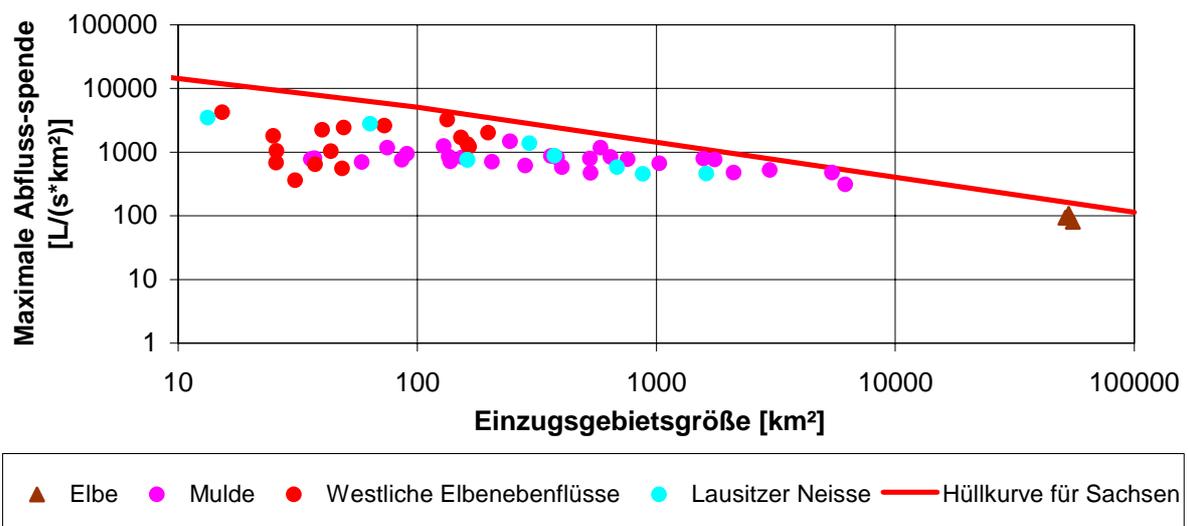


Abb. 6: Sächsische Hüllkurve mit Pegeln aus den Regionen, für die die Hüllkurve als repräsentativ bewertet wird.

### 3.4 Vierparametrische Extremwertverteilung (EV4)

Abbildung 7 zeigt beispielhaft am Pegel Dohna, dass sich die EV4 asymptotisch an die obere Grenze annähert, während die GEV unbegrenzt ansteigt. Durch die Verwendung der oberen Grenze aus der empirischen Hüllkurve erscheint der Verlauf der EV4 realistischer.

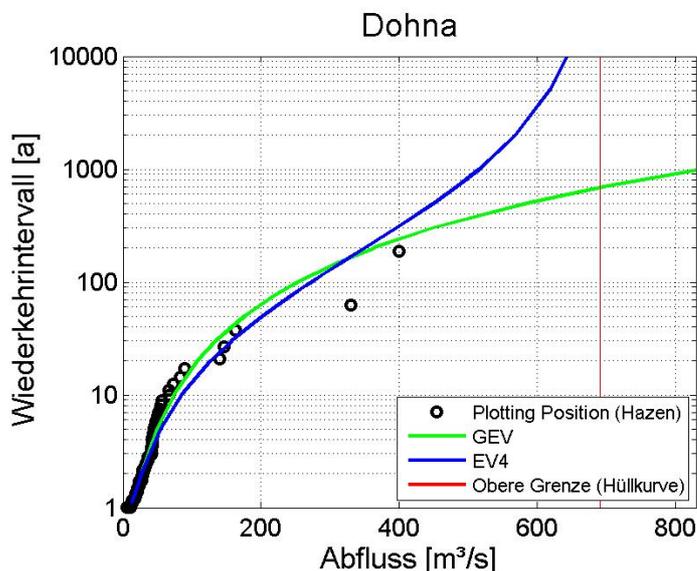


Abb. 7: Vergleich zwischen der 4-parametrischen Extremwertverteilung (EV4) mit einer oberen Grenze und der unbegrenzten 3-parametrischen allgemeinen Extremwertverteilung (GEV) am Pegel Dohna/ Müglitz

### 4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Empirische Hüllkurven können als obere Grenze in spezielle Verteilungsfunktionen wie die EV4 eingesetzt werden. Die Abschätzung von Abflüssen mit einem großen Wiederkehrintervall (>100 Jahre) mit der EV4 erscheint durch die asymptotische Annäherung an die obere Grenze realistischer als jene mit einer unbegrenzten Verteilungsfunktion. Diese Methode sollte jedoch nur für Pegel, für die die Hüllkurve repräsentativ ist, angewendet werden.

Empirische Hüllkurven stellen nur eine Begrenzung aller bislang beobachteten Abflüsse dar. Dabei werden keine Angaben zu einer Überschreitenswahrscheinlichkeit der Hüllkurve gegeben. Eine Zuweisung von einer Überschreitenswahrscheinlichkeit ermöglicht die Methode der probabilistischen regionalen Hüllkurven (CASTELLARIN 2005).

### Danksagung

Für die Bereitstellung der Abflussdaten in Sachsen danken wir dem Landesamt für Umwelt und Geologie des Freistaates Sachsen.

### Literatur

BOTERO, B. A. & F. FRANCES (2006): AFINS Version 2.0 - Análisis de Frecuencia de Extremos con Información Sistemática y No Sistemática. Grupo de Investigación de Hidráulica e Hidrología, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universidad Politécnica de Valencia.  
<http://lluvia.dihma.upv.es>

- CASTELLARIN, A., R. M. VOGEL & N. C. MATALAS (2005): Probabilistic behaviour of a regional envelope curve, *Water Resources Research*, 41, W06018, doi: 10.1029/2004WR003042.
- FRANCES, F. & B. A. BOTERO (2003): Probable maximum flood estimation using systematic and non-systematic information. In: V.R. Thorndycraft, G. Benito, M. Barriendos & M.C. Llasat (Editors): *Paleofloods, Historical Floods and Climatic Variability: Applications in Flood Risk Assessment (Proceedings of the PHEFRA Workshop, Barcelona/ Spanien, 16-19 Oktober, 2002)*, S. 223-229.
- GRÜNEWALD, U. (2006): "Kann der Schlüssel zur wasserwirtschaftlichen Zukunft allein in der relativ kurz beobachteten Vergangenheit gesucht werden?" In: M. Disse, K. Guckenberger, S. Pakosch, A. Yorük and A. Zimmermann (Hrsg.): *Risikomanagement extremer hydrologischer Ereignisse. Beiträge zum Tag der Hydrologie 2006, 22./23.März 2006 an der Universität der Bundeswehr München. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 15.06, Band 2, Vorträge 2, Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften – Hennef: DWA 2006*, S. 303-313.
- GRÜNEWALD, U., M. KALTOFEN, W. ROLLAND & S. SCHÜMBERG (1998): Ursachen, Verlauf und Folgen des Sommer-Hochwassers 1997 an der Oder sowie Aussagen zu bestehenden Risikopotentialen - Eine interdisziplinäre Studie, Deutsches IDNDR-Komitee für Katastrophenvorbeugung e.V., Deutsche IDNDR-Reihe 10b, Bonn.
- GUTKNECHT, D., G. BLÖSCHL, C. RESZLER & H. HEINDL (2006): Ein "Mehr-Standbeine"-Ansatz zur Ermittlung von Bemessungshochwässern kleiner Auftretenswahrscheinlichkeit. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 58 (3-4), S. 44-50.
- HERSCHY, R. (2002): The world's maximum observed floods. *Flow Measurement and Instrumentation*, 13, S. 231-235.
- HERSCHY, R. (2003): *World Catalogue of Maximum Observed Floods - Répertoire mondial des crues maximales observées*, IAHS Publication 284, IAHS Press, Wallingford, Oxfordshire, UK.
- IKSE (2004): *Dokumentation des Hochwassers vom August 2002 im Einzugsgebiet der Elbe*, Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE), Magdeburg.
- JARVIS, C. S. (1925): Flood Flow Characteristics. *Trans. Am. Soc. Civ. Eng.*, 88, S. 985-1032.
- KANDA, J. A. (1981): New Extreme Value Distribution With Lower and Upper Limits For Earthquake Motion and Wind Speeds, *Theoretical and Applied Mechanics*, 31, S. 351-360.
- KLEEBERG; H.-B. & A. H. SCHUMANN (2001): Ableitung von Bemessungsabflüssen kleiner Überschreitungswahrscheinlichkeiten. *Wasserwirtschaft*, 91(2), 90-95.
- MERZ, R. (2007): Hochwasserstatistik - Das Ausreißerproblem. In: D. Gutknecht (Editor), *Extreme Abflussereignisse. Dokumentation - Bedeutung - Bestimmungsmethoden. Wiener Mitteilungen*, Band 206, Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie, Technische Universität Wien, 181-194.
- MIMIKOU, M. (1984): Envelope curves for extreme flood events in North-Western and Western Greece. *Journal of Hydrology*, 67, 55-66.

STANESCU, V.A. (2002): Outstanding floods in Europe; A regionalization and comparison.  
In: M. Spreafico and R. Weingartner (Editors), International Conference on Flood Estimation, International Commission for the Hydrology of the Rhine basin, Bern, Schweiz, S. 697-706.

## **Analyse der Niederschlagsdisaggregation und deren Anwendung bei der Hochwassermodellierung**

Nicole Hinz, Jörg Dietrich, Uwe Petry, Markus Pahlow, Andreas Schumann

### **Zusammenfassung**

Für die hydrologische Modellierung von Hochwasserereignissen werden Niederschlagsdaten in hoher zeitlicher Auflösung benötigt. Diese liegen oft nur an wenigen Stationen vor. Tagesmessungen sind an wesentlich mehr Stationen verfügbar. Die Disaggregation von Tageswerten in Stundenwerte unter Beibehaltung der Tagessumme ermöglicht es, die Informationsdichte für die Hochwassermodellierung maßgeblich zu verbessern. In diesem Beitrag werden ein einfaches Ein-Stationen-Verfahren (nächster Nachbar) und das stochastische Modell MuDRain von WHEATER et al. (2000) verglichen. Durch MuDRain werden statistische Eigenschaften der gemessenen Stundenniederschläge unter Nutzung der räumlichen Korrelationen benachbarter Stationen auf die Tageswertstationen übertragen. In einer Fallstudie wurden die hochwasserauslösenden Niederschlagsereignisse im Juli 1954 und Juli 1958 im Flussgebiet der Mulde (Sachsen) betrachtet. Die hier beschriebenen Arbeiten sollen die Validierung eines Niederschlag-Abfluss-Modells für die Mulde verbessern. Daher wird im Anschluss an die Disaggregation eine N-A-Modellierung für Teileinzugsgebiete der Mulde ohne disaggregierte Werte sowie mit den nach beiden betrachteten Verfahren disaggregierten Werten durchgeführt. Eine Kreuzvalidierung des Modells MuDRain ergab gute stochastische Annäherungen an gemessene Stundenniederschläge bei lang anhaltenden Niederschlägen. Niederschläge mit kurzen intensiven und zwischenzeitlich trockenen Abschnitten können mit einer Anpassung der Modellparameter adäquat nachgebildet werden. Die Disaggregation mit MuDRain ergab im Vergleich zum Ein-Stationen-Verfahren bessere Ergebnisse bei kleineren Einzugsgebieten, während bei größeren Einzugsgebieten beide Verfahren ähnliche Ergebnisse zeigten. Die durch die Eingangsdaten verursachten Unsicherheiten in der N-A-Modellierung konnten durch die Verwendung von disaggregierten Niederschlägen mit beiden Ansätzen deutlich verringert werden.

### **1 Einleitung**

Eine Aufteilung (Disaggregation) von Niederschlags-Tagesmesswerten auf Stundenzeitschritte kann durch verschiedene Verfahren erfolgen. Häufig wird das einfache deterministische Ein-Stationen-Verfahren verwendet, bei dem der Niederschlagsverlauf einer Tageswertstation proportional entsprechend der Stundenanteile der Niederschläge der nächstgelegenen Stundenwertstation aufgeteilt wird. Die räumliche Verteilung der Niederschläge ist bei dieser Methode im Zuordnungsbereich um eine Stundenwertstation gleich. Das von WHEATER et al. (2000) entwickelte stochastische Modell MuDRain basiert auf der räumlichen und zeitlichen Ähnlichkeit der Niederschlagswerte benachbarter Stationen. Die täglichen und stündlichen Messdaten an verschiedenen Niederschlagsstationen werden miteinander verknüpft und deren Ähnlichkeiten im zeitlichen Verlauf für die Disaggregation genutzt.

## 2 Generierung stündlicher Niederschläge mit dem Modell MuDRain

Die Disaggregation mit MuDRain erfolgt in zwei Teilschritten. Der erste beinhaltet ein multivariates Modell zur Generierung von Stundenniederschlägen. Durch einen AR(1)-Prozess (Gleichung 1) werden Stundenwerte unabhängig von den beobachteten Tagesniederschlägen synthetisiert (FYTILAS 2002, KOUTSOYIANNIS 2001).

$$\tilde{X}_s = a\tilde{X}_{s-1} + bV_s \quad (1)$$

$\tilde{X}_s$  und  $\tilde{X}_{s-1}$  sind Vektoren mit den Stundenwerten der betrachteten  $n$  Niederschlagsstationen für den aktuellen Zeitschritt  $s$  und den vorherigen Zeitschritt  $s-1$ . Die Matrix  $V_s$  enthält Gamma(3)-verteilte Zufallsvariablen (FYTILAS 2002, KOUTSOYIANNIS 2003). Die Diagonalmatrix  $a$  enthält das Verhältnis der Kovarianz zwischen aktuellem und vorherigem Zeitschritt und der Varianz des vorherigen Zeitschritts für alle  $n$  Stationen (Gleichung 2).

$$a = \text{diag}(\text{Cov}[X_s^{n=1}, X_{s-1}^{n=1}] / \text{Var}[X_{s-1}^{n=1}], \text{Cov}[X_s^{n=2}, X_{s-1}^{n=2}] / \text{Var}[X_{s-1}^{n=2}], \dots, \text{Cov}[X_s^{n=n}, X_{s-1}^{n=n}] / \text{Var}[X_{s-1}^{n=n}]) \quad (2)$$

Nach der Gleichung 3 ergibt sich die Parametermatrix  $b$  aus der Parametermatrix  $a$  sowie den Varianzen der Stundenwerte der  $n$  Stationen für den aktuellen und den vorherigen Zeitschritt (KOUTSOYIANNIS 1999).

$$bb^T = \text{Var}[X_s] - a \cdot \text{Var}[X_{s-1}]a^T \quad (3)$$

Für jeden Zeitschritt  $s$  werden für die  $n$  Stationen Stundenniederschläge generiert, die die gleichen Mittelwerte, Extremwerte und Varianzen wie die bekannten Stundenwerte aufweisen. Die Summe aus den Stundenwerten eines Tages  $p$  ergibt jedoch nicht den gemessenen Tageswert, sondern die Hilfsvariable  $\tilde{Z}_p$ . Im zweiten Teilschritt werden die Stundenniederschläge so verändert, dass sie mit den gemessenen Tageswerten konsistent sind. Der detaillierte Aufbau der Matrizen ist in KOUTSOYIANNIS (2001) beschrieben. Die allgemeine Form der Transformation lautet:

$$X := \tilde{X} + h(Y - \tilde{Y}) \quad (4)$$

Die Matrix  $Y$  setzt sich aus den gemessenen aktuellen Tageswerten, den gemessenen Tageswerten des Folgetages und den letzten Stundenwerten des vorherigen Tages an  $n$  Stationen zusammen. Die Matrix  $\tilde{Y}$  ergibt sich aus den analogen Variablen für die im ersten Teilschritt generierten Niederschläge. Die Matrix  $h$  beinhaltet die Kovarianzen der Hilfsvariablen  $\tilde{X}$  und  $\tilde{Y}$  nach der Gleichung:

$$h := \text{Cov}[\tilde{X}, \tilde{Y}] \{ \text{Var}[\tilde{Y}, \tilde{Y}] \}^{-1} \quad (5)$$

Die Kovarianzen und Varianzen für die Hilfsvariablen  $\tilde{X}$  und  $\tilde{Y}$  sind identisch mit denen der zu ermittelnden Niederschlagszeitreihen. Der Term  $h(Y - \tilde{Y})$  stellt die Korrektur dar, mit der die Stundenwerte in die, mit den gemessenen Tageswerten konsistenten, Stundenniederschläge transformiert werden. Die Werte werden so oft disaggregiert, bis das Korrekturmaß (Gleichung 6) kleiner als die, vom Benutzer festgelegte, tolerierbare Abweichung  $\Delta$  ist.  $\|h(Y - \tilde{Y})\|$  ist die euklidische Norm des Korrekturwertes und  $m$  die Anzahl der Stundenwerte.

$$\left| h(Y - \tilde{Y}) - \frac{\|h(Y - \tilde{Y})\|}{m \sigma_x} \right| \quad (6)$$

Das Ergebnis der Disaggregation sind mit Tagesmesswerten konsistente Zeitreihen, die die statistischen Eigenschaften der gemessenen Stundenzeitreihen aufweisen. Die Schiefe und das Trockenverhältnis, also der Anteil der trockenen Zeitschritte an der Gesamtanzahl der Zeitschritte, können nicht direkt auf die synthetischen Zeitreihen übertragen werden. Durch Variation der Parametereinstellungen in MuDRain können Schiefe und Trockenverhältnis angepasst werden. Die Schiefe kann vor allem durch die Potenzierung der Ergebnisse des 1. Teilschritts mit einem Exponenten  $m$  eingestellt werden (FYTILAS 2002). Höhere Werte erhalten dadurch größere Varianzen als niedrige, was bei realen Niederschlägen auch der Fall ist. Der Exponent  $m$  sollte zwischen 0,5 und 1 gewählt werden (KOUTSOYIANNIS 2003). Das Trockenverhältnis kann durch drei Modellparameter verändert werden. Der Schwellenwert  $l_0$  gibt an, unter welchem Wert ein Anteil  $\pi_0$  die generierten Stundenwerte auf Null gesetzt werden. Alternativ dazu kann ein Anteil  $\rho_0$  eingestellt werden, für den in Zeitschritten, in denen Nullwerte in den Messreihen auftreten, auch für die synthetischen Zeitreihen Nullwerte übertragen werden. Die Eingangsdaten des Modells sind die gemessenen Stunden- und Tageszeitreihen sowie die Korrelationsmatrix für die Stundenwerte. Diese Matrix wird aus den Tageskorrelationen und der Korrelation der gemessenen Stundenwerte ermittelt. Zur Berechnung der synthetischen Niederschläge ist eine positiv definite Korrelationsmatrix erforderlich. Diese Voraussetzung kann die Anzahl der verknüpfbaren Zeitreihen begrenzen.

### 3 Untersuchungsgebiet und Vorgehensweise

Auf Grund der Hochwasserrelevanz und vergleichbarer Datenlage wurden die Niederschlagsverläufe im Juli 1954 und im Juli 1958 im Flussgebiet der Mulde (Sachsen) untersucht. Die Niederschlagscharakteristika der beiden Ereignisse waren grundsätzlich verschieden (Abbildung 1 und Abbildung 2). Im Juli 1954 fielen innerhalb von 14 Tagen bis zu über 400 mm an Niederschlag, davon allein 75 % in 5 Tagen. Der Schwerpunkt des Ereignisses befand sich im Bereich der Chemnitz und der Zwickauer Mulde. Im Gegensatz dazu fielen im Juli 1958 innerhalb von 10 Tagen bis zu 255 mm an Niederschlag. Der Schwerpunkt befand sich im Bereich der Freiburger Mulde und der Flöha. Der Niederschlagsverlauf an der Station Fichtelberg zeigt im Juli 1954 geringere Intensitäten und kaum Trockenphasen im Vergleich zum Ereignis im Juli 1958.

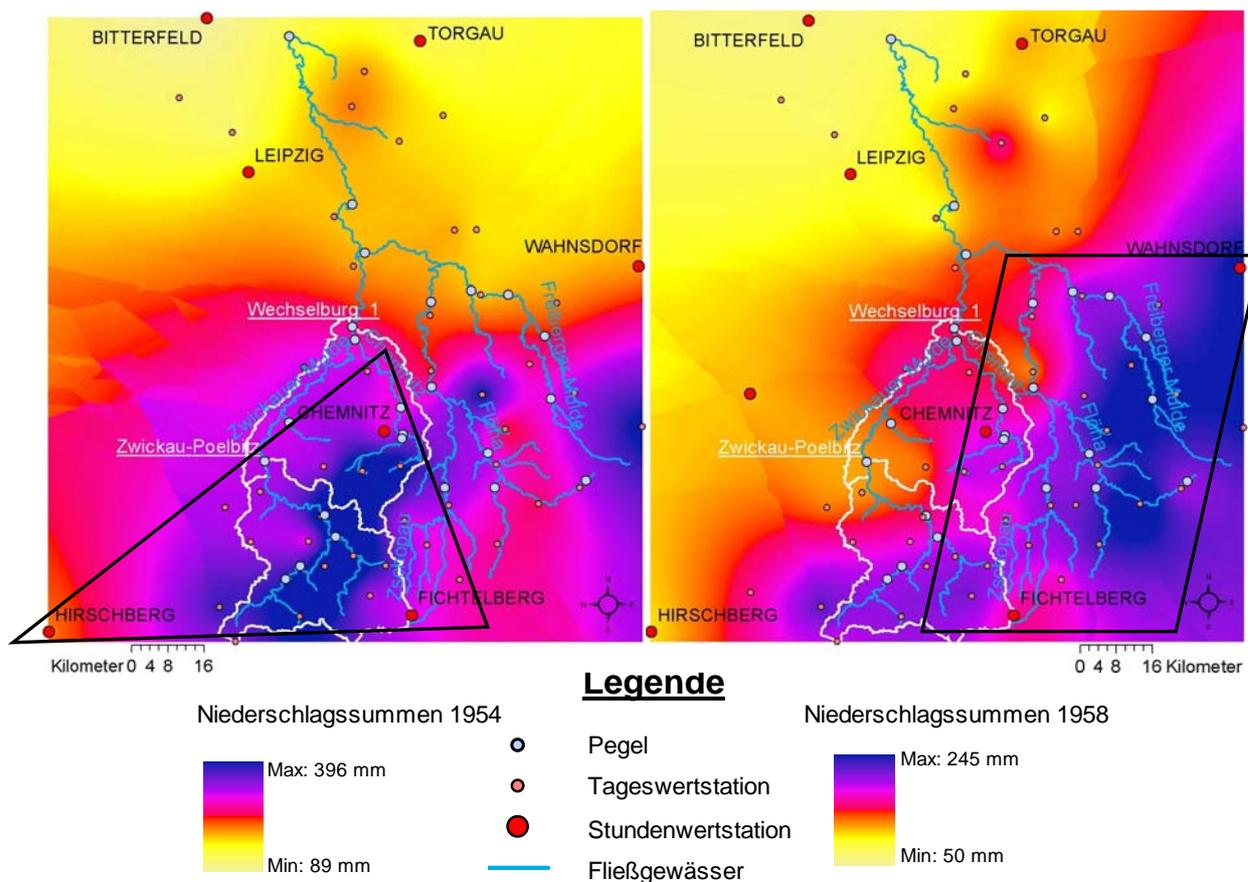


Abb. 1: Niederschlagssummen der Ereignisse im Juli 1954 und im Juli 1958 und Bereiche der disaggregierten Stationen (Rahmen).

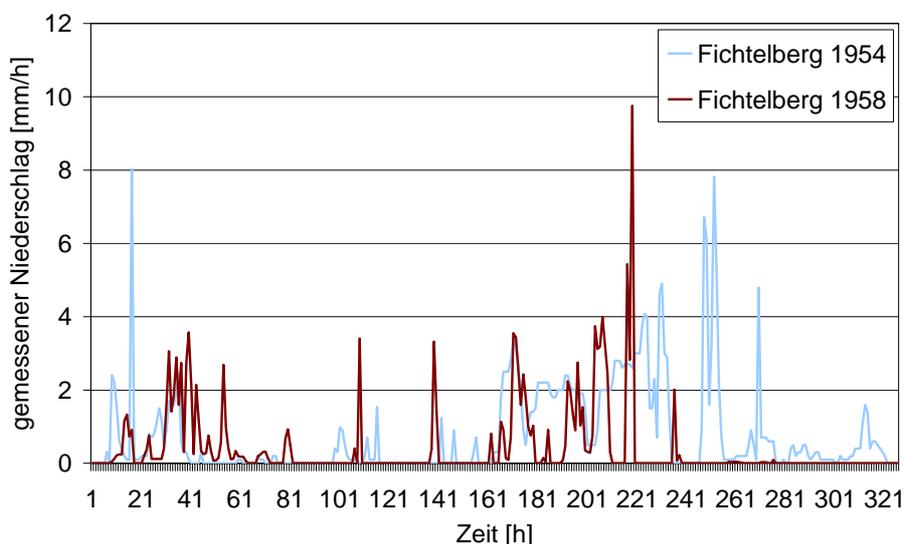


Abb. 2: Vergleich der gemessenen Stundenniederschläge im Juli 1954 und Juli 1958 an der Station Fichtelberg.

Um die stochastische Zuverlässigkeit von MuDRain herauszustellen, wurde eine Kreuzvalidierung der gemessenen Stundenwertstationen durchgeführt. Im Untersuchungsgebiet standen jeweils 3 Stundenwertstationen und 19 (1954) bzw. 16 (1958) Tageswertstationen zur Verfügung. Von den 3 Stundenwertstationen wurden jeweils 2 als Eingangszeitreihen für

das Modell verwendet. Die Tagessummen der 3. Station sowie die Messwerte der Tageswertstationen wurden disaggregiert. Unter Variation der Parameteroptionen in MuDRain wurden verschiedene Zeitreihen erzeugt. Die für die jeweils dritte Station disaggregierten Stundenwerte wurden den gemessenen Werten gegenübergestellt. Neben Mittelwert und Maxima wurden die Varianz, die Schiefe, die Autokorrelation und das Trockenverhältnis aller disaggregierten Zeitreihen bestimmt.

Für die Niederschlags-Abfluss-Modellierung wurden alle drei Stundenzeitreihen für die Disaggregation verwendet. Die Modellparameter  $I_0$ ,  $\pi_0$  und  $\rho_0$  wurden so angepasst, dass sie die Schiefe und das Trockenverhältnis der Stundenwertstationen annähernd wiedergeben. Die Niederschlags-Abfluss-Modellierung erfolgte mit dem Modell ArcEGMO (BECKER et al. 2002). Die Modellierung wurde mit folgenden Niederschlagsvarianten durchgeführt:

- A) nur mit gemessenen Stundenniederschlägen der verfügbaren Stationen,
- B) mit gemessenen und dem 1-Stationen-Verfahren disaggregierten Stundenwerten,
- C) mit gemessenen und MuDRain disaggregierten Stundenwerten.

An Hand beobachteter Abflussganglinien wurden die simulierten Abflüsse der drei Varianten bewertet.

## 4 Ergebnisse

### Kreuzvalidierung des Disaggregierungsmodells MuDRain

Die Schiefe der Niederschlagsverteilung wird ohne eine Anpassung der Parameteroptionen an den meisten Stationen unterschätzt. Die Autokorrelation, das heißt die Ähnlichkeit der Niederschlagswerte aufeinanderfolgender Zeitschritte, wird dagegen überschätzt. Damit werden unrealistisch ähnliche Werte generiert. Das Trockenverhältnis ist ohne eine Parameteranpassung zu gering. Die Abbildung 3 zeigt die disaggregierten und gemessenen Stundenniederschläge mit und ohne Anpassung der Modellparameter. Die simulierten Niederschläge zeigen im Vergleich zu den gemessenen eine geringe Dynamik mit flacheren Spitzen und vielen kleinen Niederschlagswerten. Für das Ereignis 1958 wurde die Schiefe durch die Verringerung des Exponenten  $m$  der Potenztransformation auf 0,8 erhöht. Das Trockenverhältnis wurde mit einem Schwellenwert  $I_0$  von 0,3 und dem Anteil  $\pi_0$  von 0,3 an das gemessene Trockenverhältnis angepasst.

Die angepassten Zeitreihen zeigen eine gute stochastische Repräsentanz der gemessenen Zeitreihen. Der Vergleich der disaggregierten Zeitreihen der Niederschlagsereignisse belegt, dass die Disaggregation für ein ausgeglichenes Niederschlagsereignis mit wenigen trockenen Phasen, wie im Juli 1954, erwartungsgemäß bessere Ergebnisse liefert als für dynamische Ereignisse mit vielen trockenen Abschnitten, wie im Juli 1958. Ein Schwellenwert  $I_0$  von 0,3 mm hat sich in den durchgeführten Untersuchungen als vorteilhaft erwiesen. Die Aussagen von FYTILAS (2002), nach denen ein Schwellenwert zwischen 0,1 und 0,3 mm adäquate Ergebnisse erzielt, können damit bestätigt werden. Außerdem hat sich ein Anteil dieses Schwellenwertes  $\pi_0$  von mindestens 0,3 bewährt. Bei sehr dynamischen Niederschlagsereignissen sollte zusätzlich der Anteil  $\rho_0$  für Nullwerte in gleichen Zeitschritten erhöht werden.

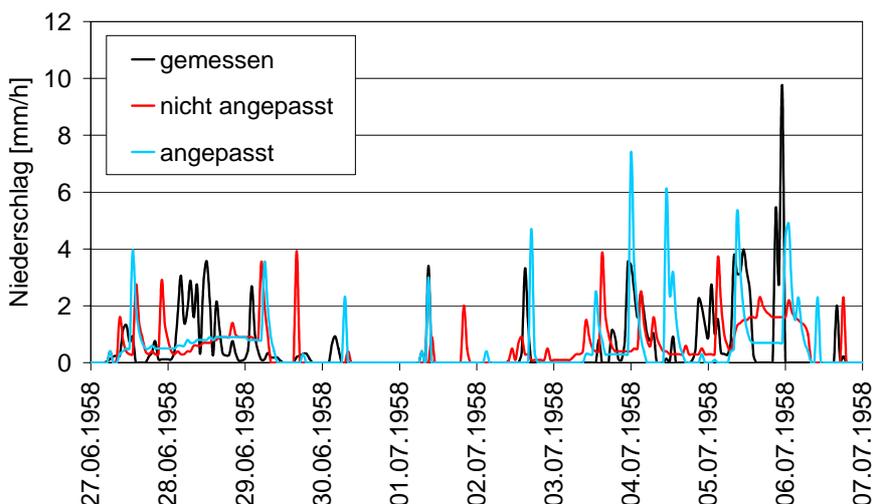


Abb. 3: Gemessene vs. simulierte Stundenniederschläge der Station Fichtelberg 1958 mit und ohne Anpassung der Modellparameter in MuDRain.

### Niederschlag-Abfluss-Modellierung mit disaggregierten Werten

Für die Niederschlag-Abfluss-Modellierung wurden alle drei Stundenwertstationen zur Disaggregation als Eingangsdaten verwendet. Aus den Punktniederschlägen wurden die Gebietsniederschläge ermittelt. In Abbildung 4 sind die Gebietsniederschläge für den Pegel Zwickau-Pölbitz gegenübergestellt. Die Abbildung 5 zeigt links die Ergebnisse der Niederschlags-Abfluss-Modellierung für die drei Niederschlagsvarianten am Pegel Zwickau-Pölbitz mit einer Einzugsgebietsfläche von 1021 km<sup>2</sup> und rechts die Abflussganglinien für das 2100 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet am Pegel Wechselburg. Die Variante ohne disaggregierte Niederschläge wurde den disaggregierten Varianten des Ein-Stationen-Verfahrens und der MuDRain-Disaggregation gegenübergestellt. Die kumulierten Gebietsniederschläge am Pegel Zwickau-Pölbitz zeigen höhere Summen für die disaggregierten Varianten unter Nutzung der dichteren täglichen Aufzeichnungen. Damit wird das Niederschlagsereignis 1954 durch die wenigen verfügbaren hochauflösenden Zeitreihen in seinem Volumen deutlich unterschätzt. Eine Kalibrierung der Parameter des N-A-Modells unter Nutzung der drei verfügbaren Stundenwertstationen würde zu unrealistischen Parametern führen, woraus bei einer Anwendung in der Hochwasservorhersage Fehleinschätzungen resultieren würden (vgl. Abbildung 5 rechts).

Die zeitlichen Verläufe des Niederschlags sind bei den drei betrachteten Ansätzen nahezu identisch. Die Gebietsniederschläge aus dem Ein-Stationen-Verfahren weisen häufig höhere Spitzen auf. Die Gebietsniederschläge zeigen, im Gegensatz zu den Punktniederschlägen, auch einen dynamischen Niederschlagsverlauf für die MuDRain-Variante. Die höheren Spitzen der Ein-Stationen-Verfahren-Variante machen sich auch im ausgeprägten Anstieg der kumulierten Gebietsniederschläge bemerkbar.

Für den Pegel Zwickau-Pölbitz wurden die Prozessparameter des N-A-Modells ArcEGMO für die MuDRain-Variante angepasst und auch für die anderen Varianten verwendet. Die Ganglinien der disaggregierten Varianten spiegeln den gemessenen Abfluss deutlich besser

wieder (Abbildung 5 links). Mit der MuDRain-Variante wird die Dynamik des Abflusses besser simuliert als mit der Ein-Stationen-Verfahren-Variante. Der Abfluss der Ein-Stationen-Verfahren-Variante entspricht qualitativ eher dem der Variante ohne disaggregierte Niederschläge. Die Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz beträgt für die MuDRain-Variante 0,97, für die Ein-Stationen-Verfahren-Variante 0,91 und für die Variante ohne Disaggregation nur 0,30. Die hohe Güte der MuDRain-Variante kann auch durch andere Parameter des N-A-Modells nicht erreicht werden. Für den Pegel Wechselburg (Abbildung 5 rechts) wurden die Parameter des N-A-Modells an die Variante ohne Disaggregation angepasst. Beide disaggregierte Varianten unterscheiden sich deutlich von der Variante ohne disaggregierte Werte. Die disaggregierten Varianten im Vergleich zeigen jedoch kaum noch Unterschiede. Bei der betrachteten Gebietsgröße heben sich die Unterschiede in den Niederschlagsverläufen in ihrer Wirkung auf die Abflussganglinie auf.

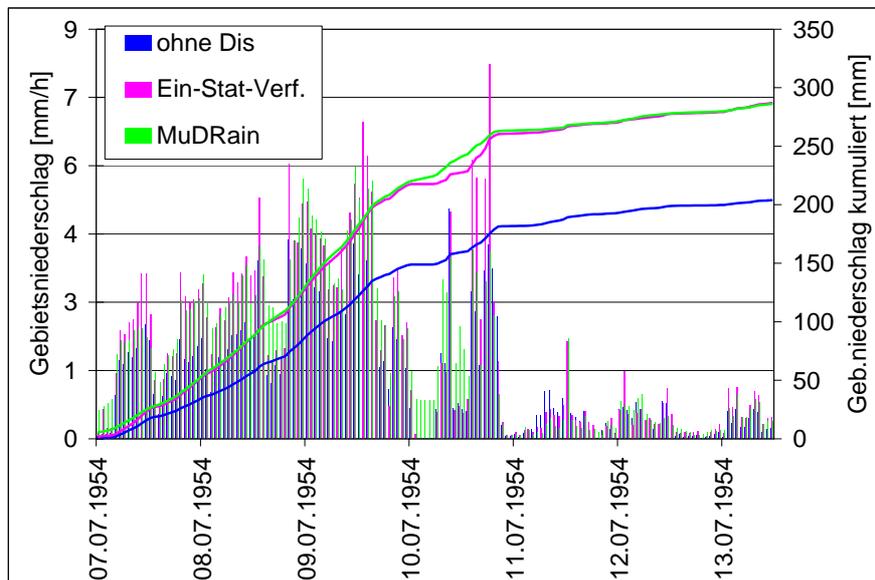


Abb. 4: Gebietsniederschläge der drei Niederschlagsvarianten für das Einzugsgebiet des Pegels Zwickau-Pölbitz beim Ereignis 1954.

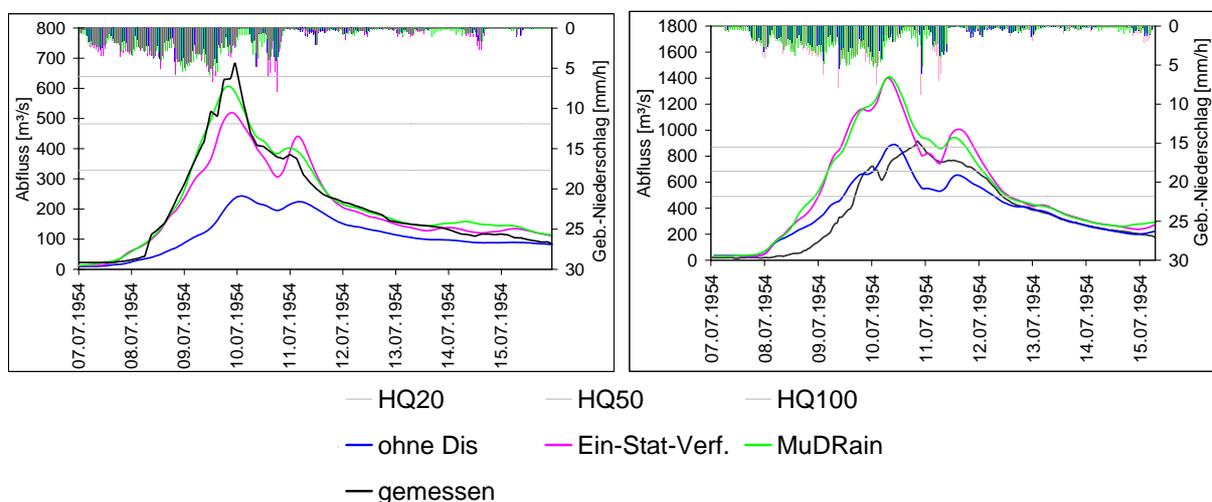


Abb. 5: Abflussganglinien der 3 Niederschlagsvarianten für das Ereignis im Juli 1954 am Pegel Zwickau-Pölbitz (links) und Wechselburg (rechts).

## 5 Diskussion und Ausblick

Die Bedeutung der bestmöglichen Nutzung der verfügbaren Niederschlagsinformation bei der Kalibrierung konzeptioneller N-A-Modelle für die Hochwasservorhersage wurde hier beispielhaft gezeigt (insbesondere im Vergleich der beiden Ganglinien in Abb. 5). Die Disaggregation von Tagesniederschlägen ist dabei ein vielversprechender Ansatz, um durch die Eingangsdaten verursachte Unsicherheiten der Niederschlags-Abfluss-Modellierung zu verringern. MuDRain zeigt für kleinere Einzugsgebiete einen Vorteil gegenüber dem Ein-Stationen-Verfahren. Die Modellparameter für die Schiefe und das Trockenverhältnis in MuDRain sollten für eine Simulation von realitätsnahen Niederschlägen angepasst werden. Der Einfluss der Parameteroptionen ist stark von der Niederschlagscharakteristik abhängig. Durch eine systematische Disaggregation von Niederschlägen mit unterschiedlichen Niederschlagsverläufen können die in dieser Arbeit genannten Wertebereiche der MuDRain-Parameter überprüft werden. Die Niederschlags-Abfluss-Modellierung mit den drei Niederschlags-Varianten wird auf andere Hochwasserereignisse erweitert. Der Schwerpunkt wird dabei auf kleinere Einzugsgebiete gelegt.

## Danksagung

Dem Sächsischen Landeshochwasserzentrum in Dresden wird für die Bereitstellung umfangreicher Daten gedankt. Dem Büro für Angewandte Hydrologie in Berlin danken wir für die Bereitstellung des Modells ArcEGMO.

## Literatur

- BECKER, A., KLÖCKING, B., LAHMER, W. & PFÜTZNER, B. (2002): The hydrological modelling system ARC/EGMO, in: Mathematical models of large watershed hydrology (Eds.: SINGH, V.P. & FREVERT, D.K.), Water Resources Publications.
- FYTIAS, P. (2002): Multivariate rainfall disaggregation at a fine time scale. - Diplomarbeit, Università degli Studi di Roma "La Sapienza", Rom, 180 Seiten.
- KOUTSOYIANNIS, D. (1999): Optimal decomposition of covariance matrices for multivariate stochastic models in hydrology. In: Water Resources Research, 35 (4), S. 1219–1229.
- KOUTSOYIANNIS, D. (2001): Coupling stochastic models of different time scales. In: Water Resources Research, 37 (2), S. 379–392.
- KOUTSOYIANNIS, D., ONOF, C. & WHEATER, H. S. (2003): Multivariate rainfall disaggregation at a fine timescale. In: Water Resources Research, 39 (7), 1173, S. 1–18.
- WHEATER, H. S., V. S. ISHAM, C. ONOF, R. E. CHANDLER, P. J. NORTHROP, P. GUILIN, S. M. BATE, D. R. COX, and D. KOUTSOYIANNIS (2000): Generation of spatially consistent rainfall data, Technical Report 204, Imperial College, University College London, London, 170 Seiten.

## Entwicklung und Testung eines stochastischen Niederschlagsgenerators zur Erstellung hydrologischer Belastungsszenarien

Yeshewatesfa Hundecha, Markus Pahlow, Bastian Klein, Andreas Schumann

### Zusammenfassung

Für die hydrologische Bemessung von baulichen Hochwasserschutzanlagen sind hydrologische Belastungsszenarien erforderlich. In Hinblick auf eine nachhaltige Bewertung sollte der betrachtete Szenarienraum sowohl in der Vergangenheit abgelaufene Hochwasserereignisse, als auch bisher nicht aufgetretene, jedoch generell mögliche Extreme der hydrologischen Belastung umfassen. Im Zuge der Evaluierung des technischen Hochwasserrückhaltesystems im 6343 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebiet der Unstrut wurde ein stochastischer Niederschlagsgenerator mit einer Zeitschrittweite von einem Tag zur Erstellung hydrologischer Belastungsszenarien in Verbindung mit einem Niederschlag-Abfluss-Modell entwickelt. Die Niederschlagsmenge wird mittels einer Kombination zweier Verteilungsfunktionen in einem 2-Stufen-Prozess erzeugt. In der ersten Stufe werden sowohl die Häufigkeit, als auch die Niederschlagsmenge durch Anwendung eines multivariaten autoregressiven Modells wiedergegeben, wobei die Kovarianzstruktur der Niederschlagsstationen über die Verwendung einer gestutzten und transformierten Normalverteilung beibehalten wird. In der zweiten Stufe wird die Niederschlagsmenge, welche zuvor durch eine transformierte Normalverteilung modelliert wurde, an Hand der ausgewählten Quantile derart angepasst, dass diese Niederschlagsmengen mit einer Kombination aus Gamma- und Pareto- oder Gumbelverteilung beschrieben werden können. Die Berücksichtigung der saisonalen Komponente, sowie der zeitlichen und räumlichen Korrelation erfolgt durch eine Fourier-Repräsentation. Der entwickelte Niederschlagsgenerator wurde zur Erzeugung einer Vielzahl hydrologischer Belastungsszenarien zur Untersuchung des technischen Hochwasserrückhaltesystems im Flussgebiet der Unstrut genutzt.

### 1 Einleitung

In der wasserwirtschaftlichen Praxis ist für Bewertungs- und Planungsaufgaben häufig die Generierung langer synthetischer Niederschlags-Zeitreihen mit statistischen Eigenschaften vorhandener beobachteter Zeitreihen erforderlich. Dies ist in erster Linie durch die unzureichende Länge der Beobachtungsreihen motiviert. In der Vergangenheit wurden verschiedene stochastische Niederschlagsgeneratoren entwickelt. Die Mehrzahl der Modelle basiert auf einem 2-Stufen Ablauf, wobei mittels eines 2-Stufen Markov-Modells zuerst eine Sequenz von Niederschlags- und Trockentagen simuliert wird. Im nächsten Schritt wird dann die Niederschlagsmenge an Regentagen mit einer adäquaten Verteilungsfunktion generiert (KATZ 1977; WOOLHISER 1992). Die Anwendung eines derartigen Ansatzes zur Niederschlagsgenerierung ist für eine einzelne Station einfach umsetzbar. Jedoch besteht die praktische Notwendigkeit der Generierung von synthetischen Zeitreihen an mehreren Stationen, wobei die Korrelation zwischen den Stationen zu berücksichtigen ist. Daher fand

eine Weiterentwicklung von 1-Stationen-Modellen zu Mehr-Stationen-Modellen statt (WILKS 1998).

Eine Alternative zu den zweistufigen Abfolgen der Wettergenerierung verwendet eine gemischte diskrete-kontinuierliche Verteilung und simuliert gleichzeitig Niederschlagsauftreten und –menge. Diese kann problemlos für die Mehr-Stationen-Generierung erweitert werden, BÁRDOSSY & PLATE (1992) und HUTCHINSON (1995) verwendeten eine gestutzte und Potenz-transformierte Normalverteilung, um den Niederschlag an verschiedenen Stationen zu modellieren. Diese Potenz-Transformation erzeugt die Schiefe der Verteilung der Niederschlagstagesmenge. Die Stutzung hingegen transformiert negative Werte in Nullwerte, wodurch Trockentage implizit modelliert werden. Die Verwendung einer Normalverteilung vereinfacht die Berücksichtigung der Korrelation zwischen den Stationen, da hierbei die klassischen multivariaten stochastischen Methoden angewendet werden können.

In dieser Arbeit wird der letztgenannte Ansatz als Grundkonzept zur Modellierung von Tagesniederschlag an mehreren Stationen verwendet, wobei im weiteren Verlauf der Generierung die Tagesniederschlagsmenge mittels einer Kombination aus zwei verschiedenen Verteilungsfunktionsstypen transformiert wird. Diese Kombination aus verschiedenen Verteilungstypen war erforderlich, um beobachtete Häufigkeitsverteilungen der Extremwerte des Tagesniederschlags zu reproduzieren.

## 2 Methode

### 2.1 Modellkonzept

Tagesniederschlag weist eine zeitliche Irregularität mit einer relativ hohen Auftretenswahrscheinlichkeit von Trockentagen auf. Die Niederschlagsmengen werden mittels kontinuierlicher Verteilungen beschrieben. Daher müssen Zufallsvariablen mit gemischter diskret-kontinuierlicher Verteilung verwendet werden, um Tagesniederschlag wiederzugeben. Das hier vorgestellte Modell verwendet als Grundkonzept das Raum-Zeit-Modell von BÁRDOSSY & PLATE (1992). In diesem Modell wird eine gestutzte und Potenz-transformierte Normalverteilung zur Tagesniederschlagsmodellierung verwendet. BÁRDOSSY & PLATE (1992) verknüpften die Zufallsfunktion  $Z(t,u)$ , welche die Niederschlagsmenge zur Zeit  $t$  und Ort  $u$  beschreibt, mit einer normalverteilten Zufallsfunktion  $W(t,u)$  in der Form

$$Z(t,u) = \begin{cases} 0 & \text{für } W(t,u) \leq 0 \\ W^\beta(t,u) & \text{für } W(t,u) > 0 \end{cases} \quad (1)$$

Hierbei wird ein positiver Koeffizient  $\beta$  eingeführt, um die Schiefe der Verteilung des Tagesniederschlags adäquat zu berücksichtigen. Die Irregularität des Auftretens des Niederschlags wird ebenfalls mit Gleichung (1) erfasst, da negative Werte von  $W(t,u)$  als Trockentage berücksichtigt werden. Um die tägliche Niederschlagsmenge an jeder Station zu modellieren wird hier eine gemischte Gamma- und Pareto- oder Gamma- und Gumbelverteilung verwendet:

$$f(z, u) = a(u) \frac{\left(\frac{z}{\beta(u)}\right)^{\alpha(u)-1} \exp\left(\frac{-z}{\beta(u)}\right)}{\beta(u) \Gamma(\alpha(u))} + [1 - a(u)] g(z, u) \quad (2)$$

Hierbei ist  $f(z, u)$  die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion des Tagesniederschlags  $z$  am Ort  $u$ ,  $\Gamma(\cdot)$  ist die Gammafunktion,  $\alpha(u)$  bzw.  $\beta(u)$  ist der Form- bzw. Skalierungsparameter der Gammaverteilung,  $g(z, u)$  ist die Dichtefunktion der Pareto- oder Gumbelverteilung am Ort  $u$  und  $a(u)$  ist die Mischwahrscheinlichkeit. Die hier verwendeten Verteilungen sind

$$g(z, u) = k(u) \frac{z_m^{k(u)}(u)}{[z_m(u) + z]^{k(u)+1}} \quad (3a)$$

für eine Paretoverteilung, mit den Verteilungsparametern  $z_m(u) > 0$  und  $k(u) > 0$ , wobei  $z(u) > 0$  und

$$g(z, u) = \frac{1}{\eta(u) \left(1 - \exp\left[-\exp\left(\frac{\xi(u)}{\eta(u)}\right)\right]\right)} \exp\left[-\exp\left(-\frac{z - \xi(u)}{\eta(u)}\right) - \left(\frac{z - \xi(u)}{\eta(u)}\right)\right] \quad (3b)$$

für eine Gumbelverteilung mit den Lage- und Skalierungsparametern  $\xi(u)$  und  $\eta(u)$ . Der Klammerausdruck im Nenner des ersten Terms von Gleichung (3b) wurde hinzugefügt, um die Gleichung für eine Anwendung im Bereich  $z \leq 0$  zu transformieren. Die Parameter der Verteilungsfunktion wurden durch eine Fourier-Repräsentation abgebildet, um die saisonale Komponente zu berücksichtigen.

Der Zufallsprozess, mit dem die multivariate Normalverteilung  $\mathbf{W}(t) = (W(t, u_1), \dots, W(t, u_n))$  wiedergegeben wird, ist durch ein multivariates AR(1)-Modell beschrieben. Zur Bestimmung der Parameter des AR(1)-Modells wird der Tagesniederschlag an jeder Station transformiert:

$$F(z, u) = \frac{F_N(x) - F_N(0)}{1 - F_N(0)} \quad (4)$$

Hierbei ist  $F(z, u)$  die kumulative Verteilung des Tagesniederschlags am Ort  $u$ , und  $F_N(x)$  ist die kumulative Verteilung der standardnormalverteilten Variable. Sowohl die Autokorrelations-, als auch die räumliche Kovarianz-Matrix werden unter Verwendung des transformierten Niederschlags  $x$  berechnet. Die räumliche Variation der 1-Tages Autokorrelation ist gering und daher kann als Näherung angenommen werden, dass sie an

allen Orten identisch ist (STEHLIK & BÁRDOSSY 2002). Der jährliche Zyklus wird als Fourier-Reihe abgebildet:

$$r(t^*) = \frac{A_0}{2} + \sum_{k=1}^K \left[ A_k \cos\left(k \frac{2\pi}{365} t^*\right) + B_k \sin\left(k \frac{2\pi}{365} t^*\right) \right] \quad (5)$$

Die Matrix  $\mathbf{C}(t^*)$ , für die auch ein jährlicher Zyklus angenommen wird, ist mit den 0- und 1-Tages Autokovarianzmatrizen  $\mathbf{M}_0$  bzw.  $\mathbf{M}_1$  von  $\mathbf{W}(t)$  verknüpft (BRAS & RODRIGUEZ-ITURBE 1985):

$$\mathbf{C}(t^*) \mathbf{C}^T(t^*) = \mathbf{M}_0(t^*) - \mathbf{M}_1(t^*) \mathbf{M}_0^{-1}(t^*) \mathbf{M}_1^T(t^*) \quad (6)$$

Gleichung 4 wird angewendet, um die Tageszeitreihe des transformierten Niederschlags  $x$  zu simulieren. Der tatsächliche Niederschlag wird anschließend durch die Rücktransformation ermittelt.

## 2.2 Parameterschätzung

Die Parameter der Verteilung des Tagesniederschlags an den einzelnen Stationen, einschließlich der Mischwahrscheinlichkeit, werden mit der Maximum-Likelihood-Methode geschätzt. Die räumliche Niederschlagsstruktur wird durch die beiden Kovarianzmatrizen  $\mathbf{M}_0$  and  $\mathbf{M}_1$  beschrieben (siehe Gleichung (6)). Die Elemente der Kovarianzmatrizen werden als translations-invariant angenommen:

$$\text{cov}[Z_x, Z_y](t^*) = p(t^*) e^{-h(x,y)q(t^*)} \quad (7)$$

Hierbei ist  $h(x,y)$  die Distanz zwischen den Punkten  $x$  and  $y$ . Die Parameter  $p(t^*)$  und  $q(t^*)$  werden mittels einer Fourier-Reihe modelliert. Eine mögliche Anisotropie in der Kovarianzstruktur wird durch die Verwendung einer Koordinatentransformation vermieden:

$$x' = \lambda(x \cos \gamma + y \sin \gamma) \quad (8)$$

$$y' = y \cos \gamma - x \sin \gamma \quad (9)$$

Hierbei bezeichnen  $(x,y)$  und  $(x',y')$  die ursprünglichen bzw. die transformierten Koordinaten;  $\gamma$  ist der Rotationswinkel und  $\lambda$  ist das Verhältnis der beiden orthogonalen Bereiche, welche die niedrigste und höchste Variabilität aufspannen. Die Parameter der räumlichen Kovarianzmatrix und der Autokorrelationsfunktion werden mit der Methode der kleinsten Fehlerquadrate ermittelt.

## 3 Anwendungsbeispiel

Der hier vorgestellte stochastische Niederschlagsgenerator wurde angewendet, um Niederschlags-Tageszeitreihen an 122 Stationen im Einzugsgebiet der Unstrut (6343 km<sup>2</sup>) in Thüringen und Sachsen-Anhalt zu generieren. Das Einzugsgebiet der Unstrut ist von variabler Topographie geprägt (104 – 982 m ü. N.N.), mit flacheren Abschnitten in den

zentralen Bereichen des Einzugsgebiets, welche vom Harz im Norden und dem Thüringer Wald im Süden eingegrenzt werden. In Abbildung 1 ist das Einzugsgebiet der Unstrut und die hier betrachteten Niederschlagsstationen dargestellt.

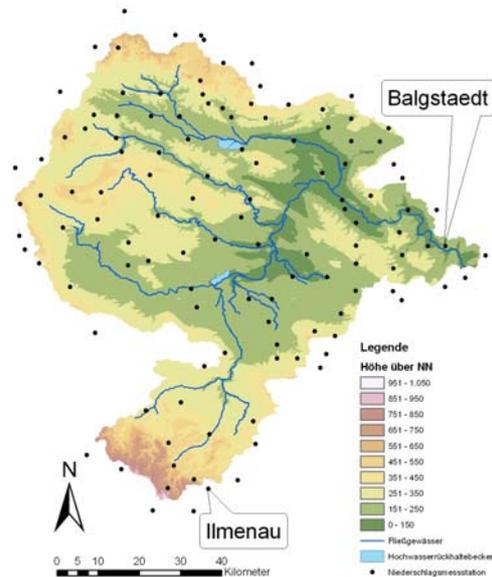


Abb. 1: Einzugsgebiet der Unstrut und die verwendeten 122 Niederschlags-Stationen. Besonders hervorgehoben sind die Stationen Ilmenau und Balgstaedt

Das heterogene Niederschlagsregime im Einzugsgebiet der Unstrut machte die Verwendung von unterschiedlichen Mischverteilungen erforderlich. An Stationen im höher gelegenen südlichen und nördlichen Teil des Einzugsgebiets wurde eine Kombination aus Gamma- und Paretoverteilung an die Tagesniederschlagszeitreihen angepasst, um die Extremwerte adäquat wiederzugeben. An den übrigen Stationen wurde eine gemischte Gamma- und Gumbelverteilung verwendet. Die Parameter der Verteilungen sowie die übrigen Modellparameter wurden aus Tageszeitreihendaten der Jahre 1969 – 2001 ermittelt. Im Anschluss erfolgten 10 Simulationen einer 1000-jährigen Zeitreihe. Anhand dieser Zeitreihen konnte die Variabilität statistischer Merkmale in Bezug auf die korrespondierenden statistischen Merkmale der Beobachtungswerte untersucht werden.

In Abbildung 2 sind die Spannweiten der simulierten und beobachteten monatlichen Mittelwerte des Niederschlags an zwei Stationen gezeigt, wobei in einem Fall eine Gamma-Pareto-Verteilung (Ilmenau) und im anderen Fall eine Gamma-Gumbel-Verteilung (Balgstaedt) angepasst wurde. Darüber hinaus zeigt Abbildung 2 den Vergleich der gemessenen und simulierten Monatsmittelwerte für das Gesamtgebiet. Aus Abbildung 2 ist ersichtlich, dass die beobachteten Werte zumeist innerhalb der Ober- und Untergrenze der simulierten Werte (10 Zeitreihen á 1000 Jahre) liegen. Der Jahreszyklus des mittleren Tagesniederschlags wird gut erfasst. Die Winter-Messwerte liegen nahe an der unteren Umhüllenden der Simulationswerte, was auf eine Tendenz zur Überschätzung durch das Modell schließen lässt. Der umgekehrte Sachverhalt ergibt sich für die Sommerwerte.

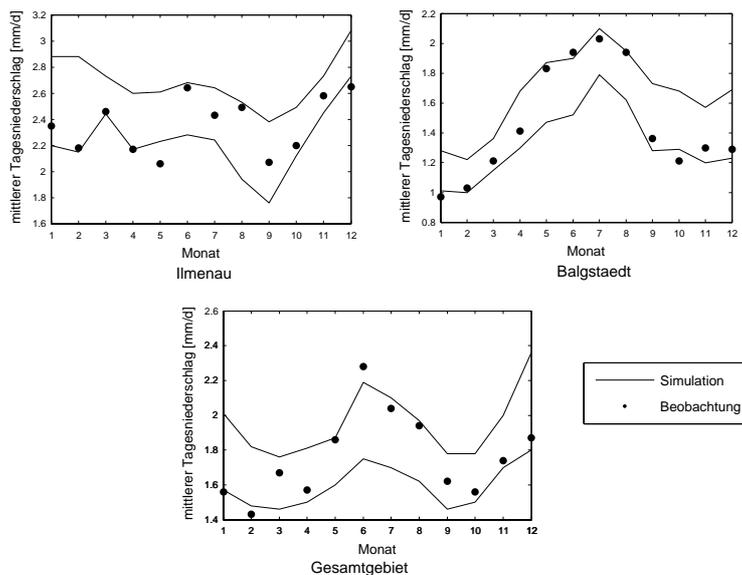


Abb. 2: Vergleich der gemessenen und simulierten Monatsmittelwerte des Tagesniederschlags. Die Ober- bzw. Untergrenze der simulierten Werte resultiert aus der Betrachtung von 10 Zeitreihen mit einer Länge von je 1000 Jahren

Abbildung 3 zeigt einen Vergleich der gemessenen und simulierten Jahreszyklen der Standardabweichung der Tagesniederschläge an den Stationen Ilmenau und Balgstaedt und für das Gesamtgebiet. Die Standardabweichung weist ebenfalls einen jahreszeitlichen Zyklus auf, der dem Zyklus der Monatsmittelwerte stark ähnelt. Das Modell weist ähnlich dem Fall der Monatsmittelwerte eine Tendenz zur Überschätzung der Variabilität des Winterniederschlags und eine Tendenz zur Unterschätzung des Sommerniederschlags auf. Die Variabilität des Gebietsniederschlags scheint von dem Modell in nahezu allen Monaten leicht unterschätzt zu werden.

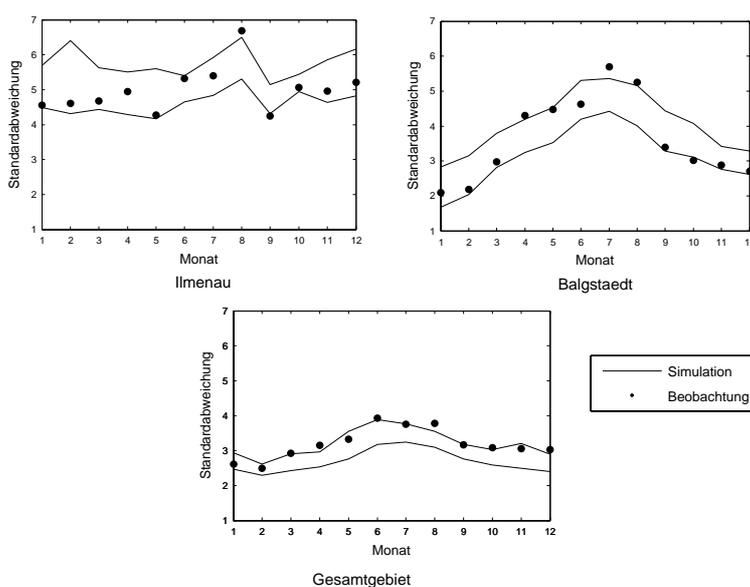


Abb 3: Vergleich der Standardabweichung der Monatsmittelwerte der gemessenen und simulierten Tagesniederschläge

Der wichtigste Aspekt in dieser Untersuchung sind die Extremereignisse des Tagesniederschlags, da das Hauptaugenmerk der Anwendung des Niederschlagsgenerators auf Studien mit Hochwasserrelevanz liegt. Voruntersuchungen ergaben, dass es mit einer einzelnen Verteilungsfunktion kaum möglich ist, die Extremwerte adäquat zu reproduzieren. Um dieses Problem zu lösen, wurden gemischte Verteilungen verwendet. In Abbildung 4 sind die Jahresmaxima der Tageswerte an den zuvor verwendeten Stationen Ilmenau und Balgstaedt und für das Gesamtgebiet dargestellt. Die Jahreshöchstwerte an der Station Ilmenau weisen Extremwerte auf, die nur durch die Verwendung einer gemischten Gamma- und Pareto-Verteilung bei der Simulation der Tagesniederschläge berücksichtigt werden können. An der Station Balgstaedt unterscheidet sich die Verteilung der größten Werte wenig von der Verteilung der kleineren und mittleren Jahresmaxima. Somit wurde hier auf eine gemischte Gamma- und Gumbel-Verteilung zurückgegriffen, mit der eine gute Anpassung erzielt werden konnte.

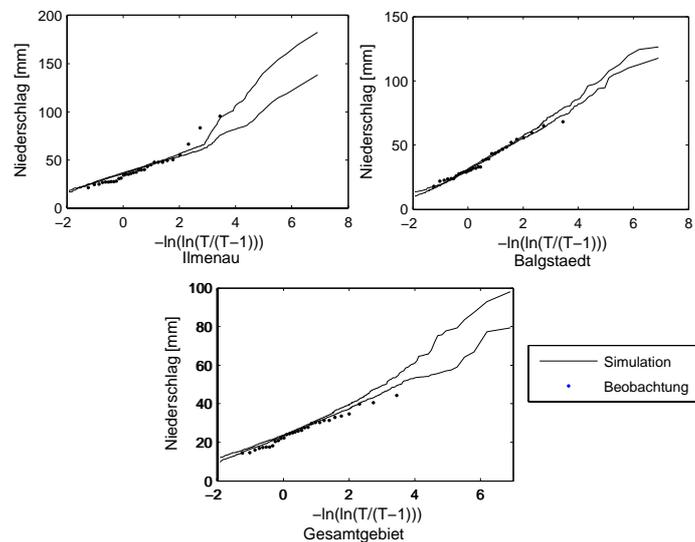


Abb 4: Vergleich der Verteilung der gemessenen Jahreshöchstwerte des Tagesniederschlags mit der Ober- bzw. Untergrenze der Verteilung der entsprechenden simulierten Jahreshöchstwerte

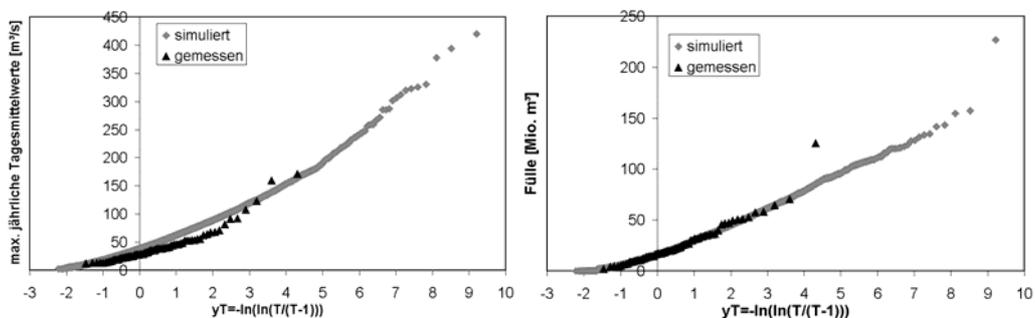


Abb 5: Vergleich der gemessenen und simulierten maximalen jährlichen Abflusstagesmittelwerte sowie der Vergleich der zugehörigen Füllen dieser Hochwasserereignisse am Pegel Erfurt-Möbisburg/Gera (Einzugsgebietsfläche = 843 km<sup>2</sup>).

Die generierten Niederschlagsfelder wurden als Eingangsgröße für ein flächenverteilt arbeitendes hydrologisches Modell verwendet. Dieses Modell wurde aus einem Modellkomponentensystem (Gattke, 2006) entwickelt und ähnelt dem bekannten HBV-Ansatz. Durch die Niederschlags- Abflusssimulation für 10.000 Jahre wurden zahlreiche Hochwasser generiert. Um den Simulationsansatz zu prüfen wurden die Verteilungen der Jahreshöchstwerte der Tagesmittel des Abflusses und die Füllen der Ereignisse, in denen diese Tagesmittelwerte auftraten, analysiert und mit den entsprechenden Informationen aus Pegeldaten verglichen. Wie das Beispiel in Abbildung 5 zeigt, wurden gute Übereinstimmungen festgestellt.

#### **4 Fazit**

Mit dem vorgestellten stochastischen Niederschlagsgenerator war es möglich, die Tagesniederschlagswerte in ihren stochastischen Eigenschaften und räumlichen Korrelation abzubilden. Es konnten gezeigt werden, dass durch Kombination einer Verteilung mit hohen Extremwerten und traditionell verwendeten Verteilungen eine gute Repräsentation des Extremwertverhaltens mit „Ausreißercharakter“, welches an vielen der betrachteten Stationen vorlag, erreicht werden konnte. Damit ist eine Extrapolation der Niederschlagsstatistik für höhere Wiederkehrintervalle unter Berücksichtigung der räumlichen Struktur im Flussgebiet möglich. Der Niederschlagsgenerator stellt damit ein geeignetes Werkzeug für Studien zur Untersuchung des Hochwasserrisikos durch Niederschlagsfelder verschiedener Wiederkehrintervalle und räumlicher Strukturen dar.

#### **Literatur**

- BÁRDOSSY, A. & E. PLATE (1992): Space-time model for daily rainfall using atmospheric circulation patterns - *Water Resources Research*, 28: 1247- 1259.
- BRAS & RODRIGUEZ-ITURBE (1985): *Random functions in hydrology* – Addison-Wesley.
- GATTKER, C. (2006) *Modellvergleiche zur Untersuchung struktureller Unsicherheiten - Anwendung objektorientierter Methoden in der hydrologischen Modellierung*, Ruhr-Universität Bochum, Schriftenreihe des Lehrstuhls für Hydrologie, Heft 22
- HUTCHINSON, M.F. (1995): Stochastic space-time weather models from ground based data - *Agricultural and Forest Meteorology*, 73: 237 – 264.
- KATZ, R.W. (1977): Precipitation as a chain-dependent process - *Journal of Applied Meteorology*, 16: 671 – 676.
- STEHLIK, J & BÁRDOSSY, A. (2002): Multivariate stochastic downscaling model for generating daily precipitation series based on atmospheric circulation, *Journal of Hydrology*, 256, 120-141.
- WILKS, D.S. (1998): Multisite generalization of a daily stochastic precipitation generation model - *Journal of Hydrology*, 210: 178-191.
- WOOLHISER, D.A. (1992): Modeling daily precipitation-progress and problems. In: Walden, A.T., Guttorp, P. (Eds.), *Statistics in the Environmental and Earth Sciences*. John Wiley, New York: 71-89.

## **Radarbasierte Vorhersage von Niederschlagsereignissen und ihre Vorhersagbarkeit – Analyse eines Jahreskontinuums**

Stefan Krämer, Hans-Reinhard Verworn

### **Zusammenfassung**

Die Vorhersagbarkeit von Niederschlagsereignissen wird auf Basis von 42 urban hydrologisch relevanten Ereignissen eines Jahreskontinuums mit Hilfe eines radarbasierten Vorhersagemodells analysiert. Die Extrapolation der Niederschlagszellen erfolgt unter Persistenzannahme der Geschwindigkeitsvektoren und der Zellstrukturen. Eine Vorhersageverifikation wird für alle Ereignisse mit Hilfe der mittleren quadratischen Fehlerabweichung (MSE) zwischen der radarbeobachteten und der vorhergesagten Niederschlagsintensität für ein Zielgebiet von 101 km<sup>2</sup> Größe durchgeführt. Die Vorhersageergebnisse des MSE werden mit Hilfe einer Fehlerkomponentenanalyse in einen linear erklärbaren, systematischen Fehler sowie in einen nicht erklärbaren Fehleranteil zerlegt und normiert. Die Fehleranteile zeigen eine systematische Entwicklung über den Vorhersagehorizont und variieren in Abhängigkeit vom Ereignistyp. Die Fehleranalyse ist Grundlage für die Ableitung und Definition vertrauenswürdiger Vorhersagehorizonte.

Die Ergebnisse zeigen, dass 70 % aller Ereignisse mit einem vertrauenswürdigen Horizont von mindestens 30 Minuten vorhergesagt werden können. Dies gilt sogar für 50 % aller Ereignisse mit einem Horizont von mindestens 60 Minuten. Die Horizonte können zudem vergrößert werden, wenn zuvor eine quantitative Aufbereitung der Radardaten insbesondere unter Anwendung einer Dämpfungskorrektur durchgeführt wird. Die Ergebnisse belegen ein hohes Wirksamkeitspotenzial der radarbasierten Niederschlagsvorhersage für die Siedlungsentwässerung und sind von großer praktischer Relevanz.

### **1 Einführung**

Die Verwendung von radarbasierten Niederschlagsvorhersagen im operationellen Management wasserwirtschaftlicher Systeme findet bisher nur selten und dann lediglich auf qualitativer Basis statt, d.h. Radarbilder werden nur als Zusatzinformation verwendet, um den zukünftigen Niederschlag und das daraus resultierende Abflussgeschehen abzuschätzen. Eine Einbindung von Radarniederschlägen und ihrer Vorhersagen als direkte Modellbelastung zur Abflussprognose findet bisher nicht statt. Ziel der vorliegenden Untersuchung ist es deshalb, die Möglichkeiten und das Potenzial der radarbasierten Niederschlagsvorhersage als Grundlage für Abflussprognosen in wasserwirtschaftlichen Systemen zu demonstrieren.

In Bezug auf die Steuerung von Entwässerungssystemen in der Siedlungswasserwirtschaft interessiert nicht das extreme Einzelereignis, welches zu einem Systemversagen führt, sondern vielmehr alle Ereignisse, die signifikante, systemspezifische Belastungen, z.B. Mischwasserüberläufe, hervorrufen. Aus meteorologischer Sicht ist damit in der Vorhersage eine große Bandbreite von verschiedenen Ereignistypen zu berücksichtigen. Zu nennen sind sowohl advektiv bedingte, stratiforme Ereignisse mit lang andauernder geringer bis mittlerer Intensität, die in den Wintermonaten überwiegen, als auch konvektive Niederschlagsereignisse hoher Intensität, die überwiegend im Zeitraum Mai bis September auftreten. Letztere lassen sich grob in konvektive Zellkomplexe, die in Frontensysteme eingebunden sind und in

konvektive Einzelzellen, die lokal entstehen, unterteilen. Lokale Einzelzellen sind als typische Sommergewitter bekannt, die eine kurze Lebensdauer ( $< 1$  h) besitzen. Aufgrund ihrer Stationarität (keine Advektion / Horizontalbewegung), sind sie mit radarbasierten Extrapolationsverfahren nicht vorhersagbar. Ihr Anteil am konvektiven Niederschlagsgeschehen, welches lediglich 20% des Gesamtjahresniederschlags beträgt (LANG 1999), ist jedoch sehr gering.

## 2 Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet wurde das urban geprägte Einzugsgebiet Hüllerbach gewählt, welches in die Emscher entwässert. Es befindet sich in einer mittleren Entfernung von 20 km nordöstlich des Radarstandortes Essen und verfügt über eine räumliche Ausdehnung in Nord-Süd-Richtung von 14 km und 10 km in West-Ost-Richtung (Abbildung 1). Die Gebietsgröße beträgt ca. 50 km<sup>2</sup>. Die längste Fließzeit des Systems beträgt  $t_f \approx 4,5$  Stunden. Im Hinblick auf die Verifikation der Niederschlagsvorhersagen wird das Gebiet durch 101 Radarmatrixelemente des DWD-PF-Produktes repräsentiert.

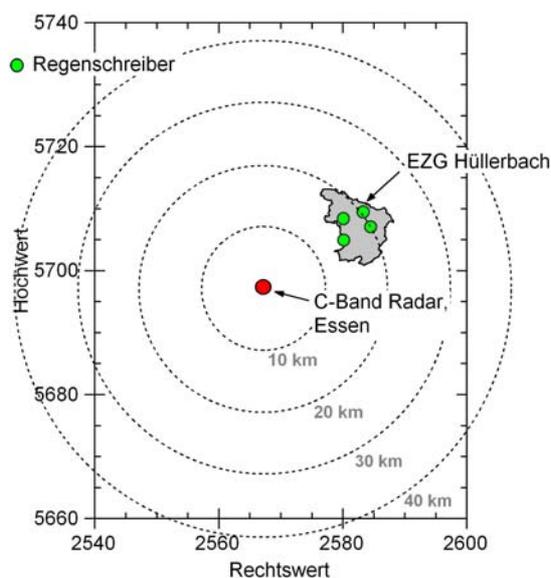


Abb. 1: Relative Lage des Untersuchungsgebietes zum C-Band-Radarstandort des DWD in Essen, Referenz: Gauss-Krüger Koordinaten

## 3 Niederschlagsdaten und Ereignisauswahl

Für die Vorhersageanalyse standen die C-Band-Radardaten des DWD für den Standort Essen als kontinuierliche Zeitreihe vom 1. Januar bis zum 31. Dezember 2003 zur Verfügung. Die Daten lagen im PF-Format vor, welches durch eine zeitliche Auflösung von  $\Delta t = 5$  min gekennzeichnet ist. In diesem Produkt sind die Niederschlagsintensitäten räumlich in einem Raster von  $1 \times 1$  km Kantenlänge aufgelöst und als Reflektivitätswerte ( $Z$ ) in 16 Klassen abgestuft. Die Niederschlagsintensitäten wurden mit  $R = 200 \times Z^{1,6}$  aus den  $Z$ -Werten abgeleitet. Für das PF-Produkt wird das Niederschlagsgeschehen standortspezifisch mit einem Elevationswinkel von  $\alpha = 0,4^\circ$  erfasst. Entsprechend findet die Niederschlagsmessung über dem Einzugsgebiet (Radius = 20 km) in einer Höhe von 200 m, in den Randbereichen der Radarmatrix (Radius = 100 km) in einer Höhe von 1500 m statt.

Für Siedlungsentwässerungssysteme und deren Bewirtschaftung sind generell nicht alle Ereignisse eines Jahres von Bedeutung. Es ist davon auszugehen, dass erst für Ereignisse ab einer kumulierten Niederschlagshöhe von 4 mm eine signifikante Belastung zu erwarten ist, die zu einer Entlastung über die Mischwasserbauwerke führen kann und von steuerungs-würdiger Relevanz ist. Aus diesem Grund erfolgte eine Ereignisauswahl der Radardaten unter Verwendung von vier Regenschreibern, die sich im Einzugsgebiet befanden (Abbildung 1). Auf Basis dieser wurde zunächst mit dem THIESSEN-Verfahren der Gebietsniederschlag berechnet. Ausgewählt wurden alle Ereignisse, für die der Gebietsniederschlag größer als 4 mm war. Als Kriterium für die Ereignistrennung wurde eine Mindesttrockendauer von 4 Stunden gewählt, für die keiner der Regenschreiber Niederschlag registriert hatte. Es wurden 42 Ereignisse identifiziert, deren kumulierte Gebietsniederschlagshöhen zwischen  $h_{N,G} = 4,8$  und  $h_{N,G} = 28,9$  mm variierten. Das kürzeste Ereignis dauerte  $D = 40$ , das längste  $D = 1525$  Minuten. Diese Werte quantifizieren die große Bandbreite und Variation der ausgewählten Ereignisse.

#### 4 Vorhersagemodell

Die Vorhersagen für die 42 Niederschlagsereignisse wurden mit dem Modell HYRATRAC generiert (KRÄMER 2008). Dieses Modell ist den Tracking-Verfahren zuzuordnen. Kennzeichnend für Modelle dieser Art ist die Unterteilung der Vorhersage in drei Arbeitsschritte:

1. Zelldefinition: Definition von Niederschlagszellen, die sowohl aus meteorologischer Sicht vorhersagbar als auch aus hydrologischer Sicht relevant sind.
2. Wiedererkennung von zugehörigen Niederschlagszellen in aufeinander folgenden Radarbildmatrizen und Ermittlung individueller Zugrichtungen und Geschwindigkeiten. Die Zellwiedererkennung wird mit Hilfe eines mehrstufigen Prüfschemas durchgeführt; für die Berechnung der Geschwindigkeitsvektoren wird die Kreuzkorrelation verwendet.
3. Extrapolation der Niederschlagsstrukturen über den Vorhersagehorizont  $T_V$  [min]. Ausgehend von der jeweils aktuellen Radarbildmatrix werden innerhalb dieser Studie die definierten Zellen mit konstanten Geschwindigkeitsvektoren und unveränderlicher Struktur, d.h. es findet keine Berücksichtigung von Wachstum und Zerfall der Zellen statt (Lagrange'sche Persistenz), in die Zukunft extrapoliert. Die Extrapolation erfolgt für die Anzahl  $N_V$  vorhergesagter Radarbildmatrizen mit einer zeitlichen Diskretisierung entsprechend den Radardaten:  $\Delta t_V = \Delta t = 5$  min, so dass gilt:  $T_V = N_V \times \Delta t_V$ .

Das Modell HYRATRAC wurde speziell für die Niederschlagsvorhersage in kleinräumigen Einzugsgebieten entwickelt. Im Hinblick auf die Siedlungsentwässerung verfügt dieses Modell über eine Interprozesskommunikation mit dem hydrologisch-hydrodynamischen Niederschlag-Abflussmodell HYSRAD-EXTRAN. Damit sind eine direkte Integration von Niederschlagsvorhersage, N-A-Simulation und Prognose sowie eine Koppelung der Modelle mit verschiedenen Entscheidungsfindungsmodellen zur robusten Kanalnetzsteuerung in Echtzeit möglich (VERWORN & KRÄMER 2005, KRÄMER et al. 2007).

#### 5 Bewertung der Vorhersagen – Vorhersageverifikation

Im Zusammenhang mit der Kurzfristvorhersage werden häufig kategorische Verifikationsmaße verwendet wie z.B. der Critical Success Index oder die Hit Rate (WILKS, 1995). Problematisch ist, dass sie lediglich eine Aussage über das Ein- oder Nichteintreten eines Ereignis-

ses geben, so dass ein großer Informationsverlust einhergeht. In der Siedlungsentwässerung ist jedoch aufgrund des hohen Anteils versiegelter Flächen eine ausgeprägte N-A-Dynamik vorherrschend. Darüber hinaus sind Bewirtschaftungsmaßnahmen überwiegend volumenorientiert. Es interessiert deshalb die kontinuierliche bzw. absolute Fehlerentwicklung in der Niederschlagsvorhersage. Kategorische Verifikationsmaße sind deshalb nur begrenzt in der Lage, eine kritische und quantitative Bewertung der Vorhersagen vorzunehmen.

Aus diesen Gründen wird als Verifikationsvariable die mittlere quadratische Fehlerabweichung (MSE) zwischen dem Beobachtungs- (B) und dem Vorhersagevektor (V) verwendet, die eine kontinuierliche Beschreibung des Vorhersagefehlers zulassen:

$$MSE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (B_i - V_i)^2 .$$

Der MSE bewertet große Abweichungen zwischen beiden Größen überproportional stark und ist damit als strenges Maß für die Genauigkeit der Vorhersage zu bewerten. Über- und Unterschätzungen können sich nicht kompensieren, so dass der MSE die vollständige Dynamik zwischen Beobachtung und Vorhersage über den zeitlichen Ablauf des Ereignisses beinhaltet. Als Zielgröße wird dabei nachfolgend der Mittelwert der 101 Radarbildmatrixelemente der beobachteten und vorhergesagten Niederschläge ( $B_i$ ,  $V_i$ ) pro Zeitpunkt (i) bzw. zugehörigen Intervall  $\Delta t$ ,  $\Delta t_v$  im betreffenden Einzugsgebiet (Gebietsniederschlag) angenommen.

Ein weiterer Vorteil des MSE als Verifikationsmaß resultiert aus der Tatsache, dass er sich mit Hilfe einer Fehlerkomponentenanalyse (THEIL 1966) in eine lineare, d.h. systematische und eine nichtlineare Fehlerkomponente zerlegen lässt. Voraussetzung ist, dass es sich um eine lineare Vorhersage handelt, die gemäß der hier getroffenen Annahme der LAGRANGE'schen Persistenz für die Extrapolation der Niederschlagszellen erfüllt ist. Die Zerlegung des MSE kann durch Äquivalenzumformung in drei Terme erzielt werden (THEIL, 1966):

$$MSE = \underbrace{(\bar{V} - \bar{B})^2}_{U_b} + \underbrace{S_V \times (1 - r \times S_B / S_V)^2}_{U_r} + \underbrace{(1 - r^2) \times S_B^2}_{U_d}$$

mit

$$\bar{B} = \frac{1}{n} \sum B_i \quad S_B^2 = \frac{1}{n} \sum (B_i - \bar{B})^2$$

$$\bar{V} = \frac{1}{n} \sum V_i \quad S_V^2 = \frac{1}{n} \sum (V_i - \bar{V})^2$$

und

$$r = \frac{\frac{1}{n} \sum (V_i - \bar{V}) \times (B_i - \bar{B})}{S_V \times S_B} .$$

Diese Zerlegung eröffnet eine nützliche Interpretation der Fehlerkomponenten. Zu erkennen ist, dass der erste Term ( $U_b$ ) null ist, wenn der Mittelwert der Vorhersage mit dem Mittelwert der Beobachtung zusammenfällt. Fehler dieser Art beschreiben deshalb eine absolute und systematische Verschiebung des Schwerpunkts zwischen dem Beobachtungs- und Vorher-

sagevektor. Der zweite Term ( $U_r$ ) ist ein Maß für die Abweichung des Regressionskoeffizienten  $r \times S_B / S_V$  von dem Wert 1. Dieser Wert würde für den Fall erreicht werden, dass die Vorhersagen ( $V$ ) mit den Beobachtungen ( $B$ ) exakt übereinstimmen.  $U_b$  und  $U_r$  beschreiben in der Summe den systematischen Fehler, der theoretisch durch eine lineare Fehlerkorrektur kompensiert werden könnte. In dem dritten Term  $U_d$  ist hingegen nur die Variation der Beobachtung ( $S_B$ ) enthalten, die nicht durch eine Regression von  $B$  auf  $V$  berücksichtigt wird. Aus diesem Grund quantifiziert dieser Term den Anteil des MSE, der nicht durch einen linearen Ansatz abgebildet werden kann. Er beschreibt die nicht erklärbare Varianz zwischen  $B$  und  $V$ .

Übertragen auf die Niederschlagsvorhersage mit HyRaTrac können die Fehlerkomponenten dahingehend interpretiert werden, dass die nichtlineare Dynamik des Niederschlagsgeschehens sich in der nicht erklärbaren Fehlerkomponente  $U_d$  niederschlägt. Unter dieser Annahme quantifiziert sie den Anteil, um den das Potenzial einer perfekten Vorhersage abgemindert werden muss, um das tatsächliche, durch das Modell maximal erreichbare Vorhersagepotenzial zu erzielen. Umgekehrt beschreiben  $U_b$  und  $U_r$  den systematischen und erklärbaren Fehleranteil, der theoretisch durch einen linearen Korrekturansatz in der Vorhersage kompensiert werden kann.

Die Interpretation der Fehlerkomponenten kann durch Normierung der Fehlerkomponenten  $MSE = U_b + U_r + U_d \Leftrightarrow 1 = (U_b + U_r + U_d) / MSE$  weiter vereinfacht werden, so dass eine bessere Vergleichbarkeit der nachfolgend durchgeführten Ereignisanalysen erzielt wird.

## 6 Ergebnisse

In Abbildung 2 links sind für ein stark konvektives Ereignis (8. Juni) die Fehlerkomponenten als Mittelwerte diskreter Vorhersagehorizonte  $T_V$  über alle Zeitpunkte  $i$  des Ereignisses berechnet. Während für kurze Vorhersagehorizonte zunächst der nicht erklärbare Anteil  $U_d$  den Vorhersagefehler dominiert, der die Variabilität bzw. Dynamik des Niederschlags quantifiziert, nimmt mit steigendem Vorhersagehorizont der systematische Fehleranteil ( $U_b + U_r$ ) zu. Ab einem Vorhersagehorizont von  $T_V = 15$  min, wird der Vorhersagefehler um mehr als 50 % durch einen systematischen Fehler bestimmt.

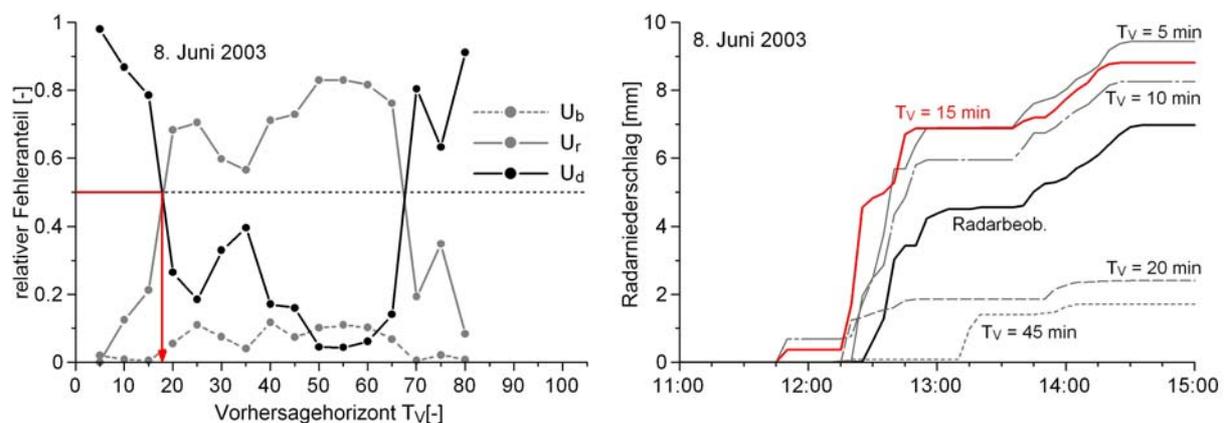


Abb. 2: Konvektives Ereignis 8. Juni 2003; links: relative Fehlerkomponenten in Abhängigkeit von  $T_V$ ; rechts: kumulierte Niederschlagshöhen aus Beobachtung und für verschiedene  $T_V$

Dieser Sachverhalt spiegelt sich im Verlauf der kumulierten Vorhersagen wieder (Abbildung 2 rechts). Während sich für die Vorhersagehorizonte  $T_V = 5$  bis 15 min eine qualitativ gute Übereinstimmung der Vorhersagen mit der Radarbeobachtung zeigt, geht diese für  $T_V \geq 20$  min weitgehend verloren. Dies gilt auch für die absoluten Niederschlagshöhen.

Im Gegensatz dazu zeigt das stratiforme Ereignis am 6. Oktober eine hervorragende Übereinstimmung der vorhergesagten Niederschläge mit der Beobachtung (Abbildung 3 rechts) für deutlich größere Horizonte. Der systematische Fehleranteil ( $U_b + U_r$ ) steigt moderat an, bleibt aber bis  $T_V = 85$  min unterhalb der 0,5 Grenze (links). Es wird deshalb definiert, dass die Dominanz der systematischen Fehlerkomponenten ( $U_b + U_r > 0,5$ ) ein sinnvolles Kriterium für die nachfolgende Bestimmung vertrauenswürdiger Vorhersagehorizonte ist.

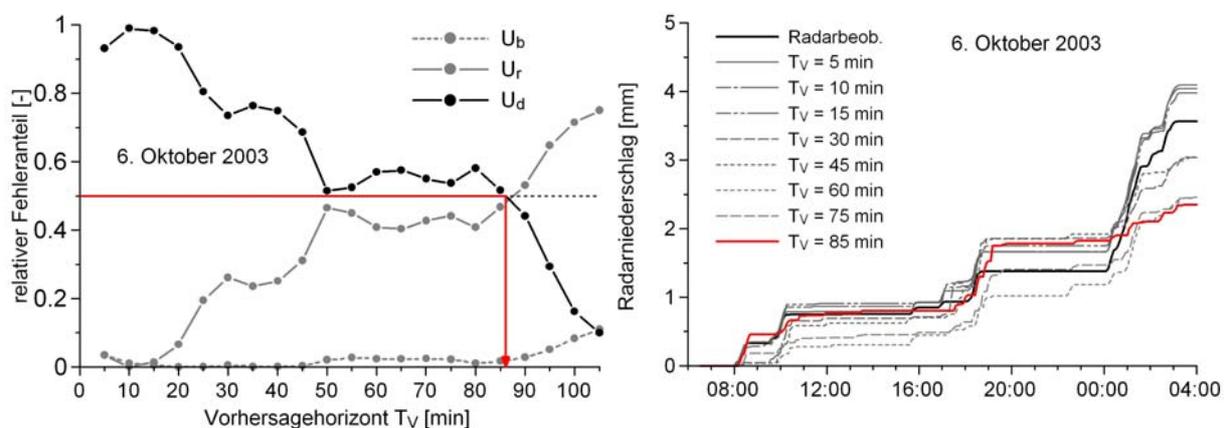


Abb. 3: Stratiformes Ereignis 6. Okt. 2003; links: relative Fehlerkomponenten in Abhängigkeit von  $T_V$ ; rechts: kumulierte Niederschlagshöhen aus Beobachtung und für verschiedene  $T_V$

Abbildung 4 gibt eine Übersicht der Vorhersagehorizonte über alle 42 Ereignisse in der Reihenfolge ihres Geschehens, für die der systematische Fehleranteil  $\leq 50\%$  ist.

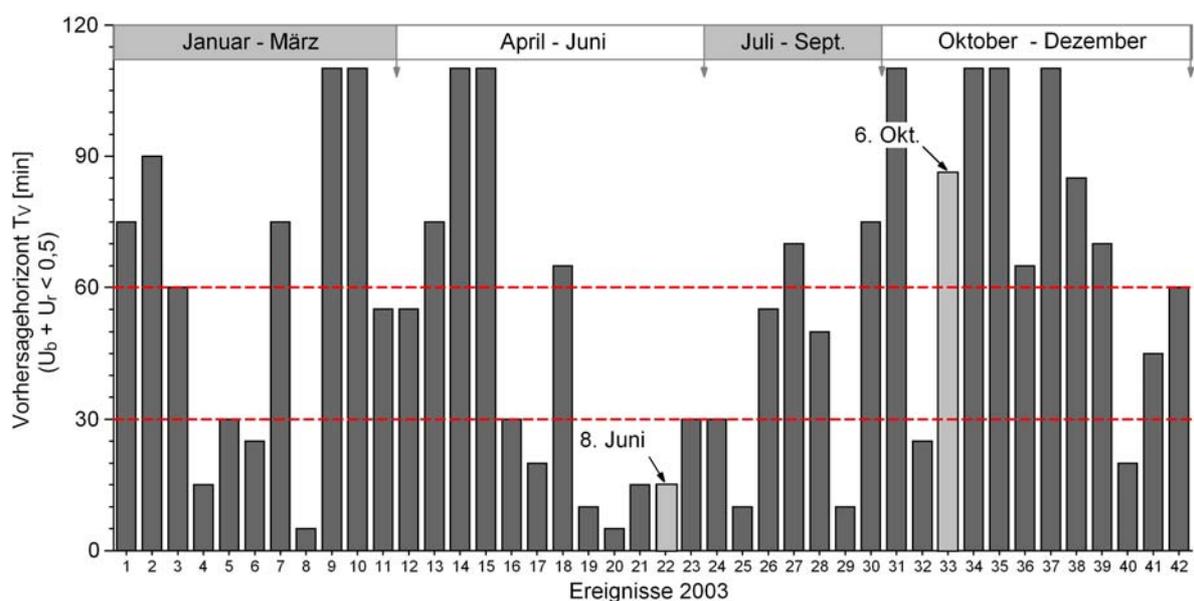


Abb. 4: Vorhersagehorizonte mit systematischem Fehleranteil  $\leq 50\%$  ( $U_b + U_r \leq 0,5$ )

Während auf der einen Seite sehr geringe  $T_V$  in einer Größenordnung von 5 bis 15 Minuten zu beobachten sind, existieren auf der anderen Seite Ereignisse mit Vorhersagehorizonten von deutlich über 100 min. Eine Auszählung zeigt, dass 70 % aller Ereignisse über mindestens 30 Minuten vorhergesagt werden können und selbst für 50 % aller Ereignisse ein Horizont von  $T_V \geq 60$  Minuten zu erwarten ist.

Trotz dieser guten Ergebnisse fällt auf, dass besonders in den Monaten Mai – September (Ereignis-Nr. 16: 1. Mai; Nr. 29: 7. Sept.) die Vorhersagehorizonte sehr gering sind. Ein wesentlicher Grund hierfür ist in der Radarmessung selbst begründet. In konvektiven Situationen wird das Radarsignal durch den Niederschlag mit zunehmender Entfernung vom Radarstandort signifikant gedämpft. Es resultiert eine Unterschätzung der tatsächlichen Niederschlagsintensität in den Radardaten, die sich in der Vorhersage für das Einzugsgebiet fortpflanzt. Als Folge ergeben sich geringere Vorhersagehorizonte. Eine Kompensation dieser Problematik kann nur durch eine physikalisch begründete Dämpfungskorrektur der Radardaten erfolgen, nicht jedoch über Radar-Regenschreiber-Aneichverfahren. In Abbildung 5 ist der Dämpfungseffekt verdeutlicht. Dargestellt ist links die Reflektivitätsmatrix ohne Korrektur ( $Z_{roh}$ ), wie sie Grundlage für die Ableitung des PF-Produktes für die vorangegangenen Vorhersageanalysen gewesen ist. In der mittleren Abbildung wurde eine Dämpfungskorrektur der Daten ( $Z_{kor}$ ) durchgeführt (vgl. KRÄMER, 2008). Deutlich zu erkennen ist die partielle Intensivierung der Zellkerne in Abhängigkeit der Zellstrukturen. Die rechte Abbildung zeigt die korrigierte Dämpfung ( $A_{kor}$ ), die sektoral bis 15 dBZ beträgt. In der logarithmischen Skalierung bedeutet ein Wert von 3 dB bereits eine Halbierung bzw. Verdoppelung der ursprünglichen Signalstärke.

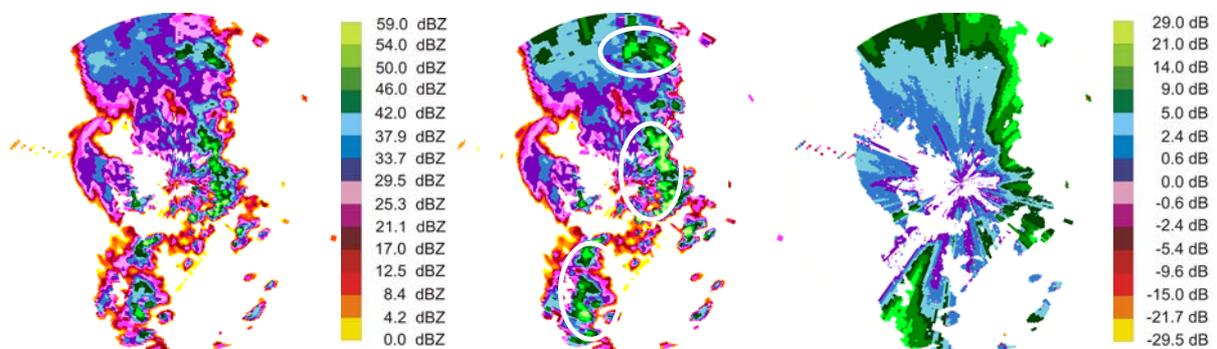


Abb. 5: PPI, 8. Juni 2003, 12:56 UTC, DWD-DX-Produkt; links: Radardaten ohne Korrektur ( $Z_{roh}$ ); mitte: korrigierte Daten ( $Z_{kor}$ ); rechts: korrigierte Dämpfung ( $A_{kor} = Z_{kor} - Z_{roh}$ )

In Abbildung 6 sind die Vorhersageergebnisse für den 8. Juni unter Verwendung dämpfungskorrigierter Radardaten, die in das PF-Produkt umgewandelt wurden, gegeben. Im Vergleich zu Abbildung 3 dominieren die systematischen Fehleranteile erst ab  $T_V = 35$  min (vorher  $T_V = 15$  min). Der Verlauf der kumulierten Niederschlagshöhen offenbart zunächst eine sehr gute Übereinstimmung von Regenschreiber- und Radarbeobachtung mit Korrektur. Auch die 35-min-Vorhersage zeigt eine gute Übereinstimmung sowohl im Ereignisverlauf als auch bezüglich der absoluten Niederschlagshöhe. Zum Vergleich sind Radarbeobachtung und Vorhersage ( $T_V = 15$  min) ohne Dämpfungskorrektur angegeben, die den tatsächlichen Niederschlagsverlauf stark unterschätzen. Klar ersichtlich ist die deutliche Verbesserung der Vorhersagen mit der Verwendung dämpfungskorrigierter Radardaten.

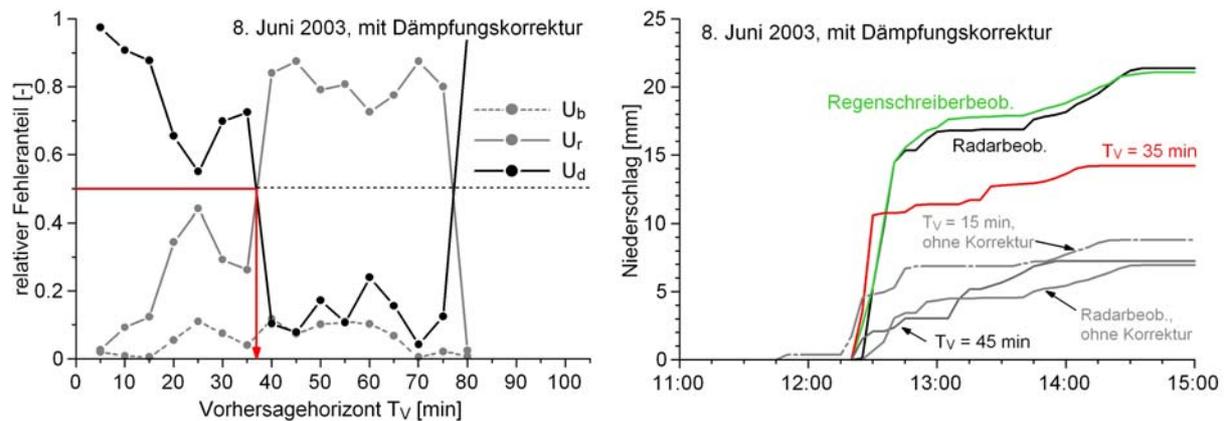


Abb. 6: wie Abb. 3, jedoch mit korrigierten Radardaten und Regenschreiberreferenz

## 7 Schlussfolgerungen

Die Analyseergebnisse für das Einjahreskontinuum lassen schließen, dass die radarbasierte Niederschlagsvorhersage von drei Einflussgrößen abhängt. Zu nennen sind:

1. Vorhersagequalität bzw. Fähigkeit des verwendeten Modells,
2. Vorhersagbarkeit bzw. Dynamik der Niederschlagsereignisse (stratiform / konvektiv),
3. Qualität der verwendeten Daten und ihrer Aufbereitung (Dämpfungskorrektur).

Die Vorhersagehorizonte von 30 Minuten für 70 % bzw. 60 Minuten für 50 % der Ereignisse eines Jahres lassen auf ein sehr hohes Wirkungspotenzial für die Bewirtschaftung urbaner Entwässerungssysteme schließen. Es ist zu erwarten, dass dieses durch eine quantitative Aufbereitung der Radardaten deutlich verstärkt wird. Die notwendigen Algorithmen und Modelle für die Datenaufbereitung und Vorhersage existieren und sind operationell einsetzbar.

## Literatur

- LANG, P. (1999): Convective radar structures and related rain rate estimation. COST 75: Advanced weather radar systems, EUR 18567 EN, 385 – 396.
- KRÄMER, S. et al. (2007): Aspects of radar rainfall forecasts and their effectiveness for real time control – the example of the sewer system of Vienna. Wat. Pract. Tech., Vol. 2(2), doi 10.2166/wpt2007.042
- KRÄMER, S. (2008): Quantitative Radardatenaufbereitung für die Niederschlagsvorhersage und die Siedlungsentwässerung. Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Leibniz Universität Hannover, H. 92, (im Druck)
- THEIL, H. (1966): Measuring the accuracy of point predictions. In Applied Economic Forecasting, Studies in Mathematical and Managerial Economic, North – Holland Publishing Company, Amsterdam, Vol. 4, S. 15 – 43
- VERWORN, H.-R. & S. KRÄMER (2005): Aspects and effectiveness of real time control in urban drainage systems combining radar rainfall forecasts, linear optimization and hydrodynamic modelling. Proc. 8th Int. Conf. on Computing and Control for the Water Industry, 5–7 September 2005, University of Exeter, UK., 307 – 312.
- WILKS, D. (1995): Statistical Methods in the Atmospheric Sciences, Academic Press, 467 S.

## **Anwendung und Validierung eines neuen Hochwasserschadensmodells für Unternehmen**

Heidi Kreibich, Isabel Seifert, Bruno Merz, Annegret Thieken

### **Zusammenfassung**

Die Abschätzung von ökonomischen Schäden ist unerlässlich für Risikoanalysen und Kosten-Nutzen-Untersuchungen im Hochwassermanagement. Jedoch ist die Schadensschätzung, insbesondere im Unternehmensbereich, mit hohen Unsicherheiten verbunden, und es gibt kaum Untersuchungen zur Verlässlichkeit der wenigen vorhandenen Modelle. Nach den Hochwasserereignissen 2002, 2005 und 2006 in Deutschland wurden mit Hilfe von computergestützten Telefonbefragungen umfangreiche Daten zu Hochwasserschäden in Unternehmen gewonnen. Auf Grundlage dieser detaillierten Informationen zu den Schäden, den Vermögenswerten und den potentiell schadenbeeinflussenden Faktoren wurde ein neuartiges, multifaktorielles Schadenmodell (FLEMOcs) entwickelt, das den Einfluss von Vorsorge und Kontamination berücksichtigen kann. Das Modell unterscheidet zwischen den Schäden an Gebäuden, Betriebseinrichtungen sowie Waren, Produkten und Lagerbeständen. In einem Grundmodell werden der Wasserstand (in fünf Klassen), vier verschiedene Branchen sowie die Unternehmensgröße (in drei Klassen entsprechend der Mitarbeiteranzahl) berücksichtigt. Ergebnis ist der geschätzte Schädigungsgrad, d.h. der Anteil des Schadens am gesamten Vermögenswert. In einem optionalen zweiten Modellteil können private/lokale Vorsorge und Kontamination in jeweils drei Abstufungen berücksichtigt werden. Dafür wurden aus den Befragungsdaten für verschiedene Kombinationen von Vorsorge und Kontamination Skalierungsfaktoren abgeleitet, mit denen die Ergebnisse des Grundmodells modifiziert werden. Die Kreuzvalidierung zeigt gute Ergebnisse ohne systematische Über- oder Unterschätzungen und mit mittleren absoluten Fehlern zwischen 23% und 31%.

### **1 Einführung**

Die Überzeugung, dass es keinen absoluten Hochwasserschutz geben kann, setzt sich mehr und mehr durch. Der klassische Hochwasserschutz wird durch ein umfassenderes Risikomanagement ersetzt (SAYERS 2002; HOOIJER et al. 2004), Sicherheitsentscheidungen sollten möglichst auf der Basis von Risikoanalysen getroffen werden (SAYERS et al. 2002; DAWSON & HALL 2004; MERZ & THIEKEN 2004). In diesem Kontext, setzt sich das Risiko aus der Gefährdung und den Konsequenzen einer Überflutung zusammen (MILETI 1999). Das heißt, dass neben meteorologischen, hydrologischen und hydraulischen Untersuchungen auch Analysen zu den Auswirkungen von Hochwasser durchgeführt werden müssen. Ungeachtet des breiten Spektrums von möglichen Auswirkungen und Schäden (SMITH & WARD 1998) konzentriert sich der vorliegende Beitrag auf direkte ökonomische Schäden an den Gebäuden, Betriebseinrichtungen und Waren, Produkten und Lagerbeständen von Unternehmen.

Unternehmen und insbesondere Industriebetriebe sind hinsichtlich der Schadenanfälligkeit äußerst heterogen, so dass eine statistisch basierte Schadenabschätzung in diesem Sektor mit größeren Unsicherheiten behaftet ist, als dies im privaten Sektor (Wohngebäude und

Hausrat) der Fall ist (BOOYSEN et al. 1999; GISSING & BLONG 2004; MERZ et al. 2004). Bei kleinräumigen Analysen werden deshalb häufig Einzelfallbetrachtungen der Unternehmen, insbesondere der größeren Unternehmen, durchgeführt. Bei Schadenabschätzungen in größeren Gebieten ist dies allerdings nicht praktikabel. Die Abschätzung von Hochwasserschäden beruht bislang auf Wasserstand-Schaden-Funktionen, die nach Wirtschaftssektoren (Privathaushalte, Produzierendes Gewerbe, Öffentliche und private Dienstleistungen etc.) differenziert sind und lediglich die Überflutungshöhe am Gebäude als Schaden beeinflussenden Parameter berücksichtigen (z.B. MURL 2000; IKS 2001). Diese Funktionen sind jedoch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet (MERZ et al. 2004), die vermutlich auch durch unterschiedliche, aber nicht erfasste Randbedingungen der Einzelschäden (z.B. Vorsorgemaßnahmen) verursacht werden.

Um die Unsicherheit von Schadenabschätzungen zu reduzieren und um neben dem Wasserstand weitere Faktoren bei der Schadenabschätzung berücksichtigen zu können, wurden im Nachgang der Hochwasser 2002, 2005 und 2006 in 642 betroffenen Unternehmen computergestützte Telefoninterviews durchgeführt (vgl. KREIBICH et al. 2007). Neben den direkten Schäden wurden zahlreiche Faktoren, die den Schaden beeinflussen könnten, abgefragt. Dazu gehören u.a. die Hochwassereinwirkung (Wasserstand, Dauer, Fließgeschwindigkeit, Kontamination), Frühwarnung und durchgeführte Notmaßnahmen, langfristige Vorsorgemaßnahmen sowie Charakteristiken und Vermögenswerte des betroffenen Unternehmens. Im vorliegenden Beitrag wird zusammengefasst, welche Haupteinflussfaktoren bezüglich des Unternehmensschadens identifiziert werden konnten und wie auf der Grundlage dieser Analysen das neue Hochwasserschadenmodell für Unternehmen (FLEMOcs) entwickelt wurde. Zur Validierung des Modells wurde ein Kreuzvalidierungsverfahren eingesetzt.

## **2 Einflussfaktoren und Modellentwicklung**

Um das Schadenmodell auf unterschiedliche Wertekataster anwenden zu können (z.B. Gesamtwerte aller Unternehmen, spezifisches Versicherungsportfolio), wurde FLEMOcs als relatives Modell konzipiert. Das heißt, das Modell schätzt Schädigungsgrade bzw. prozentuale Schäden, z.B. den Anteil der Betriebseinrichtungsschäden am Gesamtwert der Betriebseinrichtung). Um den absoluten Schaden in Euro zu erhalten, müssen die Schädigungsgrade noch mit den exponierten Vermögenswerten multipliziert werden.

Zunächst wurden die Schadendaten eingehend analysiert, Indikatoren für Hochwasservorsorge und Kontamination gebildet und die wichtigsten Schaden beeinflussenden Faktoren identifiziert. Die Angaben für Kontamination (keine, Kontamination durch Abwasser, Chemikalien und/oder Öl) und private Vorsorge (verschiedene Maßnahmen der Verhaltens- und Bauvorsorge, siehe KREIBICH et al. 2005) wurden in drei Klassen eingeteilt. Die erste Klasse beschreibt die Abwesenheit eines Faktors, d.h. keine Kontamination bzw. keine Vorsorge. Die Klassen „mittlere“ und „starke“ Kontamination berücksichtigen sowohl die Art der Kontamination als auch den Aspekt einer einfachen, doppelten oder dreifachen Kontamination. Die Klassen „mittlere“ und „sehr gute“ Vorsorge berücksichtigen die Art und Anzahl verschiedener Maßnahmen der Verhaltens- oder Bauvorsorge (z.B. Aufstellen von Notfallplänen, Durchführung von Katastrophenübungen). Wichtige Einflussfaktoren sind der Wasserstand, die Branche, die Größe des Unternehmens und die Vorsorge und Kontamination. Beispiel-

haft wird in Abb. 1 der signifikante Einfluss dieser Faktoren auf die Schädigungsgrade an der Betriebseinrichtung dargestellt.

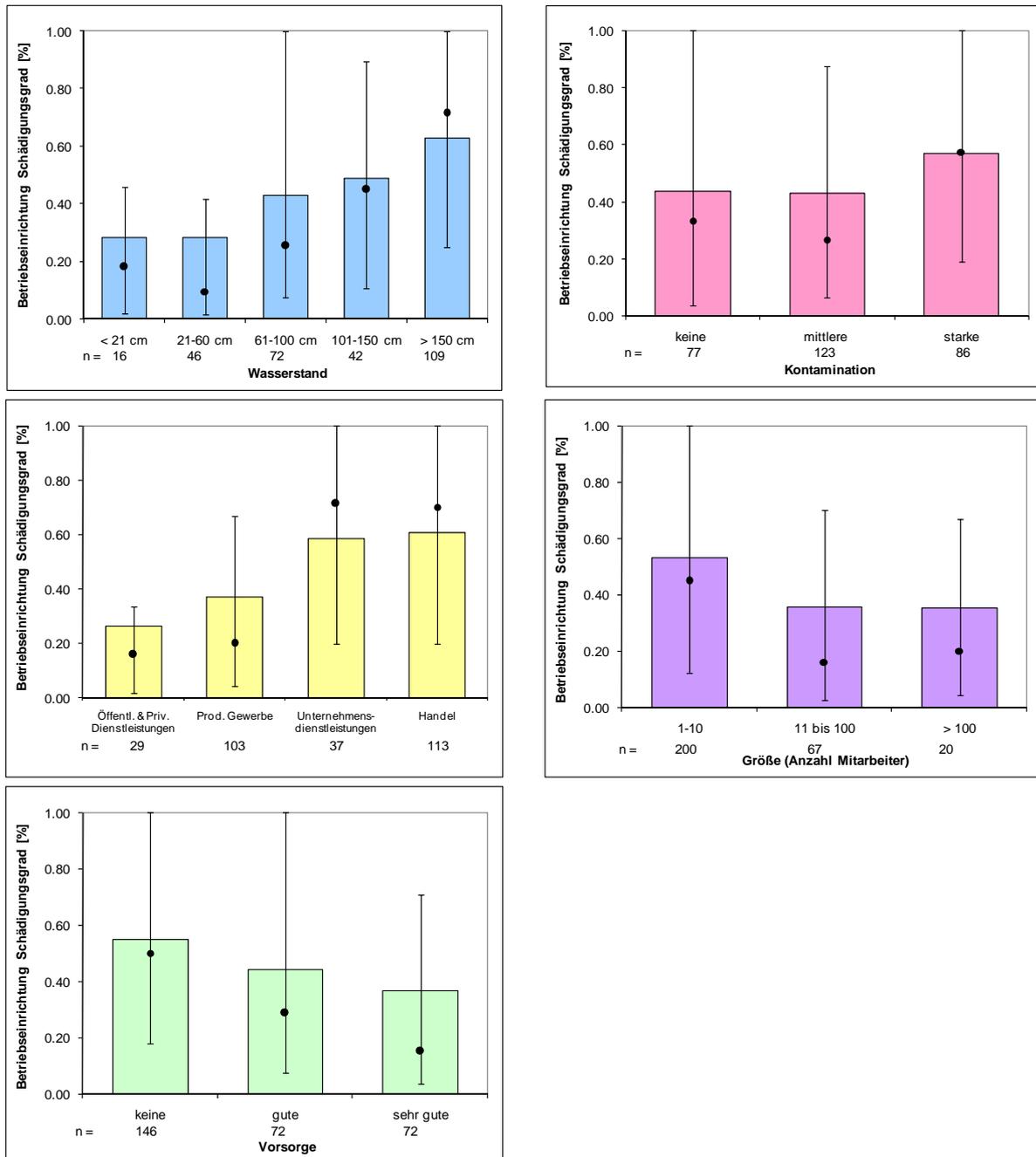


Abb. 1: Signifikanter Einfluss verschiedener Faktoren auf den Schädigungsgrad von Betriebseinrichtungen (Säule = Mittelwert, Punkt = Median und 25-75 % Fraktile)

Für die Modellentwicklung wurden die 642 Einzelschäden in Teildatensätze eingeteilt, entsprechend den Faktoren Wasserstand (bis 20 cm, 21-60 cm, 61-100 cm, 101-150 cm, über 150 cm), Sektor (Produzierendes Gewerbe, Handel, Unternehmensdienstleistungen und öffentliche und private Dienstleistungen) und Unternehmensgröße (entsprechend der Anzahl der Beschäftigten, d.h. 1-10, 11-100 sowie über 100 Beschäftigte). Die Einteilung der Unter-

nehmen in vier übergeordnete Wirtschaftssektoren basiert auf der Klassifikation der Wirtschaftszweige WZ2003 (STATISTISCHES BUNDESAMT 2002), die Klassen der Unternehmensgröße auf den INFAS GEODATEN (2001).

Im Grundmodell werden der Wasserstand, der Wirtschaftssektor und die Unternehmensgröße berücksichtigt. Ergebnis ist der geschätzte Schädigungsgrad, in Abbildung 2 beispielhaft für Betriebseinrichtungsschäden dargestellt. In einem optionalen zweiten Modellteil können private/lokale Vorsorge und Kontamination berücksichtigt werden. Dafür wurden aus den Befragungsdaten für verschiedene Kombinationen von Vorsorge und Kontamination Skalierungsfaktoren abgeleitet, mit denen die Ergebnisse des Grundmodells modifiziert werden. In Tabelle 1 sind die Skalierungsfaktoren beispielhaft für die Betriebseinrichtungsschäden dargestellt. Demnach wird für ein kleines Unternehmen mit weniger als 10 Mitarbeitern aus dem Bereich Handel, Gastgewerbe und Verkehr, das mit einem Wasserstand von ca. 20 cm überschwemmt wird, ein Schädigungsgrad für die Betriebseinrichtung von 41% geschätzt. Starke Kontaminationen verbunden mit keiner Vorsorge würden den Schaden um 33% erhöhen, keine Kontamination verbunden mit sehr guter Vorsorge würden den Schaden um 28% mindern.

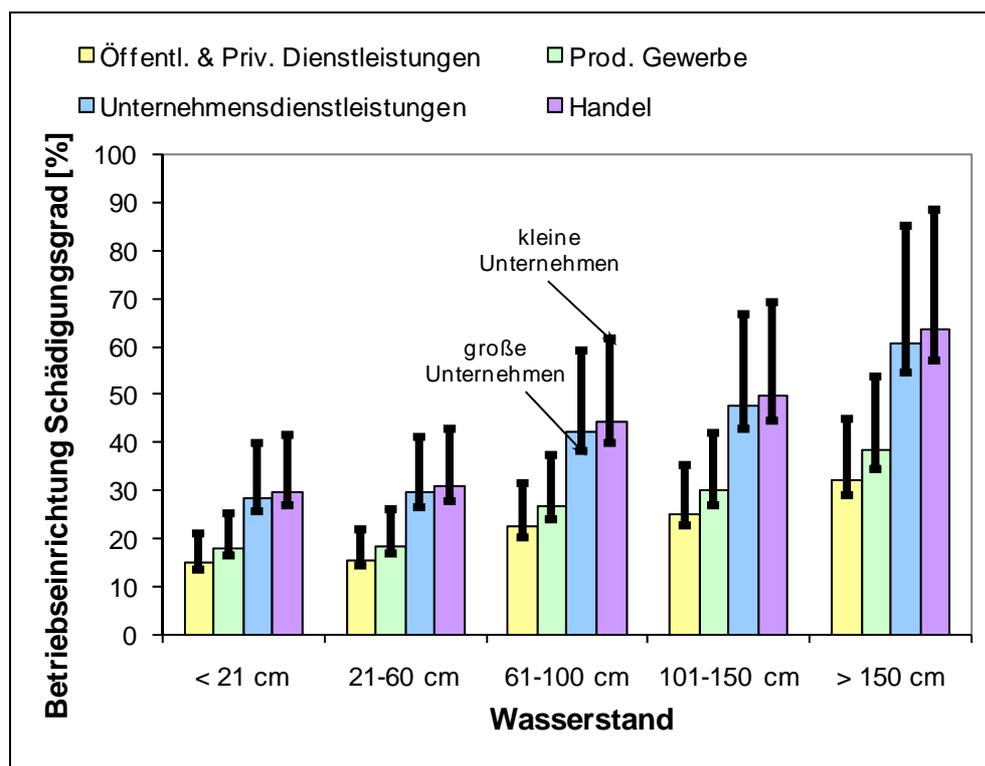


Abb. 2: Mittlere Schädigungsgrade für Betriebseinrichtung für die verschiedenen Teildatensätze (KREIBICH et al., eingereicht).

Tab. 1: Skalierungsfaktoren für Schäden an der Betriebseinrichtung bei verschiedenen Kombinationen aus Kontamination und Vorsorge (KREIBICH et al., eingereicht).

	Skalierungsfaktoren Betriebseinrichtungsschaden
keine Kontamination, keine Vorsorge	1,02
keine Kontamination, gute Vorsorge	0,86
keine Kontamination, sehr gute Vorsorge	0,72
mittlere Kontamination, keine Vorsorge	1,03
mittlere Kontamination, mittlere Vorsorge	0,87
mittlere Kontamination, sehr gute Vorsorge	0,73
starke Kontamination, keine Vorsorge	1,33
starke Kontamination, mittlere Vorsorge	1,12
starke Kontamination, sehr gute Vorsorge	0,94

### 3 Kreuzvalidierung

Um die Güte der Schätzungen zu testen, wurde ein Leave-one-out Kreuzvalidierungsansatz angewendet (z.B. DAVIS 1987). Es wurde jeweils ein Unternehmen aus dem Datensatz ausgesondert, und das Schadenmodell FLEMOcs auf Basis der verbliebenen Daten abgeleitet. Dieses Modell wurde dann auf das ausgesonderte Unternehmen angewendet. Dieses Vorgehen wurde solange durchgeführt, bis für alle im Datensatz enthaltenen Unternehmen, für die ausreichend Informationen vorhanden waren, eine Schadensschätzung durchgeführt worden ist, die auf einem von der Datenbasis her unabhängigen Modell basiert. Als Fehlermaße wurden der Mean Bias Error (MBE), Mean Absolute Error (MAE) und der Root Mean Square Error (RMSE) berechnet. Außerdem wurden mit Hilfe eines normalen Bootstrapverfahrens (EFRON 1979) Konfidenzintervalle für die mittleren Schädigungsgrade einzelner Teildatensätze (z.B. einzelne Branchen) berechnet. Die Modellgüte wurde als ausreichend bewertet, wenn die Schätzung innerhalb des 2,5%-97,5% Konfidenzintervalls lag. Die Schätzungen des FLEMOcs Modells waren gut, ohne systematische Über- oder Unterschätzungen und mit mittleren absoluten Fehlern zwischen 23% und 31% (Tabelle 2). Beispielsweise wurden die Betriebseinrichtungsschädigungsgrade gut geschätzt, mit Ausnahme von Unterschätzungen bei Strom-, Gas- und Wasserversorgungsunternehmen wie im Baugewerbe und von Überschätzungen bei den kleinsten und größten Wasserstandsklassen (Abbildung 3).

Tab. 2: Fehlerstatistik für die geschätzten Schädigungsgrade der interviewten Unternehmen (MBE: Mean Bias Error, RMSE: Root Mean Squared Error, MAE: Mean Absolute Error)

Schädigungsgrade	FLEMOcs	MBE	MAE	RMSE
Gebäude	Grundmodell	0,00	0,23	0,30
	Gesamtmodell	0,00	0,23	0,31
Betriebseinrichtung	Grundmodell	0,00	0,30	0,36
	Gesamtmodell	0,00	0,30	0,37
Waren, Produkte, Lagerbestände	Grundmodell	0,00	0,31	0,35
	Gesamtmodell	0,01	0,30	0,35

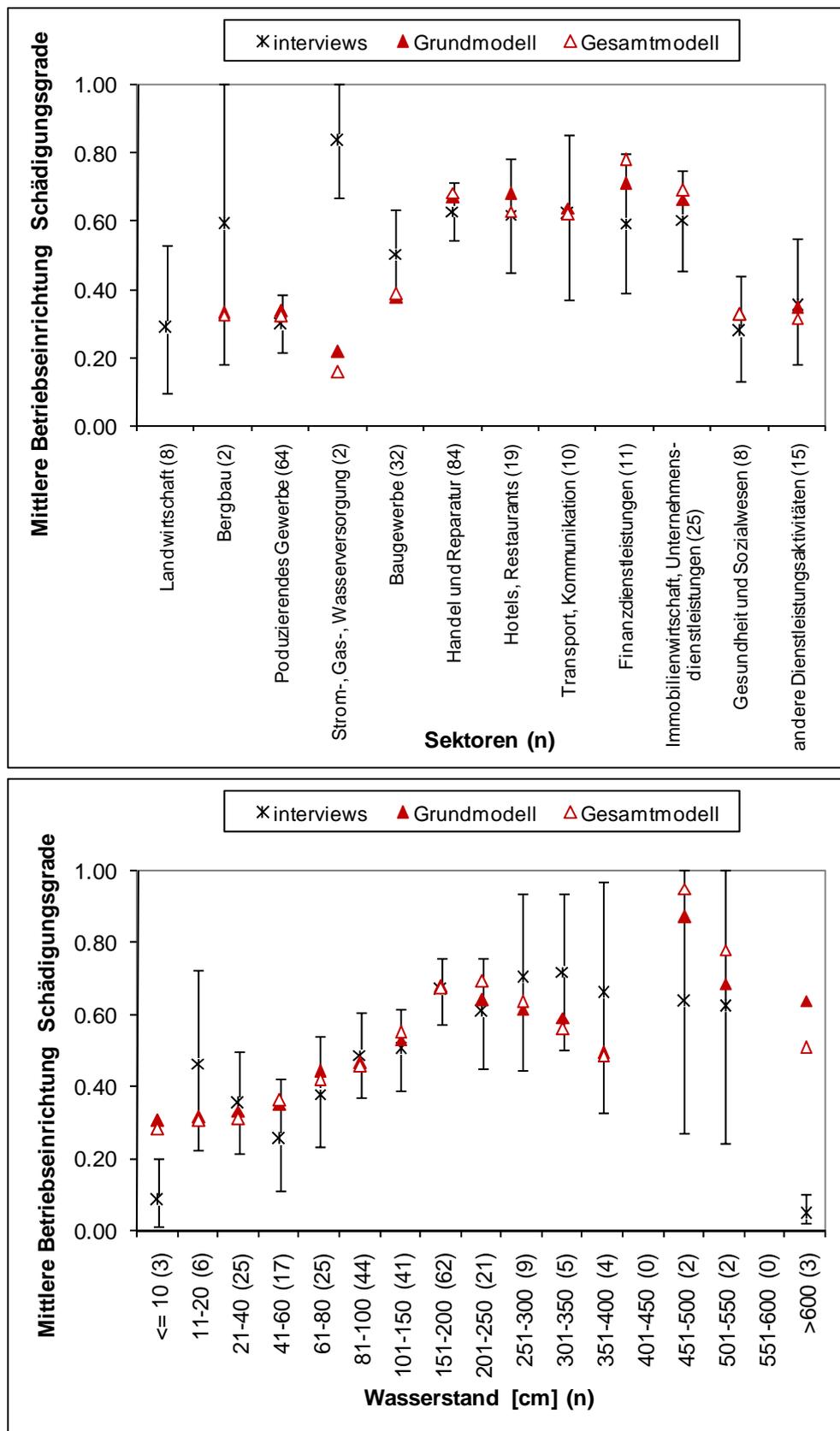


Abb. 3: Erhobene (Mittelwert, 2,5% - 97,5% Konfidenzintervall) und geschätzte mittlere Schädigungsgrade für Betriebseinrichtungen (Die Anzahl der Unternehmen (n) ist in Klammern angegeben.).

#### 4 Schlussfolgerungen

Das vorgestellte Modell FLEMOcs stellt eine Neuentwicklung dar, da neben dem Wasserstand und dem Wirtschaftssektor weitere Einflussfaktoren, insbesondere Vorsorge und Kontamination bei der Schadensschätzung berücksichtigt werden und die Entwicklung des Modells auf detaillierten Daten von kürzlich abgelaufenen Hochwasserereignissen in Deutschland beruht. Die Kreuzvalidierung zeigt gute Ergebnisse ohne systematische Über- oder Unterschätzungen und mit mittleren absoluten Fehlern zwischen 23% und 31%. Jedoch sind weitere Modellanwendungen in hochwasserbetroffenen Gemeinden und unter verschiedenen Hochwassereinwirkungen erforderlich, um die Qualität des neuen Modells detailliert beurteilen zu können. Zur weiteren Reduktion der Unsicherheiten wird zukünftig die Identifizierung von Sondersituationen wie z.B. Wasserwerke oder besonders schadenträchtige Unternehmen zur Einzelfallbeurteilung angestrebt.

#### Literatur

- BOOYSEN, H. J., M. F. VILJOEN & G. du T. de VILLIERS (1999): Methodology for the calculation of industrial flood damage and its application to an industry in Vereeniging, Water SA, 25(1), S. 41-46
- DAVIS, B. M. (1987): Uses and Abuses of Cross-Validation in Geostatistics. Mathematical Geology, 19, S. 241-248
- DAWSON, R. & J. HALL (2004): Performance-based management of flood defence systems. Water Management, Issue WMI, 157, S. 35-44
- EFRON, B. (1979): Bootstrap methods: another look at the jackknife. Ann. Statist., 7, S. 1-26
- GISSING, A. & R. BLONG (2004): Accounting for Variability in Commercial Flood Damage Estimation. Australian Geographer, 35(2), S. 209-222
- HOOIJER, A., F. KLIJN, G. B. M. PEDROLI & A. G. van OS (2004): Towards sustainable flood risk management in the Rhine and Meuse river basins: Synopsis of the findings of IRMA-SPONGE. River Res Applic, 20, S. 343-357
- IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins) (2001): Atlas der Überschwemmungsgefährdung und möglicher Schäden bei Extremhochwasser am Rhein. Koblenz
- INFAS Geodaten (2001): Das Data Warehouse. Bonn, INFAS GEOdaten GmbH, Status: Dezember 2001
- KREIBICH, H., A. H. THIEKEN, M. MÜLLER & B. MERZ (2005): Precautionary measures reduce flood losses of households and companies - Insights from the 2002 flood in Saxony, Germany, In: Floods, from Defence to Management. Hrsg. J. van Alphen, E. van Beek & M. Taal, Taylor & Francis Group, London, S. 851-859
- KREIBICH, H., M. MÜLLER, A. H. THIEKEN & B. MERZ (2007): Flood precaution of companies and their ability to cope with the flood in August 2002 in Saxony, Germany. Water Resour. Res., 43, W03408, doi:10.1029/2005WR004691
- KREIBICH, H., I. SEIFERT, B. MERZ & A.H. THIEKEN (eingereicht): FLEMOcs - A new model for the estimation of flood losses in companies. Hydrological Sciences Journal
- MERZ, B. & A.H. THIEKEN (2004): Flood Risk Analysis: Concepts and Challenges. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 56(3-4), S. 27-34

- MERZ, B., H. KREIBICH, A. THIEKEN & R. SCHMIDTKE (2004): Estimation uncertainty of direct monetary flood damage to buildings. *NHESS*, 4(1), S. 153-163
- MILETI, D. S. (1999): *Disasters by design. A reassessment of natural hazards in the United States*. Joseph Henry Press, Washington D.C.
- MURL (2000): *Potentielle Hochwasserschäden am Rhein in NRW - Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen*. Düsseldorf.
- SAYERS, P., J. HALL, R. DAWSON, C. ROSU, J. CHATTERTON & R. DEAKIN (2002): *Risk Assessment of Flood and coastal Defences for strategic Planning (RASP) – A high Level Methodology*. DEFRA Conference of Coastal and River Engineers, Keele University. HR Wallingford
- SMITH, K. & R. WARD (1998): *Floods: Physical Processes and Human Impact*. John Wiley & Sons, Chichester
- STATISTISCHES BUNDESSAMT (2002): *Klassifikation der Wirtschaftszweige (WZ 2003)*. Ausgabe 2003. Wiesbaden

## **Abschätzung der Variabilität extremer Niederschläge für das Hochwassermanagement**

Ingo Schlüter, Gerd Schädler

### **Zusammenfassung**

Innerhalb des Verbundprojektes „Operationelles Hochwassermanagement in großräumigen Extremsituationen am Beispiel der Mittleren Elbe“ (BMBF-Förderaktivität RIMAX) wird die Kopplung meteorologischer und hydrologischer Modelle im Hinblick auf den operationellen Einsatz erprobt. Grundlage für angemessenes Handeln bei künftigen extremen Hochwasserereignissen ist die Erprobung und Verbesserung der Funktionsfähigkeit des Modellsystems anhand vergangener Ereignisse mittels Szenarienrechnungen. Im meteorologischen Teilprojekt werden für die Hochwasserereignisse im August 2002 und im Januar 2003 Referenzläufe und Szenarienrechnungen bei Verschiebungen der Wetterlagen gegen die Orographie zur Verfügung gestellt. Die Ergebnisse belegen, dass sich die Niederschläge teilweise sehr stark in ihren Intensitäten und räumlichen Verteilungen unterscheiden. Dabei spielt die niederschlagsauslösende Wetterlage eine entscheidende Rolle. Während konvektive Vb-Wetterlagen sehr sensitiv auf Verschiebungen reagieren, sind großräumige Niederschlagsereignisse, die aus homogenen Wetterlagen resultieren, unempfindlich gegen Verschiebungen.

### **1 Überblick**

Anhaltende und intensive Niederschläge sind die notwendige Voraussetzung für das Eintreten extremer Hochwasserereignisse. Die detaillierte Kenntnis der Niederschlagsverteilung in ihrer Intensität und raumzeitlichen Variabilität ist daher von grundlegender Bedeutung sowohl für das vorsorgende als auch für das operationelle Hochwassermanagement. Es bietet sich an, die für die hydrologische Modellierung erforderlichen zeitlich und räumlich hoch aufgelösten Niederschlagsdaten mit meteorologischen Modellen zu berechnen, wobei alle meteorologischen Skalen, von der großräumigen (synoptischen) bis hinunter zur regionalen/lokalen Skala (Einzugsgebiet kleinerer Flüsse) simultan berücksichtigt werden müssen (SCHLÜTER et al. 2006).

Eine entscheidende meteorologische Fragestellung ergibt sich aus der Abschätzung der Variabilität realistischer, physikalisch begründeter extremer Niederschlagsereignisse. Die Streubreiteninformation kann genutzt werden, um die Intensität eines eingetretenen Extremereignisses als „niedrig“ „mittel“ oder „hoch“ einzustufen und daraus Sicherheitsmargen für die Hochwasservorsorge abzuleiten. Aus diesem Grund wurde ausgehend von den beobachteten Elbe-Hochwassern im August 2002 und Januar 2003 die Position von Luftmassen in alle vier Himmelsrichtungen relativ zur Orographie verschoben. Dazu wurden die für die Niederschlagsberechnung relevanten Zeiträume mit dem COSMO-Modell des Deutschen Wetterdienstes (DWD) nachgerechnet, wobei den ineinander genesteten Modellgebieten um 28 km bzw. 56 km verschobene Anfangs- und Randdaten übergeben wurden. Ein ähnliches Verfahren wendeten AMENGUAL et al. (2007) mit dem MM5 an. Sie berechneten eine Verschiebung der potentiellen Vorticity um 56 km über dem Llobregat-EZG in Spanien. Die hier modellierten Niederschläge werden in gekoppelten Szenarienrechnungen innerhalb des Ver-

bundprojektes (Abbildung 1) und des hydrologischen Teilprojektes zur Abflussberechnung für extreme Ereignisse (wie Extremhochwasser und Deichbruch) zur Beurteilung der Gefährdungssituation für einen ca. 60 km langen Flussabschnitt zwischen Wittenberg und Aken an der Mittleren Elbe verwendet.

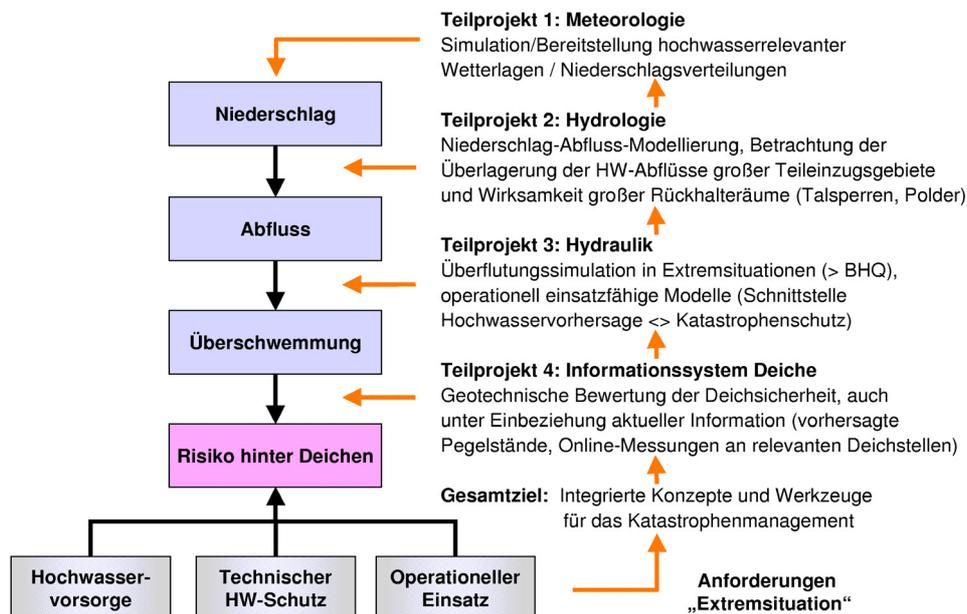


Abb. 1: Integrierter, modular aufgebauter Untersuchungsansatz im BMBF-Verbundprojekt zur Simulation extremer Hochwassersimulationen im Bereich der Mittleren Elbe (BÜCHELE et al. 2006).

## 2 Untersuchungsgebiet und Ereignisauswahl

In diesem Projekt sollen vergangene Hochwasserereignisse der Mittleren Elbe betrachtet werden. Für eine entsprechende hydrologische Abflussmodellierung ist es daher notwendig, für das gesamte Elbe-Einzugsgebiet (Abbildung 2) Niederschläge zu simulieren.

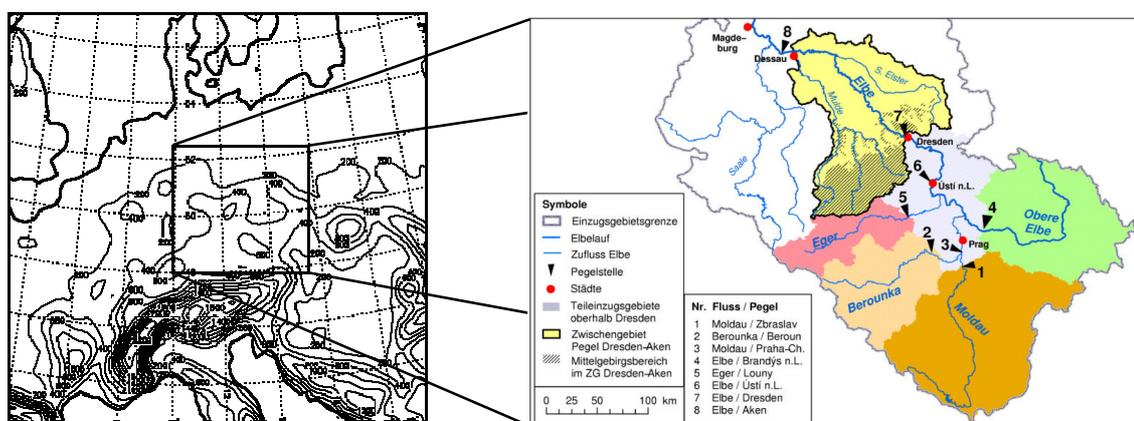


Abb. 2: Das Modellgebiet der Mittleren Elbe wird in ein gröber aufgelöstes Gebiet mit 28 km Gitterweite genestet, welches weite Teile Mitteleuropas abdeckt. Die simulierten Niederschläge werden den hydrologischen Teilprojekten zur Abflussmodellierung übergeben.

Tab. 1: Die Extremhochwasserereignisse wurden nach vier Haupttypen klassifiziert, die sich nach auslösender Wetterlage unterscheiden. Die markierten Ereignisse sind innerhalb des meteorologischen Teilprojektes bereits untersucht worden.

Sommerereignisse		Winterereignisse	
<b>S 1</b>	nach Vb-Lagen 1981, 1997, <b>2002</b>	<b>W 1</b>	mit pluvialer Charakteristik 1988, <b>2003</b>
<b>S 2</b>	nach Westlagen <b>1980</b>	<b>W 2</b>	mit Schneeschmelzanteil 1987, 2005, <b>2006</b>

Die in diesem Projekt betrachteten Hochwasserereignisse wurden nach ihrer auslösenden Wetterlage unterschieden, um eine Übertragbarkeit auch auf andere, hier nicht genannte Ereignisse zu gewährleisten. Dabei wurden vier Haupttypen klassifiziert (Tabelle 1), die nach Sommerereignissen nach Vb-Lagen (Typ S1) und nach Westlagen (Typ S2) bzw. nach Winterereignissen mit vorherrschender pluvialer Charakteristik (Typ W1) und mit einem hauptsächlichlichen Anteil von Schneeschmelze (Typ W2) unterschieden werden. In Abschnitt 4 werden die Ergebnisse der Hochwasserereignisse im August 2002 und Januar 2003 vorgestellt.

### 3 Modelle und Methoden

Die Berechnung der Niederschlagsszenarien wurde mit dem COSMO-Modell des Deutschen Wetterdienstes durchgeführt. Analysedaten des Globalmodells GME dienten als Anfangs- und Randdaten, die alle 6 Stunden dem Modell übergeben wurden. Das Modellgitter deckt weite Teile Mitteleuropas ab (Abbildung 2), hat 35 vertikale Schichten und eine Gitterweite von  $0.25^\circ$ , dies entspricht etwa 28 km. Die Ergebnisse dieser Modellläufe wurden als neue Anfangs- und Randdaten alle 6 Stunden über 1-Wege-Nesting in ein höher aufgelöstes Modellgebiet mit  $0.0625^\circ$  Gitterweite (etwa 7 km), welches das Einzugsgebiet der Mittleren Elbe abdeckt, übergeben. Für die Untersuchung von hoch aufgelösten Modellsimulationen wurde eine weitere Berechnung mit  $0.025^\circ$  Gitterweite (etwa 2.8 km) und 50 vertikalen Schichten durchgeführt, denen die Ergebnisse des Referenzlaufes mit 7 km Gitterweite als Randdaten übergeben wurden.

Um die Niederschläge abzuschätzen, die durch eine veränderte synoptische Situation entstehen können, wurden die atmosphärischen Schichten im groben Gitter um jeweils eine und zwei Gitterboxen in die vier Himmelsrichtungen verschoben. Dies entspricht einer Verschiebung von 28 bzw. 56 km, welche im Unsicherheitsbereich des Globalmodells liegt. Dadurch kann abgeschätzt werden, wie sich die Berechnungen der Niederschläge verhalten, wenn die Randbedingungen nicht genau bekannt sind bzw. wenn sich die synoptische Situation nur wenig verändert.

Die Bodenwerte und die Modellwerte direkt an der Oberfläche wurden in die Verschiebung nicht mit einbezogen um Inkonsistenzen im Bezug zur Orographie zu vermeiden. Bei einer Gitterweite von 28 km wurden zudem die atmosphärische unbalancierten Felder am Modellrand vom Modell zügig ausgeglichen, so dass dem höher aufgelösten Modellgitter balancierte Felder übergeben werden konnten. Somit kann eine hohe Modellstabilität gewährleistet werden.

## 4 Ergebnisse

Für einen Vergleich mit Beobachtungen stehen tägliche Niederschlagsmessungen von etwa 1500 Messstationen aus Deutschland und der Tschechischen Republik zur Verfügung. Stündliche Messwerte waren zwar verfügbar, ihre Anzahl war jedoch begrenzt und Teile der Messdaten waren nicht korrigiert, so dass sie vorwiegend in der Tschechischen Republik zu starker Unterschätzung der Niederschläge geneigt haben. Daher wurden diese Daten für eine Evaluierung nicht verwendet. Die täglichen Niederschlagsmessungen wurden über das Kriging-Verfahren auf das Modellgitter interpoliert. Im Folgenden werden die Ergebnisse für die beiden ausgewählten Ereignisse getrennt voneinander betrachtet.

### 4.1 Hochwasserereignis August 2002

Die Niederschläge des Hochwasserereignisses im August 2002 wurden über einen Zeitraum vom 06. August bis zum 13. August 2002 berechnet. In dieser Zeit war die Großwetterlage von einem Tief Mitteleuropa (TM) und darauf folgend von einem Trog über Mitteleuropa (TRM) bestimmt. Die Einteilung der Großwetterlagen folgt nach Hess und Brezowsky (GERSTENGARBE & WERNER 2005). Diese Wetterlage kennzeichnet sich besonders durch Vb-Wetterlagen aus, die mit hohen Niederschlagsmengen verbunden sind und oft zu Hochwasser führen (MUDELSEE et al. 2004). Die Niederschläge in dem simulierten Zeitraum können mit der hier verwendeten Modellkette sehr gut wiedergegeben werden. Die modellierte Niederschlagssumme über den gesamten Zeitraum korreliert sehr gut mit den Messungen (Abbildung 3).

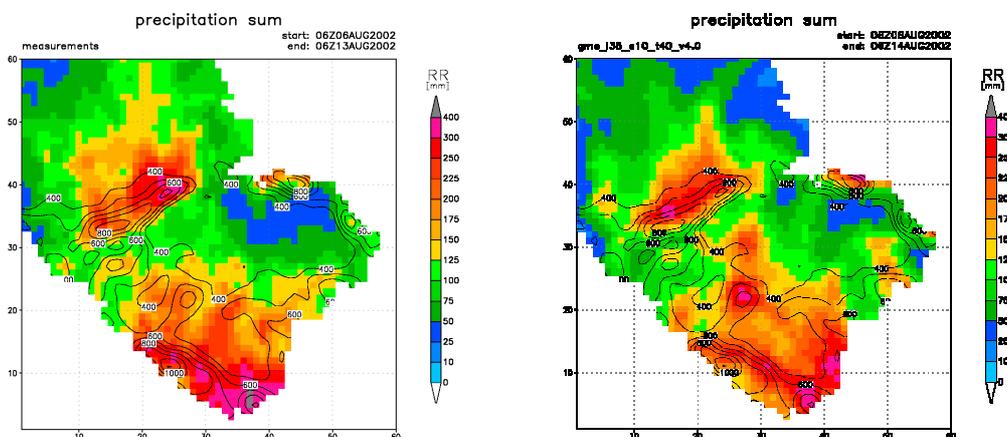


Abb. 3: Die Summe der Niederschläge (a) im Zeitraum 06.08. bis 13.08.2002 korreliert sehr gut mit dem zugehörigen Referenzlauf (b) mit 7 km Gitterweite. Der Korrelationskoeffizient beträgt 0.78.

Auch der zeitliche Verlauf der Niederschlagssumme im Einzugsgebiet der Mittleren Elbe wird vom Modell sehr gut erfasst. Die beiden Modellläufe mit 7 und 2.8 km Gitterweite unterscheiden sich nur minimal. Beide unterschätzen das Maximum am 12. August 2002 jedoch deutlich (Abbildung 4a). Die Aufteilung der täglichen Niederschlagssummen in Klassen zeigt eine bimodale Verteilung, die vom Modell nicht abgebildet werden kann (Abbildung 4b).

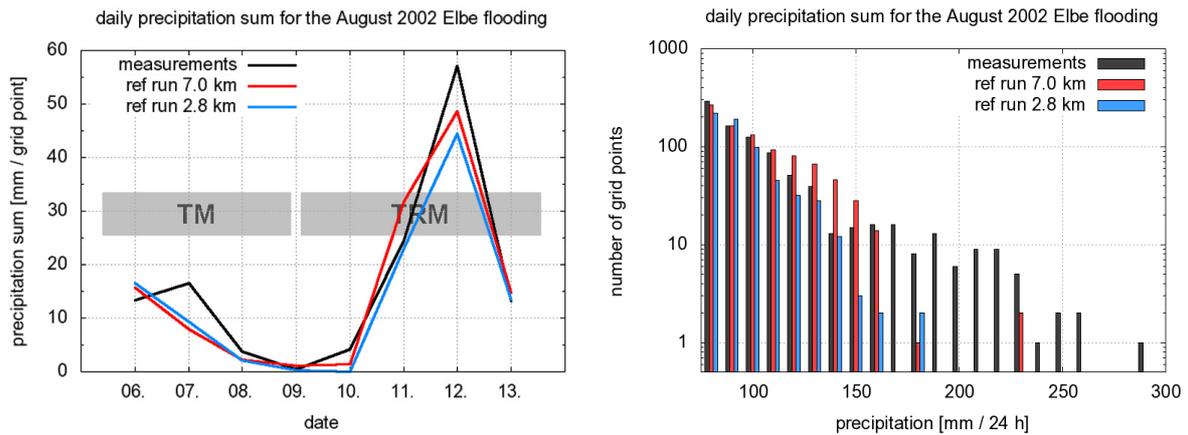


Abb. 4: Der zeitliche Verlauf der täglichen Niederschlagsintensität für den Zeitraum 06.08. bis 13.08.2002 für die Referenzläufe mit 7 und 2.8 km Gitterweite in Bezug zu den Messungen (a) und die Aufteilung der täglichen Niederschlagssummen in Klassen (b).

Die Szenarienrechnung mit gegen die Orographie verschobenen synoptischen Feldern ergeben eine gewisse Streubreite um den Referenzlauf (Abbildung 5a). Am 07. August 2002 zeigt sich eine deutlich größere Streubreite als am extremen Maximum am 12. August 2002, wobei hier alle Szenarienrechnungen eine leichte Verstärkung der Niederschlagsintensität zeigen. Bei der Betrachtung der aufsummierten Differenz der Szenarienrechnungen zeigt sich die Abhängigkeit von der Verschiebungsrichtung (Abbildung 5b). Während die Verschiebungen nach Norden (n1 und n2) deutlich mehr Niederschlag simulieren, ergeben die Verschiebungen nach Osten (e1 und e2) einen geringeren Niederschlag in Bezug auf den Referenzlauf. In drei von vier Szenarien ergibt die Verschiebung um 56 km eine deutlichere Zu- bzw. Abnahme des Niederschlags.

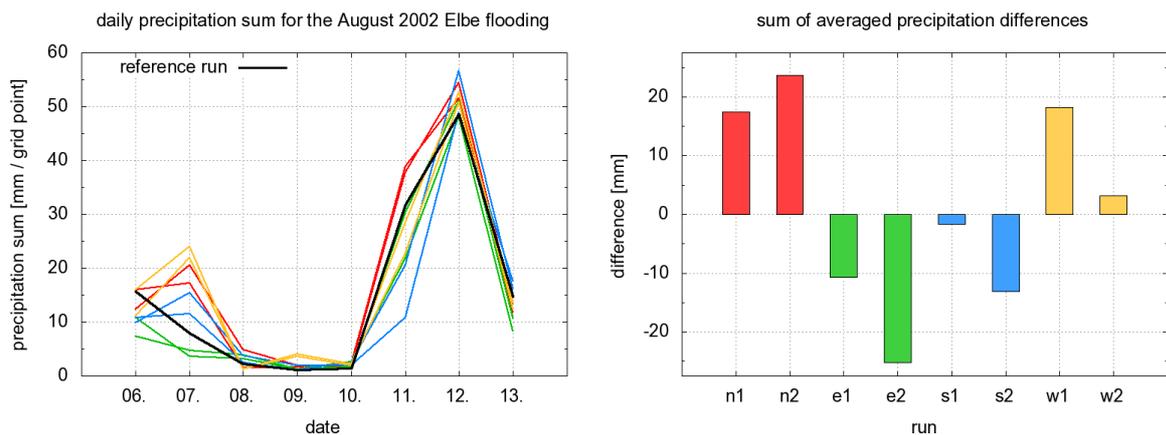


Abb. 5: Die Szenarienrechnungen in Bezug zum Referenzlauf mit 7 km Gitterweite zeigen einen hohen Streubereich am 07. und am 11. August 2002 (a). Die aufsummierte Differenz der Niederschläge (b) zeigt die Abhängigkeit von der Verschiebungsrichtung.

Bei der räumlichen Verteilung der Niederschläge zeigt sich, dass die Niederschlagsfelder nicht zwangsläufig der Richtung der Verschiebung der großräumigen Wetterlage folgen, son-

dem ein teilweise deutlich anders strukturiertes Muster aufweisen können. Eine Verschiebung der Wetterlage kann u. a. zur Folge haben, dass sich Druck- und Windfelder stark verändern.

#### 4.2 Hochwasserereignis Januar 2003

Für das Januar-Hochwasser 2003 wurden die Niederschläge über einen Zeitraum vom 21. Dezember 2002 bis zum 04. Januar 2003 berechnet. Anhaltende Westlagen (WW und WZ) führten in diesem Zeitraum zu großräumigen Niederschlagsverteilungen.

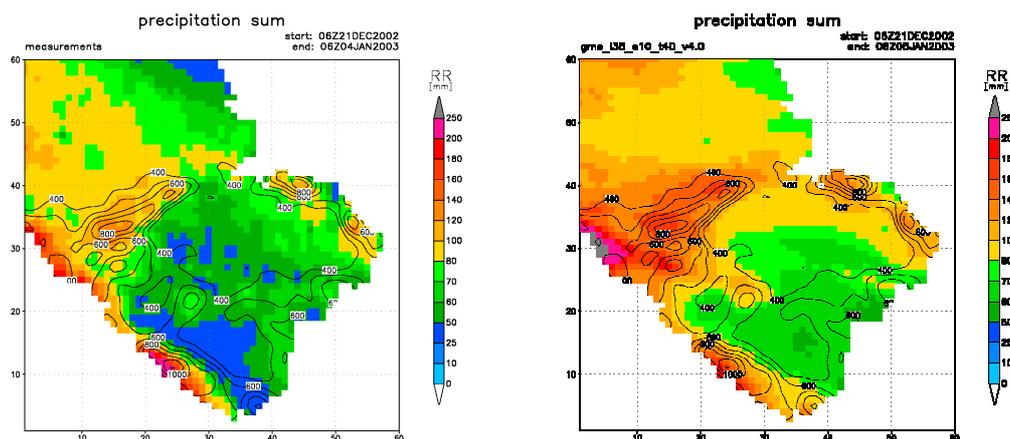


Abb. 6: Niederschlagsmessungen (a) im Zeitraum 21.12.2002 bis 04.01.2003 und der zugehörige Referenzlauf (b) mit 7 km Gitterweite. Trotz der Überschätzung um bis zu 50 mm beträgt der Korrelationskoeffizient 0.76.

Die Niederschlagsintensität im gesamten Zeitraum wird im Referenzlauf mit 7 km Gitterweite etwas überschätzt (Abbildung 6). Die räumliche Verteilung des Niederschlages wird jedoch gut wiedergegeben. So sind die lokalen Maxima im Erz- und Riesengebirge und auch im Böhmer Wald genau getroffen. Die höhere Niederschlagsintensität im Nordwesten des EZG im Vergleich zum Südosten kann auch das Modell reproduzieren.

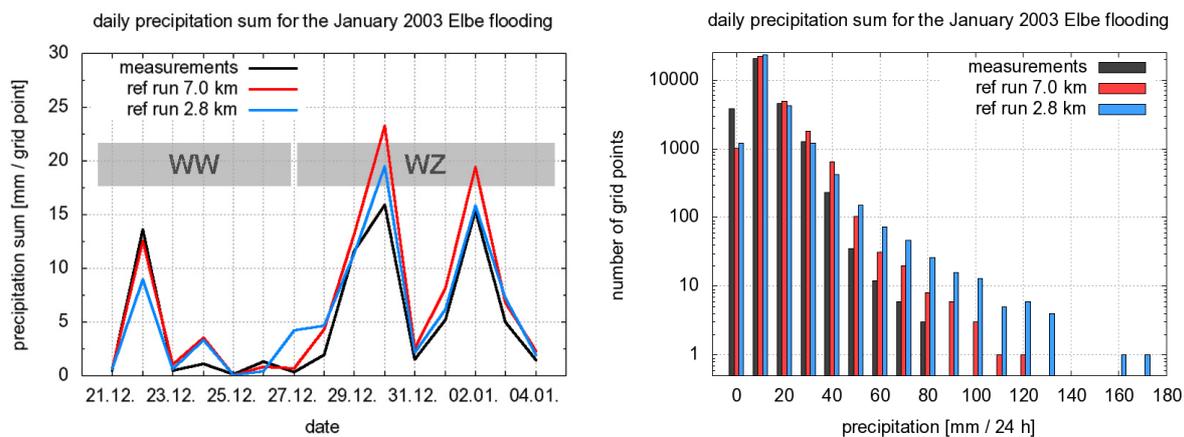


Abb. 7: Der zeitliche Verlauf der täglichen Niederschlagsintensität für den Zeitraum 21.12.2002 bis 04.01.2003 für die Referenzläufe mit 7 und 2.8 km Gitterweite in Bezug zu den Messungen (a) und die Szenarienrechnungen in Bezug zum Referenzlauf mit 7 km Gitterweite (b).

Obwohl das Modell die drei ausgeprägten Niederschlagsmaxima zeitlich genau trifft, neigt der Referenzlauf mit 7 km Gitterweite zu einer Überschätzung der Maxima am 30.12. und 02.01. (Abbildung 7a). Auch hier neigt der Modelllauf mit einer Gitterweite von 2.8 km grundsätzlich zu einer schwächeren Ausprägung der Maxima. Die beiden Modellläufe zeigen tendenziell höhere tägliche Niederschlagssummen, die in den Messdaten nicht gefunden werden können (Abbildung 7b).

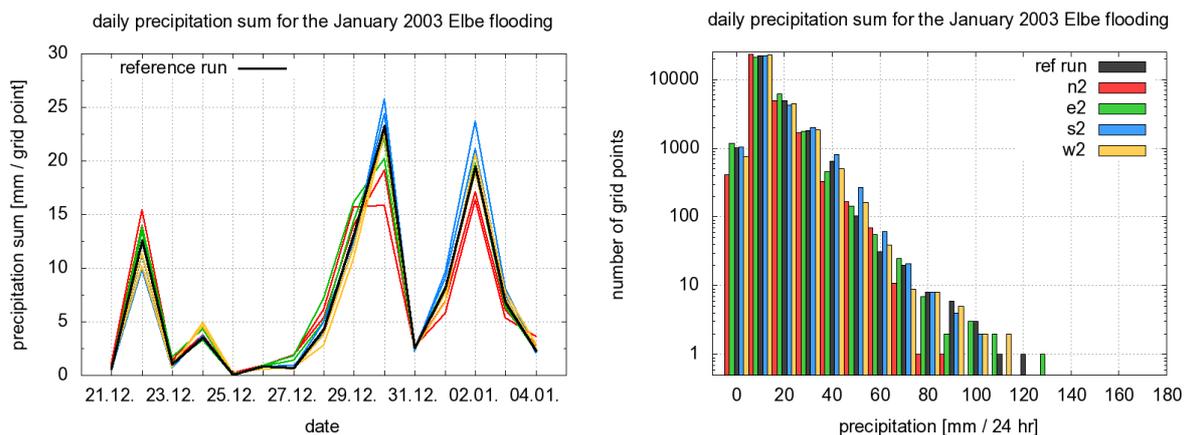


Abb. 8: Die Niederschlagsverteilungen der Verschiebungsrechnungen zeigen beim Ereignis 2003 kaum Variationen.

Die Szenarienrechnungen ergeben keine große Veränderung in Bezug auf den Referenzlauf. Hier scheint die Verschiebung der großskaligen synoptischen Situation keinen Einfluss auf die Niederschlagsintensität zu haben. Auch die Niederschlagsverteilung der täglichen Niederschlagssummen hat keine Unterschiede zum Referenzlauf (Abbildung 8). Die räumlichen Verteilungen der Niederschläge bei den Szenarienrechnungen sind in allen Fällen nahezu identisch mit der Verteilung im Referenzfall. Die großräumige homogene Wetterlage zeigt also keine Abhängigkeit von moderaten Verschiebungen.

## 5 Schlussfolgerungen

Die guten Ergebnisse der Niederschlagsberechnungen der Referenzläufe erlauben eine Kopplung mit hydrologischen Modellen zur NA-Modellierung. Die Funktionsfähigkeit der Modellkette kann über vergangene Ereignisse validiert werden.

Bei konvektiven Wetterlagen, wie im August 2002, ergeben die Verschiebungen der Wetterlagen eine deutlichere Änderung der Niederschlagsfelder. Dies lässt aus meteorologischer Sicht den Schluss zu, dass die Intensität des Niederschlagsereignisses auch deutlich höher hätte ausfallen können. Ein großräumiges Niederschlagsereignis wie im Winter 2002/2003 ist bei Verschiebungen dagegen unempfindlich auf Veränderungen und zeigt ein stabiles Niederschlagsmuster.

Eine Modellgitterweite von 2.8 km zeigt für die Simulation von Extremniederschlägen in den beiden vorgestellten Fällen keine Verbesserungen. Die Verringerungen der lokalen Maxima in Bezug auf die Referenzläufe mit einer Gitterweite von 7 km haben einen eher systematischen Charakter.

## 6 Ausblick

Eine weitere Zielsetzung in diesem Projekt sind die Veränderungen der Luftmasseneigenschaften in Bezug auf die Temperatur und den Wassergehalt. Bisher wurden Feuchtigkeitsänderungen ohne Anpassung der Temperatur untersucht. Die Luftmassen können jedoch nur dann mehr Wasser herantransportieren, wenn die Atmosphäre wärmer ist. Solche Temperaturerhöhungen untersuchten bereits SCHÄR et al. (1996) und sollen auch auf die hier ausgewählten Ereignisse angewendet werden.

Die entwickelten Methoden zur Untersuchung der Variabilität können bei Anwendung auf Vorhersagen im operationellen Hochwassermanagement finden.

## Literatur

- AMENGUAL, A. et al. (2007): A Hydrometeorological Modeling Study of a Flash-Flood Event over Catalonia, Spain. *J. Hydrometeor.*, 8, S. 282-303
- BÜCHELE, B. et al. (2006): Hydrologische Modellierung für das operationelle Hochwassermanagement in großen Flussgebieten (Beispiel Elbe). – In: Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, H. 15.06 (2), Hrsg. Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften, S. 99-110
- GERSTENGARBE, F.-W. & P. C. WERNER (2005): Katalog der Großwetterlagen Europas (1881-2004) nach Paul Hess und Helmut Brezowsky. – In: PIK Report, 100, 6. verbesserte und ergänzte Auflage, 148 S.
- MUDELSEE, M. et al. (2004): Extreme floods in central Europe over the past 500 years: Role of cyclone pathway “Zugstrasse Vb”. *J. Geophys. Res.*, 109, D23101, doi:10.1029/2004JD005034
- SCHÄR, C. et al. (1996): Surrogate climate-change scenarios for regional climate models. *Geophys. Res. Lett.*, 23, S. 669-672
- SCHLÜTER, I. et al. (2006): Rekonstruktion extremer Niederschläge und Abschätzung ihrer Variabilität mit Hilfe numerischer Modelle. – In: Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, H. 15.06 (3), Hrsg. Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften, S. 109-112

# Ableitung eines Ereignissets großräumiger Hochwasser in Deutschland

Steffi Uhlemann, Annegret Thieken, Bruno Merz

## Zusammenfassung

Basierend auf Zeitreihen mittleren täglichen Abflusses an 152 Pegeln in Deutschland wird für den Zeitraum von 1951-2002 ein Set großräumiger Hochwasserereignisse ermittelt. Es wird ein methodischer Ansatz vorgestellt, der die systematische Ermittlung simultan auftretender Scheitelabflüsse ermöglicht.

Insgesamt wurden 49 großräumige Ereignisse ermittelt. Dabei wird der kumulative normierte Abfluss aller Pegel im Zeitintervall eines Ereignisses als Indikator für die Schwere des Ereignisses verwendet. Die Mehrheit der Ereignisse findet im Winterhalbjahr statt. Sommerereignisse treten seltener auf und zeigen großräumig einen geringeren Schweregrad. Erste Ansätze für die Entwicklung einer Ereignistypologie basierend auf der Saisonalität und der hochwasserauslösenden Großwetterlage des Ereignisses werden vorgestellt.

## 1 Einleitung

Abschätzungen zum Hochwasserrisiko beschränken sich zumeist auf die Analyse innerhalb eines Einzugsgebietes bzw. eines bestimmten Ortes. Die Zusammenhänge in größeren Regionen und vor allem Korrelationen zwischen verschiedenen Einzugsgebieten werden nur selten betrachtet. Solche einzugsgebietsübergreifenden Analysen sind jedoch notwendig für die Versicherungswirtschaft, den Katastrophenschutz sowie für großräumige strategische Hochwasserplanungen. Um auf künftige großräumige Ereignisse vorbereitet zu sein, ist es notwendig, realistische Szenarien zu ermitteln. Dafür bildet ein Hochwasser-Ereignisset, z.B. aus historischen Ereignissen, eine bedeutende Grundlage.

Die Intensität großräumiger Ereignisse ist nicht homogen, sondern variiert an verschiedenen Flussabschnitten. Eine vergleichende Bewertung von Ereignissen muss diese räumlich heterogene Ausprägung berücksichtigen. Dazu sind Maße der Ereignisauswirkungen, wie beispielsweise die Überflutungsfläche oder die aufgetretenen Schäden, geeignet. Allerdings stehen nur für eine geringe Auswahl historischer Ereignisse solche Daten zur Verfügung und systematische Ansätze zu ihrer Erfassung beschränken sich meist auf Untersuchungen im privatwirtschaftlichen Bereich und werden entsprechend nur zurückhaltend veröffentlicht (z.B. RODDA et al. 2000, WILLEMS, 2005). Die Berechnung großräumiger Ereignisse aus hydrologischen Niederschlags-Abfluss-Modellen stellt nach wie vor enorme Anforderungen an die vorhandenen Daten und Modelle. Ziel der Arbeit ist es deshalb, großräumige Hochwasserereignisse in Deutschland auf Basis von Abflussmessungen zu identifizieren. Damit soll eine systematische Aufbereitung der vorhandenen Information zu einer Vergleichbarkeit von großräumigen Ereignissen führen. Außerdem soll jedes Ereignis in seiner zeitlichen Abfolge und räumlichen Struktur charakterisiert werden.

## 2 Methode

Für einen Zeitraum von 51 Jahren (1952-2002) wurden Reihen des mittleren täglichen Abflusses von 152 Pegelstationen in Deutschland analysiert. Die Auswahl der Pegel erfolgte so, dass das beitragende Einzugsgebiet eine Größe von mindestens 500 km<sup>2</sup> aufweist und dass die Zeitreihe kontinuierlich den Untersuchungszeitraum abdeckt. Tabelle 1 verdeutlicht die Verteilung der Pegelanzahl auf die großen Flusseinzugsgebiete Deutschlands.

Tabelle 1: Betrachtete Einzugsgebiete und deren Anzahl an Pegelstationen mit kontinuierlicher Abflussreihe im Zeitraum 1952-2002

Einzugsgebiet	Anzahl der Pegel	Einzugsgebiet	Anzahl der Pegel
Donau	46	Weser	28
Rhein	40	Ems	4
Elbe	32	Oder	2

Ziel der Untersuchung ist es, innerhalb der Zeitreihen die Ereignisse zu ermitteln, welche innerhalb eines bestimmten Zeitintervalls simultan zu Abflussspitzen bei einer großen Zahl an Stationen geführt haben.

Vorbereitend wurden dazu zunächst aus den Reihen mittlerer täglicher Abflüsse partielle Serien (POT) generiert, welche je Pegel die Abflüsse beinhalten, die dem Wert des zehnjährlichen Hochwassers (HQ10) entsprechen bzw. diesen überschreiten. Damit wird sichergestellt, dass in dem Ereignisdatensatz nur Ereignisse aufgenommen werden, bei denen an wenigstens einem Pegel ein mindestens 10-jährlicher Abfluss gemessen wurde. Das HQ10 wurde für jeden Pegel mit Hilfe einer GEV-Anpassung an die jeweilige Serie der jährlicher Höchstabflüsse im Zeitraum 1952-2002 ermittelt. Die Zusammenstellung aller Einträge aus den partiellen Serien bildet die Ausgangslage für die weiteren Untersuchungen. In einem ersten Schritt wurden zunächst die Zeiträume extrahiert, zu denen ein POT-Eintrag oder eine Folge zusammenhängender POT-Einträge auftreten. Da großräumig erhöhte Abflussbeobachtungen im Wesentlichen durch Großwetterlagen bedingt sind, die auf der kontinentalen Skala wirksam sind, wird der Schwellenwert für die Definition der Unabhängigkeit zwischen zwei aufeinander folgenden POT-Einträgen auf 7 Tage festgelegt. Dies berücksichtigt sowohl die Zeit der Zugbahnen der Wetterlagen als auch die entsprechenden Wellenablaufzeiten im Gerinne. Wie in Abbildung 1 ersichtlich, werden so Zeiträume maximaler Ereignisweite ermittelt, indem mittels eines beweglichen Fensters die POT-Zeitreihe nach Überlappungen abgetastet wird.

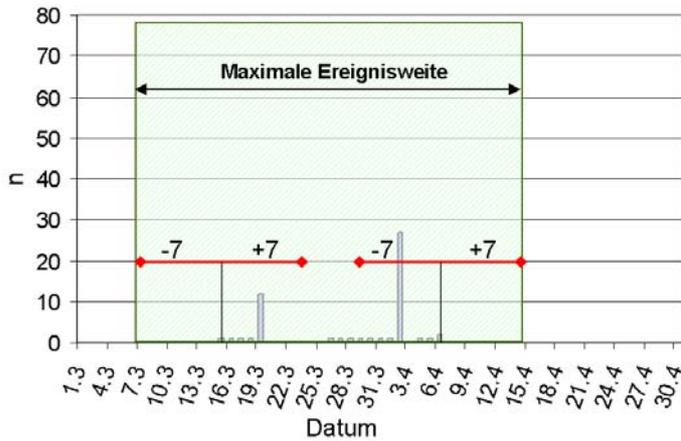


Abbildung 1: Vorgehen zur Identifizierung der maximalen Ereignisweite eines großräumigen Ereignisses. Dargestellt ist die Anzahl an Stationen, bei welchen an einem bestimmten Tag ein Abfluss größer oder gleich dem HQ10 verzeichnet wurde. In rot ist das bewegliche Zeitfenster zur Ermittlung der Unabhängigkeit zwischen den POT-Einträgen dargestellt.

Innerhalb dieser Zeiträume wird im Folgenden jedes enthaltene POT-Ereignis auf sein zeitlich kohärentes Auftreten an allen anderen Pegeln untersucht. Unter dieser Randbedingung wird das Prüffenster für den zeitlichen Zusammenhang von Ereignissen auf 7 Tage vor oder nach einem Spitzenabfluss festgelegt. Dabei wird nach Scheitelwerten in den Reihen täglicher Abflüsse aller anderen Stationen gesucht.

Diese lokalen Scheitelwerte werden auf ihre signifikante Unterscheidung hinsichtlich eines linearen Trends in dem Zeitfenster überprüft. Damit ist sichergestellt, dass nur Werte identifiziert werden, die sich nicht im Bereich eines monoton steigenden oder fallenden Astes der Ganglinie befinden.

Wie einleitend bereits erwähnt wurde, ist es für eine vergleichende Bewertung großräumiger Ereignisse notwendig, ein Maß für die Beschreibung der Großräumigkeit und Schwere zu identifizieren. Hierfür wurde ein kumulatives Abflussmaß entwickelt, welches für jedes Ereignis die signifikanten lokalen Scheitelwerte aufsummiert. Um eine Vergleichbarkeit der Abflüsse an den unterschiedlich großen Einzugsgebieten zu gewährleisten, werden dazu die Scheitelabflüsse mit dem jeweiligen Wert des mittleren Hochwasserabflusses (MHQ) der 51-jährigen Reihe normiert.

$$SQ_n = \sum Q_{i,sig} / MHQ_i$$

Mittels dieses Abflussmaßes ist es außerdem möglich, einen Schwellenwert für die Großräumigkeit eines Ereignisses zu definieren. Ein Ereignis wird hier als großräumig definiert, wenn im statistischen Mittel 2/3 aller Pegel einen Abfluss über dem MHQ führen, also

$$SQ_n > 100.$$

### 3 Ergebnisse

Mit den in der zuvor beschriebenen Methode angewandten Kriterien, wurden 49 großräumige Ereignisse ermittelt. Diese sind in Abbildung 2a zeitlich eingeordnet. Wie aus Abbildung 2b ersichtlich wird, findet die Mehrheit der Ereignisse ( $n = 39$ ) im Winterhalbjahr statt.

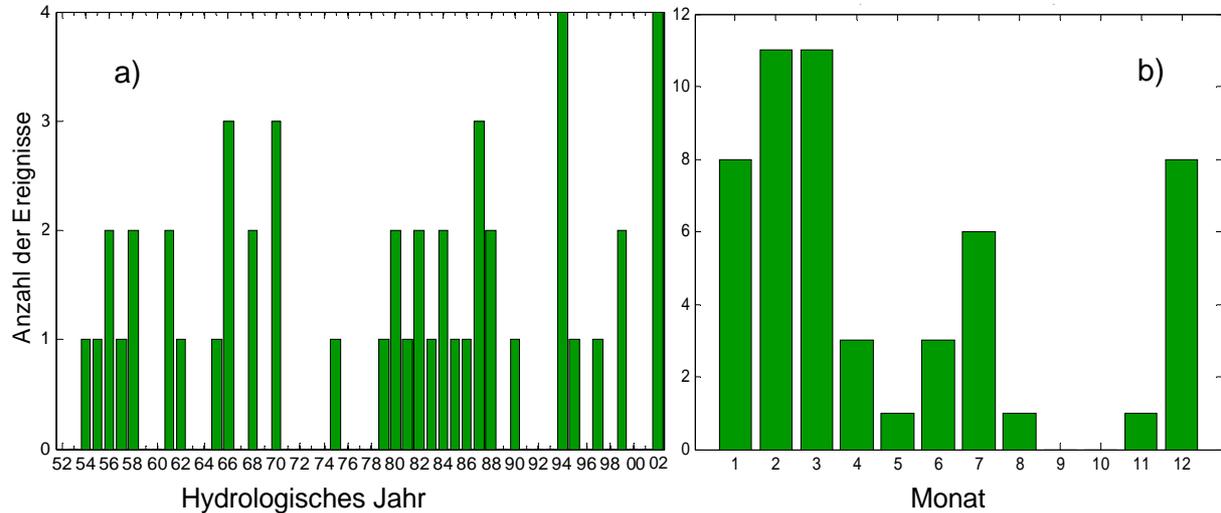


Abbildung 2: Häufigkeit des Auftretens großräumiger Ereignisse a) je hydrologischem Jahr, b) je Monat.

Für eine genauere Charakterisierung der Ereignisse sind in Abbildung 3 die nach dem kumulativen Abflussmaß in eine Rangfolge gebrachten schwersten 15 Ereignisse dargestellt.

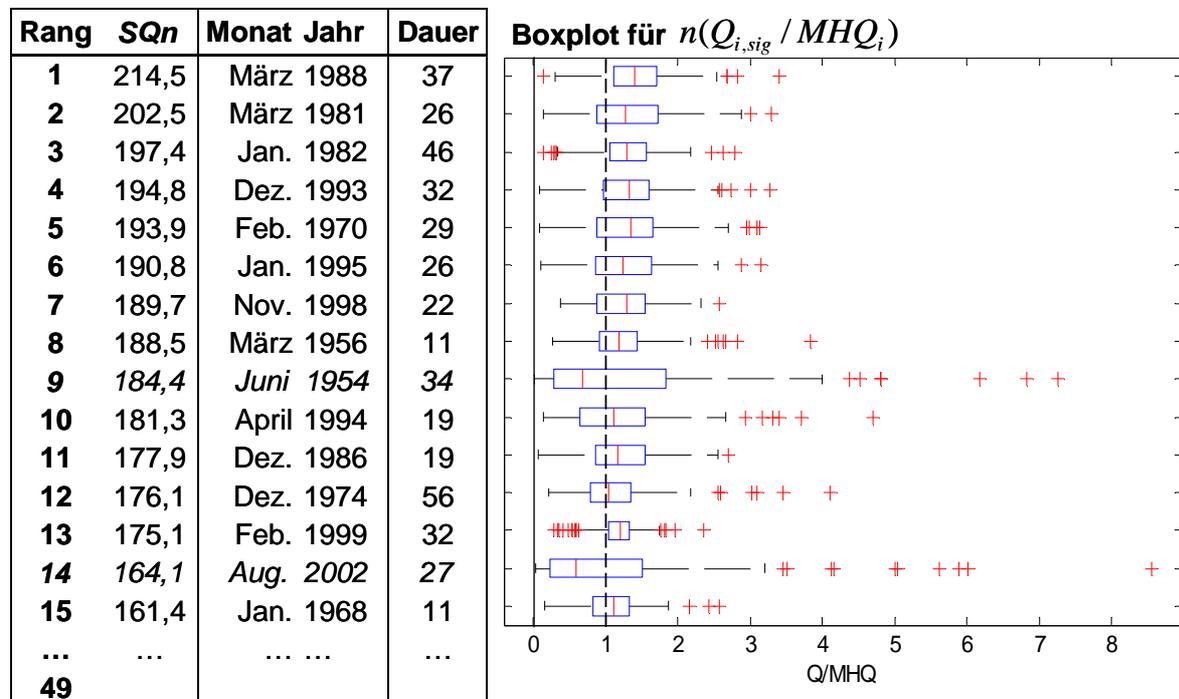


Abbildung 3: Tabellarische Darstellung der 15 schwersten großräumigen Ereignisse mit Angabe des Rangs entsprechend der Höhe des SQ<sub>n</sub>, des Zeitpunkts und der Dauer sowie des jeweils zugehörigen Boxplots der signifikanten normierten lokalen Scheitelabflüsse.

Dabei wird jeweils der Rang, die Höhe des  $SQ_n$  sowie Monat und Jahr des Schwerpunktes des Ereignisses und dessen Dauer aufgeführt. Mit den Boxplots kann auf übersichtliche Weise die Verteilung der Höhe der lokalen Scheitelabflüsse während dieses Ereignisses dargestellt werden. Neben der generell auffallenden rechtsschiefen Verteilung stellt hier die Lage des Medians in Bezug zur MHQ-Linie, d.h.  $Q/MHQ = 1$ , eine interessante Vergleichsgröße dar. Im Allgemeinen ist bei den meisten Ereignissen eine deutliche Überschreitung des MHQ durch den Median festzustellen, d.h. deutlich mehr als 50% der Abflüsse liegen über diesem Schwellenwert. Auffällig sind hier zwei Sommerereignisse, für die dies nicht zutrifft. Bei diesen Ereignissen überschreitet der Median nicht die MHQ-Schwelle und die Schwere des Ereignisses wird durch eine begrenzte Anzahl sehr hoher Abflusswerte bestimmt.

Aus dieser ersten Analyse werden bereits zwei Typen großräumiger Hochwasserereignisse deutlich, die durch eine saisonal bedingte unterschiedliche Genese hervorgerufen werden. Abbildung 4 verdeutlicht den unterschiedlichen räumlichen Charakter dieser Typen für ein in seinem Verlauf jeweils exemplarisches Winter- und Sommerereignis.

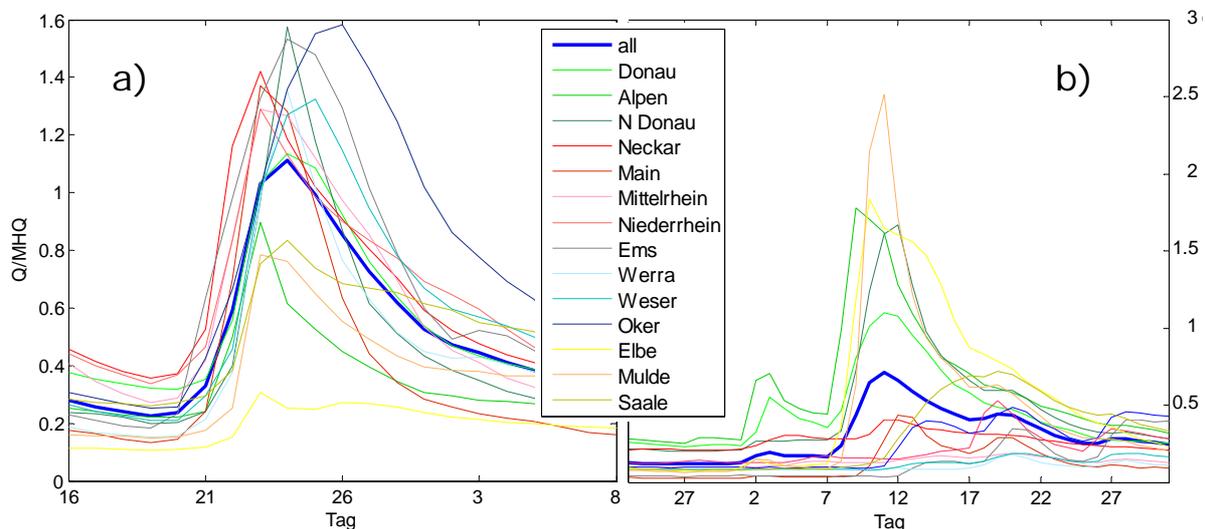


Abbildung 4: Exemplarische Darstellung des typischen Ereignisverlaufs im a) Winter und b) Sommer. Zur Vereinfachung sind jeweils nur die für die größeren Einzugsgebiete gemittelten normierten Abflüsse dargestellt.

Deutlich wird, dass im Winter eine Reaktion in allen Einzugsgebieten erfolgt. Dabei werden aber in der Regel nur mäßig schwere Abflussspitzen erreicht. Sommerereignisse sind dagegen dominiert von hohen bis lokal sehr extremen Abflussspitzen, welche typischerweise das Elbe- oder Donaueinzugsgebiet betreffen. Die übrigen Einzugsgebiete zeigen keine oder nur eine leichte Reaktion in der Abflussganglinie.

Zur genaueren Ermittlung der verantwortlichen Wettersituationen, die zu solchen Ereignissen führen, sollen im Folgenden für die Winter- und Sommerereignisse die entsprechend 3 Tage vor dem Ereignisschwerpunkt aufgetretenen Großwetterlagen näher untersucht werden. Dazu wird die synoptisch-meteorologische Klassifikation aus dem „Katalog der Großwetterlagen Europas 1881-2004“ verwendet (GERSTENGARBE & WERNER 2005). Im Katalog werden drei Großwettertypen (zyklonale, gemischte und meridionale Zirkulation)

unterschieden, welche wiederum in 30 Großwetterlagen unterteilt werden können. Abbildung 5 verdeutlicht die relativen Anteile der einzelnen Wetterlagen innerhalb dieses Zeitfensters jeweils getrennt für alle Winter- und Sommerereignisse. Dabei treten die zyklonalen Wetterlagen als bestimmende Wettersituation für die Winterereignisse hervor. Allein 75% der Winterereignisse werden durch die Großwetterlagen zyklonale Westlage (WZ), südliche Westlage (WS) und zyklonale Nordwestlage (NWZ) hervorgerufen. Diese Strömungsformen gehen oft mit einer flächendeckenden Überregnung des gesamten Bundesgebietes einher, wobei insbesondere in den Mittelgebirgen mit entsprechenden Staulagen größere Mengen an Niederschlag fallen. Zweitens sind mit dem Durchzug dieser zyklonalen Fronten im Winter häufig auch Warmlufteinbrüche verbunden, welche bei vorhandener Schneedecke zu erhöhten Abflüssen aufgrund der Schneeschmelze bzw. einer Kombination aus Schneeschmelze und Niederschlag führen.

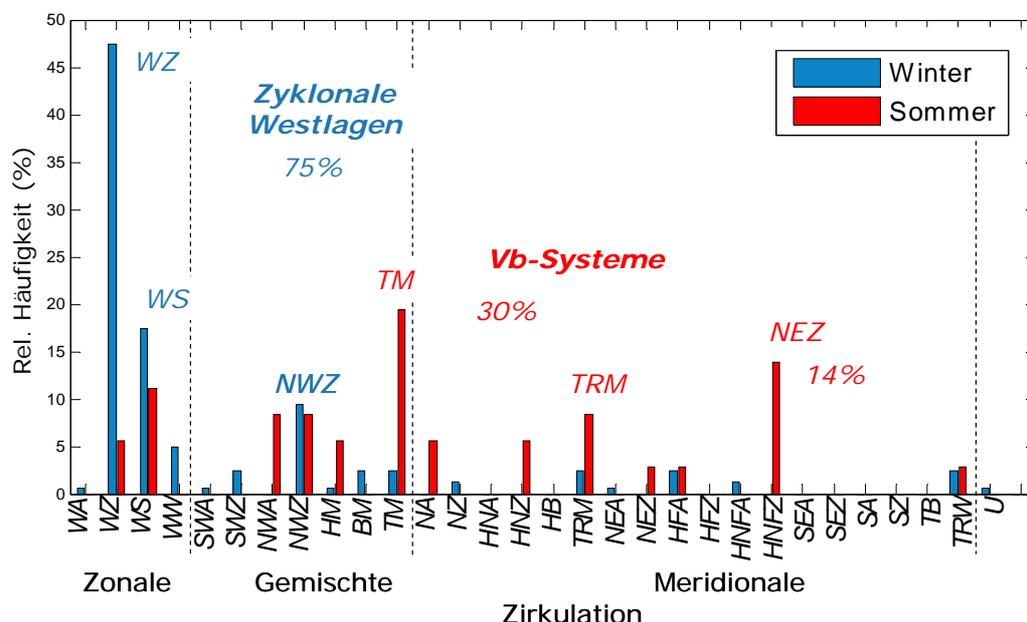


Abbildung 5: Relative Häufigkeit der Großwetterlagen (GERSTENGARBE & WERNER 2005) 3 Tage vor Ereignisschwerpunkt, getrennt nach Sommer und Winter.

Großräumige Sommerereignisse sind häufig die Folge so genannter Vb-Wettersysteme (Tief über Mitteleuropa (TM) und Trog über Mitteleuropa (TRM)), d.h. von Tiefdruckgebieten, welche auf ihrer Zugbahn über das Mittelmeer große Mengen an Feuchtigkeit nach Mittel- und Osteuropa transportieren, wo sich diese insbesondere an den Nord- und Osträndern der östlichen Mittelgebirge als Starkregen entladen. Die dem Tief über Mitteleuropa verwandte Nordostlage kann ebenso häufig im Vorfeld eines Sommerereignisses beobachtet werden. Diese Ergebnisse decken sich mit bisherigen Analysen zur Entstehung großräumiger sommerlicher Hochwasser im mitteleuropäischen Raum (z.B. PETROW et al. 2007, ULBRICH et al. 2003).

#### **4 Zusammenfassung und Ausblick**

Mit der vorgestellten, auf Abflussdaten basierenden Methode zur Identifizierung simultaner Abflussscheitel konnte ein Ereignisset großräumiger Hochwasser für den Zeitraum von 1951 bis 2002 für Deutschland entwickelt werden. Dabei ist es möglich, die ermittelten Ereignisse sowohl in ihrer raum-zeitlichen Entwicklung zu charakterisieren, als auch mittels eines kumulativen Abflussmaßes zu vergleichen.

In einem nächsten Schritt sollen die raum-zeitlichen Korrelationen der Ereignisse quantifiziert werden, um charakteristische Muster und Zusammenhänge zwischen einzelnen Pegeln abzuleiten. Dazu müssen verlässliche Indikatoren für eine Ereignistypologie identifiziert werden (MERZ & BLÖSCHL 2003). Hierbei spielen die bereits diskutierten Aspekte, wie die Saisonalität und mit ihr die bestimmenden Wetterlagen, aber auch Betrachtungen zur Gebietsvorfeuchte eine wesentliche Rolle.

Die so ermittelten Korrelationen sollen schließlich zur Generierung synthetischer Hochwasserereignisse verwendet werden, aus welchen die probabilistische Abschätzung der Auftretenswahrscheinlichkeit großräumiger Ereignisse erfolgt.

#### **Literatur**

- GERSTENGARBE, F.-H. & P. C. WERNER (2005): Katalog der Großwetterlagen Europas (1881-2004). Nach Paul Hess und Helmut Brezowsky. - PIK-Report 100
- MERZ, R. & BLÖSCHL, G. (2003): A process typology of regional floods. - *Water Resources Research*, 39(12), 1340, doi:10.1029/2002WR001952
- PETROW, Th. et al. (2007): Aspects of seasonality and flood generating circulation patterns in a mountainous catchment in south-eastern Germany. - *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, 4, 1455-1468
- RODDA, H. J. E. et al. (2002): A stochastic model for exploring extreme flood events in the UK. - IAHS Publication no.271, S. 179-183
- ULBRICH, U. et al. (2003): The central European floods of August 2002: Part 2 – Synoptic causes and considerations with respect to climatic change. - *Weather*, Vol. 58, S. 434-442
- WILLEMS, W. (2005): 10000 Hochwasserereignisse synthetisch generiert. - *Versicherungswirtschaft Heft 9/2005*, S. 683-684

## **Landnutzungsabhängiger Gebietsrückhalt bei Hochwasser auf der Grundlage sozioökonomisch begründeter Zukunftsszenarien**

Andreas Wahren, Karl-Heinz Feger, Kai Schwärzel,  
Gabriele Römer, Albrecht Münch, Ingo Dittrich

### **Zusammenfassung**

In einem 6,8 km<sup>2</sup> großen Teileinzugsgebiet der Schwarzen Pockau (Freiberger Mulde – mittleres Erzgebirge) wurde die aktuelle Landnutzung unter dem Aspekt des natürlichen Wasserrückhaltes analysiert und vier sozioökonomisch begründeten Zukunftsszenarien („Foresight Programme“; EVANS et al. 2004) und der potentiell natürlichen Vegetation gegenübergestellt. Mit dem Modell AKWA-M<sup>®</sup> (MÜNCH 2004) wurde der geänderte Wasserrückhalt für einzelne Standorte und räumlich verteilt im Einzugsgebiet quantifiziert. Ziel der Untersuchung war es, die Umsetzbarkeit von nichttechnischem Hochwasserschutz in einen gesamtgesellschaftlichen Kontext zu stellen. Die Ergebnisse zeigen die Wirkung veränderter Landnutzung als Abflussganglinie (Scheitelreduktion) und Karten (Vorfeuchte, Effektivniederschlag) für unterschiedliche historische Niederschlagsereignisse. Dadurch werden Möglichkeiten und ereignisbestimmte Grenzen der natürlichen Retention deutlich. Da die hochwasserreduzierende Wirkung von Landnutzungsänderungen oft erst unterstrom wahrnehmbar wird, zeigen gesellschaftsorientierte Zukunftsszenarien bessere Umsetzungsmöglichkeiten als individualorientierte. Unter Berücksichtigung der für die Zukunft prognostizierten Klimasituation im untersuchten Einzugsgebiet wird deutlich, dass der Landnutzungseinfluss (besonders bezüglich der Vorfeuchte) zunimmt.

### **1 Motivation**

Maßnahmen wie konservierende Bodenbearbeitung in der Landwirtschaft, naturnahe Waldbewirtschaftung, Aufforstung, Entsiegelung u.a. erhalten oder verbessern das natürliche Wasserrückhaltepotential in der Fläche und können somit zum Hochwasserschutz beitragen (SMUL 2007, WAHREN et al. 2007, SCHÜLER 2005, MÜNCH et al. 2005, 2006 u.a.). Im Rahmen des integrierten EU-Projektes FLOODsite ([www.floodsite.net](http://www.floodsite.net)) untersucht die Arbeitsgruppe der TU Dresden den Einfluss der Landnutzung auf den natürlichen Hochwasserrückhalt in Einzugsgebieten des Erzgebirges. Die Umsetzung solcher Maßnahmen passiert in der Realität jedoch trotz des neuen gesetzlichen Rahmens (EU-Hochwasserrichtlinie, EU-HWRL 2007; Sächsisches Wassergesetz, SächsWG 2004) nur sehr eingeschränkt aufgrund vieler konkurrierender Nutzungsansprüche. Die aktuelle Landnutzung eines Einzugsgebietes ist das komplexe Resultat der historischen Landschaftsentwicklung (Tradition, Standortbedingungen, Subventionsanreize, gesetzliche Rahmenbedingungen, gesellschaftliche Wertevorstellungen). Hochwasserschutz ist derzeit in der europäischen Flächenförderung noch nicht als Ziel formuliert und somit im besten Fall ein zusätzlicher Bonus einer geförderten Maßnahme. Die zukünftige Entwicklung der Landnutzung ist somit aus heutiger Sicht an andere Mechanismen, z.B. sozioökonomische Veränderungen, gekoppelt. Vier begründete Zukunftsszenarien für ein kleines Einzugsgebiet im mittleren Erzgebirge

sollen den Einfluss denkbarer sozioökonomischer Entwicklungsrichtungen (EVANS et al. 2004) auf den Gebietswasserrückhalt modellgestützt bewerten.

## 2 Untersuchungsgebiet

Für die Modellierung der Schwarzen Pockau wurde das wasserhaushaltsbasierte N-A-Modell AKWA-M<sup>®</sup> parametrisiert und geeicht (WAHREN et al. 2007). Für die vorliegende Arbeit wurde das Teileinzugsgebiet des Schlettenbaches bis zur Ortslage Marienberg als Untersuchungsgebiet ausgewählt (Abb. 1).

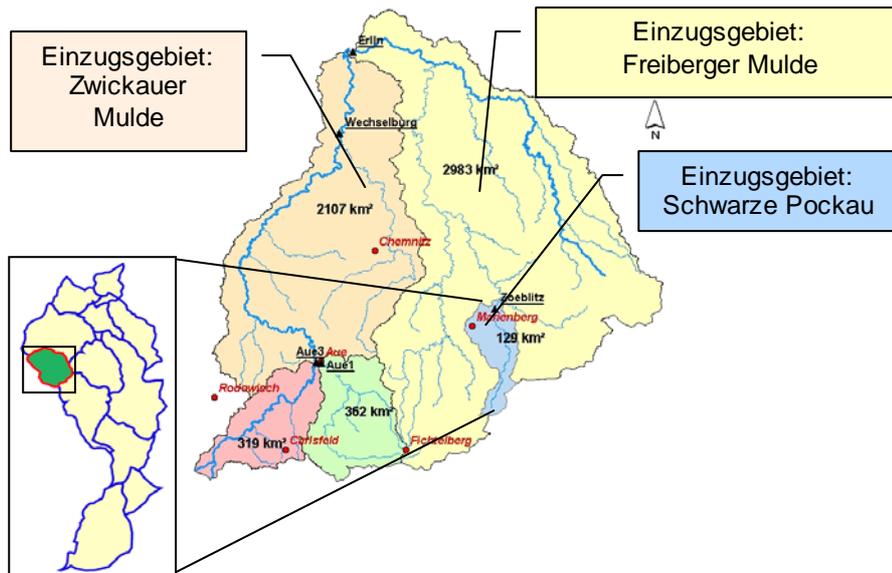


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes (grünes Teileinzugsgebiet mit roter Grenze).

Das Einzugsgebiet des Schlettenbaches besteht zu 35 % aus bewaldeten Flächen. Diese sind mit Ausnahme der ungesteuerten Verbuschungen am Waldrand und der NATURA 2000-Flächen mit Fichten bestockt. Trotz der zersplitterten Eigentumsverhältnisse („Betreuungswald“ des Freistaates Sachsen) wird derzeit mit Fördermitteln des Freistaates Sachsen Waldumbau hin zu einem standortgerechten Mischwald aus Fichten und Buchen durchgeführt. Darüber hinaus wurden im Rahmen der „Waldmehrungsplanung Sächsisches Forstamt Marienberg 2000“ fachliche Vorschläge zur Waldmehrung auf den angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen gemacht. Diese Vorschläge konnten jedoch trotz Fördermittel nicht realisiert werden, da für die wirtschaftlich attraktivere, konkurrierende Förderung der landwirtschaftlichen Flächen eine Mindestflächengröße nachgewiesen werden muss, die nach der Aufforstung nicht mehr gegeben wäre. Zudem fordert der Naturschutz die Erhaltung bzw. Wiederherstellung eines strukturreichen Landschaftsbildes aus einem Wechsel von Wald und einem mit Hecken untergliederten Offenland mit auwaldbegleiteten Fließgewässern (zugleich touristische Relevanz), das durch die vorgeschlagene Aufforstung konterkariert würde. In der Landwirtschaft dominiert die Grünfütterproduktion (51% der Gesamtfläche) in Verbindung mit Rinderhaltung. 20% davon werden als extensive Grünlandbeweidung bewirtschaftet, die durch das Förderprogramm „Umweltgerechte Landwirtschaft (UL)“ des Freistaates Sachsen noch bis 2008 unterstützt wird; 80% der Grünfütterproduktion werden als Futteracker (Mais, Getreide, Klee, Weidegras) bewirtschaftet. Ackerbau (7 %) wird nur auf

den aufgrund der geringen Hangneigung, des geringen Steingehalts und der geringen Wasserführung geeigneten Hochflächen betrieben, dabei zunehmend Anbau von Mais und Raps, da diese als regenerative Energiequelle gefördert werden. Die in der näheren Umgebung typischen flurstücksumgrenzenden Steinrücken und Feldgehölze sind mit der zu DDR-Zeiten geförderten Rodung im Einzugsgebiet verloren gegangen und zeichnen heute ein naturschutzfachlich und touristisch ungünstiges „ausgeräumtes Landschaftsbild“; bisher sind trotz Fördermittel des Freistaats Sachsen keine Neupflanzungen erfolgt; die als Kompensationsmaßnahme für Straßenbauvorhaben durchgeführten Pflanzungen werden von den Agrar-genossenschaften aufgrund der Einschränkung der maschinellen Bewirtschaftung nur entlang der Eigentumsgrenzen akzeptiert oder führen zu naturschutzfachlich und touristisch ungünstigen Lösungen (kurze, parallel geführte Feldgehölzreihen auf einer kleinen Fläche anstelle von Biotop verbindenden langen Reihen entlang der Flurstücksgrenzen). Die versiegelten Flächen des Gebietes machen 6%, die Wasserflächen 1% aus (RÖMER 2007).

### 3 Zukunftsszenarien

Im Rahmen des FLOODsite Projektes wird mit Zukunftsszenarien gearbeitet, die von den Vereinten Nationen (UNEP) erstellt und durch das „Foresight Programme“ der Britischen Staatsregierung konkretisiert wurden (EVANS et al. 2004). Die Szenarien bewegen sich dabei im Spannungsfeld zwischen Wechselbeziehungen und Selbstverwaltung einerseits sowie dem Individuum und der Gemeinschaft andererseits (Abb. 2). Dabei wird angenommen, dass diese gesellschaftlichen und politischen Entscheidungsfindungsprozesse alle weiteren Szenariofaktoren wie technologische und wirtschaftliche Entwicklung, Arbeitsmarkt, Demographie, Infrastruktur, Umweltpolitik, Kultur- und Sozialwesen bedingen. Die prognostizierten Auswirkungen für das Untersuchungsgebiet sind in Tab. 1 zusammengefasst.

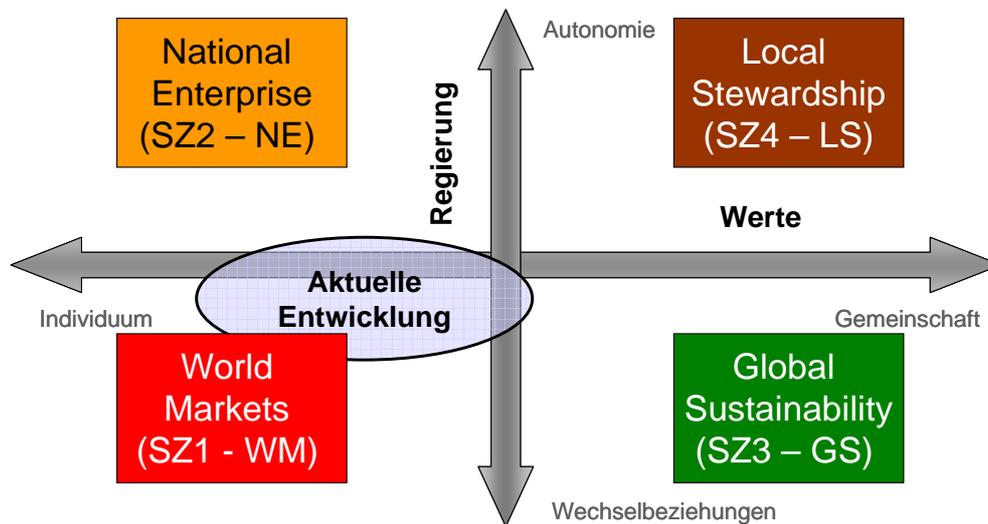


Abb. 2: „Foresight Programme“ sozioökonomische Zukunftsszenarien (EVANS et al., 2004).

Tab. 1: Zukunftsszenarien – Auswirkungen im Untersuchungsgebiet

Szenario	Ziele und Folgen	Konsequenzen im Untersuchungsgebiet
<b>1 World Markets</b>	Globalisierung, persönliche Unabhängigkeit, materieller Reichtum; <b>Politik:</b> minimale Eingriffe, Rahmenbedingungen für funktionierende Märkte → Multinationale Großkonzerne, hohe Produktivität und Mobilität, benachteiligte Regionen migrieren, Einkommensunterschiede wachsen	Landwirtschaft unprofitabel; multinationaler Holzkonzern nutzt fast das gesamte Einzugsgebiet zur Fichtenholzproduktion; Landschaft besteht aus Kahlschlagsflächen und Fichtenreinbeständen unterschiedlichen Alters (10 a, 30 a, und 70 a) und etwas Offenland im Bereich der Gebäude von Wüstenschletta
<b>2 National Enterprise</b>	Persönliche Unabhängigkeit und materieller Reichtum innerhalb einer regionalen und kulturellen Identität; <b>Politik:</b> stärkt regionale/nationale Autonomie innerhalb der fragmentierten Weltordnung, Schutz der Inlandmärkte (bes. Schlüsselsektoren) → Rückgang der Klein- und mittelständigen Unternehmen langsamer als in Szenario 1, Dienstleistungssektor wächst, Spezialisierung auf Produkte für den lokalen Markt und auf Luxusgüter; Landwirtschaft subventioniert	private Landwirtschaft konzentriert sich auf intensive Beweidung und Futterproduktion; Waldrandstreifen (Beweidung ungeeignet) werden mit Fichte aufgeforstet; vorhandene Waldflächen bleiben erhalten; in Wüstenschletta wird Fisch- und Obstproduktion angesiedelt; alle Förderungen dienen der Stärkung nationaler Unabhängigkeit
<b>3 Global Sustainability</b>	Hohe Standards für Gemeinwohl, Chancengleichheit und intakte Umwelt innerhalb einer Wertegemeinschaft; <b>Politik:</b> partnerschaftlich zwischen den Regierungen, zur Umsetzung der sozialen und ökologischen Ziele → Weltweite Regulierung des ökonomischen Wachstums, internationaler Handel erfolgt unter hohen sozialen und ökologischen Standards, in Landwirtschaft Ausgleich zwischen Ertrag, Biodiversität und Nachhaltigkeit, erneuerbare Energien, Einkommen sinkt	dezentraler naturnaher Wasserrückhalt ist ein Ziel der europäischen Flächenförderung; Aufforstung und bodenschonende Landwirtschaft wird durch die EU gefördert; Landwirtschaft setzt auf Produktion von Energiepflanzen; standortgerechte naturnahe Forstwirtschaft; durchgehende Auwälder am Fließgewässer; Einführung eines Warenzeichens „Hochwasserschutzgerechtes Erzeugnis“
<b>4 Local Stewardship</b>	Nachhaltige Standards für das Gemeinwohl auf lokaler Ebene (Kreise, Gemeinden), Schutz der lokalen Märkte; <b>Politik:</b> eingreifend, sozial und umweltorientiert → Zunahme von klein- und mittelständischen Unternehmen, Fokus auf Sozial-, Umwelt- und Qualitätsansprüche, Produktion fragmentiert – Standortsbedingungen, Landwirtschaft zur Selbstversorgung, Mobilität sinkt und Einkommensunterschiede verflachen	Kleinräumige standortspezifische bodenschonende Landwirtschaft (extensives Grünland, konservierender Ackerbau); Aufforstung; standortgerechte naturnahe nachhaltige Forstwirtschaft; durchgehende Auwälder am Fließgewässer

Aus diesen Rahmenbedingungen wurde für jedes Szenario eine individuelle Landnutzungsverteilung für das Untersuchungsgebiet abgeleitet. Die prozentualen Landnutzungsanteile für die vier Szenarien, die PNV (potenzielle natürliche Vegetation) sowie für den Referenzzustand „IST“ (aktuelle Landnutzung) sind in Tab. 2 zusammengefasst. Die Untersuchungen zum Klimaeinfluss nutzen Klimaprognosen, welche im Auftrag des Umweltbundesamtes erstellt wurden (ENKE 2006). Dabei kommen stationsspezifische Klimazukunftsdaten zum Einsatz, welche mit dem Downscaling-Model WETTREG (ENKE 2006) aus den Zukunftsszenarien des globalen Klimamodells ECHAM 5 ermittelt wurden. Die Rückkopplung zwi-

schen sozioökonomischen Szenarien und Klimaszenarien wird dabei noch nicht berücksichtigt.

Tab. 2: Landnutzungsanteile [%] für alle Szenarien.

Szenario	Wald						Intensives Grünland	Extensives Grünland	Konventionelle Landwirtschaft	Konservierende Landwirtschaft	Siedlungen	Hecken u. Obstgehölze	versiegelt
	Kahlschlag	Fichte 10 a	Fichte 30 a	Fichte 70 a	Feuchtwald								
<b>IST</b>	<b>35</b>						<b>41</b>	<b>11</b>	<b>7</b>		<b>4</b>		<b>2</b>
<b>1 (WM)</b>	<b>81</b>	11	11	19	34	6		<b>12</b>			<b>4</b>		<b>3</b>
<b>2 (NE)</b>	<b>44</b>					6	<b>41</b>				<b>4</b>	<b>9</b>	<b>2</b>
<b>3 (GS)</b>	<b>53</b>					10				<b>42</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<b>4 (LS)</b>	<b>63</b>					9		<b>15</b>		<b>18</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<b>PNV</b>	<b>99</b>					12					<b>1</b>		

#### 4 Ergebnisse

Der Landnutzungseinfluss wurde besonders im Hinblick auf zwei Prozesse untersucht. Zum einen wurde die Vorgeuchte und damit der daraus resultierende freie Bodenspeicher bewertet. Dieser hängt einerseits von der Witterung vor einem hochwasserauslösenden Niederschlag ab, andererseits sind die Versickerungsbedingungen und der pflanzenspezifische Wasserverbrauch auf jedem Standort weitere wichtige Einflussgrößen. Der andere untersuchte Prozess ist die Infiltration. Diese steuert die Aufteilung des Niederschlagswassers auf die einzelnen Abflussprozesse. Zusätzlich hängt die Erreichbarkeit des freien Bodenspeichers ebenfalls vom Infiltrationsvermögen des jeweiligen Standortes ab. Für 18 Hochwasserereignisse zwischen 1954 und 2005 wurde der Hochwasserabfluss aus dem Untersuchungsgebiet analysiert. Drei Ereignisse mit charakteristischen Vorgeuchtebedingungen (bei aktueller Landnutzung) sind in der nachfolgenden Tabelle (Tab. 3) zusammengefasst.

Tab. 3: Niederschlagsereignisse und deren statistische Einordnung (BARTHELIS et al. 1997) sowie Einschätzung der Vorgeuchtesituation: mit Niederschlagssumme (P) in [mm], Dauer (D) in [h], und Wiederkehrintervall (T) in [a].

D		1		4		24		72	
Datum	Vorgeuchte	P	T	P	T	P	T	P	T
31.8. – 1.9.1995 P = 155 mm	mittel	8	<0,5	27	0,5	108	≈100	124	≈20
7.7. – 11.7.1996 P = 77 mm	hoch	6	<0,5	15	<0,5	67	5 - 10	77	2 - 5
11.8. – 15.8.2002 P = 200 mm	gering	22	1 - 2	50	≈10	173	>100	198	>100

Das Modell AKWA-M<sup>®</sup> modelliert räumlich verteilt die Standortsbedingungen vor und während der Hochwasserereignisse. Exemplarisch sind in den folgenden Abbildungen (Abb. 3 und 4) der freie Bodenspeicher und der Effektivniederschlag (als Maß für das Infiltrationsver-

mögen) für das Ereignis von 1995 dargestellt. Der Einfluss der Landnutzung ausgewählter Szenarien ist den angefügten Differenzkarten zu entnehmen.

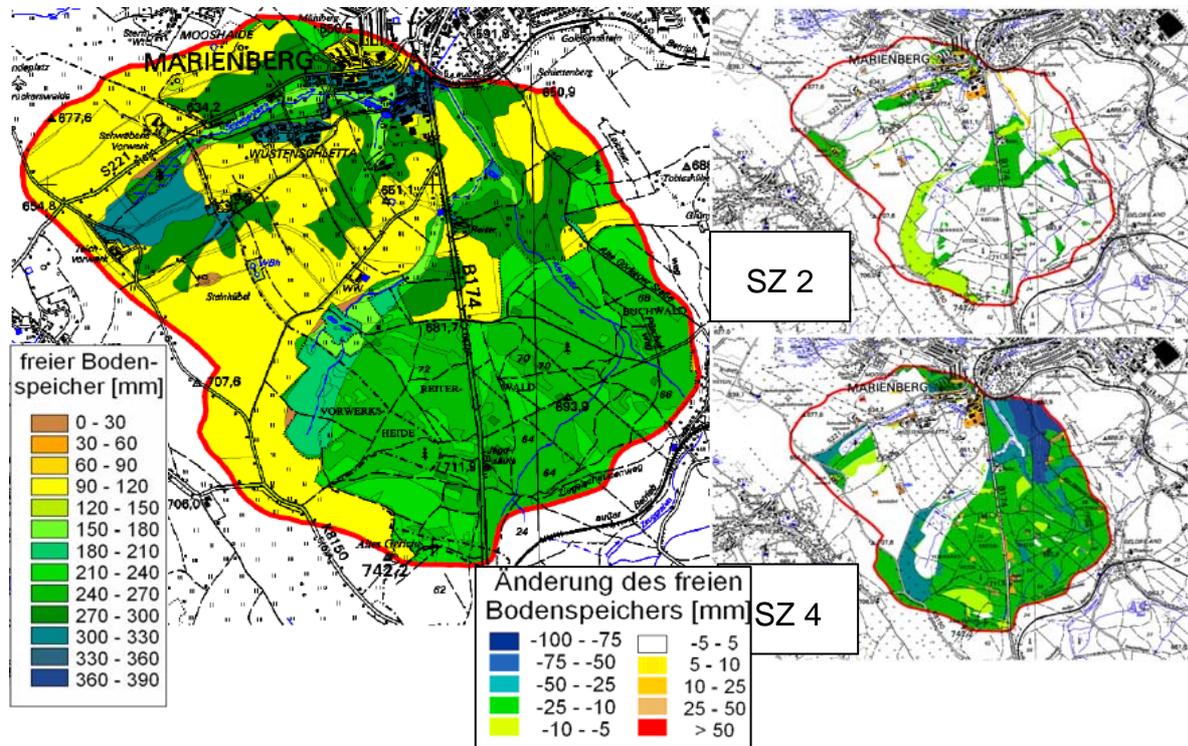


Abb. 3: Freier Bodenspeicher (links) vor dem Niederschlagsereignis 31.8. –1.9.1995 und dessen Änderung (rechts) aufgrund der Zukunftsszenarien 2 und 4.

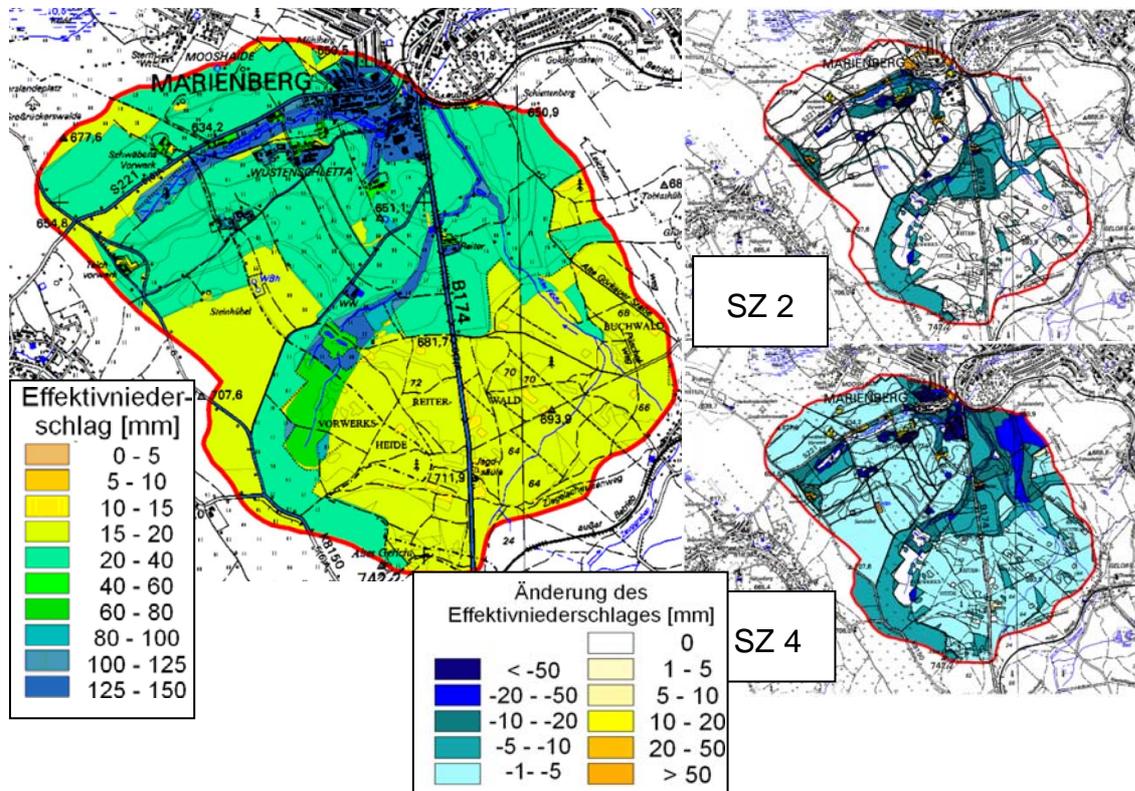


Abb. 4: Effektivniederschlag (links) beim Niederschlagsereignis 31.8. –1.9.1995 und dessen Änderung (rechts) aufgrund der Zukunftsszenarien 2 und 4.

Szenario 2 zeigt wenig Änderung sowohl in der Vorfeuchte als auch im Effektivniederschlag. Die der Sukzession überlassene Waldrandstreifen sowie die Obstgehölze können durch die gesteigerte Interzeption und die Erschließung tieferer Bodenschichten die Vorfeuchte senken und die Infiltration unterstützen. Bezogen auf das gesamte Einzugsgebiet bleibt die Abflussreduktion jedoch gering. Szenario 4 zeigt in den Waldgebieten eine größere der Vorfeuchteabnahme aufgrund der größeren Transpiration und Interzeption der vielschichtigen, naturnah bewirtschafteten Mischbestände während der Sommermonate. Sowohl die bessere Durchwurzelung dieser Bestände (ohne Bodenverdichtung infolge der Bewirtschaftung) als auch die Infiltrationsförderung der konservierenden Landwirtschaft führen zu einer Senkung des Effektivniederschlags. Besonders die aufgeforstete Fläche im Nordosten des Untersuchungsgebietes, die gleichzeitig auf einem tiefgründigerem Boden liegt, als die anderen Waldstandorte, führt zu einer erheblichen Abflussreduktion. Tab. 4 fasst die resultierenden Scheitelreduktionen für alle Szenarien zusammen.

Tab. 4: Berechnete Scheiteldurchflüsse ( $Q_s$ ) in [mm/h] und deren Differenzen ( $Q_{sred}$ ) zum Referenzzustand (IST) in [%] für alle Szenarien.

Szenario	1995		1996		2002 1.Scheitel		2002 2.Scheitel		$Q_{sred}$ (18 HW-Ereignisse)
	$Q_s$	$Q_{sred}$	$Q_s$	$Q_{sred}$	$Q_s$	$Q_{sred}$	$Q_s$	$Q_{sred}$	
IST	1,95	-	0,84	-	4,0	-	3,3	-	-
1 (WM)	1,92	1	0,84	0	3,0	23	3,3	0	-1 % bis 23 %
2 (NE)	1,90	2	0,84	0	3,6	9	3,1	5	0 % bis 15 %
3 (GS)	1,85	5	0,76	9	2,4	40	2,8	14	2 % bis 40 %
4 (LS)	1,74	11	0,76	9	2,2	46	2,8	17	9 % bis 46 %
PNV	1,41	26	0,74	11	1,2	70	3,0	8	11 % bis 70 %

Die Ergebnisse zeigen, dass eine landnutzungsbedingte Scheitelreduktion im Hochwasserfall möglich ist. Ein größerer Speicherraum im Boden durch eine geringere Vorfeuchte und die Verlagerung von schnellem Oberflächen- bzw. oberflächennahen Abflussanteilen in tiefere langsamere Fließwege dämpfen den Hochwasserabfluss. Diese Effekte sind limitiert und sowohl standorts- als auch ereignisabhängig. Bei einer feuchten Witterung vor dem hochwasserauslösenden Niederschlag (z.B. 1996) ist der Landnutzungseinfluss viel geringer – fast ausschließlich Infiltrationsunterschiede bedingen die Änderungen bei  $Q_s$  – als bei trockener Vorwitterung (z.B. 2002, 1. Scheitel) – Zusammenwirken von Vorfeuchte- und Infiltrationsunterschieden.

Die Klimaforschung (ENKE 2006) prognostiziert für die Region Marienberg sowohl ansteigende Temperaturen als auch eine Zunahme der Niederschlagsextremereignisse (Trockenperioden, Starkniederschlag) bei etwa gleichbleibender Jahressumme. Abb. 5 zeigt am Beispiel der mittleren Bodenspeicherfüllung im Gebiet (Vergleich IST und Szenario 4), dass unter diesen Bedingungen der Einfluss der Landnutzung durch die Zunahme der trockenen Vorwitterung zunimmt (IPCC-Szenario B1: moderate  $CO_2$ -Entwicklung).

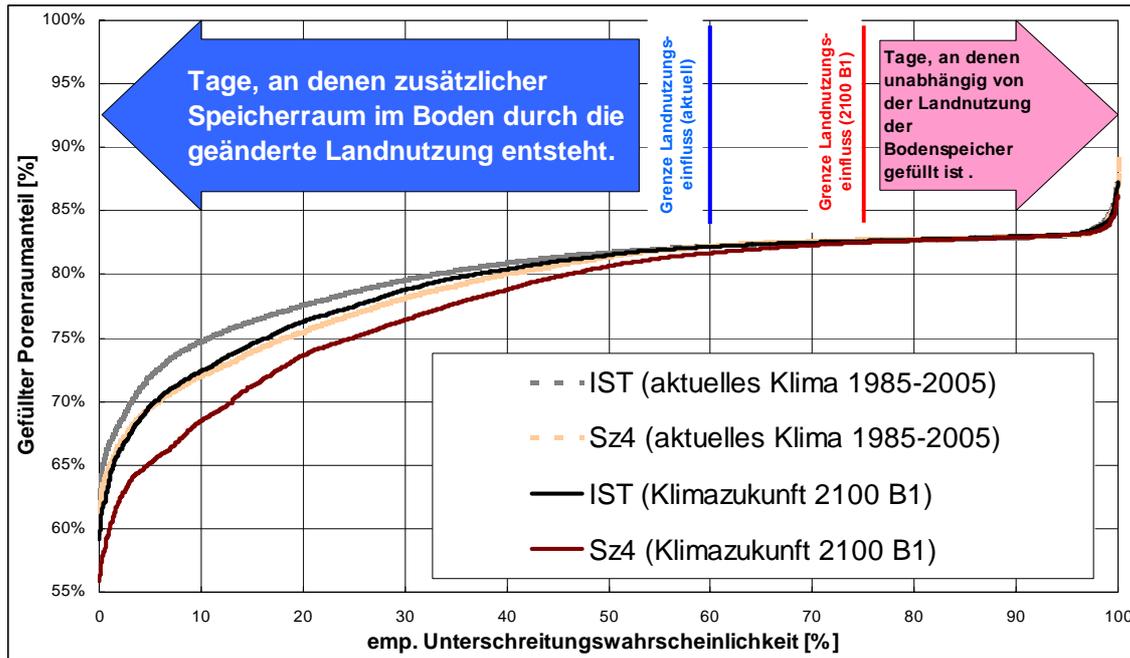


Abb. 5: Empirische Verteilungsfunktion der mittleren Füllung des Porenraums im Boden für das Untersuchungsgebiet; die Differenz zwischen grau und hellbraun zeigt die landnutzungsbedingte Abnahme der Vorfeuchte für heute (aktuelles Klima – 1985-2005) die zwischen schwarz und braun für die Zukunft (ca. 2100).

## 5 Schlussfolgerungen

Eine angepasste Landnutzung im Sinne des Hochwasserschutzes ist zum einen gesetzlich gefordert (SächsWG 2004) und als dezentrale Maßnahme in Verbindung mit anderen Hochwasserschutzmaßnahmen erwünscht (EU-HWRL 2007). Die Quantifizierung der Wirkung solcher Maßnahmen ist jedoch aufgrund der Standorts- und Ereignisspezifik nicht generalisierbar. Trotzdem erscheint die Umsetzung dieser Maßnahmen nicht zuletzt durch eine Reihe von Synergieeffekten zu ändern Schutzzielen in der Landschaft – Boden-, Erosions-, Gewässer-, Naturschutz u.a. – sinnvoll.

Die aktuelle Landnutzung eines Einzugsgebietes ist das komplexe Resultat der historischen Landschaftsentwicklung. Änderungen bzw. Anpassungen sind in jedem Fall langwierig und benötigen die Unterstützung unterschiedlicher Interessengruppen (Politik, Flächenbesitzer, verschiedenen Wissenschaftsdisziplinen usw.). Die Wirkung einer Maßnahme kann im Einzelfall erst nach Jahren eintreten und oft nicht ausschließlich auf der Umsetzungsfläche sondern v.a. unterstrom. Aus diesem Grund bieten die gesellschaftsorientierten Zukunftsszenarien bessere Umsetzungschancen als die individualorientierten. Die klimatisch bedingte Zunahme von Extremwetterungen indiziert eine Zunahme des Landnutzungseinflusses auf den Hochwasserabfluss.

## Literatur

- BARTHELIS, H. et al. (1997): Starkniederschlagshöhen für Deutschland – Kostra. Deutscher Wetterdienst, Offenbach am Main.
- ENKE, W. et al. (2006): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarien mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG 2005 auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/ MPI – OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES – Szenarien B1, A1B und A2. Projektbericht im Rahmen des F+E-Vorhabens 204 41 138 „Klimaauswirkungen und Anpassung in Deutschland – Phase 1: Erstellung regionaler Klimaszenarien für Deutschland“, 94 S.
- EU-HWRL (2007): Amtsblatt der Europäischen Union, [http://www.wasser.sh/de/fachinformation/hochwasser/nps/EU-HWRL\\_20-11-2007.pdf](http://www.wasser.sh/de/fachinformation/hochwasser/nps/EU-HWRL_20-11-2007.pdf)
- EVANS, E. et al. (2004): “Foresight Future Flooding, Scientific Summary: Volume I Future risks and their drivers”, Office of Science and Technology, London.
- MÜNCH, A. (2004): AKWA-M<sup>®</sup> – Teilflächen basiertes Wasserhaushalts- und Hochwassermodell, Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH Bannewitz.
- MÜNCH, A. et al. (2006): Walddynamik und ihre Wirkung auf Hochwasser und Wasserhaushalt. Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH im Auftrag der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Bannewitz. (unveröffentlicht)
- MÜNCH, A. et al. (2005): Hochwasserminderung und Wasserhaushaltsänderung durch Aufforstung und Waldumbau in den Einzugsgebieten des Ostererzgebirges. Abschlussbericht. Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen. Bannewitz. (unveröffentlicht)
- RÖMER, G. (2007): Potenzial von Landnutzungsänderungen für den natürlichen Hochwasserrückhalt in der Fläche im Einzugsgebiet der Schwarzen Pockau – Analyse, Bewertung und Optionen. Masterarbeit. Institut für Bodenkunde und Standortslehre, TU Dresden. Tharandt.
- SächsWG (2004): Sächsisches Wassergesetz. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft.
- SCHÜLER, G. (2005): Wasserrückhalt und Hochwasserschutz durch vorsorgende Waldbewirtschaftung. – In: Abwassertechnik und Gewässerschutz. Loseblattwerk. Verlagsgruppe Hüthig Jehle GmbH. Wagner, W. (Hrsg.). Heidelberg.
- SMUL (2007): Vorbeugender Hochwasserschutz durch Wasserrückhalt in der Fläche unter besonderer Berücksichtigung naturschutzfachlicher Aspekte am Beispiel des Flusseinzugsgebietes der Mulde in Sachsen, Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 35/2007, Projektleitung: Prof. Dr.-Ing. Friedhelm Sieker, 306 S.
- WAHREN, A. et al. (2007): Identification and model based assessment of the potential water retention caused by land use changes, *Advances in Geosciences*, Vol. 11, pp 49-56.

# Analyse der Ursachen der Verstärkung von Hochwasserereignissen an Deutschen Flüssen

Helge Bormann, Nicholas Pinter, Simon Elfert

## Zusammenfassung

Im Rahmen der präsentierten Studie wurden Zeitreihen der Abflüsse und Wasserstände an 78 Pegeln von 25 Flüssen in Deutschland analysiert, die eine Länge mehr als 50 Jahren aufweisen. Diese Zeitreihen wurden nach einer Datenprüfung auf Trends in den Extremwerten untersucht. Für die überwiegende Anzahl der untersuchten Pegel wurden keine signifikanten Trends identifiziert. Für einige Pegel konnten Hinweise auf Einflüsse von Landnutzungs- und Klimawandel gefunden werden. Durch die Kombination der Zeitreihen von Wasserstand und Abfluss wurden jährliche W-Q-Beziehungen erstellt und für konstante Abflüsse über die Zeit analysiert (*specific-gage* Analyse). Mögliche Ursachen von Diskontinuitäten in den W-Q-Beziehungen sind, neben veränderten Pegelnullpunkten, Flussausbaumaßnahmen in der Nähe von Pegeln, die z.T. zu einer Hochwasserverstärkung geführt haben. So hat am Elbepegel in Dresden der Wasserstand für Hochwasserabflüsse vergleichbar dem Ereignis von 2002 seit Beginn der Messreihe um mehr als 1 m zugenommen, wohingegen Wasserstände für Niedrigwasserabflüsse gesunken sind. Basierend auf den vorgestellten Methoden konnte für einige Pegel eine Hochwasserverstärkung, für andere aber auch das Gegenteil konstatiert werden. Ein generell gültiger Trend konnte aber nicht festgestellt werden.

## 1 Einleitung

Flusssysteme und Hochwasserereignisse können sich aufgrund von Klimaänderung, Landnutzungswandel oder Flussausbaumaßnahmen verändern. In den letzten 15 Jahren hat es an Europäischen Flüssen extreme Hochwässer gegeben. Beim Oder-Hochwasser (1997) wurden örtlich fast doppelt so hohe Abflüsse wie bei bisherigen Höchstmarken erreicht (GRÜNEWALD et al., 1998), und auch beim Elbe-Hochwasser (2002) wurden die Höchstmarken aus dem 13. Jahrhundert übertroffen (GRÜNEWALD, 2003). Infolgedessen haben sich in den letzten Jahren viele Studien mit der Analyse der Ursachen der Hochwasserereignisse und einer möglichen Zunahme der Häufigkeit von Hochwasserereignissen beschäftigt. MUDELSEE et al. (2003) stellten fest, dass für Elbe und Oder keine Zunahme extremer Hochwasserereignisse konstatiert werden kann. Ähnliches fanden WILLEMS & KLEEBERG (2000) für Flüsse in Bayern und Thüringen. PINTER et al. (2006a) konstatierten eine Zunahme von Hochwasserereignissen an Rhein-Pegeln, PINTER et al. (2006b) stellten allerdings auch fest, dass die Zunahme im Vergleich zu Pegeln im Mississippi-Einzugsgebiet (USA) relativ gering ist. Bisher liegt keine systematische Untersuchung für alle großen Deutschen Flüsse vor. Eine solche wurde im Rahmen der vorliegenden Studie durchgeführt.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Verfügbare Datensätze

In dieser Studie wurden Zeitreihen (>50 Jahre) der Abflüsse und Wasserstände an 78 Pegeln 25 Deutscher Flüsse analysiert (Tab. 1). Die Daten wurden vom *Global Runoff Data Center* (Abflüsse) und der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Wasserstände) bereitgestellt.

Tabelle 1: Zeiträume, in denen für die genannten Flüsse und Pegel sowohl Wasserstände (W) als auch Abflüsse (Q) verfügbar sind.

Fluss	Pegel	Q und W	Fluss	Pegel	Q und W	
Aller	Celle	1971-2005	Main	Schweinfurt	1970-2005	
	Marklendorf	1940-2005		Steinbach	1970-2005	
	Rethem	1942-2005		Trunstadt	1975-2005	
Diemel	Helminghausen	1974-2005		Würzburg	1823-2005	
Donau	Achleiten	1980-2005	Mosel	Cochem	1963-2006	
	Hofkirchen	1974-2004		Perl	1974-2006	
	Ingoldstadt	1963-2005		Trier	1966-2006	
	Oberndorf	1976-2005	Nahe	Grolsheim	1993-2004	
	Pfelling	1976-2004	Neckar	Lauffen	1970-2004	
	Schwabelweiss	1974-2004		Plochingen	1971-2004	
Eder	Affoldern	1980-2005		Rockenau	1984-2003	
	Schmittlotheim	1970-2005	Oder	Eisenhüttenstadt	1940-2004	
Elbe	Aken	1935-2005		Hohensaaten-Finow	1958-2004	
	Barby	1899-2003	Rhein	Andernach	1930-2002	
	Dresden	1852-2005		Düsseldorf	1930-2001	
	Magdeburg	1930-2004		Kaub	1930-2002	
	Neu-Darchau	1970-2005		Köln	1816-2000	
	Tangermünde	1960-2005		Mainz	1930-2002	
	Torgau	1935-2004		Maxau	1921-2001	
	Wittenberg	1950-2003		Rees	1930-2001	
	Wittenberge	1899-2005		Speyer	1950-2001	
	Ems	Dalum		1964-2003		Worms
Greven		1971-2003		Saale	Calbe-Grizehne	1990-2005
Rheine		1971-2004	Spree	Große Tränke	1994-2000	
Versen		1941-2005		Spremburg	1970-1989	
Fulda	Grebenau	1950-2005	Treene	Treia	1945-2004	
	Guntershausen	1920-2005	Unstrut	Laucha	1970-1989	
	Rotenburg	1920-2005	Werra	Allendorf	1971-2005	
Havel	Ketzin	1990-2005		Heldra	1971-2005	
	Rathenow	1951-2005		Letzer Heller	1988-2005	
Inn	Wasserburg	1970-2005	Weser	Bodenwerder	1839-2005	
Kinzig	Schwaibach	1967-1979		Dörverden	1971-2005	
Kocher	Neuenstadt	1929-1979		Hannoversch-Münden	1831-2005	
Lahn	Leun	1969-2004		Intschede	1857-2005	
Leine	Herrenhausen	1940-2005		Karlshafen	1940-2005	
	Schwarmstedt	1940-2005		Liebenau	1971-2005	
Main	Frankfurt	1976-2005		Porta	1936-2005	
	Kemmern	1963-2006		Vlotho	1820-2005	
	Kleinheubach	1958-2005		Wahmbeck	1941-2005	

## 2.2 Prüfung der Zeitreihen

Vor der Trend-Analyse der verfügbaren Zeitreihen wurden die Abfluss und Wasserstandsdaten auf Vollständigkeit und Qualität sowie Pegel-Ort geprüft. Des Weiteren erfolgte eine Korrektur der Wasserstände bezüglich möglicher Änderungen im Pegelnullpunkt. Dafür wurden Informationen der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Hydrologische Jahrbücher und anhand der *specific-gage* Plots (siehe Kapitel 2.3) identifizierte Diskontinuitäten verwendet. Aus den geprüften Datenreihen wurden schließlich jährliche Maximalwerte (HQ, WQ) extrahiert.

## 2.3 Statistische Analysen

Im Rahmen dieser Studie wurden verschiedene Tests durchgeführt, um die Zeitreihen auf signifikante Änderungen in der Häufigkeit und Intensität von Hochwasserereignissen zu prüfen und unterschiedliche mögliche Ursachen zu unterscheiden. Statistisch signifikante Trends in den maximalen, jährlichen Abflüssen weisen z.B. Veränderungen im Einzugsgebiet hin (Klimawandel, Landnutzungsänderungen), während Trends in den Wasserständen ohne passende Trends in den Abflüssen als Ursache eher Flussausbaumaßnahmen vermuten lassen. Die Analyse von Trends in der Hochwasserhäufigkeit erfolgte auf Basis drei verschiedener Methoden.

Zunächst wurde der jeweils verfügbare Zeitraum der Wasserstandsdaten in zwei gleich lange Teilperioden geteilt, dann das Prozent der höchsten Wasserstände ausgewählt und die Anzahl der Jahre in den beiden Teilperiode berechnet, in denen Hochwässer auftraten bzw. nicht auftraten (Jahre „mit“ und „ohne“ Hochwasser; Tab.2). Mithilfe des Chi<sup>2</sup>-tests wurde die Signifikanz der jeweiligen Trends abgeschätzt (5%-Signifikanzniveau).

Tabelle 2: Methodik der Analyse einer veränderten Hochwasserhäufigkeit.

	Jahre mit Hochwasser	Jahre ohne Hochwasser
Erste Hälfte der Zeitreihe	$n_{1,1}$	$n_{1,2}$
Zweite Hälfte der Zeitreihe	$n_{2,1}$	$n_{2,2}$

Als zweite Methode wurde eine lineare Regression der HQ- und HW-Werte berechnet. Die Signifikanz der Steigungen der Regressionsgeraden wurde auf dem 5%-Signifikanzniveau mithilfe einer univariaten Varianzanalyse abgeschätzt.

Schließlich wurde die *specific-gage* Analyse durchgeführt (PINTER et al., 2006a/b). Es handelt sich um eine gleichzeitige Analyse von Wasserständen und Abflüssen, in deren Rahmen jährliche W-Q-Beziehungen erstellt werden. Für deren Ableitung ist es notwendig, eine Interpolation der verfügbaren Messwerte durchzuführen. Für jeden Pegel wird das am besten geeignete Modell zur Interpolation ausgewählt (i.d.R. polynomisch oder semi-logarithmiert-polynomisch). Anschließend werden über den Zeitraum mit verfügbaren Daten die Wasserstände für feste Abflüsse aufgetragen. Veränderte Wasserstände bei konstanten Abflüssen deuten lassen flussbauliche Maßnahmen bzw. eine Veränderung des Fließquerschnittes schließen. Die Abnahme der Wasserstände bei Niedrigwasser weist z.B. auf eine Eintiefung des Flussbettes hin (Ausbaggerung der Fahrrinne, Tiefenerosion), eine Zunahme der Hochwasserstände auf stauende Hindernisse oder eine Verkleinerung des Hochwasserbettes. Es ist also möglich, zwischen verschiedenen möglichen Trend-Ursachen zu unterscheiden.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Trendanalyse der Hochwasserhäufigkeit

Für die meisten der untersuchten Pegel wurden keine signifikanten Trends bzgl. der Häufigkeit von Jahren „mit“ oder „ohne“ Hochwasserereignis identifiziert. Lediglich 8 von 78 Pegeln wiesen eine signifikant zunehmende Häufigkeit von Hochwasserereignissen (bzgl. Wasserstand; Tab.3) auf, 6 von 78 Pegeln eine signifikant abnehmende Häufigkeit von Hochwasserereignissen. Die restlichen 64 von 78 Pegeln zeigten keine statistisch signifikante Veränderung der Häufigkeit von Hochwasserereignissen, wobei trotzdem an den meisten dieser Pegel Trends zu finden waren (31 zunehmend, 16 gleich bleibend, 21 abnehmend), an 7 Pegeln davon deutliche, aber nicht statistisch signifikante Trends (5 zunehmend, 2 abnehmend). In Bezug auf die Häufigkeit von Jahren „mit“ bzw. „ohne“ Hochwasser kann also nicht von einer generellen Zu- bzw. Abnahme gesprochen werden.

Tabelle 3: Identifizierte signifikante Trends bzgl. Hochwasserhäufigkeit ( $n_{1,1}/n_{2,1}$ ;  $n_{1,2}/n_{2,2}$ ).

Fluss	Pegel mit Zunahme	Pegel mit Abnahme
Aller	Rethem (3/13; 29/19)	-
Donau	-	Ingoldstadt (18/10; 4/11)
Fulda	Rotenburg <sup>1</sup> (10/36; 33/7)	-
Main	Kleinheubach (6/14; 18/10)	Würzburg (63/48; 29/43)
Rhein	Maxau (17/26; 24/14) Speyer (11/19; 15/7)	-
Saale	Calbe-Grizehne <sup>2</sup> (2/6; 6/2)	-
Treene	-	Treia <sup>1</sup> (21/0; 9/30)
Unstrut	Laucha <sup>2</sup> (0/4; 10/6)	-
Weser	-	Bodenwerder (60/43; 24/40) Hannoversch Münden (71/41; 17/46) Intschede (43/17; 32/57) Vlotho (60/39; 33/54)

<sup>1</sup> Mögliche Änderung des Pegel-Nullpunktes; <sup>2</sup> Kurze Zeitreihe

#### 3.2 Trendanalyse: Hochwasserintensität

Für die meisten der untersuchten Pegel wurden keine signifikanten Trends bzgl. einer Zunahme der Größe der jährlichen Hochwasserabflüsse (HQ) bzw. –stände (HW) identifiziert. Allerdings wurden für eine größere Anzahl von Pegeln signifikante Trends identifiziert als für die Zunahme der Hochwasserhäufigkeit (siehe Kapitel 3.1). 18 von 78 Pegeln wiesen eine signifikant zunehmende Intensität von Hochwasserereignissen bzgl. Wasserstand oder Abfluss auf (Tab. 4). Allerdings wiesen auch wiederum 8 der 78 Pegel eine signifikant abnehmende Intensität von Hochwasserereignissen auf. Die restlichen Pegel zeigten keine signifikante Veränderung der Hochwasser-Intensität. Insofern kann auch in Bezug auf die Trendanalyse festgestellt werden, dass auf Basis der vorliegenden Daten keine generelle Verstärkung der Intensität der maximalen jährlichen Hochwasserereignisse zu erkennen ist. Allerdings konnten Einzugsgebiete identifiziert werden, in denen es an der Mehrzahl der Pegel zu einer Verstärkung (Rhein) bzw. Abschwächung (Weser) der Hochwasserereignisse kam.

Tabelle 4: Identifizierte signifikante Trends bzgl. Hochwasserintensität (HQ: jährlicher maximaler Abfluss, HW: jährlicher maximaler Wasserstand).

Fluss	Pegel mit Zunahme (HQ)	Pegel mit Zunahme (HW)	Pegel mit Abnahme (HQ)	Pegel mit Abnahme (HW)
Aller	-	Celle Rethem	-	-
Donau	-	Pfelling	-	Ingoldstadt
Eder	Schmittloheim	-	-	-
Elbe	Tangermünde Wittenberg	Tangermünde	Dresden	Dresden
Ems	Greven	Greven	-	-
Fulda	-	Rotenburg	-	-
Lahn	Leun	Leun	-	-
Main	Kleinheubach Schweinfurt Steinbach	Kemmern Schweinfurt Steinbach	Würzburg	Würzburg
Rhein	Andernach Düsseldorf Kaub Maxau Worms	Maxau	-	-
Treene	-	-	-	Treia
Weser	-	-	Bodenwerder Hann. Münden Intschede Vlotho	Bodenwerder Hann. Münden Intschede Vlotho

### 3.3 Specific-gage Analyse

Die Auswertung der *specific-gage* Plots zeigt, dass sich für eine erhebliche Zahl der Pegel die W-Q-Beziehung im Zeitraum der Aufzeichnungen erheblich verändert hat. So wiesen von den 79 untersuchten Pegeln 8 Pegel an 6 Flüssen steigende Wasserstände für Hochwasserabflüsse (Pfelling (Donau), Barby, Dresden, Tangermünde (Elbe), Greven (Ems), Grebenau (Fulda), Herrenhausen (Leine), Maxau (Rhein)) sowie 12 Pegel an 7 Flüssen fallende Wasserstände für Hochwasserabflüsse auf (Ingoldstadt, Oberndorf (Donau), Magdeburg, Torgau (Elbe), Versen (Ems), Kleinheubach, Würzburg (Main), Treia (Treene), Intschede, Hannoversch Münden (Weser) und Rees, Düsseldorf (Rhein)). Hinsichtlich der Niedrigwasserabflüsse wiesen 3 Pegel an 3 Flüssen steigende Wasserstände (Helmighausen (Diemel), Kemmern (Main), Maxau (Rhein)) und 26 Pegel an 10 Flüssen fallende Wasserstände auf (Rethem (Aller), Ingoldstadt (Donau), Aken, Barby, Dresden, Torgau, Wittenberg, Wittenberge (Elbe), Grebenau, Guntershausen (Fulda), Neuenstadt (Kocher), Schwarmstedt (Leine), Kleinheubach, Würzburg (Main), Treia (Treene), Bodenwerder, Hannoversch Münden, Intschede, Porta, Vlotho (Weser) und Andernach, Düsseldorf, Kaub, Köln, Rees, Worms (Rhein)). Beispielhaft zeigt Abbildung 1 die *specific-gage* Plots von Dresden und Intschede.

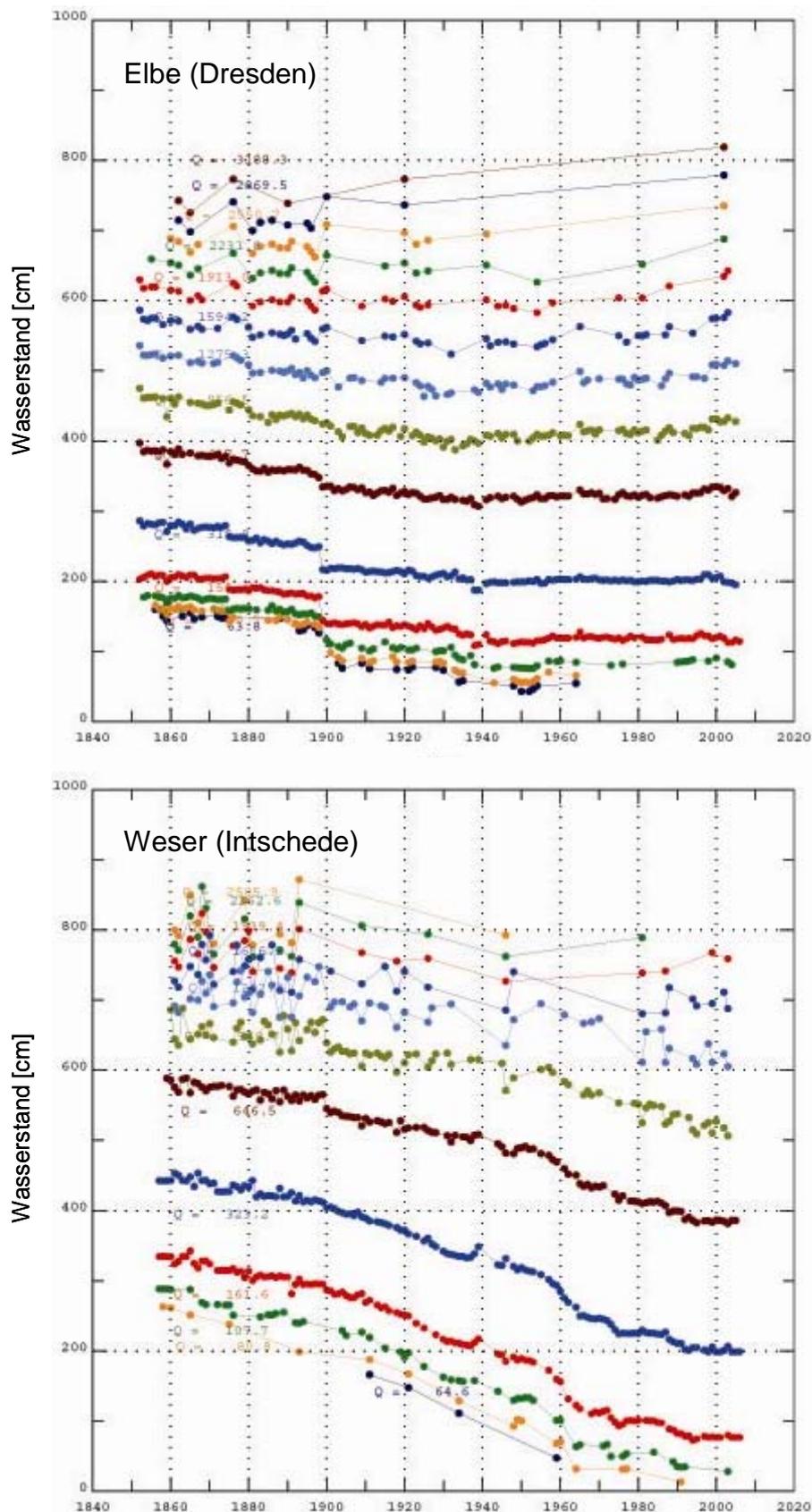


Abbildung1: *Specific-gage* Plots der Pegel Dresden (Elbe) und Intschede (Weser).  $Q$  in  $[m^3/s]$ . Dresden: Anstieg der Wasserstände bei Hochwasser bei abnehmenden Niedrigwasserständen. Intschede: Abnahme der Wasserstände bei Hoch- und Niedrigwasser.

Während am Pegel Intschede (Weser) die Wasserstände sowohl für Niedrigwasser- als auch für Hochwasserabflüsse sinken, was für eine Eintiefung des Flussbettes der Weser spricht, hat am Elbepegel Dresden der Wasserstand für Hochwasserabflüsse vergleichbar dem Ereignis von 2002 um über einen Meter zugenommen, wohingegen die Wasserstände für Niedrigwasserabflüsse abgenommen haben. Beide Pegel stehen beispielhaft für eine Reihe anderer Pegel. Ursache der Hochwasserverstärkung sind z.B. Eindeichungsmaßnahmen, die den Vorlandabfluss reduzieren. Es lässt sich deutlich feststellen, dass wahrscheinlich aufgrund von Flussausbaumaßnahmen zur Erhaltung und Verbesserung der Schiffbarkeit (z.B. Vertiefung der Fahrrinne) die Wasserstände vieler Flüsse bei geringen Abflüssen abnehmen, wohingegen für Hochwasserabflüsse kein klarer Trend gefunden werden konnte. Bei der Mehrzahl der Pegel wurde entgegen der allgemeinen Wahrnehmung keine Zunahme der Wasserstände bei Hochwasserabflüssen gefunden, eher noch eine Abnahme derselben.

### 3.4 Ursachen der Trends

Die im Rahmen dieser Studie (an einigen Pegeln) gefundenen Trends in Bezug auf Wasserstände und Abflüsse von Hochwasserereignissen können als Summe der verschiedenen Einflussfaktoren Landnutzungsänderungen, Klimawandel und Flussausbaumaßnahmen gedeutet werden. Einige Studien haben langfristige Zunahmen bzgl. Hochwasser erzeugenden Niederschlägen ergeben (z.B. PINTER et al., 2006a, für das Rhein-Einzugsgebiet). Andere Studien haben gezeigt, dass sich nach dem 2. Weltkrieg in Deutschland ein Wandel in der landwirtschaftlichen Nutzung und den verwendeten Techniken vollzogen hat, der ebenfalls zu veränderten Abflussbildungsmechanismen beigetragen hat (VAN DER PLOEG et al., 2001). Diese beiden Ursachen, wie eine zunehmende Versiegelung der Landschaft, wirken sich auf die Veränderung des Abflusses aus. Zielt man auf Wasserstände ab, die für die Abschätzung von Überflutungsereignissen von größerer Bedeutung sind, müssen andere Einflussfaktoren hinzugezogen werden, die die Wasserstands-Abfluss-Beziehung beeinflussen. Somit lässt sich auch erklären, dass bei einer Reihe von Pegeln sich entweder nur der Abfluss oder nur der Wasserstand signifikant verändert hat. Flussausbaumaßnahmen haben Veränderungen in der jeweils anderen Größe entweder kompensiert oder erst verursacht. Ebenso lässt sich die Beobachtung fehlender Trends an vielen Pegeln sowohl durch fehlende Antriebsfaktoren als auch als Ergebnis der Kompensation verschiedener sich ändernder Faktoren (z.B. Landnutzung und Klima) erklären. Die Veränderungen in den Wasserständen bei Hoch- und Niedrigwasserabflüssen lassen sich schließlich allein auf Flussausbaumaßnahmen (Vertiefung der Fahrrinne) bzw. Hindernisse (Deiche, Brücken, Buhnen) zurückführen. Dabei sind v.a. die Veränderungen bei Niedrigwasserabflüssen häufig und signifikant, während Flussausbaumaßnahmen nur in einer kleinen Anzahl von Fällen zu einer Erhöhung der Wasserstände im Hochwasserfall geführt haben. Die Mechanismen können und müssen aber im Einzelfall anhand lokaler Untersuchungen zu Landnutzungs- und Klimawandel in den Einzugsgebieten und der Geschichte des Flussausbaus (Eintiefung, Bau von Deichen, Buhnen, Brücken) nachgewiesen werden. Ziel weiterer Arbeiten muss die die Verknüpfung quantitativer Informationen über hydrologische Veränderungen mit semi-quantitativen Informationen über Veränderungen im Einzugsgebiet sowie Flussausbau sein. Dann kann mittels logistischer Modelle eine systematische Analyse der verschiedenen Einflussfaktoren erfolgen.

#### 4 Schlussfolgerungen

Mit den vorgestellten Methoden konnte eine Veränderung des Abflussgeschehens an vielen großen Deutschen Flüssen nachgewiesen werden. Eine Verstärkung der Häufigkeit und Intensität von Hochwasserereignissen konnte allerdings nur für eine begrenzte Anzahl von Flüssen festgestellt werden. Die wesentlichen Mechanismen der veränderten hydrologischen Verhältnisse können aber prinzipiell erklärt werden. Ein Problem stellt die schwierige Identifizierbarkeit von Trends in hydrologischen Zeitreihen dar. RADZIEJEWSKI & KUNDZEWICZ (2004) haben gezeigt, dass künstlich zu Zeitreihen hinzugefügte Trends in Bezug auf die Häufigkeit von Hochwasserereignissen (z.B. in Höhe von 50% der Standardabweichung) überraschend schwer nachzuweisen waren. Sie zogen den Schluss, dass die mangelnde Nachweisbarkeit von Trends deswegen nicht mit der Abwesenheit von Trends gleichzusetzen ist. Die Wahrscheinlichkeit, Trends erfolgreich nachzuweisen, hing zusätzlich wesentlich von der Länge der Zeitreihe vor und nach der Veränderung ab. Es ist also nicht verwunderlich, dass die Analyse unterschiedlich langer Zeitreihen basierend auf unterschiedlichen Veränderungen im Rahmen dieser Studie keinen einheitlichen Trend nachweisen konnte.

#### Danksagung

Der Dank der Autoren gilt der Alexander von Humboldt-Stiftung für die Förderung des Forschungsaufenthaltes von N. Pinter im Jahr 2007 in Oldenburg, der Univ. Oldenburg für die Förderung durch den Programmhaushalt Forschung sowie dem *Global Runoff Data Center* und der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Koblenz) für die Bereitstellung der Zeitreihen.

#### Literatur

- GRÜNEWALD et al., (1998): Ursachen, Verlauf und Folgen des Sommer-Hochwassers 1997 an der Oder sowie Aussagen zu bestehenden Risikopotentialen. Deutsche IDNDR-Reihe 10b, 187 S.
- GRÜNEWALD, U. (2003): Die „Augustfluten 2002“ im Elbegebiet - in welches Licht haben sie uns gestellt und in welches sollten wir sie stellen? In: KLEEBERG, H.-B. (Hrsg.): Klima – Wasser – Flussgebietsmanagement – im Lichte der Flut. Beiträge zum Tag der Hydrologie 2003. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 4(1), 151-160.
- MUDELSEE et al. (2003): No upward trends in the occurrence of extreme floods in central Europe. – *Nature*, 425, 166-169.
- PINTER, N. et al. (2006a): Flood magnification of the River Rhine. – *Hydrological Processes*, 20, 147-164.
- PINTER, N. et al., (2006b): Trends in flood stages: Contrasting results from the Mississippi and Rhine River systems. – *Journal of Hydrology*, 331(3-4), 554-566.
- RADZIEJEWSKI, M. & Z.W. KUNDZEWICZ (2004): Detectability of changes in hydrological records. – *Hydrological Sciences Journal*, 49(1), 39-51.
- VAN DER PLOEG, R. & P. SCHWEIGERT (2001): Elbe river flood peaks and postwar agricultural land use in East Germany. – *Naturwissenschaften*, 88, 522-525.
- WILLEMS, W. & H.-B. KLEEBERG (2000): Hochwassertrends in Bayern und Thüringen. In: DEUTSCH, M., PÖRTGE, K.-H. & H. TELTSCHER (Hrsg.): Beiträge zum Hochwasser / Hochwasserschutz in Vergangenheit und Gegenwart. Erfurter Geogr. Studien, 9, 91-107.

## **Untersuchung simultaner Hochwasserereignisse an mehreren Pegeln**

Jens Götzinger, András Bárdossy, Jochen Seidel, Gábor Bálint

### **Zusammenfassung**

Dieser Beitrag beschreibt eine Methode zur Abtrennung der deterministischen Teile einer Abflussganglinie, die die statistische Hochwasseranalyse normalerweise stören. Hauptfokus sind dabei die Identifikation von hochwasserauslösenden Zirkulationsmustern, die Aufteilung der Hochwasseranstiege in einen deterministischen und einen stochastischen Anteil und die Analyse der räumlichen Zusammenhänge der stochastischen Anstiegsanteile. Ein wichtiges Ergebnis dieser Analyse ist die Erfassung der Komplementarität von Hochwasserereignissen durch atmosphärische Variablen. In großen kontinentalen Einzugsgebieten ist das Zusammenfließen von Hochwasserwellen entscheidend für die Größe des entstehenden Ereignisses. Die Methodik wird am Beispiel von Pegeln des Theiß (Tisza) Einzugsgebiets in Ungarn demonstriert. Eingangsdaten sind Reanalysefelder des Luftdrucks sowie tägliche Abflussaufzeichnungen. Die klassifizierten Druckanomalien dienen anschließend zur Wiedergabe der räumlichen Zusammenhänge der Abflussanstiege. Die Fortpflanzung der Hochwasserwellen im Gewässernetz kann hingegen mit einfachen Speichermodellen und Regressionsansätzen beschrieben werden.

### **1 Einleitung**

Das gleichzeitige Auftreten von Hochwasserereignissen an verschiedenen Pegeln eines Einzugsgebiets ist ein wichtiger Faktor für die Beurteilung daraus entstehender Schäden. In vielen Teilen Europas sind bestimmte großräumige Wetterlagen und daraus entstehende Starkniederschlagsereignisse für eine Vielzahl der Hochwasser verantwortlich. Daher ist das Ziel dieser Arbeit, simultane Abflusszeitreihen an mehreren Pegeln als gemischt stochastisch-deterministischen Prozess aus den beobachteten Großwetterlagen zu generieren. Die Methodik bezieht sich dabei ausschließlich auf sogenannte Flusshochwasser als Folge von Starkniederschlägen oder Schneeschmelze. Als Untersuchungsgebiet wurde das Obere Einzugsgebiet der Theiß mit den Zuflüssen Bodrog und Szamos ausgewählt (Abbildung 1).

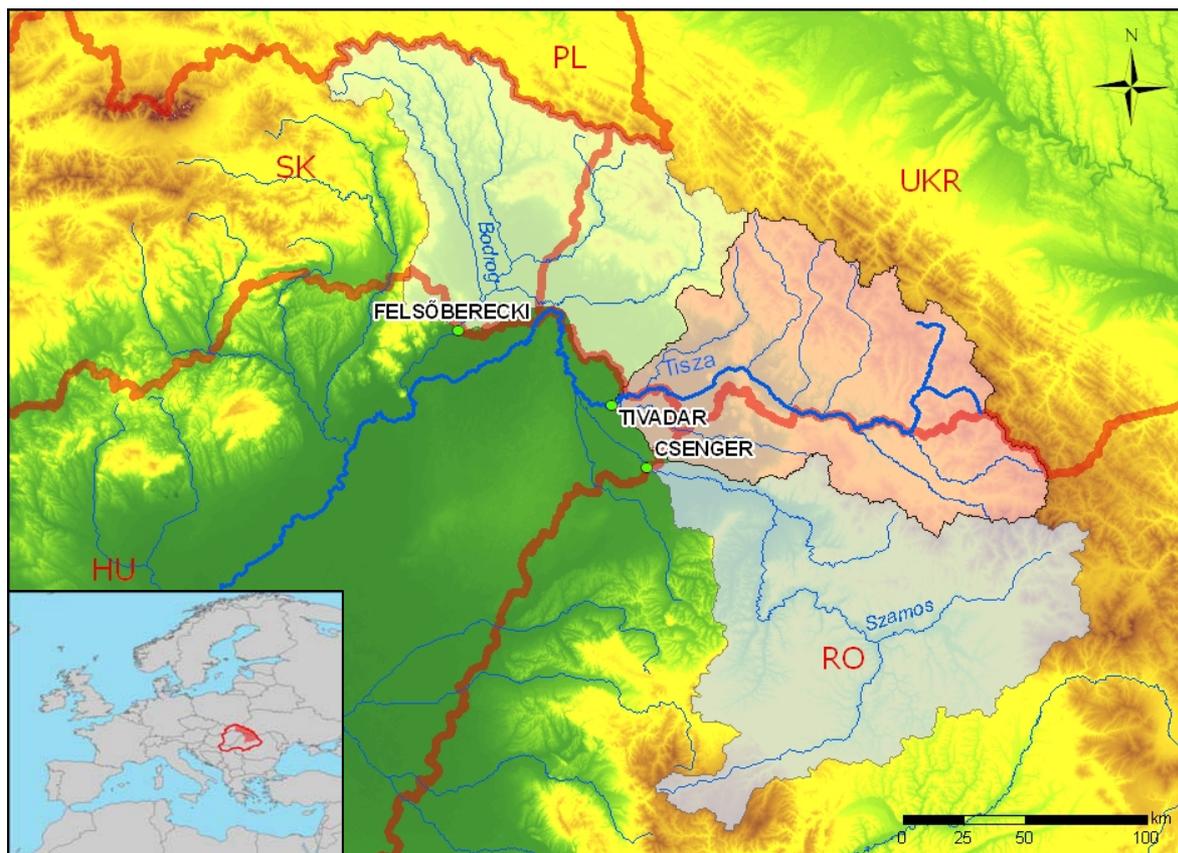


Abb. 1: Oberlauf der Theiß mit den Einzugsgebieten der untersuchten Pegel. Der kleine Ausschnitt zeigt die Lage des Theißeinzugsgebiets (rot umrandet) und den Oberlauf der Theiß (rote Fläche).

Um die Entstehung von Hochwasser erklären zu können, wurden bereits zahlreiche Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Wetter und Hochwasser durchgeführt. Bei gemäßigttem Klima führen hohe Niederschlagsmengen, die in mesoskaligen Einzugsgebieten innerhalb von kurzer Zeit fallen, in der Regel zu Hochwasser. Es ist offensichtlich, dass es einen engen Zusammenhang zwischen atmosphärischer Zirkulation und klimatischen Variablen gibt (BÜRGER, 1958; LAMB, 1977). Es wird in der Regel versucht, meteorologische Daten (Niederschlag, Temperatur) mit den großräumigen, atmosphärischen Variablen, wie Druckfeldern oder anderen abgeleiteten Indizes (Wirbelstromstärke, Windrichtung), zu verknüpfen. DUCKSTEIN et al. (1993) folgern, dass es bestimmte Wetterlagen gibt, die statistisch betrachtet eindeutig häufiger vor Hochwasserereignissen vorkommen als andere. BÁRDOSSY (1993) und viele andere Autoren haben das Auftreten von bestimmten Großwetterlagen mit der Niederschlagsmenge in einem bestimmten Einzugsgebiet verknüpft. Die Zusammenhänge zwischen großräumigen atmosphärischen Variablen und Abflussmengen wurden bisher weniger betrachtet (DUCKSTEIN et al., 1993; ZEHE & BÁRDOSSY, 2002; BÁRDOSSY & FILIZ, 2005). Ein Vorteil der Betrachtung des Abflusses ist, dass er die gefallene Niederschlagsmenge über eine große Fläche integriert, und daher weniger von der lokalen Variabilität des Niederschlags beeinflusst wird.

## 2 Daten und Methodik

Da die Überlagerung verschiedener Prozesse zur Entstehung einer Abflussganglinie führt, ist das Ziel dieser Methode, die Ganglinie wieder in einzelne Teile zu zerlegen und diese Teilprozesse mit möglichst einfachen Modellen zu beschreiben. Die einfachste Unterteilung ist in tägliche Abflussänderungen:

$$\mathbf{Q}(t) = \begin{pmatrix} Q_1(t) \\ \vdots \\ Q_n(t) \end{pmatrix} = \mathbf{Q}(t-1) + \Delta\mathbf{Q}(t)$$

$$\Delta\mathbf{Q}(t) = \begin{pmatrix} \Delta Q_1(t) \\ \vdots \\ \Delta Q_n(t) \end{pmatrix}$$

Die Abflussänderungen wiederum können in positive und negative Anteile zerlegt werden:

$$\Delta Q_i(t) = \Delta^+ Q_i(t) - \Delta^- Q_i(t)$$

Wobei die Anstiege aus einem stochastischen Teil (Niederschlag) und einem deterministischen Teil (Zufluss von oberstrom) bestehen:

$$\Delta^+ Q_i(t) = \Delta^N Q_i(t) + \Delta^O Q_i(t)$$

Während der stochastische Niederschlagsteil aus den im Folgenden beschriebenen Großwetterlagen bestimmt werden kann, können einfache Speichermodelle zur Simulation der Translation und Retention im Gerinne dienen:

$$\Delta^O Q_i(t) = f[Q_j(t-1), Q_j(t-2), \dots, Q_j(t-k)]$$

Auch der Abflussrückgang am Pegel selbst kann schließlich beispielsweise mit nichtlinearen Speichern beschrieben werden:

$$\Delta^- Q_i(t) = f[Q_i(t-1)]$$

Für die Untersuchungen wurden die Abflussdaten des Zeitraums 1958 bis 1999 der Pegel Tivadar (Theiß), Felsöberecki (Bordrog) und Csenger (Szamos) ausgewertet. Die Einzugsgebiete dieser Pegel haben mit Flächen zwischen 12500 und 15000 km<sup>2</sup> vergleichbare Größen. Für die Klassifizierung der Luftdruckverteilung (circulation pattern CP) wurden Reanalysedaten des Bodenluftdrucks aus dem NCEP/NCAR Projekt der NOAA (<http://www.cdc.noaa.gov/>) im Fenster von 30° W bis 60° E und 15° N bis 75° N verwendet. Downscaling Methoden für Niederschlag und Temperatur basieren darauf, dass meteorologische Daten mit der atmosphärischen Zirkulation desselben Tages in Verbindung gebracht werden können. Für den Abfluss ist dies nicht der Fall, da der Abfluss meistens aus dem Wetter der vergangenen Tage resultiert. Die Hauptprobleme der Anknüpfung von atmosphärischer Zirkulation an den Abfluss auf täglicher Basis sind vielfältig begründet (FILIZ, 2005):

- Die Reaktion des Abflusses im Einzugsgebiet kann sich aufgrund der Konzentrationszeit verzögern.
- Der Zustand des Einzugsgebietes, wie vorhergehende Feuchtigkeit oder Niederschlag sowie die Vegetation, können den Abfluss beträchtlich beeinflussen.

- Hohe Abflüsse kommen sowohl auf dem ansteigenden als auch auf dem abfallenden Ast der Abflusskurve vor.

Aus diesen Gründen ist eine direkte Verbindung zwischen atmosphärischer Zirkulation und Abfluss nicht möglich. Daher wurden anstelle der absoluten Abflusswerte die Abflussanstiege mit der atmosphärischen Zirkulation gekoppelt. Der Anstieg (positive Änderung) des Abflusses ist eine Folge von Niederschlag (oder Schneeschmelze). Der Rückgang (negative Änderung) des Abflusses ist die natürliche Reaktion des Einzugsgebiets (Abbildung 2). Infolgedessen sind hauptsächlich die Tage mit Abflussanstiegen für die Hochwasseranalyse interessant.

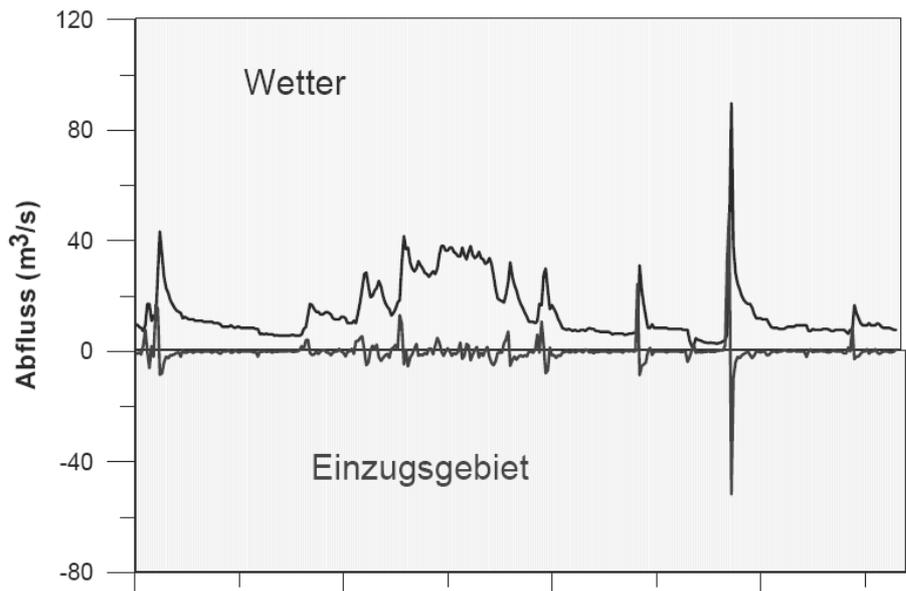


Abb. 2: Gemessener Abfluss und tägliche Differenz des Abflusses zum Vortag an einem Pegel. Anstiege im Abfluss sind eine Folge des Wetters wobei die Rückgänge als natürliche Reaktion des Einzugsgebietes betrachtet werden (aus FILIZ 2005).

Eine Schwierigkeit bei der Anknüpfung atmosphärischer Zirkulation an Abfluss in großen Einzugsgebieten besteht darin, dass die Wirkung des Niederschlags auf den Abfluss durch die längeren Konzentrationszeiten erst an den folgenden Tagen erkennbar wird. Dennoch kann die Methode in mesoskaligen Einzugsgebieten mit kurzen Konzentrationszeiten verwendet werden. Darüber hinaus tendieren Großwetterlagen dazu, einige Tage vorzuherrschen, wodurch die Identifikation von kritischen Großwetterlagen vereinfacht wird. Dafür wird eine Klassifikationsmethode verwendet, welche auf Fuzzy-Logik beruht. Die Fuzzy-Regeln werden hierbei nicht von Experten bestimmt, sondern durch einen Optimierungsalgorithmus (Simulated Annealing) definiert (BÁRDOSSY et al. 2002). Die Klassifikation besteht aus einer Datentransformation, der Bestimmung der Fuzzy-Regeln und der Klassifizierung der beobachteten Daten. Zur Klassifikation dienen die beschriebenen Bodenluftdruckdaten, aus denen zuerst normierte Anomalien berechnet werden. Für jede Großwetterlage wird eine Fuzzy-Regel bestimmt, so dass jedem Rasterpunkt eine Fuzzy-

Zugehörigkeitsfunktion zugewiesen werden kann. Dabei gibt es die folgenden fünf Möglichkeiten: Die Anomalie an der Stelle (am Gitterpunkt) ist:

1. sehr positiv
2. positiv
3. negativ
4. sehr negativ
5. irrelevant (für die Wetterlage)

Zunächst wird die tägliche Bodenluftdruckkarte in eine tägliche Anomaliekarte transformiert und danach für jede Regel der jeweilige Erfüllungsgrad berechnet. Die Regel mit dem höchsten Erfüllungsgrad wird als erfüllt angenommen. Die Klassifikation soll dazu dienen, optimale Regeln zur Beschreibung der hochwasserverursachenden Wetterlagen zu finden. Das Ziel der Klassifikation ist daher die Identifizierung eines Regelwerksystems, welches die Verknüpfung der Abflussanstiege mit den Großwetterlagen optimal beschreibt (FILIZ, 2005).

### **3 Ergebnisse**

Zur Bestimmung der Regeln wurden 28 Jahre täglicher Abflussdifferenzen (1958-1985) verwendet. Die Transferierbarkeit dieses Regelwerksystems wurde dann in einer Kontrollperiode (1986-1999) geprüft. Die Statistik der Klassifikation in der Kontrollperiode wurde mit den Werten in der Lernperiode verglichen. In allen Fällen konnte kein erheblicher Unterschied zwischen Lern und Validierungsperiode festgestellt werden. Dies zeigt, dass das Regelwerksystem die wichtigen Großwetterlagen des Einzugsgebietes erkennen konnte. Zur Aufstellung der Regeln wurden lediglich drei Kopfeinzugsgebiete der Theiß verwendet, da deren Abflussanstiege nur durch die Großwetterlage (CP) und nicht durch Zustrom von oberhalb beeinflusst werden. Tabelle 1 zeigt die Statistik der Klassifikation am Pegel Csenger für den Zeitraum 1958-1999. Der sogenannten „Wetness Index“ (WI) beschreibt das Verhältnis aus relativem Anteil an der Gesamtsumme der Abflussanstiege zu relativer Häufigkeit der Wetterlage. Ist dieses Verhältnis kleiner eins, liegt eine trockene Wetterlage vor, ein WI größer eins deutet auf ein hochwasserrelevantes Zirkulationsmuster hin. Die CPs 3, 5, 9, 11 und 12 sind die häufigsten Wetterlagen und treten insgesamt an 60% der Tage auf, ihr Anteil an den Abflussanstiegen liegt zusammen aber nur bei 45%. Die CPs 2 und 6 kommen eher selten vor (jeweils nur an 4% der Tage), ihr Anteil an den Abflussanstiegen ist aber mit 8% bzw. 12% deutlich höher. Den größten WI mit 3.0 und einem mittlere Abflussanstieg von  $164,2 \text{ m}^3/\text{s}$  weist CP 6 auf (Abbildung 3).

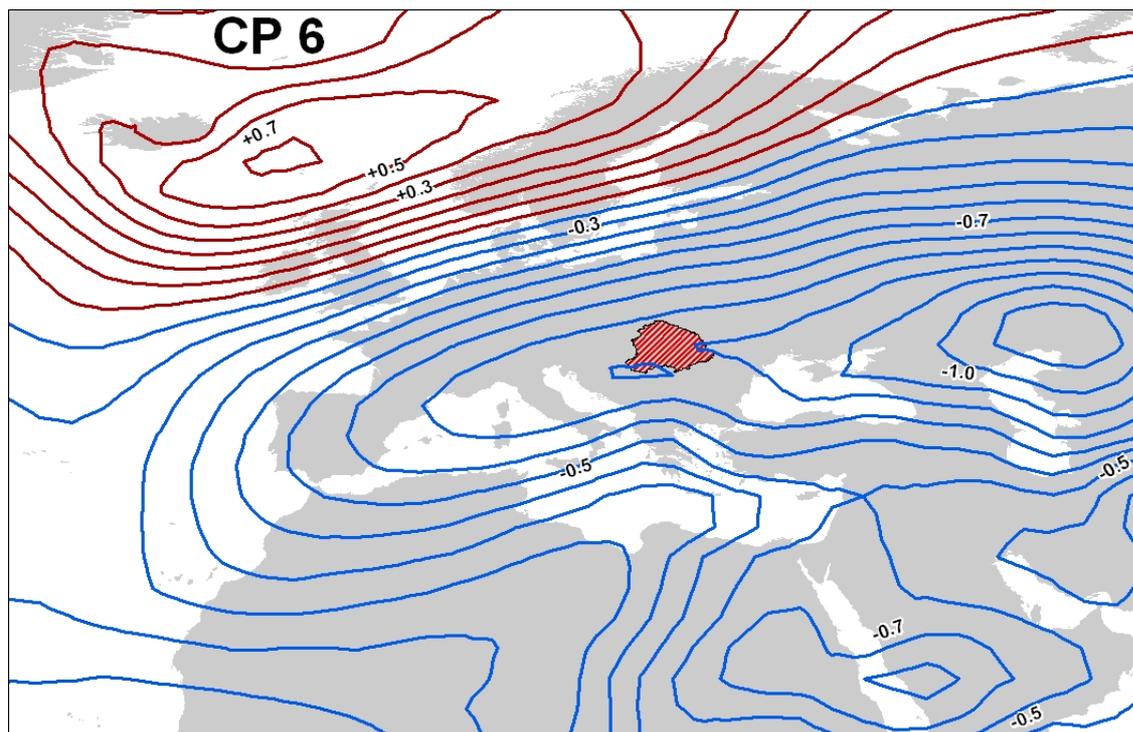


Abb. 3: Karte der Luftdruckanomalie von CP 6 (hochwasserrelevant). Rot schraffiert das Einzugsgebiet der Theiß.

Tab. 1: Statistik der Abflussanstiege der zwölf klassifizierten Großwetterlagen (CPs) in Csenger (Szamos).

CP	Relative Häufigkeit [-]	Anteil an allen Anstiegen [-]	Wetness index (Anteil / Häufigkeit) [-]	Mittlerer Anstieg [m <sup>3</sup> /s]
1	0.091	0.103	1.1	85.2
2	0.038	0.075	2.0	109.4
3	0.108	0.094	0.9	70.3
4	0.045	0.054	1.2	85.2
5	0.122	0.082	0.7	56.8
6	0.040	0.120	3.0	164.2
7	0.045	0.040	0.9	69.5
8	0.052	0.073	1.4	96.5
9	0.145	0.087	0.6	54.9
10	0.086	0.082	1.0	71.0
11	0.113	0.106	0.9	70.6
12	0.115	0.085	0.7	62.3

Nachdem CP 6 als hochwasserauslösendes Zirkulationsmuster identifiziert wurde, erfolgte eine weitere Unterteilung dieser CP in 4 Unterklassen und ein Vergleich mit der Statistik der Abflussanstiege am Pegel Felsöberecki (Tabelle 2). Bei der Unterklassifizierung hebt sich CP 6.1 hinsichtlich des WI am Pegel Csenger deutlich hervor, während der WI am Pegel Felsöberecki deutlich geringer ist. Abbildung 4 zeigt die Druckverteilung der

unterklassifizierten CP 6. Die Unterklassen 6.2 bis 6.4 weisen recht ähnliche WI an beiden Pegeln auf, wobei CP 6.4 die trockenste Wetterlage ist. CP 6.1 hingegen hat einen deutlich höheren WI von fast 7 am Pegel Csenger gegenüber 1.6 am Pegel Felsöberecki.

Tab. 2: WI am Pegel Csenger und Felsöberecki nach der Unterklassifizierung von CP 6.

CP	Wetness index Csenger	Wetness index Felsöberecki
6.1	6.960	1.581
6.2	0.935	1.203
6.3	2.229	1.904
6.4	0.615	0.802

Dies zeigt, dass die genaue Lage des Tiefdruckgebiets entscheidend für die Hochwasserentstehung ist, da sie die Anströmung feuchter Luftmassen an die begrenzenden Gebirgsketten bestimmt. Je nach Großwetterlage tritt demnach in den mehr westlich (Felsöberecki) oder mehr östlich (Csenger) gelegenen Gebieten Hochwasser auf, selten in beiden. Im Fall CP 6.1 beispielsweise ist dies am Pegel Csenger mehr als vier Mal so oft beziehungsweise groß der Fall.

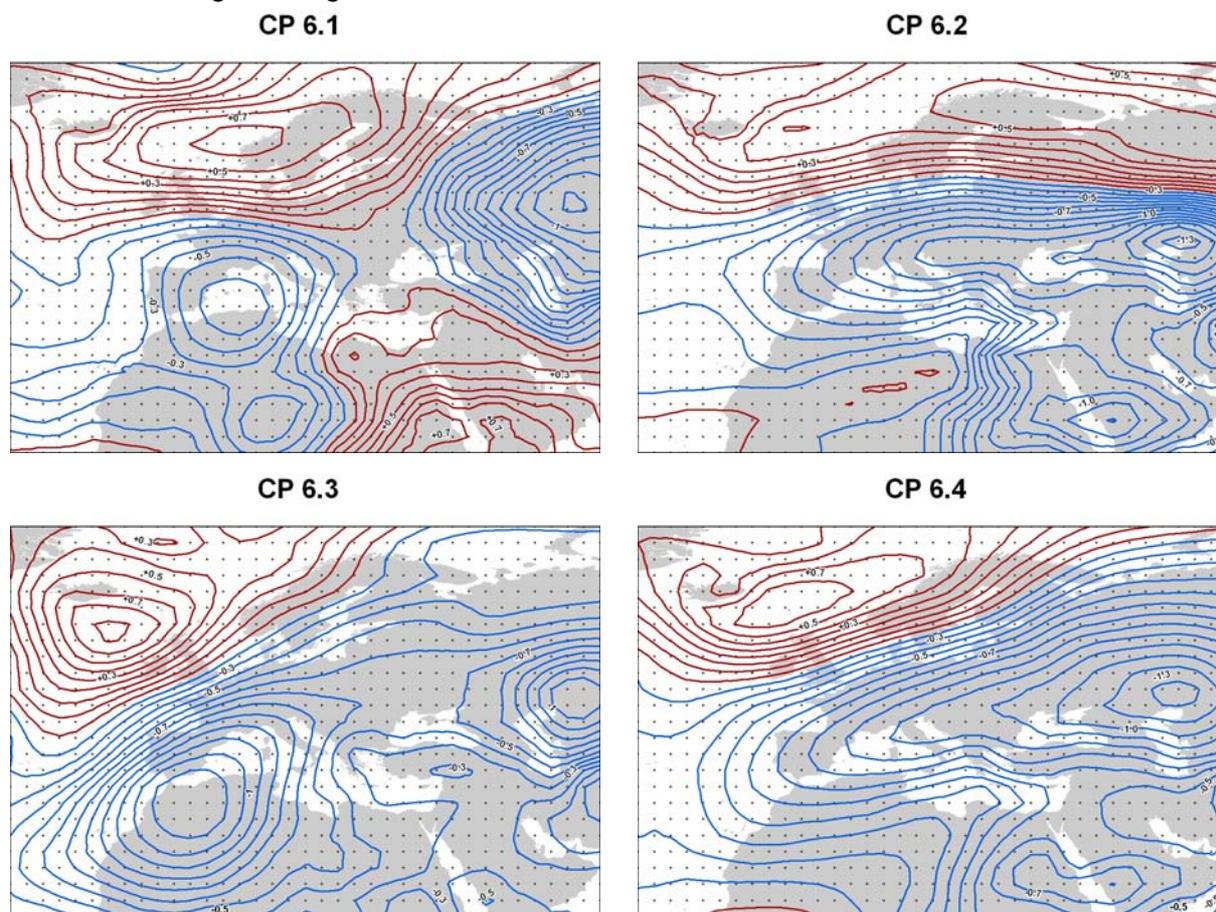


Abb. 4: Luftdruckanomalien der vier Unterklassen von CP 6 für den Pegel Csenger (Szamos).

#### 4 Diskussion und Zusammenfassung der Ergebnisse

Durch die getrennte Untersuchung der deterministischen und stochastischen Prozesse, die zur Bildung von Abflussganglinien führen, ist eine bessere Abbildung der statistischen Eigenschaften der Hochwasserereignisse möglich. Eine Methodik zur Simulation von Translation und Retention sowie dem Rückgang am Pegel selbst wurde vorgestellt. Die verbleibenden Abflussanstiege durch Niederschlag können gut durch atmosphärische Zirkulationsmuster erklärt werden. Dadurch ist eine bessere Untersuchung und Modellierung der räumlichen Zusammenhänge mittels multivariater statistischer Methoden wie Copulas möglich.

#### Literatur

- BÁRDOSSY, A. (1993): Stochastische Modelle zur Beschreibung der raum-zeitlichen Variabilität des Niederschlages. Diss. Univ. Karlsruhe, zugleich: Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, H. 44.
- BÁRDOSSY, A. & F. FILIZ (2005): Identification of flood producing atmospheric circulation patterns. - Journal of Hydrology, H. 313, S. 48-57.
- BÁRDOSSY, A., J. STEHLIK & H. CASPARY (2002): Automated objective classification of daily circulation patterns for precipitation and temperature downscaling based on optimized fuzzy rules. - Climate Research 23, S. 11-22.
- BÜRGER, K. (1958): Zur Klimatologie der Großwetterlagen. Berichte des Deutschen Wetterdienstes, 45, 6, Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main.
- DUCKSTEIN, L., A. BÁRDOSSY & A. BOGARDI (1993): Linkage between the occurrence of daily atmospheric circulation patterns and floods: an Arizona case study. - Journal of Hydrology, H. 143, S. 413-428.
- FILIZ, F. (2005): Linking Large-Scale Meteorological Conditions to Floods in Mesoscale Catchments. Mitteilungen Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart: H. 137, Zugl.: Stuttgart, Univ., Diss.
- LAMB, H. H. (1977): Climate - Present, Past and Future, Volume 2: Climatic history and the future. Methuen & Co Ltd, London.
- ZEHE, E. & A. BÁRDOSSY (2002): Hydrological Impact of Climate Change on the River Rhine. Towards Sustainable Flood Risk Management in the Rhine and Meuse River basins. - Final Report of the IRMA-SPONGE Umbrella Program, NCR publication No 18.

## Hochwasserentstehung in Kleinzugsgebieten – Modell und Realität

Margret Johst, Markus Casper

### Zusammenfassung

In dem 5 km<sup>2</sup> großen Frankelbach-Einzugsgebiet im Nordpfälzer Bergland sollen dezentrale Maßnahmen des Hochwasserrückhalts durchgeführt und bewertet werden. Hierzu werden seit Herbst 2004 Abfluss- und Klimadaten kontinuierlich erfasst. Zudem wurden aus naturräumlichen Daten Abflussprozesskarten abgeleitet und Beregnungs- und Infiltrationsversuche durchgeführt. Diese und weitere Geländeuntersuchungen lassen vermuten, dass bei hoher Gebietsfeuchte schneller Zwischenabfluss an den Unterhängen dominiert. Für Starkniederschläge entsteht jedoch auf unbewachsenen ungemulchten Äckern infolge der Verschlammung der Oberfläche Horton'scher Oberflächenabfluss. Zur Abflusssimulation auf Einzugsgebietsskala wurden die Modelle HBV und Topmodel verwendet, wobei keine zufriedenstellende Parametrisierung der Hochwasserschlüsselparameter sowohl für die winterlichen als auch die sommerlichen Hochwässer gefunden werden konnte. Eine Integration zusätzlicher Gebietsinformationen und im Gelände messbarer Größen war nicht möglich, da die Modellparameterwerte ausschließlich durch die Anpassung an die Abflussganglinie festgelegt werden.

### 1 Hintergrund und Fragestellung

Das Frankelbach-Einzugsgebiet ist eines der Untersuchungsgebiete des abgeschlossenen INTERREG-IIIB-Projektes WaReLa (Water Retention by Landuse) und des anlaufenden Projektes ForeStClim (Forestry Management Strategies in Response to Climate Change Impacts). Eine Zielsetzung der Projekte ist die Umsetzung und Bewertung von Hochwasser vorbeugenden Maßnahmen in der Land- und Forstwirtschaft. Dazu sind einerseits Prozesskenntnisse zur Hochwasserentstehung, andererseits deren Übernahme in die Einzugsgebietmodellierung notwendig.

Auf der Suche nach einflussreichen Größen und dominierenden Prozessen während stärkerer Hochwasser werden in diesem Beitrag einerseits Geländebeobachtungen vorgestellt, andererseits die Simulation schneller Abflusskomponenten mittels zweier häufig eingesetzter Niederschlag-Abfluss-Modelle (N-A-Modelle) diskutiert. Zentrale Fragestellung dieses Beitrags ist, inwieweit sich Geländekenntnisse und Messwerte in die Einzugsgebietsmodellierung übertragen lassen.

### 2 Das Untersuchungsgebiet Frankelbach

Das 5 km<sup>2</sup> große Frankelbachgebiet liegt im Unterrotliegenden des Nordpfälzer Berglandes und ist damit repräsentativ für Kleinzugsgebiete in Mittelgebirgen mit sandig-schluffigen Sedimentgesteinen. Das Gebiet liegt zwischen 205 und 450 m ü. NN und weist einen mittleren Jahresniederschlag von 800 mm und eine mittlere Jahrestemperatur von 9 °C auf. Der Frankelbach ist als Nebenfluss der Lauter Teil des rhenanischen Entwässerungssystems. Die schwach geneigten Hochflächen werden ackerwirtschaftlich genutzt, wobei in den letzten Jahren einzelne Flächen mit dem Ziel des Hochwasserrückhaltes aufgeforstet wurden (Ab-

bildung 1). Die Quellbäche des Frankelbachs fließen in tief eingeschnittenen, bewaldeten Kerbtälern. Der Waldanteil liegt inklusive der aufgeforsteten Flächen bei etwa 50 %, Siedlungen und Gewerbeflächen nehmen etwa 5 % ein. Als Maßnahmen des dezentralen Hochwasserschutzes wurden neben der Aufforstung, Sammelmulden und Kleinstrückhalte angelegt zahlreiche Wege umgebaut sowie eine Boden schonende Holzernte durchgeführt.

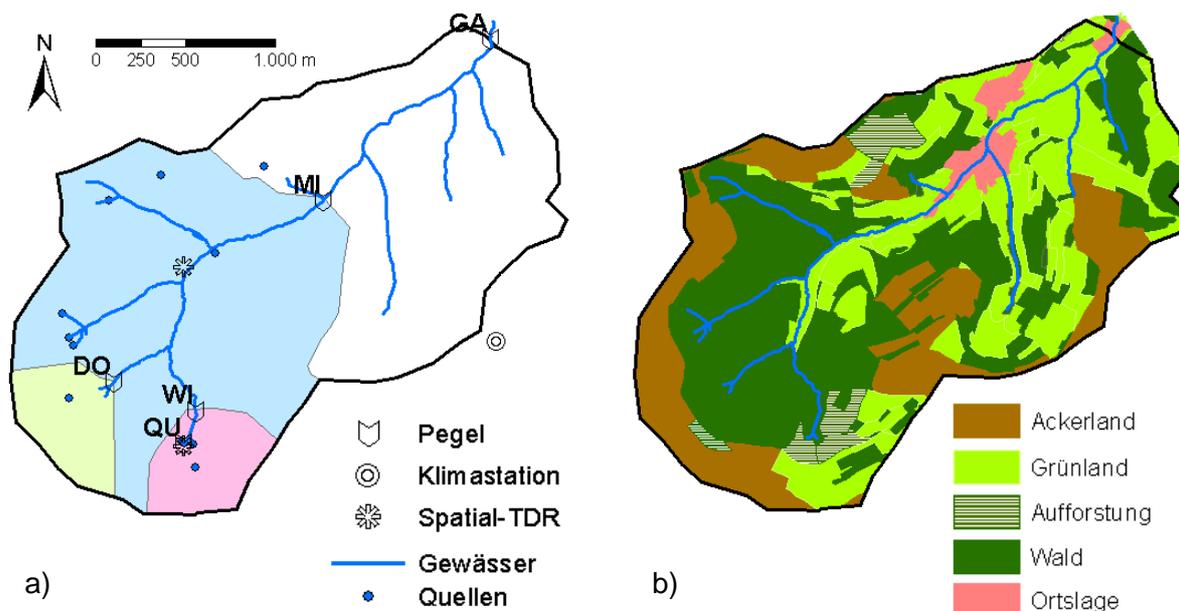


Abb. 1: Messnetz (a) und Landnutzung (b) im 5 km<sup>2</sup> großen Frankelbach-Einzugsgebiet (Abkürzungen der Pegel: GA = Gebietsauslass, MI = Mitte, DO = Doppelrohr, WI = Wiese, QU = Quelle).

Seit Herbst 2004 werden an vier Pegeln Abflussmessungen und an zwei Stationen Niederschlagsmessungen in 10 Minuten-Intervallen durchgeführt. An einer der häufig röhrenartigen ausgebildeten Schichtquellen ist seit Herbst 2007 ein weiterer Pegel installiert. Zudem werden in einer Quellmulde und an einem Unterhang Bodenfeuchtemessungen mit jeweils sieben 60 cm langen TDR-Sonden durchgeführt. Für jede Sonde lassen sich mit einem neu entwickelten Rekonstruktionsalgorithmus hoch aufgelöste Bodenfeuchteprofile ableiten. Für das gesamte Gebiet wurden Abflusslinien anhand von Erosionsspuren und Feuchtezeigerpflanzen kartiert.

### 3 Messergebnisse

#### 3.1 Pegelmessungen

Während der dreieinhalbjährigen Messperiode wurden keine extremen Ereignisse erfasst. In Tabelle 1 sind Ereignischarakteristika der höchsten Abflussereignisse dargestellt. Das höchste sommerliche Ereignis steht bezüglich der Höhe des Abflussscheitels an zehnter Stelle. Die drei höchsten Ereignisse weisen Abflussspenden über 100 l/s/km<sup>2</sup> auf und traten während hoher Vorfeuchte auf, wobei bei Ereignis Nr. 2 Schneeschmelze beteiligt war.

Tab. 1: Ereigniskennwerte für 9 sommerliche und 9 winterliche HW-Ereignisse, Nr. 1-10 sind die 10 höchsten Ereignisse (Pegel GA = Gebietsauslass, DO = Doppelrohr, WI = Wiese)

Nr.	Datum	Niederschlag			Vorereignisregen		Abflussscheitel		Abflusskoeffizient		
		Summe [mm]	Dauer [h]	max. Intens. [mm/h]	7 Tage [mm]	21 Tage [mm]	GA [l/s]	GA [l/(s km <sup>2</sup> )]	GA [%]	DO [%]	WI [%]
1	01.03.2007	76	76	4.5	25	81	660	131	23.7	34.4	47.7
2	09.03.2006	35	57	3.3	66	107	560	111	92.8	102.1	162.3
3	19.01.2007	54	83	2.6	27	105	507	100	37.0	35.5	49.6
4	03.12.2007	87	113	5.6	8	52	351	70	35.6	53.2	84.6
5	19.02.2006	3	87	1.1	5	15	248	49	43.4	40.7	79.7
6	31.03.2006	25	29	2.9	19	50	237	47	43.1	33.1	62.7
7	21.04.2005	57	43	4.4	4	43	208	41	13.6		17.0
8	07.04.2005	17	20	2.9	5	27	207	41	31.9	15.2	37.2
9	12.02.2005	54	122	3	2	23	200	40	15.2	15.2	27.5
10	01.06.2007	18	21	2.7	19	74	195	39	7.1	3.3	1.9
11	28.05.2006	40	50	3.5	37	59	151	30	15.6	6.3	18.3
12	20.05.2006	19	11	5.6	16	24	144	28	4.2	1.0	1.0
13	21.06.2007	4	7	2.2	35	79	116	23	10.7		1.1
14	03.07.2007	33	41	2.6	17	104	106	21	6.8		6.1
15	23.05.2006	11	9	3	32	43	82	16	9.2	1.9	3.9
16	06.08.2006	6	11	3.3	14	23	64	13	3.2	2.8	1.1
17	16.05.2006	5	6	1.5	12	32	59	12	3.9	0.0	0.2
18	16.09.2005	17	12	7.5	14	20	43	9	1.2	0.1	0.2

Winterereignisse: Nov bis Apr  
Sommerereignisse: Mai bis Okt

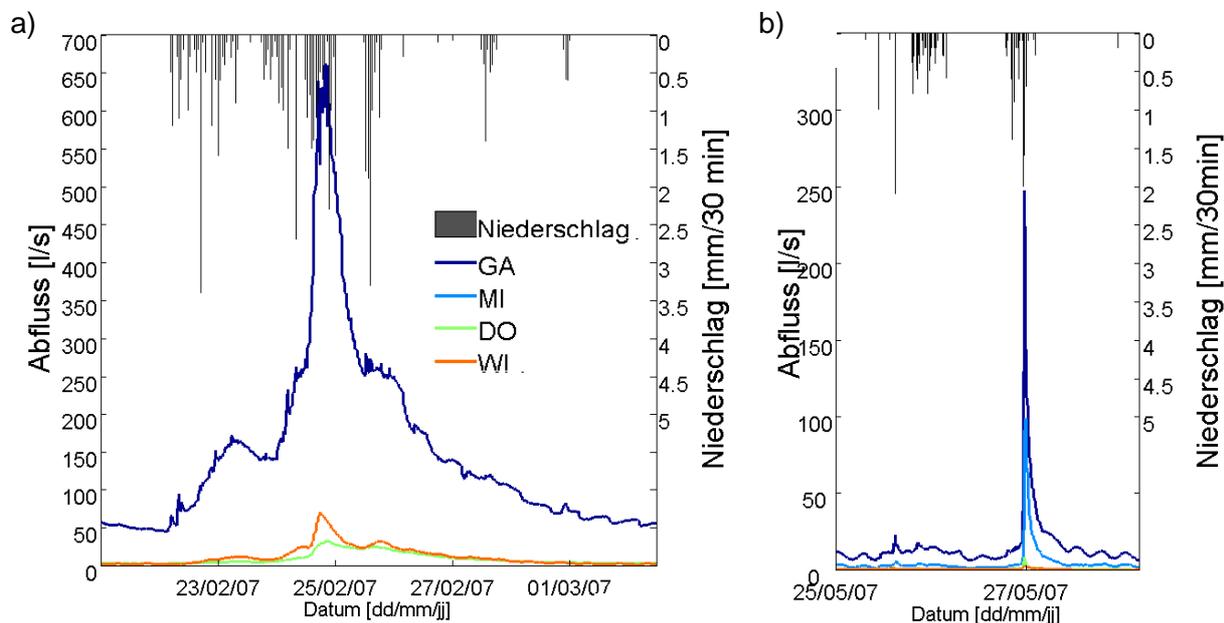


Abb. 2: Höchstes winterliches (a) und höchstes sommerliches (b) Abflussereignis für drei bzw. vier Pegelstationen und Niederschläge an der Station Waldhöhe.

In Abbildung 2 sind das höchste winterliche und das höchste sommerliche Ereignis gegenübergestellt. Während eines feuchten Gebietszustands sind die Abflussbeiwerte deutlich höher, die Ereignisse sind breiter und zeigen eine um wenige Stunden verzögerte Reaktion

auf den Niederschlag. In trockenen Sommern trocknen die Gerinne vollständig aus. Abflussereignisse treten dann erst ab einem gewissen Feuchtezustand auf und sind weniger verzögert und deutlich steiler als die winterlichen Ereignisse.

### 3.2 Regionalisierung von Abflussprozessen

Als Informationen auf der Einzugsgebietskala liegen zudem zwei aus naturräumlichen Daten abgeleitete Abflussprozesskarten vor. Dies ist erstens eine Abflusssensitivitätskarte, erstellt nach einem Forstschlüssel der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz und zweitens eine bodenhydrologische Potentialkarte, erstellt nach dem Bestimmungsschlüssel von SCHERRER (2006), die für ganz Rheinland-Pfalz flächendeckend vorliegt (Abbildung 3). Rot markiert sind jeweils jene Bereiche, die schnelle Abflusskomponenten generieren. Es wird deutlich, dass unterschiedliche Annahmen und Prozessvorstellungen zu gänzlich unterschiedlichen Ergebnissen führen. Auf der forstlichen Karte entsteht auf den Ackerflächen Horton'scher Oberflächenabfluss, die bodenhydrologische Potentialkarte weist die Unterhänge als Entstehungsort schneller Abflusskomponenten aus.

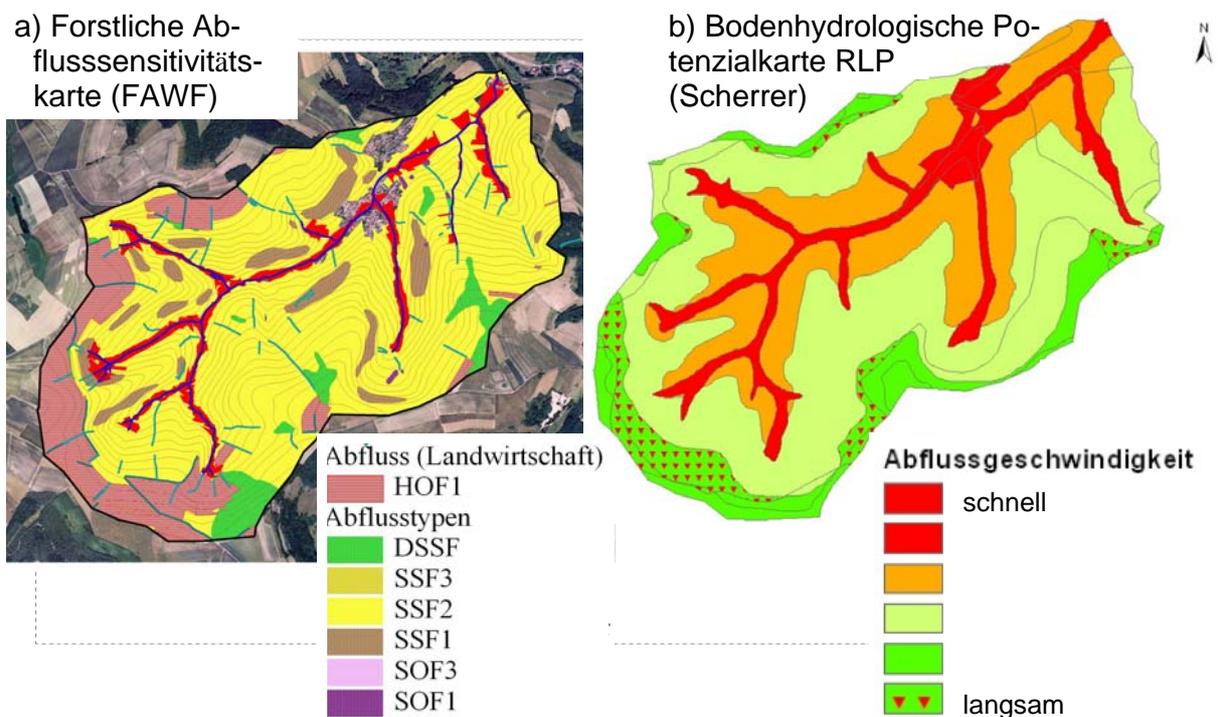


Abb. 3: Aus naturräumlichen Daten abgeleitete Abflussprozesskarten a) nach SCHOBEL et al. (2007) b) nach BEHRENS et al. (2005) und SCHERRER (2006)

### 3.3 Beregnungs- und Infiltrationsversuche

Während Intensivmesskampagnen wurden Kleinberegnungs- und Infiltrationsversuche auf 14 unterschiedlich bewirtschafteten Flächen durchgeführt. Es wurde mit 40 mm/h auf einer Fläche von 0,28 m<sup>2</sup> beregnet. Alle Standorte weisen lehmig-schluffige bis sandig-schluffige Böden auf. Die Messungen zeigen generell eine hohe Durchlässigkeit, lediglich auf vier Standorten wurde ein bedeutender Oberflächenabfluss gemessen (Abbildung 4). In einem mittelalten Nadelwald mit eigentlich sandigen Böden verhinderte die hydrophobe Nadelstreu

die Infiltration, so dass 86 % des berechneten Wassers oberflächlich abfloss. Die beiden Äcker, die ebenfalls höhere Abflusskoeffizienten aufwiesen waren im Gegensatz zu anderen berechneten Äckern ungemulcht mit aufgehender Saat. Kein Oberflächenabfluss und sehr hohe Infiltrationsraten wurden auf vier Laubwaldstandorten beobachtet. Die Ergebnisse zeigen, dass die Oberflächenbeschaffenheit entscheidend für die Entstehung von Oberflächenabfluss sind.

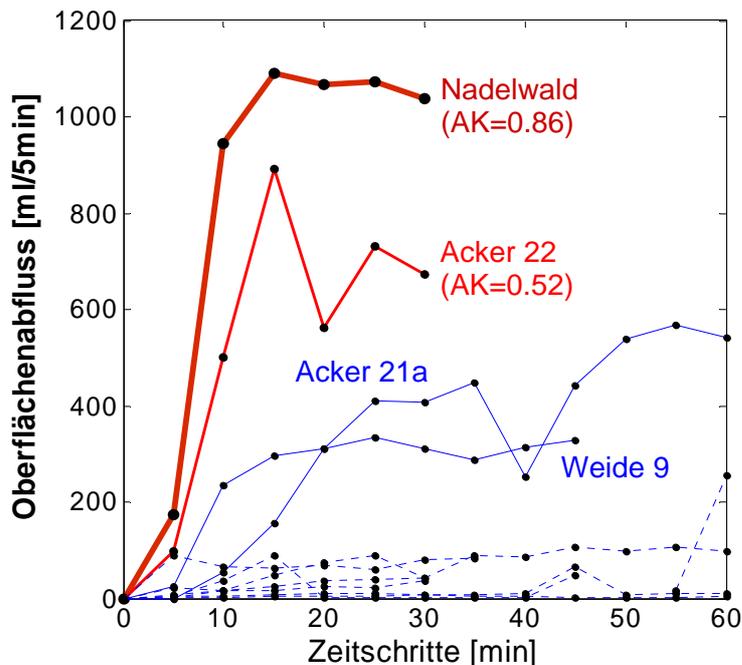


Abb. 4: Ergebnisse der Kleinberegnungsversuche (40 mm/h auf 0.28 m<sup>2</sup>) für 14 Standorte (AK: Abflusskoeffizient)

#### 4 Übertragung auf N-A-Modelle

Abflussprozesse können lediglich auf der Hang- und Punktskala gemessen werden. Zur Übertragung der dort beobachteten Prozesse und zur Verifizierung derselben auf der Einzugsgebietsskala müssen Einzugsgebietsmodelle eingesetzt werden. Im Folgenden werden zwei häufig verwendete Konzepte vorgestellt und diskutiert, inwiefern sich zusätzliche Gebietsinformationen und im Gelände erhobene Daten (z.B. hydraulische Leitfähigkeiten, Bodenarten, Bodenfeuchte, Oberflächenbeschaffenheit) in diese Modelle integrieren lassen.

##### 4.1 HBV-Modell

Das HBV-Modell (BERGSTRÖM 1976) ist eines der ältesten konzeptionellen N-A-Modelle. Ebenso wie viele später konzipierte Modelle (z.B. LARSIM, WaSiM-ETH, TAC oder SWAT) bildet es unterschiedlich schnelle Abflusskomponenten durch Einzellinearspeicher ab (Abbildung 5).

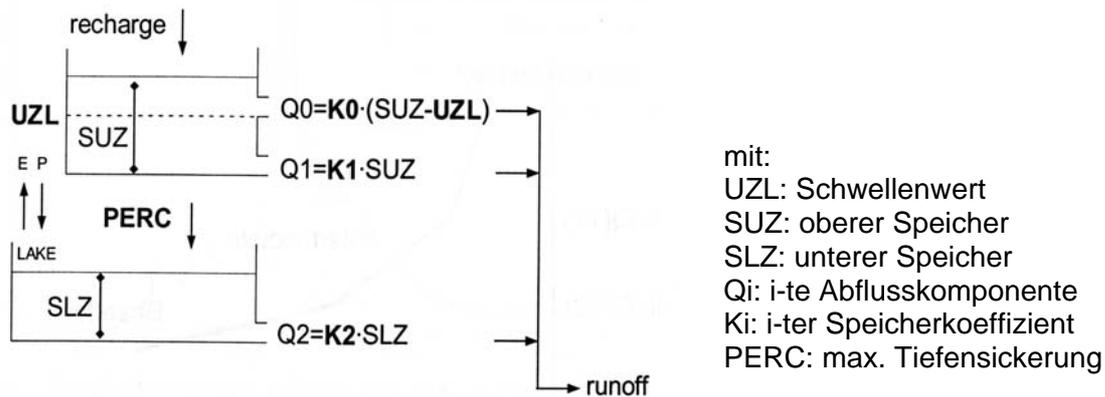


Abb. 5: Konzept der Abflussbildungsroutine im HBV-Modell (SEIBERT 2000)

Der Abfluss (recharge) aus der Bodenroutine wird in zwei unterschiedlich schnell reagierende Speicher weitergeleitet. Schlüsselparameter für die Abbildung von Hochwässern sind der Schwellenwert UZL, ab dem die schnellste Abflusskomponente hinzukommt, die zugehörige Speicherkonstante  $K_0$  und die Speicherkapazität SUZ, ab deren Überschreitung quasi Sättigungsoberflächenabfluss entsteht. Indirekt steuern zudem die Bodenparameter  $\beta$  und FC (Feldkapazität zur Bestimmung des Sättigungsdefizits) die zur Verfügung stehende Abflussmenge.

Das HBV-Konzept bildet die Vorstellung ab, dass ab einer höheren Gebietsfeuchte schnelle Abflusskomponenten hinzukommen. Bei der Modellanwendung zeigt sich jedoch, dass zur Anpassung von winterlichen und sommerlichen Hochwässern eine unterschiedliche Parametrisierung der Hochwasser-Schlüsselparameter notwendig wäre. Schneller Oberflächenabfluss wird nur dann simuliert wenn der obere Speicher voll ist und Niederschlag fällt. Bei den Sommerereignissen könnte jedoch Horton'scher Oberflächenabfluss entstehen ohne, dass die unteren Speicher gefüllt sind. Bei den Winterereignissen ist der gegebenenfalls sehr hohe Abflussscheitel hingegen durch einen hohen Anteil an Zwischenabfluss und vermutlich deutlich höherer hydraulische Leitfähigkeiten auch der tieferen Speicher begründet.

Die Parameter des HBV-Modells können nicht aus Gebietskennwerten oder Messwerten abgeleitet werden. Zudem ist es nicht möglich, in das Modell zusätzliche Gebietsinformationen (z.B. Messwerte des Bodenwasserhaushalts bzw. Landnutzungsinformationen) direkt zu integrieren. Bei einer teil- oder rasterdistribuierten Modellierung können die Parameter zwar abgestuft werden, die Freiheitsgrade der Simulation nehmen durch die deutlich höhere Parameteranzahl jedoch stark zu, so dass der Einfluss der distribuierten Informationen nur sehr allgemein nachvollzogen werden kann.

#### 4.2 Topmodel

Ein weiteres häufig eingesetzte Modell, das Topmodel (BEVEN & KIRKBY 1979) berücksichtigt durch das Konzept des Topographischen Index (TI) die Topographie des Einzugsgebiets und damit die Variabilität von Sättigungsflächen (variable source area). Je höher die lokale Einzugsgebietsfläche und je flacher eine Zelle desto höher der TI und desto eher neigt die Fläche zur Bildung von Oberflächenabfluss (Gleichung 1). Für die TIs eines Gebietes wird eine diskrete Häufigkeitsverteilung bestimmt, und für jede TI-Klasse in Abhängigkeit des ak-

tuellen Sättigungsdefizits die Menge an Oberflächenabfluss berechnet. Neben der Verteilung der TIs beeinflussen jedoch die Modellparameter  $T_{\max}$  (Transmissivität bei Sättigung) und der Dämpfungparameter  $m$  stark die Simulationsergebnisse. Der unterirdische Abfluss wird mittels Gleichung 2 berechnet, mit  $S_{\text{average}}$  als mittlerem Sättigungsdefizit aller TI-Klassen.

$$TI = \ln\left(\frac{A}{\tan \beta}\right) \quad \text{Gl. 1}$$

$$Q = T_{\max} \cdot e^{-\frac{S_{\text{average}}}{m}} \cdot e^{-\bar{TI}} \quad \text{Gl. 2}$$

Bei der Modellierung für das Frankelbach-Gebiet zeigt sich erneut, dass es hinsichtlich der Abbildung der gemessenen Hochwässer keine zufriedenstellende einheitliche Parametrisierung von  $T_{\max}$  und  $m$  gibt. Zudem ermöglicht auch das Topmodel außer der indirekten Berücksichtigung der Topographie des Gebiets keine Integration der im Gelände beobachtbaren Größen.

## 5 Fazit

Aus den vorhergehenden Kapiteln lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Generell benötigen N-A-Modelle zur Kalibrierung der HW-Schlüsselparameter mehrere gemessene höhere HW, die für Kleinzugsgebiete jedoch meist nicht vorliegen. Für das Frankelbachgebiet ließ sich für die kleineren winterlichen und sommerlichen Hochwässer keine einheitlich passende Parametrisierung finden, da bei unterschiedlichen Feuchtezuständen unterschiedliche Prozesse ablaufen.
- Die beiden vorgestellten Modelle enthalten prozessnahe Konzepte, sind aber lediglich Übertragungsfunktionen, deren Parameter durch die Anpassung an die Abflussganglinie festgelegt werden d.h. die Abflussganglinie ist die einzige gemessene Gebietsinformation, die in die Modellierung eingeht.
- Aktuell eingesetzte N-A-Modellkonzepte erlauben keine sinnvolle Integration der im Gelände beobachtbaren Größen. d.h. zusätzliches Detailwissen kann nicht genutzt werden bzw. Prozessvorstellungen hinsichtlich der Hochwasserentstehung können auf der Einzugsgebietsskala nicht direkt überprüft werden.

In prozessnäheren Modellen, beispielsweise CATFLOW oder HILLFLOW erfolgt eine zweidimensionale Simulation bodenhydraulischer Prozesse mithilfe der Richards-Gleichung. Auf Einzugsgebietsskala liegen die hierfür benötigten Messgrößen jedoch nicht vor und eine möglicherweise gegebene Änderung der Prozesse während extremer Niederschläge (z.B. die Verschlammung von Äckern, Aktivierung von neuen Fließwegen oder Erhöhung der unterirdischen Fließgeschwindigkeit) ist nicht von vorneherein konzipiert.

Die im letzten Jahrzehnt entwickelten Methoden der künstlichen Intelligenz könnten ein Weg sein, gemessene Schlüsselgrößen der Hochwasserentstehung in N-A-Modelle zu integrieren. In CASPER et al. (2007) wurde ein Fuzzy-Logik Modell speziell für die Hochwasservorhersage in einem Kleinzugsgebiet aufgebaut, in das Bodenfeuchtemessungen als Information über den aktuellen Gebietsfeuchtezustand direkt eingehen. Hierbei konnte gezeigt werden, dass die an bestimmten Standorten gemessene aktuelle Bodenfeuchte eine hinrei-

chende Information ist, um extreme Gebietszustände zu detektieren. Jedoch sind auch für Fuzzy-Logik-Modelle ebenso wie für Neuronale Netze gemessene höhere Hochwässer zur Optimierung bzw. zum Training erforderlich.

### Literatur

- BEHRENS, T., H. FÖRSTER, T. SCHOLTEN, U. STEINRÜCKEN, E.-D. SPIES, M. GOLDSCHMITT (2005): Digital Soil Mapping using Artificial Neural Networks. *J. Plant Nutr. Soil Science*, 168, 21-33.
- BERGSTROM, S. (1976): Development and application of a conceptual runoff model for Scandinavian catchments. SMHI RHO 7. Norrköping. 134 S.
- BEVEN, K.J. & M.J. KIRKBY (1979): A physically-based, variable contributing area model of basin hydrology. - *Hydrol. Sci. Bull.* 24:43-69.
- CASPER, M., P. GEMMAR, O. GRONZ, M. JOHST & M. STÜBER (2007): Fuzzy-logic based rainfall runoff modelling by using soil moisture measurements as representations for system state. *Hydrol. Science Journ.* 52(3), Special Issue: Hydroinformatics, 478-490.
- SCHERRER, S. (2006): Bestimmungsschlüssel zur Identifikation von hochwasserrelevanten Flächen. Bericht Nr. 18/2006 des Landesamts für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Mainz. 118 S.
- SCHOBEL, S., E. SEGATZ, R. VASEL, & G. SCHÜLER (2007): Standortkartierung: Grundlage für die Bestimmung abflussrelevanter Flächen im Forst. In: SCHÜLER, G., I. GELLWEILER & S. SEELING (Hrsg.)(2007): Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (FAWF) Rheinland-Pfalz Nr. 64/07. Trippstadt, S. 31-39.
- SEIBERT, J. (2000): HBV light - User's Manual (beta version). Uppsala University.

## **Einflussfaktoren auf die Form der Hochwasserwahrscheinlichkeitskurve**

Ralf Merz

### **Zusammenfassung**

In diesen Beitrag wird die statistische Abhängigkeit von Hochwassermomenten und Einzugsgebietseigenschaften durch Korrelationsanalysen an 460 österreichischen Gebieten untersucht. Verschiedene Indikatoren für Klima, Abflussbildung und Abflussrouting im Gebiet untersucht werden analysiert. Die mittleren jährlichen Hochwasserspanden sind am höchsten mit den mittleren Ereignisabflussbeiwerten, als Maß der Abflussbildung, und dem langjährigen mittleren Gebietsniederschlägen, als Indikator der klimatologischen Situation korreliert. Die Variationskoeffizienten sind ebenfalls am höchsten mit den mittleren Ereignisabflussbeiwerten, danach mit Maßzahlen des Ereignisniederschlages und dem langfristigen Verhältnis von aktueller Verdunstung zu Niederschlag korreliert. Die Korrelationskoeffizienten der Schiefe sind aufgrund der Stichprobenunsicherheit wesentlich kleiner. Flächenanteile geologischer Einheiten, Bodentypen, Landnutzung und SCS-Kurvennummer sind nur wenig mit den Hochwassermomenten korreliert.

### **1 Einleitung**

Die Kenntnis der Einflussfaktoren auf die Form der Hochwasserwahrscheinlichkeitskurve ist unverzichtbar für eine verlässliche Extrapolation lokaler Statistik zu hohen Jährlichkeiten und für die Entwicklung von Maßzahlen zur Beschreibung hydrologischer Ähnlichkeit bei der Hochwasserregionalisierung. In diesem Beitrag wird die Form der Hochwasserwahrscheinlichkeitskurve durch die ersten drei Produktmomente charakterisiert und die Einflussfaktoren durch Korrelationsanalysen von Hochwassermomenten und verschiedenen Indikatoren für Klima, Abflussbildung und Abflussrouting an 460 österreichischen Gebieten untersucht.

Die verwendeten Indikatoren können in zwei unterschiedliche Typen unterschieden werden. Der erste Typ von Indikatoren enthält Informationen der Ereignisskala. Beispiele dieses Typs sind mittlere Ereignisniederschläge oder mittlere Ereignisabflussbeiwerte. Der Vorteil dieser Indikatoren ist der Informationsgehalt über die Dynamik der Ereignisse. Der Nachteil dieses Typs ist es, dass er von Daten auf der Ereignisskala abgeleitet werden muss, d.h. nur an jenen Stellen verfügbar ist, an denen die entsprechenden Daten in genügend hoher zeitlicher Auflösung vorhanden sind.

Der zweite Typ von Indikatoren beschreibt die langfristige hydrologische Dynamik des Gebietes und wird typischerweise in Hochwasserregionalisierungen verwendet, wie z.B. langfristiger mittlerer Jahresniederschlag, Gewässernetzdichte oder Informationen über Topographie, Landnutzung, Geologie oder Bodenbeschaffenheit. Der Vorteil des zweiten Typs von Indikatoren ist es, dass sie leicht aus flächenhaft vorhandenen Daten abgeleitet werden können. Somit können diese Indikatoren auch leicht für unbeobachtete Gebiete ermittelt werden. Jedoch enthalten sie keine Information über die Dynamik auf der Ereignisskala.

## 2 Daten und Methode

In diesem Beitrag werden die Hochwasserkollektive von 460 österreichischen Einzugsgebieten mit einer Fläche von 5 bis 10 000 km<sup>2</sup> und einer Beobachtungslänge zwischen 7 und 136 Jahre untersucht. Um die Form der Hochwasserwahrscheinlichkeitskurve zu beschreiben, werden die ersten drei Produktmomente des Hochwasserkollektives ermittelt. Dies sind die mittlere jährlich Hochwasserspense (MHq), der Variationskoeffizient (CV) und die Schiefe (CS):

$$\begin{aligned}
 MHq &= \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m Q_j \\
 S^2 &= \frac{1}{m-1} \sum_{j=1}^m (Q_j - MHq)^2 \\
 CV &= \frac{S}{MHq} \\
 CS &= \frac{m \cdot \sum_{j=1}^m (Q_j - MHq)^3}{(m-1)(m-2)S^3}
 \end{aligned} \tag{1}$$

wobei  $Q_j$  der maximale beobachtet Hochwasserscheitel im Jahr  $j$  bezogen auf die Einzugsgebietsfläche und  $m$  die Anzahl der Beobachtungsjahre im Kollektiv ist.

Die Hochwasserprozesse ändern sich mit der Gebietsfläche. Während in kleinen Gebieten das Auftreten von räumlich begrenzten, intensiven Regenschauern maßgebend für die Form der Hochwasserwahrscheinlichkeitskurve sein kann, mitteln sich in großen Gebieten viele lokale Effekte aus und andere Prozesse wie z.B. Abflussrouting können an Bedeutung gewinnen. Eine Analyse der Daten zeigt, dass die mittlere jährliche Hochwasserspense (MHq) stark mit der Fläche abnimmt, während die Abhängigkeit von CV und CS wesentlich kleiner ist. Um den Einfluss der Gebietsfläche auf die Form der Hochwasserwahrscheinlichkeitskurve zu minimieren, wurde die mittlere jährliche Hochwasserspense auf eine hypothetische Gebietsfläche  $\alpha$  normiert:

$$MHq_\alpha = MHq_A \cdot A^\beta \cdot \alpha^{-\beta} \tag{3}$$

wobei  $MHq_\alpha$  die normierte mittlere jährliche Hochwasserspense für eine hypothetische Gebietsfläche von  $\alpha=100\text{km}^2$  ist.  $MAF_A$  ist die beobachtete Hochwasserspense des Gebietes der Fläche  $A$ . Der Exponent  $\beta$  wurde durch eine Regression von MHq und Gebietsfläche in einer semi-logarithmischen Darstellung gefunden. Da die Abhängigkeit von CV und CS von der Gebietsfläche sehr viel geringer ist, werden diese Größen in den weiteren Analysen nicht normiert.

Da Hochwassermomente und Gebietseigenschaften nicht notwendigerweise normal verteilt sind wird die Abhängigkeit der Hochwassermomente von den Gebieteigenschaften durch den Spearman Rang Korrelationskoeffizient ( $r$ ) beschrieben:

$$r = 1 - \frac{6 \cdot \sum_{i=1}^n d_i^2}{n \cdot (n^2 - 1)} \quad \text{mit} \quad d_i = rk(x_i) - rk(y_i), \tag{2}$$

wobei  $rk(x_i)$  der Rang von  $x_i$  ist. Hierbei erhält der höchsten Wert Rang 1 und der kleinste Wert Rang  $n$ . Ein Spearman Korrelationskoeffizient von -1 beschreib eine vollständige negative Abhängigkeit,  $r=1$  beschreibt eine vollständige positive Abhängigkeit.

Zur Beschreibung der Dynamik auf der Ereignisskala wurden Ereignisabflussbeiwerte von Niederschlagsabflussereignissen in Österreich regional ausgewertet (Merz et al. 2006). Hierbei wurden Ereigniskennwerte wie z.B. Ereignisniederschlag, Vorregen, Abflussbeiwerte und Konzentrationszeiten aus stündlichen Reihen des Niederschlages und Abfluss ermittelt. In der untersuchten Periode von 1981 bis 2000 wurden über 120000 Ereignisse ausgewertet. Für eine genaue Beschreibung der verwendeten Methoden sei auf Merz et al. (2006) verwiesen. Dieser Datensatz wurde mit Reihen der maximal jährlichen Hochwasserscheiteln kombiniert. 5714 maximal jährliche Hochwasserereignisse waren in beiden Datensätzen vorhanden.

Die Indikatoren für die langfristige Dynamik, wie z.B. Topographie (Rieger, 1999), Gewässernetzdichte, Hydrogeologie, Landnutzung und Bodentypen (HAÖ; 2003) der Gebiete wurden aus digital verfügbaren Datensätzen ermittelt. Der langjährige mittlere Jahresniederschlag und Indikatoren des Tagesniederschlages wurden aus über 1066 Niederschlagsstationen ermittelt (Parajka et al., 2007). Informationen über die langfristige Dynamik der aktuellen (AETP) und potentiellen Verdunstung (PETP) im Verhältnis zum Niederschlag und des Verhältnisses von Basisabfluss zu Gesamtabfluss (Basisabflussindex, BFI) wurden durch Simulation des Gebietswasserhaushaltes auf Tagesbasis bestimmt (Parajka et al., 2005, 2007).

### 3 Ergebnisse

Die Korrelation der Hochwassermomente zu Indikatoren der langfristigen Gebietsdynamik ist in Tabelle 1 gegeben. Ein Indikator der hydro-klimatische Charakteristik des Gebietes ist der langjährige mittlere Jahresniederschlag (MJN). Es ist eine Maßzahl für die durchschnittliche Vorfeuchte im Gebiet zu Beginn von Hochwasserereignissen als auch ein Indikator für die geomorphologische Entwicklung des Gebietes unter dem Einfluss des Klimas. In Abbildung 1 sind die Hochwassermomente gegen MJN aufgetragen. Es zeigt sich eine deutliche Zunahme von  $MHq_{\alpha}$  mit MJN mit einem Korrelationskoeffizienten von  $r=0.7$ . Der Variationskoeffizient CV nimmt mit zunehmenden MJN ab. Der Korrelationskoeffizient  $r$  beträgt -0.37. Für weitere Indikatoren des Klimas, wie z.B. das langfristige Verhältnis von aktueller Verdunstung zu Niederschlages (AETP) sind ähnliche Korrelationen zu beobachten. Das heißt, dass in feuchten Gebieten mit durchschnittlich hohen maximal jährlichen Hochwasserspenden zu rechnen ist, aber die Variabilität zwischen den Jahren eher klein ist. Hingegen sind in trockeneren Gebieten die maximal jährlichen Hochwasserspenden eher klein. Es können aber durchaus auch größere Hochwasserspenden auftreten, woraus ein höherer Variationskoeffizient resultiert.

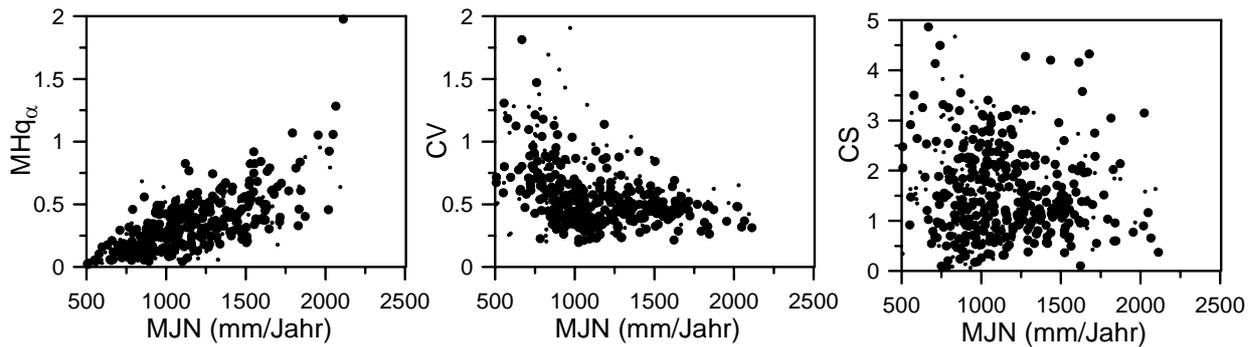


Abb. 1: Hochwassermomente aufgetragen gegen den mittleren Jahresniederschlag (MJN). Links: Mittlere Hochwasserspende normiert auf eine Gebietsfläche von  $\alpha=100\text{km}^2$  ( $\text{MHq}_\alpha$ ). Mitte: Variationskoeffizient (CV) Rechts: Schiefe (CS). Einzugsgebiete mit mehr als 25 Beobachtungsjahren sind als dicke schwarze Punkte, Gebiete mit weniger als 25 Beobachtungsjahren sind als dünne schwarze Punkte dargestellt.

Für Flächenanteile von geologischen Einheiten, Landnutzungsklassen und Bodentypen wurden keine signifikanten Korrelationen zu den beobachteten Hochwassermomenten gefunden. Der relativ hohe Korrelationskoeffizient von  $r=0.5$  des Kalksteins zu  $\text{MHq}_\alpha$  dürfte eine Scheinkorrelation sein. Kalkstein ist die dominante geologische Formation am feuchten Alpennordrand, wo die größten Hochwasserspenden in Österreich gemessen werden. Die großen Hochwasserspenden dürften jedoch nicht auf die Geologie, sondern auf den hohen mittleren Jahresniederschlag zurückzuführen sein. In trockenen Regionen Österreichs sind kaum Gebiete mit höherem Kalksteinanteil zu finden. Für Teilregionen Österreich mit unterschiedlichen Kalksteinanteilen, aber mit ähnlicher Jahresniederschlagsmenge ist keine signifikante Korrelation zwischen Kalksteinanteil und den Hochwassermomenten zu erkennen.

Erstaunlich ist die auch die schlechte Korrelation zwischen den Hochwassermomenten und den SCS Kurvennummern. Das SCS Kurvennummern wird ja in vielen hydrologischen Modellen und Verfahren zur Charakterisierung der Abflussbildung verwendet. Ein Zusammenhang mit den Hochwassermomenten konnte jedoch weder für das gesamte österreichische Gebiet noch für kleinere Teilregionen festgestellt werden.

Tabelle 1: Korrelation der normierten mittleren jährlichen Hochwasserspense ( $MHq_\alpha$ ), des Variationskoeffizienten (CV) und der Schiefe (CS) zu Indikatoren der langfristigen Gebietsdynamik. Signifikante Korrelationen des 95% Levels sind fett gedruckt.

Indikator		$MAF_\alpha$	CV	CS
Mittlerer Jahresniederschlag (MJN)		<b>0.70</b>	<b>-0.37</b>	-0.04
Verhältnis von akt. Verdunstung zu Niederschlag (AETP)		<b>-0.70</b>	<b>0.50</b>	-0.01
Verhältnis von pot. Verdunstung zu Niederschlag (PETP)		<b>-0.63</b>	<b>0.39</b>	0.03
Verhältnis von Basisabfluss zu Gesamtabfluss (BFI)		<b>-0.56</b>	<b>0.35</b>	0.01
Durchschnittliche Gebietshöhe		<b>0.28</b>	<b>-0.47</b>	0.15
Mittlere Gebietsneigung		<b>0.39</b>	<b>-0.46</b>	0.08
Gewässernetzdichte		0.01	<b>0.19</b>	<b>-0.12</b>
Länge des Hauptvorfluters		<b>-0.17</b>	<b>-0.20</b>	<b>-0.21</b>
Länge des Hauptvorfluters ab Gebietsschwerpunkt		<b>-0.20</b>	<b>-0.16</b>	<b>-0.18</b>
Mittlere Neigung des Hauptvorfluters		<b>0.25</b>	<b>-0.22</b>	<b>0.18</b>
Gebietsflächenanteile von geologischen Einheiten, Landnutzungsklassen und Bodentypen	Quatär	<b>-0.17</b>	<b>0.13</b>	<b>-0.16</b>
	Kalkstein	<b>0.50</b>	0.09	0.01
	Lehm	0.04	0.33	-0.02
	Phylit	-0.04	-0.08	0.14
	Granit	0.07	0.05	<b>0.39</b>
	Agrarland	<b>-0.26</b>	<b>0.25</b>	-0.01
	Wald	-0.02	0.08	<b>-0.16</b>
	Fluvisol	0.08	-0.14	<b>-0.25</b>
	Lithosol	0.05	-0.03	0.03
	Rendzina	<b>0.28</b>	<b>0.27</b>	0.08
	Cambisol	<b>-0.29</b>	<b>0.25</b>	-0.10
	Podsol	-0.22	0.10	0.24
SCS Kurvennummer nach DVWK (1984)		-0.06	0.06	0.03

Indikatoren der Abflussbildung mit signifikanten Korrelationen sind die mittleren Abflussbeiwerte der maximal jährlichen Hochwasserereignisse, mit einem Korrelationskoeffizienten von  $r=0.70$  für das  $MHq_\alpha$  und  $r=-0.3$  für CV (Tabelle 2). In Abbildung 2 sind die Hochwassermomente gegen die mittleren Abflussbeiwerte von Hochwasserereignissen aufgetragen. Deutlich sind die Zunahme des  $MHq_\alpha$  und die Abnahme des CV mit größeren mittleren Abflussbeiwerten zu erkennen. Einen ähnlichen Zusammenhang ist zwischen den Hochwassermomenten und den mittleren Abflussbeiwerten aller Niederschlagsabflussereignissen zu beobachten (Tabelle 2). Die Analyse zeigt auch, dass die Korrelationen der Hochwassermomente mit den mittleren Vorregen für 5 oder 10 Tage vor Ereignissbeginn höher sind als die Korrelationen mit dem mittleren Niederschlag während der Ereignisse. Für das Österreichische Niederschlagsverhalten scheint die Bodenfeuchte vor dem Ereignisbeginn für die Abflussbildung bedeutender zu sein als die Änderung der Bodenfeuchte während der Ereignisse.

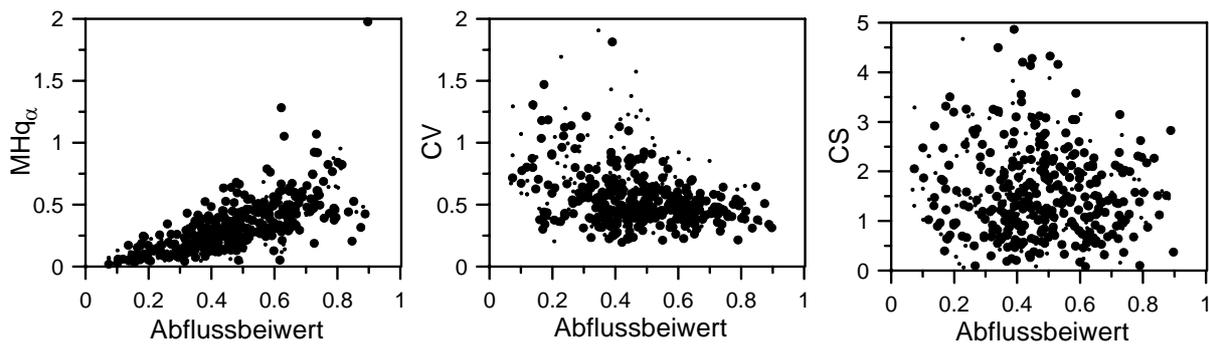


Abb. 2: Hochwassermomente aufgetragen gegen den mittleren Ereignisabflussbeiwert von max. jährlichen Hochwasserereignissen (Abflussbeiwert). Links: Mittlere Hochwasserspende normiert auf eine Gebietsfläche von  $\alpha=100\text{km}^2$  ( $\text{MHq}_\alpha$ ). Mitte: Variationskoeffizient (CV) Rechts: Schiefe (CS). Einzugsgebiete mit mehr als 25 Beobachtungsjahren sind als dicke schwarze Punkte, Gebiete mit weniger als 25 Beobachtungsjahren sind als dünne schwarze Punkte dargestellt.

Keine signifikanten hohen Korrelationen konnten zwischen der Schiefe der Hochwasserkollektive und den hier untersuchten Indikatoren gefunden werden. Dies dürfte an der Unsicherheit bei der Bestimmung der Schiefe mit der vorhandenen Reihenlänge liegen. Obwohl die Korrelationskoeffizienten nur für Gebieten mit mehr als 25 Beobachtungsjahren ermittelt wurden, scheinen in vielen Gebieten extreme Ereignisse die Bestimmung der Schiefe zu dominieren. So wurde z.B. am Zwettl bei Kamp 2002 ein Spitzenabfluss beobachtet, der dreimal größer als der maximal beobachtete Abfluss in den Jahren 1951 bis 2002 war. Dadurch wird die Schiefe des Hochwasserkollektives, trotz der über 50 Beobachtungswerte durch dieses eine Ereignis von  $\text{CS}=1.14$  auf  $\text{CS}=5.1$  erhöht.

Tabelle 2: Korrelation der normierten mittleren jährlichen Hochwasserspende ( $\text{MHq}_\alpha$ ), des Variationskoeffizienten (CV) und der Schiefe (CS) zu Indikatoren der Dynamik auf der Ereignisskala. Signifikante Korrelationen des 95% Levels sind fett gedruckt.

Indikator	$\text{MAF}_\alpha$	CV	CS
Mittl. Ereignisregen	<b>0.39</b>	<b>-0.47</b>	0.01
Mittl. Abflussbewerte von max. jährl. Hochwasserereignissen	<b>0.78</b>	<b>-0.30</b>	-0.06
Mittl. Abflussbeiwerte aller N-A Ereignisse	<b>0.76</b>	<b>-0.51</b>	<b>-0.04</b>
Mittl. Konzentrationszeit von max. jährl. Hochwasserereignissen	<b>-0.47</b>	<b>0.41</b>	<b>0.11</b>
Mittl. 5 Tages Vorregen	<b>0.49</b>	<b>-0.40</b>	<b>0.14</b>
Mittl. 10 T. Vorregen	<b>0.47</b>	<b>-0.51</b>	0.08

#### **4 Zusammenfassung und Diskussion**

In diesem Beitrag wird die statistische Abhängigkeit von Hochwassermomenten und Einzugsgebieteigenschaften durch Korrelationsanalysen an 460 österreichischen Gebieten untersucht. Verschiedene Indikatoren für Klima, Abflussbildung und Abflussrouting im Gebiet werden analysiert. Die mittleren jährlichen Hochwasserspendsen sind am höchsten mit den mittleren Ereignisabflussbeiwerten, als Maß der Abflussbildung, und dem langjährigen mittleren Gebietsniederschlägen, als Indikator der klimatologischen Situation korreliert. Die Variationskoeffizienten sind ebenfalls am höchsten mit den mittleren Ereignisabflussbeiwerten, danach mit Maßzahlen des Ereignisniederschlages und dem langfristigen Verhältnis von aktueller Verdunstung zu Niederschlag korreliert.

Flächenanteile geologischer Einheiten, Bodentypen, Landnutzung und SCS-Kurvennummer sind nur wenig mit den Hochwassermomenten korreliert. Dies dürfte vor allem auf drei Gründe zurückzuführen sein. Erstens scheint das Klima, aufgrund der großen klimatischen Unterschiede innerhalb Österreichs, die Abflussbildung im Hochwasserfall viel mehr zu bestimmen als Geologie, Landnutzung und Bodentypen. In feuchten Gebieten sind die Hochwasserspendsen tendenziell höher, unabhängig von z.B. der Landnutzung, während in trockenen Gebieten eher kleinere Hochwasserspendsen zu beobachten sind. Zweitens dürften die niedrigen Korrelationen auf die hier untersuchte Gebietsgröße zurückzuführen sein. Die meisten Gebiete dieser Studie sind mittlere bis große Einzugsgebiete. In kleineren Gebieten dürften Geologie, Landnutzung oder Bodentypen einen größeren Einfluss spielen, was durch viele Untersuchungen an Hängen oder kleinen Einzugsgebieten belegt wird (z.B. Kirnbauer et al., 2005). Drittens beschreiben Flächenanteile der Geologie, Landnutzung oder Bodentypen nur unzureichend das hydrologische Verhalten. Wie viele Beobachtungen gezeigt haben (z.B. Wösten et al., 2001) kann die Abflussbildung aufgrund von Makroporen, präferentiellen Fließwegen etc. auch innerhalb gleicher geologischer Einheiten oder Bodentypen sehr unterschiedlich sein. Die Untersuchung zeigt jedoch, dass Ereignisabflussbeiwerte aussagekräftige Indikatoren der Abflussbildung sind. Es bedarf aber guter Regionalisierungsverfahren um diese Indikatoren auch für unbeobachtete Einzugsgebiete bestimmen zu können.

#### **Danksagung**

Für finanzielle Unterstützung im Rahmen eines APART [AUSTRIAN PROGRAMME FOR ADVANCED RESEARCH AND TECHNOLOGY] Stipendium wird der Österreichischen Akademie der Wissenschaften gedankt. Den Hydrographischen Diensten Österreichs wird für die Bereitstellung der hydrologischen Basisdaten gedankt.

#### **Literatur**

- BLFUW (2005): Hydrologischer Atlas Österreich. Österreichischer Kunst und Kulturverlag und Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- DVWK (1984) Arbeitsanleitung zur Anwendung von Niederschlag-Abfluß-Modellen in kleinen Einzugsgebieten, Teil II: Synthese, DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft 113, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), Bonn.

- Institute of Hydrology (IH) 1999. Flood Estimation Handbook, Institute of Hydrology, Wallingford, UK.
- Kirnbauer R., G. Blöschl, P. Haas, G. Müller & B. Merz (2005): Identifying space-time patterns of runoff generation; A case study from the Löhnersbach catchment, Austrian Alps. in Global change and mountain regions - a state of knowledge overview, U.M. Huber, H.K.M. Bugmann, M.A. Reasoner (ed.); Springer, (invited), ISBN: 1-4020-3506-3, 309 - 320
- Merz R., G. Blöschl & P. Parajka (2006): Spatio-temporal variability of event runoff coefficients. *Journal of Hydrology*, 331, 591-604, doi:10.1016/j.jhydrol.2006.06.008.
- ÖGB (2001): Bodenaufnahmesysteme in Österreich. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Heft 62, Wien.
- Parajka J., R. Merz & G. Blöschl (2005): Regionale Wasserbilanzkomponenten für Österreich auf Tagesbasis. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 57, Heft 3/4, 43-56.
- Parajka J., R. Merz & G. Blöschl (2007): Uncertainty and multiple objective calibration in regional water balance modelling. *Hydrological Processes*, 21(4), 435-466, doi: 10.1002/hyp.6253.
- Rieger W. (1999): Topographischer Feuchteindex für ganz Österreich, In: Angewandte geographische Informationsverarbeitung, XI, (ed. Strobl and Blaschke, ), AGIT, Salzburg, pp 436-447.
- Wösten J.H.M., Y.A. Pachepsky & W.J. Rawls (2001). Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. *Journal of Hydrology*, 251(3–4), 123–150.

## Optimierung von technischen Hochwasserschutzmaßnahmen unter Verwendung hybrider evolutionsstrategischer Algorithmen

Christoph Hübner, Manfred Ostrowski

### Zusammenfassung

Die stetig wachsende Bevölkerung und die dadurch bedingte Bautätigkeit innerhalb von Überschwemmungsgebieten erfordern Hochwasserschutzstrategien, welche die Balance zwischen Hochwasserschutz, Umweltschutz, Ökonomie und sozialen Belangen halten. Diese divergierenden Ziele steigern die Komplexität der Planungs- und Entscheidungsprozesse bei der Entwicklung von Hochwasserschutzkonzepten. Moderne multikriterielle Optimierungsverfahren erlauben die Optimierung bestehender und künftiger Hochwasserschutzmaßnahmen hinsichtlich mehrerer Zielsetzungen. Durch die Berücksichtigung mehrerer Zielfunktionen im Optimierungsprozess muss der Entscheider die Präferenzen seiner Ziele nicht mehr vor der Analyse der Planungsvarianten angeben. Vielmehr wird es ermöglicht, aus einem Pool von sog. paretooptimalen Lösungen frei nach Präferenz auszuwählen.

Dieser Betrag zeigt, wie die Wahl des Standorts einer Hochwasserschutzmaßnahme und deren Dimensionierung durch multikriterielle mixed-integer Optimierungsmethoden und einem nicht-linearen Hochwasserwellenablauf Modell unterstützt werden kann. Hierfür wurde ein kombinatorischer evolutionsstrategischer Algorithmus (CES - Combinatorial Evolution Strategy) entwickelt, um die Lage und den Typ der Maßnahme zu optimieren. Die Optimierung hydrologisch maßgebender Parameter und bei Bedarf der Steuerungskonzepte der Maßnahmen erfolgt durch einen modifizierten multikriteriellen evolutionsstrategischen Algorithmus (MOES - Multiobjective Evolution Strategy) für kontinuierliche Parameter. Das Resultat der Optimierung ist eine paretooptimale Front, welche alle besten Lösungen hinsichtlich der beiden Ziele Maximierung des Hochwasserschutzes und Minimierung der Kosten zeigt. Diese Methode ermöglicht es, eine große Zahl von Maßnahmen hinsichtlich ihres Beitrags zum Hochwasserschutz zu untersuchen, ohne die Interaktion der Maßnahmen während des Hochwassergeschehens zu vernachlässigen. Im Gegensatz zu einem Vergleich einzelner Alternativen können hiermit optimierte Lösungen des gesamten Entscheidungsraums ermittelt werden.

### 1 Einführung

Ziel dieser Arbeit war die Entwicklung eines integrierten Modellsystems ( $\text{BlueM}_R + \text{BlueM}_{\text{EVO}}$ ) zur multikriteriellen Optimierung von Maßnahmen zum Schutz vor Hochwasserschäden. Der Optimierungsalgorithmus soll dabei die Ziele des Hochwasserschutzes (Abflussscheitel) und der Ökonomie (Investitionskosten) durch Zielfunktionen und Restriktionen berücksichtigen. Das Ergebnis der Optimierung zeigt die vollständige Bandbreite der Handlungsalternativen bei der Erstellung von Hochwasserschutzstrategien und ermöglicht die sog. a posteriori Entscheidung. Dabei kann auf die Definition eines Gewichtungsvektors vor dem Optimierungsprozess verzichtet werden und der Entscheidungsträger erhält die Möglichkeit frei aus einer Menge „bester Kompromisse“, zu wählen.

Grundlage bildet das am Fachgebiet für Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung der TU-Darmstadt entwickelte Softwarepaket BlueM. BlueM ist ein Simulationssoftwarepaket zur Flussgebietsbewirtschaftung, welches Methoden und Modelle für eine integrierte Betrachtung ruraler (BlueM<sub>R</sub>) und urbaner (BlueM<sub>U</sub>) Gebiete zur Verfügung stellt. Es handelt sich um die Weiterentwicklung von Modellen und Methoden, die seit vielen Jahren am ihwb verfolgt werden und in diversen Anwendungsprogrammen implementiert wurden. Neben den hydrologischen Modellkernen beinhaltet das BlueM Softwarepaket Werkzeuge zur Optimierung (BlueM<sub>EVO</sub>) und Autokalibrierung von Modellen, zur Sensitivitätsanalyse von Modellparametern, zur Visualisierung von Optimierungsergebnissen in Form von Scatter Plot Matrizen und zur Visualisierung/Analyse von Zeitreihen.

BlueM<sub>EVO</sub> wurde von (HÜBNER 2003) für die Optimierung von kontinuierlichen Variablen entwickelt und von (MUSCHALLA 2006) erweitert sowie für die Optimierung in der Urbanhydrologie eingesetzt. Für diese Arbeit wurde dieser Optimierungsalgorithmus zur Optimierung kombinatorischer Problemstellungen weiterentwickelt.

Bereits in den 70er Jahren wurden Optimierungsalgorithmen für die Optimierung von Hochwasserschutzmaßnahmen eingesetzt. (HUGHES 1971) benutzt erstmals ein mathematisches Optimierungsverfahren mit *Lagrange Multiplikatoren* zur Ermittlung optimaler Abgabestrategien. Für den Ansatz der Zielfunktionen werden vom Flussgebiet abhängige Schadenskostenfunktionen verwendet, die jedoch relativ unsicher und mit erheblichem Aufwand zu bestimmen sind. (MEYER-ZURWELLE 1975) optimiert ebenfalls Abgabestrategien von Hochwasserspeichersystemen allerdings nicht mithilfe von Lagrange Multiplikatoren sondern durch *Dynamische Programmierung (DP)*. Ein *mixed-integer linear Programming Modell* wird von (DOYLE ET AL. 1976) vorgeschlagen. Allerdings scheiterte er dabei die Hydrologie und Hydraulik von Speichersystemen sowie realistische Kostenfunktionen in das Modell, zu integrieren. (BOGÁRDI 1979) ermittelt die optimale Ausbaureihenfolge von Hochwasserrückhaltebecken bei gegebener Höhe der Finanzmittel und sonstigen Beschränkungen nach einem oder mehreren Gütekriterien mit Branch-and-Bound Verfahren.

(BAUMGARTNER 1980) setzt das mathematische Optimierungsverfahren der *reduzierten Gradienten* für Hochwasser-Steuerungsprozesse ein. Im Gegensatz zu (BOGÁRDI 1979) der Nutzenfunktionen zur Bewertung der Effizienz von Hochwasserrückhaltesystemen einsetzt, verwendet (BAUMGARTNER 1980) vom Flussgebiet abhängige Schadenskurven ein um nicht verhinderbare Hochwasserschäden so weit wie möglich zu reduzieren. (HARBOE 1985) greift die grundlegende Arbeit der wasserwirtschaftlichen Speicherplanung von (SCHULTZ 1973) auf und beschreibt die Optimierung wasserwirtschaftlicher Verbundsysteme mit Speichern und anderen Anlagen. (ORMSBEE, HOUCK, & DELLEUR 1987) integrierten Aspekte der Wasserqualität in das Rückhaltesystem und erweiterten damit die Anwendung der dynamischen Programmierung auf zwei verschiedene Zielsetzungen. Sie optimierten mit diesem Verfahren den Standort, das Volumen und die Dimensionen für jedes Rückhaltebecken. (OTERO ET AL. 1995) setzen *genetische Algorithmen* und dynamische Programmierung für die Planung von Rückhaltebecken im South Florida Water Management District ein. Hierbei wurde der genetische Algorithmus erfolgreich mit einem Hochwasserwellenablaufmodell verbunden. Im Gegensatz zu den zuvor genannten Arbeiten konnten hier Modell und Optimierungsalgorithmus unabhängig betrieben werden. Bei dieser Methode reduziert sich die Verbindung zwischen

Modell und Optimierungsalgorithmus auf den Austausch von zu optimierenden Parametern und Ergebnissen der Modellrechnung. (LOHR 2001) entwickelt ein konzeptionelles Modell zum Betrieb und zur Bewertung wasserwirtschaftlicher Speichersysteme. Für die Optimierung der Betriebsregeln setzt er *evolutionsstrategische Algorithmen* ein, allerdings ist dieser noch auf die Optimierung eines Ziels und kontinuierlicher Parameter ausgelegt. (BRASS 2006) optimiert ebenfalls den Betrieb von Talsperren allerdings mittels *Stochastisch Dynamischer Programmierung (SDP)*.

## 2 Kombinatorisches Optimierungsproblem

Ziel dieser Arbeit ist die multikriterielle Optimierung von Hochwasserschutzmaßnahmen in einem ruralen Einzugsgebiet. Hochwasserschutzmaßnahmen wie Hochwasserrückhaltebecken, Polder, Renaturierungsmaßnahmen und weitere Maßnahmen zur Retention werden hinsichtlich ihrer Art (Typ der Maßnahme), Lokation und der individuellen Parameter optimiert.

Zum Beispiel wurden an einem Fluss 7 potenzielle Standorte identifiziert, siehe Abbildung 1.

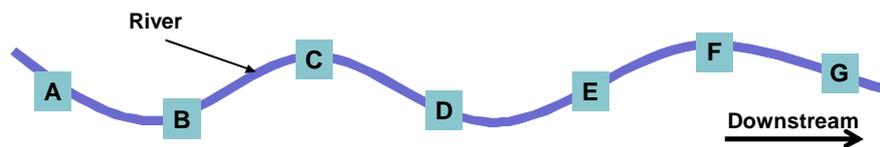


Abbildung 1: potenzielle Standorte für Hochwasserschutzmaßnahmen

Für jeden Standort stehen 2 – 3 Hochwasserschutzmaßnahmen zur Auswahl und zusätzlich die Nullvariante für jeden Standort, siehe Abbildung 2.

0 MA						
1 MB	1 MB	1 MB	1 MB	1 KM	1 MB	1 MB
2 KM	2 MC	2 KM	2 MC		2 MC	2 KM
	3 KM		3 KM		3 MD	
					4 KM	

Abbildung 2: für jeden der 7 Standorte die Maßnahmen M-A bis maximal M-D und KM für keine Maßnahme.

Eine Kombination wird durch einen sog. Pfad repräsentiert, der für jeden Standort angibt, welche Maßnahme selektiert ist.

1 3 0 2 0 2 1

Abbildung 3: Repräsentation eines Pfades (Path Representation)

Durch sog. „Cut Points“ wird aus beispielsweise zwei Eltern ein neuer Nachkomme generiert. Die beiden Cut Points definieren drei Unterpfade. Der Nachkomme wird für dieses Beispiel

aus dem mittleren Unterpfad des Elter A und mit den beiden äußeren Unterpfaden des Elter B generiert.

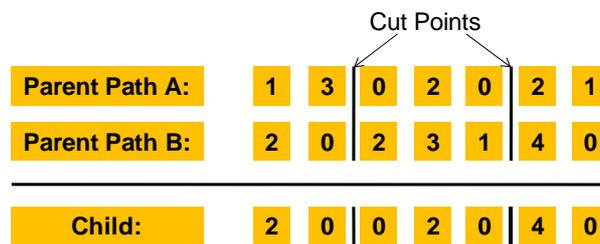


Abbildung 4: Partially Mapped Crossover Reproduction

Im folgenden Schritt, der Mutation, wird der Nachfolger mutiert, indem ein Subpfad selektiert wird und die Gene dieses Subpfades mutiert werden.

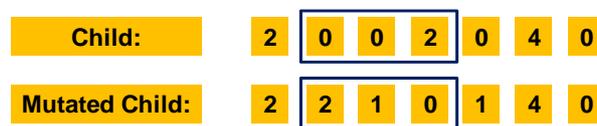


Abbildung 5: Mutation des Childs (Sub Path Mutation)

Für obiges Beispiel mit sieben potenziellen Standorten entstehen so 4.320 mögliche Kombinationen. Die Zahl der möglichen Kombinationen steigt schnell mit einer höheren Zahl von Standorten. Beispielsweise ergeben sich für 12 Standorte mit je 4 möglichen Maßnahmen  $4^{12} = 16.777.216$  Kombinationen.

Dieses kombinatorische Optimierungsproblem berücksichtigt allerdings nicht die Parameter der einzelnen Maßnahmen. Volumen sowie Parameter der Steuerung von Rückhaltebecken und Poldern, Deichhöhen, Rauigkeiten etc. stellen ein Parameteroptimierungsproblem dar. Zusätzlich zu den verschiedenen Kombinationen müssen mehrere Parameter pro Maßnahme, die auf die aktuelle Kombination zu geschnitten sind, optimiert werden.

Die Zielgrößen innerhalb des Optimierungsprozesses sind die Reduzierung des Spitzenabflusses und die Reduzierung der Investitionskosten. Der Optimierungsalgorithmus minimiert für das Optimierungsziel Spitzenabfluss und die Kosten folgende Ausdrücke:

$$\text{Minimiere } z = \max_t [Q_t] \quad \text{und} \quad z = \sum_{n=1}^N C_n$$

Die Zielfunktion zur Ermittlung der Kosten wird bei jeder Evaluierung nur für das Gesamtsystem ausgewertet, wohingegen die Minimierung des Spitzenabflusses, je nach Bedarf, an mehreren Stellen des Systems ausgewertet werden kann.

### 3 Mixed-Integer Optimierung

Aus Sicht einer numerischen Analyse kann das oben beschriebene Optimierungsproblem als „Blackbox“ Parameter Optimierungsproblem bezeichnet werden. In diesem Fall ist die „Blackbox“ das oben erwähnte nichtlineare Flood Routing Modell BlueM<sub>R</sub>. Dieses Modell repräsentiert die Zielfunktion, die es gilt, zu minimieren, wobei  $S$  den parametrischen Raum dar-

stellt, innerhalb dessen sich die Variablen bewegen. Zusätzlich werden Randbedingungen (Constraints) definiert, die prüfen, ob sich die Lösung im gültigen Lösungsraum  $\mathbf{R}$  befindet. Die Evaluierung und einige Gültigkeitsprüfungen werden von Hochwassersimulationsmodell durchgeführt.

Einer der großen Schwierigkeiten bei der Mixed-Integer-Optimierung ist, dass es sich häufig um verschiedene *Typen* von Parametern handelt. Generell gibt es drei Klassen von Optimierungsvariablen:

- **Kontinuierliche Variablen:** Diese Variablen können in beliebig kleinen Schritten verändert werden
- **Ordinal diskrete Variablen:** Diese Variablen können schrittweise verändert werden, allerdings ist die Schrittweite vorgegeben.
- **Nominal diskrete Variablen:** Diese Parameter sind im Gegensatz zu den oberen Variablen Typen in keine Rangfolge mehr zu bringen.

Dadurch ergibt sich folgendes Optimierungsproblem:

$$f(r_1, \dots, r_{n_r}, z_1, \dots, z_{n_z}, d_1, \dots, d_{n_d}) \rightarrow \min \quad (1)$$

mit:

$$r_i \in [r_i^{\min}, r_i^{\max}] \subset \mathbf{R}, i = 1, \dots, n_r \quad (2)$$

$$z_i \in [z_i^{\min}, z_i^{\max}] \subset \mathbf{Z}, i = 1, \dots, n_z \quad (3)$$

$$d_i \in D_i = \{d_{i,1}, \dots, d_{i,|D_i|}\}, i = 1, \dots, n_d \quad (4)$$

Für die Optimierung von Hochwasserschutzmaßnahmen wird der Typ der Maßnahme durch nominal diskrete Variablen repräsentiert und die Parameter der Maßnahme durch kontinuierliche Variablen. Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass die Zahl der zu variierenden kontinuierlichen Parameter von den nominal diskreten Parametern abhängig ist. Das führt dazu, dass nur wenige der kontinuierliche Parameter in jedem Evaluierungsschritt Einfluss auf das Ergebnis der Optimierung haben. Um dennoch auf die Ergebnisse, aus den vorangegangenen Evaluierungsschritten zurückgreifen zu können, wird ein zusätzlicher „Speicher“ eingerichtet, der die besten Ergebnisse von Evaluierungen beinhaltet. Aus diesem werden diejenigen Lösungen selektiert, die für einen bestimmten Bereich des nominalen Pfades große Ähnlichkeit mit dem aktuellen Pfad aufweisen. Von diesen selektierten Lösungen werden in einem zweiten Schritt neue kontinuierliche Parameter generiert.

#### 4 Multikriterielle Optimierung

Die oben beschriebene Problemstellung betrachtet im Gegensatz zum monokriteriellen Problem, bei dem es immer nur eine optimierte Lösung gibt, mehrere konkurrierende Ziele. Bei Problemstellungen dieser Art wird in vielen Fällen auf einen Gewichtungsvektor zurückgegriffen, der es erlaubt das multikriterielle Problem auf eine monokriterielles Problem zu reduzieren. Da der Gewichtsvektor bereits vor dem Optimierungsprozesse gewählt werden muss, ist dieser entsprechend willkürlich und subjektiv.

Da für ein multikriterielles Optimierungsproblem keine eindeutig „beste“ Lösung definiert ist, bestimmt man eine Menge von Lösungen des Optimierungsproblems, bei der eine Verbesserung eines Zielfunktionswertes nur noch durch Verschlechterung eines anderen erreicht werden kann, also die Menge optimaler Kompromisse. Diese Lösungsmenge bezeichnet man als *Paretomenge* oder *Paretooptimum* des zugrunde liegenden Paretooptimierungsproblems, deren Elemente werden auch als *paretooptimal* bezeichnet.

Beispielsweise besteht der Entscheidungsraum in Abbildung 6 aus einem 2-dimensionalen Parameterraum und der Lösungsraum besitzt 2 konkurrierende Ziele. Unter Einhaltung der Randbedingung wählt der Optimierungsalgorithmus nun die Parameter und übergibt diese an das Evaluierungsmodell. Durch eine Modellrechnung werden die Parameter evaluiert und das Ergebnis an den Optimierungsalgorithmus zurückgegeben. Der Optimierungsalgorithmus fügt diese dann der Lösungsmenge hinzu, und identifiziert die paretooptimale Menge mithilfe des sog. nicht-dominanz Kriteriums.

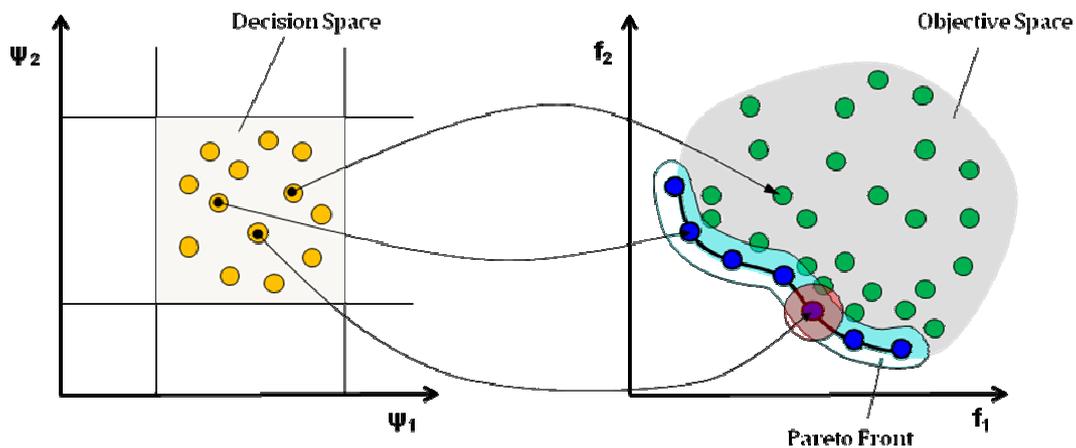


Abbildung 6: in Blau die Lösungen, die von keiner anderen Lösung dominiert werden. Ein Entscheider kann nun frei, entsprechend seiner Präferenzen, eine dieser Lösung wählen. Jede dieser Lösungen ist ein „bester“ Kompromiss innerhalb des Lösungsraumes aus zwei Zielfunktionen (angelehnt an (DE PAUW 2005)).

## 5 Optimierungsergebnisse

Der Optimierungsprozess wird vollständig durch den Optimierungsalgorithmus kontrolliert. Dieser definiert einen Satz von Optimierungsparametern, schreibt ihn in die Startparameter des Simulationsmodells BlueM<sub>R</sub> und startet dieses automatisiert. Nach beendeter Simulation werden die simulierten Zeitreihen vom Optimierungsalgorithmus ausgelesen. Genauer betrachtet wird in diesem Beispiel der maximale Scheitelabfluss  $Q_{\max}$  an zwei verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet. Dargestellt in Abbildung 7, auf der x-Achse das  $Q_{\max}$  an einem Standort und auf der y-Achse das  $Q_{\max}$  an einem anderen Standort. Auf der z-Achse sind die Kosten für die Maßnahmen Kombinationen aufgetragen. Jeder Punkt in den Diagrammen ist die Realisierung einer Hochwassersimulation. Der Optimierungsalgorithmus benötigt einige

Hundert Simulationen um hinreichend Informationen über die Eigenschaften, des Lösungsraumes zu erhalten.

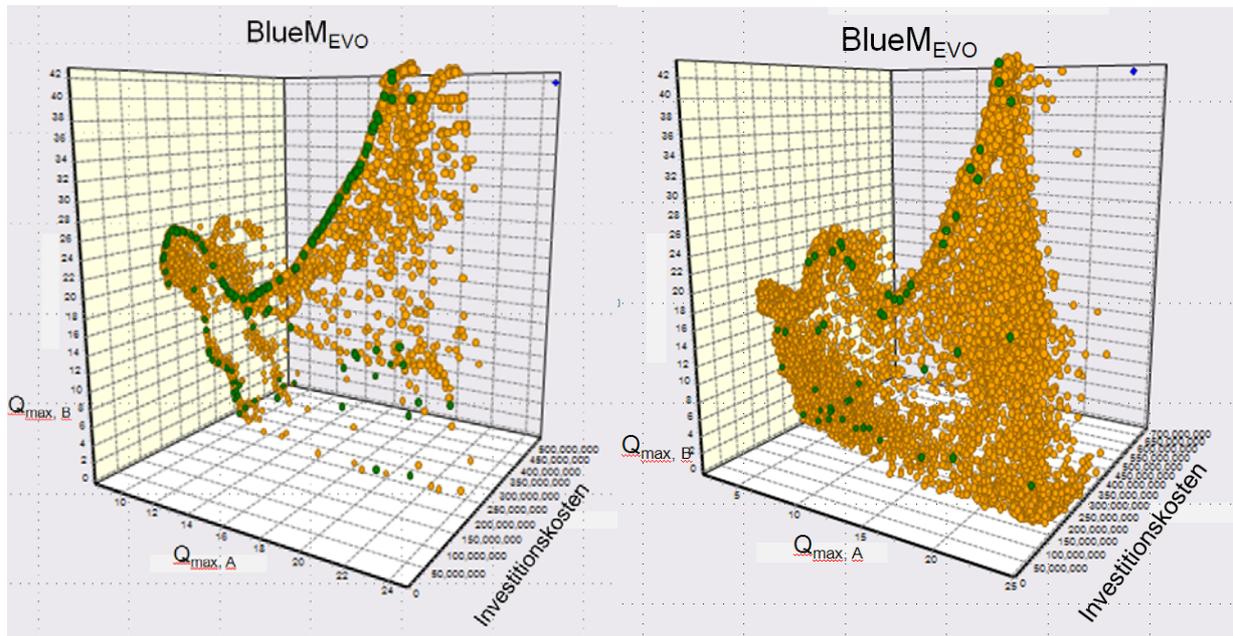


Abbildung 7: mixed-integer Optimierungsergebnisse mit dem Ziel der Reduzierung der Kosten (z-Achse) und der Maximalabflüsse (x- und y-Achse) an zwei verschiedenen Standorten. Linke Seite „gerichtete“ Suche, rechte Seite „ungerichtete“ Suche.

Es sind zwei Mixed-Integer Optimierungen dargestellt. Auf der linken Seite ein Ergebnis, bei dem der Algorithmus die in Grün dargestellte Front mit wenigen Evaluierungen gut approximiert wurde. Die Ergebnisse der Evaluierung konzentrieren sich auf den Bereich der paretooptimalen Menge, nahe der Front. Im Vergleich dazu, auf der rechten Seite, eine stark ungerichtete Suche. Die Ergebnisse füllen den gesamten Lösungsraum aus, ohne sich dabei auf den Bereich der paretooptimalen Menge zu konzentrieren. Dies entspricht einer zufälligen Suche, bei der der Algorithmus nicht den von (RECHENBERG 1973) beschriebenen Gradientenweg verfolgt. Ursache ist die Überschattung der Parameteroptimierung durch die kombinatorische Optimierung. Die diskret nominalen Parameter wurden zu häufig variiert, sodass die reellwertigen Parameter nicht mehr angepasst werden konnten.

## 6 Fazit

Das für die Optimierung von Hochwasserschutzmaßnahmen entwickelte Modell- und Optimierungssystem BlueM<sub>R</sub> + BlueM<sub>EVO</sub> erlaubt eine schnelle und zuverlässige Optimierung von Hochwasserschutzmaßnahmen. Allerdings muss darauf geachtet werden, dass die Anpassung der reellwertigen Parameter nicht von den kombinatorischen Optimierungsprozessen überschattet wird. Die Kombination darf in jeder Generation nicht zu stark mutiert werden. Durch die Trennung von Modell und Optimierungsalgorithmus bestehen keine Einschränkungen hinsichtlich der Modellierung. Alle hydrologischen und hydraulischen Modelle die

ASCII File basiert sind oder direkten Zugriff auf die Parameter bieten, können vom entwickelten Optimierungsalgorithmus zur Optimierung angebunden werden.

Durch die Anwendung zweier Optimierungskerne steigt auch die Zahl der „Stellschrauben“ für den Optimierungsprozess. Eine Erhöhung der Optimierungsgeschwindigkeit geht einher mit der Gefahr, das globale Optimum nicht zu finden. Daher bedarf es einiger Erfahrung in Umgang und Entwicklung von Algorithmen dieser Art.

Derzeit sind hydraulische Modelle noch zu rechenintensiv um diese für eine Optimierung einzusetzen. Um die Rechenzeiten zu verkürzen, ist es erforderlich Flood Routing Verfahren einzusetzen, was entsprechende Ungenauigkeiten von Ergebnissen nach sich zieht. Allerdings ist bei dieser gewählten Methode garantiert, dass die Interaktion der Maßnahmen während des Hochwassergeschehens stets berücksichtigt wird.

Da hinter jedem Optimierungsprozesse evtl. mehrere Tausende Simulationen stehen, ist es erforderlich, die Ergebnisse adäquat zu interpretieren. Der Informationsgewinn liegt nicht nur in den resultierenden Optima. Bei selbstlernenden Algorithmen dieser Art besteht der Erkenntnisgewinn auch darin nachzuvollziehen, warum Sie sich für genau diesen Weg und nicht einen anderen Weg der Optimierung entschieden haben.

## Literatur

- BAUMGARTNER, V. (1980): *Optimale Steuerung von Speichersystemen im Hochwasserfall*. München: Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft.
- BOGÁRDI, J. (1979): *Optimale Ausbaureihenfolgen für Systeme von Hochwasserrückhaltebecken*. Karlsruhe: Inst. Wasserbau III, Univ.
- BRASS, VORGELEGT VON CARSTEN. (2006): *Betriebsoptimierung von Talsperrensystemen mittels Stochastisch Dynamischer Programmierung (SDP) unter Berücksichtigung veränderlicher Ziele und Randbedingungen*. Bochum: Univ.
- De PAUW, D. (2005): Optimal experimental design for calibration of bioprocess models: a validated software toolbox.
- DOYLE, J. R. ET AL. (1976): Efficient Storage of Urban Storm Water Runoff.
- HARBOE, R. (1985): Optimaler Betrieb wasserwirtschaftlicher Verbundsysteme mit Speichern und anderen Anlagen. Ruhr-Universität Bochum, .
- HÜBNER, C. (2003): Entwicklung eines optimalen Hochwassersteuerungskonzeptes für das Einzugsgebiet der Erft. Technische Universität Darmstadt, Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung.
- HUGHES, W.C. (1971): FLOOD CONTROL RELEASE OPTIMIZATION USING METHODS FROM CALCULUS.
- LOHR, H. (2001): *Simulation, Bewertung und Optimierung von Betriebsregeln für wasserwirtschaftliche Speichersysteme*. Darmstadt,
- MEYER-ZURWELLE, J. (1975): *Optimale Abgabestrategien für Hochwasserspeichersysteme*. Karlsruhe: Inst. Wasserbau III, Univ. Karlsruhe.
- MUSCHALLA, D. (2006): Evolutionäre multikriterielle Optimierung komplexer wasserwirtschaftlicher Systeme. Technische Universität Darmstadt, .

- OrMSBEE, L. E. ET AL. (1987): Design of Dual-Purpose Detention Systems using Dynamic Programming. *Journal of Water Resources Planning and Management* 113, no. 4:471-484.
- Otero, J. M. ET AL. (1995): Optimization of managed runoff to the St. Lucie Estuary. In *Water Resources Engineering*, Vol. 2 of, 1506-1510.
- ReCHENBERG, I. (1973): *Optimierung technischer Systeme nach Prinzipien der biologischen Evolution*. Stuttgart: Frommann-Holzboog.
- SCHULTZ, G.A. (1973): Wasserwirtschaftliche Speicherplanung. In *Institut Wasserbau III*, Heft 2.

# Untersuchung der Wirksamkeit des Hochwasserrückhalts in Poldern

Matthias Kufeld, Christian Reuter, Holger Schüttrumpf

## Zusammenfassung

Mittels eines gekoppelten numerischen 1D-2D-Hydraulikmodells wurde für 150 Flusskilometer der Unstrut und ihrer Zuflüsse die Wirksamkeit des Hochwasserrückhalts in Poldern untersucht. Aufbauend auf einer Analyse des bestehenden Systems zum technischen Hochwasserrückhalt wurden Maßnahmen zur Verbesserung des Hochwasserschutzes entwickelt. Für den IST-Zustand sowie fünf Ausbaustände mit zunehmendem Aufwand bei der Umsetzung wurden Berechnungen des Hochwasserabflusses für ein beispielhaft gewähltes, simuliertes HQ100 durchgeführt.

Es wird gezeigt, dass durch den Hochwasserrückhalt in Poldern die Scheitelabflüsse deutlich gesenkt werden können.

## 1 Einleitung

Die Hochwasser der letzten Jahre, insbesondere das Elbhochwasser im August 2002, haben gezeigt, dass das Naturereignis Hochwasser eine immense Bedrohung darstellt. In der öffentlichen Diskussion wird seither gefordert, zukunftsfähige Konzepte zur Reduzierung des Hochwasserrisikos zu entwickeln und umzusetzen. In diesem Zusammenhang spielen sowohl eine angepasste Flächennutzung, als auch ein Schutz vor Hochwasser durch technische Maßnahmen eine Rolle. Gewässernahe technische Rückhaltesysteme stellen ein Bindeglied zwischen angepasster Flächennutzung und Gewässerausbau dar. Durch Nutzung der natürlichen Überschwemmungsgebiete am Gewässer, als Polder zum gezielten Rückhalt der Hochwasserabflüsse, lassen sich die Hochwasserrisiken reduzieren.

Im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten Verbundforschungsvorhabens zur integrativen Nutzung des technischen Hochwasserrückhalts in Poldern und Talsperren wird am IWW das Teilprojekt Wasserbau und Hydraulik (FKZ 02WH0589) bearbeitet. Die wissenschaftliche Zielsetzung dieses Teilprojektes besteht in der Entwicklung eines geeigneten numerischen Modells, der Bewertung der technischen Funktionalität des Hochwasserrückhaltesystems und der Ableitung von technischen Lösungen zur Verbesserung der Hochwasserschutzwirkung. Den Rahmen bildet dabei ein probabilistisches Grundkonzept, bei dem eine Vielzahl synthetisch generierter Hochwasserereignisse betrachtet wird und die Ergebnisse in einem Entscheidungshilfesystems aufbereitet werden.

## 2 Hydraulisches Modell

Die zu untersuchende Problemstellung erfordert ein hydraulisches Modell, welches es ermöglicht Daten über Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten im Flussgebiet für eine Vielzahl von Systemzuständen und hydrologischen Belastungen zu berechnen. Neben einer möglichst exakten Abbildung von Überflutungsflächen und Hochwasserwellenablauf ist daher insbesondere eine hohe Recheneffizienz notwendig.

Modelle auf Basis der zweidimensional-tiefengemittelten Reynolds-Gleichungen ermöglichen die Abbildung des Abflusses auf Überflutungsflächen fordern jedoch lange Rechenzeiten. Dagegen bieten eindimensionale Modelle eine Abbildung des Wellenabflusses mit niedrigen

Rechenzeiten, ermöglichen aber keine direkte Abbildung des Einflusses der Überflutungsflächen. Hier wurde daher ein Modell entwickelt, welches Teilmodelle unterschiedlicher Dimensionalität und Genauigkeit zu einem gekoppelten Gesamtmodell verbindet. Das Gewässernetz wird eindimensional durch Flussstränge modelliert. Simultan daran gekoppelt ist ein zweidimensionales Modell der Retentionsräume (KAMRATH et al. 2006).

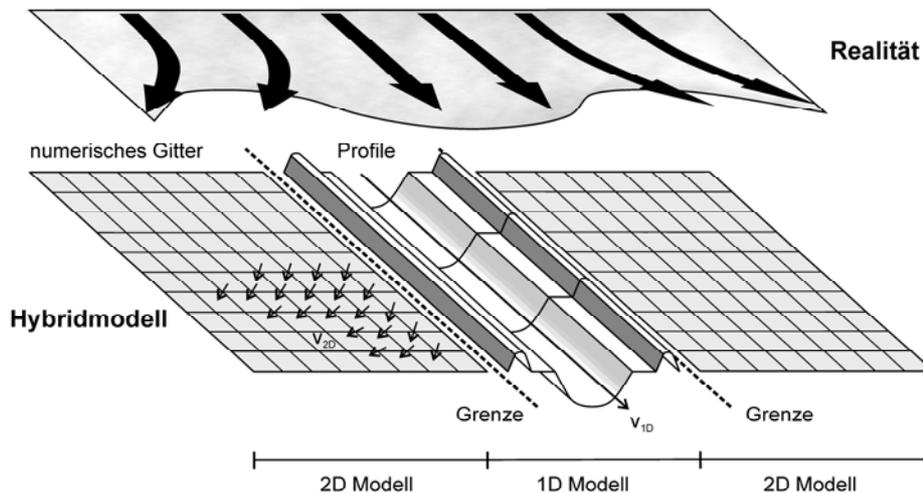


Abb. 1: Gekoppeltes Modell. Der Fluss wird durch ein eindimensionales Teilmodell, das Land hinter dem Deich durch ein zweidimensionales Teilmodell repräsentiert. Beide Teilmodelle tauschen Daten aus. (KAMRATH & NIEMYER 2008)

Die Abbildung der Flussstränge erfolgt auf Basis der St. Venant-Gleichungen nach dem Ansatz der diffusiven Welle (AKAN & YEN 1977). Die Überflutungsflächen werden mit Hilfe des „Storage Cell“-Ansatzes abgebildet. Dieser gut für „inital dry land“-Anwendungen geeignete Ansatz berücksichtigt die Impulserhaltung durch empirische Fließformeln (BATES & DE ROO 2000). Die Überflutungsflächen werden dabei als regelmäßiges Raster diskretisiert. Die Kopplung der Teilmodule erfolgt bidirektional durch den Austausch von Randbedingungen. Das resultierende System steifer, gewöhnlicher Differentialgleichungen lässt sich gut mittels eines impliziten Diskretisierungsschemas lösen.

### 3 Untersuchungsgebiet

Die Unstrut ist das prägende Gewässer des Thüringer Beckens. Das Einzugsgebiet des Saale Nebenflusses hat eine Größe von 6.350 km<sup>2</sup> und liegt in Thüringen und Sachsen-Anhalt. Für die hydrodynamische Modellierung wird die Unstrut vom Hochwasserrückhaltebecken Straussfurt bis zum Pegel Wangen betrachtet. In diesem Gewässerabschnitt münden die Grame, die Lossa, die Helbe (im Modell enthalten ab Pegel Wasserthaleben), die Wipper (im Modell enthalten ab Pegel Hachelbich) und die Helme (im Modell enthalten ab Talsperre Kelbra) in die Unstrut. Das System des technischen Hochwasserschutzes in diesem Abschnitt besteht derzeit aus vier Poldern und einem Flutkanal (siehe Abbildung 2).

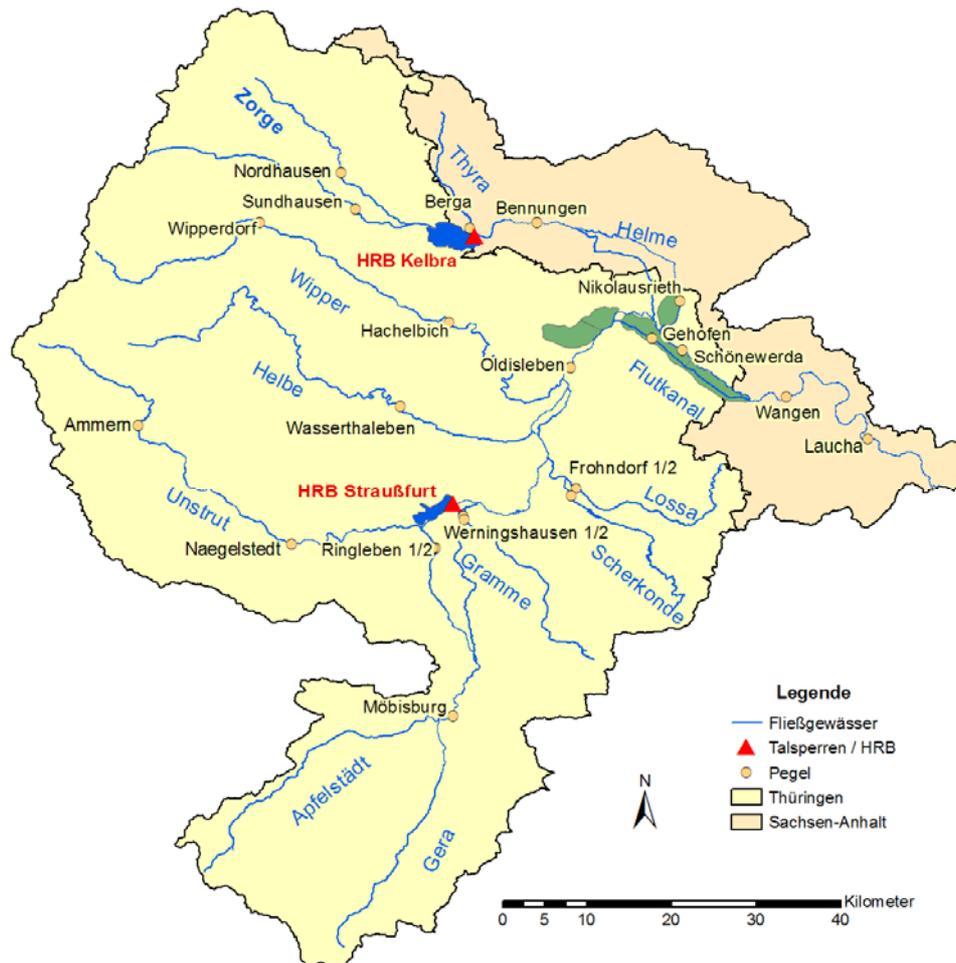


Abb. 2: Einzugsgebiet der Unstrut mit bestehendem System zum Hochwasserrückhalt und Verwaltungsgrenzen

#### 4 Analyse des IST-Zustandes

Um eine Analyse des bestehenden Systems des technischen Hochwasserrückhalts zu ermöglichen, wurden Simulationsrechnungen für den IST-Zustand durchgeführt. Diese erfolgten sowohl für reale Hochwasser aus den vergangenen Jahren, als auch für hydrologisch generierte synthetische Ganglinien (HUNDECHA et al. 2008).

Abbildung 3 zeigt die maximalen Wasserstände für ein simuliertes HQ100 bei vollständiger Öffnung der vorhandenen Flutschleusen. Die wesentlichen, bereits dokumentierten Defizite (HGN 2005) zeigten sich auch in den Simulationsrechnungen. So können die Retentionsvolumina in den Poldern wegen fehlender oder nur beschränkt leistungsfähiger Flutschleusen nicht vollständig aktiviert werden. Zudem ist der Rückhalt des Abflusses in den Poldern Ritteburg und Schönewerda nicht effektiv, da das abgeschlagene Wasser über die Polderflächen schnell abfließen und wieder dem Hauptgerinne zufließen kann. Die Wirkung der Polder in Bezug auf eine Minderung des Abflussscheitels ist gering, so dass auch für die Unterlieger entlang der Unstrut bis zu ihrer Mündung in die Saale mit Überflutungen und Hochwasserschäden zu rechnen wäre. Stromaufwärts zwischen dem Poldergebiet und der Talsperre Straussfurt sind erhebliche Ausuferungen zu erkennen.

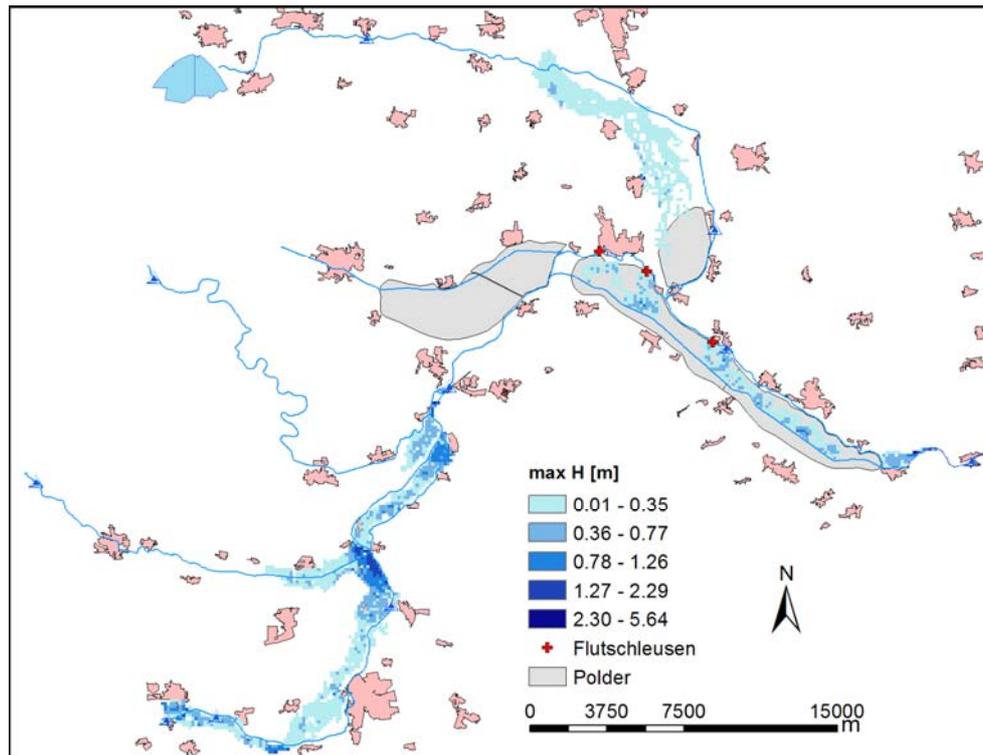


Abb. 3: Berechnete Überflutungsflächen im IST-Zustand für ein simuliertes  $HQ_{100}$

### 5 Maßnahmen zur Verbesserung des Hochwasserschutzes

Aufbauend auf der Analyse dieser Defizite wurden Maßnahmen zur Verbesserung des technischen Hochwasserschutzes entwickelt. Für die Analyse der Wirksamkeit der Maßnahmen werden diese zu Ausbauszenarien zusammengefasst. Damit ergeben sich für die Simulationsrechnungen insgesamt sechs Systemzustände (inklusive IST-Zustand). Die Maßnahmen zur Verbesserung des Hochwasserschutzes lassen sich wie folgt unterteilen:

a.) Ertüchtigung vorhandener Polder

Die bestehenden großen Polder Ritteburg, Schönewerda und Oldisleben an der unteren Unstrut sowie der Polder Mönchenrieth an der Helme werden ausgebaut. Dazu wird je eine zusätzliche Flutschleuse für die Polder Ritteburg und Oldisleben installiert und die bestehenden Flutschleusen erweitert, um die Zuflusskapazitäten deutlich zu erhöhen.

b.) Querverwallungen

In den langgestreckten Poldern Ritteburg und Schönewerda werden Querverwallungen errichtet, um ein schnelles Abfließen des Wassers nach Unterstrom zu verhindern und einen höheren Einstaugrad der Polder zu erreichen.

c.) Zusätzliche Polder

Aufbauend auf der Studie von HGN (2005) und Planungsunterlagen des Landes Thüringen wurden Flächen für die Errichtung zusätzlicher Polder identifiziert. Insgesamt konnten so im maximalen Ausbaugrad des Systems sieben zusätzliche Polder eingerichtet werden. Eine Übersicht der zusätzlichen Polderflächen gibt Abbildung 4. Als Alternative zur Einrichtung der Polder Wundersleben und Scherndorf wurden an gleichem Ort zudem die nicht dargestellten, kleineren Polder Schlüsselwiesen und Sömmerda vorgesehen.

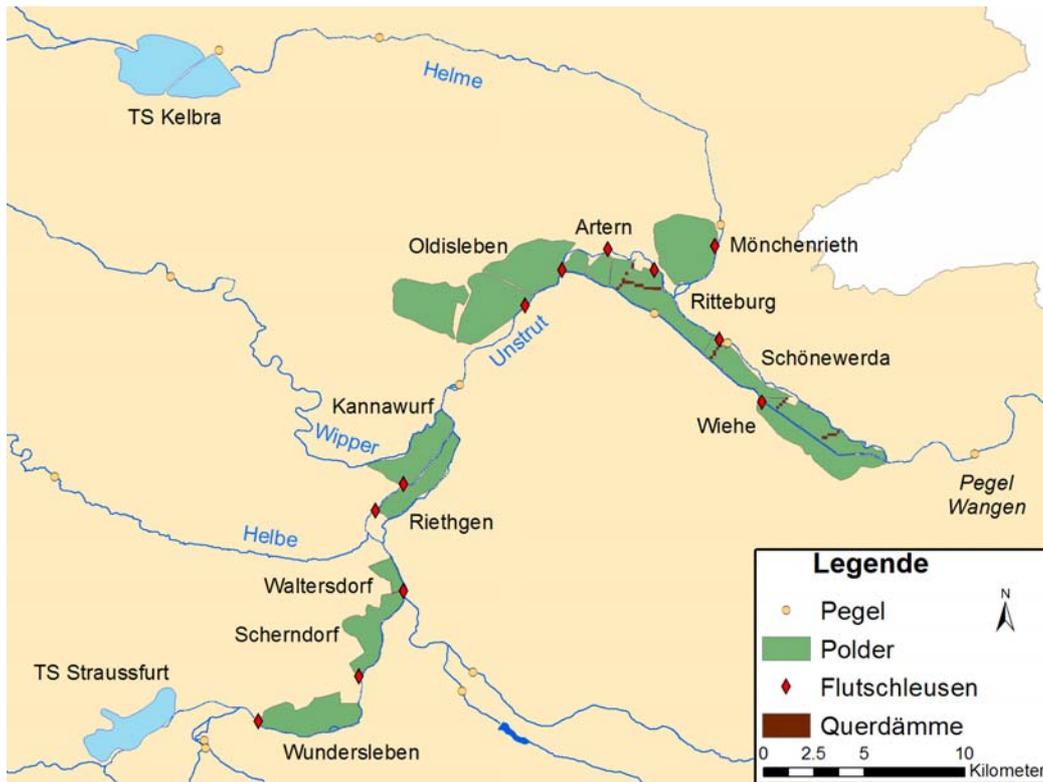


Abb. 4: System des technischen Hochwasserrückhalts im maximalen Ausbauzustand

d.) Variation der Steuerung und der Ausbildung der Einlaufbauwerke

Um Aussagen zum Einfluss operationeller Maßnahmen auf die Wirksamkeit des technischen Hochwasserschutzes treffen zu können, wurde bei der Aufstellung der Szenarienmatrix sowohl die gesteuerte wie auch die ungesteuerte Beaufschlagung der Polder betrachtet. Die ungesteuerte Beaufschlagung erfolgt durch Überlaufstrecken im Deich, deren Höhe so angepasst ist, dass eine Flutung ab circa einem HQ10 erfolgt. Alternativ ist eine gesteuerte Flutung der Polder durch Flutschleusen vorgesehen. Diese Flutschleusen werden ab einem vorgegebenen Wasserstand im Fluss geöffnet und ermöglichen eine Beaufschlagung der Polder bereits für ein Hochwasser von fünfjähriger Wiederkehrwahrscheinlichkeit. Im geöffneten Zustand erfolgt der Durchfluss durch die Flutschleuse wie über ein festes Wehr. Der kritische Wasserstand wurde entsprechend dem Sylvesterhochwasser 2002/2003 festgelegt.

Die sechs Systemzustände der Szenarienmatrix sind in Abbildung 5 skizziert. Die dargestellten Systemänderungen werden jeweils hinzugefügt, so dass sich der Umfang der Ertüchtigungsmaßnahmen und damit der Aufwand für ihre Umsetzung sukzessive erhöht. Die Bewertung erfolgt anhand der berechneten Überflutungsflächen bzw. deren Änderung gegenüber dem IST-Zustand und den Abflussganglinien am Pegel Wangen, der stromab des Poldergebietes auch die Grenze des numerischen Modells kennzeichnet und als Bezugspegel für die Steuerung der Talsperre Kelbra dient.

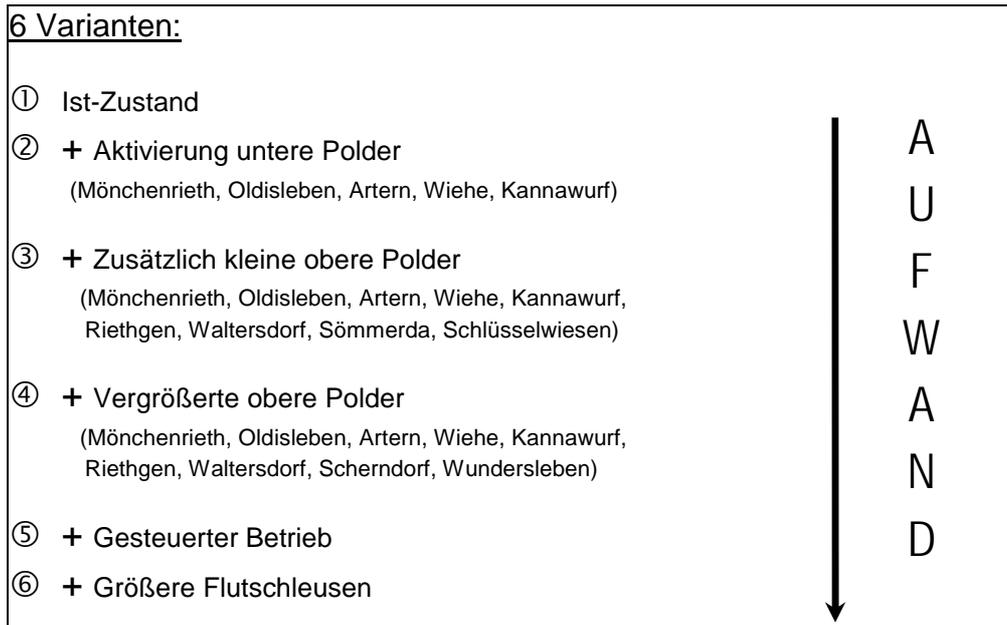


Abb. 5: Untersuchte Systemzustände

## 6 Ergebnisse

Die Berechnung der Überflutungsflächen für den IST-Zustand zeigt großflächige Überschwemmungen im Oberlauf der Unstrut sowie im Unterlauf nach Zusammenfluss von Hauptgerinne und Flutkanal, während die vorhandenen Polder kaum beaufschlagt werden (siehe Abbildung 3). Bereits für die Aktivierung der unteren Polder im Zustand 2 ergibt sich eine Verbesserung, wie die Darstellung der Differenzen der maximalen Wasserstände in Abbildung 6 zeigt. Die grün dargestellten Flächen zeigen die durch den Rückhalt der Spitzenabflüsse verringerten Überflutungen. Durch eine Verminderung des Rückstaus wirken sich die Maßnahmen teilweise auch stromaufwärts der Polder aus.

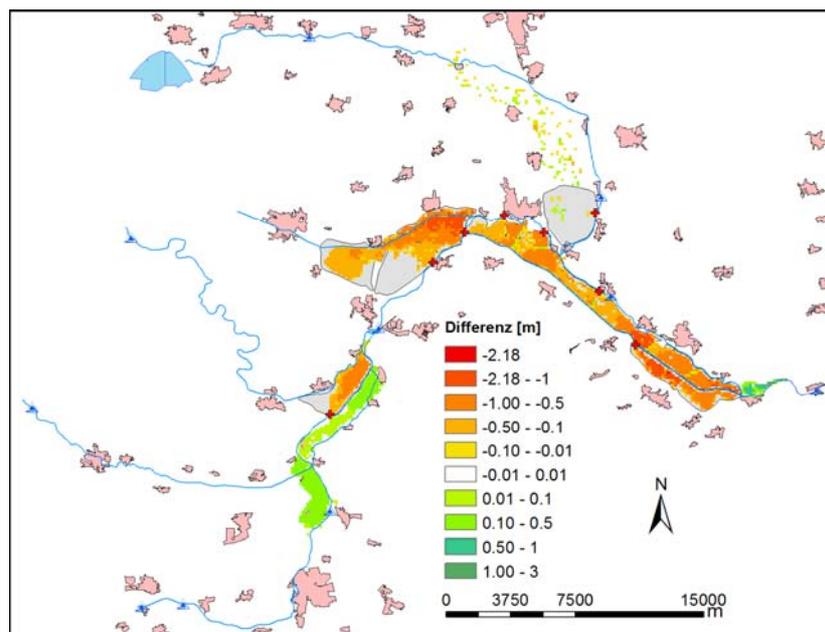


Abb. 6: Differenz der maximalen Wasserstände zwischen dem IST-Zustand (Eins) und Zustand 2. Rot dargestellte Flächen zeigen eine Erhöhung der Wasserstände im Zustand 2.

Die Überflutungsflächen in den weiteren Ausbaustufen mit zusätzlichen oberen Polder (hier nicht dargestellt) zeigen eine Konzentration der Überflutungen auf die Polderflächen, aber keine qualitative Änderung der Überschwemmungssituation.

Der durch die Polder verbesserte Rückhalt des Hochwasserabflusses zeigt sich auch in den Ganglinien des Pegels Wangen (Abbildung 7). Die Spitzenabflüsse können durch die Maßnahmen deutlich von ca. 215 m<sup>3</sup>/s auf ca. 160 m<sup>3</sup>/s gesenkt werden. Die Wirksamkeit aller betrachteten Maßnahmenkombination liegt in der gleichen Größenordnung, was belegt, dass mit einem erhöhter Aufwand nicht zwingend auch ein verbesserter Hochwasserschutz einher geht.

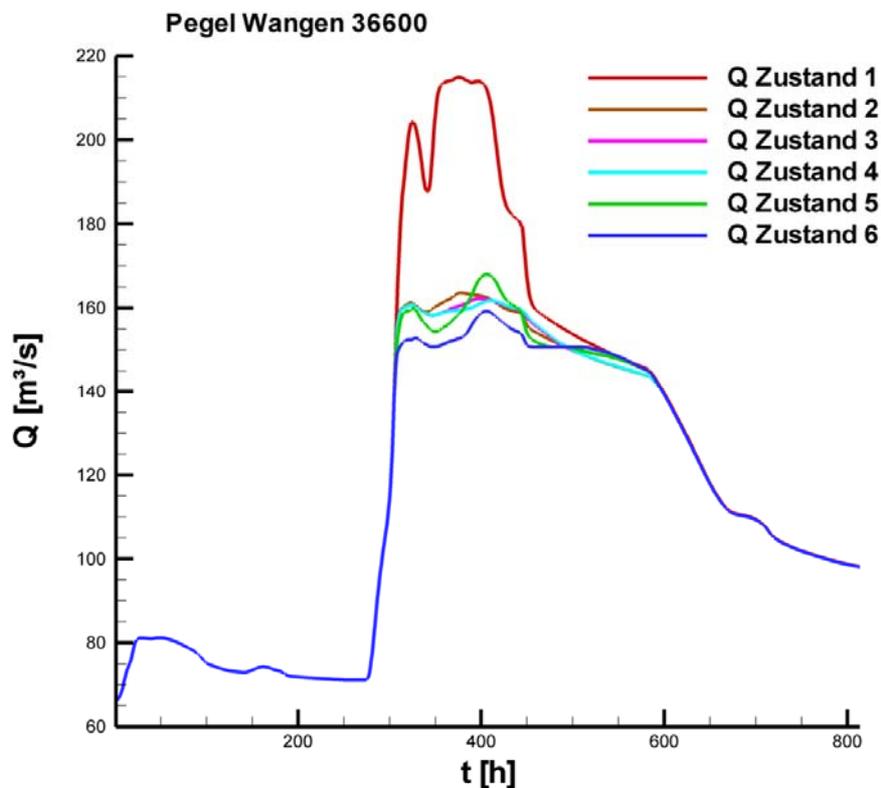


Abb. 7: Ganglinien eines simulierten HQ<sub>100</sub> am Auslauf des Untersuchungsgebiets (Pegel Wangen) für die verschiedenen Ausbaustände

Auffallend ist, dass die Ganglinie für den Zustand 5 (gesteuerte Beaufschlagung der Polder durch 25 m breite Flutschleusen) höhere Scheitelabflüsse als für die Zustände 2, 3 und 4 (ungesteuerte Beaufschlagung der Polder durch 100 m Breite Überlaufstrecken) bewirkt. Dieser durch die geringere Kapazität der Bauwerke bewirkte Effekt, ist für Zustand 6 (gesteuerte Beaufschlagung der Polder durch 50 m breite Flutschleusen) gemindert.

## 7 Ausblick

Die Auswahl und Gestaltung der für den Hochwasserrückhalt vorzuhaltenden Polderflächen erfordern eine Abwägung zwischen dem Schutz der Unterlieger und der Bereitstellung von Überflutungsflächen bzw. den damit verbundenen technischen und finanziellen Aufwendungen. Des Weiteren bietet die gesteuerte Beaufschlagung der Polder das Potential den Hochwasserrückhalt zu verbessern. Hier ist noch erhebliches Optimierungspotential zu sehen. Auch zur Klärung dieser Fragestellungen erfolgen derzeit Berechnungen für 31 verschiedene Ganglinien der Jährlichkeiten HQ25 bis HQ10000. Auf Basis dieser Ergebnisse werden sich insbesondere zum Einfluss der Steuerung weitere Aussagen treffen lassen.

## Literatur

- AKAN, A.O. & YEN, B.B. (1977): A nonlinear diffusion wave model for unsteady open channel flow. Proceedings 17th IAHR Congress, Baden-Baden, Deutschland
- BATES, P.D. & DE ROO, A.P.J. (2000): A simple raster-based model for flood inundation simulation. *Journal of Hydrology*, Vol. 236(1-2), pp. 54-77. ISSN: 0022-1694.
- HUNDECHA, Y. et al. (2008): Modelling of daily rainfall for flood risk assessment using a mixed distribution. In preparation.
- KAMRATH, P. et al. (2006): Assessment of Discharge through a Dike Breach and Simulation of Flood Wave Propagation. *Natural Hazards* 38: 63–78
- KAMRATH, P. & NIEMEYER, M. (2008): Modellierung der Breschenbildung und Überflutung –vom Versagen zu den Folgen. *Sicherheit und Risiko wasserbaulicher Anlagen*: 37. IWASA, Internationales Wasserbau-Symposium Aachen 2007 / Hg. v. J. Köngeter. Aachen: Shaker (Mitteilungen / Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen; 148), p. I/16 - ISBN 978-3-8322-6665-3

## **Operationelles Hochwassermanagement mit Hilfe von fernerkundungsgestützten Verfahren am Beispiel des Sieg/Agger Einzugsgebiets**

Dirk Schüttemeyer, Dirk Meetschen, René Grasselt, Klaus Walbeck, Clemens Simmer

### **Zusammenfassung**

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde ein einfaches, völlig automatisches, Entscheidungsunterstützungssystem entwickelt, welches auf den Daten des Niederschlagsradars des Meteorologischen Instituts der Universität Bonn basiert. Dieses Radar misst derzeit alle fünf Minuten den Niederschlag im Umkreis von 100 km um den Radarstandort in Bonn mit hoher räumlicher Auflösung. Das System wurde anhand der Daten verschiedener Hochwasserereignisse in den letzten Jahren kalibriert und befindet sich momentan noch in der Testphase. Derzeit werden 15 Warnstufen, die zeitlich unterschiedlich langen Integrationsperioden entsprechen, verwendet. Eine neue Analyse der aktuellen Niederschlagssituation erfolgt jeweils im fünfminütigen Abstand, basierend auf den neuesten Radarmessungen. Die entsprechenden Warnmeldungen versendet das System derzeit als Klartext in Form von Email, SMS und Fax. Sie enthalten Informationen über den Zeitpunkt, den Ort und die Intensität des erkannten Starkregens. Um die Vorwarnzeiten weiter zu erhöhen wird weiterhin aus den Radardaten mittels Tracking und Extrapolation eine Kurzfristvorhersage für den Niederschlag in den verschiedenen Teileinzugsgebiete erstellt. Hierin werden die Daten des Bonner Radars mit Radardaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) verschnitten.

In einem weiteren Schritt wurde das Bodenmodell des operationellen Vorhersagemodells COSMO-LME des Deutschen Wetterdienst in einer Stand-Alone-Version mit einem hydrologischen Abflussmodell gekoppelt, um eine genauere Analyse der verschiedensten Hochwasserereignisse und damit auch eine Erweiterung des Entscheidungsunterstützungssystem zu ermöglichen.

### **1 Einleitung**

Ein Schlüsselfaktor für eine Vielzahl von hydrologischen Anwendungen ist eine möglichst präzise Schätzung des aktuellen Niederschlags. Diese Schätzungen werden zum Beispiel verwendet, um hydrologische Modelle für Hochwasservorhersagen oder ähnliche Zwecke zu betreiben. In den vergangenen Jahren werden zunehmend Radarmessungen für diese Zwecke eingesetzt, da diese den Niederschlag im Messbereich eines Radars flächendeckend und in nahezu Echtzeit erfassen. Tatsächlich erfassen Radare den Niederschlag je nach Entfernung vom Radarstandort sogar noch einige Minuten vor dem Auftreffen am Boden, da das Radarsignal durch die Rückstreuung an fallenden Niederschlagspartikeln entsteht.

Bisher wurden Starkniederschläge im Bereich des Einzugsgebietes der Sieg/Agger nur durch ein Netzwerk von online-meldenden Regenmessern und Pegeln erkannt. Erstere sind aber in der Regel räumlich nicht ausreichend dicht verteilt, um die hohe räumliche Variabilität gerade von konvektivem Niederschlag ausreichend zu erfassen. Tatsächlich gab es Ereignisse, die zu lokalen Überflutungen führten, die von den Regenmessern überhaupt nicht registriert wurden, da die verursachende Niederschlagszelle auf ihrem Weg keine der Niederschlagsstationen passierte.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde daher in einem ersten Schritt ein einfaches, völlig automatisches, Entscheidungsunterstützungssystem entwickelt, welches allein auf den Daten des Niederschlagsradars des Meteorologischen Instituts der Universität Bonn basiert. Um die Vorwarnzeiten weiter zu erhöhen wurde weiterhin aus den Radardaten mittels Tracking und Extrapolation eine Kurzfristvorhersage für den Niederschlag in den verschiedenen Teileinzugsgebiete erstellt. Hierin wurden die Daten des Bonner Radars mit Radardaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) verschnitten. In einem zweiten Schritt wurde auch auf radarbasierenden Daten die Abflussbildung im Einzugsgebiet mit Hilfe des SVAT-Modul TERRA-ML (Schrodin und Heise 2001) des operationellen COSMO Modells des Deutschen Wetterdienstes, sowie dessen Kopplung mit einen Fluss Routing Schema realisiert.



Abb. 1: Das Einzugsgebiet der Sieg mit den einzelnen Subeinzugsgebieten

## 2 Das Sieg Einzugsgebiet

Diese Studie bezieht sich auf das Gesamteinzugsgebiet der Sieg (Abbildung 1). Die Sieg ist ein Nebenfluss des Rheins und befindet sich in Westdeutschland und erstreckt sich über die Bundesländer Nordrhein Westfalen, Rheinland Pfalz und Hessen. Das Sieg Einzugsgebiet hat eine Größe von 2832 km<sup>2</sup>. Charakterisiert ist das Einzugsgebiet von den Mittelgebirgen im östlichen und mittleren Teil und dem Fachland im westlichen Teil in der Nähe des Rheins. Die Elevation reicht dabei von 20 bis 600 m über dem Meeressniveau. Die mittlere jährliche Niederschlagshöhe variiert zwischen 900 und 1200 mm (Quelle: [www.sieg.nrw.de](http://www.sieg.nrw.de)). Eine Besonderheit in diesem Einzugsgebiet ist der relativ große Anteil von Wald und Grünland, der im Vergleich zu anderen Einzugsgebieten die mehr anthropogen beeinflusst sind eine überdurchschnittlich hohe Evapotranspiration zur Folge hat.

### 3 Das Warnsystem

In Zusammenarbeit mit dem Aggerverband (Gummersbach) und dem Staatlichen Umweltamt Köln wurde ein operationelles System aufgebaut, das in Quasi-Echtzeit die vom X-Band Radar des Meteorologischen Instituts der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn erfassten Messungen der Radarrückstreuung analysiert um Starkniederschläge innerhalb seines Messbereiches (ca. 100 km Radius um den Standort Bonn) zu erkennen und gegebenenfalls gebietsbezogene Warnmeldungen versendet. Starkniederschläge werden dabei separat für jedes Teileinzugsgebiet durch empirisch festgelegte Schwellwerte der mittleren Niederschlagssummen über verschiedene Zeitintervalle definiert. Derzeit sind 15 Warnstufen, die zeitlich unterschiedlich langen Integrationsperioden entsprechen, für alle Teileinzugsgebiete festgelegt worden (10 min, 15 min, 20 min, 30 min, 40 min, 50 min, 60 min, 80 min, 100 min, 2 h, 2,5 h, 3 h, 4 h, 5 h und 6 h). Jedes Mal, wenn das Bonner X-Band-Radar das Gesamtgebiet abgetastet hat, wird eine neue Analyse der aktuellen und vergangenen Niederschlagssituation begonnen. Dazu werden derzeit die neuen Messwerte der Radar-Reflektivität mittels einer festen Z-R-Beziehung, die sich als optimal für das X-Band-Radar ergeben hat, in Regenraten umgerechnet. Dies geschieht zunächst auf einem polaren Gitter mit einer tangentialen Auflösung von 1° und einer radialen Auflösung von 125 m. Unter Einbeziehung der Messwerte aus den 15 Zeiträumen (Warnstufen) vor dieser Messung werden für jeden Gitterpunkt die integrierten Regenmengen bestimmt. Aus diesen flächenhaft für jeden Gitterpunkt vorliegenden Regensummen werden die mittleren Regenmengen für die Teileinzugsgebiete berechnet. Überschreitet einer oder mehrere dieser Werte die gesetzten Schwellwerte, so wird eine Warnung an die diesem Gebiet zugeordneten Empfänger versendet. Bei den Gebieten handelt es sich in der Regel um Einzugsgebiete oder Teileinzugsgebiete von Bächen oder kleinen Flüssen, so dass eine Abschätzung möglich wird, wo sich ein erkannter Starkniederschlag auswirken wird. Um die Schwellwerte für die verschiedenen Gebiete und Zeitintervalle festzulegen, wurden Ereignisse aus den vergangenen Jahren analysiert. Dies umgeht empirisch die Berücksichtigung hydrologischer Besonderheiten der Teileinzugsgebiete durch eine nachgeordnete hydrologische Modellierung, die jedoch Teil eines erweiterten Warnsystems für das Einzugsgebiet sein wird (siehe Abschnitt 5).

Die Warnmeldungen versendet das System derzeit als Klartext in Form von Email, SMS und Fax. Sie enthalten Informationen über den Zeitpunkt, den Ort und die Intensität des erkannten Starkregens. Aufgrund der quantitativen Ungenauigkeit der Radarmessungen, dürfen diese Warnmeldungen alleine noch keine konkreten Handlungen bei den Empfängern auslösen; die Warnungen sollen vielmehr beim Empfänger dazu führen, weitere Informationsquellen zu konsultieren, um aus der Gesamtsicht der verfügbaren Informationen angemessene Reaktionen zu beschließen.

Weiterhin erfolgte die Einbindung externer Radardaten des DWD, als Fall-Back-Option und die Unterdrückung von Informationen über Systemausfälle, wenn die Wetterlage keinen Starkniederschlag erwarten lässt.

Abbildung 2 zeigt typische Beispiele für stärkere Niederschlagsereignisse im Einzugsgebiet. Die violette Linie zeigt den gemessenen Anstieg des Abflusses. Der gemessene mittlere Niederschlag des Radars im Subeinzugsgebiet (blau) zeigt einen leicht anderen Verlauf im Vergleich zu der Punktinformation von einem Regenmesser (grün). Eine bessere Übereinstim-

mung ist bei der hohen räumlichen Variabilität von konvektivem Niederschlag auch nicht zu erwarten. Die roten Balken zeigen die einzelnen versandten Warnungen für das betreffende Subeinzugsgebiet an.

Als weiterer Baustein des DSS wurde eine webbasierte Darstellung des aktuellen und zurückliegenden Niederschlags geschaffen (<http://www.meteo.uni-bonn.de>), so dass jederzeit die Entwicklung in den einzelnen Subeinzugsgebieten nachverfolgt werden kann auch ohne bereits versandte Warnungen.

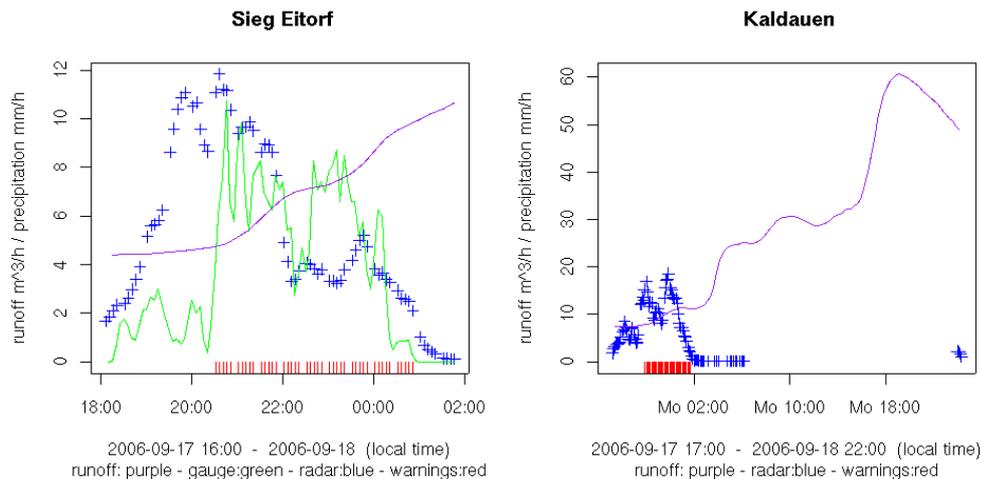


Abb. 2: Verlauf des gemessenen Niederschlags (Radar (blau) und Regenmesser (grün)) sowie Anstieg des Abflusses (violett) und versandte Warnungen (rot).

Um die Vorwarnzeiten weiter zu erhöhen wurde aus den X-band Radardaten des MIUB als auch den Radardaten der DWD ein gemeinsames Komposit erstellt. Dieses Komposit erlaubt durch die Vergrößerung des betrachteten Gebiets auch über längere Zeiträume mittels Tracking und Extrapolation eine Kurzfristvorhersage für einen Zeitraum von 1-2 Stunden für den Niederschlag zu erstellen. Die Idee der Kurzfristvorhersage beruht auf einem Algorithmus zur Mustererkennung in den Radardaten und die einzelnen Niederschlagsgebiete in aufeinander folgenden Radarbildern zu verfolgen. Dabei werden sowohl der Zusammenschluss als auch die Trennung einzelner Zellen mit berücksichtigt. Danach erfolgt die gewichtete (lineare) Bestimmung der Durchschnittsgeschwindigkeit der detektierten Zellen und deren Extrapolation.

Die Anzahl der entstehenden und aufgelösten Zellen im Verhältnis zur Gesamtzahl wird benutzt um eine erste Aussage über die Qualität der Kurzfristvorhersage zu treffen. Das verwendete Maß der Veränderungsdynamik (Gleichung 1) steht in Echtzeit zur Verfügung um jedem Nutzer erste Hinweise auf die aktuelle Situation zu geben.

$$\text{Veränderungsdynamik} = \frac{(\text{neu entstandene Zellen} - \text{aufgelöste Zellen})}{(\text{neu entstandene Zellen} + \text{aufgelöste Zellen})} \quad (1)$$

Der Vorhersagemodus des DSS befindet sich momentan in einer ausgiebigen Testphase um eventuell auftretende Frustrationen seitens der Nutzer durch eine höhere Zahl an Fehlalarmen zu minimieren.

#### 4 Abflussvorhersage mit dem Modell

Zur Modellierung des Abflusses im Einzugsgebiet wurde das Mehrschichten Landoberflächenmodell TERRA-ML in einer vom COSMO entkoppelten Stand-Alone-Version (Ament, 2006) mit einem hydrologischen Abflussmodell gekoppelt (Abbildung 3).

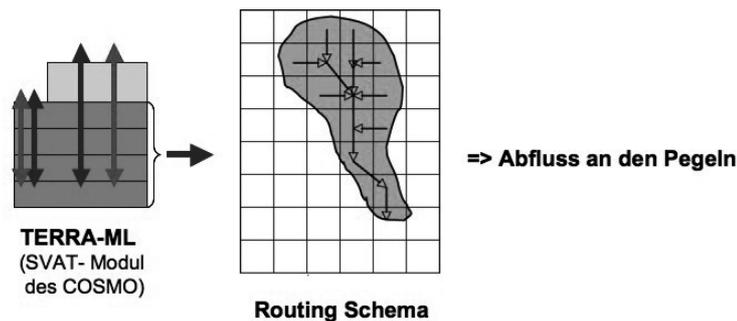


Abb. 3: Modellkonfiguration von TERRA-ML und dem Routing Schema

Ein vertikal eindimensionales SVAT-Modul wie TERRA-ML berechnet den Abfluss nur pro Gitterzelle in einem Atmosphärenmodell. Gerinne Abfluss dagegen wird an Mess-Stationen entlang der Flüsse registriert und kann als integrierte Größe betrachtet werden, die den Abfluss über ein größeres Gebiet wiedergibt, meist über mehrere Modell Gitterzellen. Gerinne Abfluss kann mit einer relativ hohen Genauigkeit gemessen werden (< 90 %) und eignet sich daher sehr gut zur Validation der von den SVAT-Modulen berechneten Wasserbilanz. Das entkoppelte TERRA-ML beschreibt die vertikalen Wasser- und Energieaustauschprozesse mit der Atmosphäre und berechnet den Oberflächen- und Grundwasserabfluss. Das Routing Schema (Lohmann et al. 1996) transformiert den Gesamtabfluss in Gerinne Abfluss. An der entkoppelten TERRA-ML Version können Verbesserungen vorgenommen werden, die mit geringen Rechenkosten verbunden sind. Deshalb wurde die Möglichkeit genutzt um von der maximal möglichen operationellen räumlichen Auflösung des COSMO Modells (2.8 km), auf eine räumliche Auflösung von einem Kilometer herunter zu skalieren. Weiterhin wurde die Bodenart durch Datensätze der Geologischen Landesämter Nordrhein-Westfalen und Rheinland Pfalz ersetzt. Dies bedeutet auch, dass mehr Bodenklassen für die Modellierung zu Verfügung stehen. Des Weiteren wurde die Topografie durch den NASA-SRTM (Shuttle Radar Topography Mission, Farr et al. 2007) Datensatz ersetzt sowie die Vegetationsparameter mit dem CORINE Datensatz (EEA, 2000) angepasst.

Der meteorologische Antrieb wird, mit Ausnahme des Niederschlags, durch die COSMO-Analyse Daten bereitgestellt, die aus dem Assimilationsverfahren stammen. Um eine gute Abflussgenerierung zu erreichen, werden für den Niederschlagsantrieb hochaufgelöste angeeichte Radardaten (RADOLAN-RW) des Deutschen Wetterdienstes verwendet. Die Daten stehen in stündlicher Auflösung zur Verfügung.

Es wurde die Parametrisierung der eindimensionalen Darcy Gleichung geändert, die den vertikalen Wassertransport im Boden beschreibt. Diese Gleichung setzt sich aus der hydrau-

lische Leitfähigkeit  $K$  und der hydraulischen Diffusion  $D$  zusammen. Diese sind von der Bodenfeuchte  $n$  und der Bodencharakteristik ( $n_{PV}$  Porenvolumen,  $n_{ADP}$  Lufttrocknungspunkt,  $K_0, K_1$  hydraulische Leitfähigkeit) abhängig und werden über die exponentielle Gleichung von Rijtema (1969) parametrisiert. (Gleichungen 3).

$$F_\eta = K(\eta) + D(\eta) \frac{\partial \eta}{\partial z} \quad (2)$$

$$K(\eta) = K_0 \exp\left(K_1 \frac{\eta_{PV} - \eta}{\eta_{PV} - \eta_{ADP}}\right) \quad D(\eta) = D_0 \exp\left(D_1 \frac{\eta_{PV} - \eta}{\eta_{PV} - \eta_{ADP}}\right) \quad (3)$$

$$K(\eta) = K_0 \cdot \left(\frac{\eta}{\eta_{PV}}\right)^c \quad D(\eta) = -b \cdot \eta_{ADP} \cdot K_0 \cdot \eta_{PV}^{-b-3} \cdot \eta^{b+2} \quad (4)$$

Der exponentielle Ansatz ist keine konventionelle Formulierung die in anderen meteorologischen Modellen Verwendung findet.

Daher wurde in TERRA-ML der lineare Ansatz von Campbell (1974) implementiert (Gleichungen 4), um dessen Einfluss auf die Bodenfeuchte und Abflussmodellierung zu testen. Diese Gleichungen benötigen ebenfalls Informationen über die Bodenfeuchte und die Bodenart. Zusätzlich wird der Porengrößenverteilungsindex  $b$  und  $c = 2 + b$  eingeführt. Dieser Parameter ist ebenfalls von der Bodenart abhängig und kann empirisch oder aus gemessenen Bodeneigenschaften der Literatur entnommen werden (z.B. Clapp & Hornberger (1978) oder Pielke (1984)).

Zwar simuliert die alte Parametrisierung durch Rijtema die Abflussspitzen etwas besser, in Bezug auf die akkumulierten Masse liegt die neue Campbell Parametrisierung allerdings näher an der Messung. Dennoch ist dieser Modell Lauf stark durch Austrocknungseffekte gezeichnet, besonders zum Ende des Modell Laufs. Es wird eine realistische Abflussganglinie mit dem Niederschlagsantrieb durch RADOLAN RW erreicht (Abbildung 3). Während nur Rijtema diese Anfangs leicht überschätzt, haben beide Parametrisierungen speziell von Anfang August bis Ende des Laufs in der Abflussmodellierung Überschätzungsprobleme. Des Weiteren kommt es in den verschiedenen Realisierungen zu Austrocknungseffekten. Diese sind auf die untere Randbedingung des SVAT-Modul TERRA-ML zurückzuführen. Die Wasserbilanz in TERRA-ML wird in sechs Bodenschichten berechnet mit einer Bodentiefe von 2.50m. In der letzten Bodenschicht wird der Gravitationsfluss dem Grundwasserabfluss zugerechnet und gleichzeitig in dieser Schicht der Diffusionsfluss nach oben vernachlässigt. Das bedeutet die untere Bodenschicht kann die Schichten darüber nicht durch kapillare Transporte befeuchten.

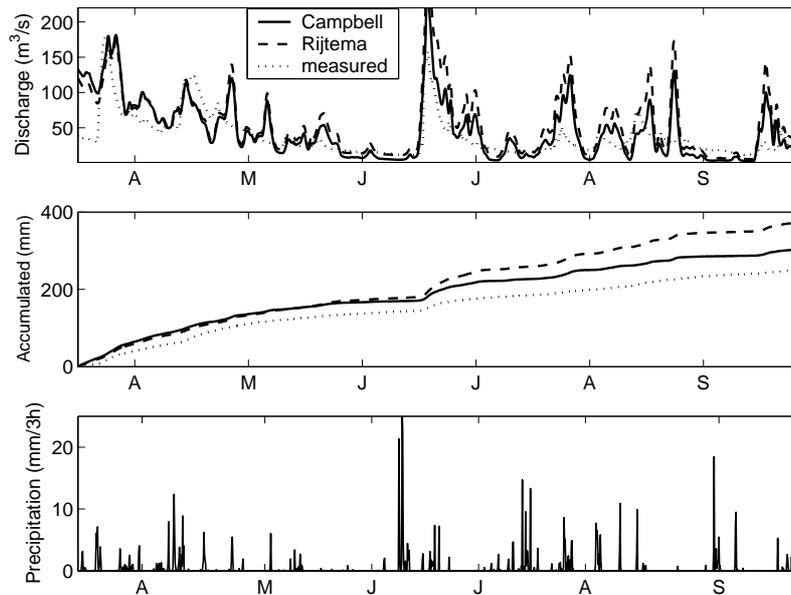


Abb. 3: Abfluss für den Zeitraum von April bis September 2006 für die Mess-Station Menden (oben) und die akkumulierte Masse des Abflusses (mitte), schwarze Kurve die Parametrisierung nach Campbell, gestrichelt Rijtema, gepunktet Messung und Niederschlagsantrieb durch RADOLAN RW (unten)

## 5 Diskussion und Ausblick

In der vorliegenden Studie wurde ein einfaches, völlig automatisches, Entscheidungsunterstützungssystem entwickelt, welches auf den Daten des Niederschlagsradars des Meteorologischen Instituts der Universität Bonn basiert. Erste Ergebnisse zeigen, dass das System wichtige Informationen in Echtzeit an verantwortliche Behörden und Verbände zur Verfügung stellen kann. Weiterhin ist die Onlinedarstellung der aktuellen Niederschlagsraten in jedem Subeinzugsgebiet ein nützliches Werkzeug des DSS um gefährliche Situationen schon vor dem kritischen Zustand zu erkennen. Die Analyse der Extremereignisse zeigt, dass die Rate der Fehlmeldungen als gering einzuschätzen ist. Dennoch zeigt sich, dass Ausfälle des Radars eine wirklich operationelle Anwendung mit Ausfallquoten unter 5% momentan nicht erlauben. Daher wurden auch die Radardaten des DWD mit in das DSS eingebunden um eine höhere Ausfallsicherheit zu gewährleisten. Momentan werden erste Tests für zurückliegende Ereignisse mit den entsprechenden Daten durchgeführt. Das entwickelte Verfahren zur Kurzfristvorhersage könnte die Vorhersagezeit extremer Ereignisse in Zukunft deutlich erhöhen und durch die Kompositbildung auch deutschlandweit Verwendung finden.

Es konnte weiterhin nachgewiesen werden, dass ein Radar basiertes Niederschlagsprodukt in der Lage ist die Modellierung des Gerinne Abflusses in einem Einzugsgebiet entscheidend zu beeinflussen. Die Änderung der vertikalen Wassertransportparametrisierung bringt leichte Verbesserungen in der Abflusssimulation. In Zukunft soll die Parametrisierung eines variablen Grundwasserspiegels die untere Randbedingung in TERRA-ML ersetzen. Durch diese Maßnahme sollen die Austrocknungseffekte beseitigt werden. Weitere Sensitivitätsstudien an den implementierten Parametrisierungen in TERRA-ML sollen Aufschluss über die Tatsa-

che geben, warum Schwierigkeiten bei der Modellierung der Abflussspitzen mit der Campbell Parametrisierung bestehen. In diesem Zusammenhang könnte wiederum die entwickelte radarbasierte Vorhersage die Abflussvorhersage im Rahmen von extremen Ereignissen weiter zu verbessern.

Abschließend bleibt anzumerken, dass der Einsatz von polarimetrischen Radaren in Bonn, Jülich und Essen einen deutlichen Entwicklungssprung insbesondere im Bereich der Datenqualität als auch eine Verbesserung der Systemausfälle erwarten lassen.

## Literatur

- Ament, F., C. Simmer (2006): Improved representation of land-surface heterogeneity in a non-hydrostatic numerical weather prediction model - *Boundary-Layer Meteorology* 121 (1) S. 153 – 174.
- Bartels, H., E. Weigl, T. Reich, P. Lang, A. Wagner, O. Kohler, N. Gerlach (2004): Routineverfahren zur Online-Aneicherung der Radarniederschlagsdaten mit Hilfe von automatischen Bodenniederschlagsstationen. Abschlussbericht, Offenbach
- Campbell, G. S. (1974): A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data – *Soil Science*. 117, S. 311 - 314
- Clapp, R. B., G. M. Hornberger (1978): Empirical Equations for Some Soil Hydraulic Properties - *Water Resources Research*. 14 (4), S. 601 - 604
- EEA (2000): Corine Land Cover (CLC90) - European Environment Agency a <http://dataservice.eea.eu.int/dataservice/> , Copenhagen DK
- Farr, T. G., P.A. Rosen, E. Caro, R. Crippen, R. Duren, S. Hensley, M. Kobrick, M. Paller, E. Rodriguez, L. Roth, D. Seal, S. Shaffer, J. Shimada, J. Umland, M. Werner, M. Oskin, D. Burbank, D. Alsdorf (2007): The Shuttle Radar Topography Mission – *Reviews of Geophysics*. 45 doi: 10.1029/2005RG000183
- Lohmann, D., R. Nolte-Holube, E. Raschke (1996): A large-scale horizontal model to be coupled to land surface parametrization schemes - *Tellus*. 48A , S. 708 -721
- Pielke, R. A., 1984: *Mesoscale meteorological modelling* - Academic Press, Orlando Rawls, W. J., D. L. Brakensiek (1985): Prediction of soil water properties for hydraulic modeling. *Watershed Management in the Eighties* - E. B. Jones, Ed., ASCE, S. 293 - 299
- Rijtema, P. E. (1969): Soil moisture forecasting - Technical Report Nota 513. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen
- Schrodin, R., E. Heise (2001): The Multi-Layer Version of the DWD Soil Model TERRA-LM - COSMO Technical Report No. 2, Offenbach
- Van Genuchten, M. T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soil - *Soil Science*. 44, S. 892 - 898

## **Visualisierung von Landschaftsveränderung und Hochwassergefahr als Beitrag zur verbesserten Risikowahrnehmung**

Stephan Seeling, Lukas Schefczyk, Henning Buddenbaum, Silvia Nilles

### **Zusammenfassung**

Vorbeugender Hochwasserschutz ist auf eine breite Unterstützung der Öffentlichkeit angewiesen. Dies betrifft nicht nur die individuelle Bereitschaft, Vorsorge zu treffen und für den Krisenfall vorbereitet zu sein, sondern auch die Teilnahme an der nachhaltigen Einzugsgebietenbewirtschaftung. Computergestützte 3D-Darstellungen von Landschaften mit unterschiedlicher Landnutzung, Nutzungsalternativen und Gefahrenszenarien können zur Veranschaulichung und zur Stärkung des Gefahrenbewusstseins eingesetzt werden. Anhand des Einzugsgebietes des Frankelbachs nördlich von Kaiserslautern (Rheinland-Pfalz) wird dargestellt, wie räumlich hoch aufgelöste Daten flugzeug- und satellitengestützter Fernerkundungssensoren im Rahmen einer solchen Simulation eingesetzt werden können.

### **1 Einführung**

Das im Rahmen des Programms Interreg IIIB Nord-West-Europa geförderte Projekt WaReLa (Water Retention by Landuse) hatte sich die Implementierung von Maßnahmen und der Entscheidungsunterstützung für den integrativen, vorbeugenden Hochwasserschutz in der Fläche zur Aufgabe gestellt. Zwischen Oktober 2003 und Dezember 2007 erarbeiteten 11 Partner aus vier Nationen hierzu Lösungsansätze. Als Teilmodul dieses Gesamtprojektes hält das Hydrologische Informationssystem (HIS) Methoden zur Erfassung von Einzugsgebietsparametern und deren Dynamik bereit. Diese beruhen zum Teil auf der Verbesserung und Variation eines terrestrischen Kartierschlüssels zur Erhebung von hydrologischen Bodenkenngrößen und zum Teil auf der Optimierung fernerkundlicher Verfahren zur Erhebung von Einzugsgebietsvariablen.

Da das Projekt mit dem Ziel angetreten war, bereits während der Projektlaufzeit sichtbare und nachhaltige Umsetzungserfolge zu erreichen, wurden parallel zur Methodenentwicklung bereits erste Maßnahmen in den Demonstrationsgebieten umgesetzt. Dabei trat die Notwendigkeit der Integration örtlicher Entscheidungsträger und der Bevölkerung bei der Umsetzung der jeweiligen Vorhaben offen zu Tage. Um nachhaltige Erfolge in der Fläche zu erzielen, gilt es Verständnis für die Notwendigkeit und Funktion von vorbeugendem Hochwasserschutz zu wecken und die Betroffenen für die Veränderungen ihrer Umwelt zu sensibilisieren. Dabei haben sich in der Vergangenheit Verfahren der computergestützten Visualisierung von Landschaftsveränderungen bewährt (COELHO 2004, BELL 2001). Als problematisch erweist sich jedoch in den meisten Studien die Bereitstellung von benötigten Flächendaten wie Topographie, Böden oder Landnutzung in ausreichender räumlicher und zeitlicher Auflösung (LEWIS 2004, WILLECKE 2001).

Der vorliegende Beitrag versucht Motive für den Einsatz von Visualisierung der Landschaftsveränderung aus drei unterschiedlichen Perspektiven zu beleuchten und somit Ansätze für ihre Verwendung zu liefern. Für das Einzugsgebiet des Frankelbachs, ca. 15 km nördlich von Kaiserslautern, wurde zudem ein Beispieldatensatz aufbereitet. Verwendung

fanden hierbei Laserscanning-Daten und Aufnahmen teils hoch auflösender optischer Fernerkundungssensoren, die über das WaReLa-HIS zur Verfügung gestellt werden konnten.

## 2 Naturrisiken und ihre Bewertung

Ausgehend von der wohlbekannten und etwas vereinfachten Annahme, dass sich das Hochwasserrisiko aus den Komponenten Wahrscheinlichkeit und Verletzbarkeit zusammensetzt (GELDORF 2005, HUFSCHMIDT et al. 2005, YOUNG 1998), kann auch die Vorbeugung in zwei Bereiche unterteilt werden, die sich vor allem hinsichtlich ihrer Akteure unterscheiden. Für die „Wahrscheinlichkeit“ einer Hochwassergefahr sind Faktoren wie geographische Lage, Möglichkeiten des technischen Schutzes und die Wiederkehrhäufigkeit bestimmter Ereignisse entscheidend. Die Bewertung erfolgt hier in der Regel durch Sachverständige und Fachkräfte, die Hochwasser als Teil des natürlichen Systems begreifen, gegen den es nur einen begrenzten Schutz geben kann. Im Gegensatz dazu wird die Verletzlichkeit weitgehend davon bestimmt, wie der einzelne, meist kein Sachverständiger, die Gefahr einschätzt, welche Vorkehrungen er zum Schutz trifft und welche Risiken er einzugehen bereit ist (YOUNG 1998).

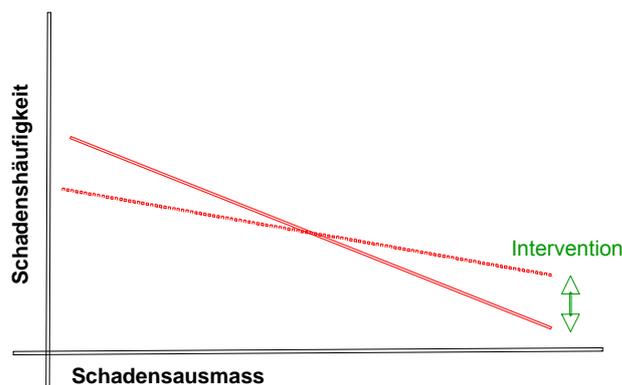


Abb. 1: Mögliche Wirkung von technischem Hochwasserschutz (umgezeichnet nach Geldorf 2005)

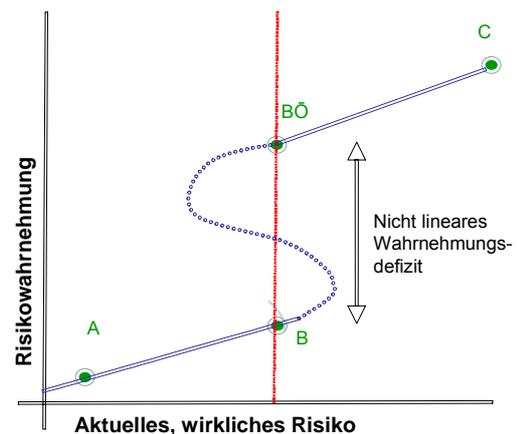


Abb. 2: Verhältnis zwischen tatsächlicher Hochwassergefahr und Hochwasserwahrnehmung (Umgezeichnet nach Geldorf 2005)

In der Öffentlichkeit wird Hochwasser gerne als mit heutigen Mitteln beherrschbares System verstanden. Kommt es zum Schadensfall, so wird oft vom Versagen staatlicher Vorsorgesysteme gesprochen. BOUTELLIER (2002 nach GELDORF 2005) benennt das Paradoxon aus dem Einfordern größtmöglicher individueller Freiheit gegenüber administrativen Regelungen und bei gleichzeitigem optimalem Schutz durch den Staat mit dem Begriff der „Bungee-Jump-Gesellschaft“. Gefordert wird das Recht auf das Risiko des freien Falls und zusätzlich die Sicherheit des Seils.

Gleichzeitig scheint das kollektive Gedächtnis gegenüber Naturgefahren kürzer zu werden (MOTOYOSHI 2006, GELDORF 2005). GELDORF (2005) weist deshalb darauf hin, dass die Verhinderung kleiner und häufiger Gefahrensituationen durch staatlich gelenkte Prävention

u.U. zu einer Zunahme von Ereignissen mit hohem Schadenspotential führen kann, da das Schadenspotential durch die Wahrnehmung falscher Sicherheit gesteigert wird und somit weniger Vorsorge betrieben wird (Abbildung 1). Generell kann es an schwer vorhersehbaren Schwellenwerten der Entwicklung einer tatsächlichen Naturgefahr zu nicht linearen Sprüngen in der Wahrnehmung und Einschätzung durch die Öffentlichkeit kommen (Abbildung 2). Bis zu diesem Punkt wird die tatsächliche Gefahr unterschätzt (Punkt B). Nach Überschreiten einer individuellen Toleranzschwelle kommt es dann u.U. zu einer raschen Überschätzung (Punkt B O).

Die Wahrnehmung und Bewertung des Risikos ist zudem von zahlreichen individuellen Faktoren und Erfahrungen geprägt (ZISCHG 2007, PLAPP & WERNER 2006, GELDORF 2005, YOUNG 1998, GARDENER & STERN 1996). Bis in die jüngste Vergangenheit hinein werden Defizite in der Erforschung der Zusammenhänge zwischen Naturgefahr und der Bereitschaft zur individuellen Vorsorge angemahnt (BRILLY & POLIC 2005). Bei einigen Naturgefahren wie Massenbewegungen, Küstenerosion oder Vulkanismus ist das Versäumnis, die individuelle Verletzlichkeit nicht in die Risikobewertung einzuschließen, besonders groß (DOUGLAS 2007).

Da effektiver Hochwasserschutz nicht allein auf lokale technische Maßnahmen gegründet sein kann (DOUGLAS 2007, BÜCHELE et al. 2006) und dieser trotz Fortschritten in der Effizienz der Maßnahmen und in der allgemeinen Gefahrenvorhersage an wahrnehmbare Grenzen stößt (BRILLY & POLIC 2005), muss ein eher holistischer Weg eingeschlagen werden, der auch soziologische und politische Sichtweisen aufgreift (BÜCHELE et al. 2007, PLAPP & WERNER 2006). Computergestützte Visualisierungen von Fließwegen und Wasserspiegelständen können hier unabhängig von der individuellen Erfahrung des einzelnen das Gefahrenbewusstsein wach halten und zur Sensibilisierung hinsichtlich der Naturgefahr beitragen (MEITNER et al. 2005, COELHO 2004).

### **3 Beiträge zum nachhaltigen Einzugsgebietsmanagement**

Da mit Mitteln des präventiven Hochwasserschutzes nur vorhandene Potentiale des Wasserrückhalts optimiert werden können, ist man zur erfolgreichen Umsetzung auf einen möglichst großen Flächenanteil unter nachhaltiger Bewirtschaftung angewiesen. Doch kann nur ein Teil der Flächennutzung direkt durch Maßnahmen der Regionalplanung beeinflusst werden. Andere unterliegen längerfristigen, meist großräumigen Einflüssen (SEELING et al. 2007, BÜRGI et al. 2004) oder der individuellen Bewertung durch den Flächeninhaber (WILLECKE 2001). Dies unterstützt die oben geäußerte Annahme, dass für einen effektiven Hochwasserschutz technische Vorkehrungen mit öffentlicher Risikowahrnehmung gekoppelt werden müssen. Um sowohl für den Planungsträger die Konsequenzen des raumplanerischen Eingriffes zu veranschaulichen als auch die Öffentlichkeit von einer nachhaltigen Flächennutzung zu überzeugen, haben sich computergestützte Visualisierungen in der Vergangenheit als Mittel bewährt (BELL 2005, FELBER 2005, LEWIS 2004).

Zahlreiche Autoren weisen außerdem auf die zunehmende Komplexität der Bewertung von anthropogenen Eingriffen in den Naturhaushalt und im Planungsprozess generell hin (GELDORF 2005, HUFSCHEMIDT et al. 2005, MEITNER et al. 2005, BELL 2001). Dies überfordert die räumliche Vorstellung nicht nur von Flächeneigentümern oder lokalen

Politikern und Entscheidungsträgern, sondern inzwischen teils auch von Planern und Fachbehörden (BELL 2005). Hier können Visualisierungen zur modellhaften Reduzierung der Wirkungszusammenhänge und in der Simulation von Eingriffen zum Einsatz kommen. Werden sie jedoch nicht wie in unserem Fallbeispiel zur Verdeutlichung zurückliegender Veränderungen, sondern zur Prognose der Auswirkungen von Eingriffen eingesetzt, so limitiert die Verfügbarkeit von hoch aufgelösten Raumdaten oft ihre Anwendung. Zusätzlich kommen computergestützte Visualisierungen der Landschaftsveränderung zunehmend in der Überprüfung der optischen Wirkung, z.B. bei Kahlschlägen, zum Einsatz (BELL 2001).

#### 4 Fallbeispiel Frankelbach

Aus früheren Analysen der Landschaftsveränderung auf Basis von Fernerkundungsdaten (SCHLERF et al. 2007) war bereits bekannt, dass es im Saar-Nahe-Bergland zwischen 1975 und 2000 zu einer deutlichen Abnahme landwirtschaftlicher Flächen und einer Ausweitung der Waldfläche gekommen war. Vertiefende Untersuchungen unter Verwendung von Aufnahmen des ehemaligen amerikanischen Spionagesystems CORONA führten zu dem Ergebnis, dass es innerhalb des Einzugsgebietes des Glan zwischen 1962 und 2007 zu einer Zunahme des Waldanteils um mehr als 10.000 Hektar gekommen ist, das entspricht einem zusätzlichen Anteil von ca. 8%. Dieser Trend kann anhand von statistischen Daten bis etwa in die 70er Jahre bestätigt werden. Darüber hinaus jedoch werden die statistischen Informationen lückenhaft und weisen nur noch eine geringe räumliche Auflösung auf.

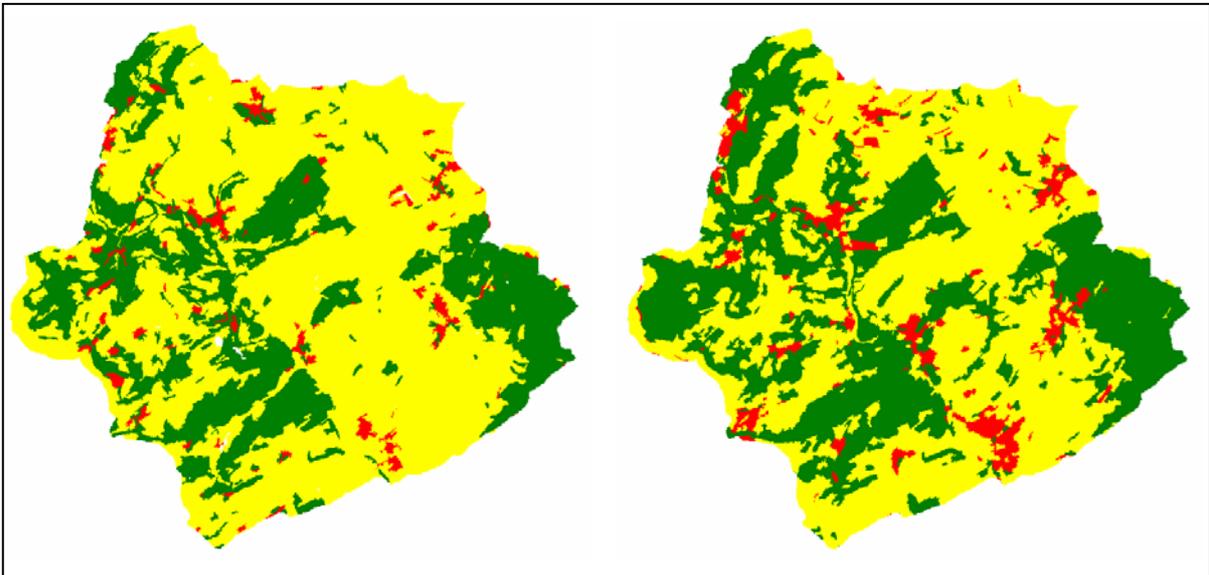


Abb. 3: Klassifikationsergebnisse für das Mittlere Lautertal auf Basis einer CORONA-Aufnahme vom September 1962 (links) und eines Bildes des Aufnahmesystems ASTER aus dem Jahre 2007 (rechts). Am linken Bildrand das Frankelbach- und Sulzbachtal. Rot: Siedlungsgebiete, grün: Wald, gelb: restliche Flächen.

Am östlichen Rand des Glan-Einzugsgebietes liegt das Einzugsgebiet der Lauter. Das Tal des Frankelbachs, eines westlichen Zulaufs der Mittleren Lauter, stellt mit seinen ca. 8 km<sup>2</sup> eines der zentralen Untersuchungsgebiete des Projektes WaReLa dar. Auch hier ist die

Zunahme des Waldanteils in den letzten 40 Jahren bei gleichzeitiger Ausweitung der Siedlungsfläche in den Tallagen als signifikant zu bezeichnen (Abbildung 3). Es ist anzunehmen, dass sich diese Trends in den Grenzertragsgebieten des Saar-Nahe-Berglands ohne partizipative Steuerung der Prozess weiter fortsetzen werden.

Für das Frankel- und Sulzbachtal standen Laserscanning-Daten zur Verfügung. Diese auch als ALS (Airborne Laser Scanning) oder LIDAR (Light Detection and Ranging) bezeichnete aktive Fernerkundungstechnik liefert über die Messung der Laufzeit von kurzen Laserpulsen die Distanz zwischen dem Sensor und dem Boden. Die Position des Flugzeugs wird während der Aufnahme über dGPS exakt vermessen, die Ausrichtung über ein inertiales Navigationssystem. Aus diesen Daten lässt sich die Bodenposition jedes einzelnen Laserpunktes berechnen. Daraus wurde zunächst ein hochaufgelöstes Geländemodell (Raster 1 Meter) erstellt, das nach Überlagerung mit den Bilddaten zur 3D-Darstellung der Landschaft für die Jahre 1962 (CORONA) und 2003 (QUICKBIRD) verwendet wurde (Abbildung 4).

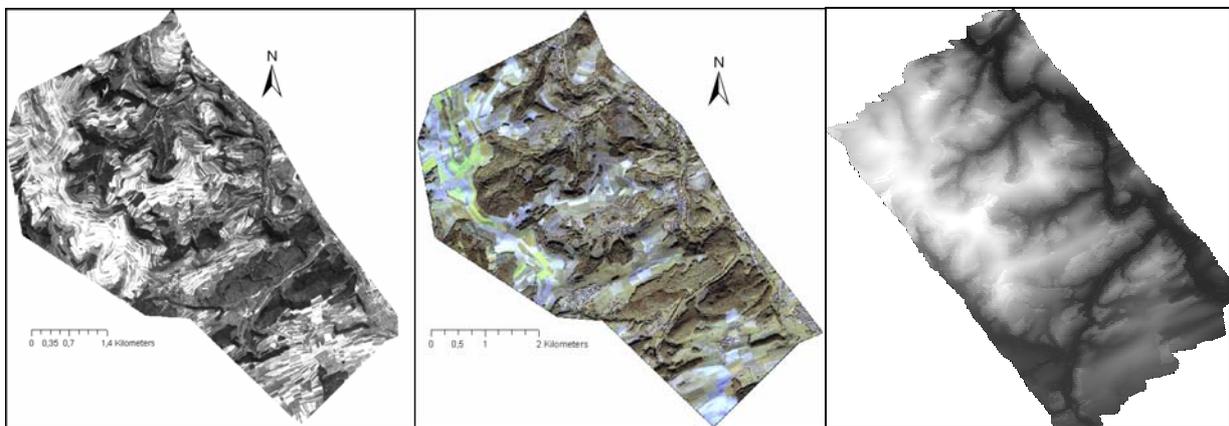


Abb. 4: Deckungsgleicher Ausschnitt aus einer CORONA-Aufnahme vom September 1962 (links) und einer Aufnahme des Satelliten Quickbird 2 vom September 2003 (Mitte). Am rechten Bildrand die Lauter, links die tributären Zuflüsse von Frankelbach (Norden) und Sulzbach. Ganz rechts das digitale Höhenmodell der LIDAR-Befliegung (Rasterweite 1 Meter).

Einige Laserpunkte werden nicht vom Boden, sondern von anderen Oberflächenelementen wie Bäumen und Häusern reflektiert. Daher erlauben die Daten der Lidar-Befliegung neben der Ableitung des Höhenmodells (DHM) auch die eines Oberflächenmodells (DOM). So kann zusammen mit der Simulation einer künstlichen, schrägen Beleuchtung für das 3D-Landschaftsmodell 2003 ein besonders plastischer Eindruck für Geländeform, Gebäude oder Waldbestände erreicht werden (Abbildung 5). Durch die Verwendung der räumlich höchst auflösenden Satellitensysteme CORONA (8 m Rasterweite) und QUICKBIRD (bis zu 0,64 m Raster) konnten Abbildungsqualitäten erreicht werden, die etwa denen von Fotografien entsprechen. Bei größeren Auflösungen dominiert beim Betrachter der Eindruck von Künstlichkeit und dieser vermag es nicht, sich in die dargestellte Landschaft hineinzusetzen. Mit Hilfe der CORONA-Datensätze ist es zudem möglich, eine Zeitspanne von mehr als 40 Jahren zu überbrücken.

Für die nahe Zukunft ist ergänzend geplant, die Auswirkungen von Niederschlagsereignissen verschiedener Wiederkehrhäufigkeit zu simuliert. Da es sich um ein kleines Einzugsgebiet

handelt, liegt das besondere Augenmerk auf der Identifikation bevorzugter Abflussbahnen und der Simulation von Verklausungen und Rückstausituationen im Gewässerverlauf.

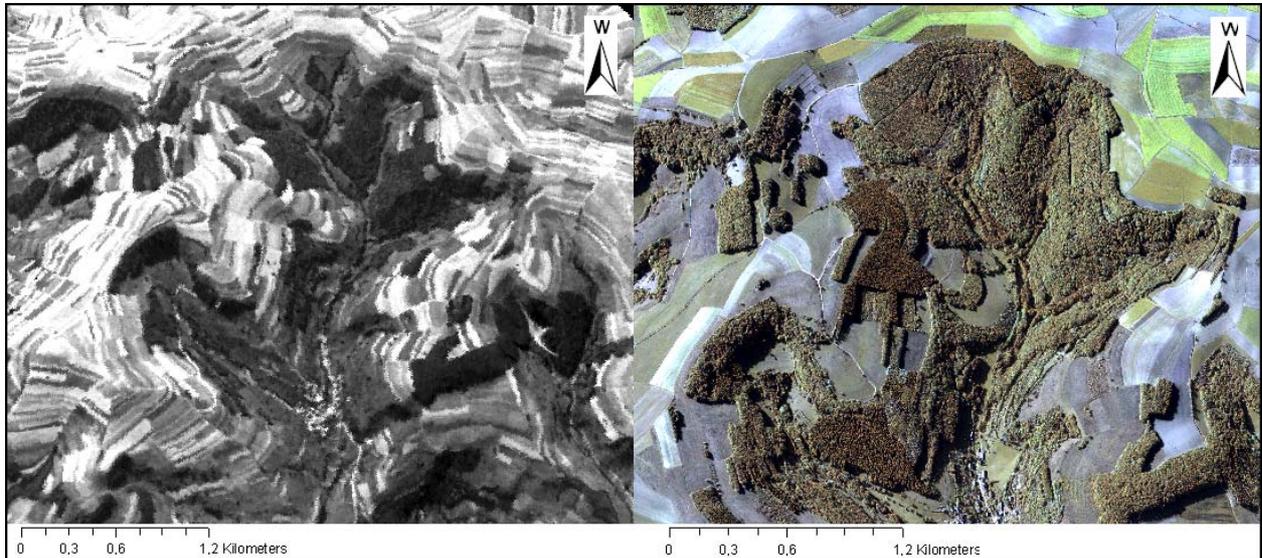


Abb. 5: Das Kopfgebiet des Frankelbachs 1962 (links) und 2003 (rechts). Beide Ausschnitte wurden mit dem digitalen Höhenmodell aufgerichtet und mit Schräglicht beleuchtet.

## 5 Resümee und Ausblick

Im Rahmen des Beitrags wurden drei unterschiedliche raumwirksame Handlungsansätze angesprochen, die durch die Verwendung von computergestützten Visualisierungen unterstützt werden können: 1) Die Verletzlichkeit gegenüber Naturgefahren ist u.a. abhängig vom Maß an Vorsorge, die der Einzelne erbringt. Ein geschärftes Gefahrenbewusstsein ist hier die Voraussetzung. 2) Nachhaltige Landnutzung ist nur zum Teil mit Mitteln der Regionalplanung zu erreichen. Sie ist maßgeblich auch von den Entscheidungen des individuellen Eigentümers und Nutzungsträgers abhängig. 3) Planungs- und Wirkungszusammenhänge im Hochwasserschutz sind hoch komplex. Visualisierungen können Entwicklungen verdeutlichen und Auswirkungen simulieren. In allen drei Fällen können computergestützte Visualisierungen zur Mitarbeit motivieren und den partizipativen Entscheidungsprozess sinnvoll unterstützen.

Die im Rahmen des Projekts akquirierten Daten fernerkundlicher Sensoren haben sich als geeignet herausgestellt, für die Jahre 1962 und 2003 wirklichkeitsnahe und plastische 3-D-Szenarien des Landschaftszustandes zu erstellen. Geplant sind zudem Simulationen der Auswirkungen von Starkregenereignissen. Kombiniert mit den erarbeiteten Informationen über die Landschaftsveränderung im Saar-Nahe-Bergland werden sie in der nahen Zukunft in der forstlichen Fortbildung und zur Steigerung der Akzeptanz der lokalen Bevölkerung für Maßnahmen des vorbeugenden Hochwasserschutzes eingesetzt.

## Danksagung

Vorliegende Arbeit wurde unter der Fördernummer C047 durch den Europäischen Regionalen Struktur fond INTERREG IIIB in der Region Nordwesteuropa gefördert.

## Literatur

- BELL, S. (2001): Landscape pattern, perception and visualisation in the visual management of forests – Landscape and urban planning, Vol. 54, No. 1-4, S. 201-211.
- BRILLY, M. (1992): Flood protection on the headwater streams. – Floods and Flood Management, Kluwer Academic Press, Dordrecht, S. 457-473.
- BRILLY, M. & M. POLIC (2005): Public perception of flood risk, flood forecasting and mitigation. – Natural hazards and earth system sciences, 5, S. 345-355.
- BÜCHELE, B., H. KREIBISCH, A. KRON, A. THIEKEN, J. IHRINGER, P. OBERLE, B. MERZ & F. NESTMANN (2006): Flood-risk mapping: contributions towards an enhanced assessment of extreme events and associated risks. - Natural hazards and earth system sciences, 6, S. 485-503.
- BURNETT, C. & T. BLASCHKE (2003): A multi-scale segmentation/object relationship modelling methodology for landscape analysis. – Ecological Modelling, H. 168, S. 233-249.
- BÜRGI, M., A. HERSPERGER & N. SCHNEEBERGER (2004): Driving forces of landscape change – current and new directions. – Landscape ecology, 3, S. 857-868.
- COELHO, A. (2004): Erweiterte Realität zur Visualisierung simulierter Hochwasserereignisse. Dissertation Universität Karlsruhe, Karlsruhe.
- DOUGLAS, J. (2007): Physical vulnerability in natural hazard risk assessment. – Nat. Hazards Earth Syst., 7, S. 283-288.
- FELBER, P. (2005): Landschaftsveränderung in der Wahrnehmung und Bewertung der Bevölkerung. – Inauguraldissertation an der Philosophisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Bern, 218 S.
- GARDENER, G. & P. STERN (1996): Environmental problems and human behaviour, Allyn and Bacon, Boston.
- GELDORF, G. (2005): Coping with complexity in integrated water management, on the road to interactive implementation. – Tauw b.v. Deventer.
- GIMONA, A. & D. v. d. HORST (2007): Mapping hotspots of multiple landscape functions: a case study on farmland afforestation in Scotland. – Landscape Ecology, Heft 22, S. 1255-1264.
- HELLING, P., B. SPENGLER, T. Springer & H. Weber (1987): Fehler richtig geplant – Ein Ratgeber für den kreativen Fehlplaner. – Beton-Verlag Düsseldorf
- HUFSCHMIDT, G., CROIZIER, M. & GLADE, T. (2005): Evolution of natural risk: research framework and perspectives. – Natural Hazards and Earth System Sciences, 5, S. 375-387.
- JU, J., S. GOPAL & E. KOLACZK (2005): On the choice of spatial and categorical scale in remote sensing land cover classification. – Remote sensing of Environment, 96, S. 62- 77.
- KÜHNE, O. v. (2006): Landschaft und ihre Konstruktion – Theoretische Überlegungen und empirische Befunde. – Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (5), S. 146-152
- MOTOYOSHI, T. (2006): Public perception of flood risk and community-based disaster preparedness. – IKEDA, S., T. FUKUZONO & T. SATO (Eds.): Better management of

- disaster risks: Towards resilient society to emerging disaster risks in mega-cities, TERRAPUB and NIED, S. 121-134.
- MEITNER, M., S. SHEPPARD, D. CAVENS, R. GANDY, P. PICARD, H. HARSHAW & D. HARRISON (2005): The multiple roles of environmental data visualization in evaluating alternative forest management strategies – *Computers and Electronics in Agriculture*, 49, S. 192-205.
- PLAPP, T. & U. WERNER (2006): Understanding risk perception from natural hazards: examples from Germany. – AMMAN, DANNEMANN & VULLIET (Eds.): *Coping with risks due to natural hazards in the 21<sup>st</sup> century*, RISK21, Taylor & Francis, London, S. 101-108.
- LEWIS, J. (2004): Challenges of interdisciplinarity for forest management and landscape perception research. – TRESS, B., TRESS, G., FRA, G. & OPDAM, P. (Eds.): *Proceedings of the FRONTIS workshop from landscape research to landscape planning: Aspects of integration, education and application*. S. 83-94.
- LU, D., P. MAUSEL, E. BRONDOZIOS & E. MORAN (2004): Change detection techniques. – *International journal of remote sensing*, Vol. 25, No. 12, S. 2365-2407.
- SCHLERF, M., S. BORENS, S. SEELING & J. HILL (2007): Land use and land cover change analysis in Rhineland-Palatinate based on multi-temporal image classification. – SCHÜLER, G., I. GELLWEILER & S. SEELING (Eds.): *Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen – Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz*, Nr. 64/07, S. 237-246.
- SEELING, S., I. GELLWEILER, S. BORENS, R. BELL & M. SCHLERF (2007): Potentials for the detection of regional driving forces in long-term land cover change analysis given by high-resolution CORONA imagery. – ADDING, E., A. BARENDREGT, D. ETTEMA, D. KARSSENBERG & T. DE NIJS (Eds.): *Proceedings of the international conference "Framing Land Use Dynamics II"*, 18.-20. April 2007, Utrecht University, Utrecht.
- TERPSTRA, T., J. GUTTELING, G. GELDORF & B. KAPPE (2005): The perception of flood risk and water nuisance. – *Proceedings of the 45<sup>th</sup> European congress of the regional sciences association*, Vrije Universiteit Amsterdam, 17 S.
- WILLECKE, G. (2001): Prognosis of Landscape Change for the area of Ellingrode (Hessen, Germany). – *Institut für Stadtplanung + Städtebau Universität Essen* (Ed.): *Proceedings of the workshop environmental simu – new impulses in planning process*. S. 64-71.
- YOUNG, E. (1998): Dealing with hazards and disasters: risk perception and community participation in management. – *Australian journal of emergency management*, winter issue, S. 14-16.
- ZISCHG, A. (2007): Alternation in perception and evaluation of flood risks due to global change. – *Geophysical research abstracts*, Vol. 9, Ref.-ID 11552.

## **Hydrologische Auswirkungen einzugsgebietsweiter Bewirtschaftungsmaßnahmen auf urbanen und ackerbaulich genutzten Flächen – dargestellt am Beispiel des Muldeinzugsgebietes in Sachsen**

Detlef Wilcke, Friedhelm Sieker, Steffen Zacharias, Mariusz Merta

### **Zusammenfassung**

Die These dieses interdisziplinären Forschungsvorhabens ist, dass im Falle hochwasser-  
verursachender Niederschläge in bestimmten Bereichen des Einzugsgebietes ungesättigter  
Bodenraum zur Verfügung steht, der ein wichtiges Potenzial für den vorbeugenden Hoch-  
wasserschutz darstellt. Die gezielte Nutzung dieses Speicherraumes durch infiltrations-  
fördernde Maßnahmen kann helfen, einen Beitrag zur Hochwasserminderung zu leisten. Für  
das Einzugsgebiet der Mulde in Sachsen wurde über eine umfangreiche Datenanalyse und  
grundlegende bodenphysikalische Untersuchungen das durch Maßnahmen in der Land- und  
Siedlungswasserwirtschaft nutzbare Potenzial nachgewiesen. Darüber hinaus wurden mit  
Hilfe eines Entscheidungshilfesystems die für die Maßnahmenumsetzung geeigneten  
Flächen identifiziert.

Basierend auf diesen einzugsgebietsweiten Standortanalysen wurde für die Landwirtschaft  
und die Siedlungswasserwirtschaft Szenarien entwickelt. Anhand dieser Szenarien wurde  
quantifiziert, wie viel zusätzliches Rückhaltepotenzial im Boden aktiviert werden könnte und  
welche hydrologischen Auswirkungen durch dieses zusätzliche Hochwasserspeichervolumen  
im Gewässersystem der Mulde zu erwarten sind.

Die erarbeitete Methodik ist auf andere Einzugsgebiete in Deutschland übertragbar. Sie kann  
dazu dienen, potentielle Hochwasserminderungsgebiete auszuweisen, in denen boden-  
bezogene wasserspeichernde Maßnahmen vorrangig empfohlen und gegebenenfalls geför-  
dert werden sollten.

### **1 Einleitung**

Große Hochwasser werden bekanntlich durch Niederschlagsereignisse hervorgerufen, die  
hinsichtlich Summe, Intensität und räumlicher Ausdehnung extreme Werte aufweisen. Je  
nach Niederschlagscharakteristik und standörtlichen Gegebenheiten fließen unterschiedliche  
Anteile der Niederschläge als „Hochwasserwelle“ ab. Signifikante Anteile der Niederschläge  
verbleiben im Einzugsgebiet. Sieht man von künstlich geschaffenen Rückhalteräumen, wie  
z.B. Poldern und bewusst zugelassenen Überflutungsflächen ab, ist der größte Teil dieses  
Rückhalts im Einzugsgebiet auf oberirdische Speicherung und den Rückhalt von Wasser im  
Oberboden zurückzuführen.

Von zentraler Bedeutung für den vorbeugenden Hochwasserschutz durch Wasserrückhalt in  
der Fläche ist daher die Frage nach den Möglichkeiten und Potenzialen, das natürliche  
Rückhaltevermögen von Flächen durch gezielte Maßnahmen besser zu erschließen.

Die Aussicht auf praktische Umsetzungen dieser Maßnahmen wird erhöht, wenn sie nicht  
nur dem vorbeugenden Hochwasserschutz, sondern auch anderen Zielen dienen. Aus vor-  
hergehenden Untersuchungen ist bekannt, dass besonders im Bereich der Siedlungswas-

serwirtschaft und im Bereich der Landwirtschaft Probleme existieren, deren Lösung eine Verknüpfung mit den Zielen einer Hochwasserminderung durch verbesserten Wasserrückhalt im Boden möglich erscheinen lässt. So besteht im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft aus ökonomischen und ökologischen Gründen ein Interesse daran, die Ableitung des Regenwassers über Kanalnetze zu vermeiden oder zu verringern und stattdessen durch dezentrale Bewirtschaftungsmaßnahmen mit vollständiger oder partieller Versickerung zu ersetzen. Im Bereich der Landwirtschaft und hier insbesondere im Bereich der Ackerwirtschaft besteht unter anderem das Problem der Wassererosion der Böden durch Starkniederschläge, das durch Verminderung der Oberflächenabflüsse vermieden bzw. gemindert werden kann.

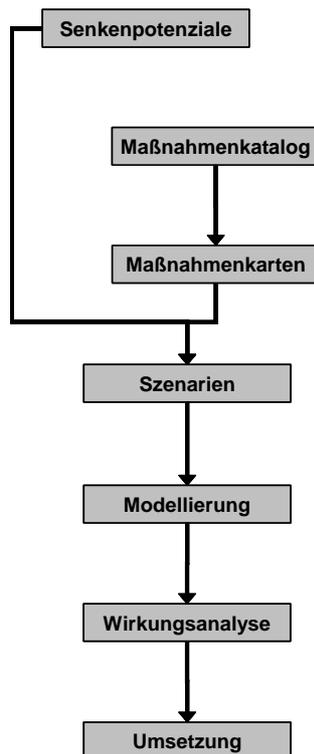


Abb. 1: Methodik zur Einführung eines einzugsgebietsweiten, flächenhaften, vorbeugenden Hochwasserschutzes

Diese Überlegungen werfen eine Reihe von Fragestellungen auf, die im Rahmen dieser Arbeit betrachtet wurden und zur Entwicklung einer auf andere Einzugsgebiete übertragbaren Methodik geführt haben (siehe Abbildung 1):

- Entwicklung einer Methodik zu flächendeckenden und differenzierten Bestimmung des Wasserrückhaltepotenzials (Senkenpotenzials); Aufstellung von Karten für die Ausweisung von potenziellen Hochwasserminderungsgebieten (siehe Kapitel 2).
- Aufstellung eines Maßnahmenkatalogs, der die verschiedenen infiltrationsfördernden Maßnahmen im Bereich des Landwirtschaft und der Siedlungswasserwirtschaft systematisch charakterisiert und einander gegenüberstellt.

- Erstellung einer „Maßnahmenkarte“ für den Bereich Siedlungswasserwirtschaft zur Beantwortung der Frage, welche dezentrale, wasserrückhaltende Maßnahme an welchem Ort möglich und sinnvoll ist,
- Erstellung von einzugsgebietsweiten „Maßnahmenkarte“ für den Bereich Landwirtschaft zur Beantwortung der Frage, wo eine bestimmte dezentrale, wasserrückhaltende Maßnahme möglich und sinnvoll ist (siehe Kapitel 3) und
- beispielhafte Berechnung der Auswirkungen angenommener Umsetzungsszenarien im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft und der Landwirtschaft auf den Hochwasserabfluss im Muldegebiet (siehe Kapitel 3 und 4).

## 2 Wasserrückhaltepotenzial

Die Abschätzung des (theoretischen) Potenzials des Wasserrückhalts in der Landschaft erfordert einerseits die Kenntnis der Prozesse der Abflussbildung als auch eine auf den Standort bezogene Einschätzung des Speichervermögens. Im vorliegenden Projekt wurde das Wasserrückhaltepotenzial als die Fähigkeit einer Gebietseinheit, eine bestimmte Menge Wasser in den Boden infiltrieren zu lassen und hier über eine bestimmte Zeit zurückzuhalten definiert. Diese Definition erfordert die gekoppelte Betrachtung der rein bodenkundlich-bodenphysikalischen Komponenten der Wasserspeicherung sowie der hydrologischen Aspekte der Abflussbildung in der Landschaft. Die folgenden Ausführungen geben einen kurzen Überblick über die angewandte Methodik. Eine detaillierte Beschreibung findet sich in ZACHARIAS & WILCKE (2007).

Die Ermittlung des Wasserrückhaltepotenzials erfolgte in einem zweistufigen Verfahren. Im ersten Schritt werden die rein bodenkundlich-bodenphysikalischen Komponenten der Wasserspeicherung berechnet (potenzielles Speichervermögen). Im zweiten werden durch eine Analyse der „dominierenden Abflussprozesse“ die Flächenanteile ermittelt, die sich durch unterschiedlich „langsame“ oder „schnelle“ Abflusskomponenten unterscheiden, das heißt, welche die Niederschläge über unterschiedlich lange Zeit zurückhalten können. Die Überlagerung der beiden Komponenten (potenzielles Speichervermögen und dominierender Abflussprozess) ermöglicht die Abschätzung des (theoretischen) potenziellen Wasserrückhaltevermögens (Wasserrückhaltepotenzial). Das Ergebnis dieser Methodik enthält sowohl quantitative Aspekte (relativer Anteil des infiltrierten Niederschlagswassers in Bezug zur Gesamtniederschlagsmenge) als auch qualitative Einschätzungen (dominierende Abflusskomponenten).

Abbildung 2 zeigt die Ergebnisse für den 72-stündigen Regen der Wiederkehrzeit  $T = 100$  a für eine vorregenfreie Periode von 10 Tagen. Wie zu erwarten, konzentrieren sich die Flächen mit hohen Senkenpotenzialen auf die Bereiche des Lößhügellandes und des Tieflandes. Doch finden sich auch im Erzgebirgsanteil durchaus noch Flächenanteile mit signifikanten Senkenpotenzialen. Die errechneten Werte ergeben sich auf der Grundlage der angenommenen bodenhydraulischen Eigenschaften und der im Modell berücksichtigten theoretischen Überregnung entsprechend der Regenhöhen und –intensitäten auf Basis der KOSTRA-Daten (DWD, 1997). Die Infiltration negativ beeinflussende Prozesse wie Versiege-

lung, Verschlammung oder Verdichtung bzw. ggf. die Infiltration erhöhende Effekte infolge z. B. nutzungsinduzierter Makroporen fanden keine Berücksichtigung.

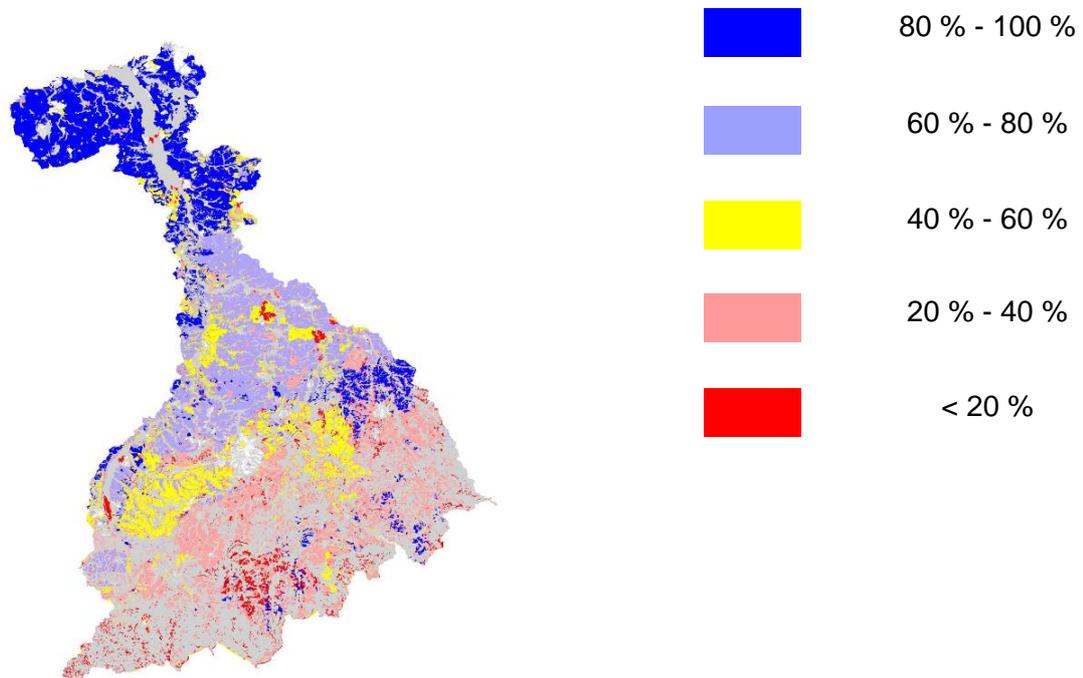


Abb. 2: Verteilung des Wasserrückhaltepotenzials im Einzugsgebiet für den statistischen Regen der Dauerstufe von 72 h und  $T = 100$  a – graue Flächen: Flächen, die durch schnelle Abflusskomponenten dominiert sind, farbige Flächen: dargestellt sind die relativen Anteile des infiltrierten Niederschlags in Bezug zur Gesamtniederschlagsmenge

### 3 Szenario eines einzugsgebietsweiten, flächenhaften Hochwasserschutzes

Die vorstehend dargestellten Ergebnisse zeigen das theoretische Wasserrückhaltepotenzial des Muldegebietes bei den vorgegebenen statistischen Regen. Was davon im konkreten Fall ausgenutzt werden kann, hängt von den bewusst eingesetzten Maßnahmen zur Erhöhung der Infiltration ab und von der natürlichen Überregung des Einzugsgebietes.

Um das aktivierbare Senkenpotenzial beispielhaft bestimmen zu können und darüber hinaus Aussagen zu den hydrologischen Auswirkungen treffen zu können, wurde aus der Maßnahmenkarte für die konservierende Bodenbearbeitung ein fiktives jedoch nicht unrealistisches Szenario abgeleitet (siehe Abbildung 3).

Abbildung 3 weist 1785 km<sup>2</sup> Ackerfläche im Einzugsgebiet der Mulde aus, die sowohl für die konservierende Bodenbearbeitung geeignet sind als auch ein hohes Senkenpotenzial aufweisen. Aus den Statistiken der Sächsischen Landwirtschaftsverwaltung kann entnommen werden, dass zurzeit zirka 28% dieser Flächen bereits konservierend bearbeitet werden. Somit sind rund 500 km<sup>2</sup> Ackerfläche bereits jetzt unter infiltrationsfördernder Bewirtschaftung. Das aufgestellte fiktive Szenario, das hier im Weiteren untersucht wurde, geht davon aus, dass in den nächsten 10 Jahren die konservierende Bodenbearbeitung um weitere 20 Prozentpunkte auf 48% zunimmt. Das entspricht einer Veränderung der ackerbaulichen Bewirtschaftung auf 350 km<sup>2</sup> oder 6,4 % der Gesamteinzugsgebietsfläche. Dieses Wachstum

ist als realistisch einzuschätzen, wenn die Zunahme der konservierenden Bodenbearbeitung der Vergangenheit im Freistaat Sachsen berücksichtigt wird.

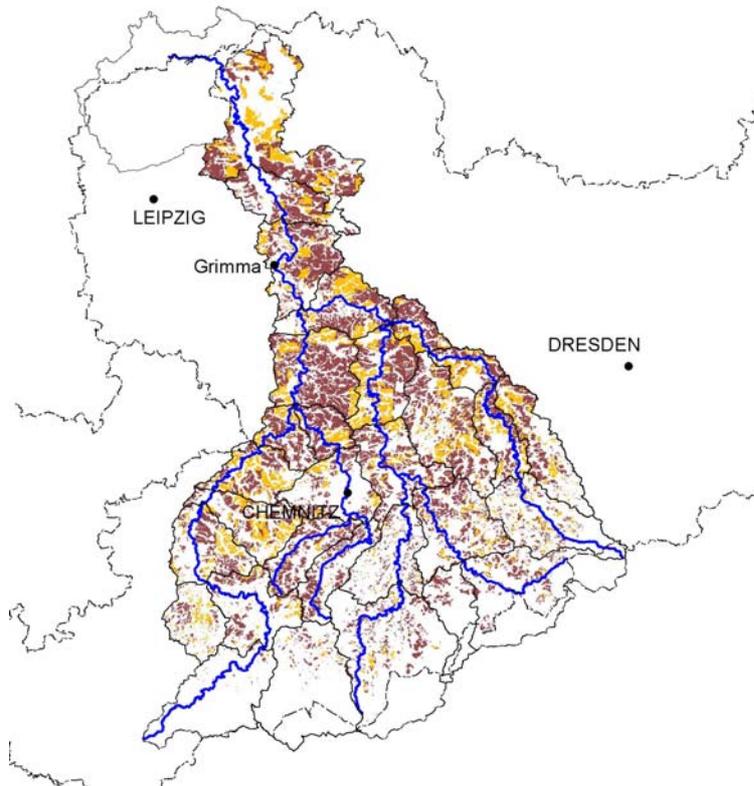


Abb. 3: Für den vorbeugenden, flächenhaften Hochwasserschutz geeignete Ackerflächen, auf denen konservierenden Bodenbearbeitung betreiben werden könnte (dunkelbraun) oder im Referenz-Zustand (Ist-Zustand) bereits betrieben wird (hellbraun).

#### 4 Berechnung der hydrologischen Auswirkungen

Die infiltrationserhöhende Wirkung der konservierenden Bodenbearbeitung wurde in zahlreichen Untersuchungen nachgewiesen z.B. (ZIMMERLING 2003). Zwei mit dieser Bodenbearbeitungsform verbundene Standortbeeinflussungen werden hierbei als wesentliche Ursachen angesehen: eine Verminderung der Oberflächenverschlammung und eine Zunahme von Makroporen bei dauerhafter konservierender Bodenbearbeitung. Um den Effekt der konservierenden Bodenbearbeitung in Niederschlags-Abfluss-Modellen präzise und korrekt abbilden zu können, ist eine quantitativ und qualitativ eindeutige Parametrisierung zwingend erforderlich. Um dies zu gewährleisten, wurden in Zusammenarbeit mit der Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH entsprechende Modellansätze in das Modell STORM implementiert (SIEKER et al. 2007; IPS 2007). Als Grundlage für die Modellkalibrierung dienten neben den oben genannten Vorarbeiten Ergebnisse aus Untersuchungen von ZIMMERLING (2003) und ZACHARIAS (2007). Nähere Einzelheiten zum Modellansatz und die Modellkalibrierung können dem Projektbericht (SIEKER et al. 2007) entnommen werden.

Basierend auf der Modellkalibrierung wurden anschließend der Referenz-Zustand und das Szenario berechnet und die Berechnungsergebnisse gegenübergestellt. Ziel war es, eine realistische (im Sinne eines realisierbar erscheinenden Szenarios) Abschätzung des zusätz-

lichen Speichervolumens zu erlangen, welches sich durch eine Zunahme der konservierenden Bodenbearbeitung erschließen lässt. Zu betonen ist an dieser Stelle, dass die hierdurch bestimmten Quantitäten ausschließlich auf Flächen realisiert wurden, die einen langfristigen Rückhalt des infiltrierten Wassers erlauben und somit „aktiviertes Senkenpotenzial“ darstellen. Für die Modellierung wurden zwei hochwasserverursachende Niederschlagsereignisse (September 1995, August 2002) untersucht.

In Abbildung 4 ist am Beispiel der beiden berücksichtigten Hochwasserereignisse dargestellt, welche Auswirkungen die veränderte Niederschlagsinfiltration entlang eines ausgewählten Flusslängsschnittes haben könnte. Ausgewählt wurden sechs markante Gewässerpunkte: Zwei entlang des Flusses Chemnitz (Teilgebiete C23 und C22), im weiteren Verlauf der Zusammenfluss der Chemnitz mit der Zwickauer Mulde (Teilgebiet C21), dann der Zusammenfluss der Zwickauer Mulde mit der Freiburger Mulde (Teilgebiet V10) sowie zwei Gewässerpunkte entlang der Vereinigten Mulde (Teilgebiete V3 und V2).

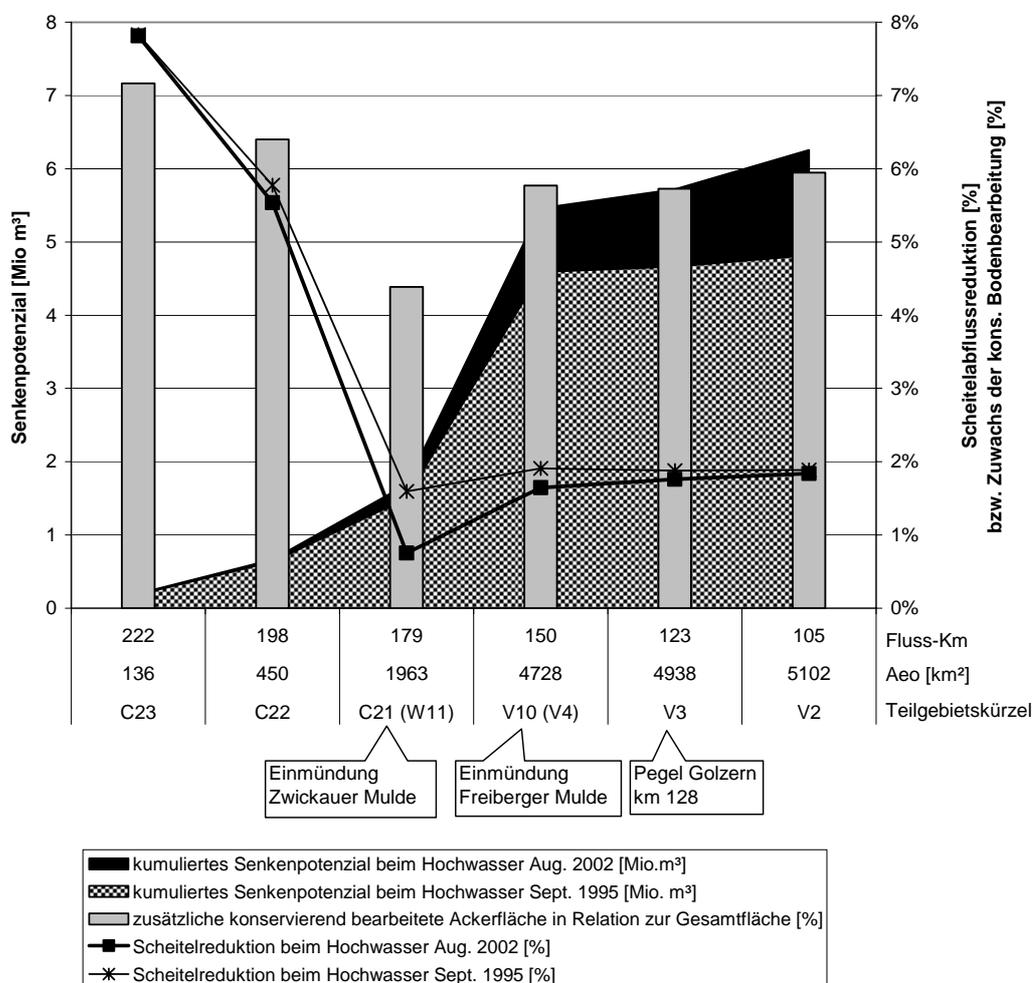


Abb. 4: Aktivierbare Senkenpotenziale (in Millionen m³) und Reduktion der Abflussscheitel (in %) im Verhältnis zum Ist-Zustand (Referenz-Zustand) entlang des Flusslängsschnittes Chemnitz- Zwickauer Mulde- Vereinigte Mulde am Beispiel der hochwasserverursachenden Niederschläge im September 1995 und im August 2002.

Die Flächen in Abbildung 4 stellen das berechnete kumulierte Senkenpotenzial dar, das durch die zusätzlich konservierend bearbeiteten Ackerflächen aktiviert werden kann. Es ist zu erkennen, dass sich das aktivierte Senkenpotenzial bis zum Gebietsauslass auf 5,2 (beim Hochwasser 1995) bzw. auf 7,6 Mio. m<sup>3</sup> (beim Hochwasser 2002) akkumuliert.

Dieses zusätzlich geschaffene Speichervolumen gibt noch keine direkte Auskunft über die hydrologischen Auswirkungen des Szenarios, allerdings sind die hier genannten Volumina geeignet, um sie mit anderen Speicherbauwerken wie Poldern oder Talsperren zu vergleichen.

Die in Abbildung 4 dargestellten Kurven beschreiben die relative Abflussscheitelreduzierung an den Gewässerpunkten im Verhältnis zum Referenz-Zustand. Es wird deutlich, dass in den Gewässerabschnitten der Chemnitz (Einzugsgebietsgröße um 500 km<sup>2</sup>) die Abflussscheitelreduktion mit 5,5 – 8 % am größten ausfällt. Nach dem Zusammenfluss mit der Zwickauer Mulde und der damit einhergehenden Vervielfachung der Einzugsgebietsgröße reduziert sich die Abflussscheitelreduktion auf ca. ein Prozent und liegt im weiteren Verlauf bei zirka zwei Prozent. Hervorzuheben ist, dass dies sowohl für die Niederschlagsperiode im September 1995 wie auch August 2002 gilt.

## 5 Ergebnisse und Fazit

Das hier vorgestellte Forschungsvorhaben beschreibt eine Methodik, die für die Umsetzung eines flächenhaften, vorbeugenden Hochwasserschutzes wichtige Hinweise liefert. Die Bausteine der Methodik sind so konzipiert, dass sie auf mesoskalige Einzugsgebiete angewendet werden können. Für das Einzugsgebiet der Mulde in Sachsen wurde das theoretische Rückhaltepotenzial in seiner örtlich ungleichmäßigen Verteilung bestimmt.

Während im Erzgebirgsraum aufgrund der geringen Bodenmächtigkeit und des starken Gefälles nur geringe Rückhaltepotenziale vorliegen, konzentrieren sich die hohen Anteile des Rückhaltepotenzials insbesondere auf das dem Erzgebirge vorgelagerte Lösshügelland. In Analogie zum Begriff der Hochwasserentstehungsgebiete lassen sich diese Regionen als potenzielle Hochwasserminderungsgebiete bezeichnen. Im Hinblick auf eine Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes sind die Handlungsoptionen in Hochwasserentstehungsgebieten deutlich eingeschränkt und in der Regel auf die Vermeidung von Aktionen reduziert, die eine Verschärfung der Abflusssituation bewirken. Im Gegensatz dazu erlauben Hochwasserminderungsgebiete in Grenzen eine nachhaltige und standortgerechte Verringerung der Abflüsse. Es sollte das Ziel einer einzugsgebietsweiten Planung zum flächenhaften, vorbeugenden Hochwasserschutz sein, möglichst große Flächenanteile mit infiltrationsfördernden Maßnahmen zu bewirtschaften. Dabei geht es nicht nur darum, die besten Standorte auszuwählen, sondern auch eine flächendeckende Umsetzung anzustreben.

Es sei weiterhin darauf hingewiesen, dass in dem hier betrachteten Szenario das Potenzial der Möglichkeiten, die Hochwasserabflüsse zu vermindern, keineswegs ausgeschöpft wurde. So wurden im Szenario lediglich 350 km<sup>2</sup> der im Einzugsgebiet insgesamt nachgewiesenen Flächen mit entsprechendem Senkenpotenzial (insgesamt 3.418 km<sup>2</sup>) für eine Analyse der hydrologischen Wirksamkeit infiltrationsfördernder Maßnahmen ausgewählt.

Neben dem Aspekt der Hochwasserminderung sei noch ein weiterer Aspekt genannt, der angesichts der prognostizierten Entwicklungen vor dem Hintergrund des Klimawandels zukünftig deutlich stärker in den Fokus treten wird. Insbesondere für Mitteldeutschland ist gemäß der neuesten Prognosen der Klimaforscher neben einer Zunahme von extremen Niederschlagsereignissen auch mit einer Verringerung der sommerlichen Gesamtniederschlagsmenge und damit verstärkt auch mit zunehmenden Problemen infolge von Sommer-trockenheit zu rechnen. Die Förderung eines verstärkten Wasserrückhalts in der Landschaft kann daher auch eine wirksame Maßnahme zur Kompensierung solcher Effekte darstellen.

Der vorliegende Beitrag beschreibt lediglich die hydrologischen Auswirkungen infolge konservierender Bodenbearbeitung von Ackerflächen. Die Wirkung der Maßnahmen in der Siedlungswasserwirtschaft waren ebenfalls Gegenstand des Projektes, wurden in diesem Beitrag jedoch nicht diskutiert. Eine ausführliche Darstellung dieser Untersuchung und der Ergebnisse findet sich im Abschlussbericht zum Projekt, der auf der Internetseite „[www.hochwasserschutz-mulde.de](http://www.hochwasserschutz-mulde.de)“ (SIEKER et al. 2007) heruntergeladen werden kann; siehe auch (WILCKE et al. 2007).

### Literatur

- DWD (1997): Starkniederschlagshöhen für Deutschland KOSTRA, Selbstverlag des DWD
- IPS (2007): STORM.FGM, Niederschlag-Abflussmodell für Flusseinzugsgebiete incl. Gebietsniederschlag, Bodenwasserhaushalt und Gerinnen, Ingenieurgesellschaft Prof. Sieker mbH, digital verfügbar unter [www.sieker.de](http://www.sieker.de)
- SIEKER, F. et al. (2007) Abschlussbericht zum DBU Projekt AZ 21467: „Vorbeugender Hochwasserschutz durch Wasserrückhalt in der Fläche unter besonderer Berücksichtigung naturschutzfachlicher Aspekte - am Beispiel des Flusseinzugsgebietes der Mulde in Sachsen“, Digital verfügbar unter „[www.hochwasserschutz-mulde.de](http://www.hochwasserschutz-mulde.de)“
- WILCKE, D. et al. (2007): Nachweis des Rückhaltevermögens dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsanlagen in Siedlungsgebieten bei hochwasserverursachenden Niederschlägen, KA- Abwasser, Abfall, Jg. 54 Heft 3.
- ZIMMERLING, B. (2003). Begegnungsversuche zum Infiltrationsverhalten von Ackerböden nach der Umstellung der konventionellen auf konservierende Bodenbearbeitung (Dissertation). In: J. Bachmann. et al, Horizonte - Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde, Band 5, Institut für Bodenkunde, Universität Hannover.
- ZACHARIAS, S. (2007). Konservierende Bodenbearbeitung in der hydrologischen Modellierung – Besonderheiten und Erfordernisse. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung. Heft 20.07:135-139
- ZACHARIAS, S. & D. WILCKE (2007): Methodische Ansätze zur Ermittlung von Flächen mit hohem Wasserrückhaltepotenzial. In: Dezentraler Hochwasserschutz Hrsg. K. Röttcher; G. Koehler, H.-B. Kleeberg, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung. Heft 19.07, S.157-165.

## **Anwendung von Ensembletechniken in der operationellen Hochwasservorhersage**

Jörg Dietrich, Andreas Schumann, Michael Denhard, Sebastian Trepte, Yan Wang

### **Zusammenfassung**

Hochwasservorhersagen sind aufgrund des nichtlinearen Zusammenwirkens natürlicher Prozesse mit Unsicherheit versehen. Ensembletechniken werden verwendet, um durch Berechnung mehrerer Szenarien die mögliche Entwicklung der hydro-meteorologischen Situation einzurahmen. Daraus können probabilistische Vorhersagen abgeleitet werden, die z.B. die folgende Aussage ermöglichen: „die Wahrscheinlichkeit des Überschreitens der Alarmstufe 3 innerhalb der nächsten drei Tage beträgt 40 %“. Es muss jedoch bedacht werden, dass weder Daten noch Modelle noch deren Anwender perfekt sind. Daher kommt neben den Mechanismen der Bildung von Ensembles auch den Methoden zur kontinuierlichen Neubewertung der Vorhersagen eine große Bedeutung zu. Für das Flussgebiet der Mulde in Sachsen wurden Ensemblevorhersagen extremer Niederschlags-Ereignisse aus den Jahren 2002 bis 2006 ausgewertet. Dabei standen Vorhersagen der Systeme COSMO-LEPS, SRNWP-PEPS und COSMO-DE zur Verfügung. Mit Hilfe des Niederschlags-Abfluss-Modells ArcEGMO wurden die Niederschlagsvorhersagen in Abflussvorhersagen transformiert. Die Parameterunsicherheit und die strukturelle Unsicherheit der N-A-Modellierung wurden ebenfalls durch Ensembletechniken abgebildet. Die Unsicherheit der meteorologischen Vorhersage erwies sich dabei als dominierend. Wenn auch aufgrund der wenigen vorhergesagten hochwasserrelevanten Ereignisse bisher keine scharf formulierten Regeln für die optimale Bewertung der Vorhersagen festgelegt werden können, so ergaben sich dennoch Evidenzen für eine Interpretation der Ensembles. Ensemblevorhersagen und daraus abgeleitete probabilistische Aussagen können daher eine bessere Entscheidungsgrundlage darstellen als eine deterministische Vorhersage.

### **1 Einrahmung von Modellunsicherheiten mit Hilfe von Ensembles**

Meteorologische und hydrologische Vorhersagen sind eine wesentliche Voraussetzung für die frühzeitige Herausgabe von Hochwasserwarnungen und -vorhersagen. Aufgrund begrenzter Möglichkeiten zur Vorhersage der atmosphärischen Phänomene und aufgrund des dynamischen Zusammenwirkens meteorologischer und hydrologischer Prozesse sind vor allem frühzeitige Hochwasservorhersagen mit erheblichen prozessbedingten Unsicherheiten behaftet. Damit verfügen auch hydrologische Vorhersagen und daraus abgeleitete Warnungen über entsprechende Unsicherheiten. Ab den 1990-er Jahren werden deterministische Wettervorhersagen durch probabilistische Vorhersagen ergänzt. Diese können wichtige Informationen über die Vorhersageunsicherheit liefern (ANDERSON 1996).

Eine Ensemble-Vorhersage umfasst mehrere Rechenläufe eines oder mehrerer Vorhersagemodelle mit unterschiedlichen Anfangsbedingungen oder Lösungsschemata. Ensemblevorhersagen können dadurch eine Bandbreite möglicher Szenarien der weiteren Entwicklung bereitstellen. Als Ergebnis einer Ensemblevorhersage wird daher nicht ein einzelner Wert je

vorhergesagter Größe an einem Ort zu einem Zeitpunkt bereitgestellt, sondern jeweils eine Schar von Werten. Es kann eine Häufigkeitsverteilung in Form von Histogrammen oder eine abgeleitete analytische Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion für diese Größe an einem Ort zu einem Zeitpunkt angegeben werden. Ein wichtiges daraus abgeleitetes Vorhersageprodukt ist die Darstellung der Überschreitungshäufigkeit bzw. -wahrscheinlichkeit für einen als kritisch angesehenen Wert einer bestimmten Größe (z.B. eines eine Hochwasserwarnung auslösenden Wasserstands bzw. Durchflusses).

Ensemble-Vorhersagen gehören zu den am häufigsten angewendeten Methoden in der probabilistischen Wettervorhersage (TOTH et al. 2003). Auch für hydrologische Fragestellungen wie die Hochwasservorhersage wurden Ensembletechniken angewendet (VERBUNT et al. 2006; SCHAAKE et al. 2007; THIELEN et al. 2008). Es gibt unterschiedliche Möglichkeiten, Ensembles zu generieren (KALNAY 2002):

- Monte-Carlo-Simulation
- Lagged-Average-Ensembles (LAF): Kombination der aktuellen Vorhersage mit Vorhersagen früherer Termine zu einem Ensemble
- Physikalisch basierte Einzelmodell-Ensembles:
  - Störung der Anfangsbedingungen
  - Verwendung unterschiedlicher physikalischer Schemata (z.B. für Konvektion)
  - Variation von Modell-Parametern
- Multi-Modell-Ensembles: Kombination der (deterministischen) Vorhersagen mehrerer Vorhersage-Modelle zur Berücksichtigung struktureller Unsicherheit (z.B. AJAMI et al. 2007)
- Kombination mehrerer der genannten Ansätze.

## 2 Operationelle meteorologische Ensemblesysteme

Niederschlagsvorhersagen auf der Grundlage von Ensembles werden seit einigen Jahren international angeboten (BUIZZA et al. 2005). Für die Mittelfrist-Vorhersage (bis zu 10 Tage) existieren globale Modelle wie ECMWF, NCEP und MCS mit einer horizontalen Auflösung von bis zu 100 km. Die Arbeitsgemeinschaft für kleinskalige Modellierung (Consortium for Small-scale Modeling, COSMO) wurde 1998 gegründet, um ein nicht hydrostatisches lokales atmosphärisches Modell für Mittel- und Südeuropa zu entwickeln. COSMO-LEPS rechnet täglich um 12 Uhr UTC ein Ensemble von 16 Vorhersagen mit einem horizontalen Gitterabstand von etwa 10 km und einem Vorhersagezeitraum von 132 Stunden (MARSIGLI et al., 2005). Als antreibende Anfangs- und Randfelder werden aus den beiden jüngsten ECMWF-Ensemblevorhersagen mit einer Clusteranalyse 16 repräsentative Mitglieder ausgewählt. Mit dem Lokalmodell (LM) wird anschließend ein höher aufgelöstes Ensemble berechnet. Dabei werden zwei verschiedene Konvektionsschemata verwendet, welche stochastisch gewählt werden.

Das Multi-Modellsystem SRNWP-PEPS für den Kurzfristbereich bis 48 Stunden auf der Mesoskala besteht aus Beiträgen der vier in Europa operationell verfügbaren mesoskaligen Modellierungssysteme ALADIN, UM, HIRLAM und der COSMO-Gruppe (DENHARD &

TREPTE 2006). Aus dem Ensemble werden neben deterministischen Vorhersagen (z.B. Ensemblemittel) auch probabilistische Produkte abgeleitet, wie Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten signifikanter bzw. extremer Wetterereignisse. Gegenwärtig nehmen 20 Länder mit 23 Vorhersagemodellen teil. Die Einzelvorhersagen werden auf ein gemeinsames Gitter mit der Maschenweite  $0.0625^\circ$  (ca. 7 km) transformiert. Das deterministische numerische Wettervorhersagesystem COSMO-DE des DWD (ehemals LMK, STEPPELER et al. 2003) wurde für die Kurzfristvorhersage entwickelt. Die wichtigste Änderung im Vergleich zum Basismodell LM ist, dass COSMO-DE mit 2,8 km Maschenweite zumindest die grobskaligen Anteile konvektiver Zellen auflösen kann und damit die Vorhersage von Unwetterereignissen verbessern soll. Durch den DWD-Radarverbund werden hochaufgelöste Datenfelder auf einem  $1 \text{ km}^2$ -Gitter geliefert und in das Modell assimiliert. Es liegen alle drei Stunden neue Vorhersagen bis +21 Stunden vor.

### 3 Hindcast-Simulationen für das Flusseinzugsgebiet der Mulde

In DIETRICH et al. (2008) wurde das Konzept zur Kombination mehrerer meteorologischer Ensembles mit Ansätzen der Bildung hydrologischer Ensembles ausführlich dargestellt. Dort wurden erste Ergebnisse von Hindcast-Simulationen des Extremhochwassers vom August 2002 vorgestellt.

Eine Analyse der hindcast-Simulationen für die Jahre 2005 und 2006 zeigte in drei Fällen deutliche Unterschiede zwischen den vorausgesagten und den tatsächlich gefallenen Niederschlägen. Dabei unterscheiden sich jeweils die meteorologischen Vorhersagen der verschiedenen Systeme. Als Beispiel wird eine Fehlwarnung vom August 2006 für die Würschnitz, Pegel Jahnsdorf (oberhalb von Chemnitz) gezeigt. Das N-A-Modell ArcEGMO wurde für diesen Pegel mit sehr guten Ergebnissen kalibriert und validiert. Daher wird die Unsicherheit der hydrologischen Modellierung hier nicht dargestellt. Abb. 1 zeigt den zeitlichen Verlauf der von den einzelnen Mitgliedern des COSMO-LEPS-Ensembles angetriebenen Niederschlag-Abfluss-Simulationen in einer einzigen Graphik („Spaghetti-Plot“). Diese Darstellung kann vor allem für erfahrene Meteorologen und Hydrologen aufschlussreich sein. Zusätzlich dargestellt werden der Median (rote Linie, oft als der am ehesten wahrscheinliche Verlauf angenommen) sowie als Vertrauensbereich der Interquartilsabstand zwischen dem 25 %- und dem 75 %-Quantil der vorhergesagten Werte (graue Flächen). In Abb. 2 werden die Häufigkeiten für die Überschreitung entscheidungsrelevanter Schwellenwerte (z.B. Alarmstufen) in den beiden Tagen vor dem erwarteten Ereignis gezeigt. Mit Persistenzdiagrammen kann man die zeitliche Entwicklung der vorhergesagten Schwellenwert-Überschreitungen übersichtlich darstellen (Abb. 3). Während hier für Ensemblevorhersagen die Häufigkeiten oder Wahrscheinlichkeiten einer Alarmstufe ausgewiesen werden, kann für die deterministische Simulation die vorhergesagte Alarmstufe direkt angegeben werden.



Alarmstufe 1 mit relativ großer Wahrscheinlichkeit zu erwarten ist. Insgesamt zeigen die hier untersuchten Vorhersagen eine große Unsicherheit in der Bewertung der meteorologischen Situation im fraglichen Zeitraum auf. Dies wird auch durch die vom Deutschen Wetterdienst ab dem 3.8. herausgegebenen Vorhersagen bestätigt, welche Niederschlagsmengen von bis zu mehr als 100 mm am Tag für einige Teilgebiete als wahrscheinlich einschätzte. Dies hatte bereits zur Einleitung erster Hochwasserschutz-Maßnahmen geführt. An der Station Chemnitz wurde für den Zeitraum vom 5.8. bis 6.8. eine Niederschlagssumme von insgesamt 62 mm aufgezeichnet. Eine sehr geringe Vorfeuchte begünstigte die Hochwassersituation zusätzlich, so dass der real eingetretene Durchfluss am Pegel Jahnsdorf nicht einmal den Schwellenwert für Alarmstufe 1 überschritt.

Erste Untersuchungen an einem Einzelbeispiel zur Anwendung des Bayesian Model Average (HOETING et al. 1999) für SRNWP-PEPS geben Hinweise darauf, dass weniger als die Hälfte der Modelle über nennenswerte Gewichte verfügen, so dass das Ensemble durch Kalibrierung in der Zahl der Mitglieder reduziert werden kann. Hierzu erfolgen z. Z. weitere Untersuchungen durch die Modellentwickler. Da die betrachteten Vorhersagesysteme erst seit kurzer Zeit operationell im Einsatz sind, lassen sich aus den dargestellten Ergebnissen noch keine allgemeingültigen Schlüsse ziehen und keine eindeutigen Entscheidungsregeln ableiten.

#### **4 Bildung und Nachführung hydrologischer Ensembles zur Berücksichtigung der Parameterunsicherheit bei der Niederschlag-Abfluss-Modellierung**

Konzeptionelle Modelle, wie das in diesem Vorhaben angewendete Niederschlag-Abfluss-Modell ArcEGMO (BECKER et al. 2002), verfügen über Parameter, welche anhand von Beobachtungen geeicht werden müssen. Unterschiedliche Parametersätze können zu gleichwertigen Modellergebnissen führen (Äquifinalität). Die Bandbreite der Unsicherheit der hydrologischen Abflussvorhersage aufgrund der Parametrisierung des N-A-Modells soll dabei durch die Bildung von hydrologischen Parameter-Ensembles eingrahmt werden. Diese werden mit den meteorologischen Ensembles kombiniert und liefern die Eingangsgrößen für die probabilistische Bewertung. Bei Vorliegen von Messdaten wird die Gewichtung der Mitglieder aktualisiert. Bei der operationellen Anwendung ist somit eine Nachführung der Vorhersage möglich.

Zuerst wurden charakteristische Teilgebiete prozessorientiert für einige Hochwasserereignisse kalibriert. Für die Modellparameter wurden geeignete Bereiche festgelegt. Anschließend wurden durch eine Monte-Carlo-Simulation 12000 Parametersätze ermittelt. Dann erfolgte eine Auswahl weniger Parametersätze für das Vorhersage-Ensemble („Parameterensemble“) mit Compromise Programming (CP). CP ist ein Verfahren zur multikriteriellen Auswahl von Lösungsalternativen und arbeitet mit einer Distanzmatrix, wobei die Lösung mit dem kleinsten Abstand zum idealen Punkt der besten Lösungsvariante entspricht. Zwei Auswahlkriterien sind z.B. die Scheitelabweichung und der Volumenfehler. Im Ergebnis steht eine Menge von Parametersätzen als potentielle Kandidaten für die Bildung von Parameterensembles für die Abflussvorhersage nahe Echtzeit zur Verfügung.

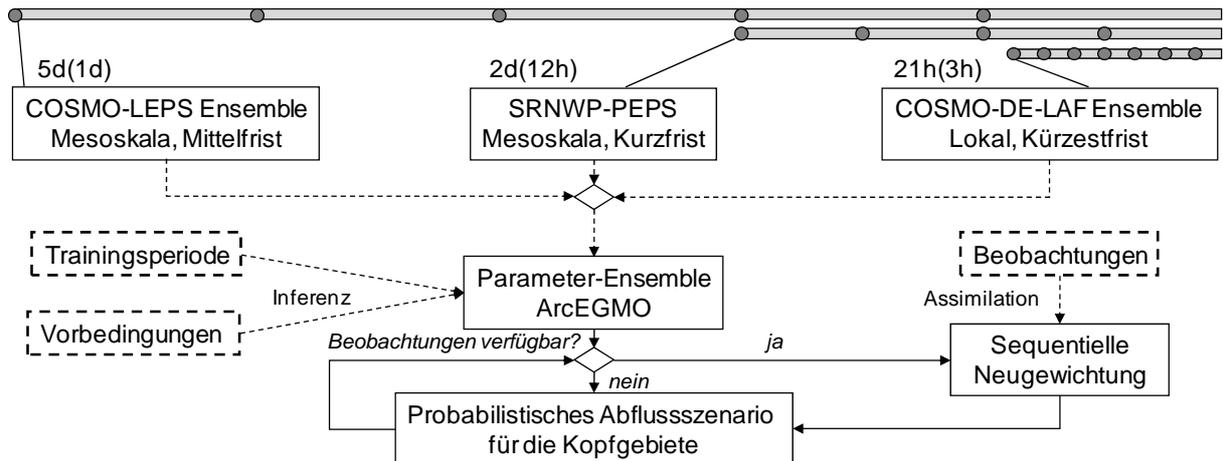


Abb. 4: Schematische Darstellung der Simulation probabilistischer Abflussszenarien unter Verwendung verschiedener meteorologischer Ensemblesysteme sowie mit Bildung und Nachführung von hydrologischen Ensembles.

In Kenntnis der Niederschlagsvorhersage und der aktuellen Gebietszustände (Bodenfeuchte bzw. Speicherfüllungen im konzeptionellen Modell) ist es unter Umständen möglich, die Mitglieder des Parameterensembles zum Start der Vorhersage individuell zu gewichten. Dazu müssen Schlüsse aus der aktuellen Situation und den in der Vergangenheit für vergleichbare Situationen besonders geeigneten Parametersätzen gezogen werden (Inferenzmechanismus, Abb. 4). Für die Anwendung im Muldegebiet wurden die für die Kalibrierung und Validierung des Modells verwendeten Hochwasserereignisse entsprechend ihrer Genese zunächst in drei Gruppen eingeteilt: kurze Niederschlagsereignisse mit relativ hoher Intensität; langdauernde Niederschlagsereignisse mit eher geringer Intensität; langdauernde Niederschlagsereignisse mit hoher Intensität. Darüber hinaus sollte zusätzlich die Schneesituation berücksichtigt werden. Für jede der Gruppen wurden die fünf besten Parametersätze mit CP für die Bildung der Parameterensembles gewählt. Darüber hinaus werden noch fünf „Standard“-Parametersätze ausgewählt, welche für alle untersuchten Ereignisse im Mittel am besten sind. Diese dienen dazu, die Robustheit der Vorhersage zu verbessern.

Während eines hochwasserrelevanten Niederschlagsereignisses stehen darüber hinaus erste Messungen des tatsächlich gefallenen Niederschlags sowie der resultierenden Abflüsse bereit. Falls die vorhersagte Ganglinie von zwischenzeitlich verfügbaren Messdaten abweicht, können diese neuen Informationen genutzt werden, um die Mitglieder des Vorhersageensembles entsprechend ihrer Leistung durch Anwendung des Satzes von Bayes neu zu gewichten. Das hier gewählte Konzept bietet den Vorteil, dass nicht während des Ereignisses sequentiell Parameter variiert werden und durch Ausgleich anderer Fehlerquellen als der Parameterunsicherheit unerwünschte Schwingungen entstehen. Vielmehr werden die in der Vergangenheit besten Parametersätze jeweils von Beginn an gerechnet und über die Gewichtung durch eine Wahrscheinlichkeitsverteilung für die Abflussvorhersage kombiniert bzw. einzeln nachgeführt.

## 5 Diskussion

Für die operationelle Hochwasservorhersage können je nach erforderlicher Vorhersagezeit verschiedene meteorologische Ensemblesysteme kombiniert werden und als Eingangsdaten für die hydrologische Modellierung dienen. Damit kann die Unsicherheit der meteorologischen Vorhersage berücksichtigt werden. Bei den Untersuchungen im Flussgebiet der Mulde zeigte sich, dass die meteorologischen Vorhersagen in der Regel die weitaus größere Unsicherheitsquelle darstellen. Die Hindcasts des deterministischen Kurzzeitmodells COSMO-DE unterschätzten das Extremereignis 2002 generell stärker als die Hindcasts des COSMO-LEPS-Ensembles. Da von COSMO-DE jedoch einige sehr gute Vorhersagen berechnet wurden, wird die Bildung eines Lagged-Average-Ensembles aus verschiedenen Modellläufen vorgeschlagen. In einigen Jahren soll auch ein physikalisches Ensemble von COSMO-DE zur Verfügung stehen. Für die beiden Zeiträume jeweils im August 2002 und 2006 waren die von den betrachteten Ensemblesystemen herausgegebenen (bzw. zurückgerechneten) Vorhersagen besser als die deterministischen Niederschlagsvorhersagen.

Die Unsicherheit der hydrologischen Modellierung kann durch Nachführen von Systemzuständen, Ensembles unterschiedlicher Parameter sowie Multi-Modell-Ensembles berücksichtigt werden. Es war den Modellen nicht immer möglich, die Unsicherheit der Vorhersage zum Niederschlagsereignis hin zu reduzieren. Die Assimilation gemessener Niederschlags- und Abflussdaten ermöglicht eine probabilistische Neubewertung der Vorhersage mit Einengung der Bandbreite.

Trotz des weiterhin großen Forschungsbedarfs konnte der Mehrwert probabilistischer Vorhersagen gegenüber deterministischen Vorhersagen demonstriert werden. Weitere Fallstudien und eine Ausweitung des Untersuchungsgebietes sind erforderlich. In weiteren Arbeiten werden die hier vorgestellten Enembletechniken kombiniert, um aus meteorologischer und hydrologischer Unsicherheit eine Abschätzung der Vorhersageunsicherheit der Modellkette zu erhalten. Eine Ausweitung der probabilistischen Modellierung auf die Simulation von Überflutungsflächen ermöglicht die Erstellung von Hochwasserrisikoanalysen für die operationelle Anwendung nahe Echtzeit. Trotz der deutlich verbesserten Vorhersagetechniken mit Berücksichtigung von Modell- und Datenunsicherheiten wird aufgrund der Natur der meteorologischen und hydrologischen Prozesse eine restliche Unsicherheit verbleiben. Bei der Darstellung von Ensembles und probabilistischen Bewertungen sollte dies den Entscheidungsträgern kommuniziert werden.

## Danksagung

Diese Arbeiten entstanden innerhalb des RIMAX-Verbundvorhabens „Entwicklung integrativer Lösungen für das operationelle Hochwassermanagement am Beispiel der Mulde“. Wir danken dem BMBF für die Förderung des Vorhabens. Die Kooperationspartner der zuständigen Verwaltungen haben unser Vorhaben konstruktiv unterstützt. Hierbei sei insbesondere dem Sächsischen Landeshochwasserzentrum in Dresden sowie der Landestalsperrenverwaltung in Pirna gedankt. Die Firmen DHI-WASY und Büro für Angewandte Hydrologie haben als Projektpartner bzw. Auftragnehmer wichtige Teilergebnisse beigesteuert.

## Literatur

- AJAMI, N. K., DUAN, Q. & SOROOSHIAN, S. (2007): An integrated hydrologic Bayesian multimodel combination framework: Confronting input, parameter, and model structural uncertainty in hydrologic prediction. – *Water Resour. Res.*, 43, W01403, doi:10.1029/2005WR004745.
- ANDERSON, J. L. (1996): A method for producing and evaluating probabilistic forecasts from ensemble model integrations. – *J. Clim.*, 9, 1518-1530.
- BECKER, A., KLÖCKING, B., LAHMER, W. & PFÜTZNER, B. (2002): The hydrological modelling system ARC/EGMO, in: *Mathematical models of large watershed hydrology* (Eds.: SINGH, V.P. & FREVERT, D.K.), Water Resources Publications.
- BUIZZA R., HOUTEKAMER, P. L., TOTH, Z., PELLERIN, G., WEI, M. & ZHU, Y. (2005): A comparison of the ECMWF, MSC and NCEP Global ensemble prediction systems. – *Mon. Wea. Rev.* 133, 1076-1097.
- DENHARD, M. & TREPTE, S. (2006): Calibration of the European multi-model ensemble SRNWP-PEPS, Second THORPEX international science symposium, WMO/TD No. 1355, WWRP/THORPEX No. 7.
- DIETRICH, J., TREPTE, S., WANG, Y., SCHUMANN, A. H., VOSS, F., HESSER, F. B. & DENHARD, M. (2008): Combination of different types of ensembles for the adaptive simulation of probabilistic flood forecasts: hindcasts for the Mulde 2002 extreme event. – *Nonlin. Processes Geophys.*, 15, 275-286.
- HOETING, J.A., MADIGAN, D., RAFTERY, A.E. & VOLINSKY, C.T. (1999), Bayesian model averaging: A tutorial. – *Stat. Sci.*, 14(4), 382–417.
- KALNAY, E. (2002): *Atmospheric modelling, data assimilation and predictability*. – Cambridge University Press, 512 pp.
- MARSIGLI, C., BOCCANERA, F., MONTANI, A. & PACCAGNELLA, T. (2005): The COSMO-LEPS mesoscale ensemble system: validation of the methodology and verification. – *Nonlin. Processes Geophys.*, 12, 527–536.
- SCHAAKE, J.C., HAMILL, T.M., BUIZZA, R. & CLARK, M. (2007): HEPEX: The Hydrological Ensemble Prediction Experiment. – *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 88, 10, 1541–1547.
- STEPPELER J., DOMS, G., SCHÄTTLER, U., BITZER, H. W., GASSMANN, A., DAMRATH, U. & GREGORIC, G. (2003): Meso-gamma scale forecasts using the nonhydrostatic model LM. – *Meteorol. Atmos. Phys.*, 82, 75–96.
- THIELEN, J., BARTHOLMES, J., RAMOS, M.-H. & DE ROO, A. (2008): The European Flood Alert System – Part 1: Concept and development. – *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 5, 257–287.
- TOTH, Z., TALAGRAND, O., CANDILLE, G. & ZHU, Y. (2003): Probability and ensemble forecasts, in: Joliffe, I. T. and Stephenson, D. B. (eds.): *Forecast verification: a practitioner's guide in atmospheric science*, John Wiley & Sons.
- VERBUNT M., ZAPPA, M., GURTZ, J. & KAUFMANN, P. (2006): Verification of a coupled hydrometeorological modelling approach for alpine tributaries in the Rhine basin. – *J. Hydrol.*, 324, 224–238.

## **Hochwasservorhersage und Hochwasserrisikomanagement im bayerischen Donaugebiet – Ergebnisse des EU-Projektes “PREVIEW”**

Peter Krahe, Claudia Rachimow, Marc Müller, André Assmann, Jan Bliefernicht,  
Karlheinz Daamen, Christian Ebert, Katja Moritz, Michael Kunz, Janus Willem Schipper  
und Jörg Hennersdorf

### **Zusammenfassung**

Bei der quantitativen Niederschlagsvorhersage (QNV) bestehen immer noch große Unsicherheiten, die den Einsatz dieser Vorhersagen in der operationellen Wasserstands- und Abflussvorhersage limitieren. Im Rahmen des von der Europäischen Union geförderten Projektes „**PRE**Vention, **I**nformation, and **E**arly **W**arning pre-operational services to support the management of risks“ (PREVIEW) wurde im bayerischen Donaugebiet untersucht, inwieweit eine Verfeinerung der Rasterweite eines deterministischen meteorologischen Modells (COSMO-DE) zu einer Verbesserung in der quantitativen Niederschlagsvorhersage führt. Weiterhin wurde geprüft, in welcher Weise die seit kurzem vorliegenden meteorologischen Ensemblevorhersagen des COSMO Konsortiums (COSMO-LEPS) in der Hochwasserwarnung und –vorhersage zielführend eingesetzt werden können. Entsprechend der Philosophie der GMES-Initiative, der dieses Projekt zugeordnet ist, erfolgte die Modellentwicklung in enger Abstimmung mit den Hochwasservorhersagezentralen im Einzugsgebiet und mit den Verantwortlichen des Katastrophenschutzes. Die Kartierung von Hochwasserrisikogebieten ist ein weiterer wichtiger Baustein im Rahmen des modernen Hochwasserrisikomanagements. Ein bestehendes Modellsystem zur Berechnung der Überflutungsgebiete sowie zur Modellierung der Hochwasserschäden wurde weiterentwickelt und beispielhaft für die Stadt Kempten angewendet. Ebenso wurde ein Hochwasserinformationssystem konzeptionell erweitert und mit Daten aus dem Untersuchungsgebiet aufgebaut. Hierbei wurden speziell für die verschiedenen Einsatzzwecke angepasste und aus hochauflösenden Satellitenbilddaten abgeleitete Landnutzungsdatensätze verwendet. Die entwickelten Dienste werden vorgestellt.

### **1 Einleitung**

**Global Monitoring for Environment and Security (GMES)** ist eine gemeinsame Initiative der Europäischen Kommission (EC) und der Europäischen Weltraumorganisation (ESA) mit dem Ziel, ein aus europäischer Sicht eigenständiges und operationelles Erd-Beobachtungssystem zu etablieren, welches dauerhaft wichtige Umweltinformationen zur Unterstützung politischer Entscheidungsträger verfügbar macht. Zur Implementierung von GMES-Diensten werden von der Europäischen Kommission und der Europäischen Weltraumorganisation eine Vielzahl an Aktivitäten durchgeführt, mit dem Ziel, diese Dienste ab 2008 operationell einsetzen zu können. Im 6. Rahmenprogramm der EC werden mit dem Integrierten Projekt „**PRE**Vention and **E**arly **W**arning pre-operational services to support the management of risks“ (PREVIEW) operative GMES-Geo-Informationsdienstleistungen zur Unterstützung des europäischen Katastrophenschutzes und der zuständigen lokalen und regionalen Behörden definiert und entwickelt sowie ihre operationelle Machbarkeit demonstriert. Thematisiert

werden Risikofelder wie Waldbrand, Hochwasser, Sturm, Erdbeben und Vulkanismus bis hin zu Industrierisiken.

Alle Phasen des Risikomanagements, wie Vorsorge, Bereitschaft und Katastrophenmanagement, werden dabei in einem konsistenten und harmonisierten Ansatz behandelt. Damit wird der Austausch der Informationen zwischen den für die Bereitstellung der Dienste zuständigen Institutionen sowie den Entscheidungsträgern des Katastrophenschutzes erleichtert. PREVIEW-GMES Dienste zielen darauf ab, Satellitendaten mit in-situ Messungen, archivierten Daten und neuen Modellierungsansätzen zu verbinden. Im Rahmen des Projektes wurden die Produkte und Dienste in enger Abstimmung mit den Endnutzern definiert, entwickelt sowie schließlich unter prä-operationellen Bedingungen validiert und demonstriert. Für weitere Informationen zum Gesamtprojekt wird auf [www.preview-risk.com](http://www.preview-risk.com) verwiesen.

Die spezifischen Eigenarten der Hochwasser bzgl. der betroffenen Raum- und Zeitskala sowie des Naturraumes bestimmen die Vorhersagbarkeit der Ereignisse und erfordern deshalb speziell auf sie abgestimmte Dienste. Die Naturgefahr Hochwasser wird im Rahmen des PREVIEW-Projektes in den vier separaten Teilprojekten Vorhersage von Sturzfluten („flash floods“), Kurzfristvorhersage (Vorhersagezeit < 3 d) und Hochwasserrisikomanagement, Mittelfristvorhersage (Vorhersagezeit > 3d) sowie Hochwasser in Skandinavien („Northern Floods“) behandelt. Im Folgenden werden die Dienste der Kurzfristvorhersage und des Hochwasserrisikomanagements vorgestellt und die Quantifizierung des hydrologischen Vorhersagefehlers am Beispiel eines Hochwasserereignisses im bayerischen Donauebiet aus dem Mai 2007 erläutert.

## **2 Kurzfristvorhersage und Hochwasserrisikomanagement**

Gefahren- und Schadenspotenzialkarten bilden die Grundlage für vielfältige Planungen und Maßnahmen für den Hochwasserschutz. Ebenso zielt die Verbesserung der Warn- und Vorhersagesysteme darauf ab, rechtzeitig auf eine drohende Gefahr hinzuweisen und damit entsprechende Abwehrmaßnahmen zu ermöglichen. Neben den Vorhersagediensten stellen Methoden der Schadensermittlung und -kalkulation, Hochwassergefahrenkarten sowie deren Integration und Verteilung über moderne internetbasierte Hochwasserinformationssysteme wichtige Bestandteile eines integrierten Hochwasserschutzkonzeptes dar.

Zielgruppe der hier entwickelten Dienste sind einerseits die Mitarbeiter von Hochwasservorhersagezentralen, der Wasserwirtschaftsverwaltung aus dem Bereich Hochwasserschutz sowie lokale, regionale und überregionale Krisenstäbe/Einsatzleiter aus dem Bereich der Katastrophenvorsorge und des Katastrophenschutzes. Im bayerischen Donauebiet (Abbildung 1) wurden Prototypen der wesentlichen Komponenten eines integrierten Hochwasserrisikomanagements entwickelt.

Im Sinne der GMES-Anforderungen wurden mehrere Dienste (Abbildung 2) und ihnen zugeordnete Produkte definiert, die zusammen mit einem Fragenkatalog im Rahmen eines Interviews potenziellen Endnutzern vorgestellt und auf zwei nationalen Workshops abgestimmt und diskutiert wurden. Die hierbei gewonnenen Erkenntnisse flossen wiederum in eine Verfeinerung der Dienste und der Produktbeschreibungen ein.

Für die Hochwasservorhersage ist die Vorhersage der zu erwartenden Niederschläge von herausragender Bedeutung. Mit einer Verfeinerung der Bodenauflösung des vom Deutschen Wetterdienst entwickelten Wettervorhersagemodells COSMO-DE wird eine Verbesserung der Niederschlagsvorhersage hinsichtlich Quantität und Lagegenauigkeit angestrebt. Mit Hilfe von genesteten Simulationen (mit einem gröberen Modell werden die Randbedingungen für das feinere Modell erzeugt) werden räumlich und zeitlich hochauflösende Niederschlagsvorhersagen mit Rasterweiten von bis zu 1 km x 1 km realisiert. Mit dieser Auflösung können erstmals (konvektive) Gewitterzellen in einem Wettervorhersagemodell räumlich erfasst bzw. abgebildet werden. Dadurch ist es möglich, die bisher eingesetzten empirischen Schätzformeln durch physikalisch exakte Gleichungen zu ersetzen. Dies soll vor allem die Vorhersage von Gewitterereignissen verbessern. Gleichzeitig erlaubt die feinere Auflösung der Wettervorhersagen eine exaktere räumliche Zuordnung der vorhergesagten Werte zu den Einzugsgebieten. Der Vorhersagezeitraum erstreckt sich dabei wie beim antreibenden COSMO-EU Modell auf drei Tage. Diese Vorhersagen finden zum einen Eingang in ein Wetter-Gefahren Frühwarnsystem ([www.imk-preview.de](http://www.imk-preview.de)) und zum anderen in das hydrologische Vorhersagesystem.

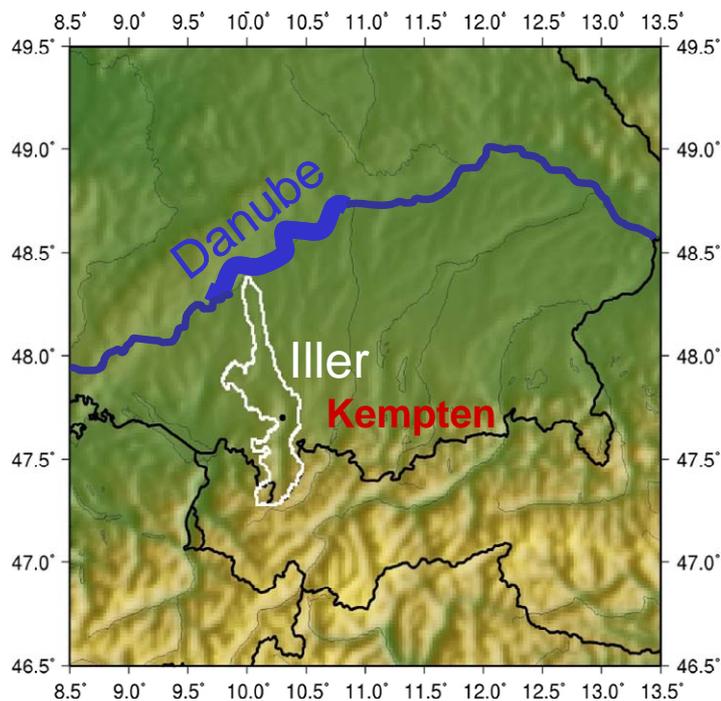


Abb. 1: Die Untersuchungsgebiete im Projekt PREVIEW: Das Flusseinzugsgebiet der Iller ( $A_{E0} = 2.152 \text{ km}^2$ ) mit der Stadt Kempten sowie der Donauabschnitt unterhalb des Pegels Neu-Ulm (Fluss-km 2.586,7;  $A_{E0} = 7.579 \text{ km}^2$ ) bis zum Pegel Donauwörth (Fluss-km 2.508,0 km,  $A_{E0} = 15.092 \text{ km}^2$ )

Es wurde ein Präprozessor entwickelt, der es erlaubt, die Niederschlagsvorhersagen der meteorologische COSMO-LEPS Ensemblevorhersagen in das bestehende Hochwasservorhersagesystem der Bayerischen Wasserwirtschaftsverwaltung zu integrieren und mit diesen hydrologische Ensemblevorhersagen zu erstellen. Zur Berücksichtigung der Unsicherheiten, die durch die hydrologischen Modellierung hervorgerufen werden, wurde das Gauss'sche

Metamodelle (MONTANARI & BRATH 2004) auf die speziellen Anforderungen des Vorhersagedienstes angepasst. Das Ergebnis dieses Vorhersagedienstes führt letztlich zu probabilistischen Vorhersagen, d.h. es werden die Überschreitungswahrscheinlichkeiten von Schwellenwerten oder alternativ Vertrauensbereiche vorgegebener Wahrscheinlichkeiten angegeben. Für die beiden extremen Hochwasserereignisse im August 2002 und August 2005 sowie für den Zeitraum von Mai 2007 bis August 2007 werden quasi-operationelle Vorhersagen durchgeführt und der Informationsgewinn der probabilistischen Vorhersagen untersucht.

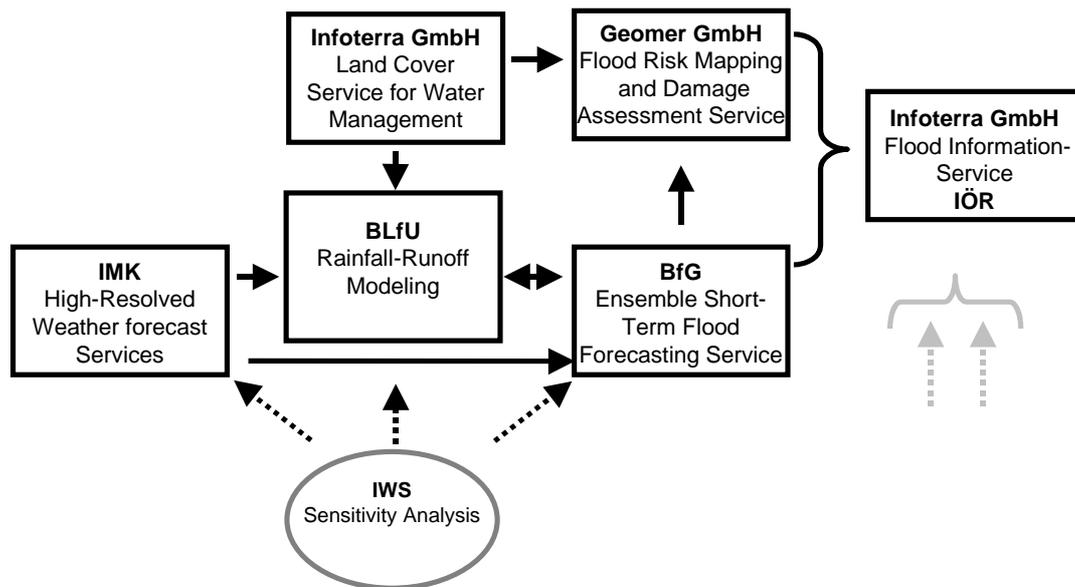


Abb.2: Übersicht über das Dienste-Portfolio im Teilprojekt „Kurzfristvorhersage und Hochwasserrisikomanagement“ im Projekt PREVIEW sowie die verantwortlichen Projektpartner

Für die Anwendung in hydrologischen Modellen ebenso wie bei der Berechnung von Schadenspotenzialen in Überflutungsräumen werden aus hochauflösenden Satellitenbilddaten Landnutzungsklassen abgeleitet und modellspezifisch optimiert bzw. angepasst. Hierzu werden die auch im Rahmen von anderen GMES-Projekten (z.B. RISK-EOS, [www.riskeos.com](http://www.riskeos.com)) verwendeten Landnutzungsdaten (LaND25) integriert. Diese Daten sind sehr detailliert und verfügen über eine bessere räumliche Auflösung als die bisher genutzten CORINE-Landnutzungsdaten. LaND25 unterscheidet insgesamt 21 Klassen, darunter alleine 4 Klassen mit Bebauung.

Der Zustand der Vegetationsbedeckung, die aktuelle Bodenfeuchte und etwaige Vorereignisse haben großen Einfluss auf die Abflussbereitschaft eines Gebietes. Kontinuierlich betriebene Wasserhaushaltsmodelle führen diese variablen Größen unter Verwendung physikalisch basierter Verfahren nach und ermöglichen so eine Berechnung der Abflussbereitschaft. Analysen im Illergebiet haben gezeigt, dass Vorhersagen ab einer Vorhersagedauer von etwa 6 Stunden mit dem wasserhaushaltsbasierten Hochwasservorhersagemodell zuverlässiger sind als mit dem bisher eingesetzten abflussbeiwertgestützten Vorhersagemodell. Derartige Modelle benötigen qualitativ hochwertige Landnutzungsdatensätze. Entspre-

chend durchgeführte Sensitivitätsanalysen haben die Verwendbarkeit des LaND25 Datensatzes für diese Fragestellung aufgezeigt.

Basierend auf dem LaND25 Datensatz und unter Verwendung von ausgewählten offiziellen Statistiken auf Gemeindeebene konnte eine flächendeckende Vermögenswertkarte für Bayern erstellt werden. Durch das Hinzuziehen von Überflutungsinformationen aus Gefahrenhinweiskarten sowie der Anwendung von Schadenfunktionen je Vermögenswert und Landnutzung lassen sich auf Grundlage der Vermögenswertkarte Schadenpotenzialkarten für bestimmte Hochwasserereignisse generieren.

Gefahrenhinweiskarten zeigen die im Hochwasserfall überfluteten Gebiete, basierend auf Simulationen von Hochwasserereignissen bestimmter Jährlichkeiten. Für die Stadt Kempten wurden statische und dynamische Gefahrenkarten auch für verschiedene Versagensszenarien von Hochwasserschutzanlagen berechnet. Ergänzend erlaubt die Zusammenführung der Information über Flutungsgebiete mit aus Fernerkundungsdaten gewonnener Landnutzungsinformation die multitemporale sowie ereignisbezogene Berechnung von Schadenspotenzialen. Hierbei kommt das hydraulische 2-D Modell FloodArea zum Einsatz, das im Rahmen des Projektes hinsichtlich seiner Funktionalität (insbes. verringerte Rechenzeit durch Einsatz von Multiprozessoren) weiterentwickelt wurde. Eine Verschneidung der Gefahrenkarte mit der Vermögenswertkarte von Bayern ermöglichte schließlich eine Berechnung entsprechender Schadenspotenzialkarten.

Eine Kombination der Gefahrenkarten mit Routingdaten von Navigationssystemen erlaubt die Informationen über befahrbare Wegstrecken in einem Einsatzgebiet in derartigen Systemen zu bereitzustellen und zu integrieren.

Alle Geoinformationsprodukte (Gefahren- und Vermögenswertkarten etc.) sowie weitere Informationsebenen werden in ein Informationssystem integriert. Das Informationssystem gewährleistet die Bereitstellung und den sicheren Zugriff auf alle hochwasser-relevanten Informationen für Entscheidungsträger. U.a. wird es auch eine Datenbank zu historischen Ereignissen mit verfügbaren Luftbildaufnahmen und Daten zur Siedlungsentwicklung etc. enthalten. Das Hochwasserinformationssystem ist technisch ([www.floodrisk.eu](http://www.floodrisk.eu)) realisiert, befindet sich aber bzgl. der Inhalte noch im Aufbau.

### **3 Ensemble Kurzfrist-Hochwasservorhersagen**

#### **3.1 Integration der COSMO-LEPS Vorhersagen**

Die mit dynamischen Modellen erstellten Wettervorhersagen können sehr empfindlich auf Fehler in der Bestimmung des aktuellen Zustands der Atmosphäre zum Vorhersagezeitpunkt reagieren. Bei Wahrscheinlichkeitsvorhersagen wird die vorhandene Unsicherheit über den aktuellen Zustand berücksichtigt, in dem viele Vorhersagen mit leicht verschiedenen Anfangsbedingungen gerechnet werden. Das European Centre for Medium-Range Weather Forecasts in Reading ([ECMWF](http://www.ecmwf.eu)) rechnet das am ARPA-SIM, Bologna, entwickelte COSMO-LEPS Ensemble mit 16 Vorhersagen für Mittel- und Südeuropa mit einem horizontalen Gitterabstand von 10 km (MONATANI et al. 2003). COSMO steht für CONSORTIUM for Small-scale MOdelling und stellt eine Kooperation der Wetterdienste aus Deutschland, Italien, Schweiz, Griechenland und Polen dar. Der Vorhersagezeitraum beträgt 5 Tage. Aus der Schar von Vorhersagen, dem so genannten Ensemble, können Eintretenswahrscheinlich-

keiten für Ereignisse berechnet werden. Zudem liefert das Ensemble ein Maß für die Vertrauenswürdigkeit anderer hochaufgelöster Prognosen (z.B. von COSMO-EU). Aus dem Ensemble können Wahrscheinlichkeitsvorhersagen für Niederschlagsereignisse, wie z.B. „Mit welcher Wahrscheinlichkeit fällt in den kommenden 24 Stunden eine Niederschlag von 20 mm und mehr?“, abgeleitet werden. Als antreibende Anfangs- und Randfelder für COSMO-LEPS werden aus dem globalen Ensemble des ECMWF (VAREPS) repräsentative Vorhersagen ausgewählt, da es aufgrund des Rechenaufwandes zurzeit nicht möglich ist, alle 51 verfügbaren Vorhersagen hochauflösend zu rechnen.

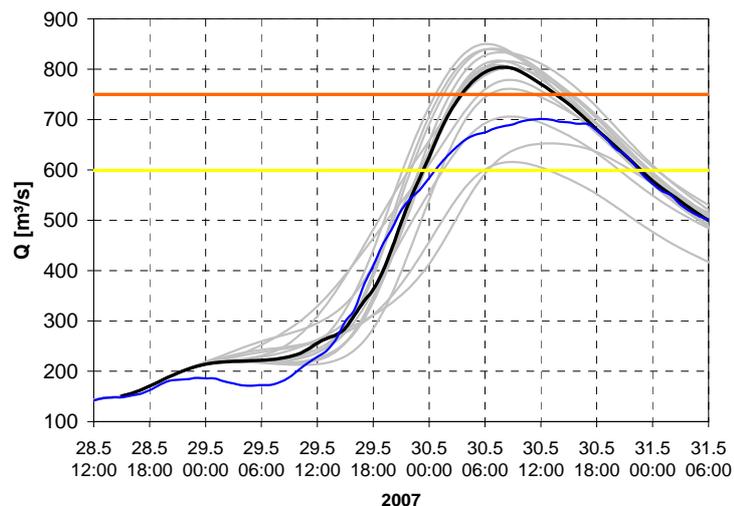


Abb. 3: Hydrologische Ensemblevorhersagen (grau), Median der Ensemblevorhersagen (schwarz) und beobachteter Abfluss (blau) für den Pegel Donauwörth/Donau. Erstellt zum Vorhersagezeitpunkt am 28.05.2007 um 12 UTC unter Verwendung der COSMO-LEPS Vorhersagen (16 Mitglieder) und dem Flussgebietsmodell LARSIM-FGMOD (Gelbe und orange Linie repräsentieren die 1. und 2. Meldestufe)

Die COSMO-LEPS Vorhersagen stehen seit August 2005 zunächst mit 10 Ensemble Mitgliedern und seit November 2006 mit 16 Ensemble-Mitgliedern zur Verfügung. Im PREVIEW-Projekt wurden weiterhin die COSMO-LEPS Vorhersagen für den August 2002 zur Analyse des Elbe- und Donauhochwassers mit der aktuellen Modellkonstellation neu berechnet. Mit dem neu entwickelten Präprozessor zur Aufbereitung dieser Ensemblevorhersagen können nun hydrologische Ensemble Vorhersagen (Abbildung 3) berechnet werden.

### 3.2 Quantifizierung der Unsicherheiten des hydrologischen Vorhersagemodelles

Zur Vorhersage der Hochwasserstände wird von den Hochwasservorhersagezentralen im bayerischen Donauegebiet das hydrologische Modell LARSIM im s.g. Flussgebietsmodus (FGMOD) eingesetzt (LUDWIG 1982). Hierbei werden die Abflussbildungsprozesse über einen Abflussbeiwertansatz berechnet. Dabei kann auf für Pegelkontrollbereiche kalibrierte Werte zurückgegriffen werden, die wahlweise optimiert oder bewusst unter Vorgaben von Faktoren zwecks Variantenrechnungen gesetzt werden können. Abflusskonzentrationsprozesse werden über lineare Speicheransätze berücksichtigt. Dieser laterale Wassertransport erfolgt von der Einzugsgebietsfläche in das Gerinne, wobei als Einzugsgebietsfläche Raster-

flächen von 1 km x 1km zugrunde gelegt werden. Entsprechend erfolgt der Wassertransport im Gerinne durch einen hydrologischen Wellenablaufansatz.

Die Unsicherheiten der hydrologischen Flussgebietsmodellierung werden durch die Anfangswerte der hydrologischen Speicherinhalte, Modellparameter sowie die unzureichende Erfassung der hydrologischen Modelle selbst bestimmt. Darüber hinaus stellen die unzureichende Erfassung wasserwirtschaftlicher Steuerungen im Ereignisfall und nicht quantifizierbare Wasserflüsse wesentliche Fehlerquellen dar.

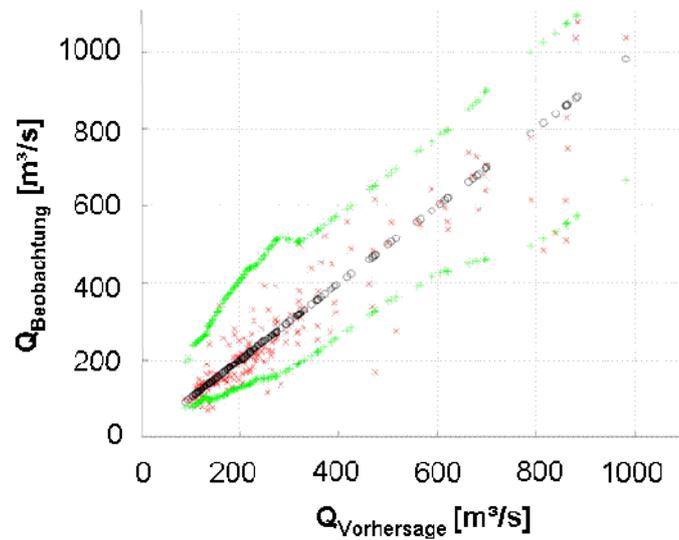


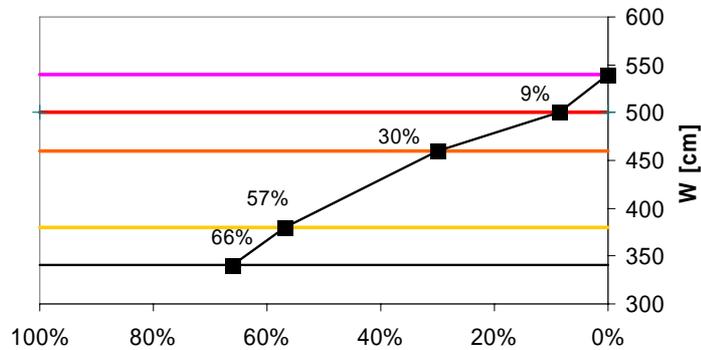
Abb. 4: Bei Vorhersagen eingetretene Beobachtungen (orange) und mit dem Gauss'schen Fehlermodell für den Vorhersagehorizont + 48h am Pegel Donauwörth/Donau berechnetes Konfidenzintervall (95%, grün) in Abhängigkeit des vorhergesagten Abflusses

Zur Quantifizierung der der hydrologischen Modellierung zuzuordnenden Unsicherheiten wurde ein Fehlermodell nach der Meta- Gauss-Methode erstellt (KELLY & KRZYSZTOFOWICZ 1997; MONTANARI & BRATH 2004). Das Modell erlaubt eine Schätzung der Wahrscheinlichkeitsverteilung des Berechnungsfehlers, d.h. der Differenz von Beobachtung und Vorhersagewert an einem Pegel, unter der Bedingung, dass die Berechnung bzw. Vorhersage eintritt. Hierzu werden Vorhersage- und Fehlerwerte in standardnormalverteilte Größen mit Hilfe der Normal Quantile Transformation (NQT) transformiert (Abbildung 4). Ein lineares Regressionsmodell zwischen den dann normalverteilten Berechnungs- und Fehlerwerten erlaubt die Bestimmung der Kennwerte der gesuchten Wahrscheinlichkeitsverteilung. Diese können anschließend wieder zurück transformiert werden. Das Fehlermodell wird für die verschiedenen Vorhersagezeiten anhand nachgerechneter Hochwasserereignisse kalibriert.

### 3.3 Quantifizierung der Unsicherheiten in der Modellkette

Zur Anwendung des Fehlermodells bei der Vorhersage, werden die Werte der berechneten Konfidenzintervalle durch lineare Regressionsbeziehungen angepasst, und deren Parameter in Tabellen abgelegt. Die Quantifizierung der Unsicherheiten in der Modellkette erfolgt,

indem das hydrologische Fehlermodell (Abbildung 4) auf jedes Mitglied des hydrologischen Vorhersageensembles (Abbildung 3) angewendet wird. Damit wird das Ensemble, das bisher nur die meteorologischen Vorhersageunsicherheiten berücksichtigt, erweitert. Die Auswertung dieses erweiterten Ensembles liefert dann probabilistische HW-Vorhersagen



(Abbildung 5).

Abb. 5: Überschreitungswahrscheinlichkeiten der Warnstufen am Pegel Donauwörth/Donau am 30.05.2007 um 16:00 Uhr (+-3 3h) berechnet zum Vorhersagezeitpunkt am 28.05.2007 um 12 UTC unter Verwendung der COSMO-LEPS Vorhersagen und des Gauss'schen Fehlermodells (Konfidenzintervall 95%)

#### 4 Ausblick

Der Schwerpunkt der Arbeiten lag bisher auf der Erstellung und der operativen Umsetzung der Dienste zur Vorhersage und zum Risikomanagement. Im weiteren Verlauf des Projektes stehen nun eingehende Validierungen und die Demonstration der Praxistauglichkeit der Dienste an. Hierbei kommen für die Bewertung der meteorologischen und hydrologischen Vorhersagen die von Buizza et al. (2007) entwickelten Konzepte der technischen und funktionalen Qualität zum Einsatz.

#### Literatur

- BUIZZA, R. et al. (2007): EURORISK/PREVIEW report on the technical quality, functional quality and forecast value of meteorological and hydrological forecasts. ECMWF Research Department Technical Memorandum n. 516, ECMWF, Shinfield Park, Reading RG2-9AX, UK., pp. 35
- LUDWIG, K. (1982): The Program System FGMOD for Calculation of Runoff Processes in River Basins. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 23, S. 25-37.
- MONTANARI, A. & A. BARTH (2004): A stochastic approach for assessing the uncertainty of rainfall-runoff simulations. Water Resour. Res., Vol. 40, doi: 10.1029/2003WR002540, pp. 11
- MONTANI, A. et. Al. (2003): Operational limited-area ensemble forecasts based on the Lokal Modell. ECMWF Newsletter, 98, pp. 2-7
- KELLY, K.S. & R. KRZYSZTOFOWICZ (1997): A bivariate meta-Gaussian density for use in hydrology. Stochastic Hydrol. Hydraul., 11, pp. 17-31

## **Entwicklung eines fuzzy basierten Regelsystems für die Hochwasservorhersage**

Sabine Pakosch, Markus Disse, András Bárdossy

### **Zusammenfassung**

Viele hydrologische Prozesse sind sehr komplex und nicht vollständig deterministisch beschreibbar. Die meisten Modelle, die unter anderem zur Hochwasservorhersage genutzt werden, beinhalten konzeptionelle und physikalisch basierte Ansätze, die die tatsächlich stattfindenden Prozesse nur als Approximationen mit unterschiedlichen Fehlergraden abbilden können. In den letzten Jahren wurden neben den klassischen Modellen so genannte Soft Computing Methoden, wie beispielsweise Künstliche Neuronale Netze und Fuzzy Logik, zur Modellierung des Niederschlags-Abfluss-Prozesses erfolgreich angewendet.

Im Rahmen des BMBF geförderten Projekts „Entwicklung eines operationell einsetzbaren Expertensystems zum Hochwasserrisikomanagement unter Berücksichtigung der Vorhersageunsicherheit – HORIX“ wird die gesamte Hochwasserwirkungskette (Niederschlagsvorhersage – N-A-Modell – hydrodynamisches Modell – Überschwemmungsflächen) für die Hochwasservorhersage durch ein fuzzy basiertes Regelsystem abgebildet, um eine sehr schnelle und robuste Hochwasservorhersage gewährleisten zu können.

Hierzu werden die zwei klassischen Fuzzy Logik Ansätze, das Mamdani- und das Takagi-Sugeno-System, eingesetzt. Das Regelsystem wird mit Hilfe des Simulated Annealing Algorithmus aufgestellt. Hierbei gehen als Eingangsgrößen des Systems sowohl gemessene als auch simulierte Daten ein, um das Vorhersagespektrum des Expertensystems bereits auf mögliche Extremereignisse zu trainieren. Es werden erste Ergebnisse für das mesoskalige Einzugsgebiet des Oberen Mains ( $A_E = 4244 \text{ km}^2$ ) aufgezeigt und diskutiert.

### **1 Einleitung**

Die Vorhersagezeit spielt eine wichtige Rolle bei der Hochwasservorhersage. Wird ein Ereignis rechtzeitig und vor allem zuverlässig vorhergesagt, können effektive Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung sowie des Eigentums ergriffen werden. Heutzutage werden in den meisten Fällen klassische Niederschlags-Abfluss-Modelle mit konzeptionellen und / oder physikalisch basierten Ansätzen zur Vorhersage verwendet. Auf Grund des hohen Rechenaufwands dieser Modelle ist eine Analyse der Vorhersageunsicherheit sehr zeitintensiv, gerade bei der Verarbeitung von Ensemble-Vorhersagen, und daher innerhalb des Vorhersagehorizonts häufig kaum durchführbar. Werden Unsicherheiten in der Niederschlagsvorhersage jedoch ignoriert, kann es in manchen Fällen zu Fehlalarmen kommen, die erstens kostenintensiv sind und zweitens das Vertrauen der Bevölkerung in das Vorhersagesystem schmälern. Einen Ausweg hierzu bieten jedoch Soft Computing Ansätze, die bereits in den letzten Jahren sehr erfolgreich im Bereich der Hochwasservorhersage eingesetzt wurden (z.B. BÁRDOSSY 1996; SHAMSELDIN 1997; SEE & OPENSHAW 1999, 2000; VERNIEUW et al. 2005; JACQUIN & SHAMSELDIN 2006; GEMMAR et al. 2006; SCHMITZ et al. 2007). Auf Grund der geringen Rechenzeit dieser Ansätze können Ensemble-Vorhersagen innerhalb des Vorhersagezeithorizonts durchgeführt werden. Mit Hilfe einer statistischen Analyse

werden anschließend die Vorhersageunsicherheiten, die durch die Variabilität des Niederschlags bedingt sind, angegeben. Des Weiteren ermöglicht das entwickelte fuzzy basierte Expertensystem neben den Unsicherheiten des Niederschlags, Modellunsicherheiten zu berücksichtigen. Diese Modellunsicherheiten wurden im Vorfeld für jedes Glied der erwähnten Modellkette bestimmt und quantifiziert.

Da die dem Expertensystem zugrunde liegende Datenbank nicht nur aus gemessenen Daten besteht, sondern um simulierte Extremhochwasserereignisse erweitert wurde, kann das regelbasierte Vorhersagesystem bereits Hochwasserereignisse abbilden, die zwar in der Vergangenheit noch nie eingetreten sind, jedoch zukünftig auftreten könnten. Die Kombination aus geringer Rechenzeit und erweiterter Datenbank machen das entwickelte fuzzy basierte Expertensystem zu einem wirkungsvollen Tool, das sehr schnell, robust und zuverlässig ist.

## 2 Fuzzy Logik

Fuzzy Logik basiert auf der Theorie von Fuzzy Sets, die sich von der klassischen Null-Eins Mengenlehre dadurch unterscheidet, dass nun auch eine Teilzugehörigkeit zwischen Null und Eins zu einer Menge definiert werden kann (ZADEH 1965). Fuzzy Systeme sind nicht lineare Modelle, die durch eine geschickte Kombination von WENN-DANN Regeln unbekannte Input-Output-Beziehungen eines natürlichen Systems ausschließlich auf Basis der verwendeten Daten verbal beschreiben können. Das heißt, dass natürliche Prozesse nicht durch mathematische Gleichungen abgebildet werden. Zusätzliches (Experten-) Wissen, das nicht unbedingt durch die Eingangsdaten wiedergegeben wird, kann durch explizit vorgegebene WENN-DANN Regeln in das System integriert werden. Folglich ist ein Fuzzy System stets für den Anwender leicht interpretierbar und transparent. Ein weiterer Vorteil ist, dass Fuzzy Systeme auf Grund ihrer Struktur nicht sensitiv hinsichtlich Parameteränderungen sind (BÁRDOSSY 1996; HUNDECHA et al. 2001).

Durch so genannte Zugehörigkeitsfunktionen  $\mu(A_i)$  werden die Argumente  $A_i$  (Eingangsgrößen) fuzzyfiziert. Diese Zugehörigkeitsfunktionen werden meist als dreiecks-, trapez- und glockenförmige Funktionen, deren Werte stets im Intervall  $[0, 1]$  liegen, definiert (Abbildung 1).

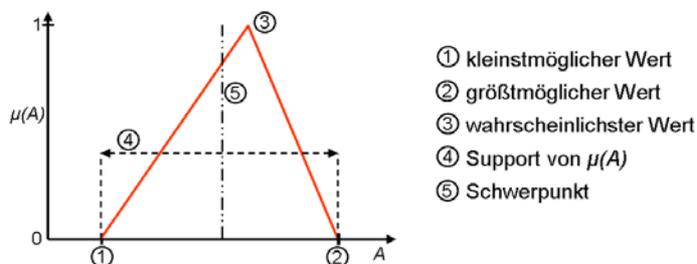


Abb. 1: Aufbau einer dreiecksförmigen Zugehörigkeitsfunktion  $\mu(A)$

Diese Funktionen ermöglichen Eingangsdaten unscharf zu definieren, das heißt es werden nicht länger scharfe Grenzen zwischen Zuständen gezogen, sondern fließende Übergänge geschaffen. Gerade zur verbalen Beschreibung und Interpretation von Argumenten ist meistens eine unscharfe Definition notwendig.

Im Bereich der Hydrologie und Hochwasservorhersage werden die zwei klassischen Regelsysteme, das Mamdani- (MAMDANI 1974) und das Takagi-Sugeno-System (TAKAGI & SUGENO 1985), gleichermaßen erfolgreich angewendet (z.B. BÁRDOSSY & DISSE 1993; HUNDECHA et al. 2001; VERNIEUWE et al. 2005; JACQUIN & SHAMSELDIN 2006). Der grundlegende Unterschied zwischen beiden Systemen liegt in der Berechnung der Systemantwort, das heißt der Ausgangsgröße:

WENN	$A_{k,i}$	UND	$A_{k,i}$	UND ... UND	$A_{k,i}$	DANN	$B_j$	Mamdani
WENN	$A_{k,i}$	UND	$A_{k,i}$	UND ... UND	$A_{k,i}$	DANN	$y_j$	Takagi-Sugeno
mit:	A	Argument						
	B, y	Antwort						
	i	Zugehörigkeitsfunktion, 1 ... n						
	j	Regel, 1 ... m						
	k	Anzahl der Argumente, 1 ... l						

Bei dem Mamdani-System (M) liegen neben den Argumenten auch die einzelnen Antworten  $B_j$  fuzzifiziert vor und müssen am Ende defuzzifiziert werden. Im Gegensatz hierzu wird bei dem Takagi-Sugeno-System (TS) die Antwort  $y_j$  als Polynom erster Ordnung aus den Eingangsdaten berechnet. Das TS-System erfordert keine anschließende Defuzzifizierung, und es können Beziehungen zwischen Input- und Outputgrößen berücksichtigt werden. Jedes Regelsystem besteht aus beliebig vielen WENN-DANN Regeln, die jeweils einen Teil des komplexen Systems beschreiben. Inwieweit eine Regel für den gegebenen Input von Bedeutung ist, wird durch den Erfüllungsgrad der Regel ( $DOF_j$ ) beschrieben. Die Gesamtantwort eines Regelsystems wird schließlich wie folgt ermittelt:

$$B = \frac{\sum_{j=1}^m (DOF_j \cdot S(B_j))}{\sum_{j=1}^m (DOF_j)} \quad \text{Mamdani}$$

$$y = \frac{\sum_{j=1}^m (DOF_j \cdot y_j)}{\sum_{j=1}^m (DOF_j)} \quad \text{Takagi-Sugeno}$$

Hierbei steht S für den Schwerpunkt der Antwort  $B_j$  und m für die Anzahl der Regel.

Zur Aufstellung des Regelsystems wird der Simulated Annealing Optimierungsalgorithmus, der auf dem Metropolis Algorithmus für kombinatorische Probleme basiert, verwendet. Damit die Optimierung nicht in einem lokalen Minimum abbricht, werden auch schlechtere Zustände eines Systems mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit  $p$  zugelassen. Folglich ist der Algorithmus in der Lage, lokale Minima auf der Suche nach dem globalen Minimum zu überwinden (KIRKPATRICK et al. 1983; BÁRDOSSY 1998). Bei der Untersuchung stellte sich heraus, dass die beste Methode zur Aufstellung eines Regelsystems eine Kombination aus automatischer Optimierung und händischem Training ist, da hierbei die Interpretierbarkeit und Transparenz des System sowie die Integration zusätzlichen Expertenwissens bei geringerem Zeitaufwand gewährleistet wird. Dabei darf jedoch das Problem des Overfittings nicht aus den Augen gelassen werden.

### 3 Das fuzzy basierte Hochwasservorhersagesystem

Das im Rahmen von HORIX aufgestellte Hochwasservorhersagesystem beruht auf den in Punkt 2 dargestellten Konzepten. Es soll hierbei auf den drei mesoskaligen Einzugsgebieten Oberer Main, Freiburger Mulde und Fränkische Saale angewendet werden. Im Folgenden wird zunächst der generelle Aufbau des Expertensystems näher erläutert.

Die Auswahl der Argumente orientiert sich an folgenden Grundgedanken:

- Die (meteorologischen) Argumente sollen jederzeit (online) verfügbar sein.
- Die Argumente sollen repräsentativ für das Einzugsgebiet des Vorhersagepegels sein. Mit ihrer Hilfe können die aktuelle und vorhergesagte meteorologische Situation sowie die momentanen Abfluss- und Gebietsbedingungen beschrieben werden (z.B. Vorregenindex).
- Die Argumente sollen unabhängig von hydrologischen und hydrodynamischen Modellen sein, das heißt keine Verwendung von simulierten Zustandsgrößen, wie z.B. simulierte Bodenfeuchten.

Auf Basis dieser Gesichtspunkte können beispielsweise folgende Argumente für die Regelsysteme definiert werden:

- Vorregenindex: Es gehen Informationen über die Vorfeuchte des Einzugsgebietes in das Regelsystem ein.
- Vorhergesagte Niederschlagssumme: Gibt die für den Vorhersagezeitraum vorhergesagte Niederschlagsmenge an.
- Vorhergesagte Wetterlage: Beschreibung der regionale Wetterverhältnisse, die zusätzliche Informationen zur Temperatur und zum Niederschlag liefert.

Auf Grund der Einzugsgebietscharakteristika und der gewählten Antworten des Regelsystems finden jedoch nicht immer alle Argumente eine Anwendung im Regelsystem.

Die Datenbasis des Expertensystems auf Tagesbasis besteht aus gemessenen Daten. Diese Daten liegen über einem Zeitraum von 1964 bis 2006 vor.

Die Datenbank des Expertensystems auf Stundenbasis besteht erstens aus den gemessenen Daten (1991-2005) und zweitens aus den mit Hilfe der Wirkungskette simulierten Daten. Dadurch kann das Regelsystem auf bereits in der Vergangenheit eingetretene, aber auch auf mögliche extreme Hochwasser trainiert werden. Hierfür werden für die Jährlichkeiten  $T = 10, 25, 50, 100, 250, 500$  und  $1000$  des Niederschlags jeweils 100 Niederschlagsszenarien pro Halbjahr generiert. Die Dauer für konvektive Sommerereignisse liegt hierbei bei 48 Stunden, für advective Winterniederschläge bei 72 Stunden. Der aus den generierten Niederschlagsereignissen resultierende Abfluss wird anschließend mit einem kalibrierten N-A-Modell, z.B. WaSiM-ETH für das Einzugsgebiet des Oberen Mains, stündlich simuliert. Um die Anzahl der möglichen Abflussszenarien weiter zu erhöhen, werden zwei initialisierte Bodenfeuchtezustände für die hydrologische Modellierung vorgegeben. Folglich wird die Datenbank um 2800 mögliche (extreme) Abflussszenarien erweitert.

In Abbildung 2 ist die Vorgehensweise des Expertensystems zur Hochwasservorhersage aufgezeigt. Zunächst wird für jeden Pegel ein Regelsystem, entweder M- oder TS-System,

zur Vorhersage einzeln trainiert und validiert (orange-rote Boxen). Je nach Einzugsgebietscharakteristika können sich die Argumente für die einzelnen Pegelregelsysteme unterscheiden. Anschließend werden die einzelnen Regelsysteme zu einem Expertensystem zusammengeführt.

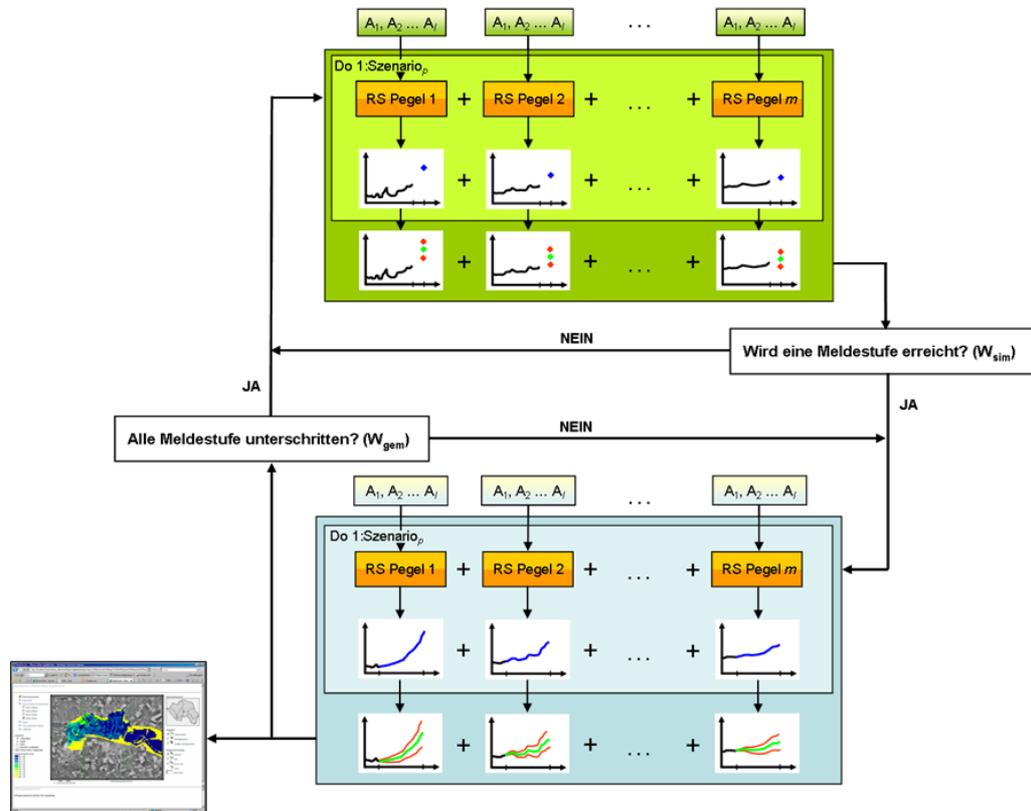


Abb. 2 Aufbaustrategie des Expertensystems zur Hochwasservorhersage (grün: Vorhersage auf Tagesbasis; blau: Vorhersage auf Stundenbasis)

Herrschen normale Abflussbedingungen, das heißt Niedrig- oder Mittel-, jedoch keine Hochwasserbedingungen vor, so erfolgt auf Tagesbasis eine 3-Tages Vorhersage des Abflusses  $Q$  und des Wasserstands  $W$  für jeden Pegel (grüne Box). Überschreitet der vorhergesagte Wasserstand an einem Pegel eine gegebene Warnmeldestufe, schaltet das System auf eine stündliche Vorhersage des Abflusses und Wasserstands. Erst wenn an allen Pegel der gemessene Wasserstand unter die vorgegebene Meldestufe fällt, schaltet das System auf die tägliche Vorhersage zurück. Auf Grund der schnelleren Simulationszeit des Systems können Ensemblevorhersagen durchgeführt werden, die eine Berücksichtigung der Niederschlagsunsicherheiten auf die Abflussvorhersagen ermöglicht.

#### 4 Ergebnisse für das Obere Main Einzugsgebiet

Das Flussgebiet Oberer Main besitzt bis zum Pegel Kemmern eine Größe von etwa 4244 km<sup>2</sup>. Das Hauptgewässer, der Oberlauf des Mains, entsteht durch den Zusammenfluss des Weißen und des Roten Mains, die ihren Ursprung im Fichtelgebirge, in dem die höchsten Niederschläge im Einzugsgebiet fallen, haben. Das zweitgrößte Gewässer, die Rodach, entspringt im niederschlagsreichen Frankenwald und mündet bei Schwürcitz in den Main.

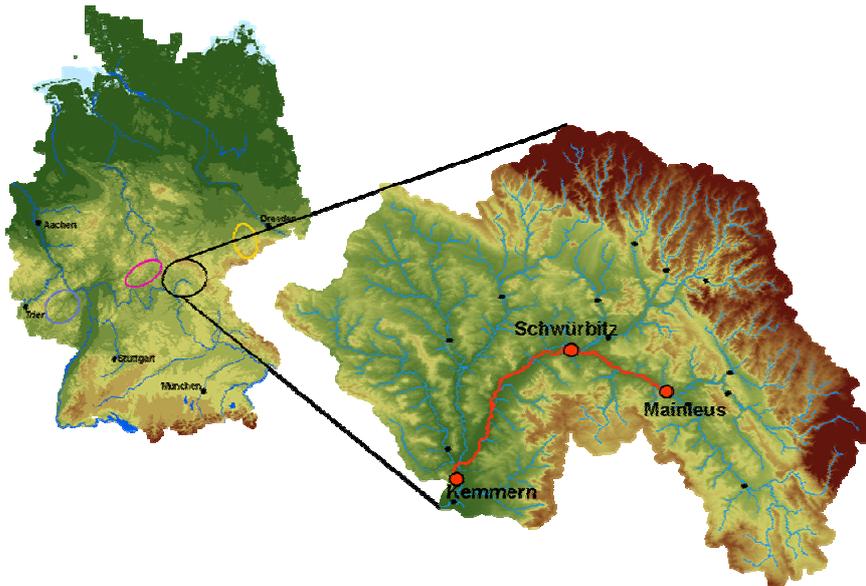


Abb. 3: Lage des Flussgebiets Oberer Main. Für das gesamte Einzugsgebiet ist das N-A-Modell WaSiM-ETH und für die Fließstrecke Mainleus-Schwürbitz-Kemmern (rot) das hydrodynamische Modell Sobek aufgebaut und offline miteinander gekoppelt.

Um das gesamte Abflussgeschehen des Einzugsgebiets zu modellieren, wurde erstens das hydrologische N-A-Modell WaSiM-ETH für das gesamte Einzugsgebiet und zweitens das hydrodynamische Modell Sobek für die Fließstrecke Mainleus – Schwürbitz – Kemmern aufgebaut und offline miteinander gekoppelt (Abbildung 3). Da an den drei Pegeln, Mainleus, Schwürbitz und Kemmern, der Abfluss und der Wasserstand sowohl mit einem hydrologischen als auch hydrodynamischen Modell simuliert wurde, wird das Expertensystem zur Hochwasservorhersage für diese drei Pegel aufgebaut. Dies ermöglicht neben den Niederschlags-, auch die Berücksichtigung von vorab definierten Modellunsicherheiten (vgl. Beitrag von Jens Grundmann und Gerd H. Schmitz „Unsicherheitsanalyse in der Niederschlags-Abfluss Modellierung“).

Im ersten Schritt wurden für jeden der drei genannten Pegel die zwei klassischen Regelsystem, M- bzw. TS-System, auf Tagesbasis aufgestellt. Hierbei wurden als Argumente zunächst Gebietsmittelwerte der einzelnen Teileinzugsgebiete, beispielsweise gebietsgemittelter Niederschlag, Temperatur, etc. gewählt. Des Weiteren wurde nicht direkt der Abfluss bzw. der Wasserstand vorhergesagt, vielmehr wurde versucht, die Dynamik des Abflussgeschehens mit Hilfe von Abflussdifferenzen abzubilden. In den Abbildungen 4 sind exemplarisch Ergebnisse am Pegel Mainleus dargestellt. Als Argumente gingen in beide Systemen der aktuelle und der für die nächsten drei Tage vorhergesagte gebietsgemittelte Niederschlag  $P(t)$  bis  $P(t+3)$ , der über die vergangenen drei Tage berechnete gebietsgemittelte Voregenindex  $API3d(t)$ , die über die letzten fünf Tage gemittelte Gebietstemperatur  $maT5d(t)$  sowie die nach dem Temperatur-Index Verfahren berechnete mögliche Schmelzrate  $MeRa(t)$  ein. Des Weiteren wurde bei beiden Systemen über den Zeitraum vom 01.01.84 bis 31.12.94 auf die Abflussdifferenz  $\Delta Q(t)$  trainiert und anschließend für die Zeitperiode 01.01.95 – 31.12.04 validiert. Ein Auszug aus den berechneten Gütewerten zur Beurteilung der beiden Ergebnisse ist in Tabelle 1 wiedergegeben.

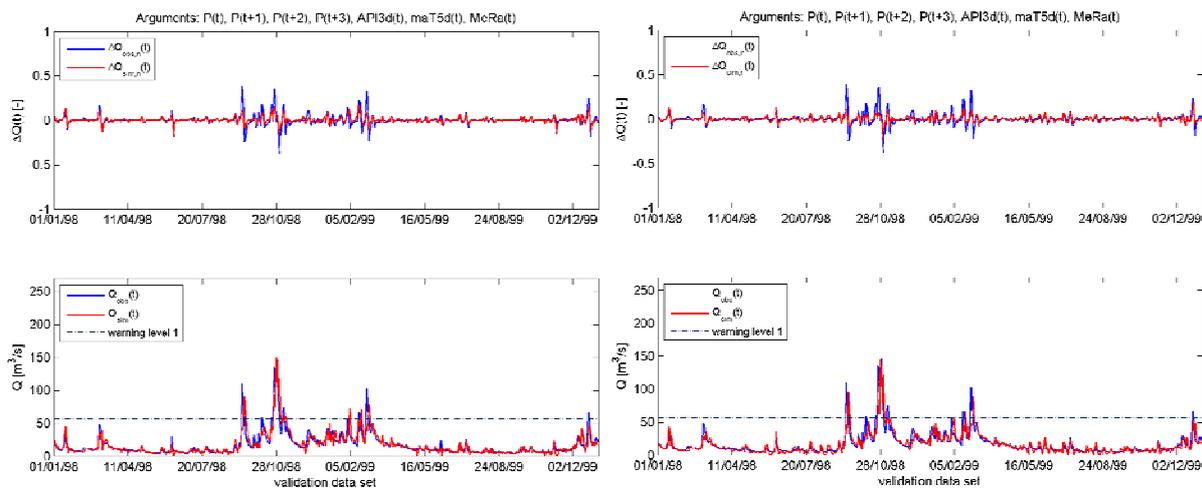


Abb. 4: Ergebnis des M- (links) und des TS-Systems (rechts) am Pegel Mainleus (Tagesbasis; gezeigt ist ein Ausschnitt aus der Validierungsperiode)

Tab. 1: Gütewerte zur Vorhersage der Abflussdifferenzen  $\Delta Q(t)$  (normiert auf den maximal beobachteten Abfluss) am Pegel Mainleus (RMSE: Root Mean Square Error; NS: Nash-Sutcliffe; r: Korrelationskoeffizient)

		RMSE [-]	NS [-]	r [-]
Mamdani	Training	0.0336	0.6416	0.8020
	Validierung	0.0375	0.5519	0.7479
Takagi-Sugeno	Training	0.0328	0.6596	0.8121
	Validierung	0.0401	0.4871	0.7010

Im Vergleich zum TS-System müssen für das M-System insgesamt 55 Regeln zur Beschreibung der natürlichen Prozesse aufgestellt werden, da Input-Output-Beziehungen nicht wie beim TS-System durch ein Polynom erster Ordnung beschrieben werden. Das TS-System benötigt hingegen insgesamt nur 5 Regeln um die Abflussdifferenzen vorhersagen zu können. Jedoch läuft die Optimierung des M-Systems schneller als für das TS-System, da beim M-System keine Koeffizienten zusätzlich bestimmt werden müssen. Beide bilden den Niedrig- und Mittelwasserbereich gut ab. Im Gegensatz hierzu werden größere Abflussdifferenzen nicht ausreichend getroffen. Dies ist in diesem Fall jedoch nicht relevant, da bei Hochwasserereignissen die Vorhersage auf eine stündliche umgeschaltet wird, und Regelsysteme, die speziell auf stündliche Hochwasserereignisse trainiert wurden, aktiv werden. Erste Ergebnisse der stündlichen Regelsysteme zeigen, dass gebietsgemittelte Argumente allein nicht mehr für ein gutes Training ausreichen.

## 5 Zusammenfassung und Ausblick

Die bisherigen Arbeiten zeigen, dass die zwei klassischen Regelsysteme Mamdani und Takagi-Sugeno equifinale Ergebnisse liefern. Des Weiteren zeigen die Ergebnisse, dass für eine gute Vorhersage auf Tagesbasis gebietsgemittelte Argumente als Eingangsgrößen der Regelsysteme ausreichend sind, jedoch für die stündliche Vorhersage weitere Argumente

mit aufgenommen werden müssen. Trotz der automatischen Optimierung wird die Transparenz und Interpretierbarkeit der Regelsysteme für den Anwender stets gewährleistet.

Um die Genauigkeit des Expertensystems für die tägliche und stündliche Vorhersage weiter zu verbessern, werden momentan folgende Untersuchungen durchgeführt:

- Speziell für die stündliche Vorhersage wird die Aufnahme von flächendifferenzierte Gebietsinformationen in die Regelsysteme näher untersucht.
- Zur Untersuchung des Einflusses der Zugehörigkeitsfunktionen auf das Vorhersageergebnis werden neben den bislang verwendeten dreiecksförmigen Funktionen auch trapez- und glockenförmige Funktionen getestet.
- Da speziell im Einzugsgebiet des Oberen Mains die Hochwasserereignisse vermehrt im Winterhalbjahr auftreten, werden verschiedene schneehydrologische Ansätze und deren Ergebnisse auf eine Verwendbarkeit als Argumente untersucht.

### Literatur

- BÁRDOSSY, A. (1996): The use of fuzzy rules for the description of elements of the hydrological cycle. - *Ecological Modelling*, H. 85, S. 59–65
- BÁRDOSSY, A. (1998): Generating precipitation time series using simulated annealing. - *Water Resources Research*, H. 34, S. 1737–1744
- BÁRDOSSY, A. & M. DISSE (1993): Fuzzy rule-based models for infiltration. - *Water Resources Research*, H. 29, S. 373–382
- GEMMAR, P. et al. (2006): Effiziente Erstellung und praktischer Einsatz von NA-Modellen mittels Fuzzy-Logik und automatisierter Entwicklungsverfahren. In: *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, Hrsg. M Casper & M. Herbst, B. 16, S. 27-40
- HUNDECHA, Y. et al (2001): Development of a fuzzy logic-based rainfall-runoff model. - *Hydrological Sciences*, H. 46(3), S. 363–376
- JACQUIN, A. P. & A. Y. SHAMSELDIN (2006): Development of rainfall-runoff models using Takagi-Sugeno fuzzy inference systems. - *Journal of Hydrology*, H. 329, S. 154–173
- KIRKPATRICK, C. D. et al. (1983): Optimization by Simulated Annealing. - *Science*, H. 220(4598), S. 671 - 680
- MAMDANI, E. H. (1974): Applications of fuzzy algorithms for control of a simple dynamic plant. - *Proceedings of IEEE*, H. 121(12), S. 1585–1588
- SCHMITZ, G. H. et al (2007): Flood forecasting: open problems and approaches to their solution. *Flood Risk Management Research – From extreme events to citizens involvement*. - *Proceedings of European Symposium on Flood Risk Management Research*
- SEE, L. & S. OPENSHAW (1999): Applying soft computing approaches to river level forecasting. - *Hydrological Sciences*, H. 44(5), S. 763–778
- SEE, L. & S. OPENSHAW (2000): A hybrid multi-model approach to river level forecasting. - *Hydrological Sciences*, H. 45(4), S. 523–536
- SHAMSELDIN, A. Y. (1997): Application of a neural network technique to rainfall-runoff modeling. - *Journal of Hydrology*, H. 199, S. 272–294

- TAKAGI, T. & M. SUGENO (1985): Fuzzy identification of Systems and its applications to modeling and control. IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics, H. 15(1), S. 116–132
- VERNIEUWE, H. et al. (2005): Comparison of data-driven Takagi-Sugeno models of rainfall discharge dynamics. - Journal of Hydrology, H. 302, S. 173–186
- ZADEH, L. A. (1965): Fuzzy Sets. - Information and Control, H. 8, S. 338–353

## **Hochwasservorhersage für schnell reagierende Einzugsgebiete unter Einbeziehung von Ensembles quantitativer Niederschlagsvorhersagen sowie unsicheren hydrologischen Vorbedingungen**

Andy Philipp, Gerd H. Schmitz, Johannes Cullmann, Thomas Krauße

### **Zusammenfassung**

Die Hochwasservorhersage in schnell reagierenden Einzugsgebieten wirft insbesondere im Hinblick auf kurze Vorwarnzeiten in Folge hoher Prozessdynamik und gleichzeitig begrenztem Gültigkeitsbereich der Niederschlagsprognose erhebliche Probleme auf. Aus diesen Tatsachen ergeben sich zwei wesentliche Ansprüche an ein Hochwasservorhersagesystem für schnell reagierende Einzugsgebiete, nämlich erstens die performante und zweitens die gleichzeitig genaue Porträtierung der Niederschlags-Abfluss-Prozesse. Die durch uns entwickelte neue PAI-OFF-Methodik (Process Modelling and Artificial Intelligence for Online Flood Forecasting) erlaubt die Fusion der Vorzüge physikalisch begründeter Modellierung und der Rechenschnelle künstlicher neuronaler Systeme.

Der Ansatz soll für ein Teileinzugsgebiet der Freiburger Mulde im Erzgebirge (ca. 1500 km<sup>2</sup>) vorgestellt werden. Dazu wird anhand einer Beispielapplikation für das „Jahrhunderthochwasser“ im August 2002 als Validierungsereignis die hohe Vorhersagegüte, die Ableitbarkeit von Unsicherheitsbereichen der Vorhersage, als auch die Rechenschnelle und Online-Fähigkeit von PAI-OFF verdeutlicht.

Eine weitere Unsicherheitsquelle bei der Hochwasservorhersage ergibt sich durch die bei Ereignisbeginn nicht sichere Abflussbereitschaft des Einzugsgebiets. Durch statistische Downscaling-Verfahren ist man beispielsweise in der Lage, zum Ereignisbeginn die vor allem in der Fläche unsichere Niederschlagsvorgeschichte aus Ombrometermessungen am Punkt zu schätzen. Dadurch erhöht sich der zu prozessierende Datenaufwand immens, jedoch kann die Vorhersage durch Einbeziehung dieser bedeutsamen Unsicherheitsquelle profitieren. Für diesen Fall illustrieren wir in einer weiteren Beispielapplikation die Performance von PAI-OFF.

### **1 Die PAI-OFF-Methodik**

Die begrenzte Extrapolationsfähigkeit von Vorhersagesystemen – basierend auf stark vereinfachten Prozessbeschreibungen und/oder der Abbildung des Niederschlags-Abfluss-Prozesses ausschließlich durch künstliche neuronale Netze – erschwert die Vorhersage seltener oder gar unbeobachteter Hochwasserereignisse und beschränkt die Vorhersagegüte. Aus diesem Grund ist die adäquate Einbeziehung der gebietsspezifischen hochwasserrelevanten Prozesse eine notwendige Bedingung für ein verlässliches Vorhersagewerkzeug. Übereinstimmend mit dieser Erkenntnis bestehen die ersten Schritte der PAI-OFF-Methodik im Aufbau eines verlässlichen hydrologischen/hydraulischen Modells des betrachteten Einzugsgebiets. Nach erfolgreicher Validierung benutzen wir dieses Modell um die gesamte Bandbreite an physikalisch möglichen, für Hochwasserentstehung und Hochwasserwellenablauf relevanten meteorologisch/hydrologischen Situationen abbilden zu können (Abbildung 1).

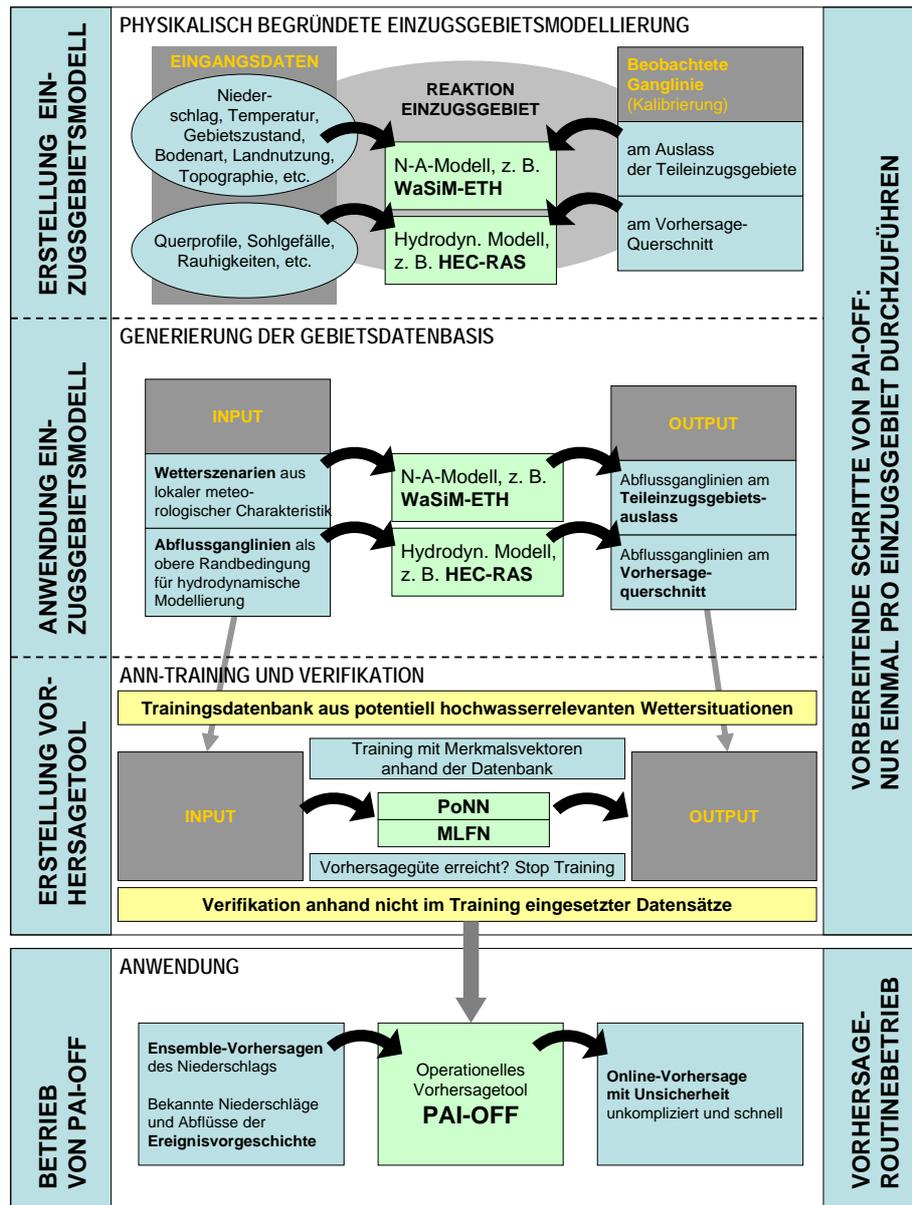


Abbildung 1: Übersicht der PAI-OFF-Methodik

Die so abgeleiteten Input-Outputpaare (Niederschlagsfelder und Abfluss) bilden zusammen mit den korrespondierenden Gebietszuständen vor Ereignisbeginn einen die hydrologische Reaktion des Einzugsgebiets umfassend beschreibenden Merkmalsatz. Dieser Merkmalsatz spielt die Schlüsselrolle bei der Abbildung der hydrologischen Reaktion des Gebietes im Hochwasserfall durch künstliche neuronale Netze. Er bildet die Trainingsdatenbank eines polynomiellen künstlichen neuronalen Netzes (Polynomial Neural Network – PoNN, Cullmann 2007, Cullmann et al. 2006). Das PoNN ersetzt dann im operationellen Fall das Niederschlags-Abfluss-Modell, welches zur Erstellung der Trainingsdatenbank herangezogen wurde. Zusammen mit einem MLFN (Multilayer Feedforward Network), das analog unter Nutzung eines hydrodynamischen Modells für die Beschreibung des Wellenablaufs im unteren Einzugsgebiet trainiert wird (Peters 2007), stellt

das PoNN den Kern der PAI-OFF-Methodik dar (Abbildung 1). Es sind demnach drei vorbereitende Schritte der vorgeschlagenen Methodik zu unterscheiden:

- Aufbau und Validierung des hydrologischen Einzugsgebietsmodells und des hydrodynamischen Modells für die Beschreibung des Wellenablaufs.
- Training des Netzes zur Abbildung des Niederschlags-Abfluss-Prozesses (PoNN) sowie des Netzes zur Porträtierung des Wellenablaufs (MLFN) auf Basis aller relevanten und physikalisch möglichen Hochwasser auslösenden Ereigniskonstellationen. Die entsprechenden Niederschlags-Abfluss-Reaktionen werden durch das hydrologische Einzugsgebietsmodell bzw. das hydrodynamische Modell abgebildet.
- Erstellung des operationellen Vorhersagewerkzeugs durch Kopplung des N-A-PoNN mit dem Hydrodynamik-MLFN und Anbindung des Vorhersagetools an die operationelle quantitative Niederschlagsvorhersage sowie eine Datenbank der hydrologischen und meteorologischen Ereignisvorgeschichte.

Nach diesen vorbereitenden Schritten ist das PAI-OFF Vorhersagewerkzeug für ein bestimmtes Einzugsgebiet erstellt und bereit für den operationellen, robusten und extrem rechenschnellen Einsatz. Die Online-Verarbeitung von ensemblierten quantitativen Niederschlagsvorhersagen unter unsicheren hydrologischen Vorbedingungen stellt damit auch für schnell reagierende Einzugsgebiete bei gleichzeitig hoher Modellgüte kein Problem dar.

## **2 Beispielapplikation Freiburger Mulde: Ensemble-Hochwasservorhersage auf Basis quantitativer Niederschlagsvorhersagen bei unsicheren hydrologischen Vorbedingungen**

Die PAI-OFF-Methodik wurde für das Einzugsgebiet der Freiburger Mulde angewendet (linke Seite Abbildung 2). Diese Beispielapplikation soll im Folgenden besprochen werden. Die Gebietsgröße des Einzugsgebiets beträgt bis zum Untersuchungspegel ErlIn 2983 km<sup>2</sup>, das Untersuchungsgebiet liegt im Mittelgebirgsraum und -vorland des sächsischen Erzgebirges. Die Geländehöhen betragen zwischen 140 und 1200 Meter über Normalnull, ca. 30 % der Einzugsgebietsfläche sind durch Wald bedeckt, 47 % werden landwirtschaftlich genutzt und ca. 23 % sind Weideland oder Siedlungsfläche.

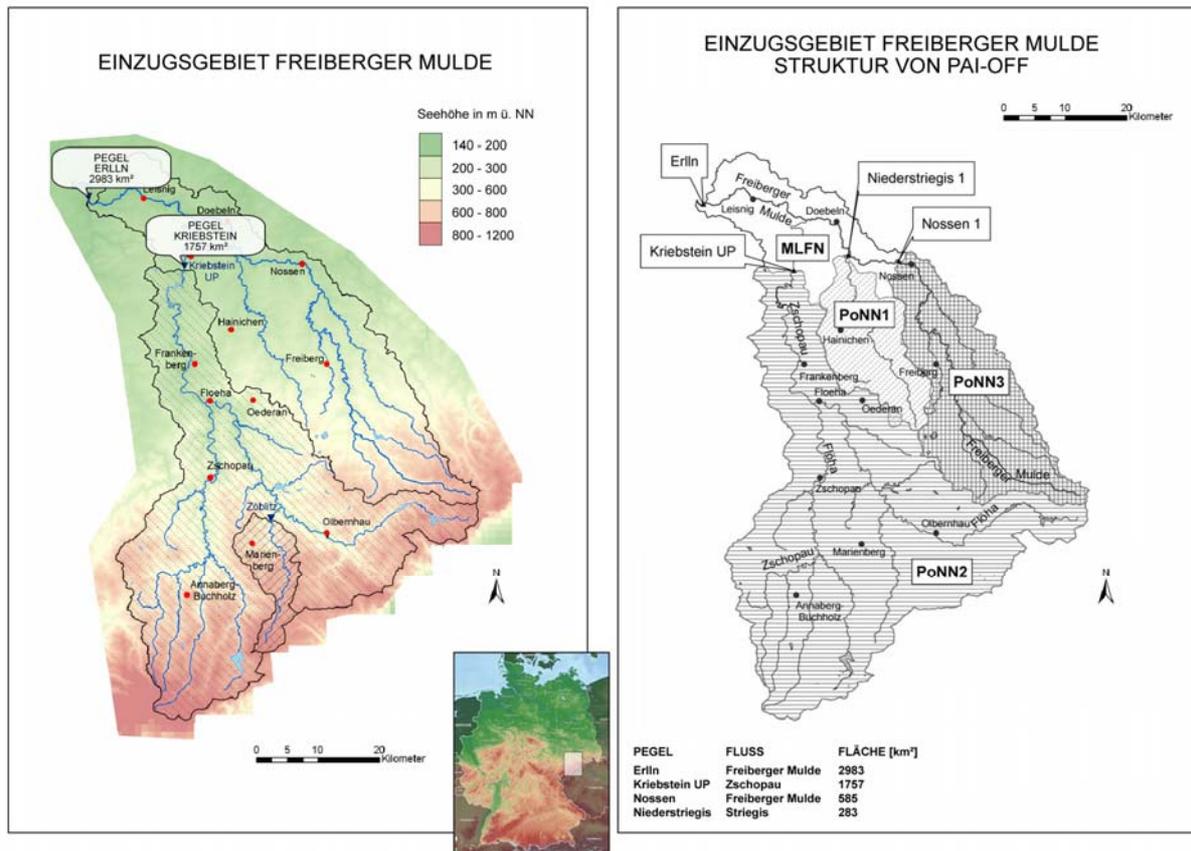


Abbildung 2: Übersicht Einzugsgebiet der Freiburger Mulde und Struktur von PAI-OFF für das Einzugsgebiet

Die räumliche Untergliederung des Einzugsgebiets wird anhand der Erfordernisse der Beschreibung des Wellenablaufs getroffen: Rückstaubeinflusste Abschnitte werden mit dem Hydrodynamik-MLFN modelliert, für Oberliegergebiete, in denen die Prozesse der Abflussbildung und Abflusskonzentration dominieren, nutzen wir die Prozessbeschreibung durch das PoNN. Das gesamte Einzugsgebiet bis zum Pegel Erlin wird daher in drei Teileinzugsgebiete unterteilt, die mit dem PoNN-Ansatz beschrieben werden. Namentlich sind dies die Gebiete bis zu den Pegeln Kriebstein UP (Zschopau, PoNN 2), Niederstriegis (Striegis, PoNN 1) und Nossen (Freiberger Mulde, PoNN 3). Für die Vorhersage dienen dann die Ganglinien dieser drei Teilmodelle als obere Inputs des MLFN, welches den Wellenablauf von den vorgenannten Pegeln bis zum Pegel Erlin abbildet (rechte Seite Abbildung 2). Dabei dient die Ganglinie am Pegel Nossen als obere Randbedingung, die Ganglinien der Pegel Kriebstein UP und Niederstriegis repräsentieren im MLFN Beiträge aus den Zwischeneinzugsgebieten.

Um die Leistungsfähigkeit des PAI-OFF-Vorhersagesystems für eine ensemblierte Abflussprognose zu illustrieren, führen wir eine Hochwasservorhersage für den Pegel Kriebstein für das Ereignis August 2002 durch (PoNN 2). Die dazu verwendeten Input-Niederschlagsfelder sind synthetisch generiert und dienen hier in erster Linie zur Verdeutlichung der Onlinefähigkeit von PAI-OFF für viele mögliche Ereignisrealisierungen in der Vorhersage. Es wurden zunächst 199 Niederschlagsfelder durch Verwendung der

realen, 2002 gemessenen Gebietssumme und anschließende Variation der Intensitätsverteilung erzeugt. Die weiteren meteorologischen/hydrologischen Randbedingungen entsprechen denen des realen Ereignisses. Zusätzlich wurde eine Vorhersage für das Niederschlagsfeld aus den Daten der Bodenmessungen erstellt. Abbildung 3 zeigt die Hochwasservorhersage für den Pegel Kriebstein in Form eines Ensembles von Ganglinien mit einigen abgeleiteten statistischen Kennwerten. Durch die weitgehende Aufsättigung des Einzugsgebiets zu Beginn des Niederschlagsereignisses liefern die Input-Felder unterschiedlicher zeitlich/räumlicher Verteilung – jedoch gleicher Niederschlagssumme – vergleichbare Abflüsse. Die Rechenzeit für die Vorhersage der 200 Abflussganglinien beträgt dabei auf einem Standard-PC (2 GHz) rund acht Minuten. Die vorgestellte Methodik bietet dabei ein leistungsfähiges Werkzeug zur Evaluierung der Vorhersageunsicherheit mit Monte-Carlo-Methoden, vor allem im operationellen Einsatz.

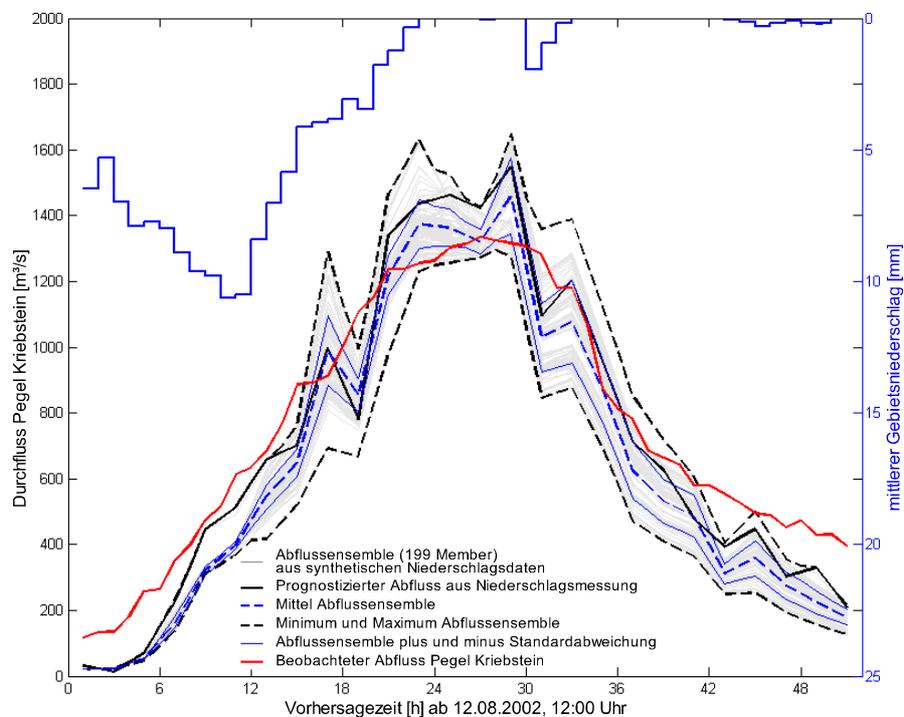


Abbildung 3: PAI-OFF-Ensembleprognose des Abflusses für verschiedene quantitative Niederschlagsvorhersagen am Pegel Kriebstein, Ereignis August 2002 (HHQ). Niederschlagsensemble mit 200 Mitgliedern.

Die Berücksichtigung des Gebietszustandes wird im neuronalen Vorhersagesystem PAI-OFF durch die Einbeziehung verschiedener Merkmale realisiert. Zu nennen sind dabei insbesondere ein Vorregenindex sowie verschiedene Mittelwerte des Niederschlages über bestimmte Zeiträume (Cullmann 2007). Diese Merkmale werden dabei für das gesamte Einzugsgebiet als auch für Teilflächen verschiedener Höhenlagen – so genannter orographischer Zonen – gebildet. In einer weiteren Untersuchung bestimmten wir den Gebietszustand anhand historischer Niederschlagsdaten der Jahre 1953 bis 1999 (sowie 2002) und beaufschlagen das Gebiet dann für den Vorhersagefall mit dem Hochwasser auslösenden Niederschlagsereignis vom August 2002. Weitere, die Abflussbereitschaft des

Gebietes beeinflussende Größen, wurden im Vergleich zur Situation 2002 nicht verändert. Die so entstehende Ensembleprognose des Abflusses am Pegel Kriebstein ist in Abbildung 4 zu sehen. Es wird deutlich, dass die Vorfeuchte des Jahres 2002 zu Ereignisbeginn – verglichen mit der Vorfeuchte Anfang August einiger ausgewählter Jahre (1955, 1982, 1985) – eher im mittleren Bereich liegt. Die Untersuchung unterstellt an dieser Stelle allerdings Unabhängigkeit zwischen den Vorbedingungen und nachfolgenden Extremereignissen. Die Berechnungszeit für die Prognose beträgt dabei rund zwei Minuten.

Die hohe Performance des PAI-OFF-Vorhersagesystems ermöglicht einen operationellen Monte-Carlo-Betrieb. Zur Demonstration kombinieren wir die Ereignisvorgeschichten der Jahre 1953 bis 1999 sowie 2002 mit den bereits diskutierten Niederschlagsvorhersagen, also dem Real-Ereignis 2002 und 199 synthetisch generierten Feldern. Denkbar wäre beispielsweise im Vorhersagebetrieb, mittels eines statistischen Downscalings aus in einer Datenbank mitgeführten Niederschlagsmessungen am Punkt, verschiedene Realisierungen des Niederschlagsfeldes vor Ereignisbeginn zu erstellen und somit die unsichere Abflussbereitschaft des Gebiets durch Kombination dieser Realisierungen mit Ensembles quantitativer Niederschlagsvorhersagen zu kombinieren. Dabei ergibt sich schnell eine große Anzahl notwendiger Prognoseläufe, welche nur mit einem rechenschnellen Tool wie PAI-OFF im Online-Betrieb zu bewältigen ist.

Die Prognose der sich im diskutierten Anwendungsfall ergebenden knapp 10.000 Abflussganglinien erfordert mit PAI-OFF ca. eine Stunde Rechenzeit (Abbildung 5). Dabei muss erwähnt werden, dass einerseits die hier angegebenen Berechnungsdauern für einen Standard-PC (2 GHz) ermittelt wurden und dass andererseits ein Großteil der Modelllaufzeit für das Einlesen und Rückschreiben der Daten benötigt wird. Wir komprimieren/dekomprimieren die Daten dabei, was Platz spart, aber Zeit kostet. Weiterhin existiert für PAI-OFF eine modulare und plattformunabhängige Implementierung, welche für die Hochwasservorhersage beispielsweise die Vorteile von Multi-Prozessor-Maschinen nutzbar macht. Mit einigen Anpassungen ist die vorgestellte Methodik und deren Implementierung demnach in der Lage, Online-Hochwasservorhersagen für schnell reagierende Einzugsgebiete mit Monte-Carlo-Methoden für einige zehntausend mögliche Prozessrealisierungen zu gewährleisten.

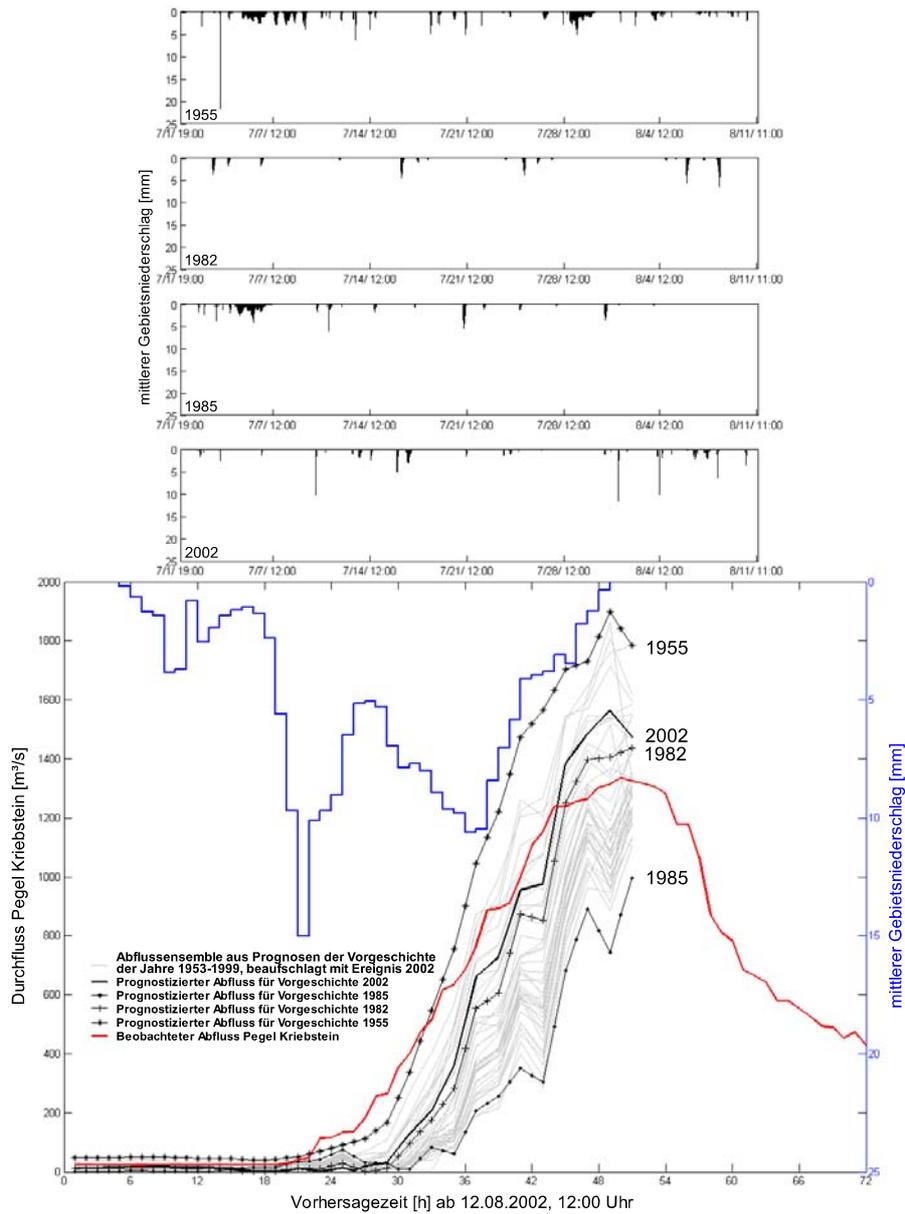


Abbildung 4: PAI-OFF-Ensembleprognose des Abflusses am Pegel Kriebstein. Ereignisvorgeschichte (Vorregen) der Jahre 1953 bis 1999 und Jahr 2002 beaufschlagt mit Niederschlagsereignis 2002.

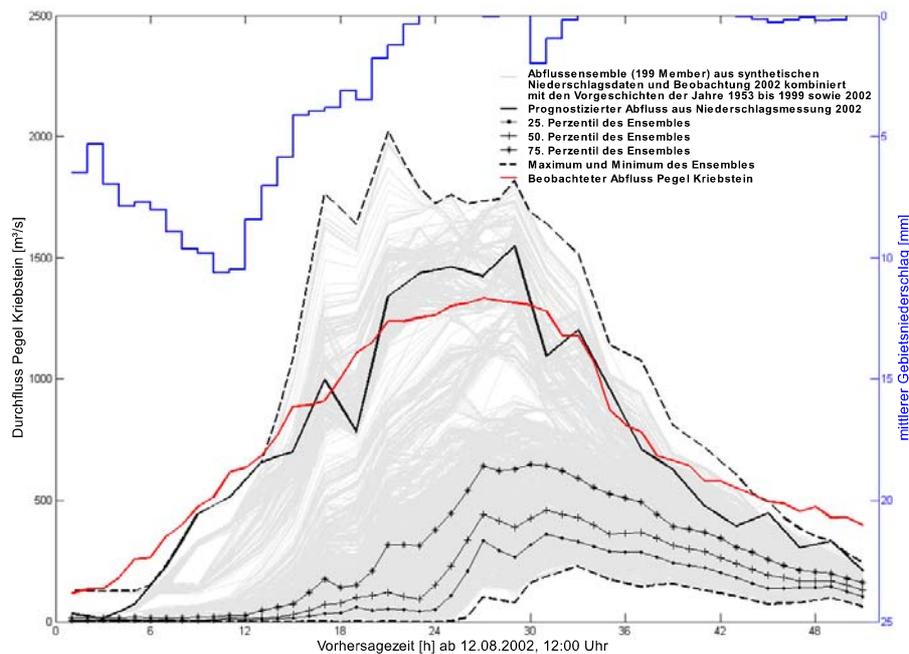


Abbildung 5: PAI-OFF-Ensembleprognose des Abflusses am Pegel Kriebstein. Ereignisvorgeschichte (Vorregen) der Jahre 1953 bis 1999 und Jahr 2002 beaufschlagt mit Niederschlagsereignis 2002 sowie 199 synthetisch generierten Niederschlagsfeldern.

### Literatur

- Cullmann, J., G. H. Schmitz und W. Görner (2006): PAI-OFF: A New Strategy for Online Flood Forecasting in Mountainous Catchments. IAHS Red Book Series 303.
- Cullmann, J. (2007): Online Flood Forecasting in Fast Responding Catchments on the Basis of Artificial Neural Networks, Dissertation TU Dresden.
- Peters, R. (2007): Künstliche neuronale Netze zur Beschreibung der hydrodynamischen Prozesse für den Hochwasserfall unter Berücksichtigung der Niederschlags-Abfluss-Prozesse im Zwischeneinzugsgebiet, Dissertation TU Dresden.
- Schmitz, G. H., J. Cullmann, W. Görner, F. Lennartz, W. Dröge (2005): PAI-OFF: Eine neue Strategie zur Hochwasservorhersage in schnellreagierenden Einzugsgebieten. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 10, 2005.

## **Zuverlässigkeit von Flash-Flood Vorhersagen unter der Berücksichtigung von Unsicherheiten**

Kai Schröter, Martin Gocht, Bianca Kahl, Carlos Rubin, Manfred Ostrowski

### **Zusammenfassung**

Die Zuverlässigkeit von Hochwasservorhersagen und Warnungen ist abhängig von der Vorwarnzeit. Es wird eine Methode zur Quantifizierung der Vorhersagezuverlässigkeit vorgestellt, die die Unsicherheit aufgrund der Niederschlagsvorhersage und der hydrologischen Modellierung erfasst und analysiert. Die Methode wird anhand des Einzugsgebiets der Traisen in Nieder-Österreich angewendet. Die exemplarischen Ergebnisse zeigen, dass infolge komplexer Interaktionen die Unsicherheitsursachen explizit berücksichtigt werden sollten. Im Vergleich nimmt die Bedeutung der Unsicherheit der Niederschlagsvorhersage mit längerer Vorwarnzeit zu. Aus der Angabe über die Unsicherheit der Hochwasservorhersage können im Rahmen einer Risikoanalyse Rückschlüsse auf den Wert der Warnung gezogen werden.

### **1 Einführung**

Vorhersage und rechtzeitige Warnung vor Hochwasser sind wichtige nicht strukturelle Strategien des Hochwasserrisikomanagements. Der potentielle Nutzen von Frühwarnungen zur Vermeidung von Schäden ist unbestritten. Einzugsgebiete, die den Gefahren von Flash-Floods ausgesetzt sind, stellen aufgrund der schnellen Entwicklung kritischer Situationen hohe Anforderungen hinsichtlich der Vorwarnzeit. Unsicherheiten in der Niederschlagsvorhersage und mathematischen Modellierung des Niederschlagabflussgeschehens reduzieren mit zunehmender Vorhersagezeit die Zuverlässigkeit der Prognosen. Somit ist für die Bewertung der Effektivität von Frühwarnsystemen die Zuverlässigkeit der Vorhersagen maßgeblich. Die Effizienz lässt sich in einem weiteren Schritt durch das Verhältnis des verminderten Schadenpotentials in Abhängigkeit von der Vorwarnzeit zu den Kosten des Frühwarnsystems quantifizieren.

Diese Aufgaben sind Teil des EWASE Projekts (Effektivität und Effizienz von Frühwarnsystemen für Flash-Floods), das im Rahmen der CRUE ERA-NET Initiative im 6. EU-Rahmenprogramm bearbeitet wird.

### **2 Zielsetzung**

Die Zielsetzung dieses Beitrags ist die Quantifizierung der Zuverlässigkeit von Hochwasservorhersagen in Abhängigkeit von der Vorwarnzeit. Hierfür wird eine Methode vorgestellt, die die wesentlichen Unsicherheiten in der Vorhersagekette (Niederschlag–Abflussbildung–Abflusskonzentration–Wellenablauf) erfasst und analysiert.

Unsichere Niederschlagsvorhersagen werden mittels probabilistischer Ensemblevorhersagen abgebildet. Die Unsicherheit der hydrologischen Modellierung wird durch eine Analyse der berechneten Abflussvorhersagen auf der Grundlage eines Multi-Modell-Ensembles berücksichtigt. Zu diesem Zweck werden die Vorhersagen von mehreren unterschiedlichen NA-Modellen kombiniert. Exemplarische Ergebnisse werden für das Einzugsgebiet der

Traisen (920km<sup>2</sup>, Nieder-Österreich) dargestellt. Auf den Nutzen der Information über die Zuverlässigkeit der Vorhersage für die Bewertung der Effizienz des Frühwarnsystems wird hingewiesen.

### 3 Methodik

Die Hochwasservorhersage beinhaltet eine Prognose über einen erwarteten zukünftigen Abflusswert oder eine Wasserspiegellage. Aus verschiedenen Gründen ist diese Prognose aber stets unsicher. Die Zuverlässigkeit der Vorhersage eines Ereignisses wird daher durch die Unsicherheit des vorhergesagten Wertes beschrieben, die in geeigneter Weise durch eine Wahrscheinlichkeitsverteilung der erwarteten Größe ausgedrückt werden kann (siehe Gleichung (1)).

$$P(Q)_{x,t} = f(N_V, f_m(N, S, \Phi)) \quad (1)$$

Mit	$Q$	Vorhergesagter Abfluss
	$x$	Ort der Hochwasservorhersage
	$t$	Zeitpunkt des erwarteten Hochwasserscheitels
	$N_V$	Niederschlagsvorhersage
	$N$	Abbildung Niederschlag im Model
	$f_m(\cdot)$	Modellstruktur des hydrologischen Modells
	$S$	Systemzustand
	$\Phi$	Modellparametervektor

Die Unsicherheit besteht vor allem hinsichtlich der Größe und der Auftretenszeit des Hochwasserscheitels an einem bestimmten Ort. Wesentliche Ursachen für die Unsicherheit sind die Ungewissheit über die zukünftige räumliche und zeitliche Entwicklung des Niederschlagsfeldes sowie Unschärfen, die durch die vereinfachte Abbildung des realen hydrologischen Systems im Modell entstehen. Diese Unschärfen umfassen die Unsicherheiten der Modellstruktur, der Modellparameter, des Systemzustandes und der Abbildung des Niederschlages im Modell, z. B. (TODINI 2004).

Für die Hochwasservorhersage ist die Gesamtunsicherheit des Simulationsmodells essenziell, weniger die detaillierte Einschätzung der einzelnen Parametersensitivitäten und Parameterunsicherheiten. Als wesentliche Unsicherheitsursachen werden daher die Niederschlagsvorhersage und die Unsicherheit der Modellstruktur betrachtet.

Die Unsicherheit in der Niederschlagsvorhersage wird mittels eines Ensembles von gleich wahrscheinlichen möglichen Entwicklungen des Niederschlagsfeldes über die Vorhersagezeit beschrieben. Dieses Ensemble wird durch die Variation der Anfangsbedingungen des atmosphärischen Niederschlagsvorhersagemodells erzeugt. Auf ähnliche Weise wird in Anlehnung an die Arbeit von (GEORGAKAKOS et al. 2004) die Unsicherheit bezüglich der Modellierung der hydrologischen Prozesse durch die Anwendung mehrerer Simulationsmodelle integral erfasst.

Die Ensembles der Niederschlagsvorhersage werden als Eingangsdaten für die hydrologischen Modelle verwendet und erzeugen ein Ensemble von Abflussvorhersagen. Die Gesamtheit der vorhergesagten Abflüsse für einen bestimmten Zeitpunkt in der Zukunft wird

statistisch ausgewertet. In diesem Zusammenhang werden die relative Häufigkeit der Abflusswerte und die kumulierte empirische Verteilungsfunktion bestimmt. Diese Verteilungsfunktion spiegelt die Unsicherheit der Abflussvorhersage in Abhängigkeit der berücksichtigten Unsicherheitsursachen wieder.

Um den Einfluss der Vorhersagezeit auf die Unsicherheit der Abflussvorhersage zu bestimmen, werden die Verteilungsfunktionen der Abflussensembles für verschiedene Vorhersagezeiträume  $\tau$  ( $\tau = +1, \dots, +p$  [h]) betrachtet.

Eine kumulierte Verteilungsfunktion ermöglicht die direkte Bestimmung der Wahrscheinlichkeit für das Auftreten der vorhergesagten Abflussgröße in einem bestimmten Wertebereich. Durch die Auswertung der kumulierten Verteilungsfunktionen für  $\tau$  bezüglich eines bestimmten Hochwasseralarmwerts kann eine Kurve konstruiert werden, die die Zuverlässigkeit der Hochwasservorhersage in Abhängigkeit von  $\tau$  beschreibt.

#### 4 Anwendungsbeispiel

Die vorgeschlagene Methodik wird anhand Einzugsgebietes der Traisen in Niederösterreich demonstriert. Das Einzugsgebiet der Traisen (920 km<sup>2</sup>) liegt im Nordosten von Österreich und hat eine Höhenerstreckung von etwa 200 m bis 1800 m.ü.A. (Meter über Adria). Die Traisen entspringt in den nördlichen Kalkalpen und mündet ca. 50 km westlich von Wien in die Donau. Das alpine Klima im Süden des Einzugsgebiets mit jährlichem Niederschlag bis zu 1500 mm geht im Norden in pannonisches Klima mit jährlichen Niederschlägen bis zu 600 mm über. Die Niederschlagsmaxima treten im Sommer auf. Im alpinen Teil des Einzugsgebietes werden über den Winter oft bedeutende Schneemengen angesammelt, die zu Schmelzhochwässern im Frühjahr führen. Das Abflussregime der Traisen wird als pluvionival eingestuft. Das Monatsmaximum wird im März/April durch Schneeschmelze in Kombination mit Regen erreicht. Die größten Hochwasserspitzen treten aber infolge von intensiven Niederschlägen im Frühsommer bis Frühherbst auf und können je nach räumlicher Ausprägung und Lage im Gebiet zu einer schnellen Hochwasserentwicklung mit Konzentrationszeiten zwischen 8h und 24h führen. In den Teileinzugsgebieten der Traisen, insbesondere an der oberen Traisen im Bereich von Lilienfeld, können Sturzfluten mit kürzeren Entstehungszeiten auftreten. Daher bietet das Traisengebiet insbesondere im südlichen Einzugsgebietsteil ein geeignetes Beispiel, um die vorgeschlagene Methode zu untersuchen.

Für die Quantifizierung der Unsicherheit der Niederschlagsvorhersage werden die Ensemblevorhersagen der österreichischen Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) verwendet. Die Niederschlagsensembles werden im Analyse- und Nowcastingsystem INCA (HAIDEN et al. 2007) durch eine Kombination von aktuellen Messwerten aus Niederschlagsschreibern und Radarbeobachtungen mit Prognosen numerischer Wettervorhersagemodelle (ALADIN, ECMWF) erstellt. Eine detaillierte Beschreibung der Methodik ist bei (KOMMA et al. 2007) zu finden.

Für die Untersuchungen in dieser Arbeit standen Ensemblevorhersagen mit einem Vorhersagehorizont von  $\tau = +48$  h mit einer zeitlichen Auflösung von 15 Minuten und einer

räumlichen Auflösung von 10 km<sup>2</sup> zur Verfügung. Während des Ereigniszeitraums wurden die Niederschlagsensembles in stündlichen Intervallen aktualisiert.

Für die hydrologische Modellierung und Erzeugung von Hochwasserabflussvorhersagen wurden für die vorliegenden Ergebnisse zwei Simulationsmodelle verwendet.

Das Modell COSERO (KLING 2002), basierend auf dem HBV Modell (BERGSTROM 1992), ist ein kontinuierliches räumlich halb verteiltes Niederschlagabflussmodell. Die räumliche Diskretisierung erfolgt für hydrologisch ähnliche Flächeneinheiten. COSERO wird im Traisengebiet für die Hochwasservorhersage im operativen Betrieb eingesetzt.

Das zweite Modell, WBrM, (LEMPERT 2000) ist ein räumlich detailliertes kontinuierliches Wasserhaushaltsmodell mit einer detaillierten Abbildung der nicht linearen Bodenfeuchteprozesse. Das Einzugsgebiet wird in WBrM mit einer Rasterauflösung von 1km<sup>2</sup> diskretisiert. Beide Modelle wurden für die ereignisbezogene Simulation anhand von mehreren Abflussereignissen kalibriert. Die Anfangszustände wurden für COSERO aus dem kontinuierlichen Simulationsbetrieb abgeleitet. Für WBrM wurden die drei Monate vor dem Ereignis simuliert und der Bodenfeuchtezustand zum Ereignisbeginn bestimmt.

Für den Vorhersagezeitraum wurden keine Prognosen der Temperatur und Evapotranspiration verwendet, sondern die beobachteten Werte für den Ereigniszeitraum angesetzt. Da es sich bei um eine ereignisbezogene Berechnung von kurzen Zeiträumen handelt, sind diese vereinfachenden Annahmen gerechtfertigt.

## 5 Ergebnisse

Im Folgenden werden exemplarisch die Ergebnisse für ein am 04.06.2004 aufgetretenes Hochwasserereignis der Größenordnung HQ<sub>1</sub> dargestellt. In Abbildung 1 ist blau die beobachtete Abflussganglinie dargestellt. Die rote bzw. grüne Linie zeigen die Simulationsergebnisse der Modelle WBrM und COSERO mit Verwendung der Niederschlagsbeobachtungen für dieses Ereignis. WBrM zeigt eine sehr gute Annäherung an den Spitzenabfluss, unterschätzt jedoch das Gesamtabflussvolumen deutlich. COSERO bildet den ansteigenden und abfallenden Ast der Hochwasserganglinie sehr gut nach, berechnet allerdings den Hochwasserscheitel und das Abflussvolumen als zu hoch.

Der Hochwasserscheitel trat bei diesem Ereignis am 04. Juni 2004 um 04:00 Uhr auf. Für diesen Zeitpunkt werden die Abflussvorhersagen mit verschiedenen Niederschlagsvorhersagezeiten ( $\tau = +1h$  bis maximal +48h) berechnet und deren Unsicherheit anhand der kumulierten Wahrscheinlichkeitsverteilungen (CDF) des resultierenden Abflussensembles analysiert.

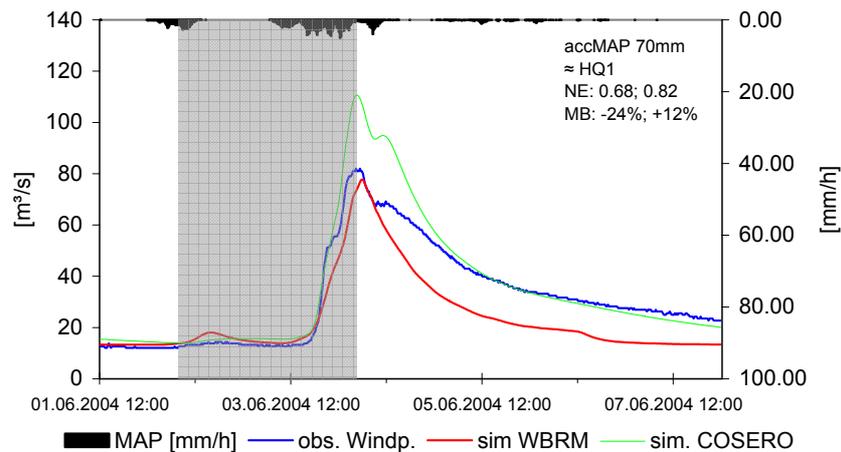
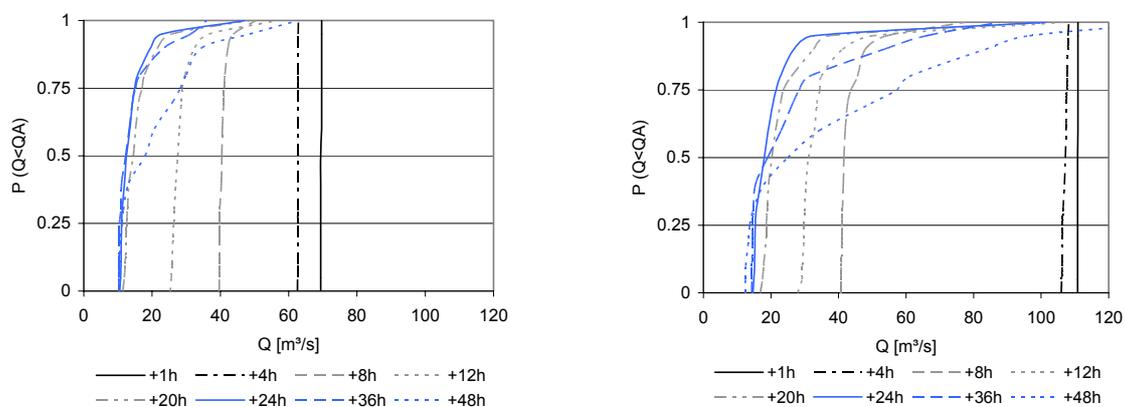


Abb. 1: Beispielergebnis. Die blaue Linie zeigt das beobachtete Ereignis, die rote und grüne Linie stellen die Simulationsergebnisse der Modelle WBRM und COSERO unter Verwendung des beobachteten Niederschlagsfeldes dar. Für beide Modelle sind Nash-Koeffizienten (NE) und Massenbilanzfehler (MB) angegeben. Der grau unterlegte Bereich von 48h wird für die Untersuchung der Vorhersagezuverlässigkeit betrachtet.

In Abbildung 2 sind die CDF der Abflussensembles beider Simulationsmodelle für ausgewählte Vorhersagezeiträume dargestellt. Beide Modelle zeigen mit zunehmendem  $\tau$  ein Ansteigen der Variabilität innerhalb des Abflussensembles und eine Verschiebung der Kurven zu kleineren mittleren Abflussvorhersagen ( $P(Q < Q_A) = 0.5$ ). Der Verlauf der CDF deutet eine links schiefe Verteilung des Abflussensembles an. Unterschiede zwischen den Ergebnissen für beide Modelle bestehen hinsichtlich der Größe der vorhergesagten Spitzenabflüsse. In Übereinstimmung mit den simulierten Abflussganglinien (Abbildung 1) liefert das Modell COSERO (Abbildung 2b) für  $\tau = +1h$  und  $+4h$  deutlich höhere Werte als das Modell WBRM (Abbildung 2a). Für längere Vorhersagezeiträume ( $\tau \geq +8h$ ) gleicht sich die untere Grenze der prognostizierten Abflusswerte beider Modelle an.



a)

b)

Abb. 2: CDF (a: WBRM, b: COSERO) für verschiedene Vorhersagezeiträume  $\tau$  [h] zum Zeitpunkt des beobachteten Hochwasserabflussscheitels am 01.06.2004 04:00.

Dabei ist die Streubreite des COSERO Abflussensembles größer. Der in Abbildung 3 gezeigte Vergleich der Interquartilabstände der Abflussensembles beider Modelle für verschiedene Vorhersagezeiten macht dies deutlich.

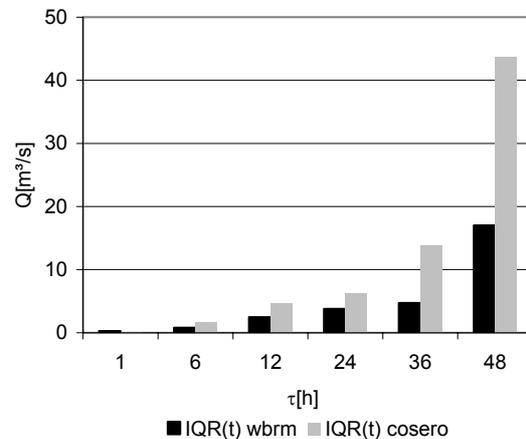


Abb. 3: Interquartilabstände der Abflussensembles für verschiedene Vorhersagezeiten  $\tau$ .

Offenbar wird die Unsicherheit der Niederschlagsvorhersage in beiden Simulationsmodellen unterschiedlich moduliert. Dies belegt insbesondere für längere Vorhersagezeiten die Notwendigkeit, die modellinhärenten Unsicherheiten zu berücksichtigen. Das Gesamtbild der Hochwasservorhersageunsicherheit resultiert aus der Auswertung des vollständigen Abflussensembles beider Simulationsmodelle. Die CDF des Gesamtabflussensembles sind in Abbildung 4 dargestellt. Zum Vergleich sind zusätzlich die CDF für das Modell COSERO (gepunktete Linien) und für das Modell WBRM (gestrichelte Linien) abgebildet.

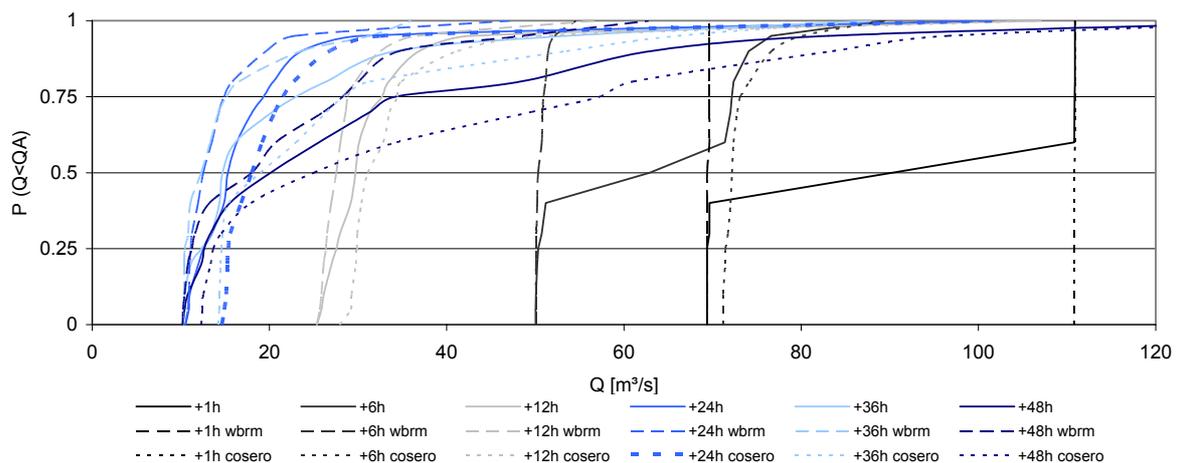


Abb. 4: Kumulierte Wahrscheinlichkeitsverteilungen für das Gesamtabflussensemble (durchgezogene Linie) und die einzelnen Modelle (WBRM gestrichelt, COSERO gepunktet) für verschiedene Vorhersagezeiträume  $\tau$  [h] zum Zeitpunkt des beobachteten Hochwasserabflussscheitels am 01.06.2004 04:00.

Die CDF für  $\tau = +1h$  und  $+6h$  zeigen einen Sprung, der auf den angesprochenen Größenunterschied der mit den verschiedenen Modellen prognostizierten Abflusswerte zurückzuführen ist. Diese Unstetigkeit verschwindet jedoch für längere Vorhersagezeiträume vollständig, da sich der Bereich der mit beiden Modellen vorhergesagten Abflusswerte zunehmend deckt.

Die CDF ordnen den vorhergesagten Abflusswerten eine Wahrscheinlichkeit zu und beschreiben somit die Unsicherheit in der Prognose. Aus Abbildung 4 kann folglich die Zuverlässigkeit des Eintretens eines bestimmten Alarmgrenzwerts ( $Q_A$  m<sup>3</sup>/s) für die verschiedenen Vorhersagezeiträume  $\tau$  abgelesen werden. In Abbildung 4 ist die Entwicklung der Vorhersagezuverlässigkeit für eine angenommene Alarmgrenze  $Q_A = 60$  m<sup>3</sup>/s dargestellt.

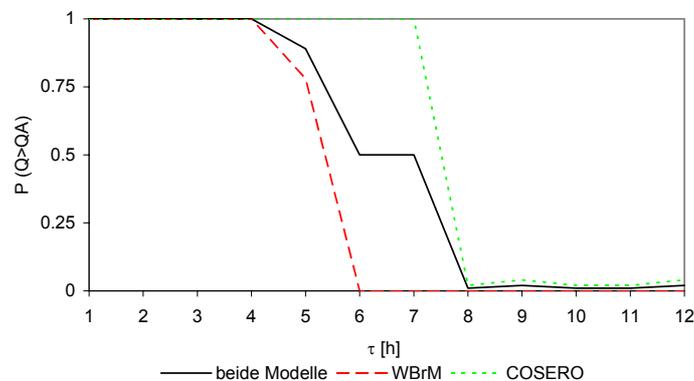


Abb. 5: Vorhersagezuverlässigkeit in Abhängigkeit des Vorhersagezeitraums  $\tau$  [h] für  $Q_A = 60$  m<sup>3</sup>/s das Gesamtensemble (schwarz), WBrM (rot gestrichelt) und COSERO (grün gepunktet).

Ausgehend von der maximalen Vorhersagezeit von  $\tau = +48h$ , ist die Unsicherheit bezüglich des Erreichens der Alarmgrenze bis zu  $\tau = +8h$  sehr groß. Eine Zunahme der Vorhersagezuverlässigkeit ist mit dem Überschreiten des Grenzwertes durch das Vorhersageensemble des Modells COSERO bei  $\tau = +8h$  und wiederum durch das Modell WBRM bei  $\tau = +6h$  verbunden. Ab einem Vorhersagezeitraum von  $\tau = +4h$  zeigt die Prognose eine eindeutige Erwartung, dass der Alarmgrenzwert überschritten werden wird.

Diese Ergebnisse zeigen, dass die modellbezogene Unsicherheit einen wichtigen Einfluss auf die Vorhersagezuverlässigkeit hat. Der Einfluss wird für Vorhersagezeiträume unterhalb der Konzentrationszeit ( $t_c$ ) des Gebietes deutlich, in diesem Fall  $\approx 10-12h$ . Die unterschiedlichen Abflussvorhersagen der beiden Modelle verdeutlichen den Mehrwert einer Multimodellensembleanalyse.

## 6 Diskussion und Ausblick

Grundsätzlich zeigt die Anwendung der Methodik im Traisengebiet, dass es möglich ist, den Einfluss der Unsicherheiten aus der Niederschlagsvorhersage und der hydrologischen Modellierung auf die Zuverlässigkeit der Hochwasservorhersage abzubilden. Beide Unsicherheiten interagieren in komplexer Weise und bringen die Notwendigkeit zum

Ausdruck, die verschiedenen Ursachen zu erfassen und in der Analyse zu berücksichtigen. Die Ergebnisse deuten an, dass mit zunehmender Vorwarnzeit die Auswirkung der Unsicherheit in der Niederschlagsvorhersage zunimmt. In einem nächsten Schritt sollten die weiteren Unsicherheitsursachen, z. B. Unsicherheit in den Anfangsbedingungen, in der Analyse explizit berücksichtigt werden.

Die Unsicherheit der Hochwasservorhersage kann in die prägnante und einfach nachvollziehbare Aussage der Abbildung 5 so übersetzt werden, dass aus der Angabe der Unsicherheit einer Warnung Rückschlüsse auf ihren Wert möglich werden. Dieser Wert kann im Rahmen einer Risikoanalyse ermittelt werden. Im ereignisabhängigen (kurzfristigen) Zusammenhang drückt er sich durch die Vermögenswerte aus, die die Gewarnten in der zur Verfügung stehenden Zeit in Sicherheit bringen können. Im ereignisunabhängigen (langfristigen) Zusammenhang ermöglicht die Risikoanalyse weiterhin die Ermittlung des Wertes des Frühwarnsystems.

Wie Unsicherheit und Wert der Warnung in einen entscheidungsunterstützenden Zusammenhang gebracht werden können, erläutern weitere Veröffentlichungen, die im Rahmen des Projektabschlusses von EWASE entstehen.

### **Literatur**

- BERGSTROM, S. (1992): The HBV model - its structure and applications. SMHI Reports RH. Norrköping, SMHI
- GEORGAKAKOS, K. P. et al. (2004): Towards the characterization of streamflow simulation uncertainty through multimodel ensembles. - Journal of Hydrology 298(1-4), p. 222-241
- HAIDEN, T. et al. (2007): Integrated Nowcasting through Comprehensive Analysis (INCA) - System overview, ZAMG report.
- KLING, H. (2002): Development of tools for a semi-distributed runoff model (COSERO). Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Konstruktiven Wasserbau (IWW). BOKU Wien, Diplomarbeit
- KOMMA, J. et al. (2007): Ensemble predictions of floods - catchment non-linearity and forecast probabilities. - Natural Hazards and Earth System Sciences 7, p. 431-444
- LEMPERT, M. (2000): Ein GIS-gekoppeltes rasterbasiertes Modell zur Berechnung des Wasserhaushaltes kleiner Einzugsgebiete. Inst. für Wasserbau und Wasserwirtschaft. TU-Darmstadt, Dissertation: 183
- TODINI, E. (2004): Role and treatment of uncertainty in real-time flood forecasting. - Hydrological Processes 18(14), p. 2743-2746

## **Integrierte Modellierung von Abfluss und Stoffströmen für Einzugsgebiete mit komplexer Nutzung**

Michael Bach, Manfred Ostrowski

### **Zusammenfassung**

Die Landnutzung in vielen Einzugsgebieten (EZG) setzt sich aus einer inhomogenen Mischung landwirtschaftlich genutzter Flächen, urbanisierter Gebiete und natürlicher Flächen zusammen. Aus allen drei Bereichen können Belastungen für ein Gewässer entstehen. In allen Teilbereichen sind Simulationsmodelle akzeptierte Planungswerkzeuge. Siedlungswasserwirtschaftliche Modelle bilden in der Regel Kanalnetz und Kläranlage sehr detailliert ab, der Abfluss aus oberhalb liegenden Gebieten und damit verbundene diffuse Stoffeinträge werden meist nicht einbezogen. Darüber hinaus kann meist nur ein Siedlungsgebiet betrachtet werden. Modelle für diffuse Stoffeinträge aus ländlichen Flächen berücksichtigen dagegen die Belastungen aus urbanen Gebieten in der Regel nur aggregiert. Die Abschätzung der diffusen Einträge erfolgt überwiegend für längere Zeiträume mit Verfahren zur Schätzung der Frachten, so dass ein konkreter Bezug zu Gewässergütezielen auf Basis von Konzentrationen problematisch ist. Dieser Beitrag stellt ein integriertes Modellkonzept für Einzugsgebiete mit komplexer Nutzung vor, das Gewässerbelastungen durch Nähr- und Zehrstoffe aus allen oben genannten Teilbereichen zeitlich und räumlich detailliert berücksichtigt. Die Anwendung einer ersten Version auf das Einzugsgebiet der Oberen Modau (Hessen, 37 km<sup>2</sup>) verdeutlicht die Bedeutung der integrierten Betrachtung und die Notwendigkeit, die bisher scharfe Abgrenzung der beiden Forschungsgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Hydrologie zu überwinden. Im Rahmen der Weiterentwicklung werden bestehende und erprobte Modellkomponenten erweitert und (zum Teil via OpenMI) in ein Gesamtsystem (BlueM) integriert. Mehrere urbanisierte Teilbereiche eines EZG können detailliert abgebildet werden. Die Abflussberechnung für ländliche Gebiete erfolgt mittels räumlich detaillierter Bodenfeuchtesimulation. Hierdurch stehen zeitlich hochaufgelöste Informationen über die Aufteilung in Oberflächen-, Zwischen- und Basisabfluss zur Verfügung. Die Berechnung der diffusen Stoffeinträge erfolgt entsprechend mit pfadbezogenen Stoffkonzentrationen. Die Auswirkungen der Belastungen auf den Gewässerkörper werden immissionsorientiert mit einem frei konfigurierbaren Gewässergütemodell abgebildet.

### **1 Einführung**

Gewässer sind vielfältigen Belastungen ausgesetzt. Diese Belastungen wurden in den letzten Jahrzehnten reduziert. Insbesondere im Bereich der Siedlungsentwässerung wurde durch den Ausbau von Kanalnetzen und Kläranlagen eine deutliche Verringerung der Nährstoffeinträge erreicht. Trotzdem ist bis heute kein flächendeckend guter Zustand der Gewässer zu verzeichnen (Mang, 2002). Aufgrund dieser Tatsache sowie neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse wurde in den vergangenen Jahren die bisher gängige Praxis der Emissionsbeschränkung durch immisionsorientierte Zielgrößen ersetzt bzw. ergänzt (Eu, 2000).

Flusseinzugsgebiete sind weltweit häufig durch unterschiedlichen Landnutzungen geprägt (vgl. Abbildung 1). Dies gilt insbesondere für anthropogen geprägte Einzugsgebiete. Sie bestehen aus einer Mischung von urbanen Gebieten, landwirtschaftlich genutzten Flächen und weitgehend natürlichen Gebieten. Eine klare Trennung zwischen urbanen Gebieten und deren Umgebung ist meist nicht möglich (Andrieu and Chocat, 2004). Es liegt auf der Hand, dass die unterschiedlichen Nutzungen eines Einzugsgebietes über den Gewässerkörper in Wechselwirkung stehen. Neben der Überlagerung der Abflussprozesse existieren auch hinsichtlich der stofflichen Belastungen vielseitige Wechselwirkungen. Beispielsweise kann es zu Überlagerungen von Einträgen aus verschiedenen urbanen Gebieten kommen. Darüber hinaus ist für die Beurteilung der Belastungen eines Siedlungsgebietes auch die eventuell vorliegende stoffliche Belastung des Gewässers von oberhalb liegenden, landwirtschaftlich genutzten oder natürlichen Gebieten von Interesse. Dies gilt insbesondere, da die Einträge aus diffusen Quellen sowohl zeitlich als auch räumlich einer starken Variabilität unterliegen.

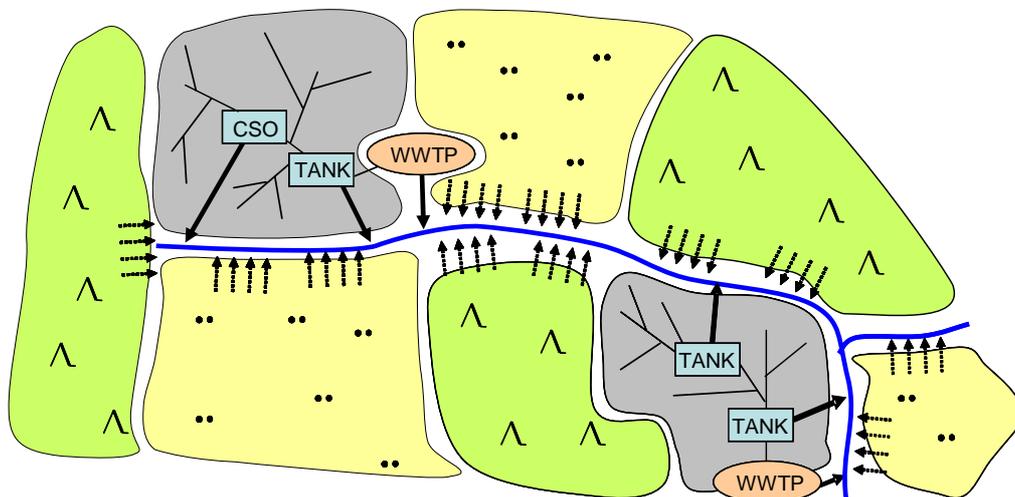


Abbildung 1: Schematische Darstellung der unterschiedlichen Teilbereiche eines Einzugsgebietes mit komplexer Nutzung. Grün: Weitgehend natürliche Flächen; Gelb: Landwirtschaftliche genutzten Bereiche; Grau: Urbane Gebiete (jeweils mit Kanalnetz und Kläranlage).

Die dargestellte Situation macht deutlich, dass eine weitere Verbesserung der Gewässersituation nur zu erreichen ist, wenn alle Belastungen eines Gewässers auf Einzugsgebietsebene betrachtet werden.

Im Kontext der Siedlungswasserwirtschaft wird der Begriff der integrierten Modellierung als Kopplung von mindestens zwei der drei Teilbereiche Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer definiert. (Harramoës, 2002) stellt allerdings fest, dass die Mehrheit der publizierten Modellansätze nur zwei Teilbereiche koppeln und ländliche sowie natürliche Einzugsgebietsteile generell nicht betrachtet werden. Mittlerweile gibt es mehrere Ansätze, die mehr als zwei Teilbereich miteinander koppeln (Vanrolleghem et al., 2005). Alle Ansätze berücksichtigen allerdings nur ein urbanes Gebiet. Abfluss und Stoffeinträge aus oberhalb liegenden Gebieten werden zumeist nur vereinfacht, oft aggregiert, berücksichtigt.

Zur Modellierung von diffusen Quellen existiert eine Vielzahl an Modellen, die von der Mikroskala bis zur Mesoskala reichen. Modelle für einzugsgebietsweise Modellierung arbeiten häufig mit jährlichen oder monatlichen Frachten. Nur wenige Modelle erlauben die Abbildung von Effekten, die aus Einzelniederschlagsereignissen resultieren (Bouraoui and Dillaha, 2000). Die Berücksichtigung von Einträgen aus urbanen Gebieten ist in den meisten Modellen nicht möglich. Falls doch, z.B. bei (Arnold and Fohrer, 2005) können urbane Einflüsse nur stark vereinfacht berücksichtigt werden.

Generell lässt sich feststellen, dass Modellsysteme zur einzugsgebietsweisen Betrachtung fehlen (Horn et al., 2004), die aber z.B. zur Umsetzung der EU-WRRL dringend benötigt werden. Hierfür lassen sich verschiedene Gründe anführen:

- In den meisten europäischen Ländern liegt die Verantwortung für Planung und Betrieb von Kanalisation, Kläranlage und Gewässern in der Hand unterschiedlicher Fachdisziplinen und Verwaltungseinrichtungen.
- Modelle für einzelne Teilsysteme wurden unabhängig voneinander entwickelt, so dass unterschiedliche Konzepte, Modellansätze und Variablen zur Prozessbeschreibung Verwendung finden. Dies erschwert die Kopplung der Modelle.
- Modellkomplexität und Datenbedarf steigen deutlich, je mehr Teilsysteme berücksichtigt werden.
- Das hydrologische Verhalten von städtischen und landwirtschaftlich genutzten oder natürlichen Gebieten unterscheidet sich stark.
- Bisher unterschiedliche Problemstellungen und Zielsetzungen in städtischen und ländlichen Gebieten führten zu einer weitgehend getrennten Betrachtung.

## **2 Integriertes Modellkonzept**

Ein integriertes Modellkonzept zur Berücksichtigung der Gewässerbelastungen aus allen drei Teilbereichen muss verschiedene Anforderungen erfüllen. Aufgrund der unterschiedlichen Sensitivität von Gewässern ist eine immissionsorientierte Betrachtungsweise unerlässlich, was gleichzeitig eine Langzeitsimulation erfordert. Zur Berücksichtigung der komplexen Wechselwirkungen sowohl hinsichtlich Quantität (Abfluss) und Qualität (Stoffkonzentrationen) ist eine detaillierte Berücksichtigung der einzelnen Teilbereiche und eine der Struktur des Einzugsgebietes angepasste räumliche Auflösung notwendig. Für ein Modellsystem, das auch zur Maßnahmenplanung eingesetzt werden soll, sind physikalisch basierte Modellkonzepte notwendig. Zur Repräsentation der zeitlichen Dynamik ist ein ausreichend kleiner Zeitschritt erforderlich, dies gilt insbesondere für die hochdynamischen Prozesse der Mischwasserentlastungsanlagen, aber auch für die Abfluss- und Stofftransportvorgänge in ländlichen Gebieten.

Das vorgestellte integrierte Modellsystem BlueM mit seinen Teilmodellen ist in der Lage, eine Vielzahl von urbanisierten Gebieten, landwirtschaftlich genutzten und weitgehend natürlichen Flächen sowie den Gewässerkörper abzubilden. Zur Berücksichtigung der Dynamik der Mischwasserentlastung aus den städtischen Gebieten wird ein Simulationszeitschritt von fünf Minuten gewählt.

Für jedes urbanisierte Gebiet innerhalb eines betrachteten Einzugsgebietes kommt das Teilmodell BlueM<sub>U</sub> zum Einsatz. Hierbei handelt es sich um ein urbanhydrologisches Schmutzfrachtsimulationsmodell mit einem hydrologisch-deterministischen Niederschlags-Abfluss- und Stofftransportmodell. Es bildet die urbane Entwässerungsstruktur flächen- und komponentendetailliert ab und ist zur Langzeitsimulation geeignet. Hinsichtlich der stofflichen Belastung des Mischwasserabflusses werden drei Eintragspfade berücksichtigt. Der Abfluss von unversiegelten Flächen wird als unverschmutzt angenommen. Für versiegelte Flächen kommen Konzentrationen über Oberflächenschmutzpoteziale zum Ansatz. Der Trockenwetterabfluss kann mit einem Jahres-, Wochen- und Tagesgang belegt werden. Kläranlagenabflüsse können über Messwerte berücksichtigt werden.

Für die Abbildung der diffusen Einträge in den Gewässerkörper ist die richtige Abbildung des Abflusses von entscheidender Bedeutung (Grunwald and Frede, 1998), (Knoflacher et al., 2002), (Bach, 1996). Zum Einsatz kommt daher für ländliche Einzugsgebietsteile das räumlich differenzierte hydrologisch-deterministische Modell BlueM<sub>R</sub>. Die Abflussberechnung erfolgt in diesem Modell mittels einer detaillierten Bodenfeuchtesimulation. Der Boden wird innerhalb des Modells als Dreischichtmodell abgebildet, wobei Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Schichten berücksichtigt werden. Die physikalisch basierte Abbildung ermöglicht fundierte Angaben über die zeitliche Dynamik des Abflussgeschehens der ländlichen Gebiete und über die Aufteilung des Gesamtabflusses auf die drei Abflusspfade Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Basisabfluss. Diese detaillierten Angaben über die Aufteilung des Gesamtabflusses sind für die Berechnung der diffusen Stoffeinträge von entscheidender Bedeutung, da insbesondere die Nährstoffe N und P je nach Abflusspfad stark unterschiedliche Konzentrationen aufweisen. Abhängig von der vorliegenden Landnutzungs- und Bodentypkombination werden die Teileinzugsgebiete weiter in so genannte Elementarflächen unterteilt. Basierend auf der Landnutzung und dem Bodentyp werden den drei Abflusspfaden Konzentrationen zugewiesen.

Die Prozesse im Gewässerkörper werden mit dem Teilmodell BlueM<sub>W</sub> abgebildet. BlueM<sub>W</sub> ist ein frei konfigurierbares Gewässergütemodell und basiert auf einem Petersen-Matrixansatz (vgl. RWQM1 (Reichert et al., 2001)).

### 3 Fallbeispiel

Das integrierte Modellkonzept wurde auf das Einzugsgebiet der Oberen Modau angewendet. Das Einzugsgebiet liegt in einer Mittelgebirgsregion und ist stark anthropogen geprägt. Das Einzugsgebiet ist ca. 37 km<sup>2</sup> groß und die Modau hat eine Länge von ca. 14 km, bevor sie in einem Hochwasserrückhaltebecken aufgestaut wird. Große Teile des Einzugsgebiet werden landwirtschaftlich genutzt, es befinden sich vier urbanisierte Gebiete im Einzugsgebiet, die restliche Einzugsgebietsfläche besteht aus einer weitgehend natürlichen Landnutzung (Abbildung 2a). Darüber hinaus finden sich im Einzugsgebiet eine Vielzahl von unterschiedlichen Bodentypen, die einem maßgeblichen Einfluss auf das Abflussverhalten und damit auch auf die Stofftransportumsätze haben (Abbildung 2b). Die Kanalnetze der vier Siedlungsgebiete entlasten mit 15 Entlastungsbauwerken in das Gewässer, zusätzlich befinden sich zwei Kläranlagenabläufe innerhalb des Einzugsgebietes (Abbildung 2b).

Der Gewässerkörper der Modau wurde in sechs Teilabschnitte unterteilt und es wurden entsprechende Teileinzugsgebiete gebildet. Innerhalb der Teileinzugsgebiete erfolgte eine detaillierte Berücksichtigung der unterschiedlichen Kombinationen aus Landnutzung und Bodentyp über sogenannte Elementarflächen. Die Nährstoffkonzentrationen wurden für jedes Teileinzugsgebiet individuell ermittelt, damit die räumliche Variation berücksichtigt werden konnte. Innerhalb eines Teileinzugsgebietes wurden alle Punktquellen (Entlastungsbauwerke der Kanalnetze und Kläranlagen) zusammengefasst, wobei die Berechnung der Entlastungsmengen und Stoffkonzentrationen detailliert unter Verwendung der in Hessen flächendeckend vorliegenden Daten erfolgte.

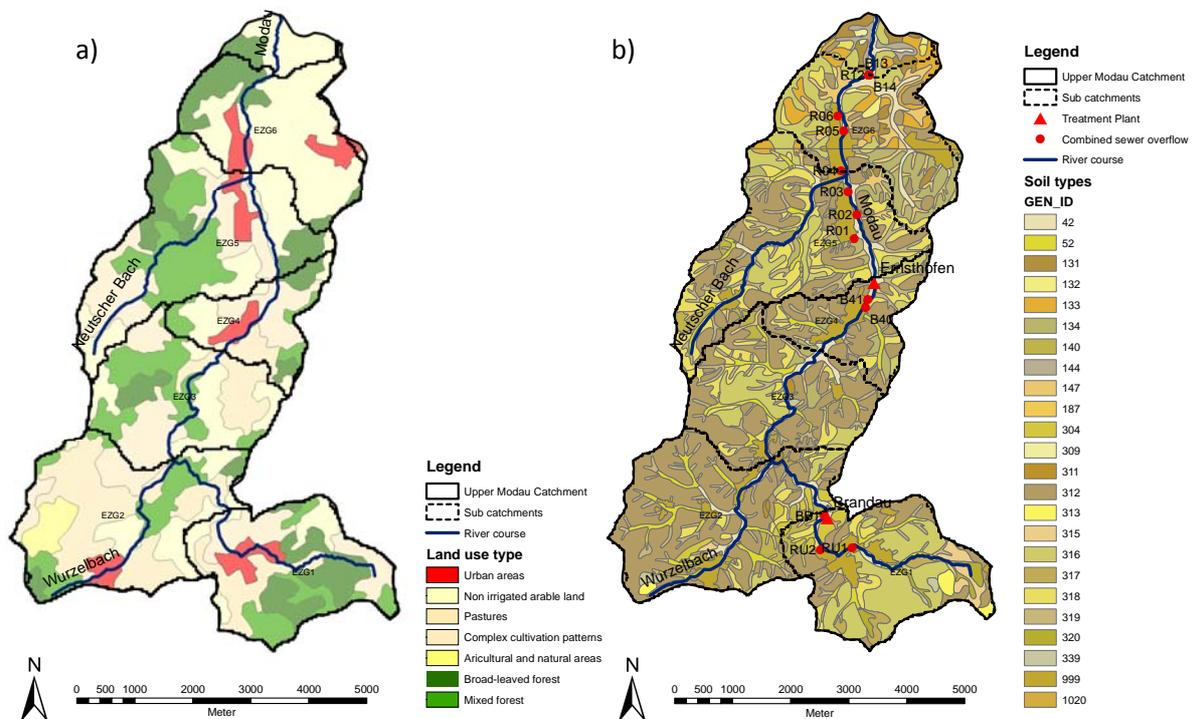


Abbildung 2: EZG der Oberen Modau, a) Landnutzung, Teil-EZG, b) Bodentypen, Punktquellen

Aufgrund der eingeschränkten Datenlage aus Stoffkonzentrationsmessungen im Gewässer wurden die ersten Ergebnisse des integrierten Modellkonzeptes noch nicht validiert. Vorläufige Ergebnisse, die die prinzipielle Funktionsweise des integrierten Modellkonzeptes aufzeigen, finden sich in den Abbildungen 3 und 4.

Abbildung 4 zeigt die Abflussganglinie für verschiedene Regenereignisse im Abschnitt 5, d.h. einige Kilometer oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens. Nur bei der dritten Abflussspitze am 13.04.1997 kam es zu Entlastungsereignissen, im restlichen Zeitraum gab es keine Entlastungen aus den Kanalnetzen. Abbildung 4 zeigt eine generell sehr hohe Sauerstoffkonzentration im Gewässerkörper, was auf die hohen Wiederbelüftungsraten aufgrund hoher Fließgeschwindigkeiten und geringer Wassertiefen zurückzuführen ist. Während dem ersten Regenereignis am 12.04.1994 lässt sich eine Verdünnung der BSB-Konzentration beobachten. Der Abflussanteile aus den ländlichen Einzugsgebietsteilen, die mit einer geringen BSB-Konzentration belegt wurden, verdünnen in diesem Fall die Gesamtkonzentration im Gewässerkörper. Beim Anspringen der Entlastungsbauwerke am 13.04.1994 ist ein deutlicher Peak in der Konzentration des BSB zu erkennen, entsprechend sinkt die Sauerstoffkonzentration ab.

In Abbildung 5 sind neben dem Abfluss in den Abschnitten 1 bis 3 die Stickstoffkonzentrationen dargestellt. Die Kläranlage in Brandau weist im betrachteten Zeitraum eine hohe Konzentration von Stickstoff in den Ablaufwerten auf, die über der Konzentration aus den umgebenden ländlichen Flächen lag (Segment 1). Daher wird die Stickstoffkonzentration bei Regenereignissen durch den Abfluss der ländlichen Flächen verdünnt.

Ein anderer interessanter Aspekt zeigt sich in Segment 3, wo jeweils im Anstieg der Abflussschwelle kleine Peaks in der Stickstoffkonzentration zu erkennen sind. Dies liegt darin begründet, dass das Teileinzugsgebiet aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung eine hohe Stickstoffkonzentration im Abfluss aufweist. Der Abfluss aus dem Teileinzugsgebiet erreicht den Gewässerkörper zeitlich kurz vor dem Eintreffen der Gesamtabflussschwelle, sodass zuerst die kleine Erhöhung der Konzentration zu beobachten ist, die dann beim Vermischen mit der Gesamtabflussschwelle wieder verdünnt wird.

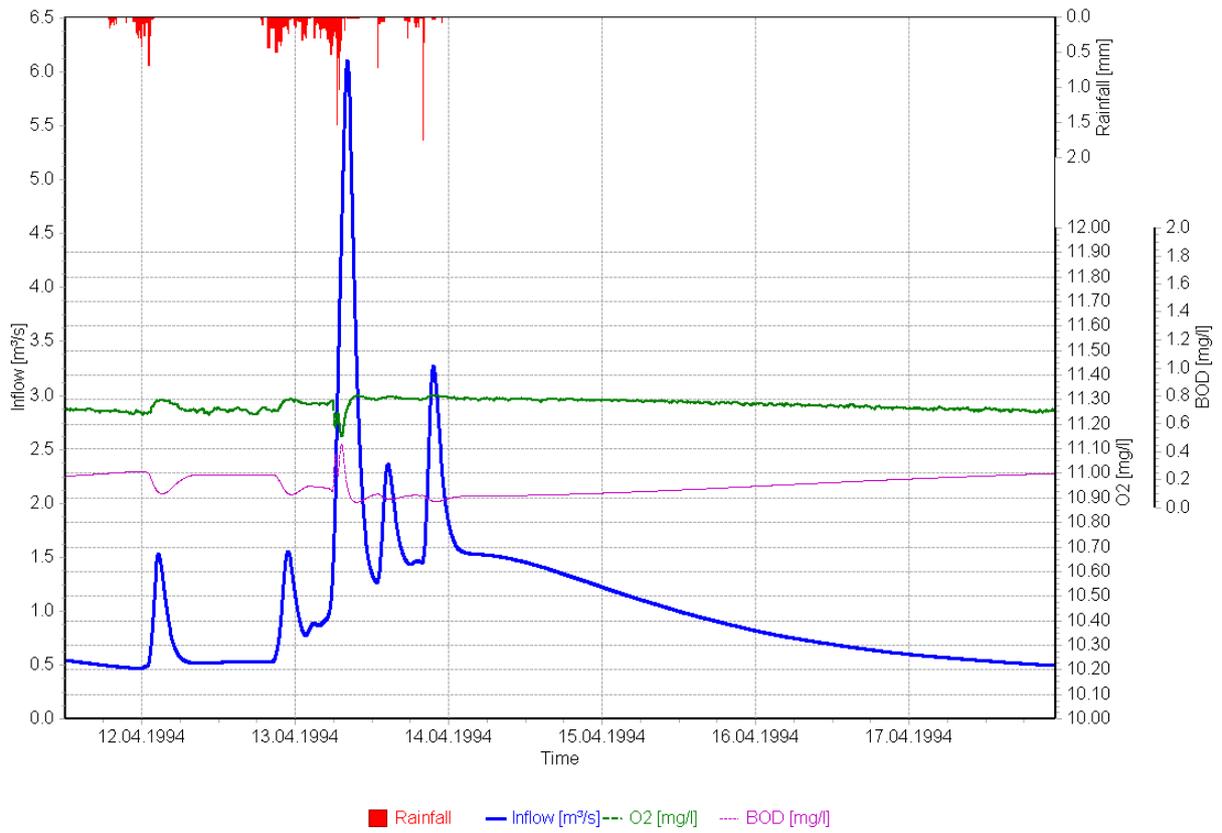


Abbildung 3: Abfluss, Sauerstoff und BSB-Konzentration in Segment 5

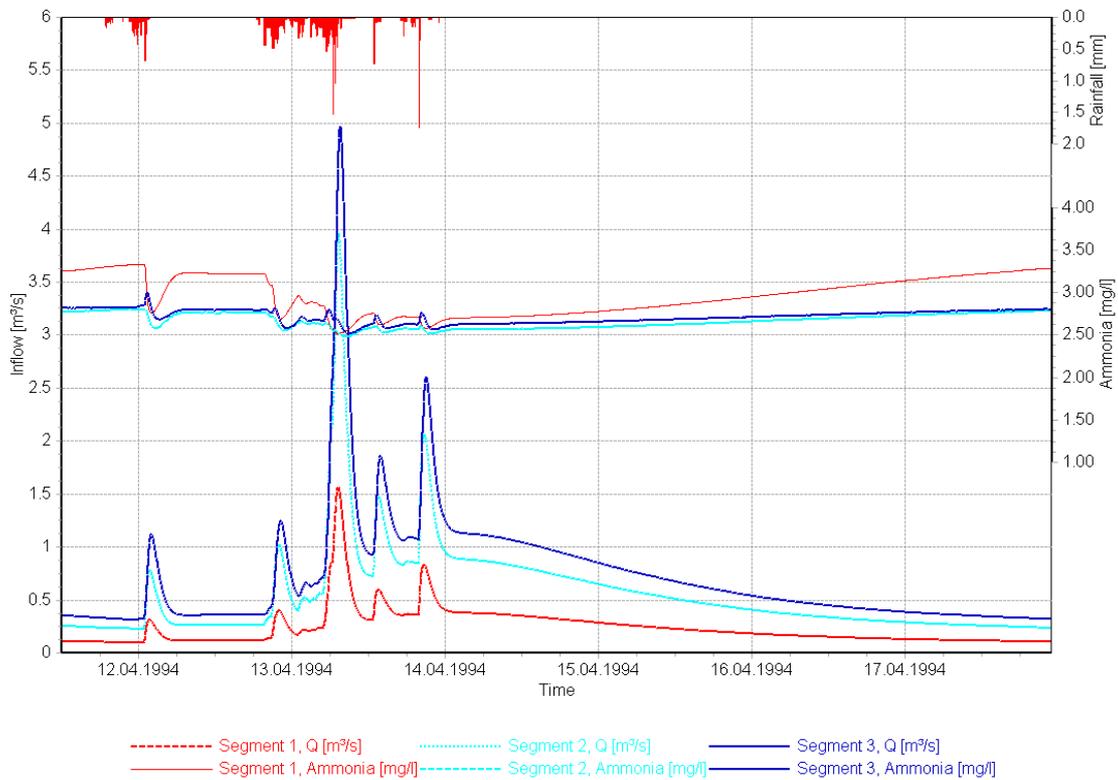


Abbildung 4: Abfluss und Stickstoffkonzentrationen Segment 1 – 3

#### 4 Zusammenfassung und Ausblick

Die erfolgreiche Funktionsweise des integrierten System BlueM zur Modellierung von Abfluss und Stoffströmen für Einzugsgebiete mit komplexer Nutzung konnte anhand eines Testbeispiels dargestellt werden. Eine immissionsorientierte Betrachtung von Gewässerkörpern unter detaillierte Berücksichtigung der unterschiedlichsten Belastungen (Punkt- und diffuse Quellen) ist mit dem Modellsystem möglich. Es berücksichtigt alle wichtigen Prozesse in den Teilsystemen, kann aber auch Wechselwirkungen zwischen den Teilsystem beschreiben.

#### Literatur

- Andrieu, H. and Chocat, B., 2004. Introduction to the special issue on urban hydrology (Preface). *Journal of Hydrology*, 299(3-4): 163-165.
- Arnold, J.G. and Fohrer, N., 2005. SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes*, 19: 563--572.
- Bach, M., 1996. Diffuse Stoffeinträge in Fließgewässer in Deutschland. *Vom Wasser*, 87: 1-13.
- Bouraoui, F. and Dillaha, T.A., 2000. ANSWERS-2000: Non-point-source nutrient planning model. *Journal of Environmental Engineering*: 1045 - 1055.
- Eu, 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.,Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft*, L327.
- Grunwald, S. and Frede, H.G., 1998. Application of AGNPSm in German Watersheds. *Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser - Gewässer*, experiences with soil erosion models, 151: 183 - 189.
- Harramoës, P., 2002. Integrated urban drainage, status and perspectives. *Water Science and Technnology*, 45(3): 1 - 10.
- Horn, A.L., Rueda, F.J., Hörmann, G. and Fohrer, N., 2004. Implementing river water quality modelling issues in mesoscale watershed models for water policy demands - an overview on current concepts, deficits, and future tasks. *Physics and Chemistry of the Earth*, 29: 725 - 737.
- Knoflacher, H.M., E, G. and Köstl, M., 2002. Einträge von Stickstoff und Phosphor aus diffusen Quellen im Innbacheinzugsgebiet, Amt der Oö. Landesregierung, Wasserwirtschaft - Gewässerschutz, Stockhofstraße 40, 4021 Linz.
- Mang, J., 2002. Integrierte Planung von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung mit Hilfe von Simulationsmodellen - Lösungsansätze und Handlungsanleitungen. *Dissertation Thesis, Wasser Abwasser Abfall, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Universität - Gesamthochschule Kassel*.
- Reichert, P. et al., 2001. River Water Quality Model No. 1. *Scientific and Technical Report No. 12. IWA Publishing, London*.
- Vanrolleghem, P.A., Benedetti, L. and Meirlaen, J., 2005. Modelling and real-time control of the integrated urban wastewater system. *Environmental Modelling & Software*, 20(4): 427-442.

## The potential of continuous turbidity measurements to improve catchment scale sediment transport modelling

Ilona Bärlund, Jari Koskiaho and Sirkka Tattari

### Summary

The catchment of Lake Pyhäjärvi, situated in south-west Finland is surrounding a highly valuable lake in terms of professional fishery and recreational use. In this study the drainage basin of River Yläneenjoki is examined that drains into Lake Pyhäjärvi and is assumed to contribute over 50% of the total external total phosphorus sediment load to the lake. One of the measured and modelled variables is thus suspended sediment concentration since soil particles carry phosphorus from the catchment to the lake. One of the aims of the CatchLake project (2006–2007) was to test the usability of continuous sampling data in catchment scale sediment and nutrient transport modelling.

Continuous measurements on turbidity from the flood periods connected to snow melt (17.3.-3.5.2006) and autumn rains (11.9.-2.11.2006) were utilised to quantify sediment transport at two different scales (head water region and near outlet). A regression equation was set up to derive daily suspended sediment concentrations from continuous turbidity measurements. These were compared to grab samples where both variables had been analysed. A good match was found for the mainstream measurement point whereas suspended sediment concentration in the head water region showed clearly other behaviour in the spring period. The hourly measurements showed high turbidity variability during the flood period. This has implications on model testing since a model like SWAT (Soil Water Assessment Tool) operates on daily level. Now the variability of daily measurements can be quantified and the model is no more tested against sparse grab samples only but a continuous time series revealing particle transport dynamics.

### 1 Introduction

Mathematical models help to understand mechanisms of ecosystems, and they can be used e.g. for evaluation of water protection measures to reduce environmental loading. For this, tools like SWAT (Soil Water Assessment Tool, Arnold et al., 1998) offer an attractive option. The exploitability of models, however, not only depends on the validity of the incorporated processes, but also on the available data to test/calibrate/validate the model output. In the CatchLake project the parameterization of SWAT has been further developed from early work by Bärlund et al. (2007), particularly in terms of discharge dynamics and sediment fluxes, and a sensitivity analysis was made (Lepistö et al., 2008). The SWAT modelling exercises were performed for a 2nd order catchment Yläneenjoki. The Yläneenjoki catchment has been intensively monitored during more than 10 years. Hence, there is abundant background information available for both parameter setup and calibration.

Two rivers empty into lake Pyhäjärvi, namely Yläneenjoki and Pyhäjoki (Figure 1a). Yläneenjoki river basin is considerably larger (233 km<sup>2</sup>) than the Pyhäjoki one (78 km<sup>2</sup>). The

Yläneenjoki catchment is located on the coastal plains of south-western Finland, thus the landscape ranges in altitude from 50 to 100 m a.s.l. The soils in the river valley are mainly clay and silt, whereas tills and organic soils dominate elsewhere in the catchment. Long-term (1961–1990) average annual precipitation is 630 mm of which approximately 11% falls as snow (Hyvärinen et al. 1995). Average discharge measured in the Yläneenjoki main channel is  $2.1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  (Mattila et al. 2001), which equates to an annual water yield of 242 mm (1980–1990). The highest discharges occur in the spring and late autumn months.

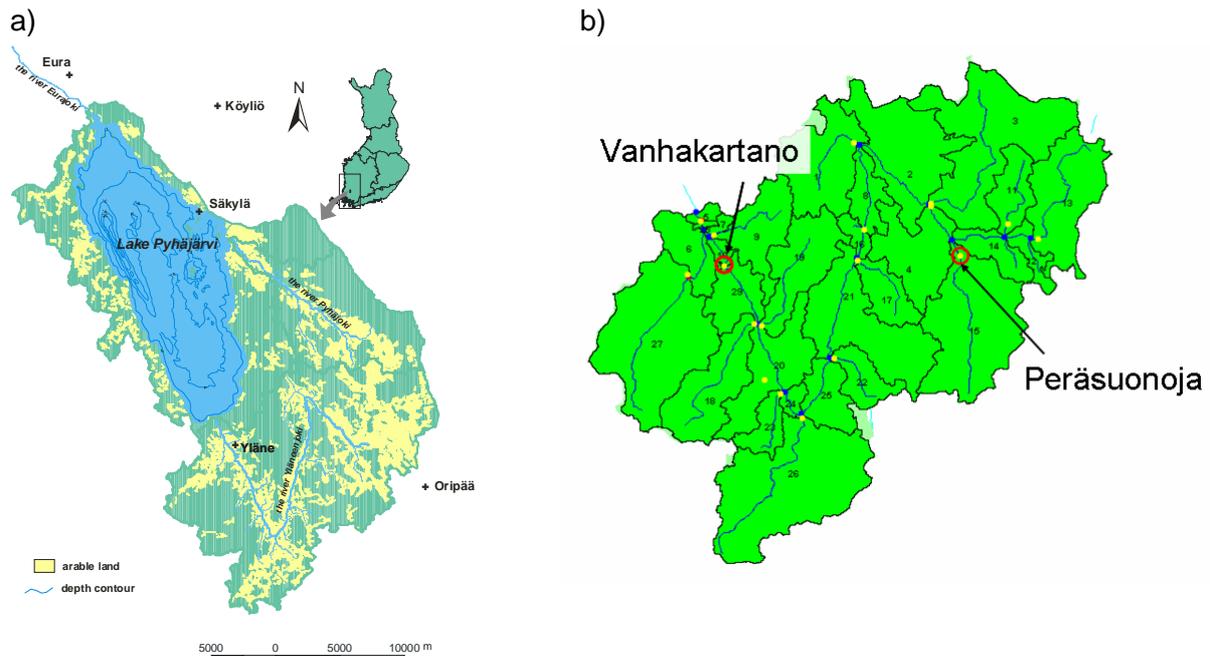


Fig.1: The lake Pyhäjärvi and its catchment (a); Yläneenjoki catchment with the location of the monitoring points Vanhakartano and Peräsuonoja (b).

Agriculture in the Yläneenjoki catchment consists of mainly cereal production and poultry husbandry. According to surveys performed in 2000–2002 75% of the agricultural area is planted for spring cereals and 5–10% for winter cereals (Pyykkönen et al. 2004). Agriculture in the Yläneenjoki catchment is intensive for Finland. The Yläneenjoki catchment is estimated to be responsible for over 60 % of the external nutrient loading into the Lake Pyhäjärvi (Ekholm et al. 1997). The regular monitoring of water quality of the main river Yläneenjoki started as early as in the 1970s. Furthermore, water quality is monitored on a monthly basis in 13 open ditches running into the river Yläneenjoki since the 1990s.

The measurement stations by Luode Consulting Oy were established at Vanhakartano near the mouth of the river Yläneenjoki and at Peräsuonoja at the upper reaches of the basin (Figure 1b). Both stations consisted of turbidity, conductivity, water temperature and water level sensors plus a data logger collecting the data from the sensors. The data loggers were equipped with transmitters using GSM mobile phone network in order to automatically transfer the data from the measurement stations into the receiving computers of Luode

Consulting. In this study hourly measurements from two intensive monitoring periods were utilised:

- Spring 2006; from 17 March to 3 May (46 days)
- Autumn 2006; from 11 September to 2 November (53 days)

(In addition, three campaigns were carried out during winter 2006-07 as well as during spring and autumn 2007). Parallel to the intensive measurement campaign grab samples were taken as part of the regular monitoring programme and analysed e.g. for turbidity and suspended sediment concentration at the laboratory of Water Protection Association of Southwest-Finland in Turku.

## 2 Results

The water quality measurements showed variability depending on the environmental conditions. A summary of this variability is given in Table 1.

Tab. 1: Basic statistics of the data collected by Luode Consulting measurement stations from spring 2006 through autumn 2007 at both Vanhakartano and Peräsuonoja.

Variable	Vanhakartano			Peräsuonoja		
	Min	Mean	Max	Min	Mean	Max
Turbidity (NTU)	2	33	731	12	44	630
Conductivity (mS m <sup>-1</sup> )	10	70	186	6	59	161
Water temperature (°C)	0	4.7	17.7	0	4.0	14.3
Flow (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	0	2.6	19.6	0	0.27	2.01
Specific flow (l s <sup>-1</sup> km <sup>-2</sup> )	0.03	11.2	84.3	0.64	13.4	100

The area of Peräsuonoja subbasin above the measurement station is 20.1 km<sup>2</sup> i.e. ca 10% of that above the Vanhakartano measurement station. Thus, the flow at Peräsuonoja should at least roughly follow the 10%-ratio of the flow measured at Vanhakartano. As presented in Table 2, the flow at Peräsuonoja was, on average, somewhat higher than 10% of that at Vanhakartano.

Tab. 2: Mean discharge at Vanhakartano and Peräsuonoja measurement stations.

Period	Vanhakartano	Peräsuonoja	Ratio
	m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>		
Spring 2006	4.0	0.48	11.9%
Autumn 2006	1.5	0.23	15.8%

The discharge time series show that both during spring and autumn 2006 a peak flow event could be captured through the measurement campaign (Figure 2). In spring, the event is combined with snow melt but in autumn with heavy rainfall events.

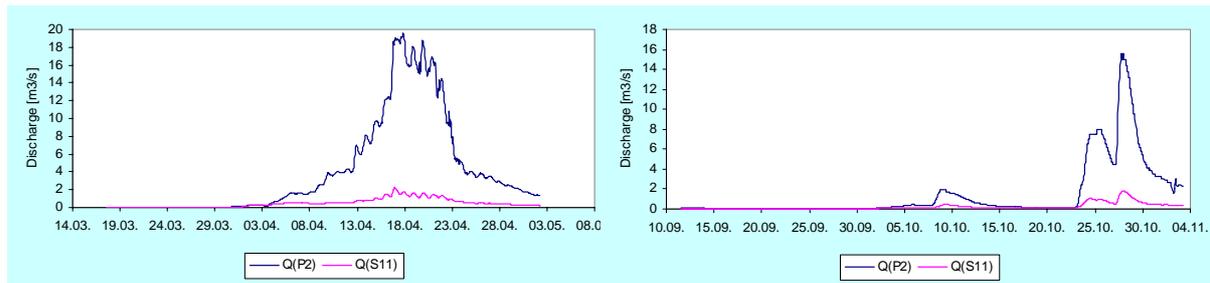


Fig. 2: Discharge at Vanhakartano (P2) and Peräsuonoja (S11) during the intensive measurement period in spring and autumn 2006.

Before the suspended sediment concentration can be derived from the continuously measured turbidity, a correlation between turbidity and suspended sediment concentration had to be set up (Figure 3). This was performed for grab samples for three different periods: long-term monitoring period 1995-2006 (in blue), spring period 2006 (INT1, in pink) and autumn period 2006 (INT2, in green). For the long-term period there is no great difference between the areas. The equation for suspended sediment concentration at Vanhakartano is  $0.91 \cdot \text{turbidity}$  and for Peräsuonoja  $0.90 \cdot \text{turbidity}$ . For both locations the linear goodness-of fit ( $R^2$ ) values are above 0.80.

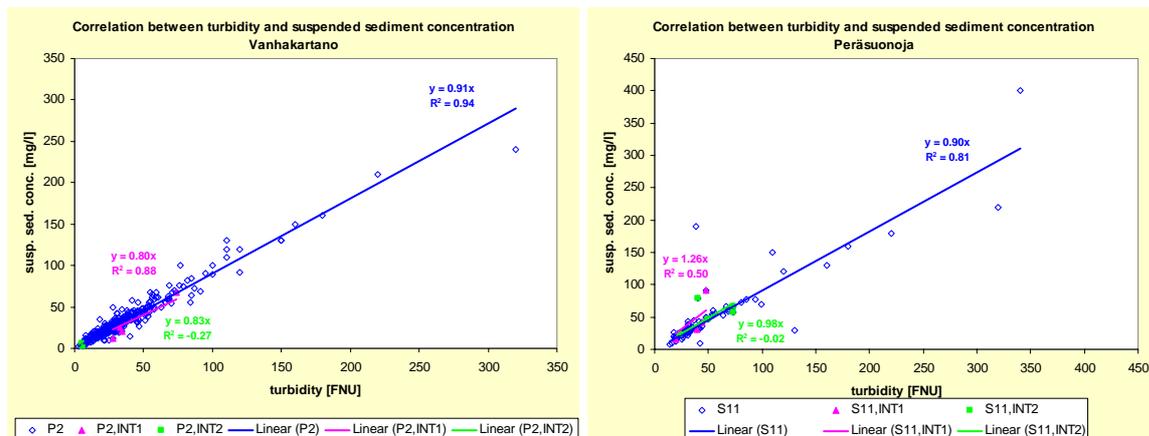


Fig. 3: Correlation between turbidity and suspended sediment concentration in grab samples at Vanhakartano (P2) and Peräsuonoja (S11) during the intensive measurement period in spring (INT1) and autumn 2006 (INT2), as well as in the long-term 1995-2006 data series.

The hourly recorded turbidity measurements are depicted using daily averages (blue dots, Figure 4) and error bars showing the minimum and maximum hourly value recorded during the day. The daily average was chosen as a format since it allows direct comparison both with the grab samples (Figure 4, pink squares) and the SWAT simulation results. The results in Figure 4 shows good fit between the average turbidity values and the daily values of the grab samples. The daily variability is larger in the main channel (Vanhakartano) during spring and in the sub-basin channel (Peräsuonoja) during autumn flow event. In the smaller channel there are several singular days that show large variability in recorded turbidity. These are not

necessarily combined with the discharge events (snow melt on the channel bank, management actions above the recording point etc.).

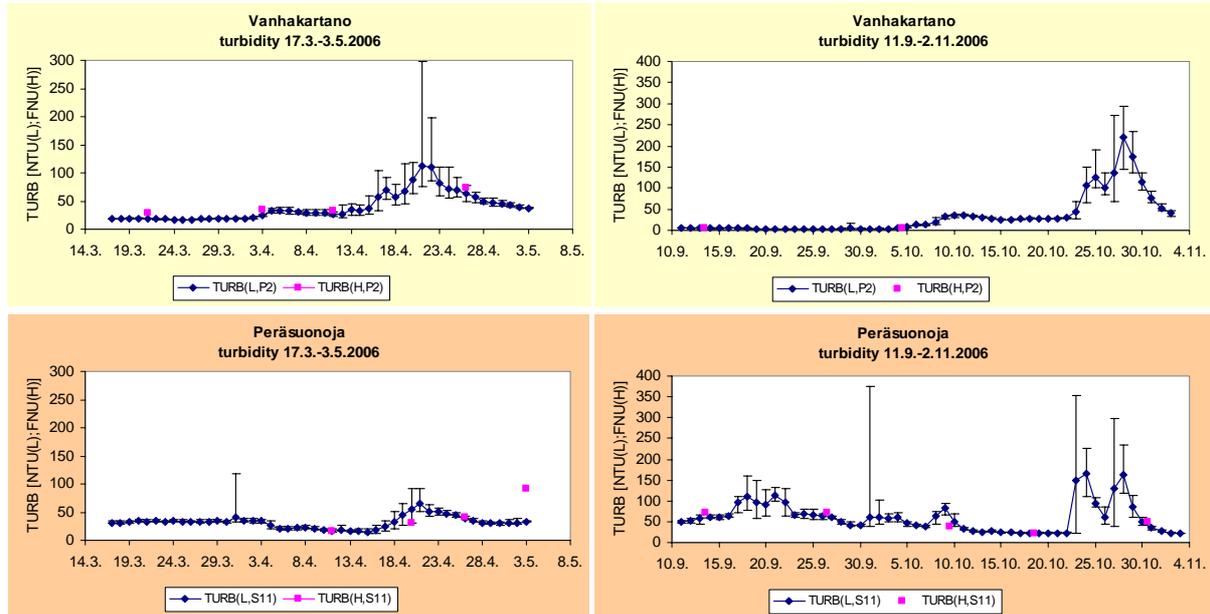


Fig. 4: Continuously measured turbidity (L) at Vanhakartano (P2) and Peräsuonoja (S11) during the intensive measurement period in spring and autumn 2006 (dots denoting daily averages and error bars showing daily minimum and maximum turbidity), as well as the grab samples (H).

Utilising the regression equations from Figure 3 daily average suspended sediment concentrations were derived from the turbidity results (Figure 5). With exception of the spring 2006 result at Peräsuonoja a good agreement could be found with the grab sample result.

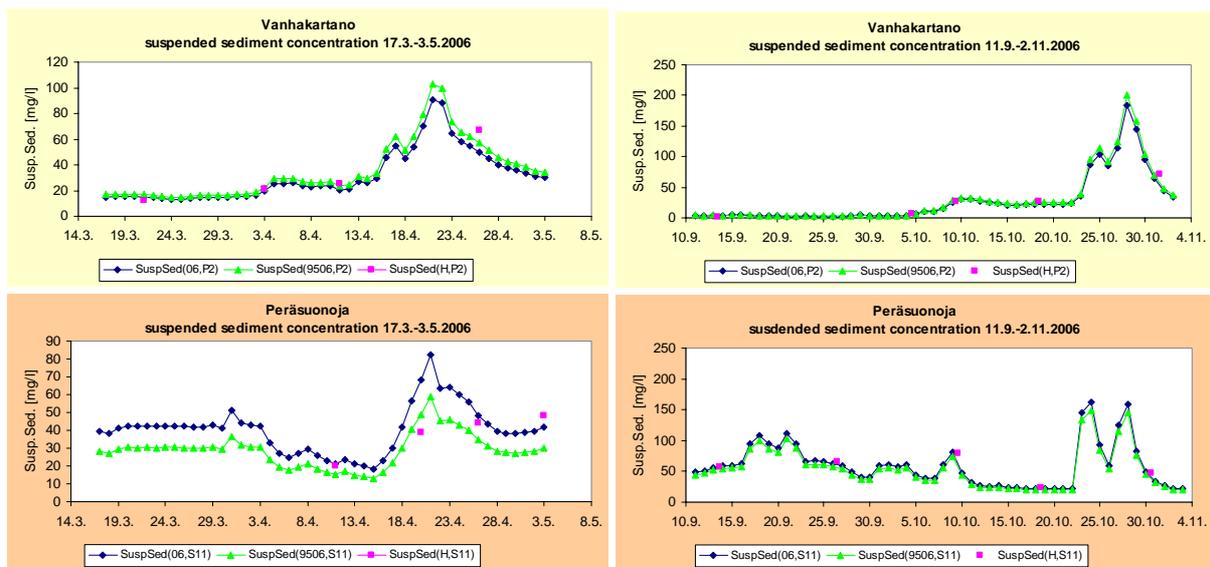


Fig. 5: Continuously measured turbidity at Vanhakartano (P2) and Peräsuonoja (S11) during the intensive measurement period in spring and autumn 2006 (blue dots denoting daily

averages and error bars showing daily minimum and maximum turbidity), as well as the grab samples (H) in pink squares.

In all, 9 samples were taken at Vanhakartano by the authorities during the continuous measurements in 2006. In October 2006 sampling badly missed the most important peak event. In terms of suspended sediment loading estimates, this led to serious, even 71% underestimation of loading compared to the continuous measurement (Table 3). Meanwhile, more representative sampling in April 2006 yielded only 7% difference.

Tab. 3: Monthly suspended sediment loading (in tons per month) as calculated with two different source data. The automatically recorded data was based on the turbidity measurements. The difference was calculated as deviation of the manually sampled result from the automatically measured result.

Source data	Period	
	April 2006	October 2006
Manually sampled	1004	219
Automatically recorded	1078	749
Difference	7%	71%

The upper graphs in Figure 6 show an example of a SWAT result for the spring and autumn periods in question when the comparison is performed using grab samples only. For the spring period the SWAT results seems to overestimate the concentration peak. In addition there seem to be a problem in the timing of the peak. On the contrary, for the autumn period at Vanhakartano the simulation seems to capture the overall suspended sediment concentration level well.

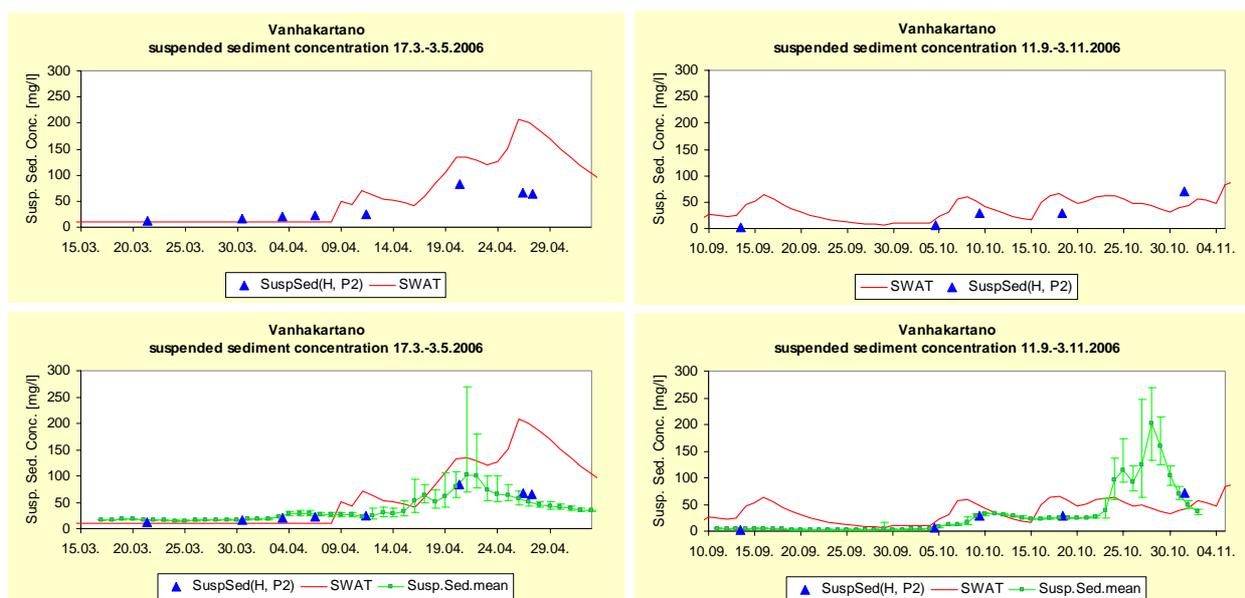


Fig. 6: Simulated SWAT results compared to traditional grab samples (upper row) and to daily average suspended sediment concentrations derived from continuous turbidity

measurements (lower row) at Vanhakartano during the intensive measurement period in spring and autumn 2006.

The message of the comparison between measured and simulated changes completely, if instead of the grab samples the daily averages (with error bars showing daily variability) are used for comparison (Figure 6, lower row). During the spring period there still is a timing problem in the simulated suspended sediment concentration peak but the magnitude of the peak is within the range of the measured. On the other hand, it now becomes obvious that the SWAT simulation completely misses the peak event during the end of October.

### 3 Conclusions and outlook

Calibration and validation of e.g. SWAT can be improved, if instead of grab samples continuous measurements are utilised. Or, to be more precise, it has become obvious that credible water quality model testing cannot be performed using traditional grab sampling as only monitoring technique since important peak events can be totally missed and loading estimates thus hugely underestimated. Correlations can be used to link turbidity and suspended sediment concentration. Further examples from other catchments are required to test the dependency of this correlation in time and space. In Yläneenjoki the long-term correlations seemed independent of location but short-term correlations showed very different equations and also the linear goodness-of-fit was clearly weaker than for the 1995-2006 period. The continuous measurements further highlighted the need to pay more attention to discharge calibration of SWAT. There are examples of successful automated measurements of other variables such as NO<sub>3</sub>-N and PO<sub>4</sub>-P. Continuous measurement is still a rather costly endeavour but we think to have shown clear evidence that this investment is the only way to credible water quality model testing in Finland.

### Acknowledgements

The financial support of the CatchLake project by the Finnish Funding Agency for Technology and Innovation (TEKES) is gratefully acknowledged.

### References

- ARNOLD, J.G., R. SRINIVASAN, R.S. Muttiah, & J.R. Williams (1998): Large area hydrologic modelling and assessment part I: model development. *Journal of American Water Resources Association* 34(1): 73-89.
- BÄRLUND, I., T. KIRKKALA, O. MALVE & J. KÄMÄRI (2007): Assessing SWAT model performance in the evaluation of management actions for the implementation of the Water Framework Directive in a Finnish catchment. *Environmental Modelling & Software* 22(5): 719-724.
- EKHOLM, P., O. MALVE & T. KIRKKALA (1997): Internal and external loading as regulators of nutrient concentrations in the agriculturally loaded Lake Pyhäjärvi (southwest Finland). *Hydrobiologia* 345: 3-14.

- LEPISTÖ, A., T. HUTTULA, I. BÄRLUND, K. GRANLUND, P. HÄRMÄ, K. KALLIO, T. KIRKKALA, S. KOPONEN, J. KOSKIAHO, A. LINDFORS, O. MALVE, T. PYHÄLAHTI, S. TATTARI & M. TTÖRMÄ (2008): New measurement technology at Lake Säskylän Pyhäjärvi area - CatchLake project. Submitted to Finnish Environment.
- MATTILA, H., T. KIRKKALA, E. SALOMAA, J. SARVALA & M. HALISEVA-SOILA (2001): Pyhäjärvi. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja 26. Pyhäjärven suojelurahasto. 108 p. (in Finnish).
- PYYKKÖNEN, S., J. GRÖNROOS, K. Rankinen, P. LAITINEN, E. KARHU & K. GRANLUND (2004): Cultivation measures in 2000-2003 and their effects to the nutrient runoff to the waters in the farms committed to the Agri-Environmental Programme. The Finnish Environment 711. 119 p. (in Finnish, abstract in English).

## **Modellbasierte ökologische Sanierungsstrategien für einen eutrophierten Flachsee zur Wasserbewirtschaftung**

Ruth Bittner, Günter Meon, Ulrich Maniak

### **Zusammenfassung**

Für die Nutzung von Flachseen, z. B. für die Wasserversorgung, ist die Prognose der Wasserqualität in diesen Seen von besonderer Bedeutung. Für eine aussagekräftige Prognose bietet sich der Einsatz von Simulationsmodellen der Seewasserqualität an. Vorhandene Seemodelle sind bislang noch nicht in der Lage, den Einfluss der ufernahen Bepflanzung mit Schilf und Makrophyten auf die Wasserqualität eines eutrophierten Flachsees zu simulieren. Aufbauend auf den Modellergebnissen werden ökologische Sanierungsmöglichkeiten eines eutrophierten Flachsees hinsichtlich ihrer Wirksamkeit untersucht. Es werden Strategien zur Reduzierung des Trophiegrades und zur Verhinderung des Eintrags von Blaualgen in das Rohwasser entwickelt.

Unter Berücksichtigung wasserwirtschaftlicher Nutzungen wird die maximale Assimilationsleistung von Schilf bezüglich des Gesamtphosphors mit einem erweiterten Modell aufgezeigt. Über die Reduzierung des Gesamtphosphors kann in einem phosphorlimitierten Ökosystem die Blaualgen- und Toxinentwicklung gesteuert werden, was mit der Reduzierung des Trophiegrades belegt wird.

### **1 Problemstellung**

Die Nährstoffaufnahme von Schilf und Makrophyten (Wasserpflanzen) und die Reduzierung der Eutrophierung stehen in einem komplexen Zusammenhang, der mit einem Gewässergütemodell nachgebildet werden kann. Vor dem Hintergrund der Nutzung von Flachseen für die Trinkwasserversorgung, die Fischerei und Freizeit und Erholung ist die Vorhersage der Wasserqualität mit einem Gewässergütemodell von besonderer Bedeutung.

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens wurden die bestehenden Methoden zur Bestimmung der Biomasseentwicklung von Schilf und Makrophyten und deren Einfluss auf den Wasserkörper bewertet. Darauf aufbauend wurde ein hydrodynamisches Modell unter Berücksichtigung von Makrophyten auf die Gerinnereibung für die Modellierung von Schilfbeständen erweitert.

Bisherige Modelle zur Bestimmung der Biomasseentwicklung von Makrophyten simulieren entweder den Einfluss von Makrophyten auf die Wasserqualität oder auf die Strömungsverhältnisse. Dabei werden häufig Modelle verwendet, die eine Makrophytenart unter dem Einfluss von Nährstoffangebot oder Lichtstärke simulieren, oder es werden nach Makrophytenarten differenzierte Modelle als Komponente an ein Modell eines durchmischten Reaktors angehängt. Daher besteht der Bedarf, den Einfluss von Makrophyten auf die Hydrodynamik und auf die Wasserqualität in einem Modell zu berücksichtigen. Über die Modellierung und quantitative Prognose der Gewässergüte durch Schilf fehlen Angaben.

## 2 Untersuchungsgebiet

Das entwickelte Modell wurde auf den Chaosee in der Provinz Anhui im Süden der Nordchinesischen Ebene (Abb. 1) angewendet. Dieser Flachsee wird u. a. für die Trinkwasserversorgung von mehreren Millionen Menschen genutzt. Die Wasserversorgung musste aufgrund regelmäßiger Blaualgenblüten in den Sommermonaten immer wieder eingestellt werden. Der See leidet unter einer starken Eutrophierung seit den letzten Dekaden, die nach (XU et al. 1999) durch das Bevölkerungswachstum und der ökonomischen Entwicklung im Einzugsgebiet hervorgerufen wurde. Er ist ein ungeschichteter, nährstoffreicher Flachsee, was in den warmen und feuchten Sommermonaten regelmäßig die großen Blaualgenblüten hervorruft. Der Chaosee ist der fünftgrößte Frischwassersee Chinas. Er hat eine Oberfläche von 780 km<sup>2</sup> und eine mittlere Tiefe von nur 3,0 m.

Der nordwestliche Teil des Chaosees ist durch die Einleitungen aus der Stadt Hefei stark belastet. Diese Verschmutzung setzt sich weiter nach Süden fort und wird durch die Einleitungen von westlicher Seite des Einzugsgebietes flächenhaft vergrößert. Zusätzlich treiben die vorherrschenden Südostwinde die Blaualgenteppe in diese Seebucht. In der östlichen Seehälfte liegen in der Nähe der Stadt Chaohu industrielle und kommunale Abwassereinleiter, die dort lokale Algenblüten durch die Einleitung stark nährstoffhaltiger Abwässer hervorrufen.

Der Chaosee besteht aus zwei Seebecken: der westlichen und der östlichen Seehälfte (YANG et al. 2006). Das Wasser fließt von West nach Ost und mündet nach dem Passieren von zwei Sperren, über die der Wasserstand in Chaosee reguliert wird, über den Yuxi River in den Yangtze (vgl. Abb. 3).



Abb. 1: Lage des Chaosees mit seinem Einzugsgebiet

### 3 Alarmplan

Dieser Alarmplan ist eine Abfolge von verschiedenen Intensitäten des Monitorings und dazugehörigen technischen oder legislativen Maßnahmen. Betreiber von Trinkwasseraufbereitungsanlagen und Entscheidungsträger können damit beim ersten Auftreten und nachfolgender Verbreitung von Blaualgenblüten angemessen reagieren.

Anhand der Reaktionen des Ökosystems wird ein Alarmplan für Bevölkerung und Behörden mit Nutzungseinschränkungen eines Gewässers und der Rohwasserversorgung aus dem See, technischen Maßnahmen, sowie einem begleitenden, speziell für Blaualgenblüten entwickelten Monitoringprogramm bis zum Rückgang der Blaualgenblüte in Abb. 2 erstmals vorgeschlagen.

Die Abfolge der Maßnahmen basiert auf der ersten Beobachtung von nur wenigen Cyanobakterien-Fäden und damit verbunden der ersten Warnstufe für die Trinkwasserversorgung bis zu höheren Zellzahlen von Cyanobakterien bei Alarmstufe 1. Diese erste Alarmstufe erfordert Entscheidungen hinsichtlich der Eignung des Rohwassers als Trinkwasser in Abhängigkeit von der Effizienz der Trinkwasserbehandlung und der analysierten Toxinkonzentration. Bei einer weiteren Erhöhung der cyanobakteriellen Biomasse im Rohwasser können Gesundheitsrisiken auftreten in Verbindung mit dem Ausfall der Rohwasserbehandlung. Dieser Anstieg der Toxine bewirkt schließlich die Ausführung von Maßnahmen der Alarmstufe 2. Der Alarmplan in Abb. 2 endet schließlich bei schaumartigen Blaualgenakkumulationen und dem Verbot der Rohwassernutzung für alle Bereiche des Gewässers.

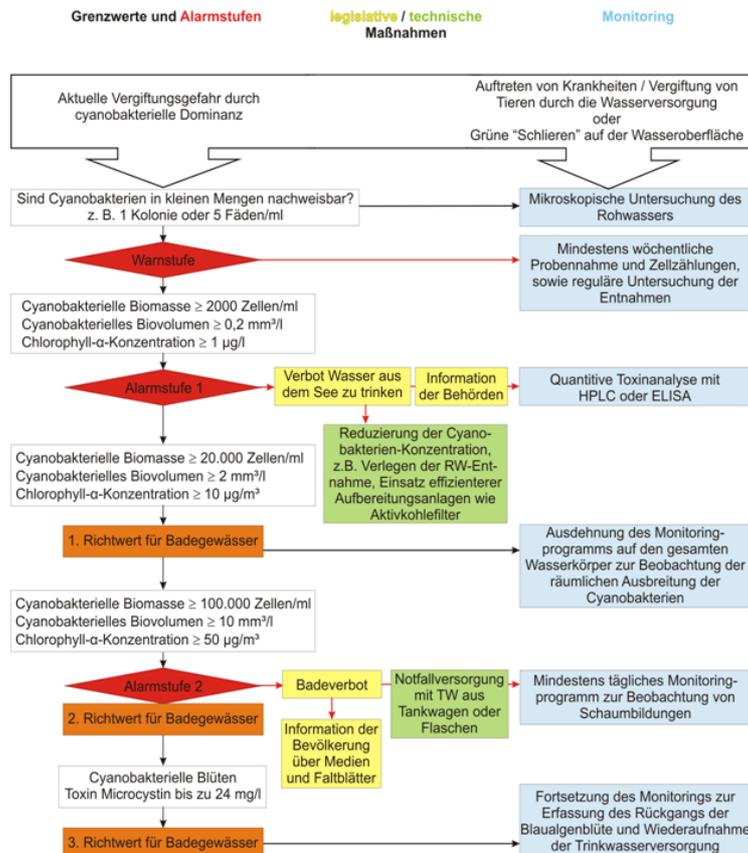


Abb. 2: Entscheidungsbaum mit Alarmplan für Monitoring und Management von Cyanobakterien in der Trinkwasserversorgung (BITTNER 2008)

#### 4 Gewässergütemodell für den Chaosee

Gewässergütemodelle dienen als Prognosemodelle, werden zur Gewässerüberwachung und zur Steuerung von Kläranlagen- und Industrieabflüssen eingesetzt. Es wurde ein Gewässergütemodell aufgestellt, um anthropogene Einflüsse in Bezug auf die Wasserqualität bewerten und kontrollieren zu können. Mit dem Modell wird der Eutrophierungsprozess analysiert und Lösungen für die Seesäuberung evaluiert. Hydraulische und hydrodynamische Simulationen und die Beschreibung der Wasserqualität in kinetischen Quellen- und Senkentermen sind die Hauptkomponenten des Gewässergütemodells.

Das zweidimensionale hydrodynamische Modell CE-QUAL-W2 (COLE & WELLS 2006) simuliert die Hydrodynamik des Sees mit Wasserspiegelschwankungen, Fließgeschwindigkeiten und Temperatur. Die simulierten Gütekomponenten umfassen gelösten Sauerstoff, Nährstoffe wie Nitrat und Phosphor, Phytoplankton und organisches Material. Der Algorithmus für das Gütemodell ist modular aufgebaut und erlaubt es, zusätzliche Inhaltsstoffe bei Bedarf zu simulieren. Die Geometrie des Modells ist in Abb. 3 dargestellt.

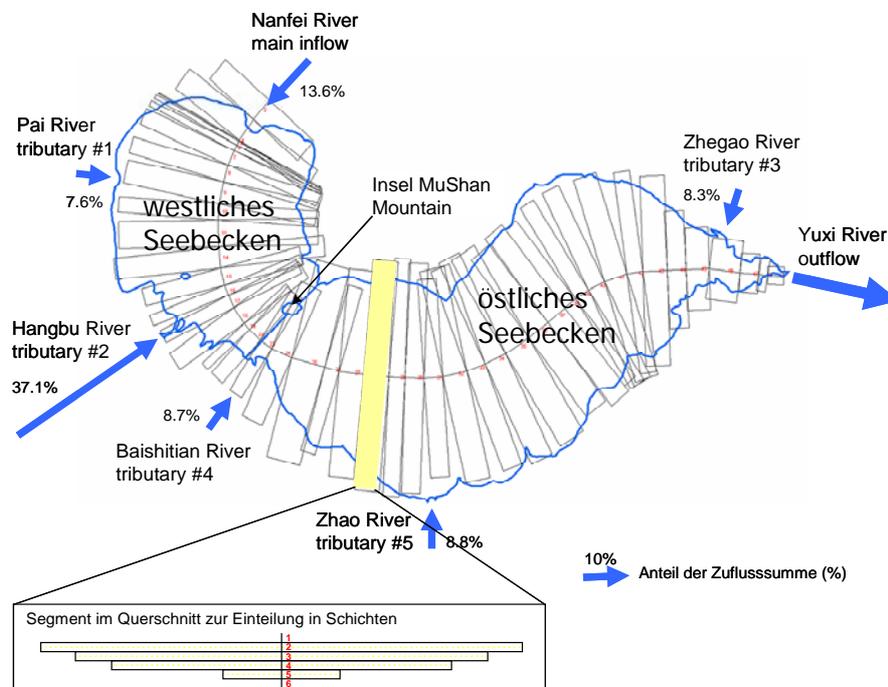


Abb. 3: Eigenschaften der Geometrie des Modells mit Uferlinie und Zu- und Abflüssen

#### 5 Strategien zur Seesäuberung - Schilfgürtel

Ein wichtiger Bestandteil der Litoralzone eines aquatischen Ökosystems ist das Schilf. Als Röhricht bildet es einen Biotoptypen und eine Pflanzengesellschaft im Flachwasser- und Uferbereich von Gewässern.

Schilf ist als Pflanzengesellschaft ein wichtiger Bestandteil eines gesunden Ökosystems. Es bietet Brut- und Laichplätze für Vögel und Fische. Durch die Schilfhalm in der Wassersäule wird die Sedimentation von Partikeln gefördert.

Mit einem Schilfgürtel kann der Trophiegrad aus dem Übergang von eutroph zu hypertroph in den eutrophen Bereich abgesenkt werden (Abb. 4).

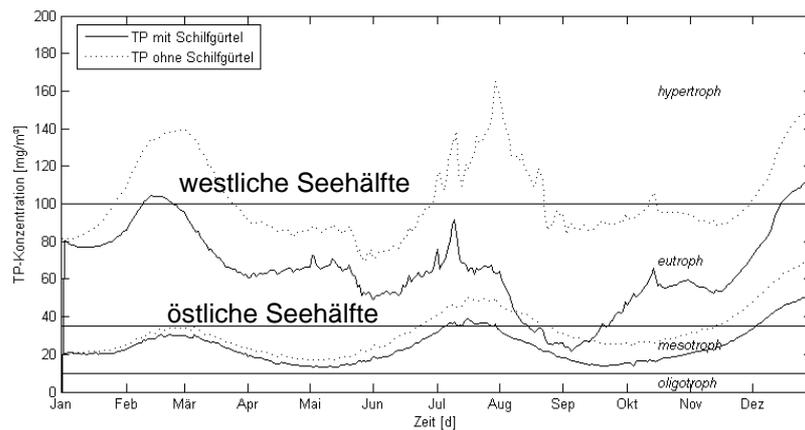


Abb. 4: Ganglinie der Gesamtposphorkonzentration mit und ohne Schilfgürtel für die westliche und östliche Seehälfte

## 6 Optimierung des Wasserstandes für ein maximales Schilfwachstum

Die Wasserstandsentwicklung hat Einfluss auf die Entwicklung und das Wachstum des Schilfes. Eine optimale Abgabensteuerung bzw. Wasserstandsregelung muss dem Wachstum des Schilfrohrs folgen. Bis sich der Schilfbestand vollständig entwickelt hat, wird dafür eine niedrigere Wassertiefe von maximal 1,20 m gehalten, die anschließend allmählich auf 2,50 m angehoben werden kann. Wichtig für den Aufwuchs sind die Frühjahrsmonate, hier können zu hohe Wassertiefen die jungen Halme ertränken. Danach kann die Wassertiefe langsam erhöht werden.

Eine für das Schilfwachstum optimale Wasserstandsganglinie wird mit der Wachstumskurve des Schilfes während der phänologischen Stadien des Schilfwachstums und dem derzeitigen Wasserstand im Chaosee in Abb. 5 vorgeschlagen.

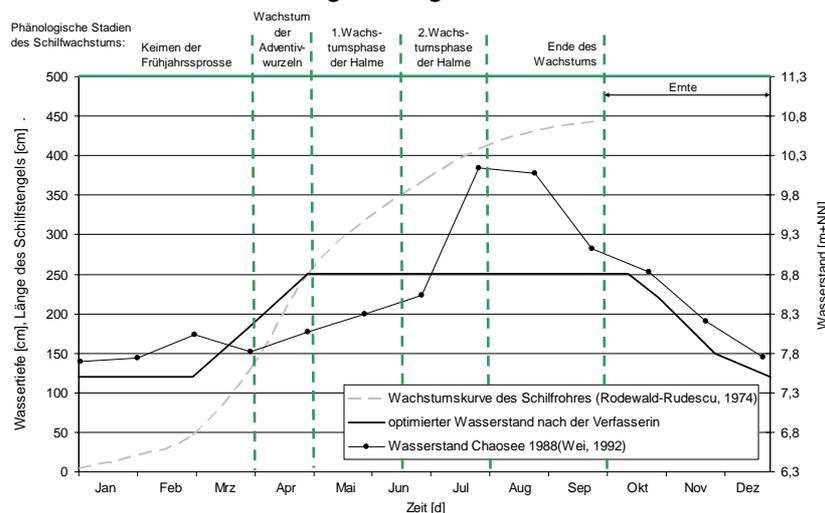


Abb. 5: Wassertiefe für das Längenwachstum des Schilfrohrs unter Berücksichtigung der wasserwirtschaftlichen Nutzung des Chaosees mit Wasserstand im See, Wachstumskurve des Schilfrohrs mit phänologischen Stadien (Bittner, 2008)

Um die unterschiedlichen Ansprüche der wasserwirtschaftlichen Nutzungen des Chausee, z. B. Schifffahrt, zu gewährleisten, sollte der niedrigste Wasserstand von 7,5 msl (1,20 m Wassertiefe) nicht unterschritten werden. Dieser Wasserstand wird als untere Grenze für die Abgaberegulierung im Modell verwendet.

Ab Mitte Oktober wird der Wasserstand zur Überwinterung wieder abgesenkt bis zum Einsetzen der neuen Vegetationsperiode, um wieder einen niedrigeren Wasserstand für das Wachstum der neuen Frühjahrssprosse zu gewährleisten. In diesem Zeitraum kann das Schilf abgemäht und die Nährstoffe dem System entzogen werden.

Mit dieser Wasserstandsganglinie ergibt sich die in Abb. 6 dargestellte Ganglinie der Gesamtposphor-Konzentration. Es wurde mit einem Anteil von Schilf an der Seeoberfläche von 60% gerechnet, der einer Uferbepflanzung bis zu einer Tiefe von 2,5 m entspricht. Mit dieser für das Schilfwachstum optimierten Steuerung kann der Trophiegrad nicht weiter reduziert werden, jedoch kann sich bereits in einigen Monaten im Frühjahr (hier April bis Juni) ein geringerer Trophiegrad im Gewässer einstellen.

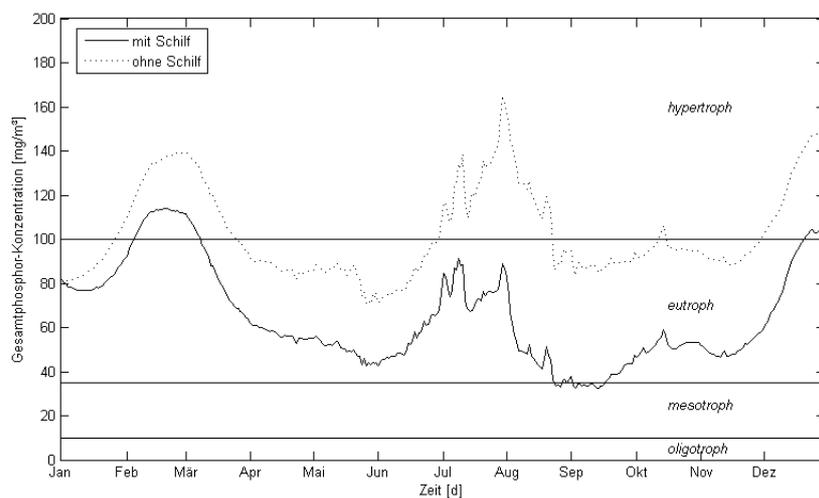


Abb. 6: Ganglinie der TP-Konzentration bei einem für das Schilfwachstum optimierten Wasserstand mit und ohne Schilfgürtel

## 7 Einfluss des Schilfgürtels auf die Toxinkonzentration

Es wird der Einfluss des Schilfgürtels in der westlichen Seehälfte des Chausees auf die Blaualgenkonzentration – angegeben als Chlorophyll-a-Konzentration – untersucht.

Durch das Anpflanzen dieses Schilfgürtels und einer Abgabesteuerung für einen optimierten Wasserstand kann die Chlorophyll-a- oder Microcystin-LR-Konzentration unter den 1. Richtwert für Badegewässer abgesenkt werden und der See wäre als Badegewässer nutzbar (Abb. 7). In den heißen Sommermonaten wird der Richtwert für Badegewässer nur kurzzeitig überschritten. Mit diesen Maßnahmen wird Freizeitnutzung des Chausees nachhaltig verbessert.

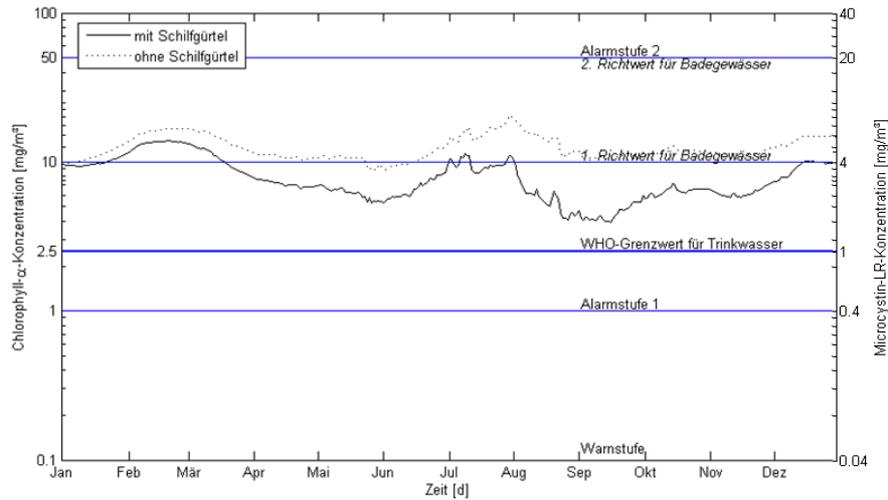


Abb. 7: Ganglinie der Chlorophyll-a-Konzentration bei einem für das Schilfwachstum optimierten Wasserstand mit und ohne Schilfgürtel in der westlichen Seehälfte, Anteil des Schilfs an der Seeoberfläche 60%

## 8 Optimierung der Rohwasserentnahme für die Trinkwasserversorgung

Aufgrund der unterschiedlichen örtlichen gewässerökologischen Bedingungen am Chaosee wird untersucht, wie sich ein Verlegen der Rohwasserentnahme für die Trinkwasserversorgung in andere Seebereiche auswirkt. Da die östliche Seehälfte des Chaosees hinsichtlich des Trophiegrades günstigere Bedingungen hat, wird hier die Auswirkung auf die Cyanobakterien untersucht. Es wird überprüft, ob die Konzentration der toxischen Cyanobakterien in der Rohwasserentnahme reduziert werden kann, z. B. eine Rohwasserentnahme aus anderen Seebereichen des Chaosees.

Die Chlorophyll-a-Konzentration in Abb. 8 liegt mit 2,5 mg/m<sup>3</sup> zum Jahresbeginn in einem Bereich, in dem das Wasser noch ohne aufwändige Aufbereitung zur Trinkwasserversorgung verwendet werden kann (Linie 1). Die dieser Chlorophyll-a-Konzentration entsprechende Konzentration des Toxins Microcystin-LR liegt bei dem WHO-Grenzwert von 1 µg/l.

Bis März steigt die Konzentration des Chlorophylls in Folge von etwas höheren Konzentrationen in den Zuläufen leicht an und sinkt bei ansteigendem Wasserstand im Mai wieder unter den Grenzwert für Trinkwasser. In den nachfolgenden Sommer- und Herbstmonaten wird diese Qualität durch einen Schilfgürtel in der östlichen Seehälfte allein (Linie 2) nicht mehr erreicht.

Durch den Einbau von Schilfgürteln in beiden Seehälften (Linie 3) kann im Frühjahr und im Herbst der WHO-Grenzwert in der östlichen Seehälfte des Chaosees eingehalten werden. Werden nur in der östlichen Seehälfte Schilfgürtel angepflanzt, sinkt die Chlorophyll-a-Konzentration nur im Frühjahr unter den Trinkwassergrenzwert. Erst bei einer kombinierten Bepflanzung in beiden Teilen des Sees kann sich auch im Herbst die Trinkwasserqualität in der östlichen Seehälfte einstellen.

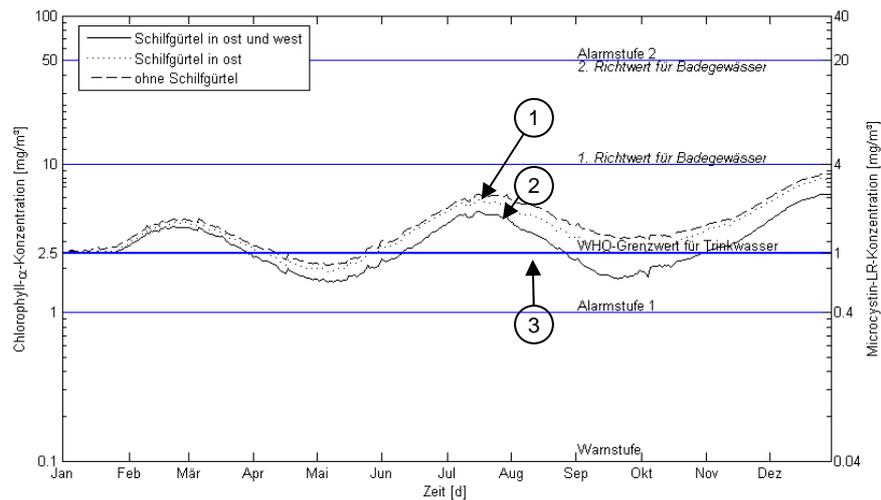


Abb. 8: Ganglinie der Chlorophyll-a-Konzentration in der östlichen Seehälfte mit und ohne Schilfgürtel

## 9 Zusammenfassung

Es wurde der Einfluss der ufernahen Bepflanzung mit Schilf- und Makrophytenbeständen auf die Wasserqualität eines eutrophierten Flachsees modelliert. Das hier aufgestellte Modell kann zur Bestimmung der langfristigen Reaktion des Wasserkörpers auf Eingriffe, die das Nährstoffregime beeinflussen eingesetzt werden. Es kann langfristige Trends, wie sie für die Sanierung eines Einzugsgebietes von Interesse sein können, bestimmen. Hier wurden Strategien zur Reduzierung des Trophiegrades und zur Reduzierung der durch Blaualgen hervorgerufenen Toxinkonzentration untersucht. Dazu gehören das Anpflanzen eines ufernahen Schilfstreifens und die Optimierung des Wasserstandes für ein optimales Schilfwachstum. Eine weitere Strategie zur Gewährleistung der Rohwasserversorgung ist die Optimierung der Entnahmestelle für das Rohwasser in andere weniger belastete Seebereiche. Zum Schutz der Bevölkerung vor einer Blaualgenblüte und der damit verbundenen Verbreitung von Toxinen wurde ein Alarmplan mit einem begleitenden Monitoring vorgestellt.

## Literatur

- BITTNER, R. (2008): Ingenieurbiologische Sanierungsstrategien eutrophierter Flachseen - Modellstudie am Beispiel des Chaosees in China. Dissertation, TU Braunschweig.
- COLE, T.M., WELLS, S.A. (2006): CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.5. US Army Engineering and Research Development Center, Vicksburg, MS.
- XU, F.L. et al. (1999): Modeling the effects of ecological engineering on ecosystem health of a shallow eutrophic Chinese Lake (Lake Chao). *Ecological Modelling*, 117: 239-260.
- YANG, H. et al. (2006): Seasonal Variation of Microcystin Concentration in Lake Chaohu. *Bulletin of Env. Contamination and Toxicology*, 77: 367–374.

# **Analyse und Bewertung von Strategien zur Reduzierung der diffusen Nitratbelastung des Grundwassers**

## **- Bedarf und Effektivität landwirtschaftlicher Umweltmaßnahmen für ausgewählte Grundwasserkörper in Niedersachsen.**

Ralf Kunkel, Michael Eisele und Frank Wendland

### **Zusammenfassung**

Im Rahmen des EU-LIFE Vorhabens WAgriCo (Wasserwirtschaft in Kooperation mit der Landwirtschaft) werden integrative Maßnahmen bzw. Maßnahmenprogramme zur Reduzierung diffuser Belastungen aus der Landwirtschaft entwickelt und in drei Pilotgebieten in Niedersachsen auf der Ebene landwirtschaftlicher Betriebe umgesetzt. Zur Bewertung des Bedarfs und des Erfolgs von Maßnahmen ist die Definition eines Umweltziels erforderlich. Im WAgriCo-Vorhaben wurde hierzu eine potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l als Mittel über einen hydrogeologischen Teilraum in einem Grundwasserkörper festgelegt. Mit Hilfe eines integrierten agroökonomisch-hydrogeologischen Emissionsmodells wird die Wechselwirkung zwischen landwirtschaftlicher Praxis, Stickstoffüberschüssen und Stickstofftransport durch den Boden und das Grundwasser bis hin zum Austrag in die Oberflächengewässer simuliert. Ein Teilergebnis ist die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser, welche unter Berücksichtigung von Standortfaktoren, N-Überschüssen, Wasserhaushalt und Denitrifikation im Boden flächendifferenziert (50x50 m<sup>2</sup>) für das Land Niedersachsen modelliert wurde und als Referenz dient. Durch eine „inverse“ Modellierung wurden mit dem Emissionsmodell zum anderen die N-Überschüsse aus der Landwirtschaft bestimmt, die zur Erreichung einer mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO<sub>3</sub>/l noch tolerierbar sind. Durch Vergleich mit der aktuellen Stickstoffemission kann die erforderliche Reduktion durch Agrarumweltmaßnahmen ermittelt werden. Darüber hinaus kann auf diese Weise eine Bewertung von Agrarumweltmaßnahmen und Maßnahmenkombinationen im Hinblick auf ihre Umsetzbarkeit und Effizienz vorgenommen werden.

### **1 Einleitung**

Im Zuge der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie ist zu erwarten, dass in einem Teil der Grundwasserkörper das Ziel des guten chemischen Zustands aufgrund von Überschreitungen der Schwellenwerte für Nitrat nicht erreicht wird. Für diese Grundwasserkörper sind ab 2009 im Rahmen der Bewirtschaftungspläne Maßnahmenprogramme aufzustellen. Für die in den Programmen festgelegten Maßnahmen muss sowohl die Wirksamkeit für die Erreichung der Schutzziele als auch die Effizienz und Umsetzbarkeit unter Beachtung der sozioökonomischen Belange nachgewiesen werden.

Aufgrund des komplexen Wechselspiels von ökologischen, hydro(geo)logischen und agroökonomischen Beziehungen ist die Erreichung des guten Zustandes des Grundwassers insbesondere für makroskalige Gebiete, d.h. große Flussgebiete oder Bundesländer, eine große Herausforderung. Kombinierte agroökonomisch-hydrologische Modelle stellen in diesem Zusammenhang ein wichtiges Hilfsmittel dar, um die aktuelle Belastungssituation zu charakterisieren, „hot-spot“-Flächen zu identifizieren und die Auswirkung von Minderungsmaßnah-

men abzuschätzen. Der Einsatz hydrologischer Modelle wurde bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in großen Flussgebieten über mehrere Jahre gefördert, was zu einer deutlichen Verbesserung der verwendeten Modelle geführt hat (Lindenschmidt *et al.*, 2007). Parallel hierzu wurden auch ökonomische Ansätze entwickelt bzw. weiterentwickelt, die sich besonders auf makroökonomische Effekte beziehen, die eine Verbesserung der Gewässerqualität unter den Bedingungen der Wasserrahmenrichtlinie mit sich bringt (Brouwer *et al.*, 2005).

Erhöhter Entwicklungsbedarf besteht derzeit noch bei Modellen, die sich mit der Entwicklung und Analyse der Auswirkungen von Agrar-Umweltmaßnahmen im Zusammenhang mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie beschäftigen (Lindenschmidt *et al.*, 2007). Von den Autoren wurde hierzu bereits durch eine Studie beigetragen, die das gesamte Einzugsgebiet der Ems und Teilgebiete des Rheins umfasste. In diesem Vorhaben wurde bereits ein integriertes Emissionsmodell entwickelt, in dem Ergebnisse eines auf agrarstatistischen Daten beruhendes N-Bilanzmodells mit dem hydrologischen Modell GROWA (Kunkel & Wendland, 2002), dem DENUZ-Modell (Kunkel *et al.*, 2004) zur Berücksichtigung der Denitrifikation im Boden und dem WEKU Modell zum reaktiven N-Transport im Grundwasser (Kunkel & Wendland, 1997) gekoppelt (Kunkel & Wendland, 2006). Hiermit sollte:

- die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser für große Flussgebiete flächendifferenziert berechnet werden,
- die maximal tolerierbaren N-Überschüsse quantifiziert werden, die eine Nitratkonzentration im Grundwasser unter 50 mg/l nachhaltig garantieren,
- Flächen abgeleitet werden, die auf eine Reduzierung der N-Einträge in den Boden besonders sensibel reagieren und daher als Kulissen für die bevorzugte Umsetzung von Agrar-Umweltmaßnahmen geeignet sind.

## 2 Das Untersuchungsgebiet

Innerhalb des Landes Niedersachsen wurden drei Pilotgebiete ausgewählt, (Große Aue, Lager Hase, Ilmenau/Jeetzel), die sich deutlich hinsichtlich des Landschaftsraumes, der bestehenden Flächennutzungen und der damit verbundenen Problemstellungen unterscheiden (siehe Abb. 1). Die Pilotgebiete liegen im Norddeutschen Flachland und umfassen zusammen etwa 300 000 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche. Das entspricht einem Anteil von mehr als 65% an der Gesamtfläche des jeweiligen Grundwasserkörpers. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Pilotgebiete in Niedersachsen. Auch wenn die Gebietsgrößen mit 1500-2000 km<sup>2</sup> relativ ähnlich sind, liegt eine unterschiedliche landwirtschaftliche Struktur vor. Lager

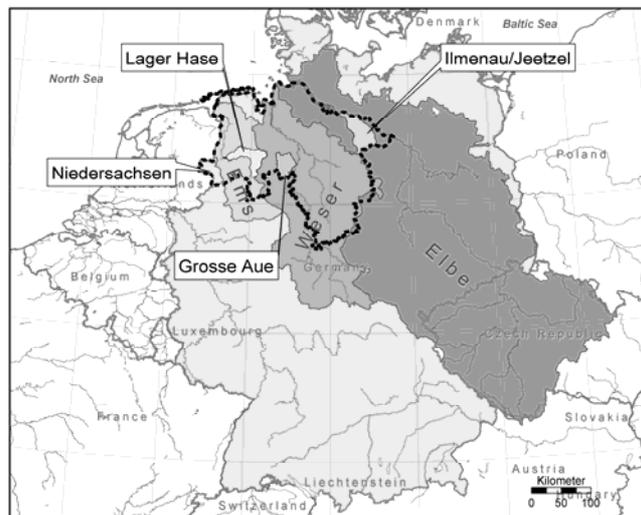


Abb. 1: Pilotgebiete des WAgriCo-Projektes in Niedersachsen.

Tab. 1: Übersicht über die landwirtschaftliche Struktur in den drei Pilotgebieten in Niedersachsen

Pilotgebiet	Lager Hase	Große Aue	Ilmenau/Jeetzel
Fläche (km <sup>2</sup> )	1420	1517	2052
Landwirtschaftliche Betriebe	3000	1620	1640
Viehhaltung	67 %	67 %	27 %
Ackerbau	14 %	33 %	68 %
Andere	19 %	0 %	5 %

Hase und Große Aue werden durch Betriebe mit intensiver Viehhaltung dominiert, während im Pilotgebiet Ilmenau/Jeetzel Marktfruchtbetriebe vorherrschen. Die Grundwasserleiter bestehen überwiegend aus pleistozänen Sand- und Kiesablagerungen. Als Ergebnis der erstmaligen Bewertung der Grundwässer Niedersachsens sind alle drei Pilotgebiete als „Zielerreichung des guten Zustandes des Grundwasser 2015 unwahrscheinlich“ eingestuft worden.

### 3 Das Emissionsmodell

Die einzelnen Komponenten des Emissionsmodells verwenden unterschiedliche räumliche Diskretisierungen: Rasterzellen bei den hydrologischen/hydrogeologischen Modellen und administrative Einheiten bei dem N-Bilanzmodell. Die Gründe hierfür liegen in den unterschiedlichen Datenquellen begründet. Während die hydrologischen/hydrogeologischen Modelle GROWA, DENUZ und WEKU räumlich hoch aufgelöste digitale Karten als Eingabe verwenden, verwendet das N-Bilanzmodell agrarstatistische Daten, die als integrale Werte für Gemeinde- oder Kreisebene vorliegen (Schmidt *et al.*, 2007).

Da die Ergebnisse regionaler N-Bilanzmodelle nicht direkt als Eingabedaten für hydrologische Modelle verwendet werden können, wurden GIS-gestützte Schnittstellen entwickelt, die nicht nur die Disaggregation und Georeferenzierung der berechneten N-Überschüsse erlauben, sondern auch den Austausch von Daten, Parametern und Modellergebnissen ermöglichen (Gömann *et al.*, 2005). Eingangsdaten für die Modellrechnungen bildeten für das Land Niedersachsen flächendeckende digitale Datensätze zum Klima, zur Topografie, zur Bodenbedeckung, zu Bodenparametern, Wasserqualität und -quantität und den Grundwasserkörpern. Viele dieser Datensätze entstammten digitalen Karten mit Maßstäben zwischen 1:50,000 und 1:200,000. Die Modellrechnungen selbst wurden mit einer Auflösung von 50x50 m<sup>2</sup> für die hydrologische Periode 1961-1990 durchgeführt.

#### 3.1 Agrarökonomische Modellierung

Der Indikator „N-Überschuss“ spielt insbesondere für die Analyse der Gefährdung der Gewässer durch diffuse N-Einträge eine Rolle. Agrarstatistische Daten, zum Beispiel Ernteträge, Viehbesatz und landwirtschaftliche Nutzung, wurden verwendet, um N-Einträge und N-Entzüge für die Landwirtschaftsflächen zu bilanzieren. Im allgemeinen führt die Differenz von N-Einträgen, überwiegend durch atmosphärische Deposition sowie Mineral- und Wirtschaftsdüngern, und N-Entzügen, überwiegend durch die Ernteprodukte und gasförmige Verluste, zu einer positiven N-Bilanz (Gömann *et al.*, 2003). Die N-Überschüsse stellen auf diese Weise ein Risikopotenzial dar, da sie die Stickstoffmengen repräsentieren, die potenziell in das

Grundwasser und die Oberflächengewässer ausgetragen werden können. Ob dies auch tatsächlich der Fall ist, kann nur eine weitergehende hydro(geo)logische Modellierung zeigen.

### **3.2 Modellierung des Nitrattransports im Boden**

Die Denitrifikationsverluste in der ungesättigten Zone Boden wurden mit dem DENUZ Modell (Kunkel & Wendland, 2006) auf Basis einer Michaelis-Menten Kinetik in Abhängigkeit der N-Überschüsse, der Denitrifikationsbedingungen und der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden quantifiziert. Die Kopplung der N-Austräge aus dem Boden nach Denitrifikation mit den Austragspfaden in das Grundwasser und die Oberflächengewässer erfolgte flächendifferenziert durch das Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel & Wendland, 2002). Dieses empirische Modell wurde für die Bearbeitung praktischer Fragestellungen aus dem Bereich der Wasserbewirtschaftung großer Flussgebiete entwickelt und wurde seither für eine Reihe von Regionen unterschiedlicher Größen und mit unterschiedlichen Zielstellungen eingesetzt (Bogena et al., 2005; Kunkel et al., 2005; Tetzlaff et al., 2007; Wendland et al., 2005; Wendland et al., 2007; Wendland et al., 2003). In Abhängigkeit von den klimatischen, bodenphysikalischen und geologischen Bedingungen, der Topografie und der Landnutzung können mit dem GROWA-Modell jährliche Mittel der wesentlichen Wasserhaushaltsgrößen berechnet werden. Der Gesamtabfluss kann in den Oberflächenabfluss, den Dränabfluss, den Direktabfluss als Summe von Oberflächenabfluss, Dränabfluss und Interflow sowie in die Grundwasserneubildung separiert werden. Auf Grundlage der berechneten Sickerwasserrate, der N-Überschüsse und der Denitrifikation im Boden kann als ein Modellergebnis die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet werden.

## **4 Ergebnisse**

In einem ersten Schritt wurde das oben beschriebene Emissionsmodell für die drei Pilotgebiete und das ganze Land Niedersachsen aufgebaut und dazu verwendet, den Ist-Zustand der N-Emissionen in das Grundwasser und die Oberflächengewässer zu charakterisieren. Alle Modellergebnisse wurden in den Pilotgebieten mit Fachleuten vor Ort diskutiert und abgestimmt. Im Folgenden werden ausgewählte Ergebnisse aus dem Pilotgebiet Lager Hase (siehe Abbildung 1) vorgestellt und diskutiert.

### **4.1 Nitratkonzentration im Sickerwasser**

Aus der Sickerwasserrate, den aktuellen N-Überschüssen und der Denitrifikation im Boden wurde in einem ersten Schritt die aktuelle potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Das Ergebnis für Lager Hase ist in Abbildung 2 dargestellt. Für den größten Teil des Pilotgebietes werden insbesondere in den landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen des Pilotgebietes hohe Nitratkonzentrationen von 150 mg NO<sub>3</sub>/l und mehr berechnet. In den dort vorherrschenden sandigen Böden ist eine signifikante Denitrifikation des eingetragenen Nitrats nicht möglich. Auf der anderen Seite ergeben sich in den Niederungsgebieten geringe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von deutlich unter 50 mg NO<sub>3</sub>/l. Hier sind zum einen die N-Überschüsse geringer; zum anderen führen hohe Grundwasserstände und hohe Gehalte organischen Kohlenstoffs in den Böden zu einem wesentlich effektiveren Nitratabbau.

Die berechneten Werte wurden gemessenen Nitratkonzentrationen verglichen und zeigten eine befriedigende Übereinstimmung.

#### 4.2 Ermittlung des Minderungsbedarfs

In reduzierten Aquifern werden trotz hoher N-Einträge oftmals nur geringe Nitratkonzentrationen im Grundwasser beobachtet. Der Grund hierfür sind Denitrifikationsprozesse, die in Abwesenheit von Sauerstoff und der Anwesenheit von org. Kohlenstoff und/oder Pyritverbindungen bei genügend langer Verweilzeit des Nitrats im Aquifer zu einer signifikanten Reduzierung der Nitratkonzentration führen können.

Viele Aquifere im Norddeutschen Flachland, in denen die betrachteten Pilotgebiete liegen, zeigen ein solches denitrifizierendes Verhalten (Wendland *et al.*, 2005). Diese Tatsache sollte allerdings nicht zu dem Schluss verleiten, dass dadurch höhere N-Einträge in das Grundwasser als in nicht denitrifizierenden Aquifern erlaubt werden könnten. Nitratabbau im Grundwasser ist mit einem irreversiblen Verbrauch des reduzierenden Inventars des Aquifers (org. C, Pyrit) verbunden. Sind diese Stoffe verbraucht, ist ein Nitratabbau nicht mehr möglich, so dass die Nitratkonzentrationen im Grundwasser stark ansteigen können, was in der Vergangenheit auch schon für eine Reihe von Brunnen beobachtet wurde. (Rohmann & Sontheimer, 1985).

Damit die Denitrifikationskapazität des Grundwassers über einen möglichst langen Zeitraum erhalten bleibt, sollten die N-Einträge in das Grundwasser so weit wie möglich reduziert werden. Als ein Maß hierfür kann die Nitratkonzentration im Sickerwasser dienen. Im WAgriCo-Projekt wurde als Umweltziel eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l festgelegt. Bei diesem Wert ist sichergestellt, dass der EU-Trinkwassergrenzwert in allen Fällen eingehalten werden kann, d.h. auch bei verbrauchter Denitrifikationskapazität und bei oxidierten Grundwässern ohne Denitrifikation.

Unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und konstantem Denitrifikationspotenzial im Boden wird die Nitratkonzentration im Sickerwasser direkt von den N-Überschüssen bestimmt. Mit Hilfe des Emissionsmodelles kann dann durch eine "Rückwärtsrechnung" der maximale N-Überschuss aus der Landwirtschaft berechnet werden, der unter Berücksichtigung der atmosphärischen N-Deposition, der N-Einträge in nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen und der Denitrifikation im Boden noch zu einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l führt. Durch Vergleich mit dem Ist-Zustand kann daraus der Minderungsbedarf bestimmt werden.

Bezieht man das Umweltziel (50 mg NO<sub>3</sub>/l) auf jede einzelne Rasterzelle, so ergibt sich für Lager Hase das in der linken Figur von Abb. 3 dargestellt. In vielen Teilen des Pilotgebiets beträgt der Minderungsbedarf durch Agrar-Umweltmaßnahmen bis zu 75 kg N ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> oder mehr. Dieser hohe Reduktionsbedarf ist ein typischer Wert für viele intensiv landwirtschaft-

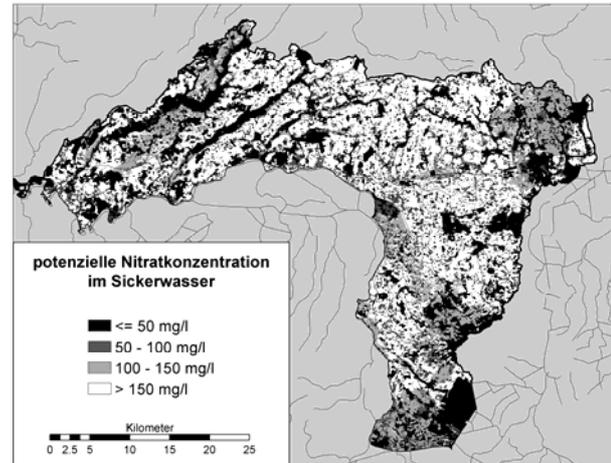


Abb. 2. Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser für das Pilotgebiet Lager Hase.

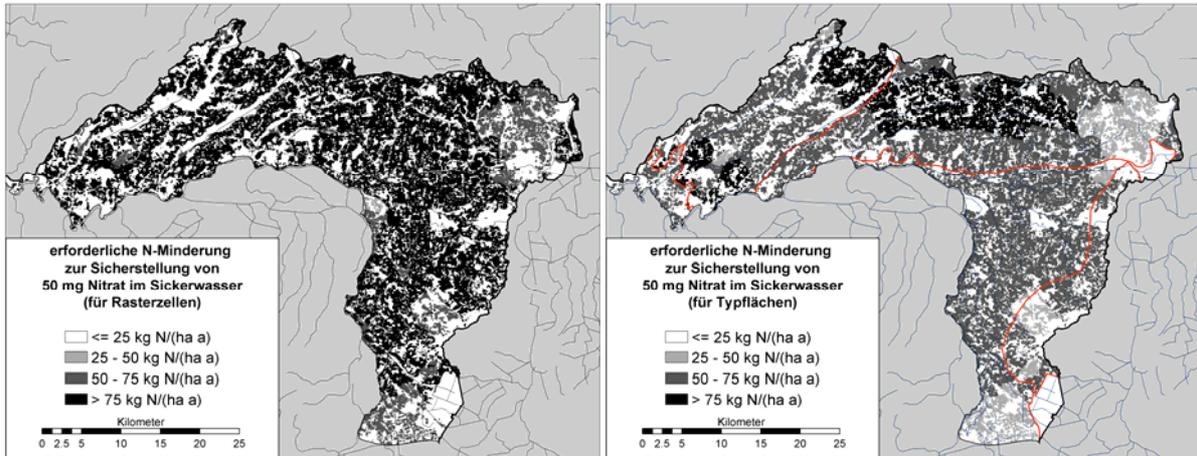


Abb. 3: Notwendige Minderung der N-Überschüsse zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50mg/l bezogen auf jede Rasterzelle (links) bzw. das Mittel über eine Typfläche (rechts) am Beispiel des Pilotgebiets Lager Hase.

lich genutzten Flächen, insbesondere in Regionen mit flächenunabhängiger Viehproduktion mit hohem Anfall an Wirtschaftsdünger.

Da die Wasserrahmenrichtlinie den guten Zustand für ganze Grundwasserkörper fordert, wurde der Einfluss verminderte N-Einträge in Verdünnungsflächen auf das Minderungsziel untersucht. Betrachtet wurde daher ein Umweltziel, das nicht auf eine einzelne Rasterzelle (jeden Ackerschlag) bezogen ist, sondern auf einen Mittelwert für jede hydrogeologische Teilfläche (als Linie dargestellt) innerhalb eines Grundwasserkörpers. Im rechten Teil von Abb. 3 ist der Minderungsbedarf dargestellt, wenn die mittlere Nitratkonzentration in diesen Teilflächen 50 mg/l nicht übersteigen darf. Es wird deutlich, dass die Berücksichtigung von Verdünnungsflächen zu einer deutlichen Reduzierung des Minderungsbedarfs führen kann. In Abhängigkeit der Landnutzungsstruktur der jeweiligen Teilfläche reduziert sich der Minderungsbedarf auf etwa  $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Auch bei zum Teil hohen lokalen N-Einträgen in das Grundwasser kann es in einigen Regionen dazu kommen, dass keine Reduktion der N-Überschüsse erforderlich ist, weil die aktuelle Nitratkonzentration im Sickerwasser durch den Einfluss der Verdünnungsflächen bereits unter 50 mg/l liegt.

#### 4.3 Anwendung auf die anderen Pilotgebiete und das Bundesland Niedersachsen

Abbildung 4 zeigt den Minderungsbedarf zur Sicherstellung von 50 mg/  $\text{NO}_3/\text{l}$  im Sickerwasser als Mittel für die hydrogeologischen Teilräume jedes Grundwasserkörpers für alle drei Pilotgebiete und die Grundwasserkörper Niedersachsens, bei denen die Zielerreichung nach Wasserrahmenrichtlinie unwahrscheinlich ist. Für die Pilotgebiete Lager Hase und Große Aue, die beide durch eine hohe Viehbesatzdichte charakterisiert sind, beträgt der Minderungsbedarf etwa  $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Es kann bezweifelt werden, dass durch Agrar-Umweltmaßnahmen Minderungen in dieser Höhe erzielt werden können, ohne signifikante wirtschaftliche Einbußen der Landwirte in Kauf zu nehmen. Im Pilotgebiet Ilmenau/Jeetzel ist, wie auch im gesamten Nordostteil Niedersachsens, der Minderungsbedarf deutlich geringer, was seine Ursachen in einer überwiegend markfruchtorientierten Landwirtschaft hat.

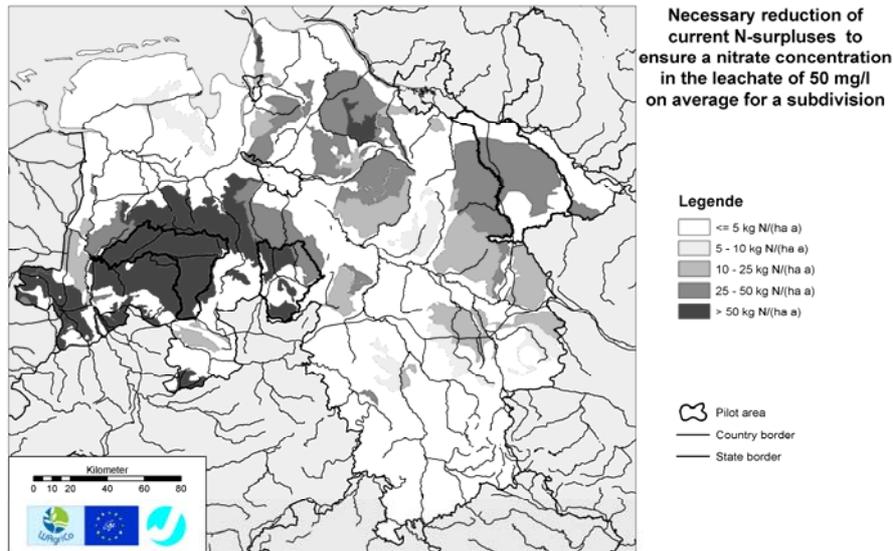


Abb. 4: Minderungsbedarf zur Sicherstellung einer Sickerwasserkonzentration von 50 mg NO<sub>3</sub>/l im Mittel für hydrogeologische Teilräume für Niedersachsen, bezogen auf den Ist-Zustand.

## 5 Zusammenfassung

Mit Hilfe eines kombinierten agroökonomisch-hydrogeologischen Emissionsmodells wurde die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser für drei mesoskalige Pilotgebiete und das gesamte Bundesland Niedersachsen quantifiziert und mit gutem Ergebnis an beobachteten Werten stichprobenartig validiert. Insbesondere in den Geestregionen unter intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen ergeben sich als Konsequenz aus hohen N-Überschüssen und geringem Denitrifikationspotenzial im Boden zum Teil sehr hohe Nitratkonzentrationen von 100 mg l<sup>-1</sup> und mehr.

Die mit dem Emissionsmodell berechneten Nitratkonzentrationen können dazu verwendet werden, die N-Überschüsse aus der Landwirtschaft zu quantifizieren, die zur Sicherstellung einer der EU Trinkwasserrichtlinie konformen Nitratkonzentration im Grundwasser unter 50 mg/l maximal tolerierbar sind. Überstiegen die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser diesen Wert, so kann der erforderliche Minderungsbedarf durch eine „Rückwärtsrechnung“ für verschiedene Referenzflächen, z.B. Rasterzellen oder Flächenmittel, abgeschätzt werden.

Bei einem Umweltziel von 50 mg/NO<sub>3</sub>/l im Sickerwasser ergibt sich als Ergebnis der Modellrechnungen insbesondere im durch hohe Viehbesatzdichten gekennzeichneten westlichen Teil Niedersachsens ein relativ hoher Minderungsbedarf von 50 kg N·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>. Im östlichen Teil Niedersachsens, der durch einen größeren Anteil an Marktfruchtbetrieben charakterisiert ist, ist der Minderungsbedarf mit etwas 25 kg N·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> deutlich geringer. Durch die Einbeziehung von Verdünnungsflächen kann der erforderliche Minderungsbedarf deutlich reduziert werden.

## Literatur

- Bogena, H., R. Kunkel, T. Schobel, H. P. Schrey & E. Wendland (2005): Distributed modeling of groundwater recharge at the macroscale. *Ecological Modelling*, 187 (1), 15-26.
- Brouwer, R., M. Hofkes & V. Linderhof (2005): A computable general equilibrium approach to the estimation of the direct and indirect economic costs of water quality improvement in the WFD. Proceedings of the International workshop Integrated River Basin Modelling and the EU Water Framework Directive, Amsterdam, The Netherlands, November 17-18, 2005, Vrije Universiteit.
- Gömann, H., P. Kreins, R. Kunkel & F. Wendland (2003): Koppelung agrarökonomischer und hydrologischer Modelle. *Agrarwirtschaft*, 52 (4), 195-203.
- Gömann, H., P. Kreins, R. Kunkel & F. Wendland (2005): Model based impact analysis of policy options aiming at reducing diffuse pollution by agriculture - a case study for the river Ems and a sub-catchment of the Rhine. *Environmental Modelling & Software*, 20 (2), 261-271.
- Kunkel, R., M. Bach, H. Behrendt & F. Wendland (2004): Groundwater-borne nitrate intakes into surface waters in Germany. *Water Science and Technology*, 49 (3), 11-19.
- Kunkel, R., H. Bogena, H. Goemann, P. Kreins & F. Wendland (2005): Management of regional German river catchments (REGFLUD) impact of nitrogen reduction measures on the nitrogen load in the River Ems and the River Rhine. *Water Science and Technology*, 51 (3-4), 291-299.
- Kunkel, R. & F. Wendland (1997): WEKU - A GIS-supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management. *Environmental Geology*, 30 (1-2), 1-9.
- Kunkel, R. & F. Wendland (2002): The GROWA98 model for water balance analysis in large river basins - the river Elbe case study. *Journal of Hydrology*, 259 (1-4), 152-162.
- Kunkel, R. & F. Wendland (2006): *Diffuse Nitrateinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems*. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol 62. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.
- Lindenschmidt, K.-E., F. Hattermann, V. Mohaupt, B. Merz, Z. W. Kundzewicz & A. Bronstert (2007): Large-scale hydrological modelling and the Water Framework Directive and Floods Directive of the European Union. Proceedings of the 10th Workshop on Large-Scale Hydrological Modelling, Advances in Geosciences, 11, pp. 1-6.
- Rohmann, U. & H. Sontheimer (1985): *Nitrat im Grundwasser: Ursachen, Bedeutung, Lösungswege*. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe, Germany.
- Schmidt, T. G., B. Osterburg & T. Runge (2007): A new strategy for agri-environmental measures to reduce N-losses more effectively. Proceedings of the 35. IAH Congress Groundwater and Ecosystems, Lisbon, Portugal, 17.-21. September 2007, International Association of Hydrogeologists.
- Tetzlaff, B., R. Kunkel, W. Schäfer & F. Wendland (2007): Determination and ranking of target areas in catchments for the implementation of nitrogen reduction measures. *Advances in Geosciences*, 11, 69-75.

- Wendland, F., H. Bogen, H. Goemann, J. F. Hake, P. Kreins & R. Kunkel (2005): Impact of nitrogen reduction measures on the nitrogen loads of the river Ems and Rhine (Germany). *Physics and Chemistry of the Earth*, 30 (8-10), 527-541.
- Wendland, F., R. Kunkel, H. Gömann & P. Kreins (2007): Water fluxes and diffuse nitrate pollution at the river basin scale: Interfaces for the coupling of agroeconomical models with hydrological approaches. *Water Science and Technology*, 55 (3), 133-142.
- Wendland, F., R. Kunkel, B. Tetzlaff & G. Dorhofer (2003): GIS-based determination of the mean long-term groundwater recharge in Lower Saxony. *Environmental Geology*, 45 (2), 273-278.

## **Klimawandel und Wasserressourcen: Szenarien über Niedrigwasserbedingungen im Einzugsgebiet der Oberen Donau**

Wolfram Mauser, Thomas Marke, Sara Stöber

### **Zusammenfassung**

Der globale Klimawandel wird zunehmend die Wasserressourcen auf regionaler Ebene beeinflussen. In diesem Zusammenhang sind das Auftreten von Niedrigwasser in Flüssen und dessen Dauer kritische hydrologische Parameter, die sich auf die Beschaffenheit des aquatischen Ökosystems, die Stromproduktion, das Speicher-Management, die Industrie und die Landwirtschaft auswirken werden. In GLOWA-Danube ([www.glowa-danube.de](http://www.glowa-danube.de)) wird der Einfluss des zukünftigen Klimawandels mittels Szenarien für Änderungen meteorologische Antriebe und regionaler hydrologischer Simulationsmodelle analysiert. Das Projekt GLOWA-Danube entwickelt integrative Techniken, die sowohl naturwissenschaftliche als auch sozialwissenschaftliche Prozesse und Fachwissen vereinen, um die Nachhaltigkeit regionaler Wassersysteme und Alternativen im Wassermanagement in Einzugsgebiet der Oberen Donau - insbesondere hinsichtlich Veränderungen bei Niedrigwasserbedingungen - zu untersuchen.

DANUBIA beschreibt den regionalen Wasserkreislauf sowohl physikalisch als auch räumlich verteilt. Die naturwissenschaftlichen Subsysteme bestehen aus einer Sammlung eng gekoppelter Modelle, die grundsätzlich Energie und Masse erhalten und die nicht kalibriert sind, um so die Vorhersagefähigkeit zu maximieren. Das vorliegende Paper demonstriert, dass DANUBIA den täglichen Abfluss für den Zeitraum von 1970-2005 mit einem Nash-Sutcliffe-Koeffizienten von 0,84 (Pegel Achleiten) reproduzieren kann. Basierend auf einem statistischen Klimagenerator wurden 12 Realisationen des IPCC A1B Klimaszenario verwendet, um den Einfluss des Klimawandels im Simulationszeitraum von 2011-2060 zu untersuchen und dazustellen. Die Veränderungen im Abfluss und die Häufigkeit des Auftretens von Niedrigwasser im Einzugsgebiet wurden für die jeweiligen Szenario-Ensembles für den Pegel Achleiten analysiert. Wie die Untersuchung zeigte, konnten starke Veränderungen in der Häufigkeit des Auftretens von Niedrigwasser simuliert werden. Die Veränderungen im Klima reduzieren bis zum Jahr 2060 allmählich den 50-jährliche NM7Q Abfluss auf ein Drittel seines heutigen Wertes. Diese Ergebnisse zeigen deutlich, dass die zu erwartenden Klimaveränderungen die Niedrigwasserbedingungen im Einzugsgebiet der Oberen Donau stark verändern werden.

### **1 Das Einzugsgebiet der Oberen Donau**

#### **1.1 Die Geographie der Oberen Donau**

Um DANUBIA zu validieren, wurde es im Einzugsgebiet der Oberen Donau angewendet. Das Einzugsgebiet der Oberen Donau hat eine Fläche von 76.653 km<sup>2</sup> und liegt in Teilen Süddeutschlands, Österreichs, der Schweiz und Italiens (Abbildung 1). Es weist mit einer Höhendifferenz von 287 m ü.NN am Pegel Achleiten bis zu 4049 m ü. NN am Piz Bernina alpine Topographie auf. Dies führt zu starken räumlichen Heterogenitäten im jährlichen Niederschlag (zwischen 550 und mehr als 2000 mm), der Jahresmitteltemperatur (von -4,8

bis 9 °C), der Evapotranspiration (von 100 bis 700 mm pro Jahr) und einem jährlichen Abfluss von 150 bis 1750 mm.. Das Einzugsgebiet besitzt eine große räumlichen Heterogenität und beinhaltet sowohl Gletscher als auch landwirtschaftlich intensiv genutzte Gebiete in den Vorländern (LUDWIG et al. 2003).

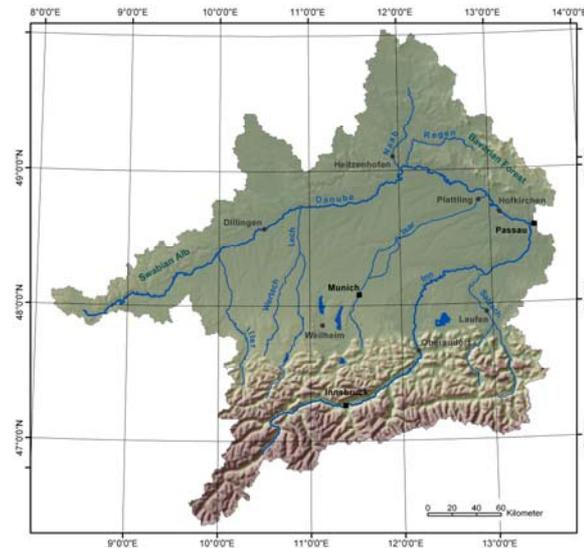


Abb. 1: Das Einzugsgebiet der Oberen Donau

## 1.2 Der Klimawandel im Einzugsgebiet der Oberen Donau

Die Obere Donau hat in der Vergangenheit bereits einen beachtlichen Klimawandel erfahren. Um die vom IPCC vorhergesagten globalen Klimatrends (IPCC 2007) mit regionalen Effekten vergleichen zu können, wurde eine umfassende Analyse, der bisherigen erfolgten Temperaturzunahme durchgeführt. Die Analyse basiert auf den Ergebnissen von 277 meteorologischen Stationen im Einzugsgebiet und verwendet Meßdaten von 1960 bis 2006 vom Deutschen und Österreichischen Wetterdienst. Abbildung 2 zeigt die Ergebnisse dieser Analyse. Es ist deutlich zu erkennen, dass sich die mittlere Lufttemperatur im Einzugsgebiet bereits von 7,2 °C in 1960 auf 9,2 °C in 2006 erhöht hat.

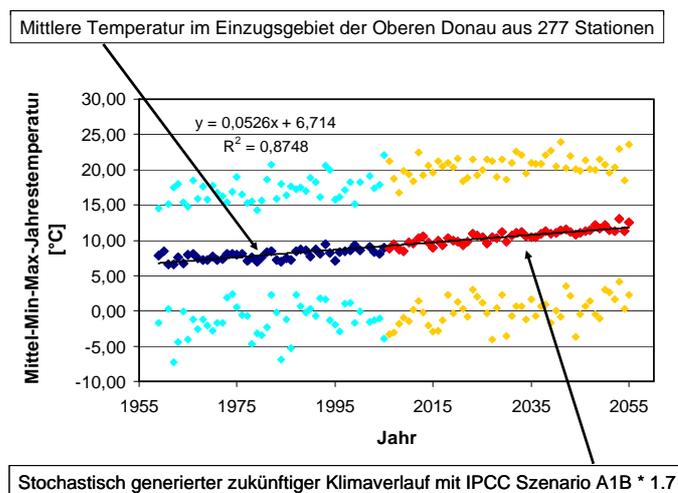


Abb. 2: Vergangene und zukünftige Trends der Lufttemperatur für das Einzugsgebiet der Oberen Donau basierend auf dem IPCC A1B Szenario.

Der gemessene starke Anstieg kann nur mit den IPCC Szenarien (z.B. A1B) in Einklang gebracht werden, wenn man annimmt, dass der regionale Anstieg der Lufttemperatur um den Faktor 1,7 größer ist als der mittlere globale Anstieg des A1B Szenarios.

## 2 Das Modell PROMET als hydrologische Grundlage von DANUBIA

Untersuchungen der regionalen Auswirkungen des Globalen Wandels auf den Wasserkreislauf setzen Modellansätze voraus, die vorhersagefähig sind. Dazu ist eine physikalische Beschreibung aller Komponenten des Wasserkreislaufs notwendig. PROMET wurde mit diesem Ziel als Rastermodell mit einer räumlichen Auflösung von 1x1 km entwickelt und in DANUBIA integriert. Abbildung 3 zeigt schematisch die Kompartimente, die in PROMET enthalten sind. Die Grundprinzipien, die bei der Entwicklung von PROMET berücksichtigt wurden (MAUSER & BACH (2008)) sind in den folgenden Punkten zusammengefasst:

1. eine physikalische und physiologische Beschreibung folgender Wechselwirkung hydrologischer Teilprozesse in Einzugsgebieten mittlerer Fläche ( $A \sim 100\,000\text{ km}^2$ ):
  - a. meteorologische Treiber: entweder von regionalen Klimamodellen (REMO, MM5, CLM) oder von meteorologischen Messnetzen
  - b. Energie- und Massenaustausch zwischen Landoberfläche und Atmosphäre: Interzeption, Evapotranspiration, Kohlenstoffaustausch, kurz- und langwellige Strahlungsbilanz, Impulsaustausch unter besonderer Berücksichtigung der physiologischen Kontrolle des Gasaustauschs durch die Vegetation
  - c. Schnee- und Eisakkumulation und –ablation
  - d. Vertikale und laterale Wasserbewegung in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone einschließlich Infiltration
  - e. Gerinneabfluss und Speicherung durch Seen
  - f. Dynamik hydraulischer Strukturen wie Speichern und Überleitungen
2. Energie- und Massenbilanz werden vollständig als ganzes und in jedem Kompartiment und jeder enthaltenen Wechselwirkung geschlossen

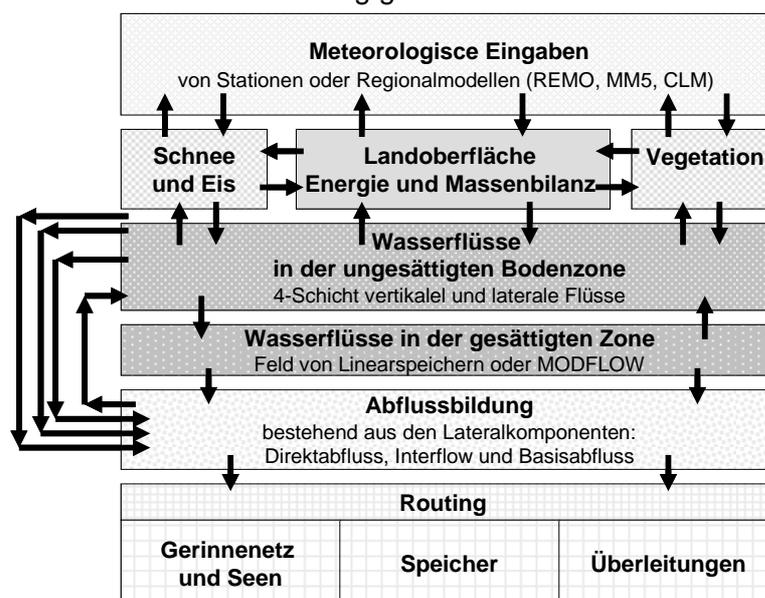
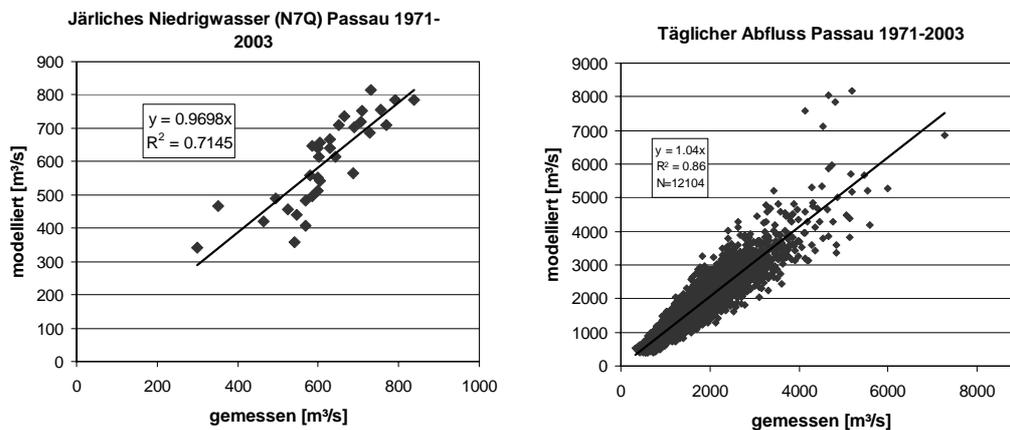


Abb.3: Schematisches Diagramm der Kompartimente von PROMET

3. Der Modellansatz ist räumlich verteilt in allen Komponenten. Um in DANUBIA eine größtmögliche Kompatibilität mit den Ansätzen anderer Disziplinen (z.B. regionale Klimamodelle, Kohlenstoffmodelle, Grundwassermodelle, räumlich verteilte Multiagenten-Entscheidungs-Modelle, etc.) zu gewährleisten wurde für die Raumbeschreibung in PROMET ein isotropes Gitter gewählt.
4. Die physikalische Konsistenz des Modells sowie die Vorhersagefähigkeit sollten nicht durch Kalibrierung geschmälert werden. Aus diesem Grund wurde auf eine Kalibrierung des Modells im Sinn einer an gemessenen Abflüssen orientierten Verbesserung der Modellergebnisse durch strategische Veränderung von Modellparametern gänzlich verzichtet. An ihre Stelle treten Literaturwerte, Messungen sowohl im Gelände als auch über Fernerkundung als auch eine detaillierte hydrologische Analyse des Geländemodells zur Festlegung der Parameterwerte und Anfangsbedingungen im Modell.

### 3 Modellvalidierung

Mit PROMET wurde für die hydrologischen Jahre von 1971 bis 2003 den Wasserkreislauf der Oberen Donau flächenverteilt und stündlich zu berechnen. Abbildung 4b zeigt die Gegenüberstellung der gemessenen und modellierten täglichen Abflusswerte am Pegel Passau. Die gemessenen Abflüsse werden durch das Modell in hoher Güte wiedergegeben. Abbildung 4a zeigt eine Gegenüberstellung der gemessenen und modellierten jährlichen minimalen gemittelten 7-Tage Abflüsse (N7Q) als gewähltes Maß für Niedrigwasser. Die interannuelle Variabilität des Niedrigwassers am Pegel Passau wird für den historischen Zeitraum von 1971 bis 2003 vom Modell gut wiedergegeben.



a)

b)

Abb. 4: a) gemessener und modellierter jährlicher Niedrigwasserabfluss (N7Q, kleinster jährlicher mittlerer 7-Tage Abfluss) für den Referenzperiode von 1971-2003 am Pegel Passau, Obere Donau; b) gemessener und modellierter täglicher Abfluss für die Referenzperiode 1971-2003 am Pegel Passau, Obere Donau.

Tabelle 1 zeigt die Ergebnisse des Validierungslaufes für ausgewählte Pegel im Einzugsgebiet der Oberen Donau. Sie decken eine breite Palette von Teileinzugsgebieten

unterschiedlicher Größe als auch hydrologischer Charakteristik ab. Die Salzach wie auch der Inn stehen für alpine Einzugsgebiete, die in hohem Maß durch die jährliche Schneedynamik und starkes Relief geprägt sind. Das bedeutet, dass im heutigen Klima der Abfluss im Winter wegen der Bildung des Schneespeichers minimal ist und im Frühling und Frühsommer durch Schmelze stark ansteigt. Naab und Ammer sind hingegen Teileinzugsgebiete die von den Alpen teilweise oder gar nicht beeinflusst werden. Wie aus Tabelle 1 zu entnehmen ist bewegen sich die Steigungen der 1:1 Regressionlinien nahe beim Wert 1.0. Auch das Bestimmtheitsmaß  $R^2$  ist durchweg hoch. Für den Nash-Sutcliffe Koeffizienten lässt sich bis auf die Ausnahme der Isar am Pegel Plattling gleiches sagen. Dort beeinflusst der Sylvensteinspeicher, dessen Steuerung im Modell noch nicht gut abgebildet wird, den modellierten Abfluss negativ.

Tab.1: Ergebnisse der Validierung ausgewählter Pegel im Einzugsgebiet der Oberen Donau

Pegel	Fluss	Oberlieger Fläche [km <sup>2</sup> ]	Regression Steigung [-]	R <sup>2</sup>	Nash-Sutcliffe Koeffizient [-]
Achleiten	Donau	76 673	1.03	0.87	0.84
Hofkirchen	Donau	46 496	1.11	0.87	0.81
Dillingen	Donau	11 350	1.13	0.84	0.72
Oberaudorf	Inn	9 715	0.94	0.81	0.80
Plattling	Isar	8 435	1.08	0.75	0.47
Laufen	Salzach	6 112	0.86	0.85	0.80
Heitzenhofen	Naab	5 431	0.99	0.78	0.79
Weilheim	Ammer	607	0.98	0.63	0.69

## 4 Einfluss des Klimas auf das Niedrigwasser – Szenario Untersuchungen

### 4.1 Der synthetische Klimagenerator

Auf Grundlage der Resultate der Validierungsperiode von 1971 bis 2003 wurden mögliche Entwicklungen des Niedrigwassers am Pegel Passau für den Zeitraum 2011 bis 2060 untersucht. Die Szenarien für die Entwicklung des Klimas wurden mit Hilfe eines stochastischen Klimagenerators erzeugt. Er basiert auf den globalen Klimatrends des IPCC-A1B Klimaszenarios (IPCC 2007) und berücksichtigt als regionale Anpassung für das gewählte IPCC-Szenario (siehe Abb.2).

Ein Zufallsgenerator, der auf der Kovarianz der aus der historischen Datenreihe von 1971-2003 entnommenen statistischen Zusammenhänge zwischen wöchentlicher Mitteltemperatur und Niederschlagssumme beruht, generiert dabei Paare von statistischen Abweichungen von wöchentlichen mittleren Temperaturen und Niederschlagssummen für jede Woche von 2011 bis 2060. Zusammen mit dem vom IPCC-A1B Szenario vorgegeben, regionale angepassten Trend der Lufttemperatur und der empirischen mittleren wöchentlichen Beziehung zwischen Lufttemperatur und Niederschlagssumme entstehen so für jede Woche von 2011 bis 2060 Wertepaare für Temperatur und Niederschlag. Es entsteht, unter der Voraussetzung, dass sich die grundlegenden regionalen klimatologischen Zusammenhänge zukünftig nicht ändern werden, ein synthetischer meteorologischer Datensatz, der sowohl einen Trend als auch äquivalente statistische Eigenschaften, wie die Messwerte der

Vergangenheit, aufweist. Dieser stochastische Klimagenerator kann durch Änderung der Anfangsbedingungen des Zufallsgenerators leicht dazu genutzt werden, um eine große Zahl statistisch äquivalenter zukünftiger Klimadatensätze zu erzeugen. Um die Unsicherheit der Modellaussagen zu quantifizieren wurde der Wasserhaushalt der Oberen Donau mit einem Ensemble von 12 unterschiedlichen Realisierungen desselben IPCC A1B Szenarios (siehe Tab.2) modelliert und analysiert.

Tab.2: Liste der Realisierungen von IPCC-A1B zusammen mit der Nullhypothese. Spalte 2 gibt eine kurze Beschreibung der jeweiligen Geschichte, Spalten 3 und 4 den mit 1% Wahrscheinlichkeit unterschrittene bzw. überschrittene Niederschlagssumme bzw. Temperatur (außer in Realisierung 1, 7 und 8).

Realisierung	Geschichte	1% Niederschlag mm]	1%JJA-Temp. [°C]
0	Keine Temperaturänderung bis 2060		
1	5 trockene Jahre zwischen 2011-2035: min. NS-Summe aus 5 aufeinanderfolgenden Jahren	4015	
2	5 trockene Jahre zwischen 2036-2060: min. NS-Summe aus 5 aufeinanderfolgenden Jahren	3883	
3	3 trockene Jahre zwischen 2011-2035: min. NS-Summe aus 3 aufeinanderfolgenden Jahren	2517	
4	3 trockene Jahre zwischen 2036-2060: min. NS-Summe aus 3 aufeinanderfolgenden Jahren	2387	
5	trockenstes Jahr zwischen 2011-2035	791	
6	trockenstes Jahr zwischen 2036-2060	762	
7	Mittlerer NS-Summe zwischen 2011-2035	1027	
8	Mittlerer NS-Summe zwischen 2036-2060	922	
9	5 heiße Sommer: max. durchschn. JJA Temp. aus 5 aufeinander folgenden Jahren 2011-2035		20.15
10	5 heiße Sommer: max. durchschn. JJA Temp. aus 5 aufeinander folgenden Jahren 2036-2060		20.35
11	Heissester Sommer: max. durchschn. JJA Temp. 2011-2035		21.62
12	Heissester Sommer: max. durchschn. JJA Temp. 2035-2060		21.7

#### 4.2 Auswirkungen der Klimaszenarien auf das modellierte Niedrigwasser

Der Wasserhaushalt und die Wasserflüsse wurden zunächst für alle angegebenen Ensemble-Mitglieder und für die Null-Hypothese für die Periode von 2011 bis 2060 stündlich berechnet und zu täglichen Werten aggregiert. Die resultierenden Abflüsse wurden wie in der historischen Referenzperiode von 1971 bis 2003 auf den minimalen jährlichen mittleren 7-Tage Abfluss (NM7Q) hin analysiert. Der zeitliche Verlauf des resultierenden NM7Q ist in Abbildung 5 sowohl für die historische Periode als auch für die verschiedenen Realisierungen des IPCC-A1B Szenarios dargestellt.

Die linke Seite von Abbildung 5 vergleicht den gemessenen und modellierten NM7Q für die historische Zeitserie. Die rechte Seite von Abbildung 5 zeigt den Verlauf des jährlichen Niedrigwasserabflusses für die verschiedenen Realisierungen für den Zeitraum von 2011 bis 2060. Die Null-Hypothese ist in grau angezeigt. Alle Realisierungen zeigen eine deutliche Reduzierung des jährlichen Niedrigwassers im untersuchten Zeitraum zusammen mit einer beachtlichen Streuung. Der generelle Trend einer beachtlichen Reduzierung des Niedrigwasserabflusses ist allerdings deutlich zu sehen.

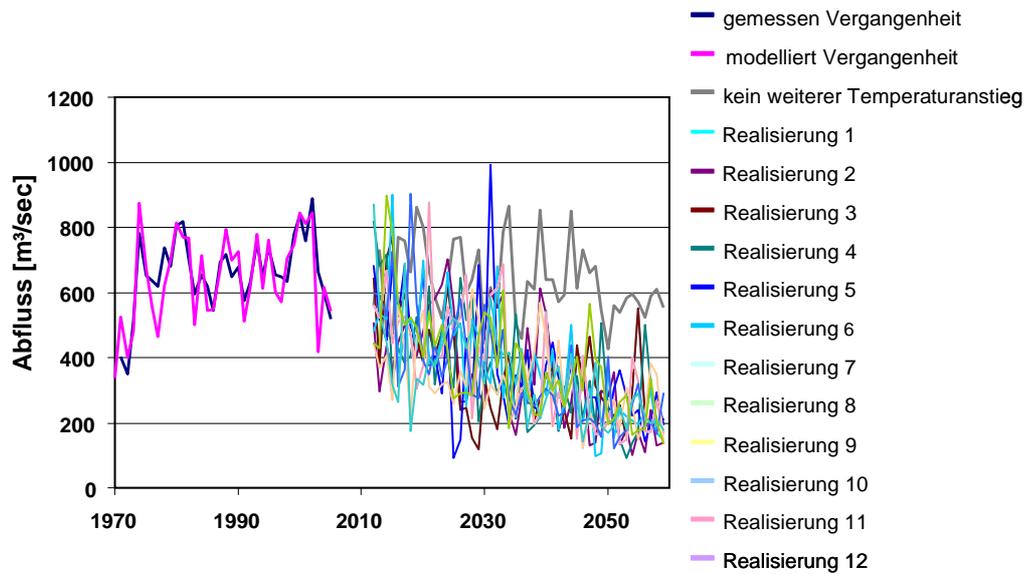


Abb. 5: Jährliches Niedrigwasser (N7Q, min. mittlerer 7-Tage Abfluss) für 1971-2003 und für 2011-2060 am Pegel Passau für 12 Realisierungen des IPCC A1B Szenarios (siehe Tab. 2)

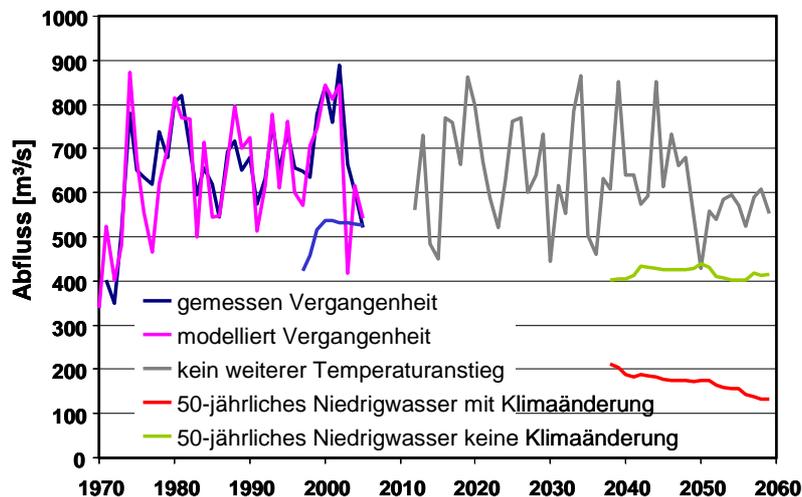


Abb. 6: Entwicklung des 50-jährlichen NM7Q Niedrigwassers am Pegel Passau; blau = aus Abflussmessungen, grün = keine zukünftige Klimaänderung, rot = durchschnittlicher Verlauf aus Realisierung 1-12 von Abb.5

Abbildung 6 zeigt das Resultat der Analyse der zeitlichen Entwicklung des 50-jährlichen Niedrigwasserabflusses  $NM7Q_{50}$  für verschiedene Zeitabschnitte in der Vergangenheit und in der Zukunft. Dazu wurde ein 25-jähriges Fenster zunächst über die beobachteten und dann über die mit dem IPCC-A1B Szenario modellierten Abflüsse jahresweise verschoben. Für jedes Zeitintervall wurde der 50-jährliche Niedrigwasserabfluss bestimmt. Dabei ergeben sich die blaue, grüne und rote Linie, die jeweils 25 Jahre nach Beginn der jeweiligen Zeitreihe ansetzen. Aus den gemessenen Niedrigwasserabflüssen ergibt sich ein leichter Anstieg zum Ende des letzten Jahrhunderts (blaue Kurve). Nimmt man an, dass sich die Temperaturen nicht weiter erhöhen ergeben sich für den 50-jährlichen Niedrigwasserabfluss, wie zu erwarten ist, stationäre Verhältnisse bei ca. 400 m<sup>3</sup>/sec (grüne Kurve). Dies verdeutlicht die Stabilität des benutzten Modells bei statistisch stationären Eingabedaten. Ein markanter Abfall des 50-jährlichen Niedrigwasserabflusses ergibt sich allerdings, wenn man

die gemittelten Ensembledaten des IPCC-A1B Szenarios benutzt. Hier fällt der 50-jährliche Niedrigwasserabfluss gegen 2060 auf 130 m<sup>3</sup>/sec und damit auf ein Drittel des heutigen Wertes ab. Der Grund dafür liegt in einer Kombination aus verringertem Niederschlag im Sommer, einer markanten Verringerung der Schneespeicherung im Winter und einer Erhöhung der Evapotranspiration durch erhöhte Temperatur, verringerte Bewölkung und verlängerte Vegetationsperiode. Alle genannten Faktoren wirken dabei in die gleiche Richtung und verstärken sich gegenseitig.

## 5 Fazit

Die Folgen des Klimawandels auf die Niedrigwasserabflüsse im Einzugsgebiet der Oberen Donau wurden untersucht. Der Klimawandel war repräsentiert durch ein ausgewähltes Ensemble von statistisch generierten Klimaszenarien auf der Basis des IPCC-A1B Szenarios unter Berücksichtigung der regional bereits abgelaufenen Klimaveränderungen. Die Ergebnisse zeigen einen starken Einfluss der angenommenen Klimaentwicklung auf die Niedrigwasserabflüsse am Pegel Passau. Es ergibt sich eine Halbierung des heutigen Niedrigwasserabflusses bis 2030 und eine Reduzierung auf ein Drittel bis zum Jahr 2060.

Diese simulierten Veränderungen würden sich wesentlich auf die Wasserwirtschaft an der Oberen Donau und ihrer Unterlieger auswirken. Zukünftige Arbeiten beinhalten die Untersuchung möglicher Adaptationsmaßnahmen an die aufgezeichneten Veränderungen. In diesem Zusammenhang interessante Handlungsoptionen bestehen in den Bereichen Landnutzungsänderungen, Speichererweiterung sowie Veränderungen in der Speicherbewirtschaftung existierender Anlagen.

## Danksagung

Die Autoren danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung, dem Freistaat Bayern und der LMU München für die Förderung des GLOWA-Danube Projektes, in dessen Zusammenhang die Studie entstand. Dank gebührt auch dem Deutschen und Österreichischen Wetterdienst sowie dem Bayerischen Landesamt für Umwelt für die Bereitstellung umfangreichen Datenmaterials.

## Literatur

- IPCC (2007): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- LUDWIG, R., PROBECK, M., MAUSER, W. (2003): "Mesoscale water balance modelling in the Upper Danube watershed using sub-scale land cover information derived from NOAA-AVHRR imagery and GIS-techniques". In: *Physics and Chemistry of the Earth* 28, p. 1351-1364.
- MAUSER, W. & BACH, H. (2008): PROMET – a Physical Hydrological Model to Study the Impact of Climate Change on the Water Flows of Medium Sized Mountain Watersheds. In: *J. Hydrol.*, (submitted).

## **Massenflüsse und integrierte Modellierung von urbanen Mikroverunreinigungen in der Stadt Halle/Saale**

Frido Reinstorf, Sebastian Leschik, Andreas Musolff, Karsten Osenbrück, Gerhard Strauch,  
Monika Möder & Mario Schirmer

### **Zusammenfassung**

Das Verhalten von Mikroverunreinigungen wie Arzneimittelreststoffe, eingeschlossen endokrin wirksame Substanzen, und Duftstoffe in der urbanen Umwelt ist weitgehend unbekannt. Um dies zu verbessern, wurden Felduntersuchungen und Modellanwendungen in der Stadt Halle/Saale durchgeführt. Die untersuchten Mikroverunreinigungen sind Bisphenol-A, t-Nonylphenol, Carbamazepin, Galaxolid und Tonalid. Diese Substanzen wurden ubiquitär im urbanen Grundwasser und in den Oberflächengewässern gefunden. Unter Verwendung eines Bilanzmodells wurde ein Anstieg der wassergebundenen Massenflüsse der Substanzen, außer für Bisphenol-A, während der Passage der Stadt nachgewiesen. Um die Oberflächenwasser – Grundwasser – Interaktion zu untersuchen, wurden ein instationäres hydrodynamisches Flusslaufmodell der Saale und ein Grundwassertransportmodell gekoppelt. Der interkompartimentelle Transport von Carbamazepin, während und nach einem Hochwasserereignis, wurde simuliert.

### **1 Einleitung**

Urbane Wassersysteme werden zunehmend durch Mikroverunreinigungen kontaminiert, was eine direkte oder indirekte Folge der menschlichen Aktivitäten ist. Prinzipiell schließen diese Mikroverunreinigungen Medikamente, krebserregende Substanzen und Industriechemikalien, welche in die Umwelt emittiert wurden, ein. Arzneimittelkomponenten, wie Lipidregulatoren, Analgetika,  $\beta$ -Blocker und Antiepileptika, sind weit verbreitete Kontaminanten in den Oberflächenwässern (HEEMCKEN et al. 2001; RICKING et al. 2003; STACHEL et al. 2003; ELLIS 2006) und in den Grundwässern (ELLIS 2006). Einige diese Kontaminanten stören auch hormonelle Funktionen. Humanarzneimittel und ihre Metaboliten gelangen in die Umwelt vor allem über kommunale Abwässer. Nach der Medikamenteneinnahme werden große Anteile dieser bioaktiven Substanzen wieder ausgeschieden und erreichen die Oberflächenwässer nach der Passage der kommunalen Kläranlagen. Deshalb können in Oberflächengewässern mit hohem Anteil an kommunalen Abwässern Konzentrationen von Mikrokontaminanten in der Größenordnung von  $\mu\text{g L}^{-1}$  erwartet werden. Infolge ihrer Polarität werden einige der Substanzen nur schwach in Klärschlämmen und Sedimenten zurückgehalten (MERSMANN 2003). Andererseits sind die meisten endokrinen Substanzen lipophil und können in Biofilmen und organischen Sedimenten akkumuliert werden (LOBOS et al. 1992, PREUSS et al. 2001).

Dieser Artikel fasst die Ergebnisse von großskaligen Massenbilanzen ausgewählter Mikroverunreinigungen das Stadtgebiet 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 (CBZ, ein Antiepileptikum), t-Nonylphenol (t-N, eine Industriechemikalie mit endokrinen Effekten, welche für die Produktion von nicht-ionischen Tensiden verwendet wird), Bisphenol-A (BPA, eine Hauptkomponente in Kunststoffen, welche östrogen-ähnliche Eigenschaften hat), Galaxolid (GAL, ein Duftstoff) und Tonalid (TON, ein Duftstoff).

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Modellanwendungen

Das MBM für die Mikrokontaminanten wurde für das gesamte Stadtgebiet von Halle/Saale erstellt. Eine detaillierte Beschreibung ist in REINSTORF et al. (2007) enthalten. Die Bilanzgleichung lautet wie folgt (siehe auch Abbildung 1).

$$ML_{\text{out},j}(\text{HS7}) = ML_{\text{in},j}(\text{HS1}) + ML_{\text{in},j}(\text{HS2}) + ML_{\text{in},j}(\text{HS8}) + ML_{\text{in},j,\text{diffuse}} \quad (1)$$

mit  $ML$  [ $\text{kg a}^{-1}$ ] der mittleren Massenflussrate der Substanz  $j$ ; in/out dem Zufluss / Ausfluss des Bilanzgebietes; (HS1) der Probennahmestelle im Saale-Zufluss zum Stadtgebiet, (HS2) der Probennahmestelle im Weiße Elster-Zufluss zum Stadtgebiet, (HS7) der Probennahmestelle im Ausfluss aus dem Stadtgebiet und (HS8) die Probennahmestelle im Kläranlagen-Ausfluss. Die mittlere Massenflussrate  $ML$  wird nach der Gleichung  $ML_{i,j} = c_{i,j} * MQ_{i,j} * 31.536$ , mit  $MQ_{i,j}$  [ $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ] dem langjährigen mittleren Durchfluss im Fluss/Grundwasser,  $c$  ist die Konzentration [ $\mu\text{g L}^{-1}$ ], „diffuse“ ist der diffuse Grundwasserzufluss in den Fluss. Der Faktor 31.536 bewirkt die Umrechnung der Einheiten:  $1 \mu\text{g L}^{-1} = 1 * 10^{-6} \text{ kg m}^{-3}$ ,  $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} = 31.536.000 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ , i.e.  $1 \mu\text{g L}^{-1} * 1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} = 31.536 \text{ kg a}^{-1}$ .

Die Beprobung der Saale wurde an 8 Stellen (HS1 ... HS8) entlang des Flusses durchgeführt (siehe Abbildung 1). Die Ergebnisse, die hier präsentiert werden, stammen von 6 Probennahmekampagnen in den Jahren 2002 – 2005 (Termine: 14.2.02, 16.7.02, 25.3.03, 8.9.03, 15.7.04, 22.2.05). Die Stoffcharakteristika und die Analysemethoden sind in REINSTORF et al. (2008) enthalten.

Die Oberflächenwasser – Grundwasser – Interaktion repräsentiert einen quasi-kontinuierlichen Massentransfer zwischen Grund- und Oberflächenwasser. Unter bestimmten natürlichen Bedingungen, wie z.B. Hochwasserereignissen, und bei künstlichen Bedingungen, wie z.B. lokalen Grundwasserabsenkungen, ist der Gradient des Massenflusses vom Oberflächen- zum Grundwasser gerichtet. Als Ergebnis erfolgt der Massenfluss vom Oberflächenwasser zum Grundwasser. Herkömmliche Kompartimentmodelle können solche Bedingungen nur eingeschränkt berücksichtigen, so dass integrierte Oberflächenwasser – Grundwasser - Modelle (SGM) benötigt werden. Ein SGM für die Interaktionszone wurde entwickelt und auf das Modellgebiet „Rabeninsel“ (siehe Abbildung 1, „SGM area“) angewandt. In diesem Gebiet gibt es eine permanente Grundwasserabsenkung zum Schutz eines Wohngebietes vor Vernässung der Kellerräume

durch Grundwasser. Als Ergebnis gibt es einen permanenten Massenfluss vom Oberflächen- zum Grundwasser (OSENBRÜCK et al. 2007), welcher während Hochwasserereignissen in der Saale intensiviert wird.

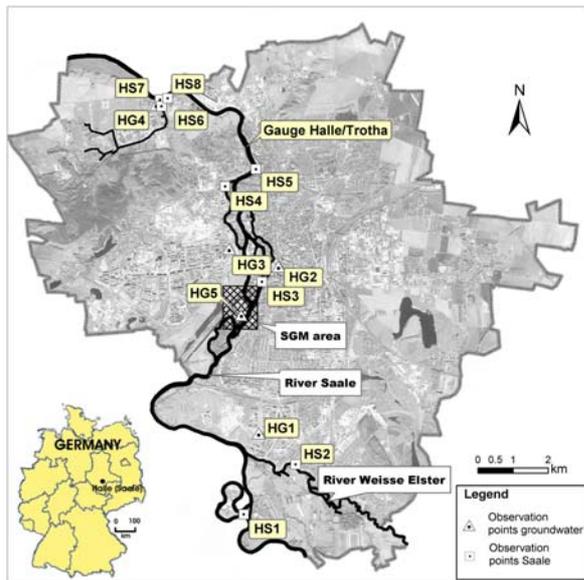


Abb. 1 Die Stadt Halle/Saale mit Probennahmestellen für Grundwasser (Observation points groundwater) und Oberflächenwasser (Observation points Saale) sowie Lokation in Deutschland.

Dies konnte während eines Hochwasserereignisses vom 22.2.06 bis 26.4.06 anhand der Konzentrationen von Carbamazepin am Brunnen HG5 (Abbildung 1; Konzentrationszeitreihe siehe Abbildung 2) gezeigt werden. Es wurde ein Konzentrationsimpuls vergleichbar mit einem Tracertest beobachtet. Die Ausbreitung dieses Impulses im Aquifer wurde mit dem integrierten SGM simuliert.

## 2.2 Untersuchungsgebiet

Das Modellgebiet für das MBM ist die Stadt Halle/Saale (Abbildung 1). Die Stadt hat eine Fläche von 135 km<sup>2</sup> und 270000 Einwohner. Der Fluss Saale durchfließt die Stadt von Süden nach Norden mit einem mittleren Durchfluss von 98,6 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> am Pegel Halle-Trotha (Abbildung 1). Im Süden der Stadt mündet die Weiße Elster mit einem mittleren Durchfluss am Pegel Oberthau von 24,8 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> nach Passage der Stadt Leipzig (450000 Einwohner) in die Saale. Der mittlere Durchfluss der Saale am südlichen Zufluss zur Stadt beträgt 72,8 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>. Der mittlere diffuse Grundwasserzustrom zur Saale innerhalb des Stadtgebietes beträgt 0,86 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (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 Einwohnerggleichwerte; maximale Kapazität von  $75200 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ ) (siehe Abbildung 1, HS8). Der Ausfluss aus der Kläranlage beträgt in Mittel  $0.34 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} = 29379 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ . Dies sind ungefähr 0,34 % des mittleren Durchflusses der Saale.

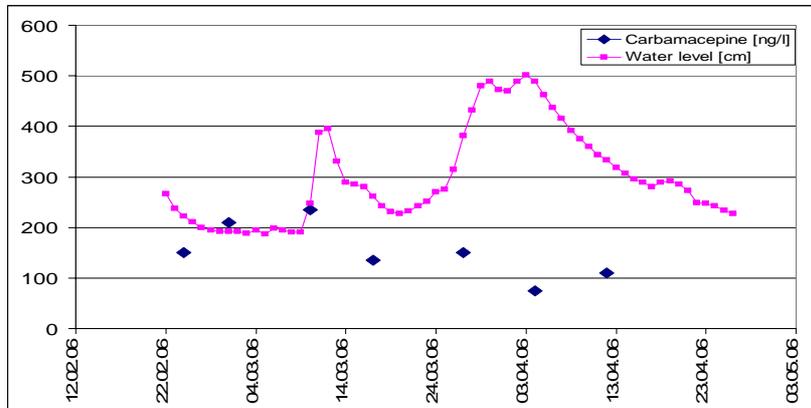


Abb. 2 Diagramm der Wasserspiegellagen der Saale und der Carbamazepin-Konzentration während des Hochwasserereignisses vom 22.2.06 – 26.4.06.

### 2.3 Abminderungseffizienz von Mikroverunreinigungen im Flusssediment

Entsprechend OSENBRÜCK et al. (2007) nutzen wir die Abminderungseffizienz (AE) als Maß für die integrale (natürliche) Abminderung entlang der möglichen Migrationspfade zwischen Oberflächen- und Grundwasser ( $AE_{RA}$ ). AE soll den Verlust / Zugewinn von Mikroverunreinigungen der aquatischen Phase durch Sorption / Desorption oder Bioabbau ausdrücken. Gegenwärtig ist allerdings eine Differenzierung zwischen den Prozessen anhand der verfügbaren Daten noch nicht möglich. Die  $AE_{RA}$  wurde wie folgt berechnet:

$$AE_{RA} = \frac{C_{GW}}{C_R} \frac{100}{f_{RA}} \quad (2)$$

mit  $f_{RA}$  der Fraktion des Oberflächenwassers im urbanen Grundwasser aus Traceruntersuchungen,  $C_{GW}$  der gemessenen Konzentration der Substanz im Grundwasser und  $C_R$  der Konzentration im Oberflächenwasser.

### 2.4 Erstellung des gekoppelten Oberflächenwasser - Grundwasser - Modells

Das gekoppelte SGM besteht aus einem hydrodynamischen Flusslaufmodell HEC-RAS (HEC-RAS 2002) und dem Grundwassertransportmodell FEFLOW 5.3 (DIERSCH 2006). Zur Zusammenführung dieser Modelle wurde das Prinzip der sequentiellen Kopplung angewandt. Dies ist möglich, da die Prozesse im Oberflächenwasser und im Grundwasser zeitlich stark entkoppelt sind, d.h. während das Hochwasser in einigen Tagen abläuft bewegt sich das Grundwasser lediglich einige Dezimeter bis Meter.

Das Flusslaufmodell beschreibt die Gewässerhydraulik für den Bereich der Saale zwischen dem Pegel Halle-Trotha (Flusskilometer 93) und der Rabeninsel (Flusskilometer 97,4). Die hydraulische Modellierung war notwendig, um eine zuverlässige Übertragung der

kontinuierlich gemessenen Wasserstände am Pegel Halle-Trotha zum Bereich der Rabeninsel zu gewährleisten. Die Geometrien des Flusslaufes wurden vom Staatlichen Schifffahrtsamt in Magdeburg bereitgestellt. Es handelte sich um 20 Profile für den modellierten Abschnitt. Der Fluss wurde differenziert in Flussbett und Vorland implementiert. Die Parametrisierung der Rauigkeiten erfolgte im Mittel mit  $35 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$  für das Flussbett und  $15 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$  für das Vorland. Die Berechnung erfolgte instationär mit einem Zeitschritt von 1 Stunde.

Das Grundwassermodell Rabeninsel beschreibt ein Gebiet von  $4 \text{ km}^2$ . Das hydrogeologische Strukturmodell wurde anhand von Daten des Geologischen Landesamtes Sachsen-Anhalt erstellt und mit Hilfe zusätzlicher eigener Bohrdaten ergänzt, um die Mächtigkeit des Auenlehms genauer zu erfassen. Das wichtigste Strukturelement ist der Auenlehm mit einer Mächtigkeit von ca. 4,5 m und der quartäre Aquifer mit einer mittleren Mächtigkeit von 8 m. Die hydraulische Leitfähigkeit des Aquifers beträgt  $2.3 * 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$  und die Gesamtporosität 30%. Der untere Rand des alluvialen Aquifers ist ein Aquitard aus Sedimentschichten des Perm. Der Fluss hat eine direkte hydraulische Verbindung mit dem Grundwasser. Die Flusssedimente (mittlere Leitfähigkeit  $5.1 * 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ ) stellen jedoch eine Barriere dar. Die Abminderung des CBZ wird im Modell nach OSENBRÜCK et al. (2007) mit im Mittel  $AE_{RA} = 0,7$  berücksichtigt. Die Randbedingungen für die östlichen und südlichen Ränder wurden als zeitvariable Wasserstände bzw. Konzentrationsfunktionen berücksichtigt (gekrümmte Ränder in Abbildung 3) und als konstante Wasserstände für die übrigen Ränder angesetzt (gerade Ränder in Abbildung 3). Die Berechnung wurde für instationäre Bedingungen für den Wasser- und den Stofftransport durchgeführt.

### 3 Resulte und Diskussion

#### 3.1 Massenfluss-Berechnungen

Für die Massenflussberechnung mit dem MBM wird der Durchfluss an jeder Probenahmestelle benötigt. Die Wasserstände in Saale und Weißer Elster werden an Pegeln gemessen, der diffuse Grundwasserzustrom zur Saale ist jedoch unbekannt. Dieser kann nur aus der Differenz der Durchflüsse an Stadtzufluss und –ausfluss ermittelt werden. Eine detaillierte Beschreibung ist in REINSTORF et al. (2008) enthalten. Unter Verwendung des Ergebnisses kann die Massenbilanz für das Stadtgebiet entsprechend Gleichung (1) (siehe auch Tabelle 1) berechnet werden.

Wie in Tabelle 1 gezeigt wird steigen die Massenflüsse von GAL, TON, t-N und CBZ signifikant während der Passage des Wassers durch die Stadt an. Es nachgewiesen werden, dass in der Stadt die Menge der untersuchten Substanzen in den Gewässern zunimmt. Im Gegensatz dazu stagniert der Massenfluss von BPA. Es ist bekannt, dass BPA biologisch abbaubar ist und auch sorbiert wird. Deshalb ist ein Rückhalt infolge dieser Prozesse im Flusslauf und auch im Grundwasser wahrscheinlich und der Einfluss der Stadt wird dadurch maskiert.

Die berechneten „korrespondierenden Konzentrationen im diffusen Grundwasserzufluss“ sind in der Größenordnung ähnlich wie die gemessenen Konzentrationen, was die Bilanzierung bestätigt. Weitere Untersuchungen zur Identifizierung der Rückhalteraten und

zur detaillierten Beschreibung der Transportprozesse sind jedoch notwendig.

Die Grundlage für das Ergebnis der steigenden Frachten in den urbanen Gewässern während der Passage der Stadt ist das Konzept der Berechnung der Massenflüsse. Anhand der Analyse gemessener Konzentrationen, z.B. durch Identifizierung einer Zunahme der Konzentrationen während der Passage der Stadt, ist dies bisher nicht nachweisbar. Dieses Berechnungskonzept birgt allerdings auch eine Reihe von Unsicherheiten. Eine detaillierte Diskussion dieser Unsicherheiten ist in REINSTORF et al. (2008) enthalten, und zeigt, dass die hier gezeigten Resultate sehr robust und zuverlässig sind.

Tab. 1 Bilanz der Massenflussraten des Stadtgebietes von Halle/Saale.

Sub- stanz	HS1 (Saale, Zu- fluss zur Stadt)	HS2 (Weiße Elster, Zufluss zur Stadt)	HS8 (Aus- fluss der Kläran- lage)	Summe: HS1 +HS2 +HS8	HS7 (Aus- fluss der Stadt)	Differenz zwischen Summe ... und HS7	Trend der Massen- flüsse in der Stadt	Korresp. Konzentration im diffusen Grund- wasser- zufluss [ $\mu\text{g L}^{-1}$ ]
	[ $\text{kg a}^{-1}$ ]	[ $\text{kg a}^{-1}$ ]	[ $\text{kg a}^{-1}$ ]	[ $\text{kg a}^{-1}$ ]	[ $\text{kg a}^{-1}$ ]	[%]		
BPA	480.1	174.9	2.1	657.1	668.0	+1.7	konst.	0.4
CBZ	234.0	222.2	12.8	469.0	569.6	+21.4	steig.	3.7
t-N	283.8	133.7	2.4	419.9	529.7	+26.2	steig.	4.0
GAL	79.9	49.6	19.5	149.0	420.8	+182.5	steig.	10.0
TON	12.1	18.6	2.9	33.6	156.2	+363.6	steig.	4.5

### 3.2 Simulation der Oberflächenwasser – Grundwasser - Interaktion

Die Simulation des Stoffeintrages von CBZ in das Grundwasser mit dem SGM während des Hochwasserereignisses zeigt eine sehr heterogene Verbreitung der Stoffkonzentration im Modellgebiet (Abbildung 3).

Der während des Hochwasserereignisses kontinuierlich beprobte Brunnen HG5 lieferte die Kontrollkonzentrationen für die Kalibrierung des Modells. Jedoch führt die Kenntnislücke bezüglich der Heterogenität des Rückhalts im Flusssediment und im Aquifer zu einer undifferenzierten Parametrisierung des Transportes. Aufgrund der hohen Mobilität und des minimalen Rückhalts von CBZ kann aber in erster Näherung von einem konservativen Transport ausgegangen werden. Deshalb hängt die Ausbreitung von CBZ in Modell in erster Linie von den Strömungsgradienten im Grundwasser ab. Diese sind im nördlichen und südlichen Teil des Modellgebietes am größten. In Abbildung 3 werden Schnappschüsse der CBZ Verteilung bis zu 365 Tagen nach dem Hochwasserereignis gezeigt.

Unter Verwendung des Modells wurde die Massenflussrate zwischen Oberflächen- und Grundwasser, die durch den Konzentrationsimpuls während des Hochwassers verstärkt wurde mit  $3.29 \cdot 10^5 \mu\text{g d}^{-1}$  berechnet und die des Wasserflusses mit  $9.95 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ . Daraus ergibt sich eine mittlere Konzentration von ca.  $33 \text{ ng L}^{-1}$ , die sich aus dem infiltrierenden Oberflächenwasser ergibt. Im Vergleich dazu war die mittlere Konzentration in

Oberflächenwasser  $102.2 \text{ ng L}^{-1}$  (REINSTORF et al., 2008). Es wird damit also ziemlich exakt das Abminderungskriterium  $AE_{RA} = 0.7$  für das Flusssediment erfüllt. Entsprechend kann von einer gute Approximation der Massenflussbedingungen in Modell ausgegangen werden.

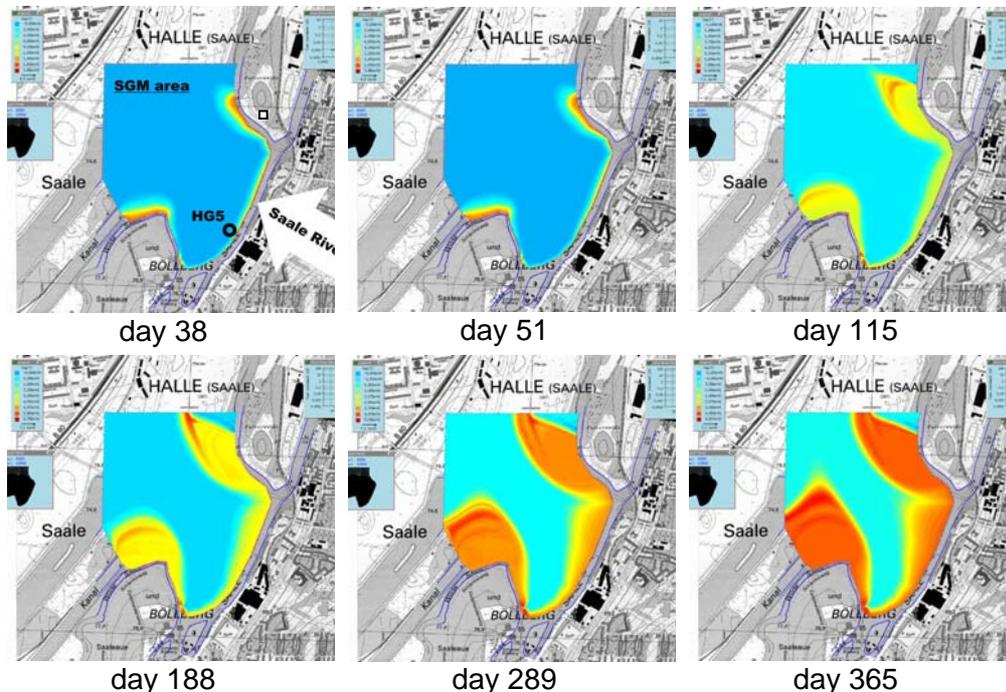


Abb. 3 Ausbreitung des Carbamazepin-Impulses während des Hochwasserereignisses 22.2.06 – 26.4.06. Die Konzentration wurde in jedem Bild, zur besseren Visualisierung, neu skaliert. Es gibt also keine Konzentrationssteigerung während des Ausbreitungsprozesses.

#### 4 Schlussfolgerungen

Der Fokus der Untersuchungen war der 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 Konzentrationsmessung nicht möglich gewesen. In vielen Fällen ist der Konzentrationsinput zu klein und die Differenzen ebenfalls 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 wird.

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 isotonhydrologischer Methoden, war eine gute Approximation des Transportprozesses möglich und eine Quantifizierung des Transportes von Carbamazepin durch die Interaktionszone konnte 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

- DIERSCH, H.-J. G., 2005. FEFLOW 5.2, User's Manual, WASY GmbH, Berlin, Germany.
- ELLIS, J.B., 2006. Pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in urban receiving waters. *Environmental Pollution*, 144, 1, 184-189.
- HEC-RAS, 2002. HEC-RAS River Analysis System V3.1, Reference Manual, U.S. Army Corps of Engineers.
- HEEMCKEN, O.P., REINCKE, H., STACHEL, B., THEOBALD, N., 2001. The occurrence of xenoestrogens in the Elbe River and the North Sea. *Chemosphere* 45, 245-259.
- LOBOS, J. H., LEIB, T. K., SU, T.-M., 1992. Biodegradation of Bisphenol A and other Bisphenols by a Gram-Negative Aerobic Bacterium. *Appl. Environ. Microbiol.*, 58, 6, 1823 - 1831.
- MERSMANN, P., 2003. Transport- und Sorptionsverhalten der Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Clofibrinsäure, Diclofenac, Ibuprofen und Propyphenazon in der wassergesättigten und -ungesättigten Zone. Dissertation, Institut für Angewandte Geowissenschaften, Fakultät VI, Bauingenieurwesen und Angewandte Geowissenschaften, Technische Universität Berlin.
- OSENBRÜCK, K., GLÄSER, H.-R., KNÖLLER, K., WEISE, S.M., MÖDER, M., WENNRICH, R., SCHIRMER, M., REINSTORF, F., BUSCH, W., 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.
- PREUß, G., WILLME, U., ZULLEI-SEIBERT, N., 2001. Verhalten ausgewählter Arzneimittel

- bei der künstlichen Grundwasseranreicherung - Eliminierung und Effekte auf die mikrobielle Besiedlung. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 29, 5, 269-277.
- REINSTORF, F., STRAUCH, G., SCHIRMER, M., GLÄSER, H.-R., MÖDER, M., WENNRICH, R., OSENBRÜCK, K., SCHIRMER, K. (2007): Xenobiotics in urban water systems - investigation and estimation of chemical fluxes. IAH - Selected papers on Hydrogeology Series "Challenges in Urban Groundwater", Taylor and Francis, 145-159, ISBN 13978-0-415-40745-8.
- REINSTORF, F., STRAUCH, G., SCHIRMER, K., GLÄSER, H.-R., MÖDER, M., WENNRICH, R., OSENBRÜCK, K., SCHIRMER, M. (2008): Mass fluxes and spatial trends of xenobiotics in the waters of the city of Halle, Germany, *Environmental Pollution* 152, 452-460.
- RICKING, M., SCHWARZBAUER, J., FRANKE, S., 2003. Molecular markers of anthropogenic activity in sediments of the Havle and Spree Rivers (Germany). *Water Research* 37, 2607-2617.
- SEBILO, M., BILLEN, G., GRABLY, M., MARIOTTI, A., 2003. Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system. *Biogeochemistry* 63, 35-51.
- STACHEL, B., EHRHORN, U., HEEMKEN, O.P., LEPOM, P., REINCKE, H., SAWAL, G., THEOBALD, N., 2003. Xenoestrogens in the river Elbe and its tributaries. *Environmental Pollution* 124, 497-507.

## Integriertes Wasserqualitätsmanagement im ländlichen Raum

Britta Schmalz, Nicola Fohrer, Katrin Bieger

### Zusammenfassung

Am Beispiel des Kielstau-Einzugsgebietes werden verschiedene Methoden zur Erfassung der Nährstoffquellen und -eintragspfade in einem ländlichen Raum im Norddeutschen Tiefland vorgestellt. Die integrierte Betrachtung soll helfen, Schwachstellen in der Stoffhaushaltsmodellierung zu identifizieren. Ein kontinuierliches Monitoring am Gebietsauslass, Gütelängsschnitte, wasserseitige Kartierung der Punkteinleiter und eine Integration des durchflossenen Winderatter Sees erlauben eine umfassende Einschätzung der Wasserqualität. Diese zeigt starke saisonale Unterschiede. Die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im See sind im Sommer geringer, die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen höher als im Herbst/Winter.  $\text{NO}_3\text{-N}$  und  $\text{N}_{\text{ges}}$  sind im See-Zulauf am höchsten, im Ablauf deutlich geringer. Im See-Zulauf und im -Ablauf weisen  $\text{PO}_4\text{-P}$  und  $\text{P}_{\text{ges}}$  im Sommer höhere Konzentrationen auf; ab Oktober sind die Werte niedriger. Im See selber ist  $\text{PO}_4\text{-P}$ , außer im Oktober, eher niedrig. Der von Juli bis Oktober relativ konstante  $\text{P}_{\text{ges}}$ -Wert sinkt im November und Dezember ab.

Die Gütelängsschnitte zeigen erhöhte  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen aus Zuläufen mit Klärwerksanschluss. Hohe  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Werte aus diffusen Einträgen wurden in fast allen Zuläufen ermittelt. Nach LAWA-Klassifizierung ergibt sich die Güteklasse III, nur im Bereich nach dem See von II bzw. II-III. Nach einer deutlichen Zunahme der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Bereich eines Niedermoores, kommt es im weiteren Verlauf der Kielstau wieder zu einer Verdünnung.

Die Ergebnisse flossen in eine ökohydrologische Modellierung mit SWAT (ARNOLD et al. 1998) ein. Die Abbildung des Wasserhaushalts ergab für den Abfluss eine Modellgüte (Nash-Sutcliffe-Wert NSE) von 0,73. Die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten von Niedermoor- und Seendynamik wurden ohne Integration vom Modell stark unterschätzt (NSE=0,55). Eine Verbesserung wird durch eine Berücksichtigung weiterer Stoffeintragsquellen erwartet.

### 1 Einleitung und Motivation

Wasserhaushaltsmodellierungen für Einzugsgebiete im ländlichen Raum sind bei heutigem Stand der Technik für den Abfluss und seine Teilkomponenten im Allgemeinen zuverlässig und robust möglich. Ein Beispiel hierfür ist die Abbildung des Landschaftswasserhaushaltes mit Hilfe des ökohydrologischen Modells SWAT (ARNOLD et al. 1998) im Tiefland-Einzugsgebiet der Kielstau. Dort erreichte die Modellierung der Abflussganglinie in täglicher Auflösung eine Modellgüte (NASH & SUTCLIFFE 1970) von 0,73. Die Abbildung der Nitratfrachten mit dem gleichen Modell stellt jedoch ein erhebliches Problem dar. Der NSE liegt bei bisherigen Versuchen für das Kielstau-Gebiet bei 0,55. Die Nitratfrachten wurden vom Modell stark unterschätzt (BIEGER 2007, SCHMALZ et al. 2008).

Zur Verbesserung künftiger Stoffhaushaltsmodellierungen stellten sich folgende Fragen:

1. Ist die vorgenommene Kalibrierung ausreichend?
2. Liegt eine fehlerhafte Prozessbeschreibung vor?
3. Sind zusätzliche Eintragspfade die Ursache für die schlechten Gütemaße?
4. Reicht die Datenbasis für eine robuste Stoffhaushaltsmodellierung aus?

Als Eintragsquellen des Stoffeintrags im ländlichen Raum kommen zum einen landwirtschaftliches Management als Ursache diffuser Stoffeinträge oder das dörfliche Umfeld mit Siedlungsabwasser und Regenwasserentlastung in Frage. Das Ziel dieses Projektes ist die Erfassung der Quellen und Eintragspfade in einem ländlichen Raum im Norddeutschen Tiefland durch integrierte Betrachtung und Nutzung unterschiedlicher Methoden und Werkzeuge zur Identifikation von Schwachstellen in der Stoffhaushaltsmodellierung.

## 2 Das Einzugsgebiet

Das Kielstau-Einzugsgebiet im Östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins dient mit einer Größe von ca. 50 km<sup>2</sup> als Beispielregion (Abb. 1). Der jährliche Niederschlag beträgt 872 mm, die mittlere jährliche Temperatur 8,2°C. Die Böden im Einzugsgebiet sind Pseudogleye, Parabraunerden oder Niedermoore und werden hauptsächlich als Acker- und Grünland genutzt. Die Kielstau ist 17 km lang (LAWAKÜ 1990) und durchfließt den Winderatter See. Sie hat zwei bedeutendere Zuläufe aus dem nördlichen Bereich des Einzugsgebietes sowie zahlreiche kleinere Zuläufe und Einleitungen. Um den Winderatter See befinden sich Naturschutzgebiete, in denen der intensive Ackerbau in extensive Weidewirtschaft als halboffene Weidelandschaft umgewandelt wurde. Sechs Kläranlagen, eine Biogasanlage sowie einige landwirtschaftliche Betriebe im Einzugsgebiet beeinflussen weiterhin die Gewässergüte. Der Winderatter See hat eine Seefläche von 0,24 km<sup>2</sup> und eine mittlere Tiefe von 1,2 m. Sein Einzugsgebiet hat eine Größe von 12,06 km<sup>2</sup> (LANU 2001).

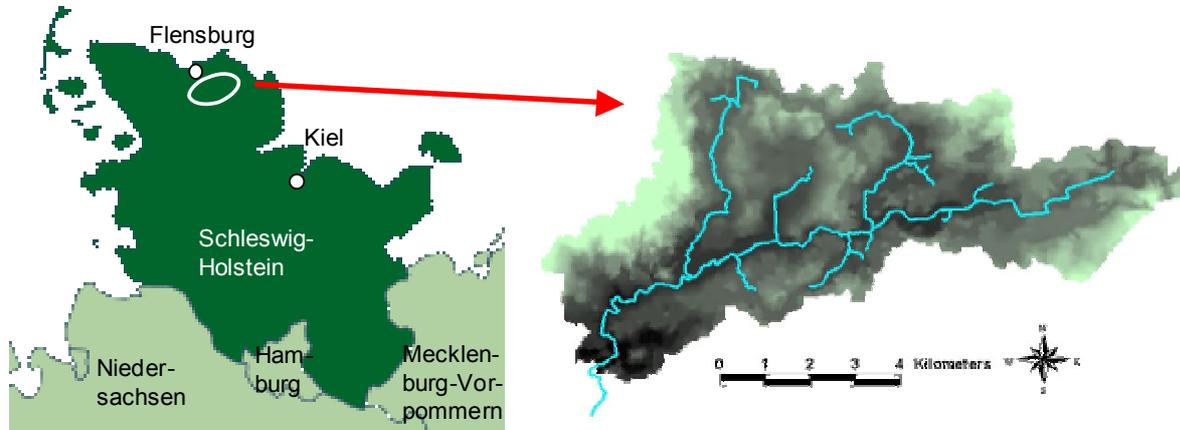


Abb. 1: Kielstau-Einzugsgebiet (50 km<sup>2</sup>): Lage und Topographie

## 3 Material und Methoden

### 3.1 Messungen zur Erfassung der Bedeutung von verschiedenen Eintragspfaden für die Wasserqualität

#### 3.1.1 Kontinuierliches Monitoring am Gebietsauslass

Am Gebietsauslass des Kielstau-Einzugsgebietes wird am Pegel Soltfeld (Nr. 15 in Abb. 2) kontinuierlich der Wasserstand erfasst und mittels Pegelschlüsselkurve in Abfluss umgerechnet. Außerdem werden durch einen automatischen Probenehmer Tagesmischproben gesammelt, die im Labor auf NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, N<sub>ges</sub>, PO<sub>4</sub>-P, P<sub>ges</sub>, Cl und SO<sub>4</sub> analysiert werden. Wöchentlich werden ergänzend Temperatur, pH, elektrische Leitfähigkeit und Sauerstoff vor Ort gemessen.

### 3.1.2 Gütelängsschnitte entlang der Fließstrecke

Gütelängsschnitte wurden von März 2006 bis Januar 2007 zweimonatlich durchgeführt. Dabei wurde die Wasserqualität jeweils an 16 Standorten (Abb. 2) entlang eines 12 km langen Längsschnittes analysiert, um den Einfluss von jedem Zufluss zu berücksichtigen. Die Messungen fanden an sieben Einzelpunkten (Nr. 0, 1, 4, 5, 10, 12, 15) und neun Zuflüssen (Gräben Nr. 3, 8, 14; Dränagerohre Nr. 7, 11, 13; Zuflüsse Nr. 2, 6, 9) statt. Die erste Probe wurde im Winderatter See genommen (Nr. 0), der nächste Probenahmepunkt lag 700 m vom See-Abfluss entfernt (Nr. 1) und der letzte war am Pegel Soltfeld am Gebietsauslass (Nr. 15). An der Mündung von Zuläufen wurde die Beprobung oberhalb (a) und unterhalb (b) in der Kielstau sowie direkt im Zulauf (z) durchgeführt. Die Wasserproben wurden auf die gleichen Parameter wie am Pegel Soltfeld (Kap. 3.1.1) analysiert.

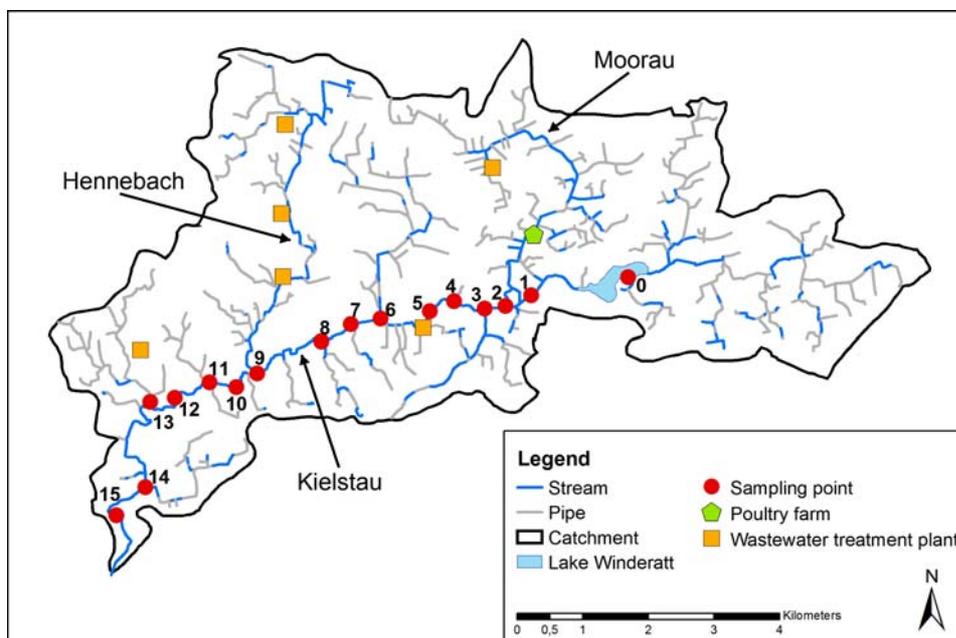


Abb. 2: Lage der Längsschnitt-Messpunkte

### 3.1.3 Kartierung der Punkteinleiter

Um die Vielzahl der Zuläufe und Zuleitungen sowie Bereiche der Ufererosion und Fließgewässermorphologie detailliert zu erfassen und lagegenau zu kartieren, fand im Januar 2008 eine Befahrung mit zwei Kajaks statt.

### 3.1.4 Integration des Winderatter Sees

Zur Beurteilung der Wasserqualität des Winderatter Sees wurden der See sowie seine Zuläufe und der Ablauf von Juli bis Dezember 2006 wöchentlich beprobt (Abb. 3). Dabei wurden zusätzlich zu den in Kap. 3.1.1 genannten Parametern noch der biologische Sauerstoffbedarf in fünf Tagen ( $BSB_5$ ) bestimmt (GRUDZINSKI 2007).

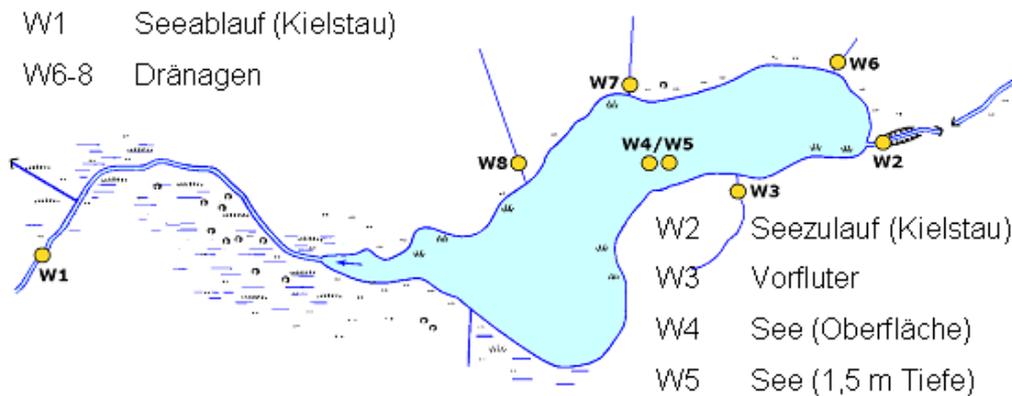


Abb. 3: Messpunkte am Winderatter See (GRUDZINSKI 2007)

### 3.2 Ökohydrologische Modellierung

Es erfolgte eine ökohydrologische Modellierung mit dem Flusseinzugsgebietsmodell SWAT (ARNOLD et al. 1998), um die Wasserbilanz und die Wasserqualität in diesem komplexen hydrologischen Einzugsgebiet abzubilden. SWAT ist ein physikalisch basiertes Modell auf Einzugsgebietsbasis und dient der Abschätzung des Einflusses von Landnutzung und Bewirtschaftung auf den Wasserhaushalt sowie den Sediment- und Stofftransport in Einzugsgebieten mit komplexen Eigenschaften (NEITSCH et al. 2005).

Das Kielstau-Modell basiert auf einem Digitalen Geländemodell, einer Bodenkarte, einer Landnutzungskarte sowie Daten zu Klima, Abfluss, Nitrat und Klärwerksabwässern. Für die Wasserbilanz wurde eine Simulationsperiode Nov. 1984 - Okt. 2006 gewählt, für die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Modellierung Jun. 2005 - Okt. 2006. Die Simulationen wurden im Tagesschritt durchgeführt. Das Einzugsgebiet wurde in acht Teileinzugsgebiete und 117 HRUs unterteilt. Die sechs Klärwerke wurden als Punktquellen implementiert. Beim Ackerbau wurden zwei Fruchtfolgen berücksichtigt: a) Winterweizen–Raps und b) Mais.

## 4 Messung und Modellierung als Werkzeuge für ein integriertes Wasserqualitätsmanagement

### 4.1 Ermittlungen der Eintragspfade - stoffliche Charakterisierung der Zuläufe

#### 4.1.1 Größere Zuläufe und Punktquellen

Im Gebiet liegen insgesamt sechs Klärwerke. Die größte Anlage befindet sich am Beginn der Moorau (3000 EGW), drei weitere liegen entlang des Hennebachs (461, 447 bzw. 240 EGW) und zwei (1880 bzw. 350 EGW) leiten direkt in die Kielstau ein. Ein großer Mastbetrieb für Freilandgänse am Ufer der Moorau und eine Biogasanlage an der Kielstau können ebenfalls als Eintragsquellen identifiziert werden. Die Befahrung mit den Kajaks verdeutlichte die Vielzahl von Einleitungen in die Kielstau. Vor allem um die Ortschaften wurden zahlreiche Zuläufe kartiert.

#### 4.1.2 Entwässerungsgräben und Dränagensammler

Das Kielstau-Einzugsgebiet ist als Tieflandgebiet durch geringe hydraulische Gradienten und oberflächennahes Grundwasser geprägt. Der Anteil dränierter landwirtschaftlicher Fläche im

Einzugsgebiet wird mit 38 % geschätzt (FOHRER et al. 2007). Aus diesem Grund gibt es zahlreiche Rohrdränagen und Entwässerungsgräben, die in die Kielstau direkt einleiten. Abbildung 2 zeigt Dränagensammler als Messpunkte 7, 11 und 13 und Entwässerungsgräben als Messpunkte 3, 8 und 14.

#### 4.1.3 Nährstoffe in der Kielstau und in den Zuläufen

Die Ergebnisse der Gütelängsschnitte zeigen, dass die Kielstau durch Einträge sowohl aus Punkt- als auch aus diffusen Quellen belastet ist. Erhöhte  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen konnten in der Moorau und im Hennebach nachgewiesen werden. In diese Zuläufe werden die Abwässer von Kläranlagen eingeleitet, so dass eine hohe  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Belastung der Kielstau vermutlich zu großen Teilen auf diese punktuelle Einträge zurückgeführt werden kann. Hohe  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Werte wurden im Gegensatz dazu in fast allen Zuläufen ermittelt, d.h. auch in Gräben und Drainagen, die keinem Einfluss durch Kläranlagen unterliegen (Abb. 4). Dementsprechend ist anzunehmen, dass die starke Belastung der Kielstau mit  $\text{NO}_3\text{-N}$  hauptsächlich durch diffuse Einträge aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet bedingt ist. Nach LAWA-Klassifizierung (LAWA 1998) ergibt sich für  $\text{NO}_3\text{-N}$  im Mittel für die sechs Stichtage für die Kielstau die Güteklasse III, nur im Bereich flussabwärts des Sees von II (Messpunkt Nr. 1) bzw. II-III (Nr. 2 und 3).

Im Sommer (Juli 2006) wurde kein weiterer  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationsanstieg durch Zuflüsse gemessen (Abb. 4), da diese wenig bis gar kein Wasser führten oder durch nur geringe Nährstoffkonzentrationen gekennzeichnet waren. Entlang des Fließgewässerverlaufs fand eine Abnahme an  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen durch Verdünnung, Denitrifikation und Pflanzenaufnahme statt. Im späten Herbst (November 2006) dagegen verursachten die Zuflüsse Nr. 3, 6 und 13 einen Anstieg der beobachteten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Werte in der Kielstau, was in einen leichten Anstieg der Werte im gesamten Flussprofil resultiert (Abb. 4).

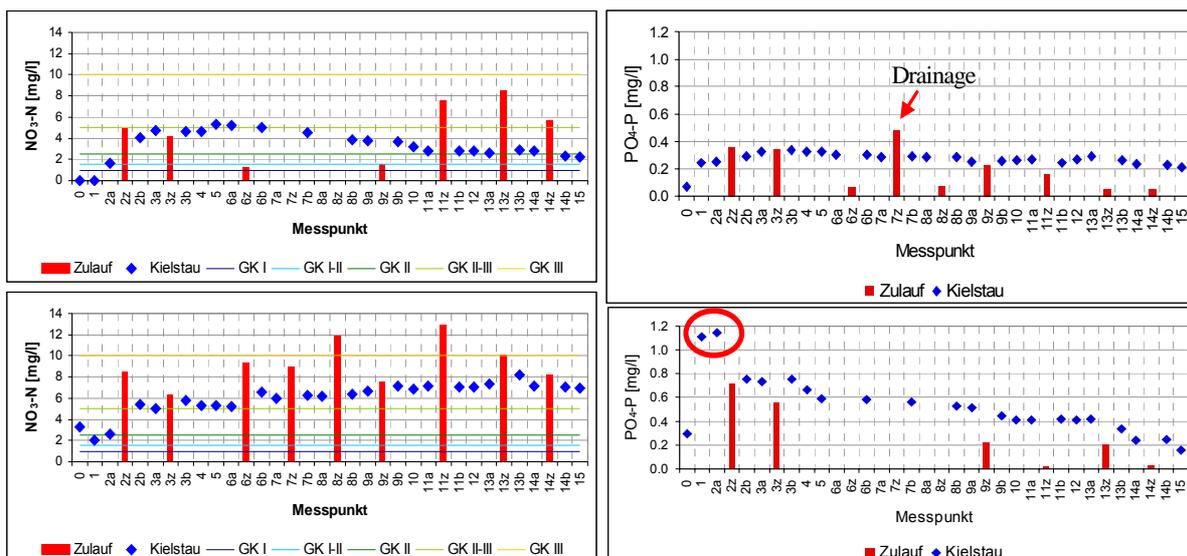


Abb. 4: Längsschnitte Kielstau - links:  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen mit LAWA-Güteklassen an zwei Stichtagen: oben: 19.07.2006, unten: 15.11.2006; rechts:  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen an zwei Stichtagen: oben: 24.05.2006, unten: 22.09.2006

Hohe Konzentrationen an Phosphat-P und Gesamt-P wurden vor allem in den Sommermonaten Juli und September (Abb. 4) ermittelt. Es wurde eine deutliche Zunahme der Konzentrationen vom Winderatter See zur Kielstau festgestellt. In diesem Bereich unterhalb des Sees durchfließt die Kielstau auf einer Strecke von etwa 700 m ein Niedermoor, das sich innerhalb eines Naturschutzgebietes befindet. Die starke Erhöhung der P-Konzentrationen in diesem Abschnitt der Kielstau liegt vermutlich in einer Freisetzung von Phosphor aus dem Niedermoor oder dem Sediment in der Kielstau begründet. Im weiteren Verlauf der Kielstau kommt es zu einer Verdünnung der Phosphorkonzentrationen in der Kielstau.

#### 4.1.4 Saisonale Einflüsse des Winderatter Sees

Am Abfluss des Winderatter Sees befindet sich ein Stauwehr, welches bei mittlerem Abfluss unter Wasser ist (LAWAKÜ 1990). Dadurch kommt es zu einer Sedimentrückhaltung und nur einem reduzierten Wasseraustausch im See.

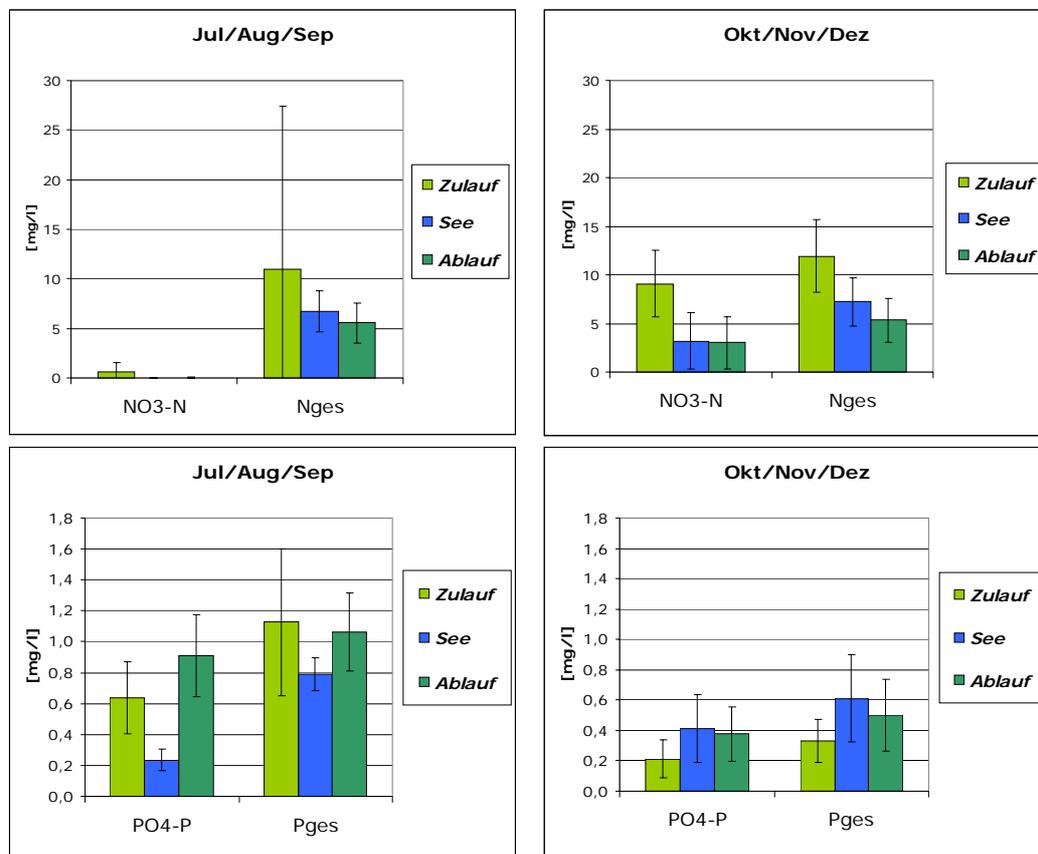


Abb. 5: Stickstoff- (oben) und Phosphor-Konzentrationen (unten) im Zulauf, See und Ablauf (GRUDZINSKI 2007)

Ein Niedermoor im ausgedehnten Verlandungsbereich des Sees hat vermutlich einen großen Einfluss auf die Stofftransportprozesse zwischen dem See und den ersten Probenahme-punkten Nr. 1 bzw. W1. Wenn die Stickstoff-Konzentrationen im Zulauf, Ablauf und See betrachtet werden (Abb. 5), fällt auf, dass die NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen im Sommer gering, im Herbst höher sind. Die N<sub>ges</sub>-Werte sind in beiden Zeitabschnitten ähnlich, welches durch höhere NH<sub>4</sub>-Konzentrationen im Sommer verursacht wurde. Im Vergleich der Messpunkte zu-

einander zeigt sich, dass  $\text{NO}_3\text{-N}$  und  $\text{N}_{\text{ges}}$  im Zulauf am höchsten, im Ablauf deutlich geringer sind.

Bei den P-Werten sind die Tendenzen nicht so klar (Abb. 5). Im See-Zulauf und im -Ablauf weist  $\text{PO}_4\text{-P}$  im Sommer höhere Konzentrationen und stärkere Schwankungen auf; ab Oktober sind die Werte niedriger. Im See selber jedoch ist  $\text{PO}_4\text{-P}$  von Juli bis August eher niedrig, steigt im Oktober an, um dann bis Dezember wieder abzufallen.  $\text{P}_{\text{ges}}$  zeigt für Zu- und Ablauf die gleichen Tendenzen wie  $\text{PO}_4$ , im See dagegen sinkt der von Juli bis Oktober relativ konstante Wert im November und Dezember ab (GRUDZINSKI 2007).

#### 4.2 Ökohydrologische Modellierung

Die SWAT-Modellierung der Abflusskurven war erfolgreich. Die Güte der Kalibrierung ergab einen NSE von 0,73 und einen Korrelationskoeffizienten von 0,86; die Validierung einen NSE von 0,46 und einen Korrelationskoeffizienten von 0,73.

Der visuelle Vergleich der gemessenen und der simulierten Nitratfracht am Pegel Soltfeld (Abb. 6) zeigt, dass im Sommer 2005 und im Sommer 2006 sowohl die Größenordnung als auch die generelle Dynamik der Nitratfracht vom Modell zufriedenstellend getroffen wird. Im dazwischen liegenden Winter 2005/06 wurden die Nitratfrachten am Pegel Soltfeld vom Modell jedoch stark unterschätzt. Dies lässt sich zum Teil durch den modellierten Abfluss erklären, der in diesem Zeitraum ebenfalls wesentlich niedriger liegt als der gemessene. Zudem scheint das Modell die im Herbst und Winter höheren Nitratreinträge aus dem Einzugsgebiet nicht in ausreichendem Maß abzubilden. Insgesamt ergeben sich für den Zeitraum Juni 2005 bis Oktober 2006 akzeptable Werte für den NSE (0,55) und den Korrelationskoeffizienten (0,84). Trotzdem zeigen die statistischen Gütemaße, dass eine weitere Anpassung entscheidender Parameter notwendig ist, um die Simulation der Nitratfracht am Pegel Soltfeld mit dem Modell SWAT zu optimieren. Eine Validierung war aufgrund der kurzen Zeitreihe für Nitratmessdaten derzeit noch nicht möglich.

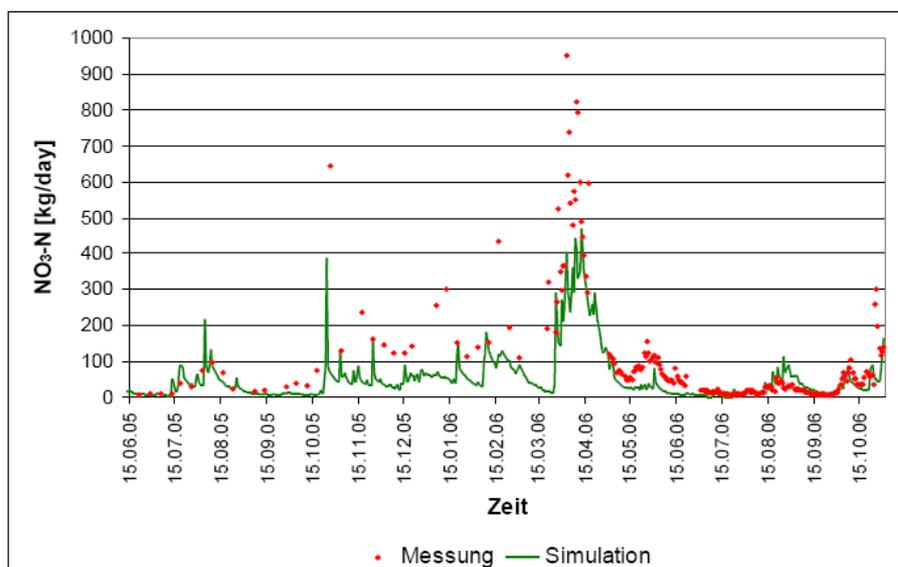


Abb. 6: Gemessene und simulierte Nitratfracht am Pegel Soltfeld (Juni 2005 - Oktober 2006)

Die modellhafte Abbildung des Stoffeintrags im ländlichen Raum hat durch die Integrierung und Berücksichtigung der unterschiedlichen Nährstoffquellen und Eintragspfade (Tab. 1) eine deutliche Verbesserung erfahren. Die Erkenntnisse aus den Messkampagnen und Kartierungen konnten dazu beitragen.

Tab. 1: Integration der Stoffeintragsquellen im Modell

Umfeld	Quellen	Eintragspfade	Integration	
Landwirtschaft	Diffuse Quellen	Oberflächenabfluss, Sickerwasserstrom	√	
		Dränagen	√	
		Entwässerungsgräben	√	
Dörfliches Umfeld	Siedlungsabwasser	Kleinkläranlagen	√	
		Pflanzenkläranlagen	-	
		Teichkläranlagen	-	
		Regenwasserentlastung	Straßenentwässerung	-
		Regenwasserentlastungsbecken	-	
		Grundstücksabläufe	-	

## 5 Ausblick

Die integrierten Messungen und Modellierungen haben sich als geeignete Werkzeuge zur Identifikation der Nährstoffeintragsquellen und -pfade herausgestellt und sollen weiter durchgeführt werden. Eine verbesserte Modellgüte wird durch eine weitere Integration der Stoffeintragsquellen im Modell erwartet.

## Literatur

- ARNOLD, J.-G., R. SRINIVASAN, R.S. MUTTIAH & J.R. WILLIAMS (1998): Large area hydrologic modelling and assessment, Part I: Model development. J. American Water Resources Association 34 (1), 73-89.
- BIEGER, K. (2007): Integrierte Analyse der Wasserqualität eines Fließgewässers im ländlich geprägten Raum des Norddeutschen Tieflands. Diplomarbeit im Fach Geographie, Ökologie-Zentrum Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. 142 S. [http://www.hydrology.uni-kiel.de/lehre/abschlussarbeiten/2008\\_kbieger\\_kielstauqualitaet.pdf](http://www.hydrology.uni-kiel.de/lehre/abschlussarbeiten/2008_kbieger_kielstauqualitaet.pdf).
- FOHRER, N., B. SCHMALZ, F. TAVARES & J. GOLON (2007): Ansätze zur Integration von landwirtschaftlichen Drainagen in die Modellierung des Landschaftswasserhaushalts von mesoskaligen Tieflandeinzugsgebieten. Hydrologie & Wasserbewirtschaftung 51 (4): 164-169.
- GRUDZINSKI, A. (2007): Beurteilung der Wasserqualität von eutrophen Seen im Norddeutschen Tiefland unter Aspekten der historischen und heutigen Landnutzung im Einzugsgebiet. Masterarbeit im Studiengang Agrarwissenschaften, Ökologie-Zentrum Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. 130 S. [http://www.hydrology.uni-kiel.de/lehre/abschlussarbeiten/2007\\_grudzinski\\_see.pdf](http://www.hydrology.uni-kiel.de/lehre/abschlussarbeiten/2007_grudzinski_see.pdf).
- LANU – Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (2001): Seenkurzprogramm 1998: Bordscholmer See, Bültsee, Gammellunder See, Owschlager See, Schülldorfer See, Winderatter See, Wittensee. Flintbek, 165 S.

- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin.
- LAWAKÜ - Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (1990): Güte-längsschnitt Kielstau. A 91. Kiel.
- NASH, J. E. & J. V. SUTCLIFFE (1970): River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles, *Journal of Hydrology*, 10 (3), 282–290.
- NEITSCH, S.L., J.G. ARNOLD, J.R. KINIRY & J.R. WILLIAMS (2005): Soil and Water Assessment Tool –Theoretical Documentation, Version 2005. Texas.
- SCHMALZ, B., K. BIEGER & N. FOHRER (2008): Assessment of nitrogen entry pathways in a catchment in the North German lowlands. *Adv. Geosci.* "Advances and visions in large-scale hydrological modelling" Editors: K. Berkhoff, M. Hunger & F. Portmann. Accepted.

## **Biogeochemische Abflussganglinienanalyse eines vermoorten Einzugsgebiets zur Untersuchung des Effekts einzelner Extremereignisse**

Christina Weyer, Gunnar Lischeid, Stefan Peiffer, Kerstin Schulze,  
Werner Borken, Egbert Matzner

### **Zusammenfassung**

Feuchtgebiete stellen die Übergangszone zwischen ungesättigter Zone, Grundwasser und Oberflächengewässern dar. Der Einfluss der Vorfluter-fernen Bereiche auf die Beschaffenheit der Vorfluter wird oft durch Stoffumsetzungen in der Vorfluter-nahen Zone überprägt. Eine Änderung der Stoffdynamik in diesem Teil des Einzugsgebiets, z.B. durch Zunahme von Intensität und Frequenz hydrologischer Extremsituationen (lange Trockenperioden, starke Niederschläge) wirkt sich damit direkt auf die Beschaffenheit der Oberflächengewässer aus. Zur Untersuchung dieser Zusammenhänge wurden in dem zu einem Drittel vermoorten Lehstenbach-Einzugsgebiet im Fichtelgebirge je 18 Parameter in über 1000 Proben aus Bächen, Grundwasser von Vorfluter-fernen und -nahen Standorten sowie der Bodenlösung analysiert. Einzelne Stoffe unterliegen einer Vielzahl von Prozessen und sind daher ungeeignet, einzelne Prozesse zu identifizieren. Dagegen lassen sich verschiedene Prozesse aufgrund ihrer unterschiedlichen Auswirkungen auf verschiedene Parameter anhand einer nicht-linearen Hauptkomponentenanalyse quantitativ bestimmen. Dazu wurde das Isometric Feature Mapping (Isomap)-Verfahren verwendet. Damit konnte ergänzt durch eine Cluster-Analyse gezeigt werden, dass verschiedene Typen an Abflussereignissen existieren.

### **1 Einleitung**

Im Lehstenbach-Einzugsgebiet im Fichtelgebirge, Nordostbayern, werden die Auswirkungen von Austrocknungs-/Wiederbefeuchtungs-Zyklen auf die Beschaffenheit des Grundwassers und auf die Stoffausträge aus dem Einzugsgebiet untersucht. Ziel ist es, die Bedeutung von Einzelprozessen für den Stoffhaushalt auf größerer Skala darzulegen.

### **2 Isometric Feature Mapping (Isomap)**

Stoffkonzentrationen von Grund- und Bachwasser sind von einer Vielzahl an Prozessen beeinflusst, die räumlich und zeitlich variieren. Die Zusammenhänge zwischen den Prozessen sind oft nichtlinear. Daher ist es sinnvoll, Methoden der nichtlinearen Statistik zu verwenden. Das hier benutzte Isometric Feature Mapping (TENENBAUM et al. 2000) basiert auf der klassischen multidimensionalen Skalierung (CMDS). Dabei werden die geodätischen Abstände nichtlinearer Strukturen im Datensatz mit Hilfe euklidischer Abstände stückweise angenähert. Ziel des Verfahrens ist es, eine kleine Anzahl „nichtlinearer Hauptkomponenten“ zu extrahieren, die einen möglichst großen Teil der Varianz des Datensatzes erklären.

### **3 Datensatz**

Der Datensatz umfasst Stoffkonzentrationsdaten von Grund- und Bachwasser aus dem Einzugsgebiet Lehstenbach im Fichtelgebirge, Nordostbayern. Das Einzugsgebiet hat eine Fläche von 4,19 km<sup>2</sup>. Aus dem im Gebiet anstehenden Granit haben sich an grundwasserfernen

Standorten überwiegend basenarme Braunerden und Podsole entwickelt. In den vorfluternahen Bereichen sind Moore und Gleye zu finden, welche etwa ein Drittel der gesamten Einzugsgebietsfläche ausmachen. Die  $\text{HCO}_3^-$ -freien Wässer haben pH-Werte zwischen 3.3 und 6. Die  $\text{SO}_4$ -Einträge ins Gebiet erreichten in den 1970er Jahren ihren Höhepunkt und haben seitdem um mehr als 80% abgenommen (MATZNER et al. 2004). Das schwach saure Schlöppnerbrunnen-Niedermoor nahe des Gebietsauslasses wird vom Moorbach entwässert (Abbildung 1). Das Gebiet ist Standort der DFG-Forscherguppe 562 „Bodenprozesse bei extremen meteorologischen Randbedingungen“.

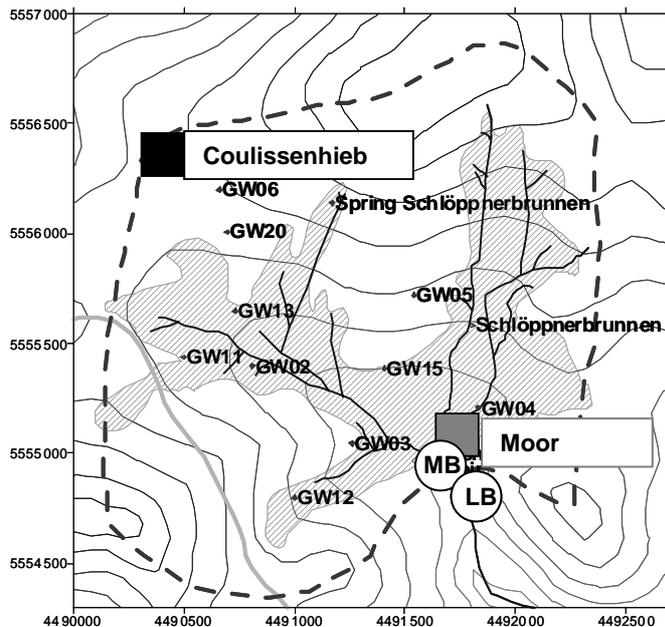


Abb. 1: Messstellen im Einzugsgebiet Lehstenbach. LB: Lehstenbach, MB: Moorbach, Moor: Schlöppnerbrunnen-Niedermoor, GW02 bis GW20: Grundwassermessstellen nicht-vermoorte Standorte

Für die durchgeführte Isomap-Analyse wurden folgende Messstellen im Zeitraum April 2005 bis Juni 2007 beprobt: Moorbach (MB), Lehstenbach (LB), Grundwasser an nicht-vermoorten Standorten (GW02 bis GW20), Grundwasser und Bodenlösung im Schlöppnerbrunnen-Moor, Bodenlösung am grundwasserfernen Standort Coulissenhieb. Der Zeitraum umfasst ein Austrocknungs-/Wiederbefeuchtungsexperiment (A/W), das im Sommer 2006 im Schlöppnerbrunnen-Moor zur Simulation einer extremen Trockenperiode mit nachfolgendem Starkregenereignis durchgeführt wurde. Insgesamt umfasst der Datensatz 18 Parameter von insgesamt 1132 Proben: Al, Ca, Cl, Fe, K, Mg, Mn, Na,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ , Gesamt-N,  $\text{SO}_4$ , Gesamt-S, Si,  $\text{o-PO}_4$ , DOC, elektrische Leitfähigkeit und pH-Werte.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Interpretation der Isomap-Komponenten

Etwa 84% der Varianz der 18 Parameter wird durch die ersten drei Komponenten erklärt. Um diesen Komponenten verschiedene biogeochemische Prozesse zuordnen zu können, werden im folgenden die Zusammenhänge zwischen den einzelnen Parametern und den Komponentenwerten sowie räumliche und zeitliche Muster dargestellt.

### Erste Isomap-Komponente: Redox

Die erste Komponente erklärt 54,9% der Varianz des Datensatzes. Die Komponente ist positiv mit  $\text{NO}_3$ ,  $\text{SO}_4$ , Ca, Mg und elektrischer Leitfähigkeit und negativ mit Fe korreliert (Abbildung 2). Der Zusammenhang zwischen  $\text{NO}_3$ , Fe and  $\text{SO}_4$  mit der ersten Komponente erinnert an die bekannte Redox-Sequenz. Denitrifikation, Fe-Reduktion und  $\text{SO}_4$ -Reduktion gewinnen an Bedeutung, je niedriger das Redoxpotential ist.  $\text{NO}_3$  und  $\text{SO}_4$  sind die vorherrschenden Anionen im Grund- und Oberflächenwasser. Denitrifikation und  $\text{SO}_4$ -Reduktion führen zu einer Abnahme der Ionenstärke, was sich in der Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit sowie der Konzentration der meisten Kationen widerspiegelt.

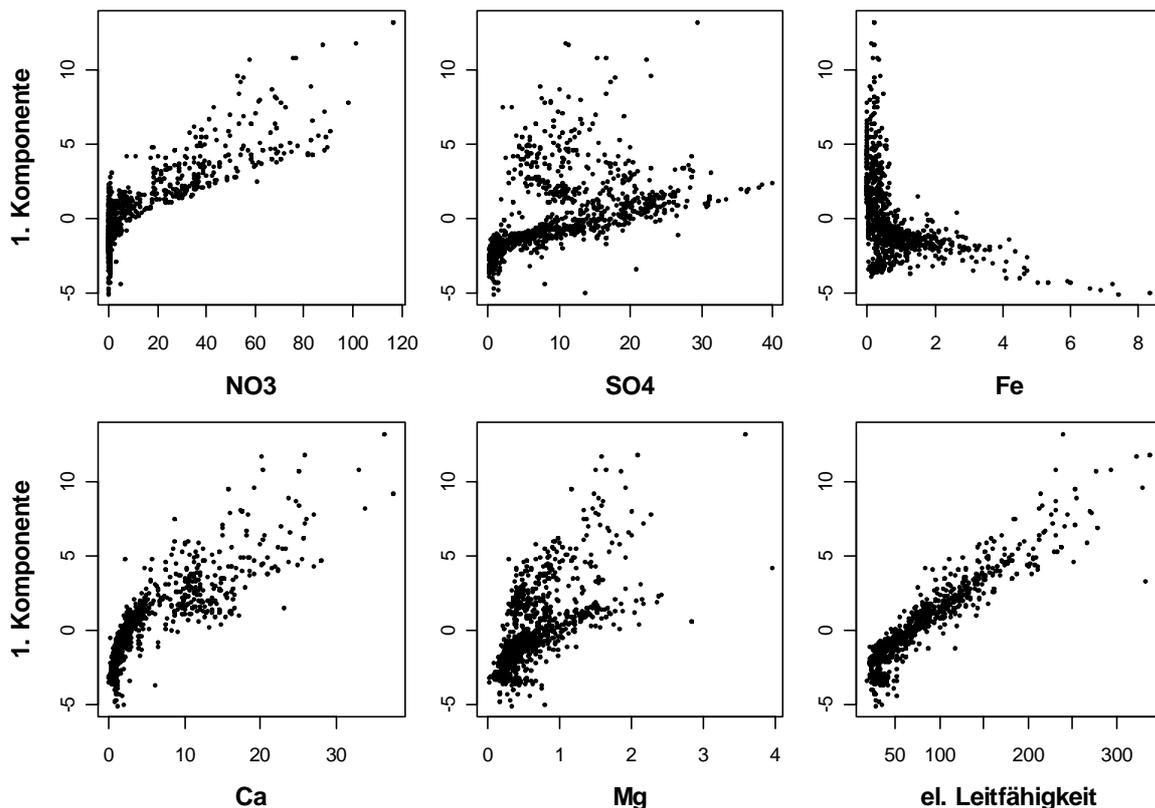


Abb. 2: Ladungen der ersten Isomap-Komponente (y-Achse) versus Konzentrationen (x-Achse). Konzentrationen in  $[\text{mg/l}]$ , elektrische Leitfähigkeit in  $[\mu\text{S/cm}]$

Die Komponentenwerte nehmen von der Bodenlösung des grundwasserfernen Standortes Coulissenhieb, welches das am stärksten oxisch geprägte Wasser repräsentiert, über das Grundwasser der nicht vermoorten Standorte, den Lehstenbach und den Moorbach hin zu Bodenlösung und Grundwasser des Niedermoores ab. Das Grundwasser des Niedermoores in 1 m Tiefe hat die niedrigsten Komponentenwerte und damit das am stärksten durch Reduktion geprägte Wasser.

### Zweite Isomap-Komponente: $\text{SO}_4$ -Belastung

Die zweite Komponente erklärt weitere 21,7% der Varianz des Datensatzes. Der stärkste positive Zusammenhang findet sich zwischen  $\text{SO}_4$  und der zweiten Komponente (Abbildung 3). Daneben zeigen auch Na und Mn positive Korrelationen mit dieser Komponente. DOC hingegen zeigt einen negativen Zusammenhang mit der zweiten Komponente.

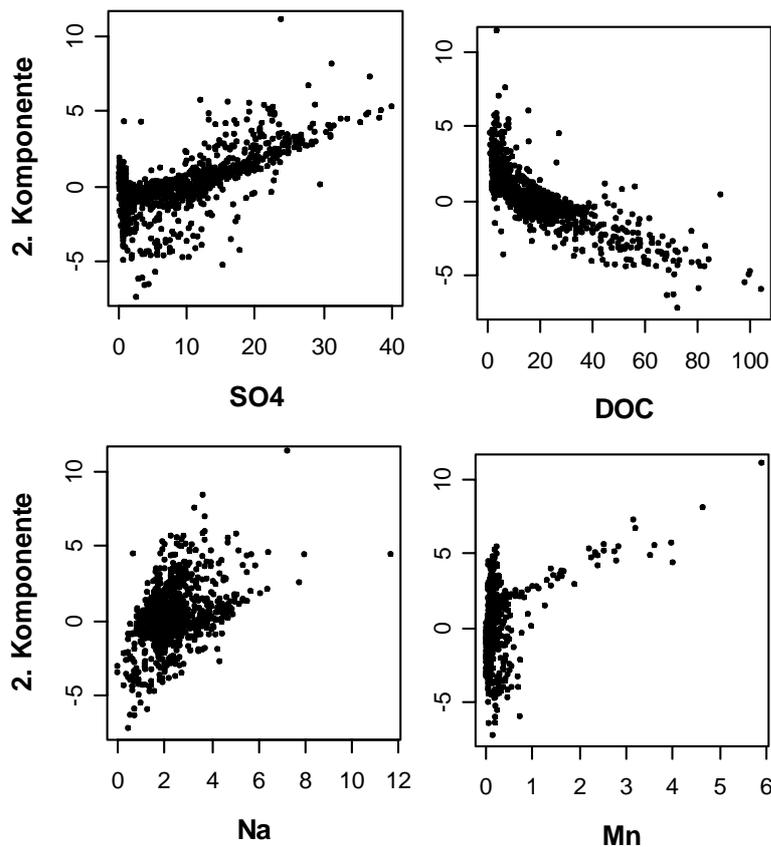


Abb. 3: Ladungen der zweiten Isomap-Komponente (y-Achse) versus Konzentrationen (x-Achse). Konzentrationen in [mg/l]

Die zweite Komponente erklärt den Anteil des  $\text{SO}_4$ , der noch nicht durch die erste Komponente erklärt wird. Da das Gebiet in der Vergangenheit durch Schwefeleinträge geprägt war, finden sich die höchsten Komponentenwerte im Grundwasser der grundwasserfernen Standorte, die heute noch die höchste  $\text{SO}_4$ -Belastung aufweisen. Darüber hinaus weisen die Bodenlösung und das oberflächennahe Grundwasser (0.4 m Tiefe) des Niedermoores sowie der Moorbach hohe Komponentenwerte im Zusammenhang mit dem A/W-Experiment 2006 auf. Dies bedeutet, dass bei starker Austrocknung im Moor eine erhöhte  $\text{SO}_4$ -Belastung durch Oxidation der Sulfide generiert wird, während gleichzeitig die DOC-Konzentrationen abnehmen. Diese Antikorrelation von  $\text{SO}_4$  mit DOC deckt sich mit den Ergebnissen von MONTEITH et al. (2007).

### Dritte Isomap-Komponente: Verweilzeit (geogene Komponente)

Die dritte Komponente repräsentiert 7.3% der Varianz des Datensatzes. Cl, Si, Na und pH sind positiv mit dieser Komponente korreliert (Abbildung 4). Die höchsten Komponentenwerte sind für das Grundwasser Moor in 1 m Tiefe zu beobachten, die niedrigsten in der Bodenlösung Moor in 0,1 m Tiefe. Si und Na kommen vorwiegend aus Verwitterung von Feldspäten des Granits. Si gilt als Tracer für die Grundwasser-Verweilzeit (LISCHEID et al. 2002). Daher wird diese Komponente als Verweilzeit-Komponente oder geogen geprägte Komponente interpretiert. Cl ist nach  $\text{NO}_3$  und  $\text{SO}_4$  das dritthäufigste Anion im Gebiet und

das einzige nicht redox-sensitive Anion. Es fungiert daher als Begleitkation der geogenen Kationen Si und Na.

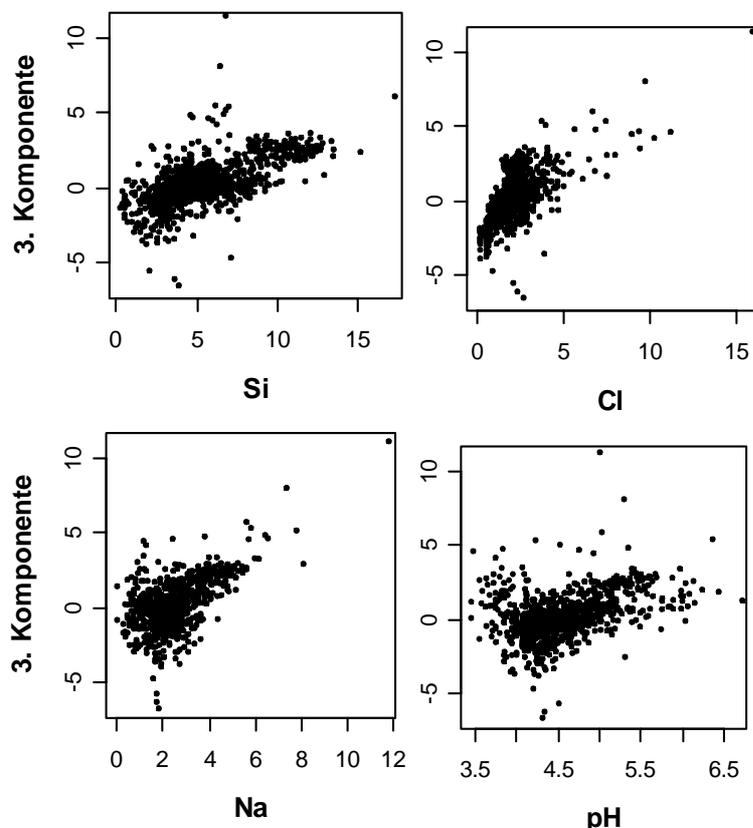


Abb. 4: Ladungen der dritten Isomap-Komponente (y-Achse) versus Konzentrationen (x-Achse). Konzentrationen in [mg/l]

#### 4.3 Moorbach: Clusteranalyse

Unter Nutzung der Kenntnisse über die vorherrschenden biogeochemischen Prozesse wurden die Isomap-Daten aller Moorbach-Proben einer Clusteranalyse unterzogen, um verschiedene Typen von Abflussereignissen zu identifizieren.

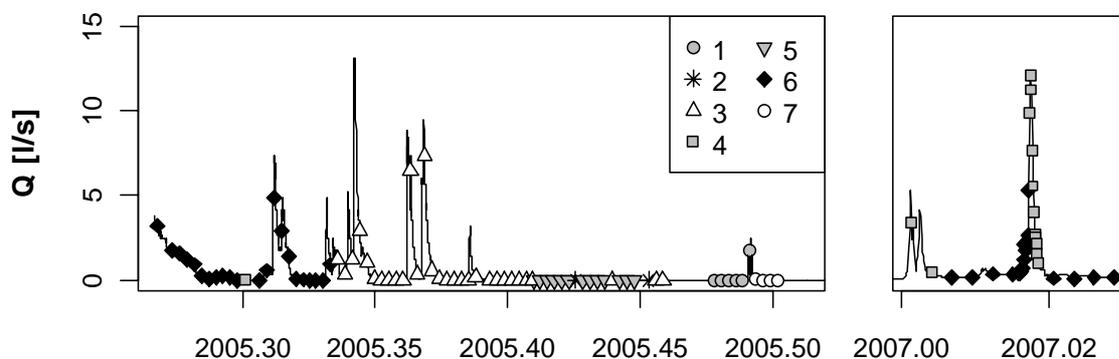


Abb. 5: Clusterzugehörigkeiten der Moorbach-Proben in Abhängigkeit der Abflusshöhe Q [l/s].

Die Moorbach-Daten wurden in sieben verschiedene Cluster gruppiert. Dabei konnten drei oxische Cluster identifiziert werden, die mittlere bis sehr hohe  $\text{SO}_4$ -Belastung zeigen (Cluster

1, 4, 7). Cluster 1 und 4 sind durch lange Verweilzeiten charakterisiert, Cluster 7 fällt durch die kürzeste Verweilzeit aller Cluster auf. Die drei reduzierten Cluster (Cluster 2, 3, 5) zeigen niedrige bis mittlere  $\text{SO}_4$ -Belastung sowie mittlere bis lange Verweilzeiten. Cluster 6 repräsentiert Proben mit einem mittleren Redox-Status, einer mittleren  $\text{SO}_4$ -Belastung sowie einer langen Verweilzeit.

Abbildung 5 zeigt, dass verschiedene Typen von Abflussereignissen existieren. Während der Vegetationsperiode lassen sich zwei verschiedene Typen unterscheiden: Cluster 3 tritt bei Abflussspitzen während nasser Perioden auf. Das Wasser der Abflussspitzen zeigt dann einen reduzierten Charakter mit geringer  $\text{SO}_4$ -Belastung und mittlerer Verweilzeit. Bei Abflussspitzen infolge starker Niederschläge nach langen Trockenphasen treten hingegen Cluster 1 und 7 nacheinander auf. Zunächst wird reduziertes Wasser mit niedriger  $\text{SO}_4$ -Belastung und langer Verweilzeit aus dem Niedermoor mobilisiert. Gegen Ende der Abflussspitze fließt oxisches Wasser mit sehr kurzer Verweilzeit (frisches Niederschlagswasser) und hoher  $\text{SO}_4$ -Belastung im Moorbach ab.

Im Winter treten v.a. Cluster 4 und 6 zusammen auf. Beide Cluster zeigen intermediäre Werte bzgl. der drei Isomap-Komponenten. Somit kann gefolgert werden, dass im Winter intermediäre Abflusstypen auftreten, die zwischen den stark reduzierten, gering  $\text{SO}_4$  belasteten und den stark oxischen, stark  $\text{SO}_4$  belasteten Abflusstypen der Vegetationsperiode liegen.

## Literatur

- Lischeid, G. et al. (2002): Apparent translatory flow in groundwater recharge and runoff generation. – *Journal of Hydrology* 265, 195-211
- Matzner, E. et al. (2004): Trends in Deposition and Canopy Leaching of Mineral Elements as Indicated by Bulk Deposition and Throughfall Measurements. In: Matzner, E. (Ed.), *Biogeochemistry of Forested Catchments in a Changing Environment – A German Case Study*. – *Ecological Studies* 172, Springer Verlag, S. 233-250
- Monteith et al. (2007): Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. – *Nature* 450, 537-541
- Tenenbaum, J.B. et al. (2000): A global geometric framework for nonlinear dimensionality reduction. – *Science* 209, 2319-2323

## **Modellevaluation und –identifikation mit Selbstorganisierenden Merkmalskarten (SOM)**

Markus Casper, Marcus Herbst

### **Zusammenfassung**

Es ist bekannt, dass dieser mit der Verwendung von aggregierenden Gütemaßen einhergehende Informationsverlust ein limitierender Faktor bei der Untersuchung von Modellen bzw. simulierten Zeitreihen ist und ein wichtiges Element der Modellunsicherheit darstellt. Um die durch aggregierende Gütemaße induzierten Probleme bei der Modellidentifikation und Modelloptimierung zu umgehen, stellen wir in diesem Beitrag ein Verfahren vor, welches auf der Verwendung einer Selbstorganisierenden Merkmalskarte (SOM) basiert. Mit ihrer Hilfe wird das Spektrum an Modellrealisationen differenziert, welches einer Monte-Carlo Simulation mit einem flächendetaillierten konzeptionellen Wasserhaushaltsmodell entstammt. Anstelle eines klassischen Optimierungsalgorithmus wird die SOM ferner angewendet, um diejenigen Modellrealisationen unter den Monte-Carlo Ergebnissen zu finden, welche die größte „Ähnlichkeit“ zu der gemessenen Abflusszeitreihe besitzen. Die gewonnenen Ergebnisse werden mit denen des manuell kalibrierten Modells als auch mit den Ergebnissen des Shuffled Complex Evolution Algorithmus (SCE-UA) verglichen.

### **1 Einleitung**

Die Evaluierung bzw. Identifizierung eines Modells stützt sich gewöhnlich auf aggregierende statistische Gütemaße, die gemessene mit simulierten Zeitreihen vergleichen (LEGATES & MCCABE JR. 1999). Die Verwendung dieser Gütemaße führt jedoch teilweise zu Problemen (YAPO et al. 1998; LANE 2007). Aggregierende Gütemaße haben die Eigenschaft, alle Fehler in einem einzigen numerischen Wert zu fassen unabhängig vom spezifischen Fehlermuster, das deutlich mehr Information enthält. Sehr unterschiedliche Simulationsergebnisse können so zu einem beinahe identischen Gütemaß führen, obwohl die korrespondierenden Parametersätze über einen weiten Bereich des Parameterraums streuen. Wegen dieser relativ schwachen Trennwirkung sind traditionelle Gütemaße nicht besonders gut geeignet um zwischen Unterschiedlichkeit oder Gleichwertigkeit mehrerer Modellrealisationen zu unterscheiden (GUPTA et al. 2003; BEVEN & BINLEY 1992). Dies wiederum limitiert unsere Möglichkeiten, ein Modell wirklich zu kalibrieren bzw. zu identifizieren, da das Gütemaß selbst eine eigene Unsicherheitsquelle darstellt (WAGENER et al. 2003). Als einen Schritt in Richtung einer verbesserten Informationsextraktion aus Datenreihen führen wir hier einen neuen Ansatz ein: Die Selbstorganisierende Merkmalskarte (engl. Self-Organizing Map, kurz SOM, KOHONEN 2001) wird verwendet um das gesamte Spektrum an Modellrealisation zu repräsentieren, die durch Monte-Carlo Simulation mit einem Wasserhaushaltsmodell erzeugt wurden. SOM wurden bisher sehr erfolgreich im Bereich der Spracherkennung, der Bildanalyse oder auch der Strukturierung von Gehirnströmen eingesetzt (KOHONEN 2001). Des Weiteren gibt es zahlreiche Beispiele aus dem Bereich Data Mining und Prozessüberwachung (ALHONIEMI et al. 1999; SIMULA et al. 1999; VESANTO 2000). In der Hydrologie ist die Anwendung von SOM aktuell noch nicht sehr weit verbreitet.

## 2 Methoden

### 2.1 Selbstorganisierende Merkmalskarte (SOM)

Eine SOM gehört zu den künstlichen neuronalen Netzen (engl. artificial neural network, ANN) und beinhaltet im Wesentlichen einen unüberwachten Lernalgorithmus. Sie wird benutzt zur Clusteranalyse, zur Visualisierung und zur Dimensionsreduktion von hochdimensionalen Daten. In einer SOM werden Eingangsvektoren mit einem ähnlichen Muster auf benachbarte Positionen eines niedrig-dimensionalen diskreten Gitters von Neuronen projiziert. Somit hat die SOM keine Ausgabefunktion wie andere ANN. Während des Trainings werden die Neuronen soweit modifiziert, dass jeder Bereich der Karte einem charakteristischen Muster aus den Trainingsdaten zugewiesen wird (KOHONEN 2001). Jedes Eingangsdatum  $\mathbf{x} \in X$  wird als Vektor dargestellt:

$$\mathbf{x} = [x_1, x_2, \dots, x_n]^T \in \mathbb{R}^n \quad (1)$$

$n$  hat die Dimension des Eingangsdatenraums. In unserem Fall ist  $n$  die Länge der Zeitreihe. Eine feste Anzahl Neuronen wird zu einem Gitter angeordnet. Jedes Neuron wird mit einem Gewichtsvektor oder Referenzvektor verbunden:

$$\mathbf{m}_i = [\mu_{i1}, \mu_{i2}, \dots, \mu_{in}]^T \in \mathbb{R}^n \quad (2)$$

$\mathbf{m}_i$  hat die gleiche Dimension wie der Eingangsvektor  $\mathbf{x} \in X$ . Diese Gewichte verbinden jedes  $\mathbf{x}$  parallel zu allen Neuronen (Index  $i$ ) der Karte. Des Weiteren sind die Neuronen untereinander verbunden. In unserem Fall sind diese Beziehungen über eine hexagonale Rastertopologie definiert. Abb. 1 zeigt die Erzeugung einer SOM: Bei jedem Iterationsschritt wird die Euklidische Distanz zwischen einem zufällig ausgewählten Eingangsdatenelement  $\mathbf{x}$  und den Referenzvektoren  $\mathbf{m}_i$  berechnet. Das Neuron mit der geringsten Euklidischen Distanz wird als "best-matching unit" (BMU) bezeichnet. Danach werden die Referenzvektoren in dieser Umgebung modifiziert. Die Veränderungsrate der Referenzvektoren nimmt proportional mit dem Unterschied zwischen  $\mathbf{x}$  und  $\mathbf{m}_i$  und der Anzahl der Iterationsschritte ab. Darüber hinaus nimmt auch der Radius der Nachbarschaft proportional mit den Iterationsschritten ab (meist wird eine Gauss-Funktion verwendet um die Nachbarschaft zu definieren). Dieser Algorithmus führt mit dem Durchlaufen des gesamten Eingangsdatensatzes zu einer Selbstorganisation der Karte (KOHONEN 2001; HAYKIN 1999). Eine detaillierte Darstellung des Algorithmus findet man in HERBST & CASPER (2007). In diesem Beitrag verwenden wir eine weitere Eigenschaft der SOM: Es ist möglich, einen Vektor  $\mathbf{y}$  welcher nicht Teil des Trainingsdatensatzes war auf die SOM zu projizieren. Das bedeutet, dass das Neuron mit dem Referenzvektor  $\mathbf{m}_c$  ausgewählt wird für das die Euklidische Distanz zwischen  $\mathbf{y}$  und  $\mathbf{m}_i$  ihr Minimum hat. Dieser Ort auf der SOM repräsentiert somit alle Datensätze aus dem Trainingsdatensatz  $X$ , die die größte Ähnlichkeit zu  $\mathbf{y}$  aufweisen. Wenn die Zahl der Neuronen deutlich kleiner ist als die Anzahl der Trainingsvektoren, ist jedes Neuron mit mehreren Eingangsdatensätzen assoziiert, wodurch qualitativ ein Bereich von möglichen Mustern beschrieben wird die alle  $\mathbf{y}$  „am ähnlichsten“ sind.

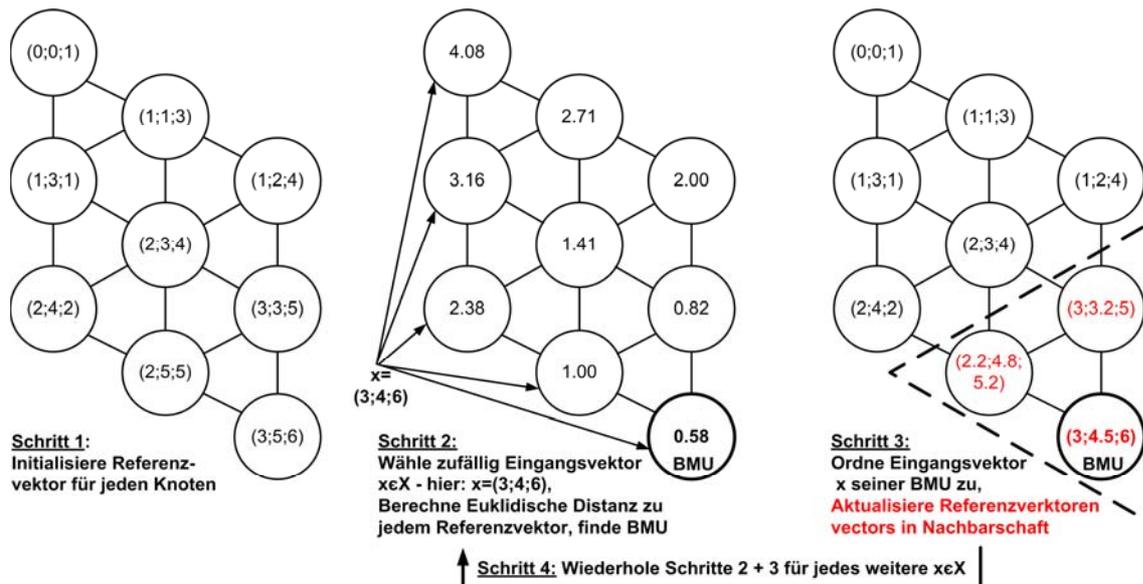


Abb. 1. Zentrale Schritte des SOM Algorithmus.

## 2.2 Datengrundlagen

Im vorliegenden Beispiel dienen 4000 simulierte Abflusszeitreihen als Eingabevektoren („Trainingsdatensatz“). Diese Daten wurden mittels Monte Carlo Simulation mit dem konzeptionellen Einzugsgebietsmodell NASIM (HYDROTEC 2005) generiert. In Stundenzeitschritten wurde ein Zeitraum von 2 Jahren abgedeckt (1. November 1994 bis 28. Oktober 1996), was bedeutet dass jeder Eingabevektor aus 17472 Elementen besteht. Das Modell selbst wird hier nicht weiter beschrieben sondern als „black box“ behandelt.

Für das Monte-Carlo Sampling wurden 7 Parameter ausgewählt (Tab. 2). Die Parameterbereiche wurden so gewählt wie sie auch einer manuellen Kalibrierung zugrunde lagen: Die Grenzen spannen einen plausiblen Parameterraum für dieses Einzugsgebiet auf. Als Eingangsdaten für das Modell dienen Messwerte aus dem Einzugsgebiet der Schwarzen Pockau (129 km<sup>2</sup>) einem Zufluss der Freiburger Mulde in Sachsen nahe der tschechischen Grenze. Die Freiburger Mulde mündet direkt in die Elbe. Vor dem Training der SOM wurden die Daten gemäß Gl. (3) normiert um zu vermeiden, dass hohe Werte das Training zu stark dominieren, da sie einen größeren Einfluss auf das Euklidische Distanzmaß haben (VESANTO et al. 2000).

$$x' = (x - \bar{x}) / \sigma_x \quad (3)$$

Um die Eigenschaften der aus den Monte-Carlo Simulationen gewonnenen SOM zu bewerten, wurden 7 Gütemasse (Tab. 1) für jede simulierte Zeitreihe bestimmt. Des Weiteren wurde die gemessene Zeitreihe auf die SOM projiziert. Die Modelloptimierung wurde unter Verwendung des SCE-UA-Algorithmus (DUAN et al. 1993) durchgeführt. Als Abbruchkriterium wurde eine Änderungsrate von weniger als 0.05% des Gütemaßes (RMSE) innerhalb von drei aufeinander folgenden Schließen festgelegt

Tab. 1. Statistische Gütemaße für die simulierten Ganglinien

Name	Beschreibung
BIAS	Mean error
RMSE	Root of mean squared error
CEFFlog	Logarithmized Nash-Sutcliffe coefficient of efficiency
IAG	Willmott's index of agreement (Willmott 1981); $0 \leq IAG \leq 1$
MAPE	Mean average percentual error
VarMSE	Variance part of the mean squared error
Rlin	Coefficient of determination

Tab. 2. Wertebereiche der NASIM Parameter für die Monte-Carlo Simulation

Name	Bedeutung	Bereich
RetBasis	Speicherkoeffizient für Basisabfluss [h]	0.5 – 3.5
RetInf	Speicherkoeffizient für Interflowkomponente [h]	2.0 – 6.0
RetOf	Speicherkoeffizient für versiegelte Flächen [h]	2.0 – 6.0
StFFRet	Speicherkoeffizient für Stadtabfluss [h]	2.0 – 6.0
hL	Faktor für die horizontale hydraulische Leitfähigkeit	2.0 – 8.0
maxInf	Faktor für die maximale Infiltration	0.025 – 1.025
vL	Faktor für die vertikale hydraulische Leitfähigkeit	0.005 – 0.105

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Eigenschaften der SOM

Nach dem Training sollte jedes Neuron der 22x15 SOM aktiviert worden sein durch einen (möglichst engen) Musterbereich des Eingangsdatensatzes. Die Neuronen können über Indexnummern leicht identifiziert werden. Um die Eigenschaften der Merkmalskarte zu untersuchen, wurden für jedes Element die Mittelwerte aller Gütemasse und die Mittelwerte der Modellparameter errechnet. Dies erlaubt eine Überprüfung des Ordnungsprinzips der Selbstorganisierenden Merkmalskarte im Vergleich zu gut bekannten Attributen: a) die Verteilung der Gütemaße und b) die Verteilung der Modellparameterwerte über das Netz. Abb. 2 zeigt die Verteilung der Gütemaße aus Tab. 1 innerhalb der SOM. Abb. 3 zeigt die Verteilung der (mittleren) Parameterwerte innerhalb der SOM. In beiden Abbildungen verweist jedes Kartenelement auf die gleichen Modellrealisationen.

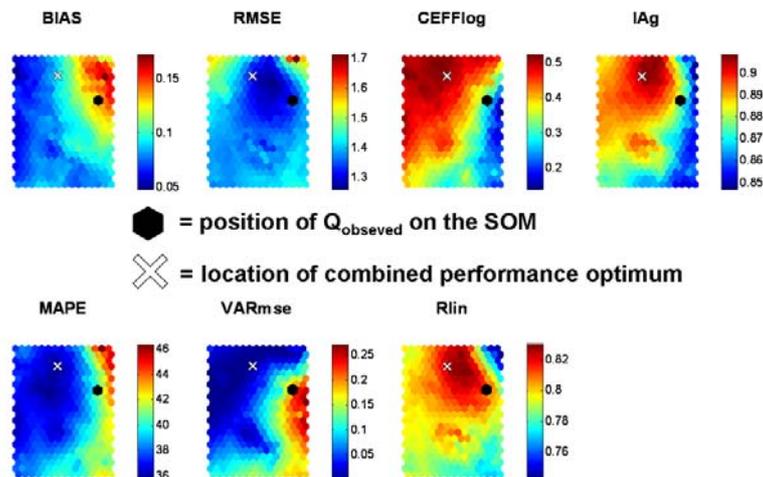


Abbildung 2. Verteilung der Mittelwerte für die Gütemaße aus Tabelle 1 über die SOM. Position der best-matching unit (BMU, schwarzer Punkt) für den gemessenen Abfluss und das gemeinsame Optimum aus allen 7 Gütemaßen (Schwerpunkt) (weißes Kreuz).

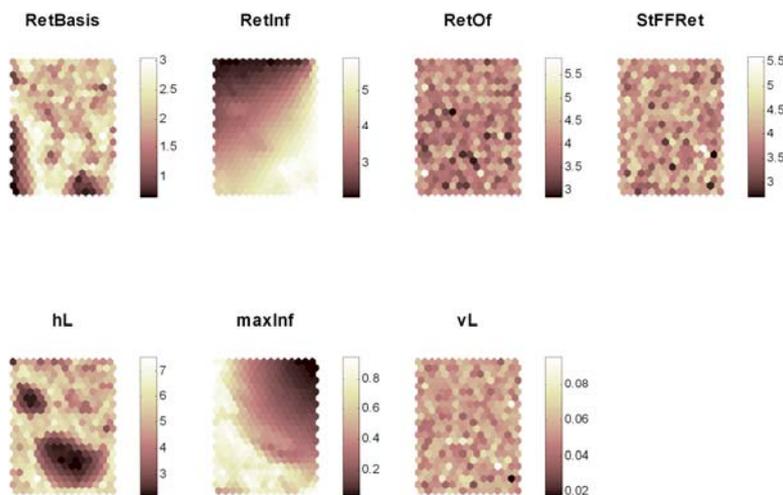


Abbildung 3. Verteilung der Mittelwerte der Modellparameter aus Tab. 2 über die SOM.

In Abb. 2 ist deutlich zu erkennen, dass sich die Gütemaße nicht zufällig über die SOM verteilen: Sie lassen sich eindeutig bestimmten Regionen der SOM zuordnen. In Abb. 3 ist erkennbar, dass nur für 2 Parameter eine klare Zuordnung zu einem Bereich auf der SOM gemacht werden kann (RetInf und maxInf), für die Werte von RetOf, StFFRet und vL ist kein Ordnungsprinzip erkennbar. Für die Parameter RetBasis und hL gilt dies ebenfalls für den größten Bereich der Karte. Eine lokale Farbstrukturierung lässt jedoch teilweise einen Zusammenhang zwischen Parameterwert und Kartenposition erkennen (diese steht jeweils für einen bestimmten Musterbereich in den simulierten Ganglinien). Dies führt zu der Schlussfolgerung, dass nur die Parameter RetInf und maxInf sensitiv sind, während die Parameter RetBasis und hL stark mit anderen Parametern interagieren.

### 3.2 Projektion der gemessenen Zeitreihe auf die SOM

In Abb. 2 ist die "best-matching unit" (BMU) für die gemessene Zeitreihe dargestellt (schwarzer Punkt). Des Weiteren wurde das kombinierte Optimum aller 7 Gütemaße dargestellt (weißes Kreuz). Das kombinierte Optimum wurde als geometrischer Massenschwerpunkt der Positionen der Optima der einzelnen Gütemasse bestimmt. Es ist leicht zu erkennen, dass die Position der BMU weder mit irgendeinem Optimum der verwendeten Gütemaße zusammenfällt noch mit dem kombinierten Optimum. Tab. 3 fasst die Parameterwerte der 11 Modellrealisationen zusammen, die in unserem Beispiel mit der BMU assoziiert wurden. Diese Zeitreihen wurden als diejenigen identifiziert, die der gemessenen Zeitreihe am „ähnlichsten“ sind. Wenn man die Parameterbereiche in Tabelle 3 betrachtet wird deutlich, dass RetInf und maxInf wenig variieren, die übrigen umfassen fast nahezu den gesamten Wertebereich der Monte-Carlo Simulation.

Tab.3. Übersicht über die Parameterwerte der 11 mit der BMU assoziierten Modellrealisationen

	RetBasis	<b>RetInf</b>	RetOf	StFFRet	hL	<b>maxInf</b>	vL
Min	0.699	<b>4.336</b>	2.379	2.202	2.191	<b>0.107</b>	0.008
Max	3.143	<b>4.787</b>	5.731	5.581	6.540	<b>0.134</b>	0.105
Mean	1.756	<b>4.555</b>	4.278	3.548	4.674	<b>0.122</b>	0.065

Die Ganglinien aller 11 Modellrealisationen sind in Abb. 4c zusammen mit allen 4000 Simulationen im Hintergrund und der gemessenen Ganglinie dargestellt (nur die Periode vom 14. Januar 1995 bis zum 212 Oktober 1995 ist hier dargestellt). Es wird in jedem Fall deutlich, dass die durch die SOM als BMU selektierten Ganglinien alle eine sehr hohe Ähnlichkeit untereinander aufweisen.

Abb. 4b zeigt das Ergebnis einer automatisierten Optimierung mit dem Gütemaß RMSE unter Verwendung des SCE-UA Algorithmus. Abb. 4a enthält die Ganglinie, die nach manueller Kalibrierung des Modells durch einen Experten generiert wurde. Es wird deutlich, dass das vorgestellte SOM-Verfahren eine bessere Modellanpassung erzeugt hat als die manuelle Kalibrierung. Die Optimierung mittels SCE-UA zeigt einen schon visuell deutlich besseren Verlauf als die manuelle Kalibrierung. Schaut man auf die Gütemasse, so minimiert der SCE-UA wie erwartet den RMSE und auch die meisten anderen verwendeten Gütemaße (Tab. 4), doch erscheint die Anpassung mittels SOM noch etwas besser im Bereich des Leerlaufens.

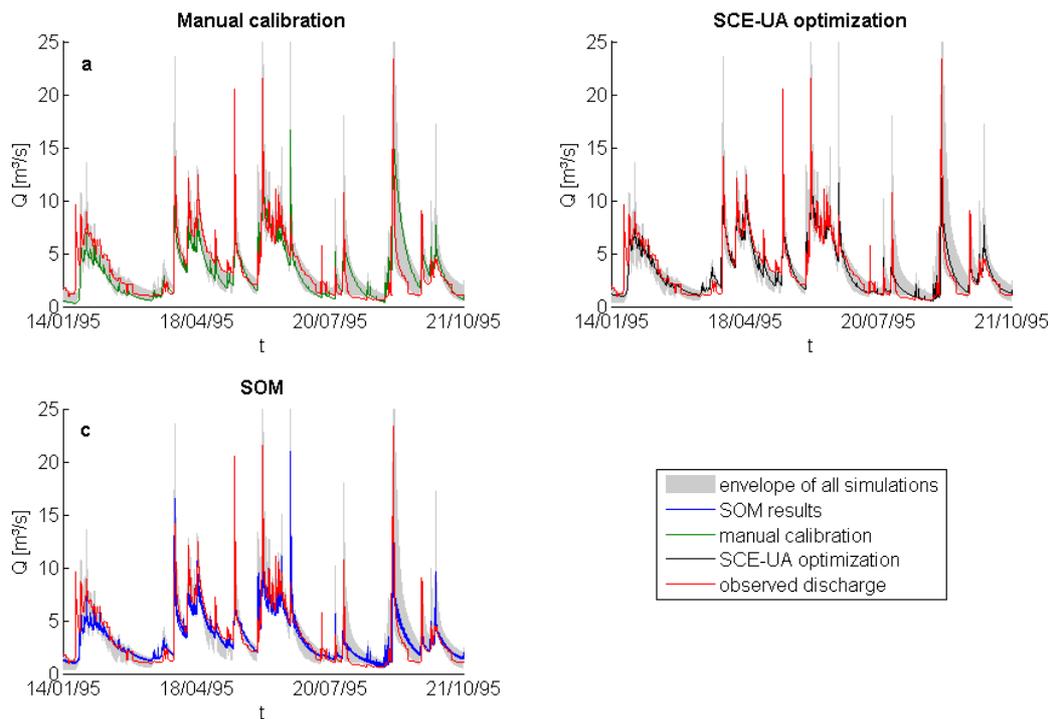


Abb. 4. Modellrealisationen aus a) Manueller Kalibrierung, b) Optimierung mit SCE-UA und c) BMU der SOM für die gemessene Ganglinie. Im Hintergrund als Einhüllende die Gesamtheit aller Monte-Carlo Simulationen.

Tab. 4. Vergleich der Gütemaße für die manuelle Kalibrierung, die Optimierung mit SCE-UA und die SOM Anwendung. Für die SOM sind Mittelwerte aus 11 Realisationen angegeben.

Methode	BIAS	RMSE	CEFFlog	IAg	MAPE	VARmse	Rlin
Manuelle Kalibrierung	0.32	1.58	0.50	0.86	42.36	0.01	0.75
SCE-UA	0.10	1.25	0.49	0.91	36.37	0.06	0.83
SOM	0.13	1.34	0.30	0.88	40.71	0.19	0.81

#### 4 Diskussion

Aus den Mustern der Gütemasse in Abb. 2 wird ersichtlich, dass bestimmte Korrelationsstrukturen durch die SOM repräsentiert werden. Daraus können wir schließen, dass die Information, die mit aggregierenden Gütemaßen extrahiert werden kann durch die SOM assimiliert bzw. erhalten wird. Des Weiteren konnte in Abb. 3, Abb.4 und Tab. 3 gezeigt werden, dass mit Hilfe des SOM Informationen bezüglich Parametersensitivitäten und – zumindest teilweise – über Parameterinteraktion gewonnen werden können. Wir leiten aus diesen Ergebnissen die hohe Trennfähigkeit der SOM hinsichtlich bestimmter Eigenschaften von simulierten Ganglinien ab.

Durch die Projektion der gemessenen Ganglinie auf die SOM konnte aus dem breiten Spektrum der durch Monte-Carlo Simulation generierten Modellrealisationen 11 Parametersätze selektiert werden, die alle zu Ganglinien mit einer hohen Ähnlichkeit zur gemessenen Ganglinie führen. Die Trennschärfe der vorgestellten Methode hängt in jedem Fall von der Anzahl der Modellrealisationen ab. In unserem Fall war der Datensatz relativ klein. Trotzdem konn-

ten über die BMU diejenigen Modellrealisationen gefunden werden, die der Qualität des Resultats aus der SCE-Optimierung entsprechen. Es sollte hier noch einmal betont werden, dass dieses Ergebnis ohne die Verwendung eines aggregierenden Gütemaßes gefunden wurde. „Ähnlichkeiten“ in einer SOM sind daher nicht direkt mit einer einzelnen Maßzahl quantifizierbar. Eine SOM berücksichtigt offensichtlich stärker die in der Zeitreihe enthaltene Fehlerstruktur.

Im vorliegenden Artikel konnte klar gemacht werden, dass mittels einer SOM simulierte Zeitreihen sinnvoll unterschieden werden können. Es konnte ebenfalls gezeigt werden, dass durch die Verwendung herkömmlicher Gütemasse zusätzliche Unsicherheiten in Kauf genommen werden müssen, die sich vor allem in der schlechten Trennung verschiedener Modellrealisationen äußert (equipfinality).

### Danksagung

Die Autoren danken Oliver Buchholz (Hydrotec GmbH) und René Wengel für Ihre Unterstützung. Die Arbeit wurde unter Verwendung der SOM-Toolbox für Matlab des "SOM Toolbox Team", Helsinki University of Technology (<http://www.cis.hut.fi/projects/somtoolbox>) durchgeführt. Die Arbeiten wurden durchgeführt im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes RIMAX -"Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse".

### Literatur

- ALHONIEMI, E., J. HOLLMÉN, O. SIMULA & J. VESANTO (1999): Process Monitoring and Modeling using the Self-Organizing Map, *Integrated Computer Aided Engineering*, 6, S. 3-14
- BEVEN, K. J. & A. BINLEY (1992): The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction, *Hydrol. Processes*, 6, S. 279-298, 10.1002/hyp.3360060305
- DUAN, Q., V. K. GUPTA & S. SOROOSHIAN (1993): Shuffled complex evolution approach for effective and efficient global minimization, *Journal of Optimization Theory and Applications*, 76, S. 501-521, doi: 10.1007/BF00939380
- GUPTA, H. V., S. SOROOSHIAN, T.S. HOGUE & D.P. BOYLE (2003): Advances in Automatic Calibration of Watershed Models, in: *Calibration of Watershed Models*, edited by: Duan, Q., Gupta, H. V., Sorooshian, S., Rousseau, A. N., and Turcotte, R., Water Science and Application, AGU, Washington D.C., S. 9-28
- HAYKIN, S. (1999): *Neural networks - a comprehensive foundation*, 2nd ed., New Jersey
- HERBST, M. & M. C. CASPER (2007): Towards model evaluation and identification using Self-Organizing Maps, *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 4, S. 3953-3978
- HYDROTEC (2005): *Rainfall-Runoff-Model NASIM - program documentation* (in German), Hydrotec Ltd., Aachen
- KOHONEN, T. (2001): *Self-Organizing Maps*, 3rd ed., Information Sciences, Berlin, Heidelberg, New York
- LANE, S. N. (2007): Assessment of rainfall-runoff models based upon wavelet analysis, *Hydrol. Processes*, 21, S. 586-607

- LEGATES, D. R. & G.J. MCCABE JR. (1999): Evaluating the use of "goodness-of-fit" measures in hydrologic and hydroclimatic model validation, *Water Resour. Res.*, 35, S. 233-241, 1998WR900018
- SIMULA, O., J. VESANTO, E. ALHONIEMI & J. HOLLMÉN (1999): Analysis and Modeling of Complex Systems Using the Self-Organizing Map, in: *Neuro-Fuzzy Techniques for Intelligent Information Systems*, edited by: Kasabov, N., and Kozma, R., Physica Verlag (Springer Verlag), S. 3-22
- VESANTO, J. (1997): Using the SOM and Local Models in Time-Series Prediction, *Workshop on Self-Organizing Maps (WSOM'97)*, Espoo, Finland, 1997, S. 209-214
- VESANTO, J. (2000): Using SOM in Data Mining, Licentiate's thesis, Helsinki University of Technology
- VESANTO, J., J. HIMBERG, E. ALHONIEMI & J. PARHANKANGAS (2000): SOM Toolbox for Matlab 5, Helsinki University of Technology, Espoo
- WAGENER, T., H.S. WHEATER & H.V. GUPTA (2003): Identification and Evaluation of Watershed Models, in: *Calibration of Watershed Models*, edited by: Duan, Q., Gupta, H. V., Sorooshian, S., Rousseau, A. N., and Turcotte, R., Water Science and Application, AGU, Washington D.C., S. 29-47
- WILLMOTT, C. J. (1981): On the validation of models, *Phys. Geogr.*, 2, S. 184-194
- YAPO, P. O., H. V. GUPTA & S. SOROOSHIAN (1998): Multi-objective global optimization for hydrologic models, *Journal of Hydrology*, 204, S. 83-97, doi:10.1016/S0022-1694(97)00107-8

## Unsicherheitsanalyse in der Niederschlags-Abfluss Modellierung

Jens Grundmann, Gerd H. Schmitz

### Zusammenfassung

Besonders in schnell reagierenden Einzugsgebieten kann die begrenzte Zuverlässigkeit einer deterministischen Hochwasservorhersage leicht deren Glaubwürdigkeit beeinträchtigen. Diesem Problem kann begegnet werden, indem die meteorologischen Unsicherheit und die Unsicherheit in der hydrologischen Modellierung bei der Vorhersage berücksichtigt werden. Am Beispiel des hochwassergefährdeten Flussgebietes der Zschopau im mittleren Erzgebirge zeigen wir den Einfluss dieser Unsicherheitskomponenten im Niederschlags-Abfluss Prozess auf den Gebietsabfluss und dessen Gesamtunsicherheit auf. Die Ergebnisse werden ausgehend vom Gebiet des Pegels Zöblitz / Schwarze Pockau (129 km<sup>2</sup>) bis hin zum Pegel Kriebstein / Zschopau (1757 km<sup>2</sup>) präsentiert. Dabei zeigt die Gesamtunsicherheit des Abflusses sehr unterschiedliche Ausprägungen, die sowohl von der Charakteristik der einzelnen Unsicherheitskomponenten, verschiedenen Gebietsgrößen, der Niederschlagscharakteristik und den dominierenden Abflussprozessen beeinflusst wird. Gleichzeitig wird die dämpfende Wirkung großer Gebiete in Bezug auf die Datenunsicherheit sichtbar, was die besondere Herausforderung einer zuverlässigen Hochwasservorhersage in schnell reagierenden Einzugsgebieten verdeutlicht.

### 1 Einleitung

Hochwässer in kleineren bis mesoskaligen Mittelgebirgseinzugsgebieten sind charakterisiert durch eine schnelle Reaktion des Abflusses auf ein auslösendes Niederschlagsereignis. Um für solche Einzugsgebiete ein zuverlässiges Risikomanagement zu ermöglichen, ist eine Hochwasservorhersage mit möglichst langer Vorwarnzeit erforderlich. Diese Vorwarnzeit kann nur erzielt werden, wenn in den Vorhersageprozess meteorologische Vorhersagemodelle in Verbindung mit Niederschlags-Abfluss(NA) Modellierung einbezogen werden. Da allerdings Fehlalarme im Ergebnis einer deterministischen Modellierung leicht die Glaubwürdigkeit einer Hochwasservorhersage in Frage stellen können, sind Zuverlässigkeitsaussagen für die Modellkette auch als Input für ein effizientes Risikomanagement von Hochwässern nötig. Diese sollten neben der Unsicherheit der meteorologischen Vorhersage auch die Unsicherheit in der NA-Modellierung bewerten und so letztendlich eine gesamte prognostische Unsicherheitsaussage ermöglichen.

Hieraus resultiert das Ziel unserer Untersuchungen, das darin besteht, einzelne Unsicherheitskomponenten in der flächendifferenzierten Niederschlags-Abfluss Modellierung zu analysieren. Dabei richten wir den Fokus auf die entscheidenden Einflussgrößen des NA-Prozesses. Dies sind:

- Niederschlagsdaten, die wichtigste Antriebsgröße des natürlichen Systems, deren raumzeitliche Variabilität bei der Interpolation auf die Gebietsfläche nicht berücksichtigt wird,
- Bodendaten, zur Charakterisierung des entscheidenden Transport- und Speicherraumes, die gewöhnlich aus klassifizierten Bodenkarten abgeleitet werden und deshalb ein Spannweite möglicher Realisationen aufweisen,

- Konzeptionelle Modellparameter, die aus der vereinfachten Prozessbeschreibung im mathematischen Modell resultieren. Da die Modelle besonders in der flächendifferenzierten Modellierung meist überparametrisiert sind, resultiert die Unsicherheit der Modellparameter aus der Wahrscheinlichkeit eine gleiche Anpassungsgüte im Kalibrierungsprozess für unterschiedliche Parametersätze zu erzielen. (BEVEN & BINLEY 1992)

Zunächst analysieren wir separat die Unsicherheiten der Einflussgrößen auf den Gebietsabfluss in Abhängigkeit von der Gebietsgröße und der Niederschlagsintensität. Anschließend kombinieren wir die einzelnen Unsicherheiten und zeigen dabei eine Vorgehensweise auf, wie bei der Überlagerung von Unsicherheiten zur Bestimmung der Gesamtunsicherheit vorgehen werden kann.

## **2 Werkzeuge und Methoden**

### **2.1 Das Untersuchungsobjekt**

Die Untersuchungen wurden am Einzugsgebiet der Zschopau / Pegel Kriebstein durchgeführt. Das Gebiet befindet sich im Südosten Deutschlands im mittleren Erzgebirge. Es erstreckt sich vom Fichtelberg bei 1215 müNN in nördlicher Richtung bis zum Pegel Kriebstein bei 183 müNN und umfasst dabei eine Fläche von 1757 km<sup>2</sup>. Das MQ liegt bei 23.6 m<sup>3</sup>/s, das HHQ wurde am 13.08.2002 mit 1330 m<sup>3</sup>/s gemessen. Weiterhin umfassen die Untersuchungen das Teileinzugsgebiet des Pegels Zöblitz (129 km<sup>2</sup>), das sich unmittelbar im Hochwasserentstehungsgebiet und eine hohe Abflusssdynamik aufweist.

Für die Modellierung des NA-Prozesses verwenden wir das flächendifferenzierte hydrologische Modell WaSiM-ETH 6.4. (Version 2) (SCHULLA & JASPER 1998) auf einem 1km<sup>2</sup> Raster für stündliche Werte des antreibenden meteorologischen Inputs. Der Fokus der Untersuchungen liegt auf dem für die Abflussbildung und -konzentration sensitivsten Teil, dem Bodenkompartment. Hier berechnet WaSiM-ETH zunächst die Infiltration mit einem Ansatz nach Green & Ampt mit Sättigungszeit nach Peschke wobei die nicht infiltrierende Wassermenge den Oberflächenabfluss bildet. Der anschließende Bodenwassertransport wird mit Hilfe der 1-D Richards-Differentialgleichung auf einer homogenen Bodensäule simuliert, die mit dem Bodenmodell von van Genuchten / Mualem parametrisiert ist. Die Parameter für dieses physikalisch basierte Modellkonzept werden üblicherweise aus Bodenkarten abgeleitet und sind Gegenstand der Untersuchung der Bodenvariabilität. Eine weitere Abflusskomponente ist der Interflow, welcher aus jeder Diskretisierungsschicht der Bodensäule generiert werden kann. Ein einfaches Grundwassermodell auf Linearspeicherbasis liefert eine dritte Abflusskomponente. Die Konzentration des Abflusses erfolgt durch Einzellinearspeicher und Flächenlaufzeitfunktion. Der Gesamtabfluss am Gebietsauslass wird durch Überlagerung der einzelnen Abflusskomponenten gebildet. Für dieses eher konzeptionelle Modul der Abflussbildung und -konzentration wurden die sensitivsten Parameter identifiziert und im Folgenden einer Unsicherheitsanalyse unterzogen.

### **2.2 Analyse der Bodenvariabilität**

Üblicherweise werden in der Hydrologie flächenhaft verfügbare Kartenwerke, wie z.B. die Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000 (BÜK 200), für die Bestimmung der Bodenparameter verwendet. Allerdings ist dieses Vorgehen mit einigen Unsi-

cherheiten verbunden, da es sich um klassifizierte Informationen zu Bodentypen und Bodenarten handelt. Diese Klassifikation nach den Bodenstruktureigenschaften ermöglicht für jede Bodenart eine Bandbreite an Realisierungen mit unterschiedlichen bodenhydraulischen Parametern. Die Modellierung dieser Variabilität und deren Einfluss auf die Unsicherheit in der Berechnung des Gebietsabflusses ist Gegenstand unserer Untersuchung und erfordert ein mehrstufiges Vorgehen (GRUNDMANN et. al. 2006). Zunächst werden aus der Bandbreite der Bodenstrukturinformationen für jede Leitbodenart zufällige Realisationen gezogen. Dann erfolgt mit Hilfe einer Pedotransferfunktion, die Berechnung der bodenhydraulischen Parameter nach van Genuchten / Mualem und der resultierenden bodenhydraulischen Kennfunktionen. Da die Bodenparameter untereinander hohe Korrelationen aufweisen und sich ihre Anzahl in Abhängigkeit mit den im Gebiet befindlichen Bodenarten erhöht, verwenden wir einen Ähnlichkeitsansatz, um die bodenhydraulischen Charakteristika für jede Leitbodenart über einen Bezugsboden, den Erwartungswert, und die Verteilungsfunktion eines Skalierungsparameters zu beschreiben. Dadurch kann die Dimensionalität des Parameterraumes bei der Unsicherheitsanalyse erheblich reduziert werden.

### **2.3 Unsicherheit in der raum-zeitlichen Niederschlagsverteilung**

Messwerte des Niederschlags stehen aufgrund der vorhandenen Dichte des Niederschlagsmessnetzes nur an einigen wenigen in der näheren Umgebung befindlichen Niederschlagsstationen zu diskreten Zeitpunkten zur Verfügung. Um diese punktuellen Daten für eine flächendifferenzierte hydrologische Modellierung verwenden zu können, ist eine Interpolation auf die Einzugsgebietsfläche notwendig. Die gängigen Interpolationsverfahren unterschätzen die Varianz des Niederschlags deutlich, so dass eine interpolierte Zeitreihe weniger Extremwerte besitzt als eine gemessene Reihe. Um dieses Problem zu lösen, werden zusätzlich Niederschlagsfelder stochastisch generiert, deren Mittelwert dem Wert aus der Interpolation entsprechen sollte. Ausgangspunkt ist zunächst das geostatistische Verfahren des External Drift Kriging, das wir zur Interpolation stündlicher Niederschlagsmesswerte auf ein 1 km<sup>2</sup>-Raster verwenden. Anschließend werden mit der Turning Bands Methode (BROOKER 1985) Simulationen der Niederschlagsverteilung durchgeführt, die an den Messstationen konditioniert sind, d.h. deren Messwerte reproduzieren. Die antreibende Varianz für die Simulationen wird aus den Niederschlagsmessungen abgeleitet (BLIEFERNICHT et. al. 2008)

### **2.4 Unsicherheit der Modellparameter**

Das Ziel der Unsicherheitsanalyse der Modellparameter ist es, die Verteilungen der Modellparameter zu bestimmen, welche die Abflussbeobachtung unter den gegebenen Inputgrößen am wahrscheinlichsten beschreiben. Dieser Interpretation der Unsicherheit folgend, verwenden wir das statistische Verfahren der Bayes'schen Inferenz. Das Verfahren erlaubt es unter Einbeziehen von vorhandenem Vorwissen über die Verteilungen der Parameter auf die eingangs skizzierte bedingte Verteilung der Modellparameter zu schließen. Es ermöglicht zudem eine Trennung der Parameterunsicherheit von anderen Unsicherheitsquellen, z.B. der Modellstruktur und dem Input. Voraussetzung für die Anwendung ist eine Annahme über ein Fehlermodell, das uns statistisch die Abweichung zwischen Simulation und Beobachtung beschreibt. Hier verwenden wir die Annahme eines unabhängigen normalverteilten Modell-

fehlers. Die praktische Durchführung der Bayes'schen Inferenz erfolgt mit dem SCEM-UA Algorithmus (VRUGT et al. 2003), der auf der Markov-Ketten-Monte-Carlo (MCMC) Methode für die Bestimmung der Randverteilungen der Parameter beruht.

## 2.5 Framework für die Unsicherheitsanalyse

Das Vorgehen bei der Analyse der Unsicherheiten ist in Abbildung 1 veranschaulicht. Nach den Datenanalysen für Niederschlag und Abfluss wird zunächst das Niederschlags-Abfluss Modell kalibriert. Dabei dienen die Erwartungswerte der bodenhydraulischen Charakteristika der Leitbodenarten im Gebiet sowie der Niederschlag aus dem External Drift Kriging als Input mit dem die konzeptionellen Modellparameter bestimmt werden. Das kalibrierte NA-Modell dient dann als Grundlage für die separaten Analysen der Unsicherheiten in den Eingangsdaten und den Modellparametern. Der Einfluss der Bodenvariabilität auf den Gebietsabfluss wird anhand von Monte-Carlo Simulationen mit den Skalierungsfaktoren der im Gebiet vorkommenden Leitbodenarten durchgeführt. Die Bestimmung des Einflusses der raumzeitlichen Niederschlagsvariabilität erfolgt ebenfalls durch Monte-Carlo Simulation mit den stochastisch generierten Niederschlagsverteilungen. Zur Analyse der Modellparameter wird die Markov-Ketten-Monte-Carlo Methode verwendet. Als nächstes bestimmen wir die hydrologische Unsicherheit durch Kombination von Boden- und Modellparametern. Da beide Parametergruppen auf den gleichen Prozess der Abflussbildung einwirken, können sie nicht unabhängig voneinander betrachtet werden. Deshalb ist eine gemeinsame Bestimmung der Unsicherheit aus Bodenparametern und konzeptionellen Modellparametern unter Berücksichtigung der Korrelation erforderlich, die wir mit der MCMC Methode durchführen. Abschließend ermitteln wir die Gesamtunsicherheit durch Kombination von hydrologischer Unsicherheit und meteorologischer Unsicherheit, die aus der Niederschlagsvariabilität resultiert. Hierfür verwenden wir die Monte-Carlo Methode und gehen von der Unabhängigkeit zwischen den Größen aus.

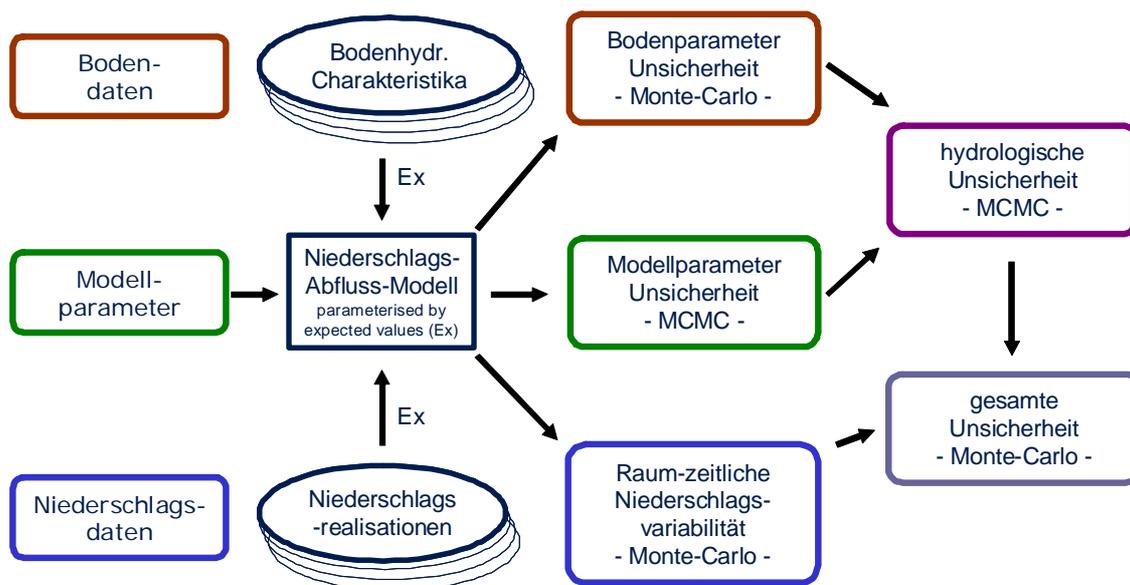


Abb.1: Framework für die Unsicherheitsanalyse

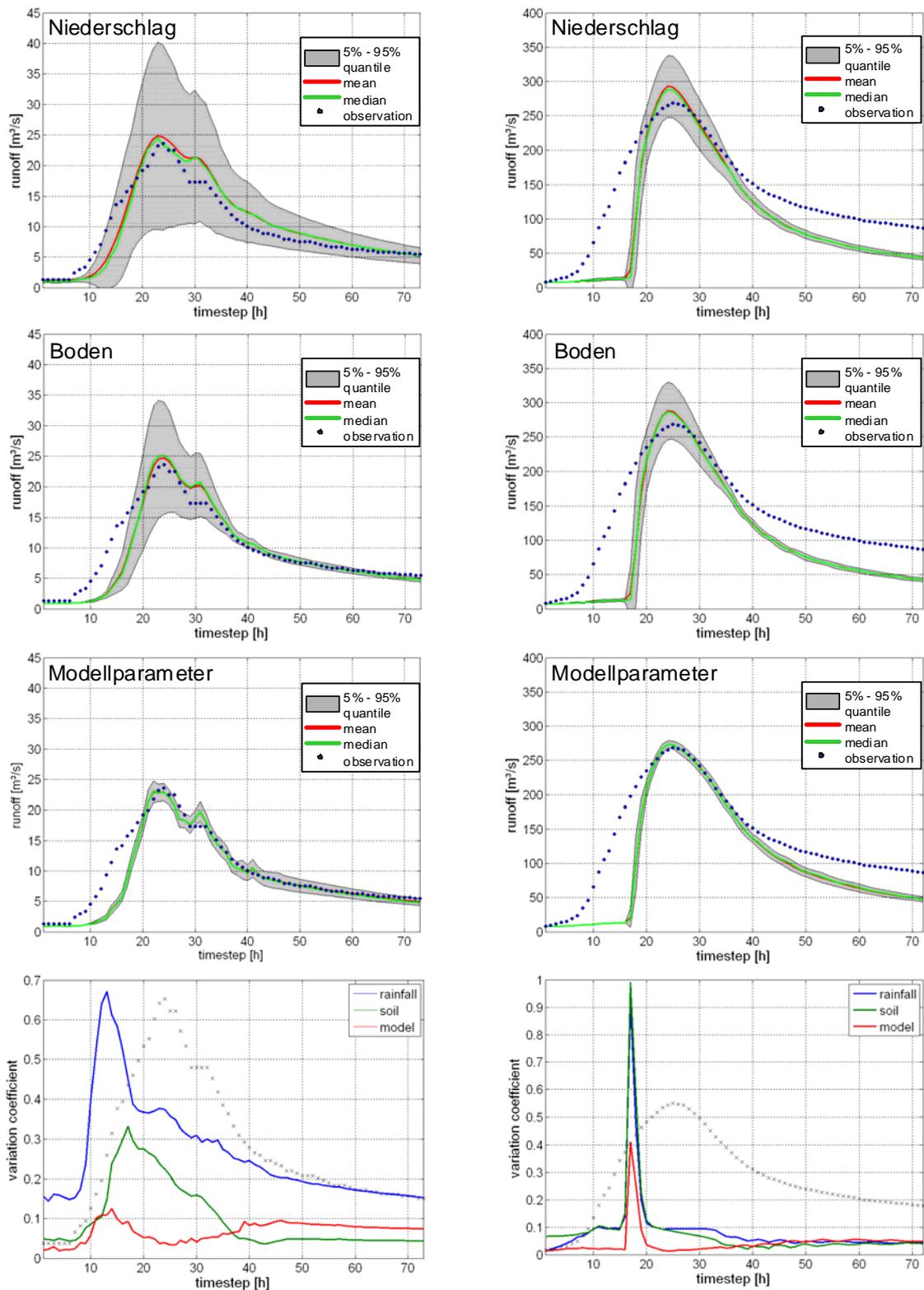


Abb. 2: Mittelwert, Median und 90 % Quantil (grauer Bereich) der unterschiedlichen Unsicherheitskomponenten im Vergleich zur Abflussbeobachtung (blaue Punkte) für das Hochwasser September 1995 am Pegel Zöblitz (linke Seite) und am Pegel Kriebstein (rechte Seite); im unteren Teil: zeitlicher Verlauf der Variationskoeffizienten der Unsicherheiten im Vergleich zum qualitativen Ereignisverlauf (graue Kreuze)

### 3 Ergebnisse

Abbildung 2 zeigt zunächst die Ergebnisse der separaten Unsicherheitsanalysen für die einzelnen Einflussgrößen. Dargestellt sind zeitschrittweise statistische Auswertungen des simulierten Gebietsabflusses für Mittelwert, Median und den 90 % Quantilbereich des Hochwassers im September 1995 (ca. HQ(3)), das zur Kalibrierung verwendet wurde. Der linke Teil von Abbildung 2 enthält die Ergebnisse für das kleine Einzugsgebiet des Pegels Zöblitz. Anhand der Bandbreite des 90 % Quantilbereichs ist deutlich die Dominanz der Niederschlagsvariabilität gegenüber den anderen Einflussgrößen erkennbar. Im unteren Teil der Abbildung 2 sind der zeitliche Verlauf des Variationskoeffizienten, dem Quotienten aus Standardabweichung und Mittelwert, dargestellt. Anhand der grauen Kreuze, die den qualitativen Verlauf des Hochwassers symbolisieren, ist zu erkennen, dass die größte Variabilität in den Unsicherheiten in der Anstiegsphase des Hochwassers zu finden ist. Mit fortschreitendem Ereignisverlauf nimmt die Unsicherheit besonders für Boden und Niederschlag ab. Im rechten Teil von Abbildung 2 sind die Ergebnisse für den ca. 40 km stromabwärts gelegenen Pegel Kriebstein abgebildet. Die Unsicherheiten resultierend aus Bodendaten und der raumzeitlichen Niederschlagsvariabilität weisen hier ähnliche Größenordnungen auf. Allgemein ist die Variabilität auf dem ca. 13-fach größeren Einzugsgebiet geringer als für das kleine Kopfeinzugsgebiet, wie anhand des Vergleiches der Variationskoeffizienten zu erkennen ist. Allerdings können die analysierten Unsicherheiten nicht alle Abweichungen des gemessenen Abflusses erklären.

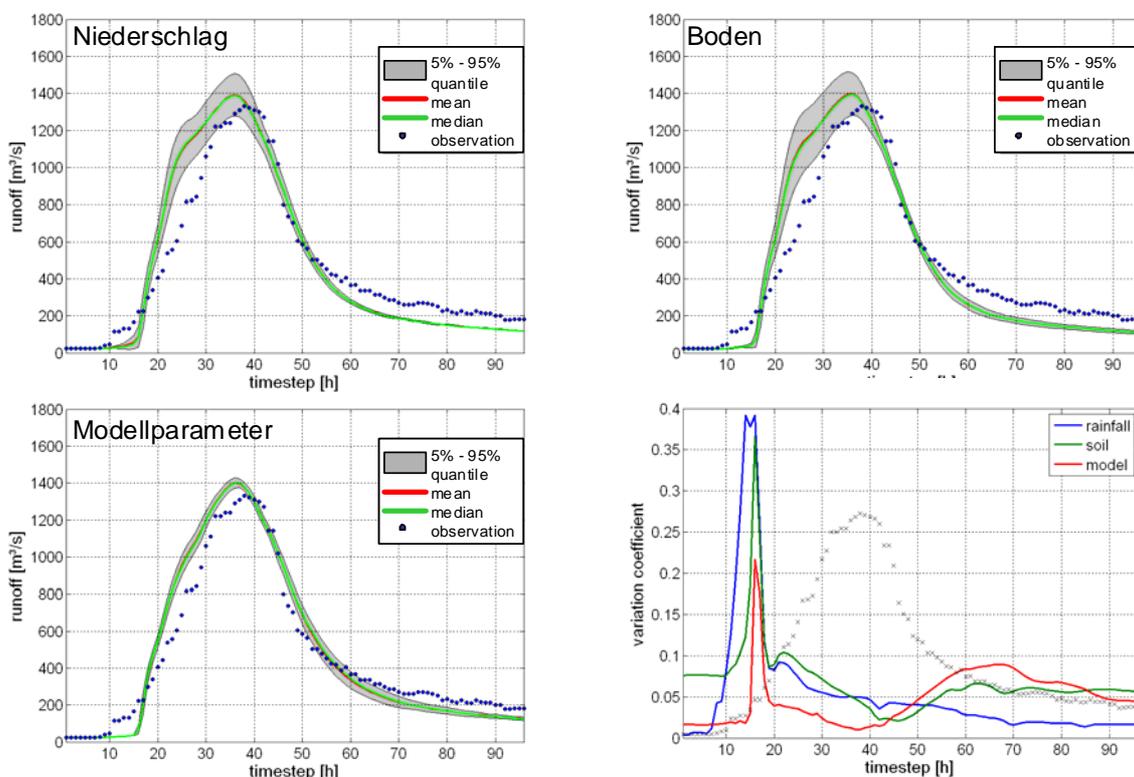


Abb. 3: Mittelwert, Median und 90 % Quantil (grauer Bereich) der unterschiedlichen Unsicherheitskomponenten im Vergleich zur Abflussbeobachtung (blaue Punkte) für das Hochwasser August 2002 am Pegel Kriebstein; rechts unten: zeitlicher Verlauf der Variationskoeffizienten der Unsicherheiten im Vergleich zum qualitativen Ereignisverlauf (graue Kreuze)

Abbildung 3 zeigt die Ausprägungen der Unsicherheiten anhand des für die Validierung verwendeten Extremereignisses im August 2002 (HHQ) für den Pegel Kriebstein. Auch hier weisen die Unsicherheiten aus den Einflussgrößen Boden und Niederschlag ähnliche Größenordnungen auf. Im Vergleich mit dem Hochwasser 9/1995 fällt allerdings die Variabilität der Unsicherheiten für das Extremereignis 2002 geringer aus, wie anhand der Variationskoeffizienten zu erkennen ist.

Die Kombination der Unsicherheiten wird anhand des kleinen Einzugsgebiets des Pegel Zöblitz für das Hochwasser im September 1995 demonstriert. Dem linken Teil von Abbildung 4 ist die Kombination von Boden- und Modellparametern zur hydrologischen Unsicherheit zu entnehmen. Die Berücksichtigung der Korrelation zwischen den Parametergruppen bewirkt deutlich geringere Unsicherheitsbänder als durch eine Monte-Carlo Simulation mit den zuvor bestimmten separaten Unsicherheiten entstehen würden. Der rechte Teil von Abbildung 4 zeigt die Überlagerung der hydrologischen Unsicherheit mit der raum-zeitlichen Niederschlagsvariabilität durch eine Monte-Carlo-Simulation. Der bereits in Abbildung 2 zu erkennende dominante Einfluss des stark variablen Niederschlagsfeldes schlägt sich auch in der Gesamtunsicherheit nieder.

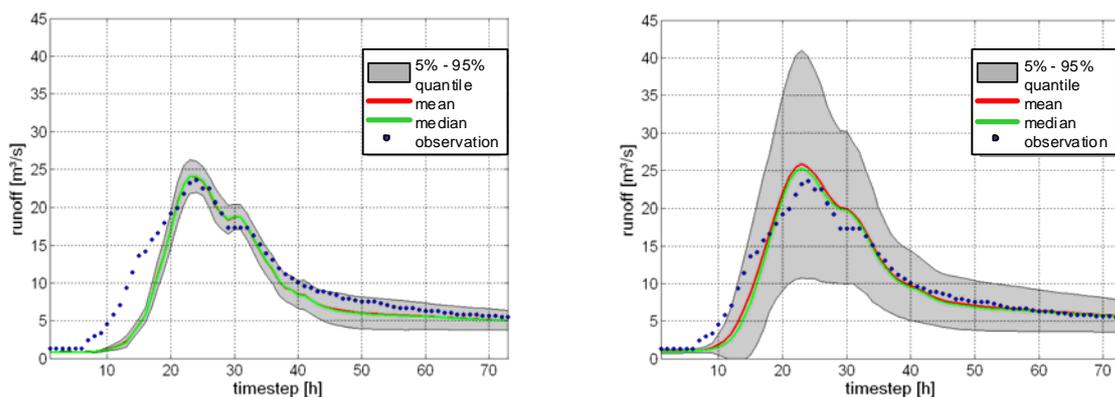


Abb. 4: Mittelwert, Median und 90 % Quantil (grauer Bereich) der hydrologischen Unsicherheit (links) und der Gesamtunsicherheit (rechts) im Vergleich zur Abflussbeobachtung (blaue Punkte) für das Hochwasser September 1995 am Pegel Zöblitz

#### 4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Im Rahmen der vorgestellten Untersuchung haben wir den Einfluss der Unsicherheiten aus der raum-zeitlichen Niederschlagsvariabilität, der Bodenvariabilität resultierend aus Bodenkarten sowie der konzeptionellen Modellparameter auf den Gebietsabfluss analysiert. Dabei wird die dämpfende Wirkung großer Gebiete in Bezug auf die Datenunsicherheit sichtbar, was die besondere Herausforderung einer zuverlässigen Hochwasservorhersage in schnell reagierenden Einzugsgebieten unterstreicht. Dies gilt insbesondere für den Niederschlag, dessen Unsicherheit im kleinen Einzugsgebiet deutlich dominiert, auf dem großen Gebiet des Pegels Kriebstein jedoch ähnliche Größenordnungen aufweist wie die Unsicherheit aus der Bodenvariabilität.

Der zeitliche Verlauf der Unsicherheiten weist in der Anstiegsphase der Hochwasserereignisse die größte Variabilität auf. Dieses Verhalten resultiert einerseits aus der zeitlich sehr unterschiedlichen Reaktion der modellierten Abflusskomponenten Direktabfluss und Interflow

in Abhängigkeit der Bodenparameter oder des zeitlichen Verlaufs der Niederschlagsintensität. Andererseits wird im Modell gerade die Anstiegsphase der Hochwasserganglinie durch die Überlagerung von Interflow mit einem hochdynamischen Direktabfluss simuliert, der zudem eine höhere Variabilität aufweist. Mit zunehmendem Ereignisfortschritt dominiert die Interflowkomponente, was sich in einer sinkenden Variabilität des Abflusses niederschlägt. Diese Dominanz einer Abflusskomponente ist auch die Ursache für die Abnahme der Unsicherheiten mit zunehmender Niederschlagsintensität, wobei dann die schnelle Abflusskomponente überwiegt.

Die rekursive Parameterbestimmung mit Bayes'scher Inferenz bei der Kombination von Boden- und Modellparametern führt zur Identifikation der bodenhydraulische Charakteristika, die den Gebietsabfluss am wahrscheinlichsten beschreiben. Die resultierende Bandbreite der Bodenparameter ist deutlich geringer als aus den Bodendaten ableitbar und der Erwartungswert ist hin zu leitfähigeren Böden verschoben. Dies deutet auf strukturelle Defizite des Modells hin, z.B. eine fehlende Komponente für den präferentiellen Fluss im Bodenkompartiment.

Weiterhin zeigen die Ergebnisse aber auch, dass die Unsicherheiten in den analysierten Einflussgrößen nicht alle Abweichungen zwischen simulierten und gemessenen Abflüssen erklären. Hieraus können allerdings wertvolle Rückschlüsse auf das Modellverhalten und die Modellflexibilität gezogen werden. Zudem sind die angesprochenen Abweichungen aber auch ein wichtiger Indikator für strukturelle Defizite des Modells, die auf Prozesse hinweisen, die nicht im Modell enthalten sind. Und nicht zuletzt geben sie uns Hinweise auf weitere Prozesse und Einflussgrößen die in die Unsicherheitsanalyse einzubeziehen sind.

## Literatur

- BEVEN, K.J. & BINLEY, A.M. (1992): The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction, *Hydrological Processes*, 6, 279-298.
- BLIEFERNICHT et. al. (2008): Stochastische Simulation stündlicher Niederschlagsfelder für Extremereignisse an der Freiburger Mulde, dem Oberen Main und der Fränkischen Saale. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, Heft 4 (im Druck).
- BROOKER, P.I. (1985): Two-Dimensional Simulation by Turning Bands, *Mathematical Geology*, Vol 17, No. 1.
- GRUNDMANN; J. et al. (2006): Niederschlags-Abfluss-Modellierung im Spiegel unsicherer Bodendaten, in : Schmitz et al. , SYNAP 2006, Analyse und Modellierung der N-A-Prozesse, *Dresdener Schriften zur Hydrologie* (5).
- SCHULLA, J. & JASPER, K. (1998): Modellbeschreibung WaSiM-ETH. - Geographisches Institut ETH Zürich.
- VRUGT, J. A. et. al. (2003): A Shuffled Complex Evolution Metropolis algorithm for optimization and uncertainty assessment of hydrologic model parameters. *Water Resources Research* 39

## **Bayesische Analyse von Unsicherheiten in Eingangsdaten und Modellstruktur räumlich distributiver N-A-Modelle**

Michael Rode, Daniela Balin, Hyosang Lee & Haytham Shbaita

### **Zusammenfassung**

Die Bedeutung von Unsicherheiten in Modelleingangsdaten und räumlicher Modellstruktur wird zunehmend erkannt. Der Niederschlag stellt die wichtigste Eingangsgröße für die N-A-Modellierung dar. Die räumliche Modellstruktur beeinflusst die Parametrisierung und die Güte der Modellsimulation. Deshalb wird in dieser Studie eine Analyse von Niederschlagsunsicherheiten bei komplexen distributiven N-A-Modellen, eine Analyse des Problems der "Equifinality" der räumlichen Modellstruktur und eine Analyse der Vorhersageunsicherheiten mittels eines erweiterten MCMC Ansatzes durchgeführt. Es wurde festgestellt, dass das hydrologische Modell WaSim-ETH geringe Sensitivität zu zufälligen Niederschlagsmessfehlern zeigt. Die Kalibrierung des Modells gleicht den Informationsgehaltsverlust aufgrund räumlicher Aggregation aus. Ein Vergleich der Gesamtunsicherheiten zwischen der 500 m Gridgröße und der 300 m Gridgröße als auch der Vergleich zwischen der 200 m Gridgröße und der 100 m Gridgröße zeigte nur geringe Unterschiede. Im Gegensatz hierzu wies der Vergleich zwischen der 200 m Gridgröße und der 300 m Gridgröße signifikante Unterschiede auf. Mit Hilfe der Unsicherheitsanalyse wurde ein Diskretisierungs- oder Gridgrößengrenzwert beim gewählten Anwendungsbeispiel festgestellt. Weiterführende Untersuchungen zum Einfluss der Aggregation von Gebietseigenschaften sind notwendig.

### **1 Einleitung und Zielsetzung**

Modellvorhersagen sind stets mit Unsicherheiten behaftet, deren Berücksichtigung bei der Interpretation der Ergebnisse von Modellberechnungen unabdingbar ist. Fehlen Informationen zur Abschätzung von Prognoseunsicherheiten, kann es zu weit reichenden Fehlentscheidungen bezüglich der Wahl von Managementmaßnahmen kommen. Die Prognoseunsicherheiten ergeben sich einerseits durch die dem Modell zugrunde liegenden Eingangsdaten, welche in der Natur erhoben werden müssen. Diese Messgrößen sind naturgemäß mit Fehlern behaftet. Andererseits handelt es sich bei der Anwendung eines Modells immer um eine vereinfachte Abbildung der Wirklichkeit und es wird stets nur eine begrenzte Anzahl von Prozessen berücksichtigt. Hinzu kommt, dass Wasser- und Stoffhaushaltsmodelle und deren physikalisch basierte Prozessbeschreibungen häufig auf weit größeren Skalen angewendet werden als für welche sie ursprünglich entwickelt wurden. Daher sind Modelle, die für Prognosen eingesetzt werden, ebenfalls eine bedeutende Quelle von Unsicherheiten. Die Kombination der Unsicherheiten der angewendeten Modelle selber und der den Modellen zugrunde liegenden Eingangsdaten führen zu Unsicherheiten in der Modellvorhersage. Allerdings kann der Beitrag einer einzelnen Quelle für diese Unsicherheiten je nach Anwendungsfall erheblich variieren. So kann ein komplexes Modell mit hoher Detailtreue die Modellunsicherheit reduzieren. Allerdings kann dabei die Unsicherheit in den Eingangsdaten erheblich steigen, da zeitlich und räumlich wesentlich

höher aufgelöste Eingangsdaten benötigt werden. Obwohl die Unsicherheit der Modellvorhersagen seit langem bekannt ist [BECK 1987, BEVEN & BINLEY 1992], ist sie erst in den letzten Jahren intensiver Gegenstand der Forschung geworden.

Bisher waren Unsicherheitsanalysen von Niederschlags-Abfluss-Modellen häufig synonym mit Parameterunsicherheitsanalysen. Erst in letzter Zeit rücken Fragen zu anderen Unsicherheitsquellen in den Vordergrund. Hierzu sind die Modelleingangsdaten sowie Unsicherheiten der Modellstrukturen zu zählen. Die wichtigste Eingangsgröße aller hydrologischen Modelle stellt der Niederschlag dar. Unsicherheiten dieser Eingangsgröße haben somit besondere Bedeutung für die Abflussmodellierung. In neueren Untersuchungen wird auch den zufälligen Niederschlagsmessfehlern ein erheblicher Einfluss auf Parameter- und Gesamtunsicherheit der Modellergebnisse zugeschrieben. Bisher konzentrieren sich die Analysen von Niederschlagseingangsdaten auf einfache konzeptionelle Modelle. Für komplexe räumlich distributive Modelle vor.

Die Ziele dieses Beitrags lassen sich wie folgt zusammenfassen a) Unsicherheitsuntersuchung zufälliger Niederschlagseingangsmessfehler bei komplexen Modellen und b) Analyse des Einflusses der räumlichen Modellstruktur auf die Unsicherheit Abflussberechnungen mit Hilfe aufwendiger Bayesischer Unsicherheitsanalyse-Verfahren.

## 2 Das Untersuchungsgebiet

Das Einzugsgebiet der Weida, Pegel Lätwitz (Abbildung 1), hat eine Fläche von 100 km<sup>2</sup>. Die Weida gehört zum Einzugsgebiet der Weißen Elster im Saalegebiet, die Einzugsgebietshöhe variiert zwischen 357 m im Norden bis 552 m im Süden, es dominieren sandige und schluffige Lehme. Die Landnutzung teilt sich in Ackerland 40%, Grünland 26% und Wald

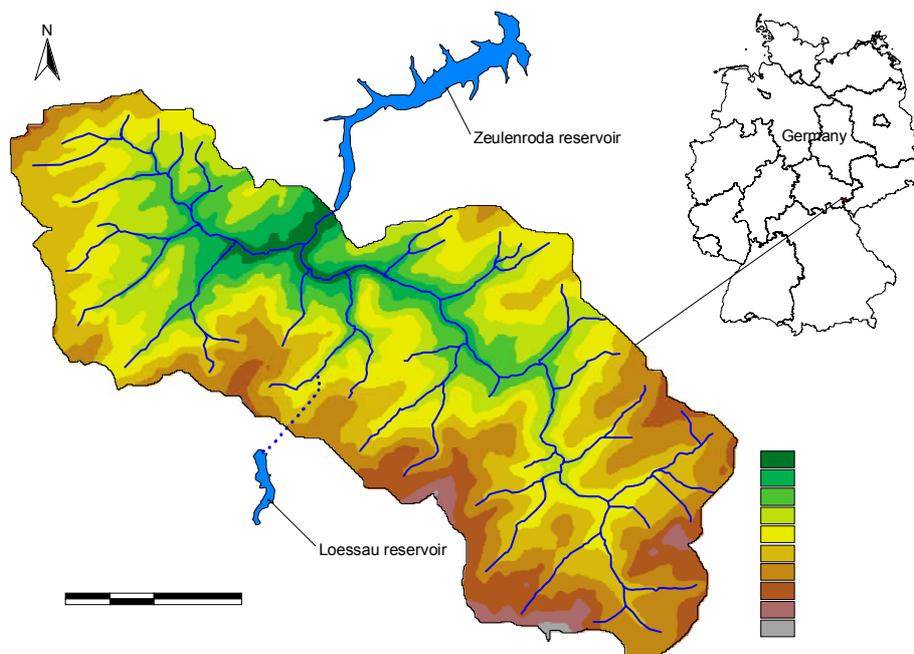


Abb. 1: Das Untersuchungseinzugsgebiet, Zeulenroda.

29% auf. Die jährliche Niederschlagsmenge ist mit einem Durchschnitt von 640 mm vergleichbar niedrig. Der Anteil der Sommerniederschläge am Gesamtniederschlag ist höher als der der Winterniederschläge. Die durchschnittliche Temperatur beträgt 7°C. Hydrologisch gesehen ist das Einzugsgebiet durch kurze Reaktionszeiten auf Niederschlagsereignisse gekennzeichnet. Der durchschnittliche Abfluss beträgt 0,72 m<sup>3</sup>/s. Für das Einzugsgebiet liegt eine sehr gute Datengrundlage vor. Dies bezieht sich sowohl auf die topographischen und meteorologischen Daten als auch auf die Abflussdaten. Für die Untersuchung wurden langjährige Zeitreihendatensätze mit einer täglichen Auflösung verwendet. Diese Datensätze umfassen Niederschlag von fünf Messstationen, Temperatur, Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchtigkeit und Globalstrahlung. Die topographischen Datensätze sind in Form eines digitalen Höhenmodells mit einer Auflösung von 25 m Rastergröße vorhanden. Die Landnutzungskarte wurde anhand von Satellitenbildern mit einer Auflösung von 30 m hergestellt. Des Weiteren wurde eine Bodenkarte mit 23 unterschiedlichen Bodentypen und einem Maßstab von 1:25000 genutzt.

### **3 Modell und Methode**

#### **3.1 WaSiM-ETH**

Das Modell WaSiM-ETH (Wasserhaushalts-Simulations-Modell) wurde verwendet, um die Wasserbilanz und die Abflussdynamik des Untersuchungsgebietes zu simulieren. Das Modell wurde an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich ETH Zürich [SCHULLA 1997] entwickelt. Das Modell ist ein prozessbasiertes Modell, wobei je nach vorhandener Datenlage konzeptionelle als auch physikalisch basierte Ansätze verwendet werden können. Für die Berechnung des Bodenwasserhaushalts werden beispielsweise zwei Ansätze vom Modell vorgehalten, ein konzeptioneller Topmodel-Ansatz und ein physikalischer Ansatz basierend auf der Richard's Gleichung. Die Implementierung erfolgt für jedes Grid, wobei auch die meteorologischen Daten für jede Gridzelle interpoliert werden [SCHULLA 1997]. WaSiM-ETH ist ein vielfach eingesetztes Tool, das für eine Einzugsgebietsgröße von bis zu 100 000 km<sup>2</sup> genutzt wird. Für die Implementierung des Modells sind entsprechende hydrologische und meteorologische Zeitreihendaten (z. B. Feuchtigkeit, Strahlung, Windgeschwindigkeit) und entsprechende Lagedaten wie digitales Höhenmodell, Boden- und Landnutzungskarten erforderlich.

#### **3.2 Monte Carlo Markov Chain Methode (MCMC):**

Für diese Studie wurde die Bayes'sche Methode mit dem Monte Carlo Markov Chain (MCMC) Ansatz implementiert. Mit Hilfe von statistischer Wahrscheinlichkeit wird sowohl die Parameter- als auch die Gesamtunsicherheit bestimmt. Die MCMC Methode kann in zwei Schritte unterteilt werden:

- 1) Modellierungsstrategie für die Fehlersimulation
- 2) Wahl des Sampling-Verfahrens zur Abschätzung der Parameter

Für den ersten Schritt wurde eine statistisch normalverteilte Wahrscheinlichkeitsfunktion gewählt. Dies bedeutet, dass die Wahrscheinlichkeitsverteilung der Modellparameter, die anhand beobachteter Werte bestimmt wird, mit einer normalen Verteilung beschrieben

werden kann. Der Fehler  $\varepsilon$  kann als Differenz zwischen den simulierten (Q) und gemessenen (Y) Abflüssen betrachtet werden.

$$Y = Q + \varepsilon \quad (1)$$

wobei

$$\varepsilon = N(0, \sigma^2) \quad (2)$$

N ist die Normalverteilungsfunktion mit einem Mittelwert von 0 und einer Varianz  $\sigma^2$ . Der simulierte Abfluss ist eine Funktion der Eingangsdaten I und der Modellparameter  $\theta$ , somit lässt sich die Gleichung 1 umschreiben

$$Y = f(I, \theta) + \varepsilon \quad (3)$$

Die Wahrscheinlichkeitsfunktion für einen einzelnen Wert ist

$$L(\theta) = \frac{1}{\sqrt{2 \cdot \pi} \cdot \sigma} \cdot e^{\left(-\frac{1}{2\sigma^2}(Y-Q)^2\right)} \quad (4)$$

und für mehrere Werte

$$L(\theta) = \frac{1}{\left(\sqrt{2 \cdot \pi}\right)^n \cdot \sigma^n} \cdot e^{\left(-\frac{1}{2\sigma^2} \cdot \sum_1^n (Y-Q)^2\right)} \quad (5)$$

Für den zweiten Punkt wird die Gibbs-Methode innerhalb des Metropolis-Algorithmus angewendet. Dieses Verfahren kann in drei Punkten zusammengefasst werden [Balin 2004]:

1. Generierung ein neues Sample von dem vorherigen Sample
2. Annahme des neuen Samples
3. Überwachung der Konvergenz des Modells

Gibbs innerhalb von Metropolis ist ein hybrider Sampling-Algorithmus. Dieser beinhaltet zwei Sonderfälle des Metropolis-Algorithmus', der Metropolis-Hasting-Algorithmus und der Gibbs Algorithmus. Die Generierung eines neuen Parametersatzes erfolgt mit Hilfe von den zwei Algorithmen – Gibbs und Metropolis. Die Annahmeregeln des neu generierten Parametersatzes wird von der Metropolis-Hasting-Regel festgelegt. Die Modellvarianz wird in dieser Studie als Modellparameter betrachtet. Somit wird die Varianz in die Kalibrierung miteinbezogen. Das gesamte Verfahren wurde in LabView implementiert [Balin 2004]. Der Metropolis-Hastings-Algorithmus wurde für die Auswahl der Modellparameter verwendet und der Gibbs-Sampler für die Auswahl der Residuenvarianzparameter. Das MCMC Verfahren stellt ein Kalibrierungs- als auch ein Unsicherheitsanalyseverfahren dar. Die MCMC-Methode hat den Vorteil gleichzeitig Aussagen zur Parameterunsicherheit als auch zur Gesamtunsicherheit zu liefern.

## 4 Unsicherheitsanalyse

### 4.1 Niederschlagsunsicherheit

Für die Analyse der Niederschlagsunsicherheiten wurden sowohl zufällige als auch systematische Messfehler der Punktmessungen berücksichtigt. Niederschlagsunsicherheiten wurden in Form von Verteilungsfunktionen abgebildet. Hierzu wurden 50 Szenarien generiert aus denen schließlich 10 Szenarien für die hydrologische Modellierung verwendet wurden. Das Verfahren wurde nacheinander für systematisch korrigierte Niederschlagseingangsdaten und für systematisch korrigierte Eingangsdaten einschließlich zufälliger

Niederschlagsmessfehlern eingesetzt. Zusätzlich wurde das Kalibrierungsergebnis für unkorrigierte Niederschlagsingangsdaten geprüft.

Die Abbildung 2 stellt die berechneten Parameter- und Gesamtunsicherheiten mit Berücksichtigung der Niederschlagsunsicherheiten dar. Punkte zeigen den gemessenen Abfluss, graue Linien zeigen Parametersvertrauensbereiche und schwarze Linien zeigen den Vertrauensbereich der Gesamtunsicherheit.

Die Ergebnisse zeigten, dass zwischen den Versionen keine Unterschiede in der Modellgüte feststellbar waren. Es zeigte sich zudem, dass die Modellkalibrierung eine unterlassene Korrektur der systematischen Niederschlagsmessfehler kompensieren konnte. Hinsichtlich der Parameter und Gesamtunsicherheiten (Abbildung 2) zeigten sich ebenfalls nur geringe Unterschiede. Bei genauem Hinsehen (Abbildung 3) zeigt sich, dass Unterschiede hinsichtlich verschiedener Abflusssituationen auftreten. Bei Hochwasserabflüssen treten mit Berücksichtigung von zufälligen Niederschlagsunsicherheiten geringfügig größere Vertrauensbereiche für die Parameterunsicherheiten auf. Bei Niedrigwasserabflüssen sind die Parameterunsicherheiten deutlich größer. In beiden Fällen treten jedoch keine größeren Vertrauensbereiche für die Gesamtunsicherheit auf.

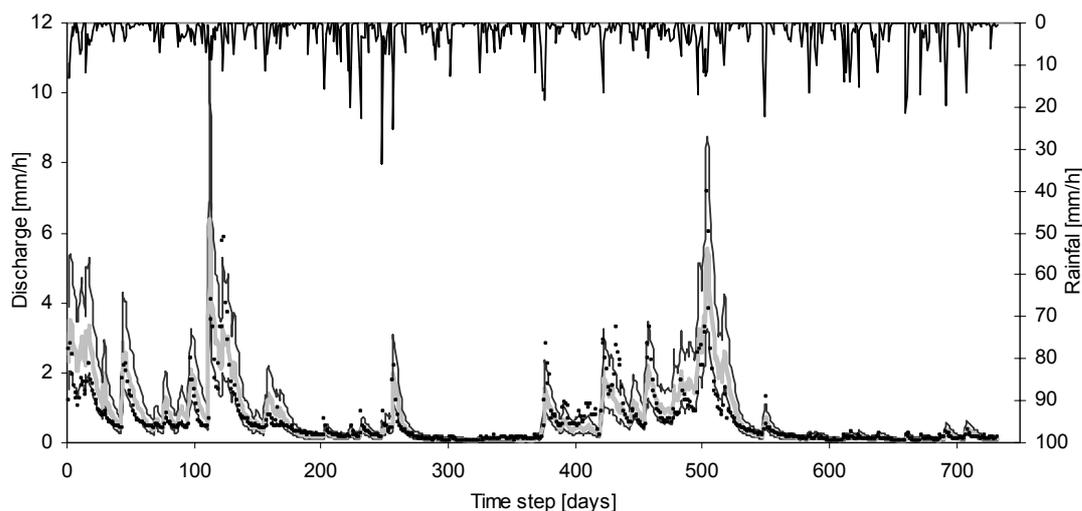


Abb. 2: Berechnete Parameter- und Gesamtunsicherheiten mit Berücksichtigung der Niederschlagsunsicherheiten. Die Punkte sind der gemessene Abfluss, die graue Linie ist die Parametersvertrauensbereiche und die schwarzen Linien die Gesamtunsicherheitsvertrauensbereich.

#### 4.2 Unsicherheiten der räumlichen Modellstruktur

Um die räumlichen Modellstrukturunsicherheiten bestimmen zu können, wurden sechs Modelversionen mit Rastergrößen von 25m, 50m, 100m, 200m, 300m und 500m generiert. Das WaSiM-ETH Modell wurde mit PEST, ein gradientenbasiertes Verfahren, kalibriert und die Unsicherheitsanalyse mit Monte Carlo Markov Chain (MCMC) durchgeführt. Abbildung 4 zeigt, dass das Modell WaSiM-ETH die Dynamik im System wiedergeben kann. Für den Kalibrierungszeitraum konnten sehr gute Effizienzmaße nach Nash und Sutcliffe (NS) von 0,82 erzielt werden.

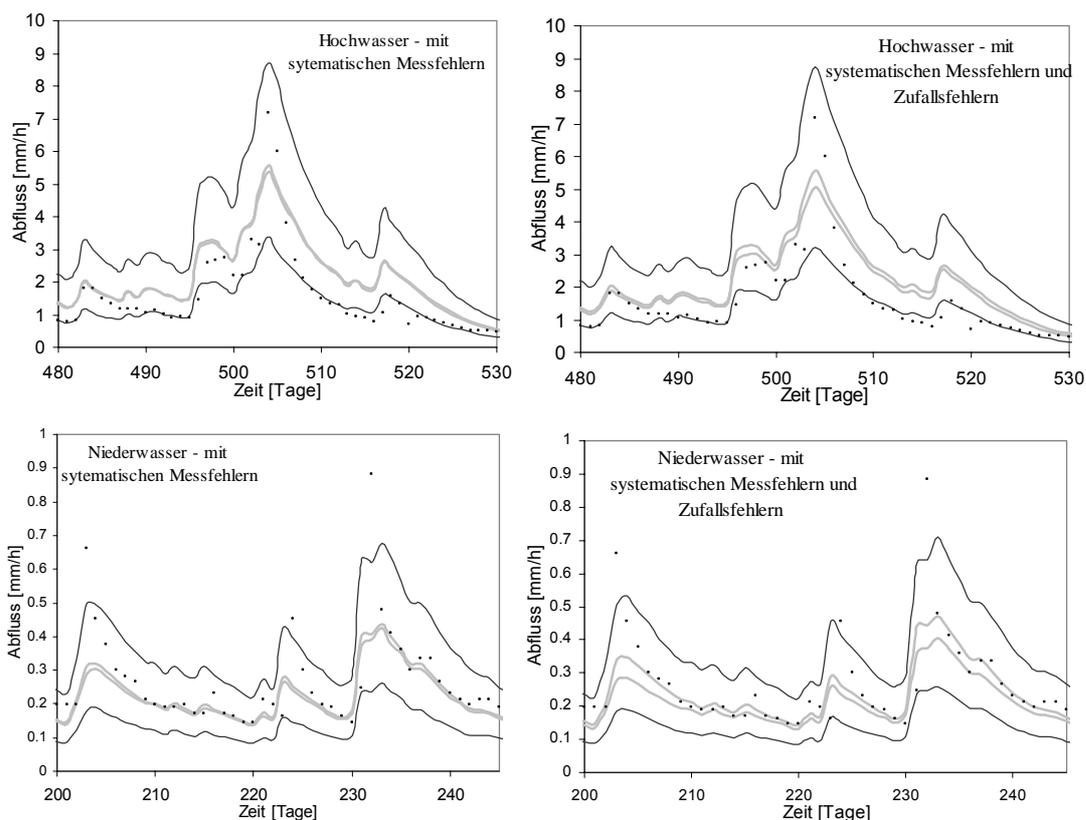


Abb. 3: Parameter- und Gesamtunsicherheitsbereiche für (a) Hochwasser mit systematischen Messfehlern, (b) Hochwasser - mit systematischen Messfehlern und Zufallsfehlern, (c) Niedrigwasser - mit systematischen Messfehlern und (d) Niedrigwasser - mit systematischen Messfehlern und Zufallsfehlern.

In Tabelle 1 sind die Gütekriterien sowohl für die Kalibrierungs- als auch für die Validierungsperiode zu sehen. Es zeigt sich, dass eine geringfügige Verschlechterung der Ergebnisse mit Zunahme der Gridgröße eintritt. Es ist jedoch kein Grenzwert identifizierbar ab dem die Performance deutlich schlechter wird und für die Validierung ergeben sich keinerlei systematische Abhängigkeiten zwischen Modelleffizienz und Gridgröße. Die Kalibrierung des Modells gleicht den Informationsgehaltsverlust aufgrund räumlicher Aggregation aus.

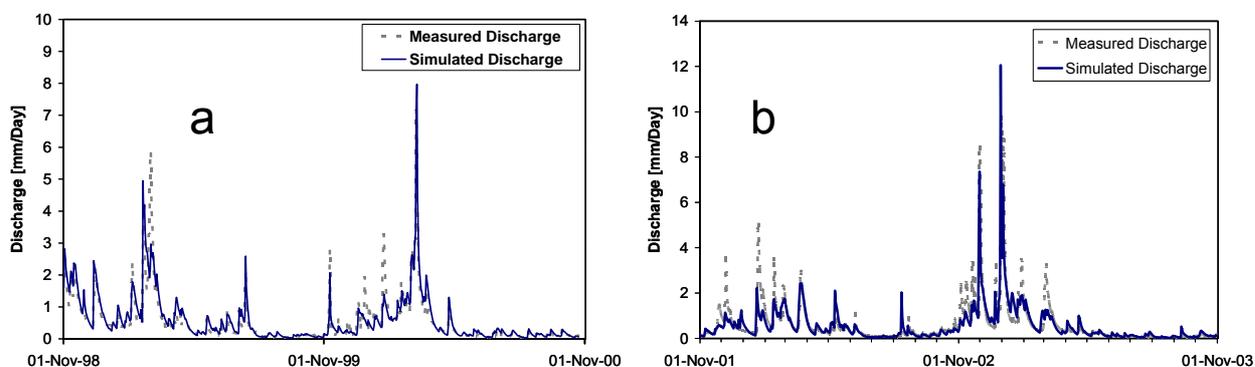


Abb. 4: Gemessener und simulierter Abfluss für die Rastergröße 25m für (a) Kalibrierungsperiode und (b) Validierungsperiode.

Die Unsicherheitsanalyse jeder Modellversion wurde mit 10000 Läufen durchgeführt. Die Ergebnisse der Unsicherheitsanalyse werden in Form von Wahrscheinlichkeitsverteilungen geliefert, die wiederum als Quantile graphisch dargestellt werden können. Vergleicht man die Abbildung 4 und 5 miteinander, so zeigt Abb. 5 mit einer Gridauflösung von 300 m deutlich größere 95%ige Vertrauensbereiche als Abb. 4 mit einer Gridauflösung von 200 m. Dies deutet darauf hin, dass es zwischen der 200m und der 300m Gridgröße einen Gridgrößegrenzwert gibt. Das heißt, räumlich feinere Auflösungen als den Schwellenwert werden „fast“ genauso gute Ergebnisse liefern wie der Schwellenwert und für gröbere Auflösungen verschlechtern sich die Ergebnisse sprunghaft.

Tab. 1: Gütekriterien für unterschiedliche Gridauflösung

Rastergröße	25	50	100	200*	300	500
<b>Kalibrierung</b>						
NS	0,82	0,78	0,78	0,77	0,74	0,75
R <sup>2</sup>	0,91	0,90	0,90	0,85	0,88	0,88
<b>Validierung</b>						
NS	0,62	0,62	0,62	0,66	0,57	0,62
R <sup>2</sup>	0,79	0,80	0,79	0,81	0,81	0,80

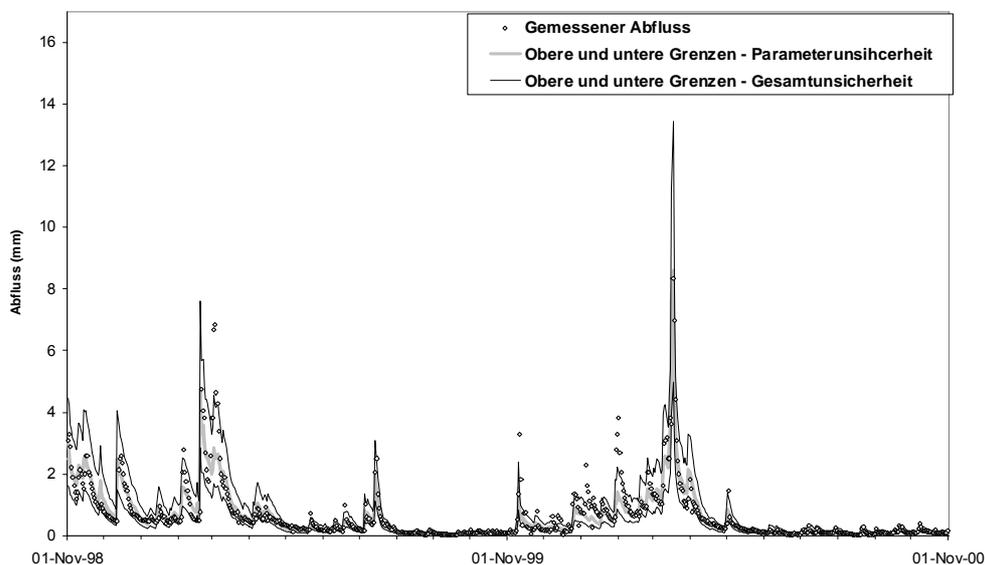


Abb. 5: Ergebnisse der MCMC-Unsicherheitsanalyse für die 200 m Gridauflösung, die Punkte sind der gemessene Abfluss, graue Linie die Parameterunsicherheitsbänder und die schwarze Linie die Gesamtunsicherheitsbänder.

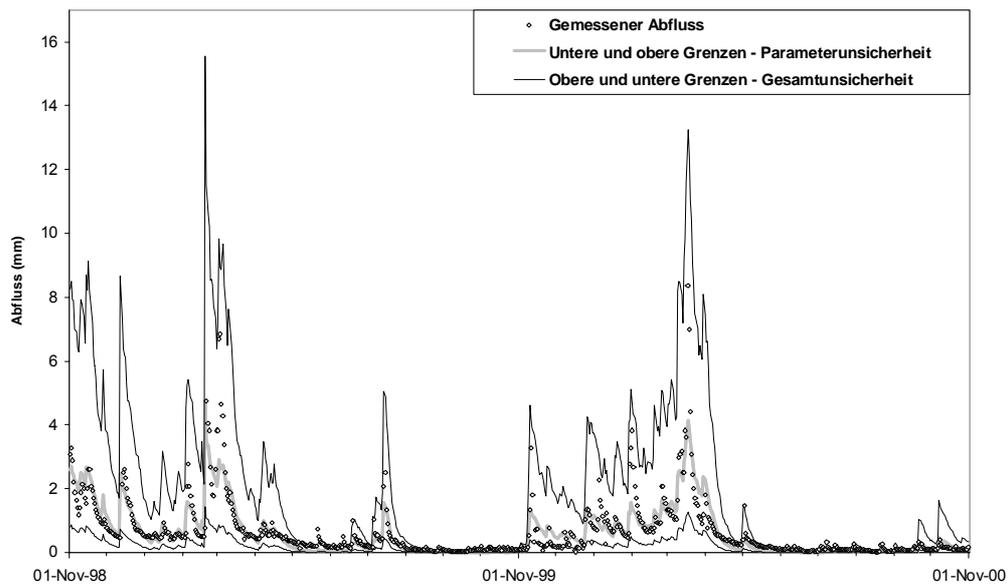


Abb. 6: Ergebnisse der MCMC-Unsicherheitsanalyse für die 300 m Girdauflösung, die Punkte sind der gemessene Abfluss, graue Linie die Parameterunsicherheitsbänder und die schwarze Linie die Gesamtunsicherheitsbänder.

### Literatur

- BECK, M. B. (1987): Water Quality Modelling: A Review of the Analysis of Uncertainty, *Water Resources Research* 23 (8), 1393-1442.
- BEVEN, K. & BINLEY, A. M. (1992): The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological Processes* (6), 279-298
- SCHULLA, J. (1997). Model Description WaSiM-ETH. Internal report. ETH-Zurich.

## Verzeichnis der Autoren

**Assmann**, André, Dr., geomer GmbH, Redtenbacherstraße 5, D-69126 Heidelberg, E-Mail: aassm@geomer.de

**Bach**, Michael, Dipl.-Ing., Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachgebiet für Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung (ihwb), Technische Universität Darmstadt, Petersenstraße 13, 64287 Darmstadt, Tel.: +49-(0)6151-163143, Fax: +49-(0)6151-163243, E-Mail: bach@ihwb.tu-darmstadt.de

**Balin**, Daniela, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Brückstr. 3a, 39114, Magdeburg, Tel.: +493918109650, Fax: +493918109699, E-Mail: daniela.balin@ufz.de

**Bärlund**, Ilona, Dr.-Ing., Wissenschaftliches Zentrum für Umweltsystemforschung, Universität Kassel, Kurt-Wolters-Strasse 3, 34125 Kassel, Tel.: 49-(0)561-8043903, Fax: +49(0)561-8043176, E-Mail: baerlund@usf.uni-kassel.de

**Bálint**, Gábor, Hydrological Institute, Water Resources Research Centre (VITUKI), P.O. Box 27, Budapest H-1453, Ungarn, Tel.: +36.1 2155001, Fax: +36.1 2167670, E-Mail: balint@vituki.hu

**Bárdossy**, András, Prof. Dr., Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, Pfaffenwaldring 61, 70569 Stuttgart, Tel.: +49 711 685-64663, Fax: +49 711 685-64681, E-Mail: Andras.Bardossy@iws.uni-stuttgart.de

**Belli**, Aslan, Dipl.-Ing., Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Leibniz Universität Hannover, Appelstraße 9A, 30167 Hannover, Tel.: +49 (0)511 762-2497, Fax: +49 (0)511 762-3731, E-Mail: belli@iww.uni-hannover.de

**Bieger**, Katrin, Ökologie-Zentrum, Fachabteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstr. 75, 24118 Kiel, Tel.: 0431-880 4030, Fax: 0431-880 4607, E-Mail: kbieger@hydrology.uni-kiel.de

**Bittner**, Ruth, Dr.-Ing., GeoForschungsZentrum Potsdam, Telegrafenberg, 14473 Potsdam, Tel.: 0331/288-1564, Fax: 0331/288-1570, E-Mail: bittner@gfz-potsdam.de

**Bliedernicht**, Jan, Dipl.-Ing., Institut für Wasserbau, Lehrstuhl für Hydrologie und Geo-hydrologie, Universität Stuttgart, Pfaffenwaldring 61, D-70550 Stuttgart, E-Mail: Bliedernicht@iws.uni-stuttgart.de

**Borken**, Werner, PD Dr., Lehrstuhl für Bodenökologie, Universität Bayreuth, Dr. Hans-Frisch-Straße 1-3, D-95448 Bayreuth, Tel.: 0921/555741, Fax: 0921/555799, E-Mail: werner.borken@uni-bayreuth.de

**Bormann**, Helge, Juniorprof. Dr., Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Uhlhornsweg 84, 26111 Oldenburg, Tel.: 0441-798-4459, Fax: 0441-798-3769, E-Mail: helge.bormann@uni-oldenburg.de

**Buchwald**, Imke, Dipl.-Ing., Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Leibniz Universität Hannover, Appelstraße 9A, 30167 Hannover, Tel.: +49 (0)511 762-3729, Fax: +49 (0)511 762-3731, E-Mail: buchwald@iww.uni-hannover.de

**Buddenbaum**, Henning, Universität Trier, Fachbereiche VI – Geographie und Geowissenschaften, Fach Fernerkundung, Campus II / Behringstraße, 54286 Trier, Tel.: 0651 201 4729, Fax: 0651 201 3815, E-Mail: Buddenba@uni-trier.de

**Casper**, Markus, Prof. Dr.-Ing., Universität Trier, Physische Geographie, Behringstr. 21, 54286 Trier, Tel.: 0651-2014518, Fax: 0651-2013976, E-Mail: casper@uni-trier.de

**Cullmann**, Johannes, Dr., IHP/HWRP-Sekretariat, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Postfach 200253, 56002 Koblenz, Tel.: +49 (0)261 1306 5313, E-Mail: cullmann@bafg.de

**Daamen**, Karlheinz, Dipl.-Geogr., Bayerisches Landesamt für Umwelt, Referat 88 - HND, HVZ Donau, Lazarettstr.67, D-80636 München, E-Mail: karl-heinz.daamen@lfu.bayern.de

**Denhard**, Michael, Dr., Deutscher Wetterdienst, 63067 Offenbach am Main

**Dietrich**, Jörg, Dr.-Ing., Lehrstuhl für Hydrologie, Wasserwirtschaft und Umwelttechnik, Ruhr- Universität Bochum, 44780 Bochum

**Disse**, Markus, Univ.-Prof Dr.-Ing., Institut für Wasserwesen - Professur für Wasserwirtschaft und Ressourcenschutz, Universität der Bundeswehr München, Werner-Heisenberg-Weg 39, 85577 Neubiberg, Tel.: 089-6004 3491, Fax: 089-6004 4642, E-Mail: Markus.Disse@unibw.de

**Dittrich**, Ingo, Dr., Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH, Gerlinger Str. 4, 01728 Bannewitz, Tel.: +49351/4014793, Fax: +49351/4014796, E-Mail: Hydro-Consult@t-online.de

**Ebert**, Christian, Dipl.-Ing., Institut für Wasserbau, Lehrstuhl für Hydrologie und Geohydrologie, Universität Stuttgart, Pfaffenwaldring 61, D-70550 Stuttgart, E-Mail: christian.ebert@iws.uni-stuttgart.de

**Ebner von Eschenbach**, Anna-Dorothea, Dr.-Ing., (früher: Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Leibniz Universität Hannover) Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat M2, Postfach 200253, 56002 Koblenz, Tel.: +49 (0)261-1306-5187, Fax: +49 (0)261-1306-5280, E-Mail: EbnerVonEschenbach@bafg.de

**Eisele**, Michael, Dr., Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Außenstelle Bremen, Friedrich-Mißler-Str. 46/50, 28211 Bremen, Tel.: 0421-20346-57, Fax: 0421-20346-10, E-Mail: Michael.Eisele@lbeg.niedersachsen.de

**Elfert**, Simon, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Uhlhornsweg 84, 26111 Oldenburg, Tel.: 0441-798-4683, Fax: 0441-798-3769, E-Mail: simon.elfert@web.de

**Feger**, Karl-Heinz, Prof. Dr., Technische Universität Dresden, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Piennner Straße 19, 01737 Tharandt, Tel.: +4935203/3831806, Fax: +4935203/3831388, E-Mail: fegerkh@forst.tu-dresden.de

**Fohrer**, Nicola, Prof. Dr., Ökologie-Zentrum, Fachabteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstr. 75, 24118 Kiel, Tel.: 0431-880 1276, Fax: 0431-880 4607, E-Mail: nfohrer@hydrology.uni-kiel.de

**Gocht**, Martin, Dipl.-Ing. MBA, Water&Finance, Guerickestr. 14, 10587 Berlin

**Götzinger**, Jens, Dr., LAWA Geschäftsstelle, Ministerium für Umwelt, Keplerstr. 18, 66117 Saarbrücken, Tel.: 0681/501-4789, Fax: 0681/501-4488, E-Mail: J.Goetzinger@umwelt.saarland.de

**Grasselt**, Rene, Meteorologisches Institut, Universität Bonn, Auf dem Hügel 20, 53121 Bonn, Tel.: 0049 (0)228 735194, Fax: 0049 (0)228 735188, E-Mail: grasselt@uni-bonn.de

**Grundmann**, Jens, Dipl.-Hydrol., Institut für Hydrologie und Meteorologie, TU Dresden, Würzburger Str. 46, 01187 Dresden, Tel.: 0351 46335556, Fax: 0351 46337162, E-Mail: Jens.Grundmann@tu-dresden.de

**Guse**, Björn, Dipl.-Geoökol., GeoForschungsZentrum Potsdam, Sektion 5.4 – Ingenieurhydrologie, Telegrafenberg, 14473 Potsdam, Tel.: 0331-2881896, E-Mail: bguse@gfz-potsdam.de

**Haberlandt**, Uwe, Prof. Dr.-Ing., Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Leibniz Universität Hannover, Appelstraße 9A, 30167 Hannover, Tel.: +49 (0)511 762-2287, Fax: +49 (0)511 762-3731, E-Mail: haberlandt@iww.uni-hannover.de

**Hennersdorf**, Jörg, Dipl.-Geogr., Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung, e.V., Weberplatz 1, D-01217 Dresden, E-Mail: j.hennersdorf@ioer.de

**Herbst**, Marcus, Dipl.-Geogr., Universität Trier, Physische Geographie, Behringstr. 21, 54286 Trier, Tel.: 0651-2014555, Fax: 0651-2013976, E-Mail: herbstm@uni-trier.de

**Hinz**, Nicole, Dipl.-Geoökol., Lehrstuhl für Hydrologie, Wasserwirtschaft und Umwelttechnik, Ruhr-Universität Bochum, Universitätsstraße 150, 44801 Bochum, Tel.: 0234-32-25896, Fax: 0234-32-14153, E-Mail: nicole.hinz@ruhr-uni-bochum.de

**Hübner**, Christoph, Dipl.-Ing., Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachgebiet für Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung, Technische Universität Darmstadt, Petersenstraße 13, 64287 Darmstadt, Tel.: +49-(0)6151-16-2043, Fax: +49-(0)6151-16-3243, E-Mail: huebner@ihwb.tu-darmstadt.de

**Hundecha**, Yeshewatesfa, Dr.-Ing., Lehrstuhl für Hydrologie, Wasserwirtschaft und Umwelttechnik, Ruhr-Universität Bochum, Universitätsstr. 150, 44801 Bochum, Tel.: 0234-32-25896, Fax: 0234-32-14153, E-Mail: yeshewatesfa.hundecha@rub.de

**Johst**, Margret, Dipl.-Hydrologin, Universität Trier, Physische Geographie, Campus II, 54286 Trier, Tel.: 0651-2014507, Fax: 0651-2013976, E-Mail: johstm@uni-trier.de

**Kahl**, Bianca, Dipl.-Ing., IWHW BOKU Wien, Muthgasse. 18, A-1190 Wien

**Klein**, Bastian, Dipl.-Ing., Lehrstuhl für Hydrologie, Wasserwirtschaft und Umwelttechnik, Ruhr-Universität Bochum, Universitätsstr. 150, 44801 Bochum, Tel.: 0234-32-26259, Fax: 0234-32-14153, E-Mail: bastian.klein@rub.de

**Koskiaho**, Jari, PhD, Research Programme for Integrated River Basin Management, Finnish Environment Institute, P.O.Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland, Tel.: +358-20-490-2355, Fax: +358-20-490-2390, E-Mail: jari.koskiaho@ymparisto.fi

**Krämer**, Stefan, Dipl.-Ing., Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Leibniz Universität Hannover, Appelstr. 9A, 30167 Hannover, Tel.: +49 (0)511 762-5195, E-Mail: kraemer@iww.uni-hannover.de

**Krahe**, Peter, Dipl.-Met., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Postfach 20 02 53, D-56002 Koblenz, E-Mail: krahe@bafg.de

**Krauß**, Thomas, Dipl.-Inf., Institut für Hydrologie und Meteorologie, TU Dresden, Würzburger Str. 46, D-01187 Dresden, Tel.: +49-(0)351-463 35556, Fax: +49-(0)351-463 37162, Thomas.Krausse@tu-dresden.de

**Kreibich**, Heidi, Dr., GeoForschungsZentrum Potsdam, Sektion 5.4 – Ingenieurhydrologie, Telegrafenberg, 14473 Potsdam

**Kufeld**, Matthias, Dip.-Ing., Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen, Kreuzherrenstraße 7, 52056 Aachen, Tel.: +492418093972, Fax: +492418092275, kufeld@iww.rwth-aachen.de

**Kunkel**, Ralf, Dr., Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre, Agrosphäre (ICG-4), Forschungszentrum Jülich GmbH, Wilhelm-Johnen-Str., 52425 Jülich, Tel.: 02461-61-3262, Fax: 02461-61-2518, E-Mail: r.kunkel@fz-juelich.de

**Kunz**, Michael, Dr., Institut für Meteorologie und Klimaforschung „Arbeitsgruppe "Wettergefahren"“, Uni Karlsruhe / Forschungszentrum Karlsruhe, Kaiserstr. 12, D-76128 Karlsruhe, E-Mail: michael.kunz@imk.fzk.de

**Lee**, Hyosang, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Brückstr. 3a, 39114, Magdeburg, Tel.: +493918109650, Fax: +493918109699, E-Mail: hyosang.lee@ufz.de

**Leschik**, Sebastian, Dipl.-Hydrol., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Dept. Hydrogeologie, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Tel.: 0341 235 1983, E-Mail: sebastian.leschik@ufz.de

**Lischeid**, Gunnar, PD Dr., Lehrstuhl für Ökologische Modellbildung, Universität Bayreuth, Dr. Hans-Frisch-Straße 1-3, D-95448 Bayreuth, Tel.: 0921/555632, Fax: 0921/555799, E-Mail: gunnar.lischeid@bayceer.uni-bayreuth.de

**Maniak**, Ulrich, Prof. Dr.-Ing., Leichtweiß-Institut für Wasserbau, TU Braunschweig, Beethovenstr. 51a, 38106 Braunschweig, Tel.: 0531/391-3951, Fax: 0531/391-3955, E-Mail: u.maniak@tu-bs.de

**Marke**, Thomas, Department für Geographie, Ludwig-Maximilians-Universität, Luisenstr. 37, 80333 München, Tel.: +49(0)89-2100 6689, Fax: +49(0)89-2180 6675, E-Mail: t.marke@iggf.geo.uni-muenchen.de

**Matzner**, Egbert, Prof. Dr., Lehrstuhl für Bodenökologie, Universität Bayreuth, Dr. Hans-Frisch-Straße 1-3, D-95448 Bayreuth, Tel.: 0921/555610, Fax: 0921/555799, E-Mail: egbert.matzner@uni-bayreuth.de

**Mauser**, Wolfram, Prof. Dr., Department für Geographie, Ludwig-Maximilians-Universität, Luisenstr. 37, 80333 München, Tel.: +49(0)89-2100 6674, Fax: +49(0)89-2180 6675, E-Mail: w.mauser@iggf.geo.uni-muenchen.de

**Meetschen**, Dirk, Meteorologisches Institut, Universität Bonn, Auf dem Hügel 20, 53121 Bonn, Tel.: 0049 (0)228 735181, Fax: 0049 (0)228 735194, E-Mail: [dmeetschen@web.de](mailto:dmeetschen@web.de)

**Meon**, Günter, Prof. Dr.-Ing., Leichtweiß-Institut für Wasserbau, TU Braunschweig, Beethovenstr. 51a, 38106 Braunschweig, Tel.: 0531/391-3950, Fax: 0531/391-3955, E-Mail: [g.meon@tu-bs.de](mailto:g.meon@tu-bs.de)

**Merta**, Mariusz, Dr.-Ing., Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Rennbahnallee 109a, 15366 Hoppegarten, E-Mail: [m.merta@sieker.de](mailto:m.merta@sieker.de)

**Merz**, Bruno, Prof. Dr.-Ing., GeoForschungsZentrum Potsdam, Sektion 5.4 – Ingenieurhydrologie, Telegrafenberg, 14473 Potsdam, E-Mail: [bmerz@gfz-potsdam.de](mailto:bmerz@gfz-potsdam.de)

**Merz**, Ralf, Dipl.-Ing. Dr.techn., Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie, Technische Universität Wien, Karlsplatz 13/222, A-1040 Wien, AUSTRIA, Tel.: +43 1 58801 22312, Fax: +43 1 58801 22399, E-Mail: [merz@hydro.tuwien.ac.at](mailto:merz@hydro.tuwien.ac.at)

**Möder**, Monika, Dr. rer. nat., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Dept. Analytik, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Tel.: 0341 235 1413, E-Mail: [monika.moeder@ufz.de](mailto:monika.moeder@ufz.de)

**Moritz**, Katja, Dipl.-Hydr., Bayerisches Landesamt für Umwelt, Referat 88 - HND, HVZ Donau, Lazarettstr. 67, D-80636 München, E-Mail: [katja.moritz@lfu.bayern.de](mailto:katja.moritz@lfu.bayern.de)

**Müller**, Mark, Dipl.-Geogr., Infoterra GmbH, Claude-Dornier-Strasse, D-88090 Immenstaad, E-Mail: [marc.mueller@infoterra-global.com](mailto:marc.mueller@infoterra-global.com)

**Musolff**, Andreas, Dipl.-Ing., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Dept. Hydrogeologie, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Tel.: 0341 235 1983, E-Mail: [andreas.musolff@ufz.de](mailto:andreas.musolff@ufz.de)

**Nilles**, Silvia, Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachhochschule Trier, Postfach 1826, D-54208 Trier

**Osenbrück**, Karsten, Dr. rer. nat., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Dept. Isotopenhydrologie, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle, Tel.: 0345 5585 207, E-Mail: [karsten.osenbrueck@ufz.de](mailto:karsten.osenbrueck@ufz.de)

**Ostrowski**, Manfred, Prof. Dr.-Ing., Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachgebiet für Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung, Technische Universität Darmstadt, Petersenstraße 13, 64287 Darmstadt, Tel.: +49-(0)6151-16-2143, Fax: +49-(0)6151-16-3243, E-Mail: [sekretariat@ihwb.tu-darmstadt.de](mailto:sekretariat@ihwb.tu-darmstadt.de)

**Pahlow**, Markus, Dr.-Ing., Lehrstuhl für Hydrologie, Wasserwirtschaft und Umwelttechnik, Ruhr-Universität Bochum, Universitätsstr. 150, 44801 Bochum, Tel.: 0234-32-27619, Fax: 0234-32-14153, E-Mail: markus.pahlow@rub.de

**Pakosch**, Sabine Dipl.-Ing. M.Sc., Institut für Wasserwesen - Professur für Wasserwirtschaft und Ressourcenschutz, Universität der Bundeswehr München, Werner-Heisenberg-Weg 39, 85577 Neubiberg, Tel.: 089-6004 4132, Fax: 089-6004 4642, E-Mail: Sabine.Pakosch@unibw.de

**Peiffer**, Stefan, Prof. Dr., Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, Gebäude Geowissenschaften, D-95447 Bayreuth, Tel.: 0921/552251, Fax: 0921/552366, E-Mail: s.peiffer@uni-bayreuth.de

**Petry**, Uwe, Dipl.-Geogr., Lehrstuhl für Hydrologie, Wasserwirtschaft und Umwelttechnik, Ruhr-Universität Bochum, Universitätsstraße 150, 44801 Bochum, Tel.: 0234-32-25874, Fax: 0234-32-14153, E-Mail: uwe.petry@ruhr-uni-bochum.de

**Philipp**, Andy, Dipl.-Hydrol., Institut für Hydrologie und Meteorologie, TU Dresden, Würzburger Str. 46, D-01187 Dresden, Tel.: +49-(0)351-463 36374, Fax: +49-(0)351-463 37162, E-Mail: Andy.Philipp@tu-dresden.de

**Pinter**, Nicholas, Prof. Dr., Department of Geology and Environmental Resources & Policy Program, Southern Illinois University, Carbondale, IL 62901-4324, USA, Tel.: (618) 453-7375, E-Mail: npinter@geo.siu.edu

**Rachimow**, Claudia, Dipl.-Math., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Postfach 20 02 53, D-56002 Koblenz, E-Mail: rachimow@bafg.de

**Reinstorf**, Frido, PD Dr. rer. nat. habil., Fachbereich Wasser- und Kreislaufwirtschaft, Hochschule Magdeburg-Stendal, Breitscheidstr. 2, 39114 Magdeburg, Tel.: 0391 886 4480, E-Mail: frido.reinstorf@hs-magdeburg.de

**Reuter**, Christian, Dip.-Ing., Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen, Kreuzherrenstraße 7, 52056 Aachen, Tel.: +492418093938, Fax: +492418092275, E-Mail: reuter@iww.rwth-aachen.de

**Rode**, Michael, Dr. Hab., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, Tel.: +493918109650, Fax: +493918109699, E-Mail: michael.rode@ufz.de

**Rubin**, Carlos, Dipl.-Ing., ProAqua, Turpinstr. 19, 52066 Aachen

**Schädler**, Gerd, Dr., Institut für Meteorologie und Klimaforschung, Forschungsbereich Troposphäre, Universität/Forschungszentrum Karlsruhe, Postfach 3640, 76021 Karlsruhe, Tel.: 07247-82-2085, Fax: 07247-82-4742, E-Mail: gerd.schaedler@imk.fzk.de

**Schefczyk**, Lukas, Fachbereiche VI – Geographie und Geowissenschaften, Fach Fernerkundung, Universität Trier, Campus II / Behringstraße, 54286 Trier

**Schipper**, Janus Willem, Dr., Institut für Meteorologie und Klimaforschung, Arbeitsgruppe "Wettergefahren", Uni Karlsruhe / Forschungszentrum Karlsruhe, Kaiserstr. 12, D-76128 Karlsruhe, E-Mail: schipper@imk.uka.de

**Schirmer**, Mario, Prof. Dr. rer. nat. habil., Abteilung Wasserressourcen und Trinkwasser, Urbane und Alpine Hydrogeologie, EAWAG, Überlandstr. 133, 8600 Dübendorf, Schweiz, Tel.: +41 44 823 5382, E-Mail: mario.schirmer@eawag.ch

**Schlüter**, Ingo, Dr., Institut für Meteorologie und Klimaforschung, Forschungsbereich Troposphäre, Universität/Forschungszentrum Karlsruhe, Postfach 3640, 76021 Karlsruhe, Tel.: 07247-82-4793, Fax: 07247-82-4742, E-Mail: ingo.schlueter@imk.fzk.de

**Schmalz**, Britta, Dr., Ökologie-Zentrum, Fachabteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstr. 75, 24118 Kiel, Tel.: 0431-880 1268, Fax: 0431-880 4607, E-Mail: bschmalz@hydrology.uni-kiel.de

**Schmitz**, Gerd H., Dr.-Ing. habil., Institut für Hydrologie und Meteorologie, TU Dresden, Würzburger Str. 46, D-01187 Dresden, Tel.: +49-(0)351-463 33931, Fax: +49-(0)351-463 37162, E-Mail: muich@rcs.urz.tu-dresden.de

**Schröter**, Kai, Dipl.-Ing., IHWB TU-Darmstadt, Petersenstr. 13, 64287 Darmstadt, Tel.: 06151-162443, E-Mail: schroeter@ihwb.tu-darmstadt.de

**Schüttemeyer**, Dirk, Dr., Meteorologisches Institut, Universität Bonn, Auf dem Hügel 20, 53121 Bonn, Tel.: 0049 (0)228 735194, Fax: 0049 (0)228 735188, E-Mail: dirk.schuettemeyer@uni-bonn.de

**Schüttrumpf**, Holger, Univ.-Prof. Dr.-Ing., Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen, Mies-van-der-Rohe-Straße 1, 52056 Aachen, Tel.: +492418025262, Fax: +492418022348, E-Mail: schuettrumpf@iww.rwth-aachen.de

**Schulze**, Kerstin, Lehrstuhl für Bodenökologie, Universität Bayreuth, Dr. Hans-Frisch-Straße 1-3, D-95448 Bayreuth, Tel.: 0921/555674, Fax: 0921/555799, E-Mail: kerstin.hentschel@uni-bayreuth.de

**Schumann**, Andreas, Prof. Dr. rer. nat., Lehrstuhl für Hydrologie, Wasserwirtschaft und Umwelttechnik, Ruhr-Universität Bochum, Universitätsstr. 150, 44801 Bochum, Tel.: 0234-32-24693, Fax: 0234-32-14153, E-Mail: andreas.schumann@rub.de

**Seeling**, Stephan, Fachbereiche VI – Geographie und Geowissenschaften, Fach Fernerkundung, Universität Trier, Campus II / Behringstraße, 54286 Trier, Tel.: 0651 201 4607, Fax: 0651 201 3815, E-Mail: seelings@uni-trier.de, www.warela.eu

**Seidel**, Jochen, Dr., Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, Pfaffenwaldring 61, 70569 Stuttgart, Tel.: +49 711 685-64720, Fax: +49 711 685-64681, E-Mail: jochen.seidel@iws.uni-stuttgart.de

**Seifert**, Isabel, GeoForschungsZentrum Potsdam, Sektion 5.4 – Ingenieurhydrologie, Telegrafenberg, 14473 Potsdam

**Shbaita**, Haytham, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Brückstr. 3a, 39114, Magdeburg, Tel.: +493918109660, Fax: +493918109699, E-Mail: haytham.shbaita@ufz.de

**Sieker**, Friedhelm, Univ.-Prof. i. R. Dr.-Ing., Leibniz Universität Hannover, E-Mail: f.sieker@t-online.de

**Simmer**, Clemens, Dr., Meteorologisches Institut, Universität Bonn, Auf dem Hügel 20, 53121 Bonn, Tel.: 0049 (0)228 735181, Fax: 0049 (0)228 735188, E-Mail: csimmer@uni-bonn.de

**Stöber**, Sara, Dr., Department für Geographie, Ludwig-Maximilians-Universität, Luisenstr. 37, 80333 München, Tel.: +49(0)89-2100 6684, Fax: +49(0)89-2180 6675, E-Mail: s.stoeber@iggf.geo.uni-muenchen.de

**Strauch**, Gerhard, Dr. rer. nat., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Dept. Hydrogeologie, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Tel.: 0341 235 1207, E-Mail: gerhard.strauch@ufz.de

**Tattari**, Sirkka, MSc, Research Programme for Integrated River Basin Management, Finnish Environment Institute, P.O.Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland, Tel.: +358-20-490-2240, Fax: +358-20-490-2390, E-Mail: sirkka.tattari@ymparisto.fi

**Thieken**, Annegret, Univ.-Prof. Dr., (früher: GeoForschungsZentrum Potsdam, Sektion 5.4 – Ingenieurhydrologie) alpS – Zentrum für Naturgefahrenmanagement – GmbH, Grabenweg 3, A-6020 Innsbruck, Österreich, thieken@alps-gmbh.com.

**Trepte**, Sebastian, Dr., Deutscher Wetterdienst, 63067 Offenbach am Main

**Uhlemann**, Steffi, Dipl.-Geoök., GeoForschungsZentrum Potsdam, Sektion 5.4 – Ingenieurhydrologie, Telegrafenberg, 14473 Potsdam, Tel.: 0331-2881521, Fax: 0331-2881570, E-Mail: uhlemann@gfz-potsdam.de

**Verworn**, Hans-Reinhard, PD Dr.-Ing. habil., Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Leibniz Universität Hannover, Appelstr. 9A, 30167 Hannover, Tel.: +49 (0)511 762-5199, E-Mail: verworn@iww.uni-hannover.de

**Wahren**, Andreas, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Technische Universität Dresden, Piener Straße 19, 01737 Tharandt, Tel.: +4935203/3831617, Fax: +4935203/3831388, E-Mail: wahren@forst.tu-dresden.de

**Walbeck**, Klaus, Aggerverband, Sonnenstrasse 40, 51645 Gummersbach, Tel.: +49 (0)2261 36265, Fax: +49 (0)2261 368265, E-Mail: klaus.walbeck@aggerverband.de

**Wang**, Yan, Dipl.-Ing., Lehrstuhl für Hydrologie, Wasserwirtschaft und Umwelttechnik, Ruhr- Universität Bochum, 44780 Bochum

**Wendland**, Frank, Dr., Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre, Agrosphäre (ICG-4), Forschungszentrum Jülich GmbH, Wilhelm-Johnen-Str., 52425 Jülich, Tel.: 02461-61-3165, Fax: 02461-61-2518, E-Mail: f.wendland@fz-juelich.de

**Weyer**, Christina, Lehrstuhl für Ökologische Modellbildung, Universität Bayreuth, Dr. Hans-Frisch-Straße 1-3, D-95448 Bayreuth, Tel.: 0921/555652, Fax: 0921/555799, E-Mail: christina.mohr@bayceer.uni-bayreuth.de

**Wilcke**, Detlef, Dipl.-Ing., Landkreis Osnabrück - Fachdienst Umwelt, Am Schölerberg 1, 49082 Osnabrück, E-Mail: detlef.wilcke@lkos.de

**Zacharias**, Steffen, Dr., UFZ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Permoserstr.15, 04318 Leipzig, E-Mail: steffen.zacharias@ufz.de



## Schriftenreihe Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung

### Bisher erschienene Hefte

- Heft 01.02 Wechselwirkungen zwischen Grundwasserleitern und Oberflächengewässern  
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2002 am 20./21. März 2002 in Suderburg  
Herausgeber: Hartmut Wittenberg und Matthias Schöniger  
210 Seiten, 63 Abbildungen, Format A4  
ISBN: 3-936514-22-4 vergriffen
- Heft 02.02 Hochwassermanagement – Gefährdungspotenziale und Risiko der Flächennutzung  
Beiträge zum Seminar am 7./8. November 2002 in Koblenz  
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Günter Meon  
201 Seiten, 43 Abbildungen, Format A4  
ISBN 3-936514-26-7 vergriffen  
Aktualisierte Neuauflage erschienen als Heft 02.03  
Beiträge zum Seminar am 12./13. Juni 2003 in Weimar  
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Günter Meon  
200 Seiten, 65 Abbildungen, Format A4  
ISBN 3-924063-58-3 vergriffen
- Heft 03.03 Numerische Simulationsmodelle für Fließgewässer  
Beiträge zum Seminar am 12./13. Mai 2003 in Stein bei Nürnberg  
Herausgeber: Siegfried Bloß und Hans-B. Kleeberg  
185 Seiten, 32 Abbildungen, Format A4  
ISBN 3-924063-57-5 vergriffen  
Aktualisierte Neuauflage erscheinen als Heft 03.05  
Beiträge zum Seminar am 15. März 2005 in Dortmund  
Herausgeber: Siegfried Bloß und Hans-B. Kleeberg  
185 Seiten, 65 Abbildungen, Format A4  
ISBN 3-924063-57-5 35 EUR
- Heft 04.03 Klima – Wasser – Flussgebietsmanagement – im Lichte der Flut  
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2003 am 20./21. März 2003 in Freiburg i.Br.  
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg  
Band1 Vorträge, 270 Seiten, 144 Abbildungen, Format A4  
Band 2 Poster, 194 Seiten 105 Abbildungen, Format A4  
ISBN 3-924063-59-1 35 EUR
- Heft 05.04 Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten  
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2004 am 22./23. März 2004 in Potsdam  
Herausgeber: Axel Bronstert, Annegret Thieken, Bruno Merz,  
Michael Rode, Lucas Menzel  
Band1 Vorträge, 221 Seiten, 88 Abbildungen, Format A4  
Band 2 Poster, 315 Seiten, 144 Abbildungen, Format A4  
ISBN 3-937758-18-6 beide Bände zusammen 45 EUR
- Heft 06.04 Hochwassermanagement – Gefährdungspotenziale und Risiko der Flächennutzung  
Neuauflage  
Beiträge zum Seminar am 17./18. Juni 2004 in Münster  
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Günter Meon  
172 Seiten, 61 Abbildungen, Format A4  
ISBN 3-937758-19-4 35 EUR

- Heft 07.04 Niedrigwassermanagement  
Beiträge zum Seminar am 11./12. November 2004 in Koblenz  
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Gero Koehler  
172 Seiten, 82 Abbildungen, Format A4  
ISBN 3-937758-47-X vergriffen
- Heft 08.05 Hochwasser-Gefahrenkarten  
Teil 1: Erarbeitung und Nutzung von Hochwassergefahrenkarten  
Beiträge zum Erfahrungsaustausch am 24. November 2004 in Erfurt  
Teil 2: Zonierungssystem und Risikomodellierung in der Versicherungswirtschaft  
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg  
140 Seiten, 34 Abbildungen, Format A4  
ISBN 3-937758-48-8 vergriffen
- Heft 03.05 Numerische Simulationsmodelle für Fließgewässer  
Beiträge zum Seminar am 15. März 2005 in Dortmund  
Aktualisierte Neuauflage von Heft 03.03  
Herausgeber: Siegfried Bloß und Hans-B. Kleeberg  
185 Seiten, 65 Abbildungen, Format A4  
ISBN 3-924063-57-5 35 EUR
- Heft 09.05 Niederschlag – Input für hydrologische Berechnungen  
Beiträge zum Seminar am 12./13. April 2005 in Koblenz  
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg  
159 Seiten, 44 Abbildungen, Format A4  
ISBN 3-937758-67-4 vergriffen
- Heft 10.05 Entscheidungsunterstützung in der Wasserwirtschaft –  
von der Theorie zum Anwendungsfall  
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2005 am 22./23. März 2005 in Aachen  
Herausgeber: Heribert Nacken, Sabine Bartussek, Hani Sewilam  
314 Seiten, 131 Abbildungen, 25 Tabellen, Format A4  
ISBN 3-937758-68-2 42 EUR
- Heft 11.05 Hochwasser – Vorsorge und Schutzkonzepte  
Beiträge zum Seminar am 2./3. Juni 2005 in Braunschweig  
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Günter Meon  
200 Seiten, 75 Abbildungen, Format A4  
I SBN 3-937758-80-1 vergriffen
- Heft 12.05 Akustische Doppler Geräte (ADCPs) in der Hydrometrie:  
Möglichkeiten und Perspektiven einer innovativen Technik  
Beiträge zum Seminar am 28./29. September 2005 in Koblenz  
Herausgeber: Matthias Adler und Hans-B. Kleeberg  
172 Seiten, 120 Abbildungen, 8 Tabellen, Format A4  
ISBN 3-937758-90-9 38 EUR
- Heft 13.05 Abflussbildung – Prozessbeschreibung und Fallbeispiele  
Herausgeber: Axel Bronstert  
Monographie  
148 Seiten, 81 Abbildungen, 12 Tabellen, Format A4  
ISBN 3-937758-91-7 38 EUR

- Heft 14.06 Niederschlag – Input für hydrologische Berechnungen  
Aktualisierte Neuauflage  
Beiträge zum Seminar am 12./13. April 2005 in Koblenz  
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg  
205 Seiten, Format A4  
ISBN-10: 3-939057-30-4  
ISBN-13: 978-3-939057-30-7 38 EUR
- Heft 15.06 Risikomanagement extremer hydrologischer Ereignisse  
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2006 am 22./23. März 2006  
an der Universität der Bundeswehr München  
Herausgeber: Markus Disse, Karin Guckenberger, Sabine Pakosch,  
Alpaslan Yörük, Astrid Zimmermann  
Band 1 Vorträge 1, 278 Seiten  
Band 2 Vorträge 2, 338 Seiten beide Vortragsbände zusammen 50 EUR  
Band 3 Poster, 280 Seiten Posterband zusätzlich/alleine 15 EUR  
ISBN-10: 3 939057-31-2  
ISBN-13: 978-3-939057-31-4
- Heft 16.06 Niederschlag-Abfluss-Modellierung  
Beiträge zum Workshop am 10./11. April 2006 in Trier  
Herausgeber: Markus Casper und Marcus Herbst  
195 Seiten, Format A4  
ISBN-10: 3-939057-55-X  
ISBN-13: 978-3-939057-55-0 vergriffen
- Heft 17.06 Dezentraler Hochwasserschutz  
Beiträge zum Seminar am 16./17. Oktober 2006 in Koblenz  
Herausgeber: Klaus Röttcher, Gero Koehler, Hans-B. Kleeberg  
188 Seiten, Format A4  
ISBN-10: 3-939057-56-8  
ISBN-13: 978-3-939057-56-7 vergriffen
- Heft 18.06 Hochwasser – Vorsorge und Schutzkonzept  
Beiträge zum Seminar am 6./7. November 2006 in Stein bei Nürnberg  
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg, Heribert Nacken  
232 Seiten, Format A4  
ISBN-10: 3-939057-57-6  
ISBN-13: 978-3-939057-57-4 vergriffen
- Heft 19.07 Dezentraler Hochwasserschutz  
Beiträge zum Seminar am 4./5. Juni 2007 in Leipzig  
Herausgeber: Klaus Röttcher, Gero Koehler, Hans-B. Kleeberg  
196 Seiten, Format A4  
ISBN-13: 978-3-940173-03-4 48 EUR

- Heft 20.07 Einfluss von Bewirtschaftung und Klima auf Wasser- und Stoffhaushalt von Gewässern  
 Beiträge zum Tag der Hydrologie 2007 am 22./23. März 2007  
 an der Universität Rostock  
 Herausgeber: Konrad Miegel, Ellen-Rose Trübger, Hans-B. Kleeberg  
 Band 1 Vorträge, 276 Seiten  
 Band 2 Poster, 17 Seiten  
 ISBN: 978-3-940173-04-1  
 beide Bände zusammen 60 EUR
- Heft 21.07 Verdunstung  
 Beiträge zum Seminar am 10./11. Oktober 2007 in Potsdam  
 Herausgeber: Konrad Miegel, Hans-B. Kleeberg  
 252 Seiten, Format A4  
 ISBN: 978-3-940173-05-8 48 EUR
- Heft 22.07 EU-Hochwasserrichtlinie  
 Wohin geht die Reise beim Europäischen Hochwasserschutz  
 Beiträge zum Seminar am 19./20. November 2007 in Koblenz  
 Herausgeber: Heribert Nacken  
 126 Seiten, Format A4  
 ISBN: 978-3-940173-44-7 48 EUR
- Heft 23.08 Hochwasser, Wassermangel, Gewässerverschmutzung  
 – Problemlösung mit modernen hydrologischen Methoden  
 Beiträge zum Tag der Hydrologie 2008 am 27./28. März 2008  
 an der Leibniz Universität Hannover  
 300 Seiten, Format A4  
 ISBN: 978-3-940173-96-6 48 EUR
- Heft 24.06 Klimawandel – Was kann die Wasserwirtschaft tun?  
 Beiträge zum Symposium am 24./25. Juni 2008 in Nürnberg  
 Herausgeber: Hans-B. Kleeberg  
 256 Seiten, Format A4  
 ISBN: 978-3-940173-97-3 48 EUR

Ab Heft 10 sind alle Hefte (auch bereits vergriffene) ebenfalls auf CD erhältlich.

Mitglieder der Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften erhalten auf den Preis einen Nachlass von 30 %